

ЛІТЕРАТУРА

1. Гребенюк Н. П. Про зміни температури повітря в містах України в процесі урбанізації / Н. П. Гребенюк, М. Б. Барабаш // Наук. праці Укр-НДГМІ, 2004. – Вип. 253. – с.148–154.
2. Ландсберг, Г. Е. Климат города / Г. Е. Ландсберг; пер. с англ. [А. Я. Фертмана]; под. ред. А. С. Дубова. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 248 с.
3. Оке Т. Р. Климаты пограничного слоя / Т. Р. Оке. – Ленинград: Гидрометеиздат. – 1982. – 360 с.
4. Шевченко О. Г. Температурні аномалії великого міста / О. Г. Шевченко, С. І. Сніжко, Є. В. Самчук // Український гідрометеорологічний журнал. – 2011. – № 8. – С. 21–29.
5. Dettwiller J. Evolution seculaire du climat de Paris : Influence de l'urbanisme / J. Dettwiller. – Paris : Memorial de la Meteorologie Nationale, 1970. – 83 p.
6. Kuttler W. Urban Climate Research in Germany. // Urban Climate News. Quarterly Newsletter of the IAUC. – Issue No. 29, Sept. 2008. – P. 14-22

Надійшла до редколегії 14.11.2012

УДК 631.471

А. Б. АЧАСОВ, д-р с.-г. наук, доц., **Р. В. КУРИШКО**

Харківський національний аграрний університет імені В.В. Докучаєва

62483, Харківська область, Харківський район, п/в «Комуніст-1»

achasovab@rambler.ru

КАРТОГРАФІЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ПРОЦЕСУ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ВОДНОЇ ЄРОЗІЇ

Викладено результати порівняння архівних топографічних карт з матеріалами тахеометричної зйомки. Встановлено, що існуючі карти застарілі та не дають об'єктивної інформації про рельєф території. Показано можливості програми WEPP щодо моделювання процесів водної ерозії.

Ключові слова: ґрунт, ерозія, захист, рельєф, карта, моделювання

Achasov A. B., Kurishko R. V. CARTOGRAPHIC SUPPORT FOR THE MATHEMATICAL MODELING OF WATER EROSION

Изложены результаты сравнения архивных топографических карт с материалами тахеометрической съемки. Установлено, что существующие карты устарели и не предоставляют объективную информацию о рельефе территории. Показаны возможности программы WEPP относительно моделирования процессов водной эрозии.

Ключевые слова: почва, эрозия, защита, рельеф, карта, моделирование

Achasov A. B., Kurishko R. V. CARTOGRAPHIC SUPPORT FOR THE MATHEMATICAL MODELING OF WATER EROSION

The results of the comparison of archival topographic maps with materials tacheometry are presented. Found that the existing maps are outdated and do not provide objective information about the relief area. The possibilities of the program with respect to WEPP modeling of water erosion are shown.

Keywords: soil erosion, protection, relief, map, simulation

Вступ

Ерозія ґрунту була й, нажаль, залишається однією з основних екологічних проблем України. Боротьба з будь-яким негативним процесом вимагає, перш за все, наявності вичерпної інформації про нього. Для захисту території від водної ерозії необхідно знати як тривають процеси змиву, перенесення та відкладення ґрунту в часі та просторі. При цьому бажано не лише констатувати результат в ході натурних досліджень, але й робити прогноз ерозійних процесів в зале-

жності від конкретних умов.

Такий прогноз дозволить розробити різні сценарії протиерозійного захисту території.

Одним з найпотужніших засобів моделювання водної ерозії є програмний комплекс WEPP [1]. Для забезпечення якісної роботи програми WEPP до неї необхідно занести інформацію про реальну територію, яка підлягає протиерозійному впорядкуванню. Зокрема одним з найбільш важливих факторів ерозії, який обов'язково має бути врахований є рельєф. Для цього в більшості

випадків покладаються на існуючі великомасштабні топографічні карти. Але це джерело інформації має суттєву ваду – застарілість, адже останні топокарти на територію України створювались в 80–90 роках минулого століття. Реальним виходом з цього становища є нова зйомка території.

Метою статті є оцінка стану наявного картографічного забезпечення стосовно інформації про рельєф території для пода-

льшого її використання при моделюванні водної ерозії ґрунтів. Для вирішення поставленої мети необхідно:

- 1) Визначити параметри рельєфу обраного поля за топографічною картою масштабу 1:10000 та за даними тахеометричної зйомки.
- 2) Оцінити результати моделювання водної ерозії для обраного поля.

Об'єкти та методи досліджень

Для досліджень було обране одне з дослідних полів ХНАУ ім. В.В. Докучаєва, загальною площею 5,25 га. Середній ухил поля 5,3%. Моделювання водної ерозії використовувалось за допомогою програмного комплексу WEPP (Water Erosion Prediction Project), основу якого складають 4 блоки [2]:

1) Блок «Клімат» призначений для прогнозування обсягів та інтенсивності випадання злив, інфільтрації і стоку. Для наших досліджень було обрано варіант типової для даної місцевості зливи 10% рівня забезпеченості.

2) Блок «Ґрунт» характеризує ґрунтовий покрив території, а саме протиерозійну здатність ґрунтів, які входять до його складу. Ґрунтовий покрив досліджуваного поля

представлений чорноземом типовим в комплексі з чорноземом слабоеродованим;

3) Блок «Агрофон» містить інформацію про тип рослинності, вид обробітку ґрунту, стан поверхні ґрунту на момент моделювання. Для моделювання був обраний варіант «чорного пару», як найбільш небезпечного агрофону.

4) Блок «Рельєф» описує схил практично будь якої конфігурації і характеризується двома показниками: довжиною та нахилом поверхні. Для побудови моделі схилу та порівняльної характеристики було обрано два джерела вихідних даних: 1) топографічна карта масштабу 10000; 2) результати тахеометричної зйомки дослідного поля. Для його зйомки був використаний електронний тахеометр TCR 405 «Leica Geosystems».

Результати та їх обговорення

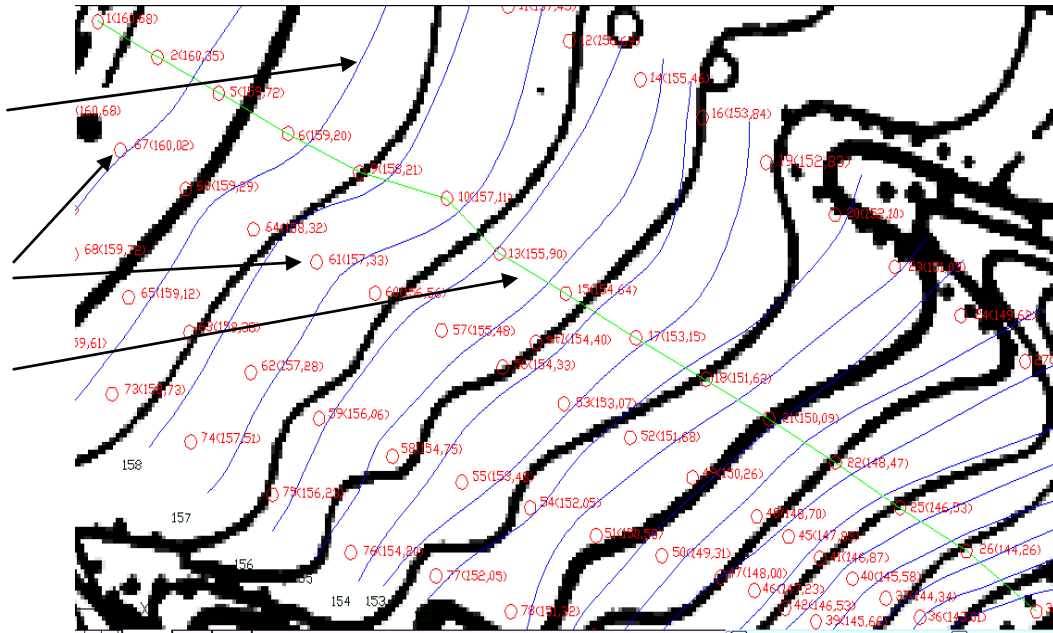
Для точності зйомки місцевості електронний тахеометр TCR 405 був встановлений по центру поля і вся ситуація знята з однієї центральної точки [3]. Під час зйомки, для більш чіткого нанесення та встановлення розмірів знімальної ділянки, було знято 86 точок, знятих через 20 м з визначеними координатами X, Y та висотою H. Після чого за допомогою програмного комплексу AutoCAD, зняті точки було відображено графічно та зроблена інтерполяція з проведенням горизонталей через 1 м. На архівній топографічній карті (М 10000) горизонталі для даній території вказані через 2 м. Для співставлення та аналізу результатів побудовані в ході зйомки місцевості ізогіпси (векторне зображення) було накладено на архівну топографічну карту (растрове зображення) (рис.1). В центральній частині поля вздовж схилу було виділено трансекту, для якій надалі буде виконуватись моделювання водної ерозії.

На рис. 2 наведено два варіанта гіпсометричного профілю, побудованого згідно даної трансекти. Як бачимо, профіль, що побудовано за даним топографічної карти (К) суттєво відрізняється за формою від профілю, який отримано за результатами зйомки (З). При цьому ці відміни мають не випадковий характер – в верхній частині схилу спостерігається чітке перевищення К над З. В нижній частині маємо зворотну закономірність. Така картина може бути пояснена впливом водної ерозії, адже спостерігається «переміщення ґрунту» з верхньої частини схилу до нижньої. Зрозуміло, що це є лише припущенням, яке необхідно підтвердити в ході детального польового ґрунтового обстеження. На користь такого припущення говорить той факт, що часовий інтервал між двома джерелами інформації, за якими будувався графік, складає що найменше 20-30 років. В будь-якому випадку

можна зробити висновок, що існуючий картографічний матеріал потребує оновлення.

Наступним етапом було формування блоку «Рельєф» в моделі WEPP. Для цього по знятих точках визначались крутизна схилу та відстань між точками. Для моделювання було обрано інформацію про рельєф, яка була одержана по результатах тахеометричної зйомки. Результати результа-

тах моделювання разової зливи 10% ступеня забезпеченості наведені в таблиці 1. Як бачимо середній змив ґрунту для досліджуваної території складає 65 т/га, що значно перевищує всі допустимі норми. Це підтверджує наше припущення щодо розбіжностей у гіпсометричних профілях, які наведені на рис.1.



1 – пікетні точки з висотами, 2 – горизонталі, 3 – частина схилу, для якої буде проводитись моделювання.

Рис. 1 – Модель накладення векторного зображення на растрове

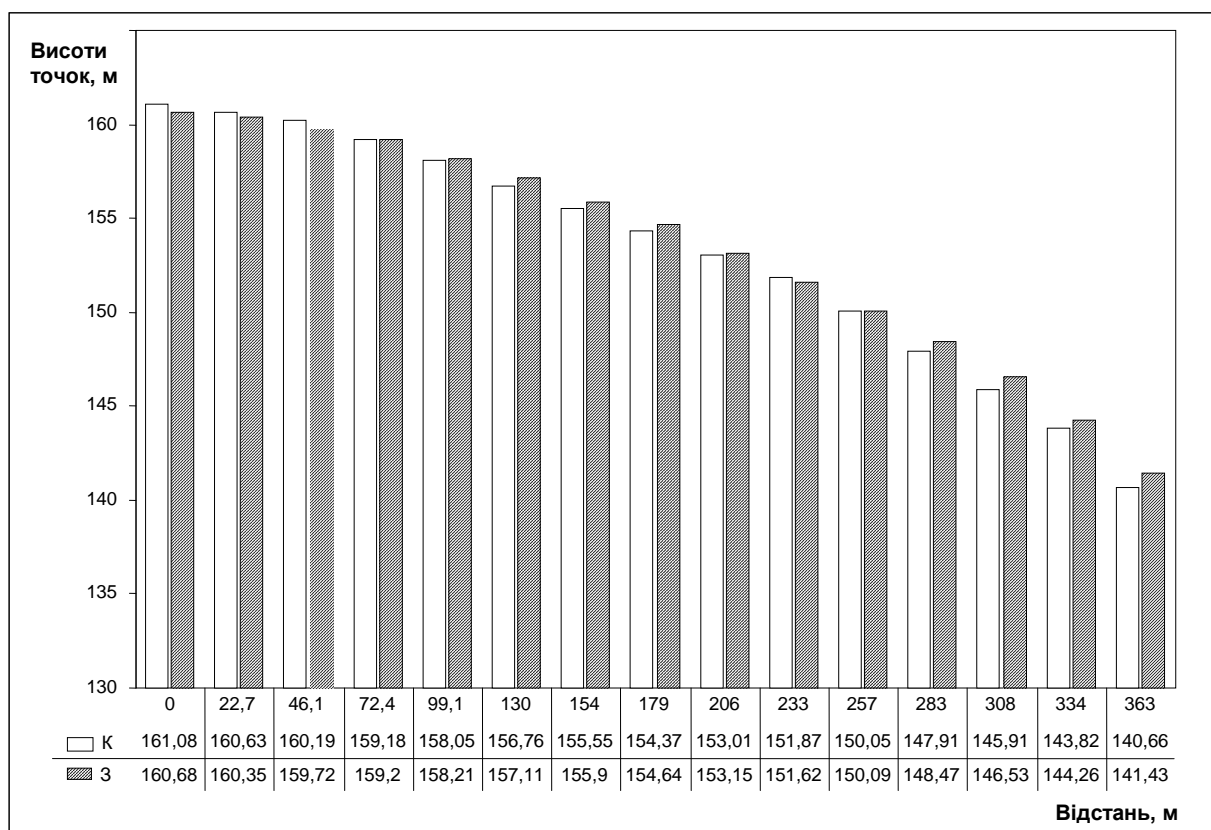
Одержані дані свідчать, що досліджувана територія потребує протиерозійного захисту. Основою для нього можуть бути просторі розрахунки процесів змиву ґрунту, які надає модель WEPP. Наприклад на рис. 3 наведено графік просторового перерозподілу ґрунту по досліджу-

ваному схилу. Як бачимо змив ґрунту закономірно зростає зі збільшенням крутості схилу. Результати моделювання (табл.) надають кількісну основу для реалізації ґрунтоохоронних завдань при протиерозійному впорядкуванні даної території.

Висновки

Проведені дослідження довели, що існуючі топографічні карти застаріли і не можуть вважатись надійною основою для протиерозійного облаштування території. Для характеристики рельєфу території, як одного з основних факторів ерозії, необхідно проводити тахеометричну або нівелірну зйомку. Одержані результати мають вико-

ристовуватись при математичному моделюванні процесів водної ерозії за допомогою моделі WEPP. Результати такого моделювання об'єктивно та кількісно характеризують просторово-часову картину розвитку ерозійних процесів на досліджуваній території та можуть слугувати основою для протиерозійного захисту території.



К – значення висот за топографічною картою; З – значення висот за результатами зйомки.

Рис. 2 – Гіпсометричний профіль досліджуваної території

Таблиця

Результати моделювання водної ерозії

Параметр	Значення	Одиниці виміру
Кількість опадів	55,00	мм
Поверхневий стік	44,29	мм
Середні втрати ґрунту	6,564	кг/м ²
Середні транзитні втрати ґрунту	65,64	т/га

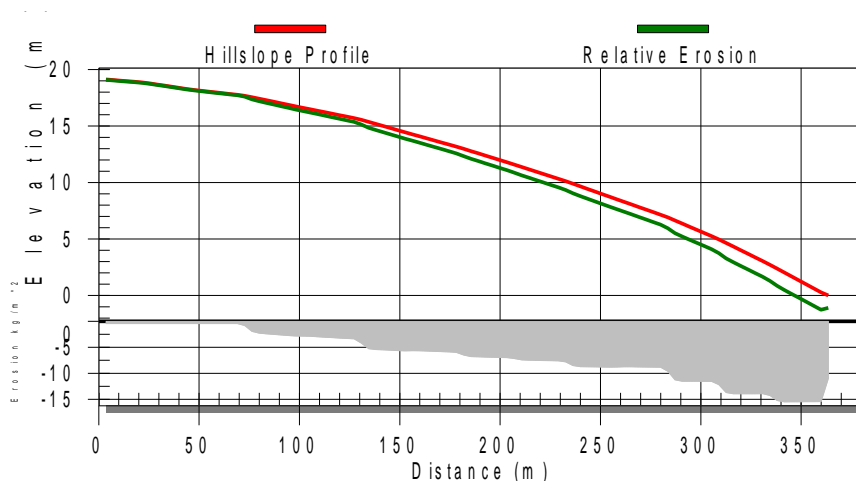


Рис. 3 – Графік втрат ґрунту від водної ерозії

ЛІТЕРАТУРА

1. Ачасов А. Б. Протієрозійне впорядкування агроландшафту на основі математичного моделювання ерозійних процесів/ А. Б. Ачасов.//Охорона родючості ґрунтів: Збірник статей – 2012 - №.8. - С. 3-10.

2. Ачасов А. Б. Моделювання процесів водної ерозії за допомогою моделі WEPP. Методичні вказівки. / А. Б. Ачасов, А. О. Ачасова, К. С. Карабач– К.: Вид. центр НАУ, 2008 – 18 с.

3. Скворцов А. В. Геоинформатика. / А. В. Скворцов – Томск: Изд-во Том. ун-та, 2006. – 336 с.

Надійшла до редколегії 21.11.2012

УДК 911.1+504.054.36

Ю. В. БУЦ, канд. геогр. наук, доц.

Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна,

61022 Харків, пл. Свободи, 6

byyuv@mail.ru

ПРО МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПОЖЕЖ В ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

Представлено проблему виникнення пожеж в природних екосистемах. Проведено узагальнення та наведено класифікацію математичних моделей щодо виникнення та поширення ландшафтних пожеж.

Проаналізовано математичні моделі створені вітчизняними науковцями за останні роки. З'ясовано, що наукові дослідження пов'язані з математичним моделюванням пожеж в природних екосистемах мають здебільше прикладне значення, що спрямовані на забезпечення пожежної безпеки лісів і ліквідацію ландшафтних пожеж.

Ключові слова: екосистема, математична модель, пожежа

БУЦ Ю.В. О МАТЕМАТИЧЕСКОМ МОДЕЛИРОВАНИИ ПОЖАРОВ В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Представлена проблема возникновения пожаров в природных экосистемах. Проведено обобщение и приведена классификация математических моделей относительно возникновения и распространения ландшафтных пожаров.

Проанализированы математические модели созданные отечественными учеными за последние годы. Выяснено, что научные исследования связанные с математическим моделированием пожаров в природных экосистемах имеют преимущественно прикладное значение, направлены на обеспечение пожарной безопасности лесов и ликвидацию ландшафтных пожаров.

Ключевые слова: экосистема, математическая модель, пожар

Buc Yu. V. FIRE RELAXATION OF GEOSYSTEMS ABOUT MATHEMATICAL DESIGN OF FIRES IN NATURAL ECOSYSTEMS

The problem of fires in natural ecosystems is presented. Generalization is conducted and classification of mathematical models that has deal with and distribution of landscape fires is resulted.

Mathematical models that were created domestic scientists in the last few years are analysed. It is found out that scientific researches are related to the mathematical design of fires in natural ecosystem and have the mainly applied value, and were directed on providing of fire safety of the forests and liquidation of landscape fires.

Keywords: ecosystem, mathematical model, fire

Вступ

Постановка проблеми. Одним з найважливіших екологічних чинників, що впливають на екосистеми, разом з температурним режимом, освітленістю, зволоженням і едафічними умовами, є вогонь. Пожежі, що повторюються неодноразово на певній території, в сучасному природокористуванні оцінюються як екзогенний локально-катастрофічний чинник, що призводить до трансформації природних екосистем.

Пожежі виникають з природних причин, так і з вини людини. У останньому випадку причиною пожежі можуть бути як випадковість, так і навмисний підпал.

Проблема зростання площ пожеж в природних екосистемах України на сьогодні досягає загальнонаціонального масштабу. Варто згадати пожежі лісових масивів на Херсонщині (2007, 2012рр.), на Кримському

УДК 551.79:551.

О. П. МІРОШНІЧЕНКО

Український науково-дослідницький інститут екологічних проблем

6, вул. Бакуліна, м. Харків, 61166

elena.miroshnich@bk.ru

ПРОСТОРОВИЙ РОЗПОДІЛ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПО АБІОТИЧНИМ КОМПОНЕНТАМ ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ Р. СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ

Просторовий розподіл важких металів по абіотичним компонентам водної екосистеми річок залежить, перш за все, від ландшафтних (природних) особливостей території на якій формується стік. Визначальним для річок та їх ділянок, що знаходяться під антропогенним впливом стає поверхневий стік з урбанізованих територій, скиди стічних та зворотних вод, надходження із живлячими підземними водами. Досліджено основні фактори, що впливають на формування якісного складу донних відкладів в р. Сіверський Донець і накопичення в них важких металів. Визначено, що більший вміст металів у середньому мають донні відклади з значним вмістом мулу та глини, що пояснюється як самим хімічним складом глинистого ґрунту, так і здатністю абсорбувати на собі метали з водної фази.

Ключові слова: важкі метали, поверхневі води, донні відклади, річка Сіверський Донець

Miroshnichenko O. P. SPATIAL DISTRIBUTION OF HEAVY METALS IN ABIOTIC COMPONENTS OF AQUATIC ECOSYSTEMS IN THE RIVER SEVERSKY DONETS

The spatial distribution of heavy metals in abiotic components of aquatic ecosystems rivers depends primarily on landscape (natural) features of the area which is formed by runoff. Determining for the rivers and their areas under human influence becomes surface runoff from urban areas, wastewater and recycled water intake with feeding groundwater. The basic factors that influence the formation of the quality of the sediments in the river Seversky Donets and the accumulation of heavy metals were reviewed. Determined that a higher content of metals in the sediments have an average with a high content of silt and clay, which can be explained both by the chemical composition of the clay soil, and the ability to absorb himself in the metal from the aqueous phase.

Key words: heavy metals, surface water, sediments, river Seversky Donets

Мирошніченко Е.П. ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ПО АБИОТИЧЕСКИМ КОМПОНЕНТАМ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ РЕКИ СЕВЕРСКИЙ ДОНЕЦ

Пространственное распределение тяжелых металлов по абитическим компонентам водной экосистемы рек зависит, прежде всего, от ландшафтных (природных) особенностей территории на которой формируется сток. Определяющим для рек и их участков, находящихся под антропогенным воздействием становится поверхностный сток с урбанизированных территорий, сбросы сточных и оборотных вод, поступления с питающими подземными водами. Исследованы основные факторы, влияющие на формирование качественного состава донных отложений в р. Северский Донець и накопления в них тяжелых металлов. Определено, что большее содержание металлов в среднем имеют донные отложения с большим содержанием ила и глины, что объясняется как самим химическим составом глинистого ґрунта, так и способностью абсорбировать на себе металлы из водной фазы.

Ключевые слова: тяжелые металлы, поверхностные воды, донные отложения, Северский Донец

Вступ

Дослідження вмісту важких металів у воді та донних відкладах дозволяє оцінити рівень забруднення річки на різних її ділянках, простежити просторовий розподіл і виявити джерела надходження важких металів до руслової мережі.

Відомо, що якість природних вод залежить від багатьох складових у тому числі від географічного положення водного об'єкту, зокрема особливостей ландшафту, від якого залежить хімічний склад води та

донних відкладів [1-4,6,7]. Формування хімічного складу донних відкладів в басейні р. Сіверський Донець в Харківській області проходить у неоднорідних умовах та під впливом суттєвого техногенного навантаження. Основними факторами забруднення вод та донних відкладів річки є надходження металів зі зливовими, паводковими та ґрунтовими водами у результаті вимивання із ґрунтів; надходження із зворотними водами підприємств, які використовують у техногенних циклах неорганічні сполуки металів; надходження із зворотними водами

сільськогосподарських виробництв; надходження із живлячими підземними водами. Успадкований ґрунтами від материнських порід вміст важких металів змінюється під впливом комплексу факторів, що визначають умови ґрунтоутворення [5].

Умови та методи дослідження

Визначення важких металів у воді та донних відкладах здійснювалося у 18 пунктах відбору проб, що представлені на рис. 1. Для статистичної обробки концентрацій металів в поверхневих водах були використані результати експедиційних спостережень УкрНДІП та багаторічні дані державного моніторингу вод, що включають результати відомчих спостережень аналітичних підрозділів Держгідромету, МОЗ, Мінприроди України за період 2005 - 2010 років. Відбір проб донних відкладів було виконано у літню експедицію 2010р.

Елементовизначення у пробах донних відкладів виконувались рентгенофлуо-

Метою роботи є вивчення процесів міграції важких металів в р. Сіверський Донець (Харківська область) та з'ясування факторів, що впливають на формування якісного складу донних відкладів у р. Сіверський Донець та накопичення в них важких металів.

ресцентним методом на приладі «Спектроскан». Метод дозволяє визначати валовий вміст металів і базується на збудженні характеристичного випромінювання елементів, що містяться у зразку, який досліджується.

Для статистики були використані результати спостережень для кожного з металів при різних гідрологічних, гідрохімічних та температурних умовах. В розрахунках не були враховані результати, в яких концентрації металів були менші ніж дозволяє визначати зазначений метод. Розглянуто 5 типових для р. Сіверський Донець важких металів, в тому числі 2 чорних (Fe та Mn) і 3 кольорових (Cu, Ni та Zn) метали.

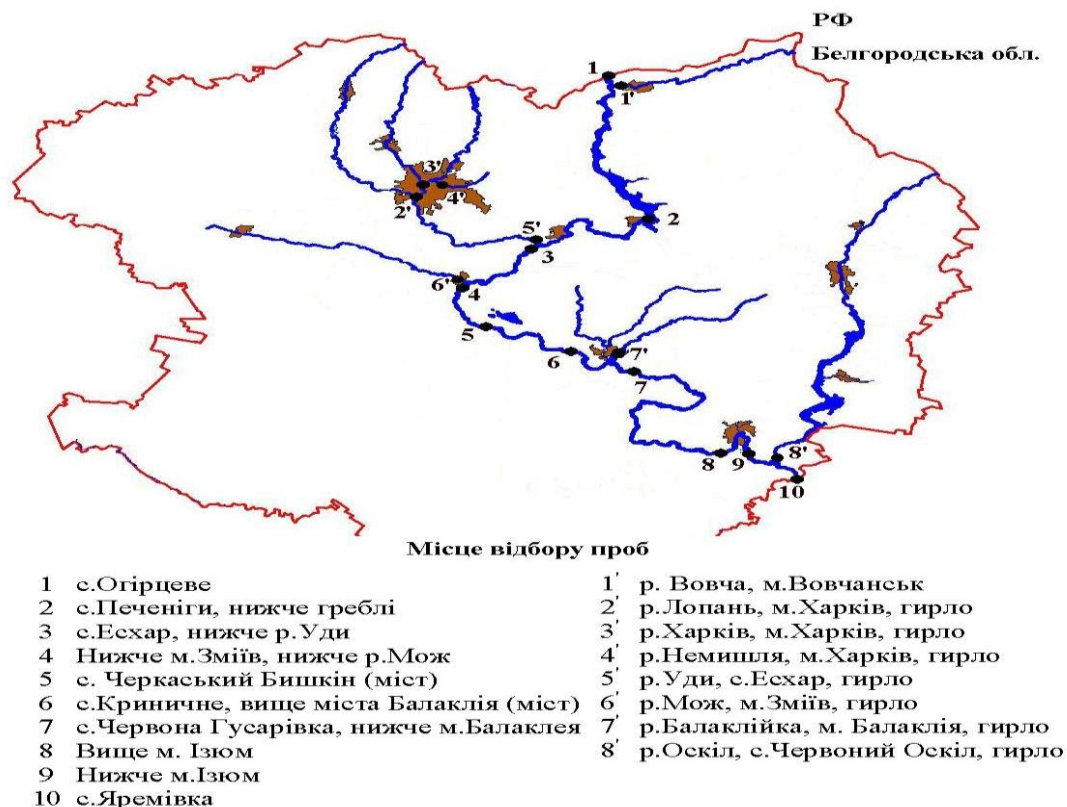


Рис. 1 – Місця відбору проб води та донних відкладів

Результати досліджень та їх обговорення

Важкі метали в воді. Для характеристики рівня забруднення важкими металами води використовують різні варіанти порівняння концентрацій металів, що досліджуються: з регламентованими гранично допустимими концентраціями (ГДК), з фоновими концентраціями, з іншими раніш отриманими даними. Проведено порівняння отриманих результатів концентрацій важких металів у валовій формі з ГДК металів в воді, тому що згідно з СанПіН № 4630-88, ГДК комунально-побутового водокористування для металів встановлені для їх валового вмісту.

У водах р. Сіверський Донець вміст Fe (у валовій формі) варіюється від 69,0 до 168 мг/дм³, причому його кількість значно зростає при впадінні таких забруднених приток, як р. Уди (створ №5) і р. Балаклійка (створ №7) та р. Оскіл (створ №8). Максимальне значення концентрації Fe у валовій формі в основному руслі річки спостерігалось у створі № 8 (вище м. Ізюм) – 205,8 мг/дм³ (середньорічне значення за 2008 р.), мінімальне значення у створі № 2 (с. Печеніги) – 50 мг/дм³ (ср.зн. 2005 р.). Максимальне значення концентрації Fe у валовій формі в притоках річки спостерігалось у створі 4 та дорівнює 276,14 мг/дм³ (ср.зн. 2010 р.), мінімальне значення – у створі 1 (р. Вовча) – 120 мг/дм³ (ср.зн. 2009 р.).

У водах р. Сіверський Донець вміст Mn (у валовій формі) варіюється в серед-

ньому в межах від 11,0 до 22,6 мг/дм³. Зміна концентрацій марганцю визначається різними чинниками, наприклад, змішанням вод з притоками, осадженням його в донний осад. Збільшення вмісту Mn спостерігається при внесенні вод з приток. Максимальне значення концентрації Mn у валовій формі в основному руслі річки спостерігалось у створі № 3 (сел.Есхар) – 32 мг/дм³ (ср.зн. 2008р.), мінімальне значення концентрації Mn у валовій формі спостерігалось у створі № 7 (с.Червона Гусарівка) – 11,0 мг/дм³ (ср.зн. 2009р.). Максимальне значення концентрації Mn у валовій формі в притоках річки спостерігалось у створі 2 (р.Лопань) і дорівнює 46 мг/дм³ (ср.зн. 2005 р.), мінімальне значення – у створі 7 (р.Балаклійка) – 16,0 мг/дм³ (ср.зн. 2010 р.).

Коливання вмісту марганцю та заліза не мають системного характеру, та не перевищують ГДК комунально-побутового водокористування, ані в основному руслі річки, ані в його притоках, зміни концентрації цих металів по окремих створах обумовлені надходженням нових забруднень у вигляді змивів внаслідок ерозії в русла річок з природних та освоєних людиною ландшафтів, в основному у вигляді завислих речовин. Просторова зміна концентрацій заліза та марганцю у валовій формі в основному руслі річки та її притоках представлені на рис.2, 3.

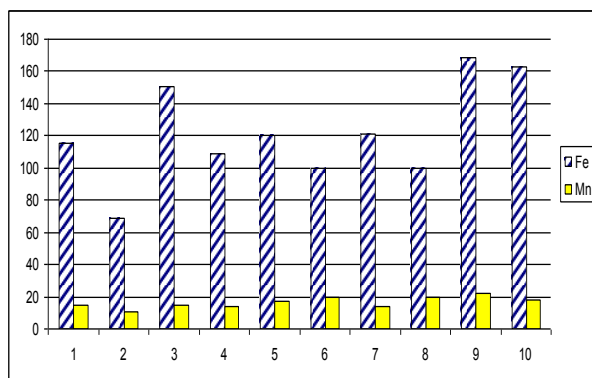


Рис. 2 –Просторова зміна концентрацій заліза та марганцю у валовій формі в основному руслі річки Сіверський Донець (2005-2010рр.), мг/дм³

У водах річки Сіверський Донець цинк міститься в діапазоні концентрацій від 5,0 до 14,4 мг/дм³ при ГДКк-п – 1000 мг/дм³. Середньорічні значення (2005-2010рр.) просторової зміни концентрацій

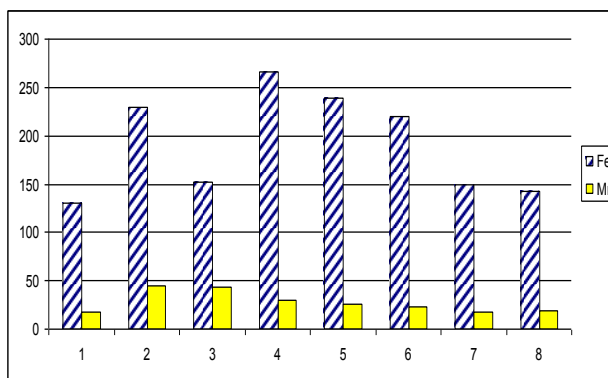


Рис. 3 – Просторова зміна концентрацій заліза та марганцю у валовій формі в основних притоках річки (2005-2010рр.), мг/дм³

цинку у валовій формі в основному руслі та притоках р. Сіверський Донець представлені на рис. 3.5., 3.6. Найбільший вміст Zn (валова форма) в основному руслі річки зафіксований в точці відбору № 9 (нижче м.

Ізюм) і дорівнює $15,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2008р.), найменший вміст цинку в основному руслі річки спостерігався у створі №2 (с. Печеніги) – $2,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2007р.). Максимальне значення концентрації Zn у валовій формі в притоках річки спостерігалось у створі 1' (р.Лопань) і дорівнює $30,8 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2009 р.), мінімальне значення – у створі 1 (р.Вовча) – $11,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2008 р.).

Вміст міді у валовій формі в водах р. Сіверський Донець варіюється в межах від $1,3$ до $4,0 \text{ мкг/дм}^3$ при ГДКк-п – 1000 мкг/дм^3 . Найбільш високі концентрації Cu в р. Сіверський Донець спостерігаються в точках відбору № 5,6,8 (с. Черкаський Бишкін, с.Криничне, Вище м. Ізюм відповідно) – 4 мкг/дм^3 (ср.зн. 2010р.). Найменші концентрації міді в валовій формі в водах р. Сіверський Донець зафіксовані в створі №10 (с.Яремівка) – 1 мкг/дм^3 (ср.зн. 2010р.).

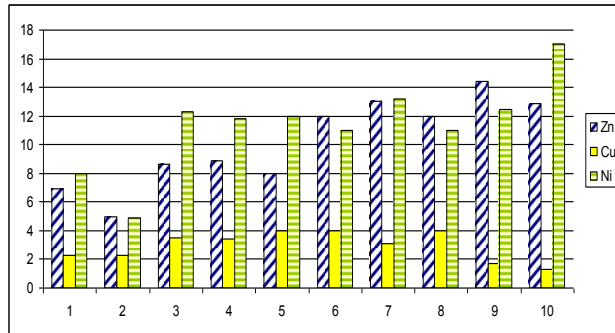


Рис. 4 – Просторова зміна концентрацій кольорових металів у валовій формі в основному руслі річки (2005-2010рр.), мкг/дм^3

значення концентрації Ni у валовій формі в притоках річки спостерігалось у створах 3 та 4 (р.Харків та р.Немишля) і дорівнює $21,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2009 р. та 2010 рр), мінімальне значення – у створі 8 (р.Оскіл) – $9,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2005 р.-2009рр.). Просторова зміна концентрацій кольорових металів у валовій формі в основному руслі річки та її притоках представлені на рис.4, 5.

Концентрації кольорових металів як в основному руслі річки Сіверський Донець так і в притоках не перевищують ГДК для комунально-побутового використання.

Важкі метали в донних відкладах. Важкі метали, що надходять у донні відклади в результаті процесів седиментації та сорбції, не виводяться з біо- та геохімічних циклів міграції при зміні фізико-хімічних умов, насамперед окислювально-відновних і кислотно-лужних. Також внаслідок життєдіяльності гідробіонтів важкі метали можуть повертатися у водну масу.

Максимальне значення концентрації Cu у валовій формі в притоках річки спостерігалось у створі 6 (р.Мож) і дорівнює $6,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2010 р.), мінімальне значення – у створі 8' (р.Оскіл) – $1,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2007 р.).

У водах річки Сіверський Донець нікель міститься в діапазоні концентрацій від $4,9$ до $17,0 \text{ мкг/дм}^3$ при ПДК к-п – 100 мкг/дм^3 . Середньорічні значення (2005-2010рр.) просторової зміни концентрацій нікелю у валовій формі в основному руслі та притоках р. Сіверський Донець представлені на рис. 3.9., 3.10. Найбільший вміст Ni (валова форма) в основному руслі річки зафіксований в точці відбору № 10 (с. Яремівка) і дорівнює $17,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2010р.), найменший вміст Ni в основному руслі річки спостерігався у створі №2 (с. Печеніги) – $1,0 \text{ мкг/дм}^3$ (ср.зн. 2006 р.). Максимальне

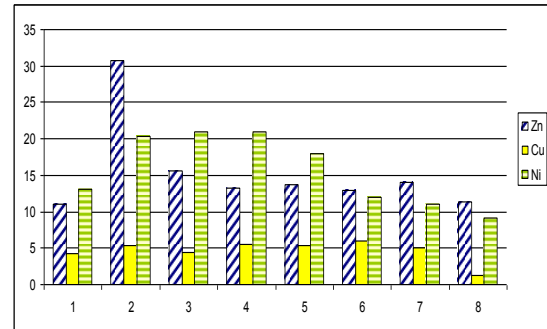


Рис. 5 – Просторова зміна концентрацій кольорових металів у валовій формі в основному руслі річки (2005-2010рр.), мкг/дм^3

Вміст чорних та кольорових важких металів по основному руслу р. Сіверський Донець та його притоках представлений на рис.6 і 7.

Вміст важких металів у донних відкладах річки Сіверський Донець специфічний для кожного з металів, однак просторовий розподіл їх концентрацій нерівномірний. Це обумовлено процесом седиментації, яка залежить від швидкості течії, витрат води, типом ґрунтів та інших факторів. Наприклад, що стосується значних концентрацій марганцю у донних відкладах, це пояснюється тим, що у даному регіоні переважають ґрунти з нейтральною та слабокислою реакцією середовища, більш високим вмістом гумусу й наявністю карбонатів, що в значній мірі обмежують міграцію марганцю і сприяють його накопиченню [5]. А рівень концентрації цинку визначається його

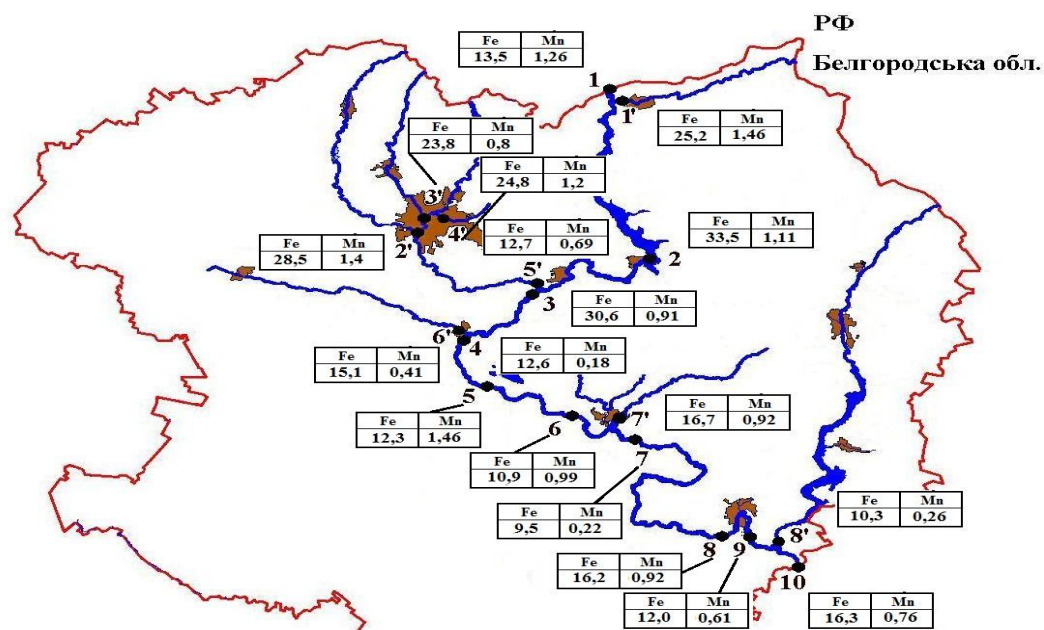


Рис. 6 – Вміст чорних важких металів по основному руслу р. Сіверський Донець та його притоках

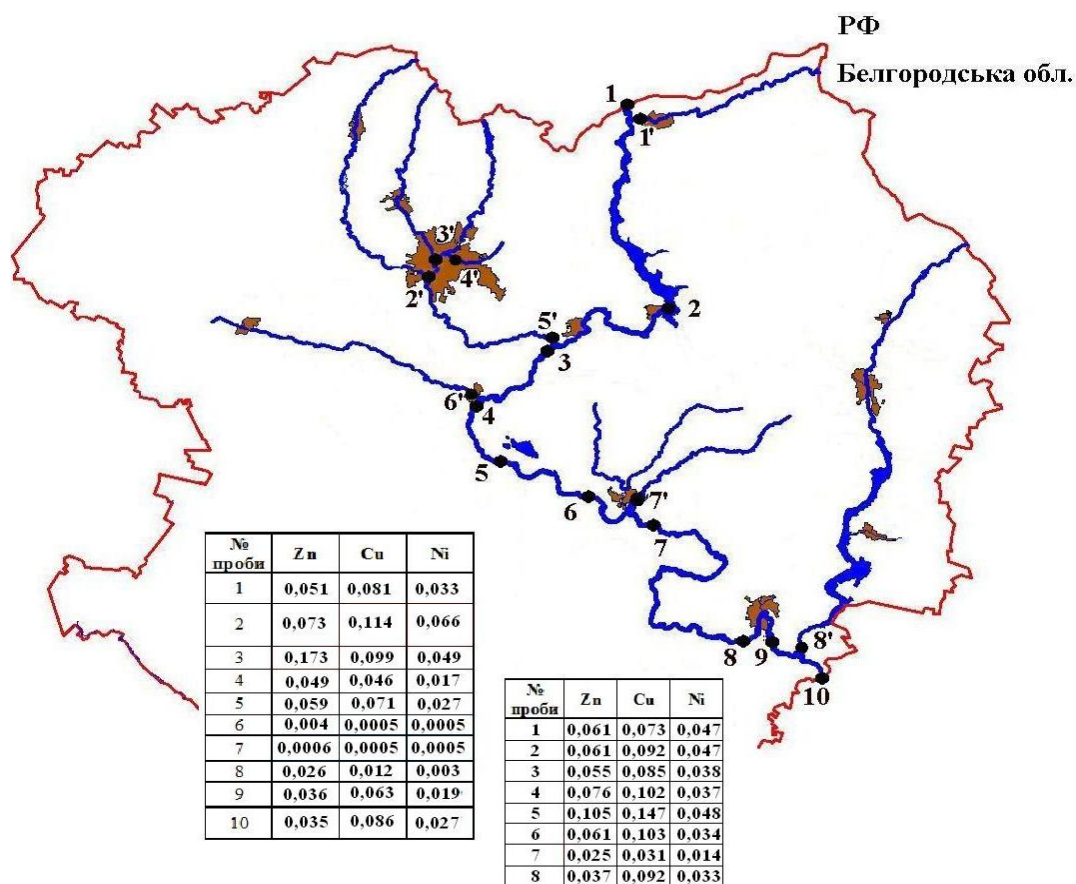


Рис. 7 – Вміст кольорових важких металів по основному руслу р. Сіверський Донець та його притоках

високим вмістом у лесах, та відхилення від загального фону пов'язані з впливом ґрунтотворних порід. Великий вплив на вміст цинку в ґрунтах має характер рослинності, при цьому інтенсивна акумуляція цинку

відбувається в лісовому опаді. За вмістом концентрацій метали розташовуються в порядку спадання: **Fe>Mn>Zn>Cu>Ni** – в основному руслі та **Fe>Mn>Cu>Zn>Ni** – у притоках.

Висновки

Просторовий розподіл важких металів по абіотичним компонентам водної екосистеми річок залежить перш за все від ландшафтних (природних) особливостей території на якій формується стік. Особливо чітко це простежується у пунктах відбору проб – у притоках – р. Балаклійка(гирло), в основному руслі р. Сіверський Донець у пункті с.Черкаський Бишкін (міст). Визначальним для річок та їх ділянок, що знаходяться під антропогенним впливом стає поверхневий стік з урбанізованих територій, скиди стічних та зворотних вод, надходження із живлячими підземними водами. Для р. Сіверський Донець це значна частина його основного русла та притоків першого порядку. Основний вплив антропогенного характеру здійснюють скиди зворотних вод промислових підприємств у районі м. Харків, зливі стоки з території міст та

скид стічних вод після очисних споруд (пункт відбору проб р.Уди, гирло).

Таким чином, успадкований ґрунтами від материнських порід вміст важких металів змінюється під впливом комплексу факторів, що визначають умови ґрунтоутворення у лісостепових ландшафтах. Отримані результати свідчать про те, що в усіх пробах донних відкладів присутні усі елементи, що досліджувались, в значущій кількості. Наявність металів в пробах донних відкладів, особливо у верхній частині басейну, очевидно, обумовлена наявністю в ґрунтах великої кількості досліджуваних металів. Відзначено, що більший вміст металів у середньому мають донні відклади з значним вмістом мулу та глини, що пояснюється як самим хімічним складом глинистого ґрунту, так і здатністю абсорбувати на собі метали з водної фази.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гриценко А. В. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження)/ А. В. Гриценко, О. Г.Васенко, А. В. Колісник та інш.: за ред.-ра геогр. наук, проф. А. В. Гриценка, канд. біол.наук, доц. О .Г.Васенка. –Х.:ВПП «Контакт», 2011. – 340 с.
2. Васенко А. Г. Оценка экологического состояния украинского участка р.Северский Донец (2003-2010 гг.) / А. Г. Васенко, С. А. Кулак, М. С. Коваленко, Е. А. Калиниченко // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : VII Міжнародна наук.-практ. конф., 12-16 вересня 2011 р., м. Алушта, АР Крим, Україна : Зб. наук. ст. У 2-х т. Т. 1 / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2011. – С. 234-239
3. Васенко А. Экспедиционные исследования водохозяйственных проблем трансграничной реки Северский Донец на территории Украины / А.Васенко, А. Колесник // Стратегические проблемы охраны и использования водных ресурсов : IV Междунар. водный форум, 12-13 окт. 2010 г. : сб. материалов семинара ЦЕИ «Вопросы управления трансграничными бас-

сейнами в регионе Центральной и Восточной Европы и опыт разработки планов управления для трансграничных рек». – Минск: Минсктиппроект, 2011. – С. 238-242

4. Мирошниченко О. П. Формирование донных отложений некоторых водотоков бассейна р. Северский Донец/ О. П. Мирошниченко// Наукові дослідження сучасності : збірник наук. праць міжнар. наук.-практ. конф., Вип. 1, ч. 2. – К.:НАИРИ, 2011. – С 25-26

5. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України/За ред. А. І.Фатєєва, Я. В. Пашенко. – Харків,2003

6. Хімко Р. В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. / Р. В. Хімко, О. І. Мережко, Р. В. Бабко – К.: Інститут екології. – 2003. – 380 с.

7. Ободовський О. Г. Гідролого-екологічна оцінка руслових процесів (на прикладі річок України) / О. Г. Ободовський– К.: Ніка-Центр, 2001. – 274 с.

Надійшла до редколегії 04.10.2012

УДК 504.05:551.351(477.9)

Г. О. КРАВЧУК, канд. геол. наук

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова

вул. Дворянська, 2, м. Одеса, 65026,

aokravchuk@gmail.com

ЕКОЛОГО-ГЕОХІМІЧНІ АСПЕКТИ СУЧАСНОГО ОСАДКОНАКОПИЧЕННЯ НА ШЕЛЬФІ ЧОРНОГО МОРЯ

Проаналізовані умови осадконакопичення, зміна яких в останні десятиліття тісно пов'язана зі зростанням стоку біогенних речовин і переходом від евтрофної до гіпертрофної фази розвитку басейну. Геохімічні наслідки забруднення виявлені в літній активізації відновних умов, зниженні рН осадків, наявності місцевого сірководню.

Ключові слова: геохімічні процеси, гіпертрофікація, шельф

Кравчук А. О. ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ СОВРЕМЕННОГО ОСАДКОНАКОПЛЕНИЯ НА ШЕЛЬФЕ ЧЕРНОГО МОРЯ

В работе проанализированы условия осадконакопления, изменение которых в последние десятилетия тесно связано с возрастанием стока биогенных веществ и переходом от евтрофной к гипертрофной фазе развития бассейна. Геохимические последствия загрязнения проявлены в летней активизации восстановительных условий, снижении pH осадков, наличии местного сероводорода.

Ключевые слова: геохимические процессы, гипертрофикация, шельф

Kravchuk A. O. ECOLOGICAL-GEOCHEMICAL ASPECTS OF MODERN SEDIMENTATION ON THE SHELF OF THE BLACK SEA

This work is analysed of conditions of a sedimentation has shown, that their changes are connected to increase of an outlet of biogenic matters and transferring from eutrophic to hypertrophic phase of development of basin at last decades. The geochemical consequences of pollution on a shelf are shown in summer activization of reduction conditions, decrease pH of deposits, presence of aboriginal hydrogen sulphide.

Key words: geochemical processes, hypertrophication, shelf

Вступ

Накопичення донних відкладів шельфу контролюється складною взаємодією геологічних, фізико-географічних, біологічних і техногенних чинників. Осадова товща грає роль субстрату, що забезпечує функціонування морських екосистем. Тому актуальність досліджень полягає в спостереженні загальних закономірностей сучасних міграційних процесів в морському середовищі, які складають основу еколого-геохімічного районування шельфової області, особливо при зберіганні високого рівня надходження відходів господарської діяльності.

Залежність геоекологічної обстановки на шельфі від різноманітних чинників розглянута згідно із принципами структуризації аквальних комплексів [9, 10, 13]. Однорідні аквальні комплекси визначаються певним сполученням факторів фізико-хімічної міграції (окисно-відновних, кислотно-лужних умов, а також типоморфних елементів у воді та донних осадках). А. Д. Хованський та

О. Ю. Мітропольський [12] виділяють такі типи геохімічних середовищ:

- *Обстановка киснева* (з окисними умовами у воді та донних осадках), слаболужна (із типоморфними іонами Na^+ , Cl^- , Fe^{3+}) характерна для пісків і алевритів гідродинамічно-активної прибережної зони;

- *Обстановка киснево-глієва* (з окисними умовами у воді та відновними глієвими - в осадках), слаболужна (із типоморфними іонами Na^+ , Cl^- , Fe^{2+}) формується в межах ареалів черепашників, алевритових і пелітових мулів;

- *Обстановка киснево-сірководнева* (з окисними умовами у верхніх горизонтах водної товщі, що замінюються в придонних водах і осадках відновними сірководневими), слаболужна (із типоморфними Na^+ , Cl^- , H_2S) виділяється на континентальному схилі і в глибоководній частині Чорного моря.

Трансгресивна природа шельфової області встановлюється по основних формах субаерального палеорельєфу, що збері-

гаються під товщею морських осадків. В рельєфі шельфу виділяються уступи на двох рівнях, які досить чітко узгоджуються з положенням прибережної, середньої і зовнішньої зон шельфу. Прибережна (верхня, або внутрішня) зона відбивається в рельєфі платоподібних ділянок – Одеської, Дністровської, Будацької, Тендрівської на глибинах до 20-25 м. Середня зона займає другу батиметричну щабель до глибин 50-60 м, де зберігаються реліктові зниження палеорельєфу (зокрема, долина Палео-Дніпра), а зовнішня (нижня) зона умовно виділяється при подальшому перегині дна.

Розвиток теригенної седиментації у внутрішній (прибережній) зоні шельфу ілюструється визначенням змін гранулометричного спектру донних осадків на уздовжбереговому профілі між Дунаєм і Дніпро-Бугським лиманом. Просторове розмежування осадків різного складу свідчить про вплив різноманітних джерел живлення і неоднорідність умов надходження речовини. Домінуюча роль тонкорозмірних класів осадків на ділянці Дунай-Шагани обумовлена масовим осадженням річкової суспензії на узмор'ї Дунаю. Піщані осадки на ділянці Шагани-Іллічівськ формуються при вірогідній участі теригенного матеріалу з алювіальних відкладів пліоцен-четвертинного віку. В свою чергу, переважання алевритової складової в осадках ділянки Іллічівськ – Очаків пов'язане з абразією товщі лесоподібних суглинків, широко розвинутих в береговому обрамленні. Ці особливості визначають своєрідний гранулометричний контроль розвитку сучасних процесів та впливають на локалізацію ареалів забруднення в прибережній зоні.

Динаміка водної товщі визначає розмежування аквальних мезокомплексів прибережної, середньої і нижньої зон шельфу, що різняться за інтенсивністю гідрогенного впливу. Визначення геоecологічних умов в окремих зонах базується на уявленнях про динамічно-активний і динамічно-пасивний розвиток седиментаційного процесу [6, 14]. Динамічно-активний режим в прибережній зоні супроводжується накопиченням піщано-псефітових осадків і виносом алеврито-пелітового матеріалу за межі хвилювого поля. Динамічно пасивне осадження тонкої суспензії (нефелоседиментація) переважає в безхвилювому полі серед-

ньої та нижньої зон, де нефелоїдні осадки подані пелітовими й алеврито-пелітовими мулами. Локально цей процес спостерігається при змішуванні прісних і морських вод на бар'єрі «річка-море», а також в напівзамкнених акваторіях лиманів та портів. В цілому, гранулометричне фракціонування седиментаційного матеріалу визначає циркумзональний розподіл теригенних відкладів на шельфі і є важливою складовою в механізмі самоочищення прибережної зони.

До критеріїв розмежування аквальних мезокомплексів шельфу Чорного моря віднесені також особливості стратифікації поверхневих, проміжних і глибинних шарів водної товщі. Сезонна мінливість динаміки і властивостей поверхневих вод впливає на зниження потоків кисню в придонні горизонти і є причиною нестабільності параметрів середовища в сучасних умовах.

Біотичні компоненти шельфової області відіграють визначальну роль у формуванні складу і властивостей донних відкладів шельфу. До найбільше розвинутих механізмів концентрування речовини в шельфовій області Чорного моря відноситься біогенне карбонатонакопичення. Великі поля черепашників займають значну частину внутрішнього і середнього шельфу і перекривають ареали поширення теригенних відкладів різноманітних гранулометричних класів. Деяке зниження кількості біогенних карбонатів просліджується лише в товщі мулів біля західних берегів Криму, у депресіях палеодолини Дніпра, а також на узмор'ї Дністра і Дунаю.

Негативні наслідки забруднення в останні десятиріччя супроводжувалися помітними змінами у складі планктонних і бентосних угруповань, що обумовило необхідність розрізнення двох фаз трофності в еволюції сучасної екосистеми Чорного моря [2]. Евтрофна фаза збалансованого розвитку проіснувала до кінця 60-х років, після чого замінилася гіпертрофною фазою. Збільшення стоку біогенних речовин в сучасних умовах обумовило надзбагачення середовища живильними речовинами, інтенсивний розвиток фітопланктону та активне споживання кисню при розкладанні органічних залишків. Для процесів первинного продукування, споживання і деструкції живої речовини характерна сезонна циклічність (літній максимум і зимовий мінімум). Влітку

мінливість геохімічних умов пов'язана із мозаїчним зародженням осередків гіпоксії та сірководневим зараженням придонних вод, що розширюються при масовому отруєнні бентосних організмів. Динамічні зміни обумовлені посиленням фізико-хімічної і біогенної міграції в мілководних районах моря, що складають елементарні аквальні комплекси шельфу.

Стресові ситуації на північно-західному шельфі Чорного моря, що виникають під дією природних і техногенних чинників, супроводжуються різноманітними змінами життєдіяльності організмів, наприклад морфологічними деформаціями та сульфідизації черепашок форамініфер. Так механізм порушень, що виникають при низьких рН, вивчений французькими дослідниками [15]. Штучні розчини були підготовлені з мікрофільтрованою морською водою, рН якої був знижений додаванням соляної кислоти від 7.5 до 6.0. Експеримент проводився з представниками виду *Ammonia beccarii*. При зниженні рН черепашки ставали

непрозорими в результаті поверхневих змін. Декальцифікація прогресивно розвивалася по всій черепашці, спочатку знищуючи більш тонкі останні камери. Відносну стійкість до розчинення зберігають лише інтерлокулярні стінки. При низьких рН черепашка може бути цілком зруйнована, після чого залишається тільки цитоплазма, закрита внутрішнім органічним шаром. Частково розчинена черепашка в розчині з нормальним рН піддавалася повторній мінералізації. Відновлення черепашки супроводжувалося, в більшості випадків, морфологічними аномаліями. Також самі ефекти спостерігалися під час наших досліджень.

Таким чином, пріоритетність геологічного підходу забезпечується застосуванням літолого-геохімічних та мікропалеонтологічних методів для визначення еколого-геохімічних умов осаконакопичення на шельфі Чорного моря, рівнів забруднення і токсичності донних осадків.

Матеріали і методи

Робоча схема польових досліджень передбачала відбір, документацію і підготування аналітичних проб. Абіотичні параметри морського середовища вивчені за результатами хімічних аналізів донних осадків (більш 500 станцій), виконаних при геоекологічних зйомках шельфу Чорного моря в 1990-1999 роках [4, 8].

Проби води для гідрохімічних аналізів були відібрані скляними батометрами ємністю 6 літрів на двох горизонтах - біля поверхні моря й у придонному шарі. Гідрохімічні параметри вод (температура, солоність, рН, концентрація кисню) вивчені на борту судна по стандартних методиках [7].

Проби донних осадків відібрані дночерпачем типу «Океан» із площею захоплення 0,25 м². Зразки консервувалися в скляних або пластикових ємностях і групувалися по видах лабораторних досліджень.

Для мікрофауністичного аналізу

проби тарованого об'єму відбиралися в поверхневому шарі осадків потужністю до 2 см, промивалися на ситах із розміром комірок до 0,063 мм, після чого консервувалися в буферній суміші 4% розчину формаліну і 20 г/л Na₂B₄O₇. Відділення живих форамініфер від мертвих провадилося після обробки зразків барвником «Бенгальська троянда»[4]. Індикаторні властивості бентосних форамініфер вивчені на основі таксономічного, морфологічного і мінералогічного аналізів із залученням методів оптичної мікроскопії, скануючої електронної мікроскопії і рентгенівської дифрактометрії.

Концентрації хімічних елементів у донних осадках і водянній товщі для більшості проб визначені методом атомно-абсорбційної спектrophотометрії на установці ААС-2. Аналізи виконані у відповідності зі стандартними вимогами [11].

Результати та обговорення

Наслідки гіпертрофікації виявляються в порушенні циркумзональної структури геохімічних обстановок, характерних для збалансованого розвитку Чорного моря. Се-

зонна дестабілізація фізико-хімічних умов у поверхневому шарі осадків підтверджується спостереженнями в 1996-1998 р. (рейси НДС «Паршин»). При дослідженнях сезонної

мінливості параметрів рН і Eh поверхневого шару осадків, нами було зафіксовано загальне зниження рН і Eh осадків в літній період на більшій частині шельфу (рис. 1-3).

Мінімальні значення водневого показника (менше 7) характерні для осадків приустетового району Дунаю. Фронт загального зниження рН поширюється в літню пору до східного узбережжя шельфу. Досить стабільний

режим (рН 7,3...7,8) зберігається в осадках північного флангу шельфової області, а також в Каркінітській та Каламітській затоках. Менше чітко виявлена зональна зміна окисно-відновних умов в осадковій товщі. Мозаїчний розподіл значень Eh осадків після зимового сезону замінюється фронтальним розширенням ареалів низького потенціалу Eh від приустетових районів крупних річок регіону (рис. 3).

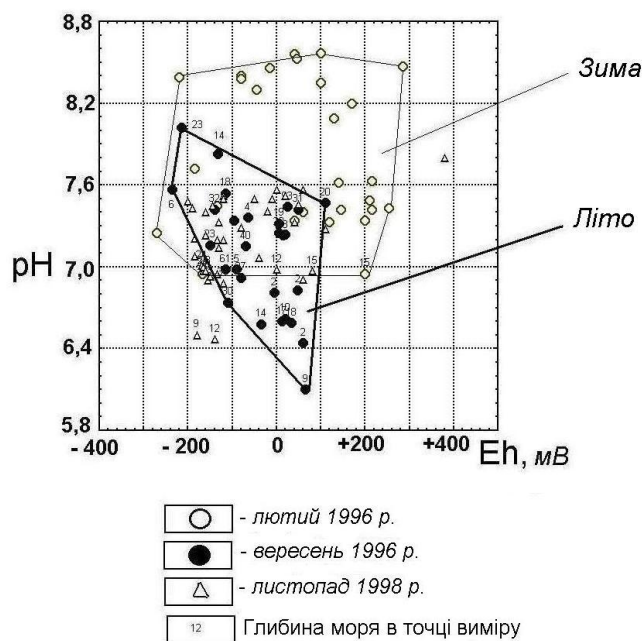


Рис. 1 – Мінливість параметрів рН-Eh поверхневого шару осадків північно-західного шельфу Чорного моря (рейси НДС «Паршин»)

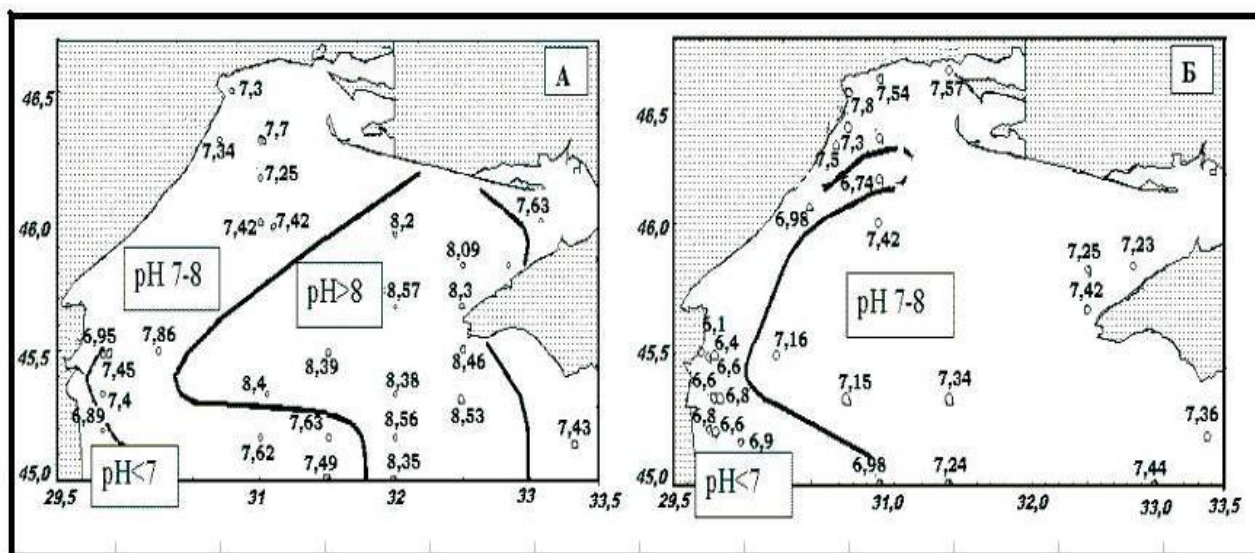


Рис. 2 – Значення рН поверхневого шару донних відкладів північно-західного шельфу Чорного моря в лютому (А) та серпні (Б) 1996 року (НДС «Паршин», рейси 19-20)

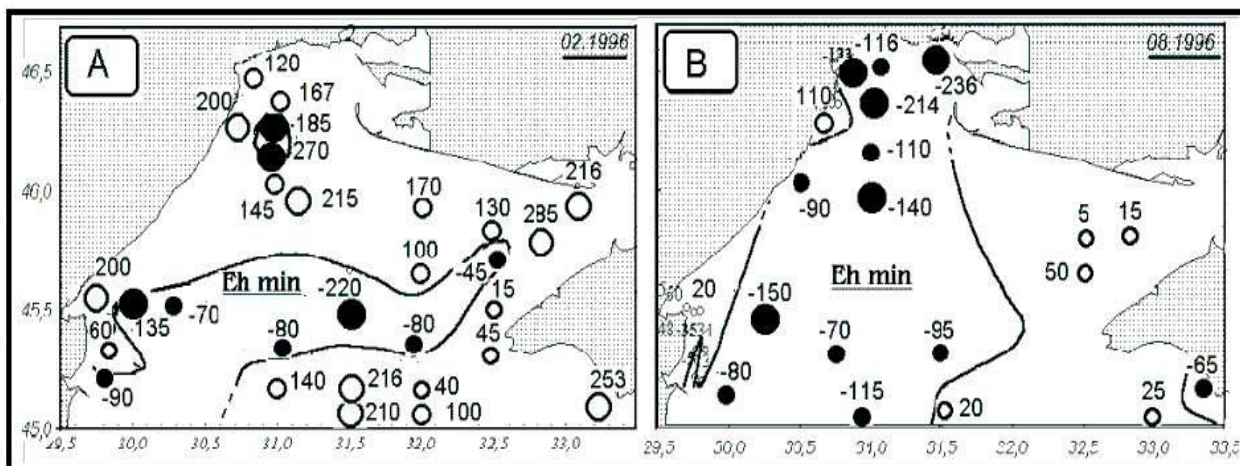
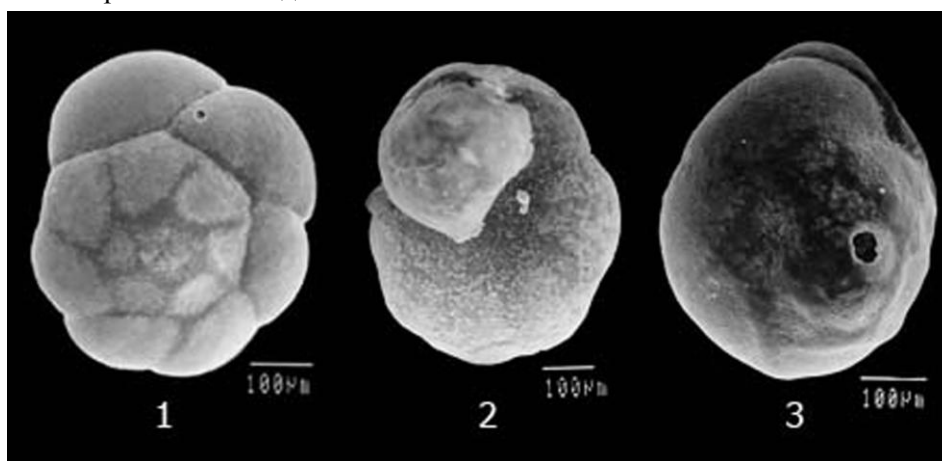


Рис. 3 – Значення Eh (mV) поверхневого шару донних відкладів північно-західного шельфу Чорного моря в лютому та серпні 1996 року (НДС «Паршин», рейс 19-20)

Геохімічні процеси впливають на підвищення частоти фенодевіантів в досліджуваному районі. Серед причин недорозвинення камер варто враховувати зниження солоності в період весняного повіддя [3]. Крім того, порушення нормального розвитку камер форамініфер часто пов'язане зі слабкою кальцифікацією або наступним ушкодженням слабо отверділих фрагментів черепашки. Літня активізація геохімічних процесів в прибережній зоні Чорного моря супроводжується зниженням рН осадків до значень порядку 6. В умовах слабокислого середовища варто очікувати помітне погіршення життєдіяльності

організмів із карбонатною функцією. Тому спостерігалась декальцифікація форамініфер при зниженні рН до 6 в осадах біля дельти Дунаю (рис.4).

Як правило, нестійкість фізико-хімічних умов в осадах помітна на ділянках шельфу з підвищеним вмістом ряду елементів. Наприклад, концентрації 6 металів (Cr, As, Hg, Cu, Zn, Pb) перевищують кларковий рівень накопичення в донних осадах району Дунаю. Зв'язок із техногенної складовою стоку найбільше очевидний для ділянки Одеського порту, де рівень концентрації металів (в перерахунку на один елемент) досягає 3,5-5,5 кларків (рис. 5-A).



1-нормально розвинута черепашка;
2-декальцифікація черепашки, вздуття останньої камери у вигляді «пухлини»;
3- відсутність скульптури в зв'язку з розчиненням черепашки при низьком рН.

Рис. 4 – Приклади розчинення черепашок бентосних форамініфер *Ammonia tepida* при низьком рН (Чорне море, р-н дельти Дунаю)

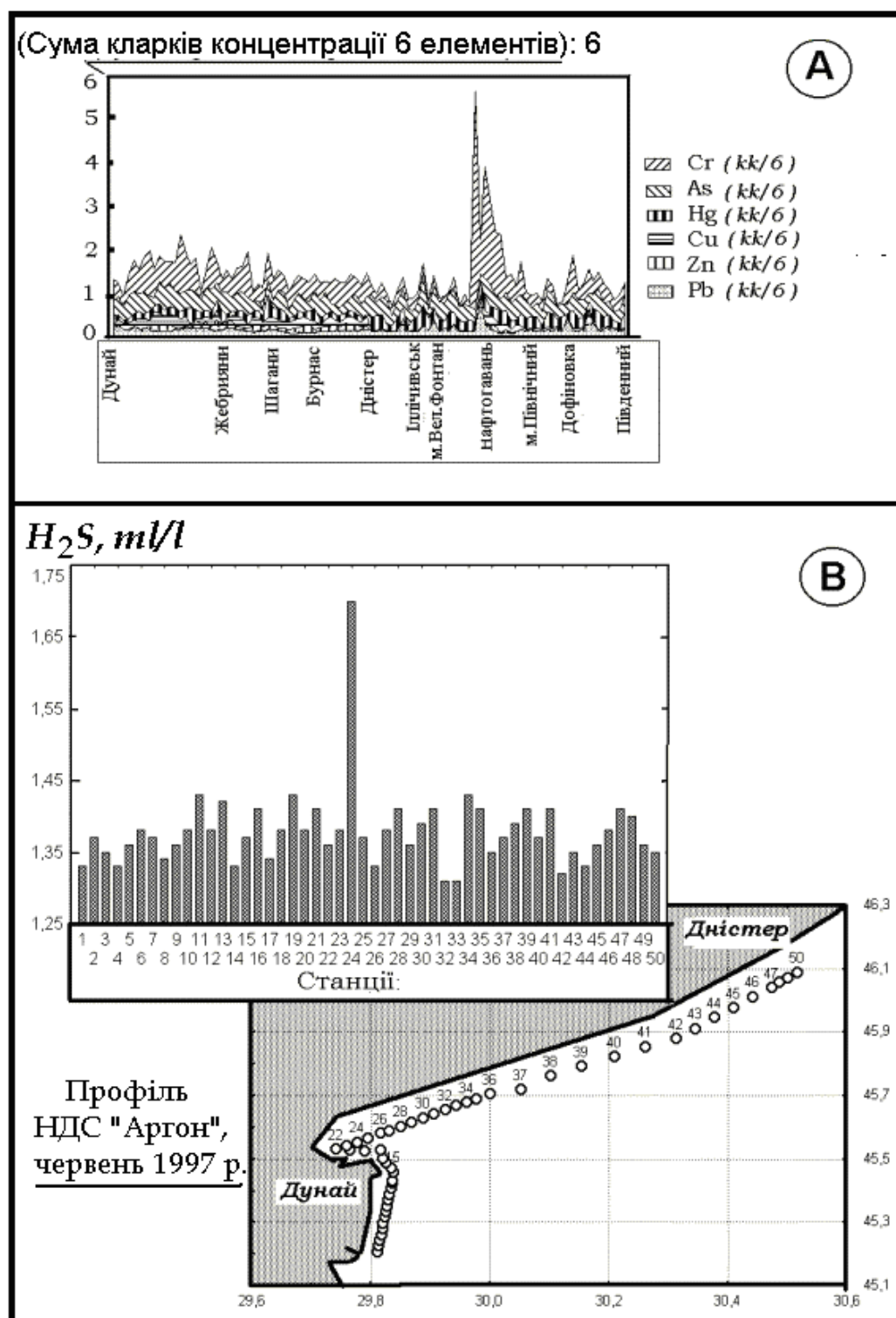


Рис. 5 – Рівні концентрацій важких металів в донних відкладах прибережної зони (A) та вміст сірководню в придонних водах межиріччя Дунай-Дністер в червні 1997 року (B).

Літня активізація геохімічних процесів в західних і центральних районах шельфу супроводжується перетворенням форм перебування і перерозподілом речовини в метастабільному поверхневому шарі осадків.

Вплив біотичних факторів на сезонну зміну геохімічного оточення пов'язаний із мозаїчним зародженням осередків гіпоксії та наступним сірководневим зараженням придонних вод, ареали якого розширюються при масовому отруєнні бентосних організмів. Динамічність фізико-хімічної і біогенної міграції обумовлена активною геохімічною роллю органічної речовини в літню пору. Внаслідок інтенсивного споживання кисню при розкладанні органічних залишків в мілководних районах моря виникають відновні сірководневі умови. Процес активізується в травні на мілководді і поширюється до глибин 30-40 м. В липні - серпні на ділянках, уражених гіпоксією, виникає сірководневе зараження. При згонних вітрах заражені сірководнем води зміщуються до берега і на глибині менше 3 м виходять до поверхні. Концентрації сірководню до 2 мл/л зберігаються на шельфі під сезонним термокліном протягом 1 - 3 місяців [1].

Під час рейсу НДС «Аргон» в серпні 1997 року наявність сірководню в придон-

них водах відзначено на всіх станціях уздовжберегового профілю Дунай-Дністер (рис. 5-В). Сульфідотворення в донних осадах розвивається у відновному оточенні на фоні інтенсивного материкового стоку і високої біологічної продуктивності водної товщі. Цей процес ускладнюється дією техногенних чинників, що порушують фізико-хімічні параметри міграційних процесів в шельфовій області [5]. Сульфідизація форамініфер в прибережній зоні свідчить про розвиток редукційних процесів і появу місцевого сірководню в умовах гіпоксії. Встановлено, що аномальна сульфідизація форамініфер співпадає з ареалами органічного забруднення та скиданням господарських відходів (мис Великий Фонтан, Одеська затока), або з наслідками евтрофікації водної товщі (мис Аджияск, узмор'я Дунаю) [4]. Мозаїчне посилення сульфідотворення на граничному рівні (50-70% видів) є типовим для звалищ північної частини шельфу.

В усіх випадках сульфідизація узгоджується зі зниженням видової розмаїтості живих форамініфер, що свідчить про формування абіогенних зон біля джерел забруднення.

Висновки

Елементарні аквальні комплекси шельфу Чорного моря відрізняються високою динамічністю зміни еколого-геохімічних умов. Перехід від евтрофної до гіпертрофної фази розвитку шельфової області пов'язаний із багаторічним посиленням забруднення морського середовища і, в першу чергу, зростанням стоку біогенних речовин.

Проведені дослідження свідчать про те, що сезонна зміна геохімічного оточення порушує стійкість міграційних процесів на шельфі. Незбалансованість седиментаційних і діагенетичних процесів, характерна для гіпертрофної фази розвитку басейну, виявляється в нестабільності парагенетичних зв'язків хімічних компонентів донних осадків. Стресові ситуації на північно-західному шельфі

Чорного моря, що виникають під дією природних і техногенних чинників, супроводжуються різноманітними змінами морфології та сульфідизації черепашок форамініфер.

Таким чином, практичне значення отриманих результатів полягає в комплексній оцінці геоекологічної обстановки в шельфовій області на єдиній методичній основі, а аналіз сучасного осадконакопичення та геохімічних особливостей міграційних процесів в умовах забруднення північно-західного шельфу Чорного моря, а також застосування бентосних форамініфер для оцінки екологічно напружених районів шельфу може скласти основу оперативного контролю техногенних порушень.

ЛІТЕРАТУРА

1. Виноградов М. Е. Верхняя граница сероводородных вод и тенденция изменения глубины

ее залегания в Черном море. / М. Е. Виноградов. // Океанология. – 1991. – Т. 31, вып.3. – С. 414 - 420.

2. Зайцев Ю. П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины. / Ю. П. Зайцев. // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28, №4. – С. 3 – 18.
3. Кешмен Д. Фораминиферы: Пер. с англ./ Д. Кешмен – М. –Л.: ОНТИ, 1933. – 459 с.
4. Кравчук Г. О. Сульфідизація бентосних форамініфер як прояв сучасних змін геоекологічних умов на північно-західному шельфі Чорного моря./ Г. О. Кравчук. // Н/ж «Геология и полезные ископаемые Мирового океана». – К.:ОМГОР НАНУ, 2011 – №2(24) – С. 55-61.
5. Кравчук О. П. Геотоксикология морской среды. / О. П. Кравчук, В. П. Пуныко, В. Н. Кадурин, И. А. Сучков– Одесса: Астропринт, 1996. – 216 с.
6. Павлидис Ю. А. Фации шельфа. / Ю. А. Павлидис, Ф. А. Щербаков– М.: ИО РАН, 1995. – 151 с.
7. Руководство по методам химического анализа морских вод. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 204 с
8. Свертилов А. А. Физико-химические факторы миграции тяжелых металлов в донных осадках Северо-западного шельфа Черного моря/ А. А. Свертилов, Ю. М. Деньга, Л. Н. Хапченко, Д. А. Свертилов, А. В. Чугай, А. О. Кравчук. // Метеорология, климатология и гидрология. – 1999. – Вып. 37. – С. 71-78.
9. Усенко В. П. Методологічні принципи дослідження геоекосистеми Чорного моря. / В. П. Усенко, А. Ю. Митропольський // Геология в XXI столітті: Шляхи розвитку та перспективи. – К.: Знання, 2001. – С. 298 – 311.
10. Фесюнов О. Е. Геоэкология северо-западного шельфа Черного моря. / О. Е. Фесюнов– Одесса: Астропринт, 2000. – 97 с.
11. Химический анализ морских осадков / Отв. редактор Э. А.Остроумов. – М.: Наука, 1980. – 210 с.
12. Хованский А. Д. Ландшафтно-геохимическое районирование Черного моря. / А. Д. Хованский, А. Ю. Митропольский // Стратиграфия и корреляция морских и континентальных отложений Украины. – К.: Наукова думка, 1987. – С. 123 –134.
13. Шуйський Ю. Д. Типи берегів Світового океану./ Ю. Д. Шуйський – Одеса: Астропринт, 2000. – 479 с.
14. Шуйський Ю. Д. Абразія та її роль в осадоутворенні на північно-західних берегах Чорного моря. / Ю. Д. Шуйський, М. Ф.Ротар. // Геологія узбережжя і дна Чорного та Азовського морів у межах УРСР. – К.: КГУ, 1975. – № 8. – С. 58 – 66.
15. Geslin E. Abnormal texture in the wall of deformed tests of *Ammonia* (Hyaline foraminifer). / E.Geslin, J.-P. Debenay, M. Lesourd // Journal of Foraminiferal Research. – 1998. – №28 (2). – P. 1–17.

Надійшла до редколегії 20.09.2012

УДК 911+504.567

О. М. ГОГОЛЬ

Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна

61022 Харків, пл. Свободи, 6

alek20082008@ukr.net

МІСЦЕ ГІДРОХІМІЧНОГО СТАНУ ПЕЧЕНІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА У ЗАГАЛЬНОМУ БАЛАНСІ ЕКОСИСТЕМИ

На основі десятирічних досліджень гідрохімічних показників у Печенізькому водосховищі встановлено, що кисневий режим загалом задовільний, концентрації галогенорганічних пестицидів та триазінових гербіцидів у воді нижче гранично-допустимих концентрацій. На сьогодні перевищення гранично допустимих показників води Печенізького водосховища спостерігається по міді та хрому. Печенізьке водосховище неблагополучне на лігулідозну інвазію починаючи з 1991 року. За паразитологічними показниками виявлена найбільша концентрація хворої риби у Кулаківській і Артемівській затоці та придамбовій ділянці. Небезпечних для людини агентів, а саме хімічних сполук, радіоактивних ізотопів понад МДР не виявлено. Виявлені можливі джерела які суттєво впливають на баланс екосистеми Печенізького водосховища, в т.ч. воду, а також окреслені шляхи вирішення проблемних питань, покращення екосистеми водосховища.

Ключові слова: Печенізьке водосховище, гідрохімічні показники, кисневий режим, пестициди, паразитологічні дослідження, екосистема

© Гоголь О. М., 2012

Gogol O. M. THE SIGNIFICANCE OF HYDROCHEMICAL CONDITION OF PECHENEZSKE STORAGE RESERVOIR FOR THE GENERAL ECOSYSTEM BALANCE

Based on decades of research hydrochemical indicators PECHENEZSKE reservoir found that oxygen conditions in general satisfactory, halogen concentrations of pesticides and triazine herbicides in the water below the maximum allowable concentrations. Today, the limit values of Pechenezske water-reservoir observed for copper and chromium. Pechenezske reservoir unfavorable to ligulidox invasion since 1991. On parasitological parameters revealed the highest concentration of sick fish in the Gulf of Kulakowski and Artem and pridambovom site. Dangerous to human agents, namely chemicals, radioactive isotopes over MDS were found. Identified possible sources that significantly affect the balance of the ecosystem Pechenigy reservoir, including water, and recommended ways to deal with issues, improve the ecosystem of the reservoir.

Keywords: Pechenezske reservoir hydrochemical indicators, oxygen regime, pesticides, parasitological studies, ecosystem

Гоголь А. Н. МЕСТО ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПЕЧЕНЕЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ОБЩЕМ БАЛАНСЕ ЭКОСИСТЕМЫ

На основе десятилетних исследований гидрохимических показателей в Печенежском водохранилище установлено, что кислородный режим в целом удовлетворителен, концентрации галогенорганических пестицидов и триазиновых гербицидов в воде ниже предельно-допустимых концентраций. На сегодня превышение предельно допустимых показателей воды Печенежского водохранилища наблюдается по меди и хрому. Печенежское водохранилище неблагополучно по лигулидозной инвазии начиная с 1991 года. По паразитологическим показателям выявлена наибольшая концентрация больной рыбы в Кулаковском и Артемовском заливе и придамбовом участке. Опасных для человека агентов, а именно химических соединений, радиоактивных изотопов сверх МДР не выявлено. Выявлены возможные источники, которые существенно влияют на баланс экосистемы Печенежского водохранилища, в т.ч. воду, а также рекомендованы пути решения проблемных вопросов, улучшения экосистемы водохранилища.

Ключевые слова: Печенежское водохранилище, гидрохимические показатели, кислородный режим, пестициды, паразитологические исследования, экосистема

Вступ

Постановка проблеми. Найважливішу роль у забезпеченні населення продовольством, а галузі національної економіки сировиною, відіграє рибне господарство. Негативно впливає на екологічний стан водойм забруднення навколишнього середовища, а це призводить до зменшення кількості основних видів риб, тварин та птиць. Тому в наш час постає велика необхідність у регулярному контролюванні гідрохімічного стану водойм.

Стан утримання водоохоронної зони, включаючи прибережну смугу, є одним з найважливіших факторів відтворення водних біоресурсів Печенізького водосховища, тому що воно є цінним водно-болотним угіддям, що включає водне дзеркало з угрупованнями справжніх водних рослин, острови з деревно-чагарниковою рослинністю, прибережну смугу з болотною і лучною рослинністю, а також заплаву у верхів'ї водосховища, має велике значення для підтримання видового різноманіття та кількісного багатства птахів, тварин та риб. У складі орнітокомплексів представлені раритетні види з Європейського Червоного списку, Червоної книги України (деркач, орлан-білохвіст, скопа, журавель сірий, коло-

водник ставковий) та Червоного списку Харківщини. Тут розташовані колонії чаплі сірої, мартини звичайного, крячків, куликів, поселення лебедя-шипуну. Ділянка водосховища є міграційним коридором, місцем зупинки для відпочинку і годівлі численних зграй перелітних водоплавних та навколоводних птахів (гуси, качки, мартини, крячки, кулики тощо). В угідді мешкають рідкісні ссавці, занесені до Європейського Червоного списку та Червоної книги України (видра річкова, норка європейська).

Метою роботи є дослідження гідрохімічної характеристики Печенізького водосховища та впливу несанкціонованих звалищ та стічних вод на ці характеристики.

Відповідно до поставленої мети в статті вирішені наступні завдання:

- дослідити гідрохімічний стан Печенізького водосховища;
- проаналізувати стан риби та диких тварин на території водосховища;
- з'ясувати причини забруднення та шляхи покращення гідрохімічного стану Печенізького водосховища.

Дослідженням динаміки гідрохімічних показників річок України займалися Белінг Д. [1], Владимірова К. С. [2], Голов-

ко Т. В. [4], Марковський Ю. М. [5], Щербак В. І. [6], Якушин В. М. [7] та ін. В Україні систематичні спостереження за хімічним складом річкових, озерних і морських вод розпочалися в 30-і роки 20-го ст. на мережі пунктів гідрометслужби. Дані публікувалися в «Гідрологічних щорічниках» (розділ «Хімічний склад води»), з 1968 р. – в щоквартальних «Гідрохімічних бюлетенях», з 1984 р. – в «Щорічних даних про якість поверхневих вод України», які випускає Центральна геофізична обсерваторія гідрометслужби (яка останні роки входить до складу МНС України). Зараз відомчий гідрохімічний моніторинг здійснюють також підрозділи Мінприроди, МОЗ, Держводагенства України.

Значний внесок у формування і розвиток гідрохімії поверхневих вод суші в Україні зробили вчені Інституту гідробіології НАН України (Є. Бурксер, О. Алмазов, Б.Й. Набиванець, О. І. Денисова, Л. О. Журавльова, П. М. Линник), дослідження яких присвячені формуванню гідрохімічного режиму гирлових ділянок річок, лиманів, дніпровських водосховищ, вмісту важких металів у воді.

Вченими кафедри гідрології та гідроекології географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка досліджено взаємозв'язок та виконано картографування хімічного складу різних типів природних вод України (В.І. Пелешенко), виявлена роль антропогенних чинників у його формуванні, започатковано дослідження з меліоративної гідрохімії (Л. М. Горєв, Д. В. Закревський), агрогідрохімії та гідрохімії поверхнево-схилового стоку на малих водозборах (В. К. Хільчевський), гідрохімії водойм-охолоджувачів АЕС і ТЕС (М. І. Ромась), гідрохімічних систем (С. І. Сніжко) [8,9,10,11,12]. Університет готує спеціалістів з гідрології і гідрохімії, з 2000 року здійснює видання періодичного наукового збірника «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія».

Результати досліджень

У Печенізькому водосховищі протягом останніх років кисневий режим був загалом задовільний (табл. 1). Слід відмітити, що показник БСК₅ має тенденцію до збільшення (у 2008 р. збільшився – з 1,73 мгО₂/дм³ до 2,21 мгО₂/дм³ у порівнянні з 2007 роком, але не перевищує ГДК; у 2009

Експериментальними дослідженнями та термодинамічним моделюванням процесів міграції забруднюючих речовин у поверхневих водах, дослідженнями гумусових речовин, застосуванням ГІС-технологій у гідрохімії займаються в Українському науково-дослідному гідрометеорологічному інституті (В. Осадчий, Н. Осадча, Ю. Набиванець).

Вченими Морського гідрофізичного інституту НАН України розвивається фізична гідрохімія океану, що вивчає фізичну природу утворення або руйнування хімічних сполук у морській воді (Г.Батраков, О.Безбородов, В.М.Єремєєв). Докладні регіональні гідрохімічні дослідження Чорного і Азовського морів українських вчених (Б. Скопинцев, Я. Гололобов, В. Дацко, М. Добржанська, О. Новоселов, В. Михайлов) дають змогу вирішувати питання моніторингу, моделювання і прогнозування стану басейнів цих морів.

При комплексних регіональних гідрогеологічних дослідженнях території України вчені – гідрогеологи вивчали основні закономірності формування хімічного складу підземних вод (К. Маков, І. Соляков), мінеральних лікувальних вод (А. Бабинець). Виконані дослідження з теоретичних питань хімії підземних (В.Вовк, В.Лялько) та процесів водної міграції радіонуклідів техногенного походження (В.Шестопалов) в Інституті геологічних наук НАН України.

Науковими дослідженнями різних аспектів гідрохімії займаються також в Інституті колоїдної хімії та хімії води НАН України (В.В. Гончарук), Інституті біології південних морів НАН України, Українському н.-д. інституті екологічних проблем, Українському науковому центрі екології моря, Українському н.-д. інституті водогосподарсько-екологічних проблем.

Але жодне дослідження не торкається динаміки гідрохімічних показників Печенізького водосховища.

р. збільшився – з 2,21 мгО₂/дм³ до 2,36 мгО₂/дм³ та продовжує перевищувати ГДК. Показник ХСК у 2008 році, у порівнянні з минулим роком, зріс – з 19,8 мгО/дм³ до 21,2 мгО/дм³ (продовжує перевищувати ГДК). А ось у 2009 році показник ХСК незначно зменшився до 20,0 мгО/дм³, але

продовжує перевищувати ГДК. У 2010 році показник ХСК перевищує ГДК у 1,4 рази.

У 2011 році у Печенізькому водосховищі кисневий режим – задовільний. Пору-

шення вимог СанПіН № 4630-88 спостерігалось лише по ХСК, який перевищував ГДК у 1,3 рази. Середні концентрації солевих показників та важких металів не

Таблиця 1

Стан якості води Печенізького водосховища за результатами досліджень 2011 року

Показник	Одиниці вимірювання	Показники	Вимоги до води рибогосподарських ставів згідно ГСТ 5.372-87
Амоній-іон	мг N /дм ³	в межах норми	до 1,0
Нітрит-іон	мг N /дм ³	в межах норми	до 0,2
Нітрат-іон	мг N /дм ³	в межах норми	до 3,0
Фосфат-іон	мг Р /дм ³	в межах норми	до 0,5
Гідрокарбонати	мг/дм ³	в межах норми	-
БСК ₅	мг О /дм ³	10,1 - 11,6	4,0-15,0 (допустиме 20,0)
ХПК	мг О /дм ³	Перевищення у 1,3 рази	35-70 (допустиме 100,0)
Хлориди	мг/дм ³	в межах норми	до 300
Сульфати	мг/дм ³	Перевищення у 1,4 рази	до 100

перевищують санітарних нормативів. Вміст інших забруднюючих речовин майже не змінився і лишився в межах ГДК. Загальна жорсткість води лишилася на рівні минулого року і складає 5,8 ммоль/дм³. Клас якості води, як і в минулому році – 3 «помірно-забруднена», ІЗВ складає 1,269.

При токсикологічних спостереженнях в пробах води проведені визначення галогенорганічних пестицидів (α -ГХЦГ, γ -ГХЦГ, трефлан, 4,4-ДДЕ, 4,4 – ДДД, 4,4-ДДТ) та триазінових гербіцидів (пропазин, атразин, симазин, прометрин). Концентрації галогенорганічних пестицидів та триазінових гербіцидів у воді водних об'єктів протягом 2011 року були нижче гранично-допустимих концентрацій (ГДК).

При цьому небезпечних для людини агентів, а саме хімічних сполук, радіоактивних ізотопів (табл. 2, рис. 1) понад МДР не виявлено.

В цілому, на сьогоднішній день, за результатами спостережень, у 2011 році зафі-

ксовано деяке покращення якості поверхневих вод Печенізького водосховища у порівнянні з відповідним періодом минулого року.

За даними НДІ Біології ХНУ ім. В.Н. Каразіна перевищення гранично допустимих показників води Печенізького водосховища спостерігається по міді у 4 рази, хрому в 2,0 рази. Вміст нафтопродуктів 0,05 мг/л – відповідає граничному вмісту.

Печенізьке водосховище неблагополучне на лігулідозну інвазію починаючи з 1991 року. Під час паразитологічних досліджень, проведених при контрольних відловах риби з різних ділянок Печенізького водосховища було встановлено ступінь ураження лігулідозною інвазією промислових видів риби та локалізацію хворої риби по акваторії водосховища.

Узагальнені дані про місця локалізації ураженої лігульозом риби наведені в табл. 3

Таблиця 2

Радіологічні дослідження води і донних відкладень Печенізького водосховища

Рік	Стронцій-90, Бк/дм3, кг			Цезій-137, Бк/дм3, кг		
	min	max	Середньорічні	min	max	Середньорічні
2008	0,016	0,028	0,022	0,040	0,066	0,051
2009	0,015	0,023	0,019	0,053	0,068	0,061
2010	0,017	0,021	0,019	0,063	0,052	0,057
2011	0,013	0,028	0,021	0,041	0,064	0,057

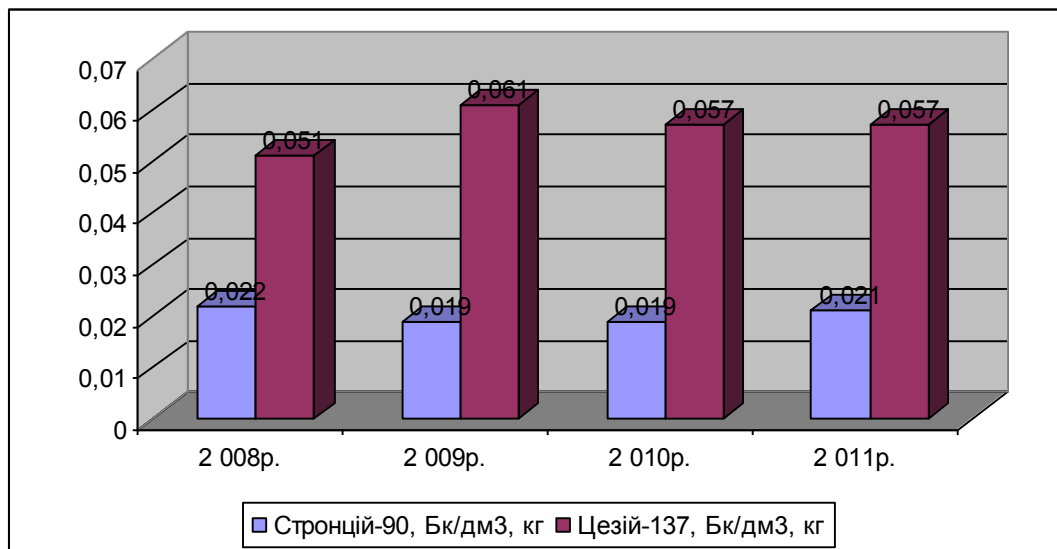


Рис. 1 – Порівняння даних радіологічних досліджень води і донних відкладень Печенізького водосховища за 2008-2011 рр.

Таблиця 3

Місця локалізації ураженої лігульозом риби

Місце локалізації	Екстенсивність лігулідозної інвазії		
	Лящ	Плоскірка	Плітка
с.м.т. Печеніги (придамбова ділянка)	13-69 %	-	-
с. Мартове (Артемівська затока)	62 %	60 %	-
с. Хотомля (Кулаківська затока)	24-93 %	30 %	10 %

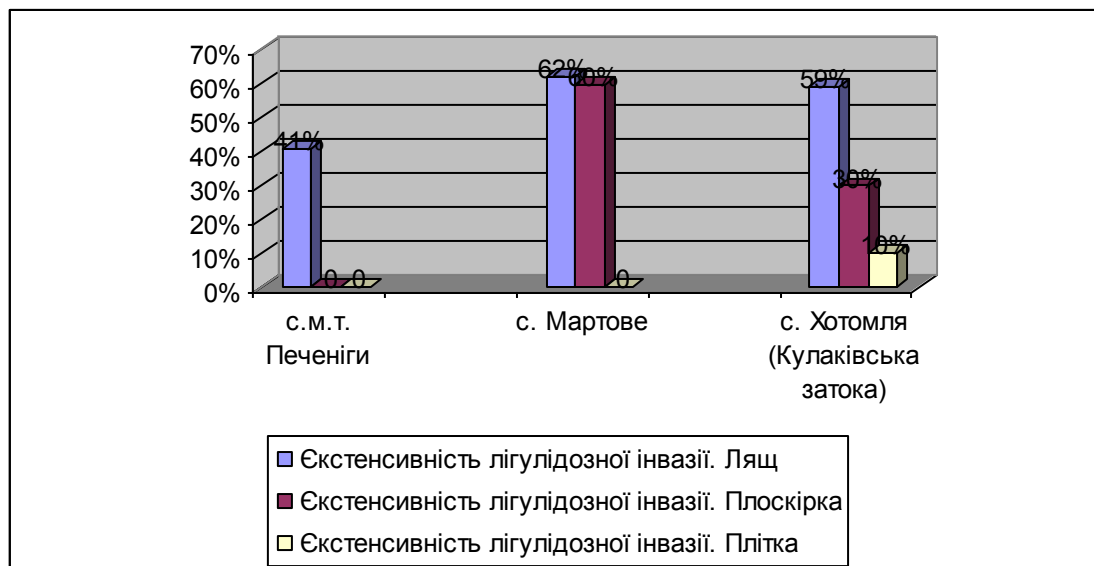


Рис. 2 – Порівняння місць локалізації ураженої лігульозом риби

Таким чином найбільша концентрація хворої риби була виявлена у Кулаківській затоці (екстенсивність інвазії до 93%), Артемівській затоці (екстенсивність інвазії до 62%) та придамбовій ділянці (екстенсивність інвазії до 69%). При контрольному відлові проведеному 28.10.11р. в акваторії Печенізького водосховища біля сел. Хотомля виявля-

на лігулідозна інвазія плоскірки з екстенсивністю 10 % та у краснопірки екстенсивність складала 5 %.

Результати досліджень риби по показникам безпеки на вміст небезпечних агентів в рибі з Печенізького водосховища проведені в листопаді 2011 р. наведені в таблиці 4.

Таблиця 4

Показникам безпеки на вміст небезпечних агентів в рибі з Печенізького водосховища

№ з\п	Найменування показників	Результати досліджень	МДР за нормативними документами
Пестициди			
1	ГХЦХ і його ізомери	Не виявлено	0,03
2	ДДТ, ДДД, ДДЄ	Не виявлено	0,3
Токсичні елементи			
3	Масова частка свинцю	0,182-0,515	1,0
4	Масова частка кадмію	0,0093-0,0471	0,2
5	Масова частка ртуті	Не виявлено	0,3
6	Масова частка миш'яку	Не виявлено	1,0
Мікробіологічні показники			
7	МАФАМ в 1 гр.	2,0×10 ²	5×10 ⁴
8	БГКП в 0,001гр.	Не виявлено	Не допускається
9	Сальмонели в 25 гр.	Не виявлено	Не допускається
10	Staph. Aureus в 0,1 гр.	Не виявлено	Не допускається
11	Лістерії в 25 гр.	Не виявлено	Не допускається
Вміст радіонуклідів: Бк/кг			
12	Цезій 137	1,1 ±6,1	150
13	Стронцій 90	0,3 ±4,6	35

Збудників бактеріальних та паразитарних хвороб у тому числі збудників зооантропонозних захворювань не виявлено, проте дослідженнями, проведеними 05-06.10.10 р. в річці Сіверський Дінець в районі сел. Геніївка та сел. Есхар, було виявлено осередки захворювання риби на опісторхоз, що дає підставу припускати наявність збудника по всій акваторії р. Сіверський Дінець, в тому числі Печенізького водосховища, що може бути потенційно небезпечним для

людини. Окрім цього з прилеглих до Печенізького водосховища територій були проведені дослідження диких птахів на наявність хвороби Ньюкасла та пташиний грип, а саме - 1 качка, 1 лисуха, 7 голубів з негативними результатами. Проведено дослідження на АЧС 17 диких кабанів, на сказ було досліджено 11 лисиць, 2 собаки, 1 єнот та 1 кіт при цьому позитивних випадків виявлено не було. Паразитологічні дослідження диких тварин наведені в таблиці 5.

Таблиця 5

Паразитологічні дослідження диких тварин

№ з\п	Вид тварин	Кількість досліджень	Результат досліджень
1	Дикий кабан	80	68
2	Олень	50	21
3	Косулі	20	20
4	Лисиці	5	-

При паразитологічних дослідженнях диких тварин було виявлено: від 80 досліджених диких кабанів 68 позитивних на стронгілятоз, із 50 досліджених оленів ви-

явлено 21 позитивний результат на дикроцеліоз, із 20 досліджених косуль всі позитивні на фасциольоз, досліджено 5 лисиць на трихинельоз – результат негативний.

Висновки

Можна стверджувати, що незадовільний гідрохімічний стан Печенізького водосховища негативно відбивається на загальній екосистемі. Так, показники БСК₅, ХСК, міді, хрому, хоча й покращилися в останні роки, але й досі перевищують ГДК.

Визначено можливі джерела, які суттєво впливають на баланс екосистеми Печенізького водосховища, в т.ч. воду:

- населені пункти, що розташовані уздовж водосховища та річок, що його наповнює (15) із побутовими відходами, очисни-

ми спорудами (без таких), виробництва в т.ч. сільськогосподарське: поля, тваринницькі ферми, МТС;

- бази відпочинку (оздоровчі заклади) (52): побутовими відходами, очисними спорудами без таких;

- користувачі земельними ділянками з метою рекреації (37): легальна, нелегальна забудова, забруднення побутовими відходами, наявність та стан очисних споруд (їх відсутність);

- шляхи наповнення водосховища: річка Сіверський Донець її притоки, дощові та талі води;

- дики тварини, птиця : шляхи їх міграції, наявність хвороб (збудників);

- несанкціоновані симіттезвалища в прибережній захисній смузі;

- забруднення водосховища господарчо-побутовими відходами рибалками-любителями у зимовий період.

На нашу думку, існують наступні шляхи вирішення проблемних питань, покращення екосистеми водосховища:

- налагодження дієвого контролю за потенційно небезпечними об'єктами, ремонт існуючих очисних споруд, будівництво нових, застосування сучасних технологій очистки стоків, переробки побутових відходів. Обмеження (заборона) будівництва у прибережній смузі. Контроль за цільовим використанням наданих земель, вжиття заходів щодо усунення порушень.

- створення комунального підприємства обласного рівня багатопрофільного напрямку діяльності – рибогосподарська діяльність, організація впорядкованого відпочинку та упорядкування надання рекреаційних послуг;

- проведення профілактичних заходів щодо зменшення захворюваності серед об'єктів тваринного світу;

- відновленні лісових насаджень у прилеглих територіях;

- системний науковий моніторинг екосистеми водосховища;

- збереження та відновлення природного середовища, у т. ч. біорізноманіття тощо.

Також рекомендовано шляхи покращення якості води Печенізького водосховища:

1. Здійснювати щорічний контроль якості води водосховища, з'ясувати причини основних джерел забруднення з подальшою їх ліквідацією.

2. Зобов'язати власників підприємств, баз відпочинку інших установ та організацій, що розташовані на березі Печенізького водосховища здійснювати комплекс заходів щодо локалізації речовин потенційно небезпечних в санітарно-епідеміологічному відношенні.

3. Створити на базі комунального підприємства лабораторію по дослідженню якості води Печенізького водосховища та акредитувати її по основним показникам.

ЛІТЕРАТУРА

1. Белінг Д. Матеріали до гідробіологічної характеристики дніпровських заплавних водойм і визначення їх рибопродуктивності / Д. Белінг, М. Коротун, Ю. Марковський, В. Цитович // Тр. гідробіол. ст. – 1934. – № 7. – С. 3–52.

2. Владимірова К. С. Фитомикробентос Днепра, его водохранилищ и Днепро-Бугского лимана. / К. С. Владимірова – К.: Наук. думка, 1978. – 228 с.

3. Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока. – К.: Наук. думка, 1967. – 387 с.

4. Головки Т. В. Бактериопланктон Каневского водохранилища и его продукционные характеристики. / Т. В. Головки, В. М. Якушин, Н. И. Тронько // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 4. – С. 58–71.

5. Марковский Ю. М. Завдання досліджень морфології заплавних водойм в зв'язку з встановленням їх типів і продуктивності. / Ю. М. Марковский // Тр. гідробіол. ст. – 1938. – № 16. – С. 51–80.

6. Щербак В. І. Фітопланктон Київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його

визначають. / В. І. Щербак, Н. В. Майстрова – К.: Ін-т гідробіології НАНУ, 2001. – 70 с.

7. Якушин В. М. Механізми функціонування екосистеми верхньої частини Канівського водоймища. / В. М. Якушин, В. І. Щербак, Ю. В. Плігін та ін. // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту. Сер.: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2001. – № 3(14). – С. 114–116.

8. Горев Л. М. Гідрохімія України. / Л. М. Горев, В. І. Пелешенко, В. К. Хільчевський. – К.: Вища школа, 1995. – 307 с.

9. Хільчевський В. К. Роль агрохімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра. / В. К. Хільчевський. – К.: ВПЦ «Київський ун-т», 1996. – 222 с.

10. Пелешенко В. І. Загальна гідрохімія. / В. І. Пелешенко, В. К. Хільчевський – К., 1997. – 384 с.

11. Українські гідрологи, гідрохіміки, гідроекологи / За ред. В. К. Хільчевського – К., 2004. – 176 с.

12. Хільчевський В. К. Основи гідрохімії. / В. К. Хільчевський, В. І. Осадчий, С. М. Курило – К., 2012. – 312 с.

Надійшла до редколегії 2.10.2012

України, Державна установа «Національний інститут фтизіатрії і пульмонології імені Ф. Г. Яновського АМН України» – 2011 р.

7. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Полтавської області / Піддубний І. А. – Полтава, 2010. – 215 с.

8. Регіональна програма охорони довкілля, раціонального використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки з урахуванням регіональних пріоритетів Полтавської області на 2012 – 2015 роки («Довкілля-2015»). Розробник - Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка. – Полтава-2012р.

9. Родінкова В. В. Особливості розповсюдження пилку аероалергенної флори у повітрі м.Полтави / В. В. Родінкова// Вісник проблем біології і медицини – 2012 – Вип.4, том 2 (97). – С. 49 – 55.

10. Торонченко О. М. Екологічно залежна патологія в оцінюванні стану навколишнього середовища Полтавської області / Торонченко О. М. // Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського – 2012. - № 6 (77). - С. 97-102.

11. Шумна Т. Є. Сучасний погляд на імунні механізми розвитку алергічних захворювань в умовах несприятливих факторів навколишнього середовища / Т. Є. Шумна// Запорожський медичний журнал – 2011. – Том 13, № 2. – С. 124-125.

12. www.rada-poltava.gov.ua/

Надійшла до редколегії 12.11.2012

УДК 911.8:556.51:504.054

О. М. КРАЙНЮКОВ, канд. геогр. наук, доц.

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

майдан Свободи, 6, 61022, Харків, Україна
alkraynukov@gmail.com

ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ ПРИНЦИП ВСТАНОВЛЕННЯ НОРМАТИВІВ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ

Представлено наукове обґрунтування, загальні вимоги і принципи встановлення нормативів екологічної безпеки для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування; сформульовано вимоги до якості води поверхневих водних об'єктів, які забезпечують нормальне функціонування водної геоекосистеми. Розроблено та опрацьовано методичні прийоми та процедури встановлення нормативів екологічної безпеки водокористування – рибогосподарські ГДК речовин.

Наведено узагальнені результати встановлення еколого-рибогосподарського нормативу - гранично допустимої концентрації (ГДК) морфоліну. За показниками значення ГДК (0,125 мг/л), стабільності у водному середовищі (зменшення концентрації на 95 % складає 32 доби), коефіцієнта матеріальної кумуляції в органах та тканинах риб (0,85-2,4), коефіцієнта ступеня ураженості водної екосистеми (1,1) морфолін відноситься до 3 класу небезпеки.

Ключові слова: поверхневі води, водна геоекосистема, норматив, екологічна безпека, водокористування, еколого-рибогосподарський норматив, морфолін, максимально допустима концентрація, лімітуючий показник шкідливості, клас небезпеки, коефіцієнт матеріальної кумуляції, коефіцієнт ураженості водної геоекосистеми

Крайнюков О. М. ЛАНДШАФТНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ПРИНЦИП УСТАНОВЛЕНИЯ НОРМАТИВОВ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ПОВЕРХНОСТНЫЕ ВОДЫ

Представлено научное обоснование, общие требования и принципы установления нормативов экологической безопасности для воды водных объектов рыбохозяйственного водопользования; сформулированы требования к качеству воды поверхностных водных объектов, которые обеспечивают нормальное функционирование водной геоекосистемы. Разработаны и апробированы методические приемы и процедуры установления нормативов экологической безопасности водопользования – рыбохозяйственных ПДК веществ.

Приведены обобщенные результаты установления эколого-рыбохозяйственного норматива - предельно допустимой концентрации (ПДК) морфолина. По показателям значения ПДК (0,125 мг/л), стабильности в водной среде (уменьшение концентрации на 95 % составляет 32 суток), коэффициента материальной кумуляции в органах и тканях рыб (0,85-2,4), коэффициента степени поражения водной экосистемы (1,1) морфолин относится к 3 классу опасности.

Ключевые слова: поверхностные воды, водная геоекосистема, норматив, экологическая безопасность, водопользование, эколого-рыбохозяйственный норматив, морфолин, максимально допустимая концентрация, лимитирующий показатель вредности, класс опасности, коэффициент материальной кумуляции, коэффициент поражения водной геоекосистемы

Krainiukov O. M. LANDSCAPE-ECOLOGICAL PRINCIPLE SET STANDARDS OF ANTHROPOGENIC IMPACT ON SURFACE WATERS

The article presents the scientific rationale, general requirements and principles set standards of ecological safety for water of water objects of fishery; it has been formulated requirements for water quality of surface water objects to ensure normal functioning of aquatic geoecosystem. It has been also developed and worked instructional techniques and procedures for establishing standards of ecological safety of water management - fishery the maximum concentration limit substances.

Generalized results establish ecological and fisheries fishery standard - the maximum concentration limit (MCL) morpholine. In terms of the value of the MCL (0.125 mg / l), stability in the aquatic environment (reduction of 95% concentration is 32 days), the index of material accumulation in organs and tissues of fish (0,85-2,4), the degree of factor of defeat aquatic geoecosystem (1.1) morpholine belongs to 3 hazard class.

Keywords: surface waters, aquatic geoecosystem, ecological safety, standard, water management, ecological and fishery standard, maximum concentration limit substances, morpholine, the maximum concentration limit , detrimental limit index , hazard class, factor of material accumulation , factor of defeat aquatic geoecosystem

Вступ

Стан проблеми. Однією із головних складових системи управління природокористуванням є встановлення нормативів, заснованих на ландшафтно-екологічному принципі та геосистемному підході, оскільки їх дотримання спрямовано на збереження ресурсо- та середовищевідтворювальних властивостей природних ландшафтів. У зв'язку з цим, основним напрямом водоохоронної діяльності є контроль за станом поверхневих вод з метою забезпечення дотримання нормативів екологічної безпеки водокористування. Протягом останніх років поверхневі водні об'єкти на території України інтенсивно забруднюються. За даними, наведеними у [1] впродовж 2011р. у водні об'єкти скинуто понад 7,7 км³ стічних вод, у тому числі забруднених - 1,6 км³. Із стічними водами до водних об'єктів надійшло 403,3 т нафтопродуктів, 801,2 тис. т сульфатів, 637,6 тис. т хлоридів, 271,4 т СПАР, 9,1 тис. т азоту амонійного, 57,9 тис. т нітратів, 2,2 тис. т нітритів, 735,7 т заліза, тощо.

Згідно з інформацією, наведеною в Екологічних паспортах регіонів, які відносяться до екологічно напружених [2,3] у поверхневі водні об'єкти Дніпропетровської області у 2008, 2009, 2010рр. скинуто стічних вод 1305,0; 1135,0; 1171,0 млн. м³, у тому числі забруднених 613,3; 522,0; 503,7 млн. м³ відповідно; Луганської області – 316,0; 286,5; 321,1 млн. м³, у тому числі забруднених 147,4; 100,3; 95,74 млн. м³ відповідно.

Спостереження за станом поверхневих вод здійснюють відповідні суб'єкти моніторингу на 151 водному об'єкті у 242

пунктах та 379 створах. Якість поверхневих вод оцінюється контролюючими службами шляхом порівняння фактичних значень вмісту забруднюючих речовин з нормативами екологічної безпеки - гранично допустимими концентраціями речовин для води водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового та рибогосподарського водокористування (далі рибогосподарські ГДК речовин). На території України відповідно до постанови Верховної Ради від 12.09.91р. №1545-ХІІ чинні рибогосподарські ГДК речовин 1990р. [4] та нормативи ГДК для води водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового водокористування 1988р. [5], в той час коли за останні десятиріччя в різних галузях економіки впроваджуються нові технології із застосуванням в якості сировини різних хімічних сполук, для яких не встановлено нормативи ГДК, що є наслідком відсутності будь-яких методичних документів, які регламентують порядок їх встановлення. При цьому слід відзначити, що згідно зі статтею 41 Водного кодексу України скидання стічних вод у водні об'єкти, які вміщують неунормовані речовини, забороняється.

Стан питання. Аналіз літературних джерел і нормативних матеріалів у галузі, що розглядається, свідчить про наступне. У ряді публікацій [6,7], наведено порядок встановлення нормативів рибогосподарських ГДК та рекомендації щодо використання відповідних методик для визначення порогових концентрацій речовин і методи статистичної обробки результатів експериментів.

Суттєвим недоліком зазначених методичних посібників є безсистемне викладення процедур з визначення максимально допустимих концентрацій речовин для всіх використаних тест-об'єктів, що не дозволяє відтворити експерименти за алгоритмом, який пропонується.

Особливої уваги потребує питання стосовно врахування сумісної дії забруднюючих речовин, які надходять у водні об'єкти від різних джерел. При нормуванні забруднюючих воду речовин, яке засновано лише на порівнянні фактичних концентрацій з величинами їх ГДК, не враховується їх небезпека для біотичної складової водних геоекосистем, у зв'язку з існуючою можливістю виникнення непередбачених наслідків взаємодії речовин, які надходять у водний об'єкт із стічними водами, з хімічними сполуками у зоні їх первинного розбавлення водою водного об'єкта. Це пов'язано з тим, що норми як величини, що обмежують антропогенний вплив на навколишнє середовище, повинні запобігати порушенню механізмів відтворюючих властивостей природних ландшафтів. Цього можна досягти як шляхом розробки норм для окремих властивостей компонентів ландшафту, так і за допомогою врахування синергізму при взаємодії речовин та ін. [8]. При цьому автор підкреслює, що вода - найбільш мобільний компонент ландшафтів, який забезпечує формування ряду кругообігів, а най-

більш уразливою і важливою складовою ландшафтів є біота.

Мета та завдання досліджень. Метою досліджень було створення наукових засад встановлення нормативів екологічної безпеки водокористування на основі ландшафтно-екологічного принципу і геосистемного підходу із застосуванням методу біотестування, за допомогою якого в інтегральній формі визначають ступінь впливу антропогенного забруднення поверхневих вод на біотичну складову водних геоекосистем.

Завдання досліджень:

- формулювання загальних вимог до встановлення нормативів екологічної безпеки – рибогосподарських ГДК речовин;
- розроблення та опрацювання методичних прийомів і процедур встановлення рибогосподарських ГДК речовин за допомогою тест-системи з використанням набору методик біотестування;
- визначення показників віднесення речовин до відповідного класу небезпеки для водних геоекосистем;
- обґрунтування відповідності функціонального призначення нормативів екологічної безпеки водокористування ландшафтно-екологічному принципу;
- опрацювання порядку встановлення рибогосподарської ГДК для конкретної речовини.

Матеріали та результати досліджень

Обов'язковими методичними прийомами при встановленні нормативів екологічної безпеки - гранично допустимих концентрацій речовин для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування є: визначення максимально допустимих концентрацій речовини, що нормується, для водоростей, вищих рослин, інфузорій, ракоподібних, молюсків, комах, риб; визначення генотоксичних властивостей; вивчення стабільності речовини у водному середовищі; оцінка впливу на процеси самоочищення води; визначення ступеня ураженості біотичної складової геоекосистеми водного об'єкта, в який надходить речовина.

Виходячи з переліку експериментальних досліджень, які необхідно проводити при встановленні рибогосподарського нор-

мативу ГДК речовин, даний норматив екологічної безпеки водокористування слід вважати еколого-рибогосподарським нормативом.

З метою встановлення максимально допустимої концентрації речовини для кожного тест-об'єкта визначають обов'язкові показники її токсичності. Інші показники можуть бути допоміжними, їх використовують для вивчення специфічних особливостей впливу речовини на тест-об'єкти. Максимально допустиму концентрацію речовини для окремих тест-об'єктів розраховують за результатами узагальнення експериментальних даних щодо токсичної дії речовини на всі досліджувані показники токсичності. Придатність тест-об'єктів до біотестування перевіряють за спеціальною процедурою шляхом визначення їх чутливості до ета-

лонних речовин, яка повинна знаходитись у межах встановленого діапазону реагування тест-об'єкта [9].

Висновок щодо наявності або відсутності токсичної дії речовини на тест-об'єкт в окремих експериментах за відповідними показниками токсичності здійснюють на підставі встановленого критерію токсичності.

В експериментах з визначення максимально допустимих концентрацій використовують розчини з різними концентраціями речовини, які готують додаванням певного об'єму її вихідного розчину у воду, відібрану із водного об'єкта, в який надходять залишкові концентрації речовини. Результати, які отримують в експериментах під час дії досліджуваної речовини на тест-об'єкти (дослід) зіставляють з результатами експериментів за відсутності речовини (контроль). Для приготування контролю використовують воду, в якій утримуються тест-об'єкти.

Експерименти проводять у три етапи. На першому етапі визначають концентрації речовини від недіючої, яка не викликає загибелі тест-об'єктів або змінювання досліджуваного показника їх життєдіяльності, до концентрації, за якої гинуть або повністю пригнічується життєдіяльність тест-об'єктів за відповідними показниками. При цьому використовують широкий діапазон концентрацій, які можуть відрізнятись на порядок величин, наприклад, 0,01; 0,1; 1,0; 10,0; 100,0 мг/л.

На другому етапі (визначення гострої токсичності) проводять серію (не менше 6) короткострокових експериментів, за результатами яких визначають концентрацію речовини, в якій гинуть 50 % тест-об'єктів (LK_{50}) або на 50 % (EK_{50}) пригнічуються досліджувані функції їх життєдіяльності. Для цього використовують вузький діапазон концентрацій речовини.

На третьому етапі (визначення хронічної токсичності) проводять серію (не менше 6) довгострокових експериментів з використанням ряду концентрацій, серед яких максимальна повинна дорівнювати приблизно $\frac{1}{2} LK_{50}$ (EK_{50}), мінімальна – не спричинювати хронічної токсичної дії на тест-об'єкти за відповідними показниками. За результатами експериментів знаходять мінімальну діючу концентрацію речовини в кожному експерименті, яка викликає стати-

стично значиме відхилення (пригнічення або стимулювання) кожного із досліджуваних показників токсичності у досліді порівняно з контролем. Використовуючи ряд отриманих значень з мінімальних діючих концентрацій речовини в серії експериментів, визначають максимально допустиму концентрацію речовини для кожного показника життєдіяльності тест-об'єкта. За максимально допустиму концентрацію речовини приймають ту з мінімальних діючих концентрацій, яка за частотою зустрічальності не перевищувала 20 %.

Послідовність процедур, умови проведення експериментів та їх тривалість регламентуються відповідними методиками біотестування [10-12].

За гранично допустиму концентрацію речовини приймають найменшу з ряду визначених максимально допустимих концентрацій для використаних в експериментах тест-об'єктів з урахуванням результатів оцінки впливу речовини на процеси самоочищення води. Трофічна ланка, до якої відноситься найбільш чутливий тест-об'єкт, визначається як лімітуюча.

Коефіцієнт ступеня ураженості водної екосистеми розраховують шляхом врахування рівнів хронічної токсичності води, відібраної із водного об'єкта, в який надходить зі стічними водами речовина, що нормується. Для цього застосовується метод біотестування з використанням в якості тест-об'єкта представника найбільш чутливої ланки водної екосистеми, яка виявилась лімітуючою при встановленні нормативу еколого-рибогосподарського ГДК.

У залежності від специфічних особливостей і проявів впливу речовин на показники, що досліджувались, та на якість води і товарну якість промислових організмів, визначають наступні лімітуючі показники шкідливості (табл.1).

З метою визначення рівня небезпеки речовин для водної геоекосистеми при їх надходженні у водний об'єкт та встановлення пріоритету щодо здійснення контролю якості води встановлюється клас небезпеки речовин.

Для віднесення речовини до відповідного класу небезпеки використовують наступні дані: значення гранично допустимої концентрації; стабільність водного розчину (термін, впродовж якого відбувається зме-

нення концентрації речовини на 95 %); кумулятивні властивості речовини (коефіцієнт матеріальної кумуляції в органах і тканинах риб); ураженість водної екосистеми (кількісна характеристика порушення життєдіяльності водних організмів у залежності від рівнів хронічної токсичності води вод-

ного об'єкта, в який надходить унормована речовина).

З урахуванням зазначених характеристик речовини її відносять до одного із 4 класів небезпеки (табл. 2).

Якщо проаналізувати методичні прийоми, які використовуються для встанов-

Таблиця 1

Лімітуючі показники шкідливості речовини

Лімітуючі показники шкідливості	Ознаки
Органолептичний	Поява невластивих воді присмаків та запахів, утворення на поверхні води плівок та піни
Санітарний	Вплив на гідрохімічний режим та процеси самоочищення води
Санітарно-токсикологічний	Вплив на деякі функції водних організмів та санітарні показники якості води
Токсикологічний	Пряма токсична дія на основні показники життєдіяльності водних організмів
Рибогосподарський	Вплив на товарну якість промислових водних організмів, поява в них сторонніх присмаків та запахів

Таблиця 2

Класи небезпеки речовин для водних геоекосистем

Клас небезпеки	Лімітуючий показник шкідливості	Характеристика ознак
1 клас надзвичайно небезпечної речовини	Токсикологічний	Значення ГДК менше 0,00001 мг/л; коефіцієнт матеріальної кумуляції більше 200; стабільність водного розчину речовини більше 180 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми – 1,5.
2 клас високонебезпечної речовини	Токсикологічний	Значення ГДК від 0,0001 мг/л до 0,00001 мг/л; коефіцієнт матеріальної кумуляції від 51 до 200; стабільність водного розчину речовини від 60 до 180 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми – 1,4.
3 клас небезпечної речовини	Токсикологічний, санітарно-токсикологічний або рибогосподарський	Значення ГДК від 0,01 мг/л до 0,0001 мг/л; коефіцієнт матеріальної кумуляції від 1,1 до 50; стабільність водного розчину речовини менше 60 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми – 1,3.
4 клас помірно небезпечної речовини	Будь-який лімітуючий показник	Значення ГДК більше 0,01 мг/л; кумулятивні властивості відсутні; стабільність водного розчину речовини менше 10 діб; коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми від 1,1 до 1,2.

лення нормативів екологічної безпеки водокористування можна прийти до висновку, що еколого-рибогосподарські ГДК речовин

встановлюються на основі використання ландшафтно-екологічного принципу і геосистемного підходу, про що свідчить наступне.

Метою встановлення еколого-рибогосподарських ГДК речовин є забезпечення умов для нормального функціонування водних геоекосистем. Якість води відповідає зазначеним вимогам у випадку, коли при надходженні у водний об'єкт забруднюючих речовин не будуть створюватись гостролетальні умови та у будь-якому створі водного об'єкта не буде проявлятися хронічна токсичність, тобто негативний вплив забруднюючих речовин на виживаність і відтворюваність водних організмів буде відсутній. Для цього застосовується геосистемний підхід шляхом встановлення нормативів рибогосподарських ГДК речовин з використанням представників водної геоекосистеми – редуцентів (сапрофітні гетеротрофні бактерії), продуцентів (вищі водні рослини, водорості), консументів (ракоподібні, молюски, комахи, риби), що забезпечує збереження цілісності всіх ланок трофічного ланцюга біотичної складової водної геоекосистеми.

Основною функцією нормативів рибогосподарських ГДК речовин, які встановлюються за допомогою традиційних методичних прийомів, є оцінка якості води на основі співставлення фактичних значень її складу за окремими фізико-хімічними показниками з відповідними значеннями ГДК, однак результати такої оцінки не враховують сумісної дії та різних проявів взаємодії (синергідних, антагоністичних, адитивних) хімічних речовин, присутніх у воді, що вміщує унормовану речовину (стічна, зливово тощо), та у воді водного об'єкта, в який надходять зазначені категорії вод. Доповнення процедури встановлення рибогосподарських ГДК речовин методичним прийомом з визначення ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми через рівні хронічної токсичності води водного об'єкта, в який надходить унормована речовина, дозволяє врахувати наслідки негативного впливу забруднення поверхневих вод за комплексом показників фізико-хімічного складу і токсичних властивостей води. На основі отримання таких даних здійснюється оцінка екологічного стану водного об'єкта, що при відповідних умовах, може бути індикатором екологічного стану природно-ландшафтних комплексів на відповідній території.

У роботі [13] відзначається, що ландшафтно-екологічний принцип оцінки екологічного стану будь-якого компоненту природного середовища ґрунтується на системному поєднанні наступних підходів: ландшафтного (просторова організація геоекосистем), екологічного (функціональні зв'язки між живими організмами та абіотичними факторами), антропогенно-ландшафтного (зміни стану геоекосистем у результаті їх господарського використання), ландшафтно-геохімічного (хімічні параметри стану геоекосистем), екогеохімічного (реакція живих організмів на зміну геохімічного середовища), ландшафтно-екологічного (інтегральна оцінка екологічного стану територій). Наведені вище підходи враховуються при здійсненні оцінки екологічного стану поверхневих вод за допомогою еколого-рибогосподарських ГДК речовин. Аналіз зазначених підходів показав, що ландшафтно-екологічний принцип встановлення і використання еколого-рибогосподарських ГДК речовин для нормування якості поверхневих вод ґрунтується на врахуванні факторів антропогенного забруднення (антропогенно-ландшафтний підхід), реакції біотичної складової водних геоекосистем на забруднення (екогеохімічний підхід), а також особливостей, що притаманні природним ландшафтам (ландшафтно-екологічний підхід). До них, в першу чергу, можна віднести специфіку морфологічних конфігурацій ландшафтів, зокрема парагенетичної і басейнової [14], регіональну неоднорідність і парадинамічні зв'язки суміжних ландшафтних комплексів [15], формування процесів флювіального рельєфоутворення [16,17] та ін.

На підставі викладеного можна зробити висновок, що встановлення нормативів екологічної безпеки – еколого-рибогосподарських ГДК речовин засновано на ландшафтно-екологічному принципі, оскільки за їх допомогою здійснюється оцінка екологічного стану поверхневих вод, яка є індикатором забруднення природно територіальних комплексів. Отже використання рибогосподарських нормативів для оцінки та контролю екологічного стану поверхневих вод є важливим фактором обмеження їх антропогенного забруднення шляхом управління водоохоронною діяльністю на відповідній території.

На основі результатів досліджень розроблено та затверджено «Методичні рекомендації з встановлення нормативів екологічної безпеки – гранично допустимих концентрацій (ГДК) і орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ) речовин для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування».

Встановлення нормативу екологічної безпеки рибогосподарського водокористування для морфоліну.

Характеристика речовини. Морфолін, синоніми: тетрагідро-1,4-оксазін; діетилнімідоксид; емпірична формула – C_4H_9NO ; клас сполук - органічна сполука, відноситься до класу циклічних основ, що мають вторинну аміногрупу; молекулярна маса - 87,12; агрегатний стан - гігроскопічна масляниста безбарвна або жовтувато-прозора рідина; розчинюється у воді, етанолі, діетилловому ефірі; відносна щільність – $\rho_4 = 1,0000 - 1,0030 \text{ г/см}^3 (20^\circ\text{C})$; коефіцієнт рефракції – $n_d = 1,4535 - 1,4555 (20^\circ\text{C})$; температура плавлення – $(-3,1)^\circ\text{C}$; температура кипіння – $127 - 130^\circ\text{C}$ за 760 мм рт.ст.

Морфолін застосовується на атомних електростанціях для зниження корозійно-ерозійних процесів та рівня забруднення парогенераторів.

Узагальнення результатів комплексних досліджень властивостей морфоліну здійснено на основі аналізу даних експериментів, які було виконано згідно з вимогами до встановлення еколого-рибогосподарських нормативів. Нижче наведено результати експериментальних досліджень впливу морфоліну на показники життєдіяльності представників основних трофічних ланок водної геоекосистеми, інтенсивність протікання процесів самоочищення води, генотоксичних властивостей морфоліну, стабільності у водному середовищі, біокумуляції в органах і тканинах риб та ступеня ураженості екосистеми водного об'єкта, в який відводяться стічні води, що вміщують залишкові концентрації морфоліну

Рівень екологічної небезпеки морфоліну для тест-об'єктів досліджувався за допомогою методик біотестування в короткострокових і довгострокових експериментах. За результатами короткострокових експериментів визначено гостру токсичність морфоліну для тест-об'єктів та розраховано значення середніх летальних концентрацій (LK_{50}) або середніх ефективних концентрацій (EK_{50}) морфоліну. Результати короткострокових експериментів представлено на рис.1:

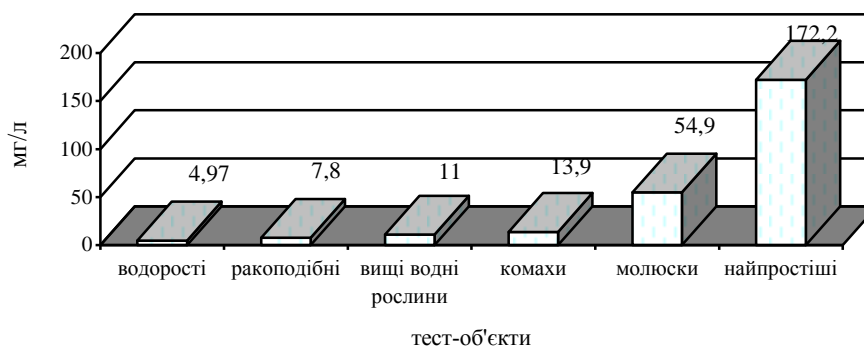


Рис. 1 – Значення середніх летальних концентрацій (LK_{50}) або середніх ефективних концентрацій (EK_{50}) морфоліну для різних тест-об'єктів

На основі отриманих даних можна зробити такий висновок: у випадках, коли концентрація морфоліну у воді водного об'єкта буде дорівнювати чи перевищувати значення LK_{50} або EK_{50} , можуть створюватись гостролетальні умови, за якими відпо-

відна ланка біологічної складової водної геоекосистеми буде зазнавати значної шкоди.

У довгострокових експериментах досліджувалась хронічна токсичність морфоліну для тест-об'єктів. За результатами довгострокових експериментів визначено максимально допустимі концентрації морфолі-

ну для всіх використаних в експерименті тест-об'єктів, які представлено на рис 2:

Дослідження генотоксичних властивостей морфоліну показало, що максимально допустима концентрація за цим показником складає 0,5 мг/л.

За результатами оцінки впливу морфоліну на інтенсивність процесів самоочищення води визначено максимально допустимі концентрації морфоліну для сапрофітних гетеротрофних бактерій, які складають за показником їх чисельності 100 мг/л, за показником пригнічення активності дихання бактерій-деструкторів - 212 мг/л. Такі значення максимально допустимих концен-

трацій для бактеріальної мікрофлори свідчать про стійкість цієї ланки водної екосистеми до дії морфоліну.

На основі результатів досліджень можна зробити висновок, що найбільш чутливою ланкою водної екосистеми до дії морфоліну є ракоподібні. Відповідно до критерію, за яким встановлюються еколого-рибогосподарські нормативи, за гранично допустиму концентрацію морфоліну приймають найменшу із визначених максимально допустимих концентрацій. Такою концентрацією для морфоліну є 0,125 мг/л.

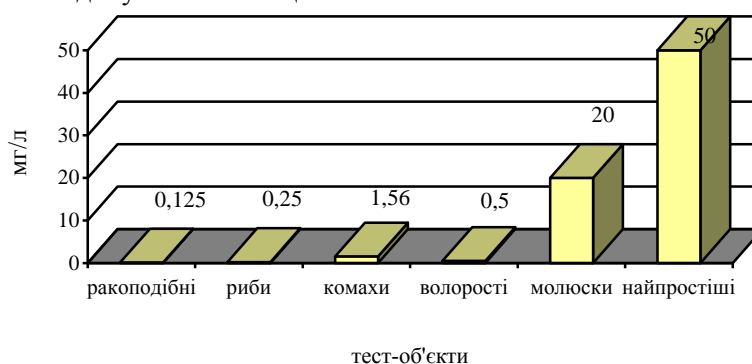


Рис. 2 – Максимально допустимі концентрації морфоліну для різних тест-об'єктів

Лімітуючий показник шкідливості морфоліну для водних геоекосистем – токсикологічний, оскільки концентрація 0,125 мг/л отримана за результатами оцінки токсичних властивостей речовини. На основі результатів експериментів, в яких визначались кумулятивні властивості морфоліну, встановлено коефіцієнт матеріальної кумуляції в органах і тканинах риб, який складає 0,85-2,4.

В експериментах з визначення стабільності морфоліну у водному середовищі встановлено, що зменшення його концентрації на 95 % відбувається за 32 доби. Відповідно до класифікації, морфолін є помірно стабільною речовиною, оскільки його

стабільність знаходиться в діапазоні від 11 до 60 діб. Коефіцієнт ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми складає 1,1 за результатами біотестування води водного об'єкта, в який надходить морфолін зі стічними водами.

Таким чином, на основі значення еколого-рибогосподарського нормативу ГДК (0,125 мг/л), стабільності у водному середовищі (зменшення концентрації на 95 % складає 32 доби), коефіцієнта матеріальної кумуляції в органах та тканинах риб (0,85-2,4) та ступеня ураженості біотичної складової водної геоекосистеми (1,1) морфолін відноситься до 3 класу небезпеки.

Висновки

Нормативи екологічної безпеки водокористування є найбільш ефективним засобом обмеження подальшого антропогенного забруднення поверхневих водних об'єктів.

В Україні нормативи екологічної безпеки для води водних об'єктів рибогоспо-

дарського водокористування не встановлюються у зв'язку з відсутністю відповідних методичних документів.

Сформульовано загальні положення, розроблено порядок, методичні прийоми і процедури встановлення нормативу еколо-

гічної безпеки – ГДК речовин для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування.

Нормативи еколого-рибогосподарських ГДК речовин встановлюються на основі ландшафтно-екологічного принципу, геосистемного підходу з використанням методу біотестування.

Встановлено еколого-рибогосподарський норматив – гранично допустиму концентрацію морфоліну, яка складає 0,125 мг/л. Лімітуючий показник шкідливості морфоліну – токсикологічний, клас небезпеки – 3. Найбільш чутливою ланкою водної геоеко-системи до дії морфоліну є ракоподібні.

ЛІТЕРАТУРА

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & K. – 2012. – 258с.
2. Екологічний паспорт Дніпропетровської області. 2011
3. Екологічний паспорт регіону. Луганська область. 2011
4. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: ВНИЭРХ, 1990. – 44с.
5. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнений. Утв. замминистра здравоохранения СССР от 04.07.1988 г. – №4630-88.
6. Методические рекомендации по установлению предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: ВНИРО, 1986. – 48 с.
7. Методические указания по установлению предельно допустимых концентраций вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов и дополнительных характеристик, нужных для расчета ПДС. – Л., 1989. – 50с.
8. Преображенский В. С. Основы ландшафтного анализа. / В. С. Преображенский, Т. А. Александрова, Т. П. Куприянова. – М.: Наука, 1988. – С. 172-177.
9. Крайнюков О. М. Метрoлогiчне забезпечення оцiнки токсичностi води методом бiотестування./ О. М. Крайнюков // Людина та довкiлля. Проблеми неоекологiї. – №1-2. – Х.: Вид-во ХНУ, 2012. – С. 45-49.
10. Біотестування у природоохоронній практиці. Під ред. А.М. Крайнюкової. К.: Мінекобезпеки України, 1997. – 233с.
11. Методика визначення генотоксичності об'єктів довкілля за частотою виникнення домінантних летальних мутацій у мух *Drosophila melanogaster* Mg. – К., 1999. – 13 с.
12. ISO/DIS 20079 Water quality – Determination of water constituents and waste water to duckweed (*Lemna minor*) – Duckweed growth inhibition test.
13. Малишева Л. Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану території./ Л. Л. Малишева. – К.: Київський університет, 1998. – 35с.
14. Гродзинський М. Д. Пізнання ландшафту: місце і простір. Монографія. У 2 т./ М. Д. Гродзинський– К.: Київський університет, 2005. Т. II – 503 с.
15. Мильков Ф. Н. Бассейн реки как парадинамическая ландшафтная система и вопросы природопользования./ Ф. Н. Мильков. // Физическая география. – Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1986. – С. 209 – 221.
16. Черваньов І. Г. Флювіальні геоморфосистеми./ І. Г. Черваньов, С. В. Костріков, Б. Н. Воробйов – Х.: РВВ Харківського національного університету ім. В. Н. Каразіна, 2006. – 322 с.
17. Костріков С. В. Гiдролого-геоморфологiчний пiдхiд до дослiдження водозбiрної органiзацiї флювіального рельєфу./ С. В. Костріков.// Укр. геогр. журнал. – К.: Вид-во Ін. геогр. НАНУ України, 2006. – С. 46-54.

Надійшла до редколегії 12.10.2012