

ПРИРОДНИЧО-ГЕОГРАФІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

УДК 911.375

<https://doi.org/10.15407/ugz2017.02.007>**В.І. Щербак¹, А.О. Сплодитель²**¹Інститут гідробіології Національної академії наук України, Київ²Інститут географії Національної академії наук України, Київ

МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ АКВАТОРІАЛЬНИХ ЛАНДШАФТНИХ КОМПЛЕКСІВ (НА ПРИКЛАДІ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «НИЖНЬОСУЛЬСЬКИЙ»)

Мета публікації – доповнити методику дослідження акваторіальних ландшафтних комплексів (АЛК) та на основі запропонованої методики проаналізувати особливості акваторіальної ландшафтної структури та укласти карту АЛК національного природного парку (НПП) «Нижньосульський». Існуючу методику районування водних об'єктів доповнено такими критеріями як геоморфологічні умови, тип донних відкладів, вміст токсичних речовин. Районування акваторії НПП за біотичними та абіотичними показниками забезпечило можливість виокремити такі АЛК: річкові, річково-естуарні та естуарні. При переході від річкових АЛК до річково-естуарних та естуарних відбувається зниження прозорості води, зростання вмісту розчиненого кисню у воді, збільшення видового різноманіття та зміна структури водоростевих угруповань. Проведено порівняльний аналіз результатів дослідження вмісту важких металів у різних типах АЛК з гранично допустимими значеннями показників якості води. Встановлено кількість перевищень нормативів вмісту важких металів, виходячи з аналізу відібраних проб. Запропонована модифікація існуючої методики може бути продуктивною для розроблення наукових засад охорони, збереження та відновлення акваторіальних ландшафтних комплексів.

Ключові слова: акваторіальний ландшафтний комплекс; національний природний парк «Нижньосульський»; важкі метали.

V.I. Shcherbak¹, A.O. Splodytel²¹Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv²Institute of Geography of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv

METHODOLOGICAL ASPECTS OF THE WATER AREA LANDSCAPE COMPLEXES RESEARCH OF THE NATIONAL NATURE PARK "NYZHNIOSULSKYI"

The article presents the methodology for the research of the water area landscape complexes of the conservation areas. Based on the suggested methodology the peculiarities of the water area landscape structure have been analyzed and the map of the water area landscape complexes of the national nature park "Nyzhniosulskyi" has been drawn. Existing methods of the districts division has been supplemented with such criteria as geomorphological conditions, type of the bottom sediments, contents of toxic substances. The division into districts of the water area of the national nature park according to the biotic and abiotic indices allowed distinguishing the following types of the water areas: fluvial one, fluvial and estuary one and estuary one. While transition from the river water area landscape complex to the fluvial and estuary one and to the estuary water area landscape complex the decline of water transparency, the increase of the dissolved oxygen content in the water, the increase of the species diversity and the change of water plant groups structure. The comparative analysis of the heavy metals content research in various types of the water area landscape complexes has been done with the boundary allowable values of the water quality indices. The quantity of the exceeding norms of the heavy metals content according to the analysis of the selected water samples has been identified. Suggested modification of existing methods may be productive for the scientific foundations of environmental protection, preservation and restoration of the water area landscape complexes.

Key words: water area landscape structure; national nature park "Nyzhniosulskyi"; heavy metals.

Актуальність теми дослідження

Вивчення акваторіальних ландшафтних комплексів (АЛК) з використанням сучасних методів дослідження та укладання на їх основі детальних цифрових карт є одним із актуальних напрямів природничих досліджень. Особливої актуальності ці питання набувають при дослідженні територій та об'єктів Природно-заповідного фонду (ПЗФ) України, які включають як наземні, так і водні складові.

Аналіз літературних джерел показує, що виділення різного виду акваторіальних ландшафтів об'єктів ПЗФ проводилось за такими критеріями як:

- особливості гідрологічного режиму різнотипних акваторій,
- гідрофізичні характеристики водних мас,
- різноманіття компонентів біоти [13,14].

При цьому не враховувались геоморфологічні умови, які визначають процеси акумуляції донних відкладів та гідродинаміки різного виду АЛК.

Стан вивчення питання, основні праці

Результати перших досліджень підводних ландшафтів відображені в працях Л.С. Берга (1925, 1947), С.В. Калесника (1955), К.М. Петрова (1974, 1989) та інших вчених. Названі роботи пов'язані з визнанням існування категорії морського ландшафтознавства.

У наш час з'являються нові напрями досліджень, що відображають сучасний етап розвитку науки про АЛК. Дослідження акваторіальних ландшафтів, зокрема антропогенного походження, проводять переважно гідрологи та гідроекологи. Особливий інтерес представляють дослідження Інституту біології південних морів імені О.О. Ковалевського НАН України. Відомі також праці таких вітчизняних вчених як М.Д. Будз [1], Л.В. Ільїн [5], В.О. Мартинюк [7], Я.О. Мольчак [8], О.О. Мотузенко [9], Н.Я. Рудик-Леуська, Н.Є.Семенюк, В.І. Щербак [14-16].

Слід зазначити, що у ландшафтознавстві вивченню АЛК приділено недостатньо уваги. Як акваторіальні ландшафтні комплекси водні об'єкти розглянуто у працях Ф.М. Мількова (1988), Г. І. Денисика, Г.С. Хаєцького, Л.І. Стефанкова [4], К.А. Позаченюк [12] та небагатьох інших авторів. У більшості ландшафтознавчих досліджень гідрологічні об'єкти розглядають лише як компоненти природно-територіального комплексу, а не як самостійні ландшафтні одиниці [9].

Основними причинами недостатності ландшафтознавчого вивчення акваторіальних ландшафтних комплексів є недосконалість теоретико-методологічних положень та методичних засад.

М е т а цієї роботи:

1) доповнити і розширити існуючу методіку вивчення акваторіальних ландшафтів територій та об'єктів ПЗФ України за допомогою нових критеріїв: геоморфологічні умови, тип донних відкладів, вміст токсичних речовин, видовий склад вищих водних рослин та типи заростання;

2) на основі доповненої методіки дослідити конкретний об'єкт ПЗФ.

Методи і матеріали

На основі фактичних даних та літературних джерел [15,16] розроблено класифікаційну схему та укладено карту акваторіальних ландшафтних комплексів НПП «Нижньосульський».

З урахуванням раніше виділених і доповнених критеріїв та на основі 3D моделі комплексного аналізу дна та просторового розподілу біоти виділено різного виду акваторіальні ландшафтні комплекси. У процесі картографування акваторіальних ландшафтів було з'ясовано, що крім провідного генетичного принципу необхідно дотримуватися й принципу гідрологічно-геохімічного спряження, оскільки зміна окремих компонентів гідроло-

гічного та геохімічного режиму сприяє значній трансформації АЛК [3,9,11,13].

Будь-який регіон, у тому числі й природоохоронні території та об'єкти з різного виду акваторіальними ландшафтами, перебувають під впливом промислово-побутового, рекреаційного та інших видів антропогенного навантаження. Тому одним із основних завдань встановлення ступеня антропогенного тиску на АЛК є оцінка вмісту важких металів з метою визначення у перспективі вмісту токсикантів у компонентах біоти¹.

Проби води для визначення вмісту важких металів відібрано під час експедиційних досліджень території та акваторії НПП «Нижньосульський». Аналітичні роботи виконано в Інституті геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М. П. Семченка НАН України.

При аналізі закономірностей забруднення вод акваторії Сулинської затоки використано також опубліковані результати досліджень [16].

Відбір проб води проводився у чотирьох контрольних точках у різних видах АЛК. Проби води відбиралися з поверхневого горизонту середини русла ріки (глибина 0,4-0,7 м) за допомогою скляних пробовідбірників. Воду фільтрували через мембранний фільтр з діаметром пор 0,45 мкм, концентрували та визначали вміст важких металів (ВМ) методом атомно-абсорбційної спектроскопії на спектрофотометрі при відповідних довжинах хвиль, які відповідали максимуму поглинання кожного з досліджених металів за стандартними методиками. Статистичне оброблення результатів проведено за допомогою дисперсійного аналізу. Метою аналітичних досліджень є оцінювання екологічного стану акваторіальних ландшафтів за наявними санітарно-гігієнічними показниками.

Виклад основного матеріалу

Акваторіальні ландшафти слід розглядати як відносно однорідні за своїм генезисом, історією розвитку ділянки акваторії, що мають однаковий тип донних відкладів, рельєфу, тотожні за гідрологічним і геохімічним режимом, характеризуються одним типом фітоценозу [9,11,17].

Акваторіальні ландшафтні комплекси, які сформувалися в умовах природного режиму ріки Сули, у зв'язку зі створенням Кременчуцького водосховища зазнали змін та щоразу піддаються трансформації при піднятті рівня води чи його коливанні, що стає причиною зміни умов зволоження та підйому рівня ґрунтових вод.

¹Актуальні екологічні процеси в Сулинській затоці Кременчуцького водосховища / В. М. Стародубцев, Н.В. Фесенко, І.С. Власенко, А. Ю. Сергієнко. // Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. - 2013. -№2. - Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd_2013_2_11

Внаслідок гідроморфологічних процесів формуються нові види акваторіальних ландшафтів, що спричинюють погіршення якості води. Останніми роками інтенсивність заростання акваторії досягла 231 га/р., а його вплив на якість води посилюється. Тому виникла необхідність дослідити цей об'єкт, враховуючи його природоохоронну роль.

Акваторія НПП «Нижньосульський» включає нижню частину ріки Сули, гирлову ділянку та верхню ділянку Сульської затоки. Основне завдання дослідження полягало у виявленні особливостей морфологічної будови долини ріки Сули та її змін у зв'язку з підпором водами Кременчуцького водосховища. Особливу увагу було приділено властивостям акваторіальних компонентів, які зумовлюють просторову диференціацію АЛК. Елементарними одиницями АЛК є водні маси з відповідним типом донних відкладів, гідрологічним та гідрохімічним режимом, видовим складом водної та прибережно-водної рослинності.

Першочергове виділення різновидних акваторіальних ландшафтів здійснено шляхом тривимірного моделювання. У складі акваторії за морфометричними та гідрологічними показниками було виділено мілководні (0-3 м), середньої глибини (3-6 м) та глибоководні (6-15 м) АЛК, які в свою чергу класифікуються з урахуванням морфологічних частин долини ріки Сули на прируслові, проток, стариць, озерної зони, відмілин, заток, прибережні, приострівні та АЛК основного русла.

У подальшому ранжуванні АЛК враховано: вміст O_2 (мг/дм³), насиченість води киснем (%), рН, прозорість води (м), індекс Шеннона, характер донних відкладів, видовий склад водної та прибережно-водної рослинності та вміст токсичних речовин [15,16].

Стосовно вмісту у воді розчиненого кисню встановлено, що при переході від типової річкової екосистеми до затоки абсолютний і відносний вміст кисню у воді зростає. На окремих ділянках Сулинської затоки насичення води киснем навіть перевищує 100%, що пов'язано з інтенсивним розвитком фітопланктону [16].

Аналіз рН водного середовища показав зростання показника за поздовжнім профілем гідросистеми. Як відомо, рН середовища – показник активності водневих іонів. Величина рН під впливом масового розвитку фітопланктону влітку може збільшуватися до 9,0-10,0, а у період масового відмирання й розкладання водоростей рН різко зменшується [3].

Показник прозорості води залежить від поглинання та розсіювання сонячної радіації у водній товщі, що визначає структурно-функціональну організацію видового складу водної та прибережно-водної рослинності. В усі вегетаційні сезони мак-

симальна прозорість води за диском Секкі характерна для річкових АЛК, дещо нижча для річково-естуарних та мінімальна – для естуарних акваторіальних ландшафтних комплексів.

Значний просторовий градієнт прозорості води по акваторії парку пояснюється збільшенням біомаси фітопланктону при переході від типового річкового до естуарного акваторіального ландшафту [16,17].

Найвища прозорість води спостерігається влітку та восени (2,7-2,8 м). У зоні виклинювання водосховища цей показник поступово знижується до 2,1-2,4 м. Мінімальна прозорість води спостерігається в естуарному АЛК, що може пояснюватися збільшенням вегетації фітопланктону на цій ділянці гідросистеми [16].

Репрезентативними показниками оцінки геоecологічного стану акваторії є автотрофні компоненти – фітопланктон, первинний продуцент автохтонної органічної речовини та фітомікроепіфітон. Для визначення ступеня рівномірності їх розподілу, а також оцінки інвентаризаційної різноманітності, тобто різноманітності всередині акваторії НПП, було використано індекс Шеннона, адаптований Робертом Макартуром для дослідження трофічних мереж [17].

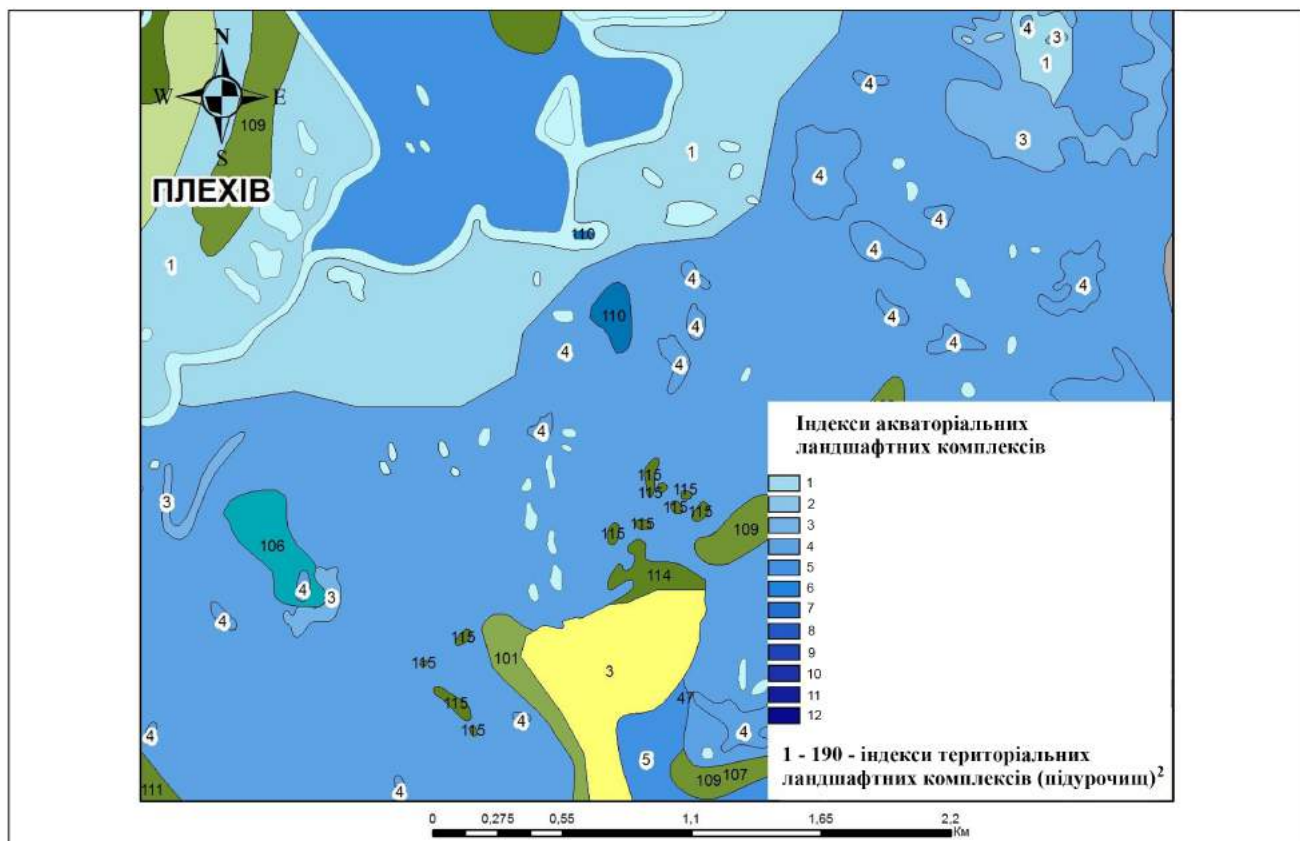
За доповненою методикою виділено акваторії з подібними абіотичними та біотичними показниками. Виділені ділянки є окремими акваторіальними ландшафтами з відповідними характеристиками абіотичних та біотичних компонентів.

У межах акваторії НПП «Нижньосульський» виділено: річкові, річково-естуарні та естуарні види акваторіальних ландшафтів (рис.1). Нижче наведено їх стислу характеристику.

Річкові акваторіальні ландшафтні комплекси (клас киснево-глейових трансаквальних ландшафтів з алювіальними суглинковими та мулуватоболотними відкладами) [2]. Від північної межі НПП до с. Горошине Сула характеризується як типова річкова система з чітко вираженим звивистим (меандруючим) руслом.

Досліджувані ландшафти складені переважно алювіальними суглинковими та мулуватоболотними відкладами потужністю 9-16 м з формаціями: пухирчастоальдровандова (*Aldrovandeta vesiculosae*) та зануренокуширова (*Ceratophylleta demersi*).

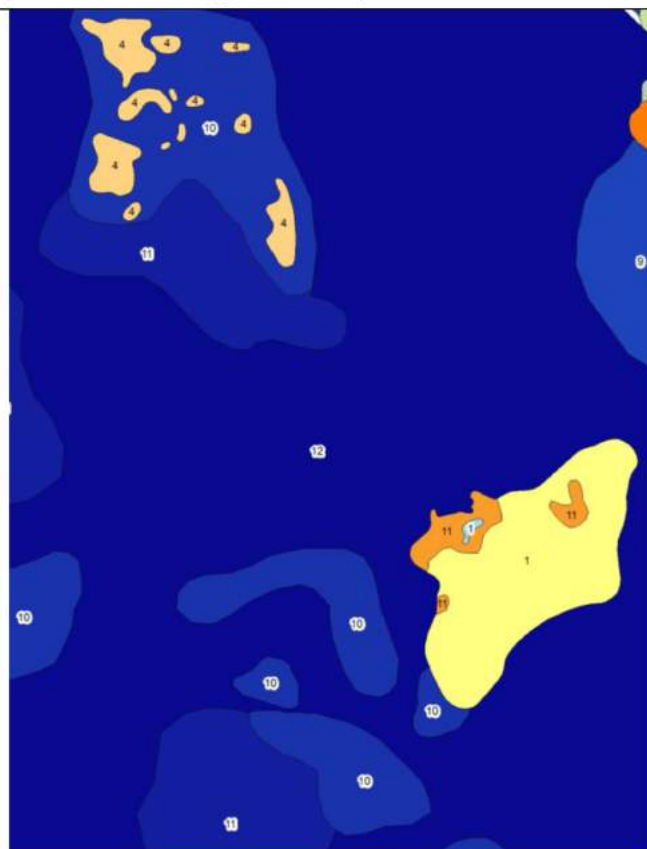
Винятком є характер донних відкладів стариць. Відклади представлені малопотужними низинними торфами (потужність 0,2-0,3 м), підстеленими донним огленим піском з ценозами пухирника звичайного (*Utricularia vulgaris* L.), жабурника звичайного (*Hydrocharis morsus-ranae*), глечиків жовтих (*Nuphar lutea*), латаття білого (*Nymphaea alba*) та сальвінії плаваючої (*Salvinia natans*). Частіше трапляється формація *Nupharetta lutea*, зрідка *Nymphaeeta alba*.



А. Річкові акваторіальні ландшафтні комплекси (фрагмент карти)



Б. Річково-естуарні акваторіальні ландшафтні комплекси (фрагмент карти)



В. Естуарні акваторіальні ландшафтні комплекси (фрагмент карти)

Рисунок 1. Акваторіальні ландшафтні комплекси НПП «Нижньосульський» (фрагмент)²

Легенда до рисунка 1.

Акваторіальні ландшафтні комплекси НПП «Нижньосульський»

Річкові акваторіальні ландшафтні комплекси

1. Річкові мілководні прируслові на сучасних алювіальних суглинкових та мулувато-болотних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 0-1 м, прозорість води - 0,7м, вміст O_2 , - 1,7 мг/дм³, насиченість води киснем - 20%, рН - 7,3, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,52; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,15; з формаціями: пухирчатоальдровандова (*Aldrovandeta vesiculosae*) та зануренокуширова (*Ceratophylleta demersi*). З переважанням видів: рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.), рдесник гребінчастий (*P. pectinatus* L.), рдесник злаколистий (*P. gramineus* L.), кушир занурений (к. темно-зелений) (*Ceratophyllum demersum* L.), пізуха морська (*Najas marina* L.).

2. Річкові мілководні проток на сучасних алювіальних суглинкових донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 0-2 м, прозорість води - 1,6 м, вміст O_2 , - 2,3 мг/дм³, насиченість води киснем - 28%, рН - 7,7, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,48; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,19; з формаціями: зануренокуширова (*Ceratophylleta demersi*) та пронизанолистордестова (*Potamogetoneta perfoliati*): кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus*), рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus* L.), рдесник блискучий (*Potamogeton lucens* L.).

3. Річкові мілководні стариці на малопотужних низинних торфах (потужністю 0,2-0,3м), підстелені донним оглеєним піском, з глибини 0,2 м підстелені сучасними алювіальними пісками та мергелем, глибина 0-2,5м, прозорість води - 0,8 м, вміст O_2 , - 1,9 мг/дм³, насиченість води киснем - 25%, рН - 7, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,42; фітомікроепіфітон (ФЕ): 2,98; з формаціями пухирника звичайного (*Utricularia vulgaris* L.), жабурника звичайного (*Hydrochari smorsus-ganae*), глечиків жовтих (*Nuphar lutea*), латаття білого (*Nymphaea alba*) та сальвінії плаваючої (*Salvinia natans*). Частіше трапляється формація *Nuphareta lutea*, зрідка *Nymphaeeta albae*.

4. Річкові мілководні озерної зони на сучасних алювіальних мулувато-болотних донних відкладах, що підстелені суглинистими відкладами потужністю 9-16 м, глибина 0-3 м, прозорість води - 2,4 м, вміст O_2 , - 2 мг/дм³, насиченість води киснем - 38%, рН - 6,9, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,53; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,16; з формаціями: жабурникова (*Hydrochareta morsus-ganae*) та білолататтєва (*Nymphaeeta albae*). З домінуванням глечиків жовтих (*Nuphar lutea* (L.) Smith), латаття білого (*Nymphaea alba* L.), водяного горіха плаваючого (*Typha natans* L.), водяного різак алоєвидного (*Stratiotes aloides* L.) та жабурника звичайного (*Hydrocharis morsus-ganae* L.).

5. Річкові мілководні відмілин (приострівні) на сучасних алювіальних мулисто-піщаних та супіщаних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 0-2,5 м, прозорість води - 2,2 м, вміст O_2 , - 2,2 мг/дм³, насиченість води киснем - 45%, рН - 7,3, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,57; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,18; з формаціями пронизанолистордестова (*Potamogetoneta perfoliati*). Домінує водяний різак алоєвидний (*Stratiotes aloides* L.), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus*).

Річково-естуарні акваторіальні ландшафтні комплекси

6. Річково-естуарні мілководні відмілин на сучасних алювіальних мулувато-болотних та мулувато-супіщаних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 0-3 м, прозорість води - 1,2 м, вміст O_2 , - 2,9 мг/дм³, насиченість води киснем - 45%, рН - 7,5, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,21; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,21; з формаціями: жовтоглечикова (*Nuphareta luteae*) та білолататтєва (*Nymphaeeta albae*). Основу складають глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith), латаття біле (*Nymphaea alba* L.), водяний горіх плаваючий (*Typha natans* L.), водяний різак алоєвидний (*Stratiotes aloides* L.).

7. Річково-естуарні середньої глибини основної поверхні (та проток) на сучасних алювіальних суглинкових та мулувато-болотних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 3-4 м, прозорість води - 2,3 м, вміст O_2 , - 2,6 мг/дм³, насиченість води киснем - 33 %, рН - 7,8, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,15; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,21; з формаціями: жовтоглечикова (*Nuphareta luteae*) та білолататтєва (*Nymphaeeta albae*). Ценози пухирника звичайного (*Utricularia vulgaris* L.), глечиків жовтих (*Nuphar lutea*), латаття білого (*Nymphaea alba*) та сальвінії плаваючої (*Salvinia natans*).

8. Річково-естуарні середньої глибини заток на сучасних алювіальних суглинкових донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 3-6 м, прозорість води - 2 м, вміст O_2 , - 3,5 мг/дм³, насиченість води киснем - 52 %, рН - 8,1, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 2,18; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,23; з формаціями: пронизанолистордестова (*Potamogetoneta perfoliati*) жовтоглечикова (*Nuphareta luteae*). Ценози глечиків жовтих (*Nuphar lutea*), латаття білого (*Nymphaea alba*) та сальвінії плаваючої (*Salvinia natans*), водяного різак алоєвидного (*Stratiotes aloides* L.), рдесника пронизанолистого (*Potamogeton perfoliatus*).

²Карта «Ландшафтні комплекси Національного природного парку «Нижньосульський» та прилеглих територій» (у цифровому форматі, базовий масштаб 1:25 000) / А.О. Сплодитель. Свідectво про реєстрацію авторського права на твір №68925. – Державна служба інтелектуальної власності України. Дата реєстрації 06.12.2016.

Продовження легенди до рисунка 1.

Естуарні акваторіальні ландшафтні комплекси

9. Естуарні мілководні прибережні на сучасних алювіальних суглинкових та мулувато-болотних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 0-3 м, прозорість води - 0,8 м, вміст O_2 , - 7,2 мг/дм³, насиченість води киснем - 75%, рН - 8,2, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 4,17; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,38; з угрупованнями прикріпленої рослинності. Основний фон утворюють рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), рогіз Лаксмана (*Typha laxmannii* Lerech.) та схеноплект озерний (комиш озерний) (*Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla.), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*).

10. Естуарні середньої глибини приострівні на сучасних алювіальних піщаних та мулувато-супіщаних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 3-6 м, прозорість води - 1,3 м, вміст O_2 , - 8,4 мг/дм³, насиченість води киснем - 80 %, рН - 8,6, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 4,24; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,42; з осокою гострою (*Carex acuta*), лепешняком великим (*Glyceria maxima* (C.Hartm.) Holub), рогозом вузьколистим (*Typha angustifolia*), рогозом широколистим (*T. latifolia* L.), очеретом звичайним (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.).

11. Естуарні глибоководні основного русла на сучасних алювіальних піщаних та супіщаних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 6-9 м, прозорість води - 2,5 м, вміст O_2 , - 8,8 мг/дм³, насиченість води киснем - 85 %, рН - 8,8, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 4,37; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,54; з формаціями: пронизанолістордестова (*Potamogetoneta perfoliati*), туполістордестова (*Potamogetoneta obtusifoliae*) та кучерявордестова (*Potamogetoneta crisp*). Домінують рдесник пронизанолістий (*Potamogeton perfoliatus*), а також угруповання рдесників кучерявого (*Potamogeton crispus*), гребінчастого (*Potamogeton pectinatus*), зрідка плаваючого (*Potamogeton natans* L.).

12. Естуарні глибоководні основного русла на сучасних алювіальних піщаних донних відкладах потужністю 9-16 м, глибина 9-15 м, прозорість води - 3,2 м, вміст O_2 , - 9,3 мг/дм³, насиченість води киснем - 92 %, рН - 8,9, індекс Шеннона: фітопланктон (ФП): 4,39; фітомікроепіфітон (ФЕ): 3,63; з формаціями: елодеєва (*Elodea Canadensis*) та сальвінієва (*Salvinia natantis*). Ценози водяного різак алоєвидного *Stratiotes aloides*, а також малопоширені угруповання водяної сосонки ланцетолистої (*Hippuris lanceolata* L.) та сальвінії плаваючої (*Salvinia natans* (L.) All.).

Річкові АЛК характеризуються максимальною прозорістю води, найменшим вмістом кисню і показниками рН, що пов'язано з низьким рівнем розвитку водоростей водної товщі. Біомаса фітопланктону представлена динофітово-криптофітовим комплексом, а біомаса фітомікроепіфітону - монодомінантним діатомовим, з переважанням водоростей, типових для обростань [16].

Відносно великі швидкості течії визначають перемішування водної товщі та окиснювальні умови міграції. Вміст важких металів низький, рівень регіонального фону перевищують тільки розчинені форми Pb. Геохімічні бар'єри у водній товщі та донних відкладах - слабоконтрастні, приурочені до седиментаційних «пасток», сегментів та грив.

Від траверза с. Старий Мохнач до с. Липове русло річки починає розгалужуватися на рукави та численні протоки, формуючи **річково-естуарні акваторіальні ландшафтні комплекси** (клас киснево-глейові та глейові трансаккумулятивні мулистосупіщані та мулисто-болотні ландшафти) [2]. У його межах виділяють основне русло Сули, а також проточно-острівну заплаву з чергуванням різноманітних рукавів, стариць, заток та островів.

Річково-естуарні АЛК переважно мілководні, локалізуються поблизу урочища Березове та Чубарове. Донні відклади представлені алювіальними мулувато-болотними та мулувато-супіщаними різновидами загальною потужністю 5-12 м. Переважа-

ючі формації: жовтогличикова (*Nupharetta luteae*), білолататтева (*Nymphaeeta albae*) та пронизанолістордестова (*Potamogetoneta perfoliati*). Основу складають гличики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith), латаття біле (*Nymphaea alba* L.), водяний горіх плаваючий (*Trapa natans* L.), водяний різак алоєвидний (*Stratiotes aloides* L.).

Прозорість води у річково-естуарних АЛК знижується, а вміст розчиненого у воді кисню та рН зростає, що зумовлено збільшенням інтенсивності вегетації фітопланктону та фітомікроепіфітону. Порівняно з річковим АЛК, у фітопланктоні знижується частка криптофітових водоростей, і зростає вміст діатомових та зелених [15].

Для ландшафтів цього виду характерна низька гідродинамічна активність, незначні глибини, швидкість течії та значний розвиток водної рослинності. Підвищені показники вмісту Mn вказують на роль біогеохімічних процесів у формуванні цього типу АЛК. Поряд з транзитом спостерігається локальна аккумуляція важких металів, головним чином у місцях переходу проток у затоки, де формуються гідродинамічні та геохімічні бар'єри.

Найбільш контрастною геохімічною бар'єрною зоною для річково-естуарних АЛК є ландшафти відмілин, оскільки глинисті та багаті органічною речовиною донні відклади зумовлюють «консервацію» забруднюючих речовин. Динаміка міграції елементів, що сформувалася за умов осадження завислих часток при зменшенні швидкості пото-

ку, призводить до формування особливого типу акваторіальних ландшафтів, представлених чергуванням киснево-глейових трансаккумулятивних та киснево-глейових акумулятивних ландшафтів. На відмілинах зосереджується основна маса тонкодисперсного завислого матеріалу із значно вищим вмістом важких металів порівняно з іншими видами досліджуваних АЛК.

Естуарні акваторіальні ландшафтні комплекси (клас киснево-глейових та глейових акумулятивних піщаних, супіщаних та мулистосупіщаних ландшафтів) [2]. Від с. Липове до о. Жовнине Сулинська затока поступово розширюється від 2 км у сучасній гирловій частині р. Сули до 12 км у місці сполучення затоки з основною акваторією Кременчуцького водосховища. Водообмін визначається течією та величиною підпору водами Кременчуцького водосховища. Залежно від інтенсивності роботи Кременчуцької ГЕС реєструються добові коливання рівнів води.

Естуарні АЛК складені переважно алювіальними піщаними та супіщаними донними відкладами потужністю 9-16 м на алювіально-флювіогляціальній піщаній товщі потужністю 8-27 м з угрупованнями прикріпленої рослинності, що призводить до збільшення концентрації Cu та Pb. Основний фон утворюють рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), рогіз Лаксмана (*Typha laxmannii* Lepech.) та схеноплект озерний (комиш озерний) (*Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla.), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*) очерет звичайним (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), а також малопоширені угруповання водяної сосонки ланцетолістої (*Hippuris lanceolata* L.) та сальвінії плаваючої (*Salvinia natans* (L.) All.).

У зв'язку з інтенсивним розвитком фітопланктону прозорість води тут, вміст у воді кисню та рН є найвищими порівняно з іншими видами АЛК. Фітопланктон характеризується як синьозелено-зелено-евгленово-діатомовий. Структуру фітомікро-епіфітону майже в рівних частках формують діатомові, зелені й синьозелені водорості.

Естуарні ландшафти характеризуються активнішим гідродинамічним режимом, частим вітровим перемішуванням водної товщі. Окиснювально-відновний потенціал водної товщі тут вищий, ніж в інших типах АЛК.

Встановлено, що при переході від річкових до річково-естуарних та естуарних АЛК відбувається зниження прозорості води, зростання вмісту розчиненого у воді кисню та значень рН. Кожному акваторіальному ландшафту притаманна специфічна структурно-функціональна організація водоростевих угруповань. Від річкового до річково-естуарного та естуарного зростає видове різноманіття і біомаса водоростей, у фітопланктоні зменшується частка динофітових і криптофітових водоростей

і збільшується синьозелених, зелених і евгленових. У фітомікроепіфітоні відбувається перебудова структури біомаси від монодомінантного діатомового угруповання до діатомово-синьозелено-зеленого.

Наведена структура акваторіальних ландшафтних комплексів НПП «Нижняосулський» дає можливість врахувати розвиток сучасних просторових процесів, акваторіальну та функціональну спряженість виділених видів місцевостей.

Виділення нижчого рангу морфологічних одиниць (фацій, урочищ) за нинішніх умов дослідження акваторії НПП вважаємо недоцільним у зв'язку з відсутністю значного розчленування рельєфу дна та перманентного нівелювання водами Кременчуцького водосховища.

Забруднення акваторії важкими металами

Важливим напрямом досліджень акваторіальних ландшафтних комплексів є вміст у водному середовищі забруднюючих речовин, зокрема важких металів³.

Суттєвий вплив на концентрацію важких металів в акваторії ріки Сули має зміна фізико-хімічних (зниження рН, дефіцит кисню) та гідродинамічних (збільшення швидкостей течії, вітрохвильове перемішування водних мас) умов водного середовища, наявність зависів, органічних сполук, інтенсивність розвитку фітопланктону, стічні води промислових підприємств та поверхневий стік територій населених пунктів.

Вода характеризується підвищеними величинами рН (8,3-9,0), що пояснюється зменшенням розчинності CO₂ й інтенсифікацією розвитку фітопланктону внаслідок підвищеної температури води.

Мінералізація води в середньому становить 0,6-0,7 г/дм³, а хімічне споживання кисню – 25-38 мг О/дм³, тобто в 1,7-2,5 рази більше допустимої величини. За зимовий період істотно зменшилась концентрація розчиненого у воді кисню у мілководних і відшнурованих від основної акваторії водоймах затоки 1,64-1,80 мг О/дм³. На цих територіях показник хімічного споживання кисню перевищував норму у 2-5 разів.

Значення рН варіює в межах 6,9-8,8 з переважанням у слаболужному діапазоні. Від величини рН залежить розвиток і життєдіяльність водних рослин та сталість різноманітних форм міграції елементів. Крім того, рН води впливає на процеси перетворення різноманітних форм біогенних елементів, змінює токсичність забруднюючих речовин. В естуарних ЛК спостерігається тенденція до зростання рН (8,8-9).

³ Гранично допустимі значення показників якості води для господарських водойм. Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм (№ 12-04-11 від 09.08.1990). – К. : Мінрибгосп СРСР, 1990. – 45 с.

Більшість ВМ надходять до акваторій, у тому числі й в Сульську затоку, переважно під час весняної повені з талими сніговими водами. Відібрані проби води показують, що акваторія Сульської затоки має задовільний стан, явищ техногенних забруднень на час дослідження не виявлено.

Було відмічено, що концентрація Cu коливається в межах $0,018\text{--}0,042$ мг/дм³, Zn - $0,021\text{--}0,024$, Mn - $0,014\text{--}0,035$ мг/дм³. Основними металами, що забруднюють водойму є Cd і Pb , вміст яких у декілька раз перевищував нормативи ГДК. В усіх видах АЛК спостерігалось значне перевищення вмісту кадмію (від $0,0085$ до $0,0112$ мг/дм³ при ГДК- $0,001$ мг/дм³), що свідчить про ймовірне потрапляння цього металу з неочищеними чи недостатньо очищеними стоками з території населених пунктів.

Вміст свинцю у воді виходить за межі фонові концентрації та має стабільно-високі показники – $0,16\text{--}0,22$ мг/дм³ (ГДК r-g = $0,03\text{--}0,1$ мг/дм³).

Беручи до уваги діючі ГДК, було відмічено перевищення інших токсичних елементів у воді порівняно з рекомендованими величинами. Зокрема, концентрація марганцю варіювала від $0,0014$ до $0,028\text{--}0,035$ мг/дм³ (ГДК r-g = $0,01$ мг/дм³). Вміст Mn у воді перевищував фонові значення та показники ГДК. Високий вміст Mn може бути спричинений доброю розчинністю у воді його сполук, низькою здатністю до комплексоутворення та високою міграційною здатністю [10]. Вміст міді в досліджених пробах води свідчить, що концентрація цього мікроелементу у всіх типах АЛК не перевищувала гранично допустимих параметрів і складала $0,0018$ мг/дм³ в річково-естуарному АЛК. Основним джерелом надходження сполук міді у водні об'єкти є води, що потрапляють з сільськогосподарських угідь, де використовують різні препарати з вмістом Cu для боротьби з паразитуючими рослинами. Максимальні концентрації сполук міді досягали $0,018$ в річковому АЛК в районі с. Великоселецьке.

Середній вміст сполук заліза варіював від $0,097$ до $0,125$ мг/дм³. Найменші концентрації Fe спостерігали у річковому та річково-естуарному АЛК, відповідно $0,046$ та $0,032$ мг/дм³. Вміст Fe в липні 2016 р. збільшився відносно серпня 2016 р. до $0,053$ мг/дм³ в усіх видах ландшафтів, що досліджувалися, проте знаходився у межах ГДК.

Значна кількість заліза надходить в акваторію Сули з відходами підприємств різних галузей про-

мисловості і сільського господарства та з дренажними водами меліоративних каналів (смт Оржиця, с.Онішки), чим пояснюється підвищення його концентрації у воді. Забруднення залізом має локальний техногенний характер у результаті випадання кислотних дощів.

Вміст нікелю впродовж періоду липень-серпень 2016 р. був незмінним та знаходився на рівні $0,002\text{--}0,009$ мг/дм³, що перевищує норму ГДК (ГДК- r-g = $0,0002$ мг/дм³) та в рази перевищує фонові значення.

Середня концентрація розчинених форм Zn в досліджених пробах становила $0,0001$ мг/дм³, що значно менше за ГДК (ГДК r-g = $0,01$ мг/дм³). Zn надходить в АЛК в результаті надмірного використання мінеральних добрив. Його токсичність зумовлюється антагонізмом з іншими важкими металами.

Вміст кальцію і магнію у водах Сули залежить від літологічного складу порід водозбірної території. На досліджуваних пунктах забору води ці показники знаходяться у межах норми. Наявність солей калію та магнію визначають твердість води. За період спостережень твердість води становить в середньому $2,6\text{--}7,2$ мг-екв/дм³.

Висновки

У роботі доповнено і розширено існуючу методику районування водних об'єктів Природно-заповідного фонду України на прикладі НПП „Нижньосульський”. Крім вже відомих критеріїв виділення акваторіальних ландшафтних комплексів, таких як гідрологічний режим акваторій, гідрофізичні характеристики водних мас, різноманіття основних компонентів біоти, запропоновано нові критерії – геоморфологічні умови, тип донних відкладів і вміст токсичних речовин, зокрема важких металів.

На основі запропонованого підходу проведено доповнення до районування акваторії НПП „Нижньосульський” на три види акваторіальних ландшафтів: річкові, річково-естуарні та естуарні акваторіальні ландшафтні комплекси. Запропонована модифікація вже існуючої методики районування повніше відображає проблеми АЛК при їх використанні для характеристики різного виду водних об'єктів ПЗФ України, що допоможе створити наукові основи їх охорони, збереження та відновлення.

References [Література]

1. Budz M. D. (2002). Antropogenic factor of hydrological regime formation of small rivers in Western Polissya. *Bulletin of National University of water farming and environmental management: collection of scientific works*. Rivne: UDUVH Publishing, 5 (18), 10-16. [In Ukrainian].
[Будз М. Д. Антропогенний фактор формування гідрологічного режиму малих річок Західного Полісся України // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування: зб. наук. праць. – Рівне: Видавництво УДУВГ, 2002. – Вип. 5 (18). – С.10–16.]

2. Lychagin M.Yu., Kasimov N.S., Kuriakova A.H., Kroonenberg S.B. (2011) Geochemical peculiarities of water areas landscapes of the delta of the Volga. *Tidings of Russian Academy of Sciences: Geography Series, 1*, 100-113. [In Russian].
[Геохимические особенности аквальных ландшафтов дельты Волги / М.Ю. Лычагин, Н.С. Касимов, А.Н. Курьякова, С.Б. Крооненберг // Известия РАН. Серия Географическая. - 2011. - №1. - С.100-113.]
3. Gorev L. N., Peleshenko V. I. (1985). *The methodology of hydrochemical research*. Kyiv: Vyscha shkola, 1985 – 214 c. [In Russian].
[Горев Л.Н., Пелешенко В.И. Методика гидрохимических исследований – К.: Вища школа, 1985 – 214 с.]
4. Denysyk H. I., Khaietskyi H. S., Stefankov L. I. (2007). *Water antropogenic landscapes of Podolia*. Vinnytsia: Teza. 26-46. [In Ukrainian].
[Денисюк Г.І. Хаєцький Г.С., Стефанков Л.І. Водні антропогенні ландшафти Поділля. – Вінниця: Теза, 2007. – С. 26 - 46.]
5. P'in L. V. (2008). *Limnocomplexes of Ukrainian Polissia*. Monograph in 2 Volumes. V.2: *Regional peculiarities and optimization*. Lutsk: RVV Vezha Lesia Ukrainka Volyn National University. [In Ukrainian].
[Льїн Л.В. Лімнокомплекси Українського Полісся: монографія : у 2-х т. Т. 2 : Регіональні особливості та оптимізація. – Луцьк: РВВ «Вежа» Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2008. – 400 с.]
6. Linnik P. N. (1999). Heavy metals in the surface waters of Ukraine: Content and forms of migration. *Hydrobiological Journal*. V. 35, 1, 22-42. [In Russian].
[Линник П.Н. Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: Содержание и формы миграции // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35. – №1. – С. 22-42.]
7. Martyniuk V. O. Landscape and limnological analysis of basin (lake) geosystem. *Scientific proceedings of Ternopil State Pedagogical University. Geography Series, 2*, 29-36. [In Ukrainian].
[Мартинюк В.О. Ландшафтно-лімонологічний аналіз басейнової (озерної) геосистеми // Наук. зап.Терноп. держ. пед. ун-ту. Сер.: Географія. – 1999. – № 2. – С. 29 – 36.]
8. Mol'chak Ya. O., Herasymchuk Z. V., Myskovets I. Ya. (2004). *Rivers and their basins under conditions of technogenesis*. Lutsk: RVV LDTU. [In Ukrainian].
[Мольчак Я. О., Герасимчук З.В., Мисковець І. Я. Річки та їх басейни в умовах техногенезу. – Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2004. – 336 с.]
9. Motuzenko O. O. (2000). Water and territorial landscape complexes of Kaniv Reservoir. *Problems of landscape diversity of Ukraine. Collection of scientific works*. Kyiv, 142-147. [In Ukrainian].
[Мотузенко О.О. Аквально-територіальні ландшафтні комплекси Канівського водосховища // Проблеми ландшафтного різноманіття України. Зб. наук. пр. – Київ, 2000. – С. 142 –147.]
10. Mur Dzh., Ramamurti S. (1987). *Heavy metals in natural waters. Control and evaluation of influence*. Moscow: Mir, 117-133. [In Russian].
[Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. – М.: Мир, 1987. – С.117-133.]
11. Petrov K. M. (1989). *Underwater landscapes. Theory and Methods of Research*. Leningrad: Nauka. [In Russian].
[Петров К.М. Подводные ландшафты. Теория и методы исследования. – Ленинград: Наука, 1989.]
12. Pozacheniuk E. A. (2009). *Modern landscapes of the Crimea and cross-border water areas*. Symferopol: Biznes-Inform. 365-372. [In Russian].
[Позаченюк Е.А. Современные ландшафты Крыма и сопредельных акваторий. – Симферополь: Бизнес - Информ, 2009. – С. 365-372.]
13. Poiarkov V. V., Preobrazhenskyi B. V. (1980). Principles of ecosystems shelf mapping. *Methods of complex of ecosystems shelf mapping*. Vladivostok, 7-22. [In Russian].
[Поляков В.В., Преображенский Б.В. Принципы картирования экосистем шельфа // Методы комплексного картирования экосистем шельфа. – Владивосток, 1980. – С. 7-22.]
14. Shcherbak V. I., Maistrova N. V., Morozova A. O., Semeniuk N. Ye. (2011). *National Nature Park Prypiat-Stochid. Diversity of Algal flora and hydrochemical characteristics of water landscapes*. Kyiv: Fitosociotsentr. [In Ukrainian].
[Національний природний парк „Прип'ять-Стохід”. Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / В.І. Щербак, Н.В. Майстрова, А.О. Морозова, Н.С. Семенюк. – К.: Фітосоціоцентр, 2011. – 164 с.]
15. Shcherbak V. I., Maistrova N. V., Semeniuk N. Ye. (2012). Methodology of district devision of hydrological ecosystems of protected fund according to their abiotic and biotic characteristics. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. V.1, 26, 125-134. [In Ukrainian].
[Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.С. Методологія районування гідроекосистем природно-заповідного фонду за їхніми абіотичними і біотичними характеристиками // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т. 1 (26). – С. 125–134.]
16. Shcherbak V. I., Semeniuk N. Ye., Rudyk-Leuniska N. Ya. (2014). *Water ladscape and biological variety of Nyzhniosulskyi National Nature Park, Ukraine*. Kyiv: Fitosociotsentr. [In Russian].
[Щербак В.І., Семенюк Н.Е., Рудик-Леунська Н.Я. Акваландшафтне і біологічне різноманіття Національного природного парку «Нижнесульський», Україна. – К.: Фітосоціоцентр, 2014.-266 с.]
17. Golding N., Vincent M.A., Connor D.W. (2004) Irish Sea Pilot Report on the development of a Marine Landscape classification for the Irish Sea. JNCC.