

Міністерство освіти і науки України  
Мелітопольський державний педагогічний університет  
імені Богдана Хмельницького  
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

АРАБАДЖИ-ТІПЕНКО ЛЮДМИЛА ІВАНІВНА

---

УДК 582.232:574.5:581.526.52(477)

**ДИСЕРТАЦІЯ**  
**ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЦЯНОПРОКАРЮТА**  
**ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИАЗОВ'Я**

---

03.00.16 – екологія

Біологічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,  
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

\_\_\_\_\_ Арабаджи-Тіпенко Л.І.  
(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник: Солоненко Анатолій Миколайович,  
доктор біологічних наук, професор

Мелітополь – 2021

## АНОТАЦІЯ

Арабаджи-Тіпенко Л.І. Екологічні особливості *Cyanoprokaryota* Північно-Західного Приазов'я. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія. – Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького, Мелітополь, 2021.

Синьозелені водорості (*Cyanoprokaryota*) відіграли найважливішу роль в еволюції біосфери Землі та є функціонально значущим компонентом сучасних екосистем (Komárek & Anagnostidis, 2005). Ця група організмів завдяки своїм біологічним й екологічним особливостям представлена в широкому різноманітті екологічних систем світу (Rejmánková et al., 2004). Представники *Cyanoprokaryota* входять до складу екосистем від екватора до полюсів Землі та від вершин гір до глибин океанів. Велике функціональне значення цієї групи обумовлене біологічним різноманіттям синьозелених водоростей (Виноградова, 2012). *Cyanoprokaryota* формують базис для функціональної стійкості екосистем, а також можуть виступати як фактор порушення екологічної рівноваги в екосистемах, які зазнають антропогенного впливу (Солоненко та ін., 2010). Важливе значення *Cyanoprokaryota* мають в екстремальних місцеперебуваннях, особливо в засолених ектопах (Виноградова та ін., 2014). Значне поширення та екологічна толерантність *Cyanoprokaryota* як групи в поєднанні з високим рівнем спеціалізації окремих видів робить синьозелені водорості перспективним об'єктом фітоіндикаційних досліджень. Представники цієї групи здатні для індикації різних типів антропогенного забруднення середовища, а також для характеристики впливу на екосистеми різних типів екологічних чинників (Барінова и др., 2006). Зокрема, ціанопрокаріоти можуть стати показником функціональної стійкості екосистем у цілому, а особливо таких, що перебувають в екстремальних природних умовах, або в умовах значної антропогенної трансформації екосистем. Значне біологічне та екологічне різноманіття угруповань *Cyanoprokaryota* у різних середовищах існування живих організмів –

наземному, ґрунтовому, водному та в амфібіонтних середовищах – робить цю групу ідеальним об'єктом для комплексних досліджень у ландшафтно-екологічному руслі. Північно-західне узбережжя Азовського моря представляє собою сукупність природних систем, що характеризуються високим рівнем біологічного різноманіття, господарської цінності та мають високий рекреаційний потенціал (Maltseva et al., 2019). Гармонізація цілей охорони природи, оптимізація господарської ефективності та підтримання рекреаційної цінності мають вкрай складне наукове та науково-практичне завдання. Розробка стратегії раціонального природокористування повинна базуватися на дослідженні природних комплексів, які знаходяться у межах заповідних як еталонних територій. Крім ролі маркерів рівня біологічного різноманіття, об'єкти природно-заповідного фонду виступають як фактори функціональної стійкості природних комплексів у цілому. Тому дослідження екологічних особливостей *Cyanoprokaryota* Північно-Західного Приазов'я являє собою важливу наукову проблему. Мета роботи полягає у виявленні екологічних особливостей угруповань та окремих видів *Cyanoprokaryota* в різноманітних екосистемах Приазовського національного природного парку. Об'єктом дослідження є угруповання та популяції *Cyanoprokaryota* Приазовського національного природного парку. Предмет вивчення – еколого-флористичні особливості *Cyanoprokaryota* в наземних, водних та амфібіонтних екосистемах Північно-Західного Приазов'я, закономірності формування угруповань та відгуку видів *Cyanoprokaryota* на дію екологічних факторів. Дослідження проводились у межах Приазовського національного природного парку протягом 2013–2019 років. Було досліджено 9 експериментальних полігонів, які охоплювали степові ділянки або схили, солончаки, берегові піщані ґрунти (бари) та водойми (річки, озера, лимани, морські затоки, лагуни). Збір матеріалу в наземних екосистемах проводили за загальноприйнятою в ґрунтовій альгології методикою. Відбір проб у водному середовищі здійснювався гідробіологічними методами відбору проб фітопланктону та фітобентосу. Дослідження й визначення водоростей проводились методами світлової мікроскопії за

допомогою стереоскопічного мікроскопа MICROmed XS-5520. За допомогою стереоскопічного мікроскопа МБС-1 описували морфологію колоній водоростей на агаризованих середовищах. У роботі уперше встановлено показники видового та таксономічного різноманіття альгофлори й угруповань Cyanoprokaryota Приазовського національного природного парку, встановлено закономірності взаємозв'язаної динаміки екологічних груп Cyanoprokaryota залежно від типів екосистем. Обґрунтовано вибір найбільш оптимальної форми для характеристики таксономічного відношення для одержання адекватної екологічної інтерпретації. Розраховано діапазональні індикаторні значення для видів регіональної альгофлори Cyanoprokaryota екологічної шкали засолення екотопу. В дисертації удосконалено процедуру визначення діапазональних шкал на основі моделей відгуку видів. Відомості про біологічне різноманіття альгофлори Cyanoprokaryota Приазовського національного природного парку можуть бути використанні як відправний пункт програм моніторингу біологічного різноманіття екосистем різного рівня антропогенної трансформації та для оцінки рівня відновлення екосистем при запровадженні природоохоронних заходів. Незміщена оцінка таксономічного відношення (відношення кількості видів до кількості родів або кількості родин) є практичним інструментом екологічно релевантної характеристики рівня міжвидової конкуренції для його застосування при порівнянні флор та угруповань різного масштабу та для використання у статистичних процедурах. Діапазональні індикаторні значення видів Cyanoprokaryota можуть бути використані у практиці фітоіндикації рівня солоності екотопів. На території Приазовського національного природного парку виявлено 124 видів Cyanoprokaryota, які включають 127 внутрішньовидових таксонів. За системно-структурною організацією знайдені види належать до класу *Cyanophyceae* Sachs, у межах якого представлені 3 підкласи, 6 порядків, 18 родин і 33 роди. Найбагатшим є підклас *Oscillatoriothricidae*, до складу якого входить задекларований вид. Розподіл порядків між найголовнішими типами біогеоценозів дослідженої території не однорідний. У степових ценозах представлені три порядки:

*Nostocales*, *Oscillatoriales* та *Synechococcales*, у солончаках представлено п'ять порядків. Порядок *Chroococcales* збільшує своє значення у альгофлорі в ряду степ → солончак → солончакова вода → прісна вода, а порядок *Oscillatoriales* зменшує свою участь у цьому ряду. Представники порядку *Chroococcales* відсутні у степових ценозах, а представники *Oscillatoriales* відсутні у прісних водах. Порядок *Pleurocapsales* є специфічним для водних біогеоценозів. Для регіональної альгофлори *Cyanoprokaryota* середня кількість видів у родині становить 7,1, в роді – 3,8. Найбільшим видовим різноманіттям характеризуються родини *Oscillatoriaceae* (25,98 % від загальної кількості видів), *Nostocaceae* (15,71 % від загальної кількості видів) та *Leptolyngbyaceae* (11,81 % від загальної кількості видів). Найбагатшими видами є такі роди, як *Phormidium* (24 види), *Leptolyngbya* (14 видів) та *Nostoc* (8 видів). Екотопічне різноманіття *Cyanoprokaryota* дослідженого регіону представлено вісьмома групами та перехідними формами. Основне видове багатство альгофлори зосереджене серед аквально-субаерофітних форм, які становлять 45,5 %. Важливу роль у регіональній альгофлорі відіграють аквальні види, до яких належить 17,4 % видового багатства *Cyanoprokaryota* регіональної альгофлори. Аквальні форми характеризуються від'ємною кореляцією з усіма іншими екотопічними групами, за винятком аквально-субаерофітних форм. Основу регіональної альгофлори *Cyanoprokaryota* складають галотолеранти (51,1 % від кількості видів), дещо менша частка галобіонтів (28,3 %). Аквальні та амфібіонтні форми демонструють тенденцію до збільшення своєї присутності в угрупованні при збільшенні солоності екотопу. Терестріальні (терестріально-субаерофітні, аквально-терестріальні, терестріальні), аерофітні та еврібіонтні види свою присутність зменшують при зростанні засолення екотопу. Чутливість до впливу режиму солоності залежить від типу екосистеми. Аквальні та терестріально-субаерофітні форми найбільш чутливі до впливу солоності у степових ценозах, аквально-субаерофітні – у піщаних ґрунтах, субаерофітні, аквально-терестріальні, терестріальні, аерофітні – у солончаках, еврібіонтні – у степу та у водоймах. У біогеографічному аспекті в регіональній альгофлорі

Суанпрокариота представлені види з поширенням у помірній зоні Європи (11,02%), у Європі (15,75 %), види з поширенням у Європі та Азії (11,81 %), види з циркумконтинентальним або циркумокеанічним поширенням (14,96 %) та космополіти (46,46 %). Види, які поширені у помірній зоні Європи, найчастіше зустрічаються у водоймах (15,3 %), а найменша їх частка в угрупованнях степових ценозів (9,7 %). Європейських видів у водоймах значно менше, ніж у інших типах екосистем (10,6 %). Частка євразійських видів статистично вірогідно не розрізняється залежно від типу екосистеми. Космополітних видів значно менше серед альгофлори степових ценозів (41,8 %). На приморських територіях Приазовського національного природного парку серед макроскопічних угруповань водоростей виділено та описано 4 типи альгоугруповань: плівки *Schizothrix coriacea*, плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*, кірки *Lyngbya aestuarii*+*Microcoleus chthonoplastes*, кірки *Lyngbya aestuarii* і 2 типи альгосинузій: кірки *Lyngbya semiplena* та таломні шкуринки *Nostoc commune*. В альгоугрупованнях макроскопічних розростань представлений 21 вид водоростей. У конкретних угрупованнях кількість видів може варіювати від 1 до 6. Едафотільними є альгоугруповання плівки *Schizothrix coriacea* та плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*, а також альгосинузії у вигляді таломних шкуринок *Nostoc*. До числа амфібіонтних уоугруповань, які утворюють макроскопічні розростання, належать альгоугруповання кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*, кірки *Lyngbya aestuarii* та альгосинузія кірки *Lyngbya semiplena*.

Патерни, які є результатом погодженої динаміки видів ціанопрокариот, пояснені за допомогою синекологічних показників: співвідношення екоотопічних груп, різноманіття, структури екологічних груп у градієнті умов солоності екотопу та ширини ареалів. Найбільше самостійне значення для пояснення варіювання видової структури угруповань Суанпрокариота мають екоотопічна структура угруповання (8,5 % від загальної інерції матриці угруповання) та ширина ареалів видів угруповання (6,1 % від загальної інерції). Самостійна роль адаптації до умов солоності екотопу та роль типу екосистем дещо менша (2,7 %

та 1,5 % від загальної інерції відповідно). Важливе значення у варіації структури угруповань має взаємодія між джерелами варіації. Найбільшу роль у варіюванні структури угруповання відіграє взаємодія між екологічною структурою та шириною ареалів видів (13,8 % від загальної інерції) та потрібна взаємодія між екологічною структурою угруповання, шириною ареалів видів та типом екосистеми (9,3 % від загальної інерції). Найкращими моделями відгуку видів на вплив фактора солоності екотопу є моделі II та IV з переліку HOFJO. Модель IV є найкращою у 43,3 % випадків. Ця модель є класичною симетричною унімодальною, яка найкраще може бути описана гаусовою кривою. Серед видів, для яких модель IV є найкращою, 52,7 % належать до галотолерантів, 25,5 % – до галобіонтів, 12,7 % – до галофілів та 9,1 % – до прісноводних видів Cyanoprokaryota. Відтак, симетрична унімодальна модель найчастіше описує відгуки видів, оптимум яких у градієнті режиму солоності екотопу наближений до центральної його частини. Градієнтний аналіз дозволив одержати оцінки діапазональних індикаційних значень для видів Cyanoprokaryota з метою фітоіндикації режиму солоності екотопу. Оцінки охоплюють увесь діапазон умов солоності – від мінімального до максимального рівня. Порівняння фітоіндикаційних оцінок та рівня солоності води у водних екосистемах дозволило знайти між ними зв'язок, який уможливив опис за допомогою рівняння Хілла. Рівняння може бути використане для переведення фітоіндикаційних оцінок у одиниці вимірювання вмісту солей у воді.

**Ключові слова:** біорізноманіття, популяції, угруповання, екосистеми, солоність екотопу, екологічні групи, фітоіндикація

### SUMMARY

Arabadzhy-Tipenko, L.I. Ecological features of Cyanoprokaryota of the north-western Priazov'ye. Qualifying scientific work on the rights of the manuscript. The dissertation on competition of a scientific degree of the candidate of biological sciences on a specialty 03.00.16 - ecology. – Bohdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University, Melitopol, 2021.

Blue-green algae (Cyanoprokaryota) have played a crucial role in the evolution of the Earth's biosphere and are a functionally important component of modern ecosystems. Due to its biological and ecological features, this group of organisms is represented in a wide variety of ecological systems of the world. Representatives of Cyanoprokaryota are part of ecosystems from the equator to the poles of the Earth and from the tops of mountains to the depths of the oceans. The great functional significance of this group is due to the biological diversity of blue-green algae. Cyanoprokaryota forms the basis for the functional stability of ecosystems, and can also act as a factor in the ecological imbalance in ecosystems that are subject to anthropogenic impact. Cyanoprokaryota is important in extreme locations (whereabouts), especially in saline ecotopes. The significant distribution and ecological tolerance of Cyanoprokaryota as a group in combination with the high level of specialization of certain species makes blue-green algae a promising object of phytoindication research. Representatives of this group are able to indicate different types of anthropogenic pollution, as well as to characterize the impact on ecosystems of different types of environmental factors. Ultimately, prokaryotes can be an indicator of the functional resilience of ecosystems in general, and especially those that are in extreme natural conditions, or in conditions of significant anthropogenic transformation of ecosystems. The significant biological and ecological diversity of Cyanoprokaryota groups in different habitats of living organisms - terrestrial, soil, aquatic and amphibiotic environments - makes this group an ideal object for integrated research at the landscape-ecological level. The north-western coast of the Azov Sea is a set of natural systems that are characterized by a high level of biological diversity, economic value and have a high recreational potential. Harmonization of nature protection goals, optimization of economic efficiency and maintenance of recreational value are extremely complex scientific and scientific-practical tasks. The development of a strategy for the rational use of nature should be based on the study of natural complexes that are within the protected areas as reference areas. In addition to the role of markers of the level of biological diversity, the objects of the nature reserve fund act as factors of functional stability of natural complexes in general. Therefore, the study



of ecological features of Cyanoprokaryota Priazovsky National Nature Park is an important scientific problem. The aim of the work is to establish the ecological features of groups and individual species of Cyanoprokaryota in various ecosystems of the Priazovsky National Nature Park. The object of study is the grouping and population of Cyanoprokaryota Priazovsky National Nature Park. The subject of study is the ecological and floristic features of Cyanoprokaryota in terrestrial, aquatic and amphibiotic ecosystems of the north-western Priazovye, regularities of group formation and response of Cyanoprokaryota species to the action of ecological factors. The research was conducted within the Priazovsky National Nature Park during 2013–2019. Nine experimental landfills were studied, which covered steppe areas or slopes, salt marshes, coastal sandy soils (bars) and reservoirs (rivers, lakes, estuaries, sea bays, lagoons). Collection of material in terrestrial ecosystems was carried out according to the generally accepted method in soil algology. Sampling in the aquatic environment carried out by hydrobiological methods of phytoplankton and phytobenthos sampling. Investigations and determination of algae were performed by light microscopy using a stereoscopic microscope MICROmed XS-5520. Using a stereoscopic microscope MBS-1 performed the selection of algologically described the morphology of algal colonies on agar media. For the first time, the indicators of species and taxonomic diversity of flora and Cyanoprokaryota groups of the Priazovsky National Nature Park are established; regularities of interconnected dynamics of ecotopic groups of Cyanoprokaryota depending on types of ecosystems are established. The best mathematical form for characterization of taxonomic relation for obtaining adequate ecological interpretation is substantiated. Calculated range indicator values for species of regional flora Cyanoprokaryota ecological scale of the ecotope salinization. In the dissertation the procedure of range scales determination on the basis of kinds' response models is improved. Information on the biodiversity of Cyanoprokaryota flora of the Priazovsky National Nature Park can be used as a starting point for monitoring programs of ecosystems biodiversity of different levels of anthropogenic transformation and to assess the level of restoration of ecosystems in the implementation of environmental measures. The unbiased assessment of the taxonomic

ratio (the ratio of the number of species to the number of genera or the number of families) is a practical tool for ecologically relevant characterization of the level of interspecific competition for its application in comparison of flora and groups of different scales and for use in statistical procedures. Range indicator values of Cyanoprokaryota species can be used in the practice of phytoindication of the ecotopes salinity level. 124 species of Cyanoprokaryota, which include 127 intraspecific taxa, have been identified in the territory of the Priazovsky National Nature Park. According to the systematic structure, the found species belong to the class *Cyanophyceae* Sachs, within which 3 subclasses, 6 orders, 18 families and 33 genera are represented. The subclass *Oscillatoriophyceae* is the most diverse, which includes the distribution of orders between the most important types of biogeocenoses of the study area is not homogeneous. There are three orders in steppe cenoses: *Nostocales*, *Oscillatoriales* and *Synechococcales*, and five orders in salt marshes. The order *Chroococcales* increases its importance in the flora in the series steppe → salt marsh → salt water → fresh water, and the order *Oscillatoriales* decreases its participation in this series. Representatives of the *Chroococcales* order are absent in steppe cenoses, and representatives of *Oscillatoriales* are absent in fresh waters. The *Pleurocapsales* order is specific to aquatic biogeocenoses. For the regional flora of Cyanoprokaryota, the average number of species in the family is 7.1, in the genus - 3.8. The families *Oscillatoriaceae* (25.98% of the total number of species), *Nostocaceae* (15.71% of the total number of species) and *Leptolyngbyaceae* (11.81% of the total number of species) are characterized by the greatest species diversity. The most species-rich genera are *Phormidium* (24 species), *Leptolyngbya* (14 species) and *Nostoc* (8 species). The ecotopic diversity of Cyanoprokaryota in the study region is represented by eight groups and transitional forms. The main species richness of flora is concentrated among aqua-subaerophytic forms, which account for 45.5%. An important role in the regional flora is played by aqua species, which include 17.4% of the species richness of Cyanoprokaryota regional flora. Aqual forms are characterized by a negative correlation with all other ectotopic groups, except for aqual-subaerophytic forms. The basis of the Cyanoprokaryota regional flora is halotolerant (51.1% of the number of

species), a slightly smaller share of halobionts (28.3%). Aqual and amphibiotic forms show a tendency to increase their presence in the group with increasing salinity of the ecotope. Terrestrial (terrestrial-subaerophytic, aqua-terrestrial, terrestrial), aerophytic and eurybiont species reduce their presence with increasing salinity of the ecotope. Sensitivity to the effects of salinity depends on the type of ecosystem. Aqual and terrestrial-subaerophytic forms are most sensitive to the influence of salinity in steppe cenoses, aqual-subaerophytic - in sandy soils, subaerophytic, aqua-terrestrial, terrestrial, aerophytic - in salt marshes, eurybiont in steppe and basin. In the biogeographical aspect, the regional flora of Cyanoprokaryota presents species with distribution in the temperate zone of Europe (11.02%), in Europe (15.75%), species with distribution in Europe and Asia (11.81%), species with circumcontinental or circummoceanic distribution (14.96%) and cosmopolitans (46.46%). Species that are common in the temperate zone of Europe are most common in water bodies (15.3%), and their smallest share in the groups of steppe cenoses (9.7%). There are significantly fewer European species in water bodies than in other types of ecosystems (10.6%). The share of Eurasian species does not differ statistically significantly depending on the type of ecosystem. There are significantly fewer cosmopolitan species among the flora of steppe cenoses (41.8%). In the coastal territories of the Priazovsky National Natural Park, among macroscopic groups of algae, 4 types of algae groups were identified and described: *Schizothrix coriacea* films, *Nodularia harveyana* + *Nostoc linckia* films, *Lyngbya aestuarii* crusts and *Microcoleus chthonoplastes*, *Nostoc commune*. 21 species of algae are represented in the algal groups of macroscopic growths. In specific groups, the number of species may vary from 1 to 6. Edaphophilic are the algal groups of *Schizothrix coriacea* and *Nodularia harveyana* + *Nostoc linckia*, as well as algosinusia in the form of thalamic skins of *Nostoc*. Among the amphibiotic groups that form macroscopic growths are algal groups of *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*, *Lyngbya aestuarii* and algosinusia of *Lyngbya semiplena*. The patterns that are the result of the agreed dynamics of cyanoprokaryotic species are explained by synecological indicators - the ratio of ectopic groups, diversity, the structure of ecological groups in the gradient of salinity conditions of the ecotope and the width of

habitats. The ecotopic structure of the group (8.5% of the total inertia of the group matrix) and the width of the range of species of the group (6.1% of the total inertia) have the greatest independent significance for explaining the variation of the species structure of Cyanoprokaryota groups. The independent role of adaptation to the salinity conditions of the ecotope and the role of the type of ecosystems is slightly smaller (2.7% and 1.5% of the total inertia, respectively). The interaction between the sources of variation is important in the variation of the structure of groups. The interaction between the ecotopic structure and the range of species (13.8% of total inertia) and the triple interaction between the ecotopic structure of the group, the range of species and the type of ecosystem (9.3% of the total inertia) play the largest role in varying the structure of the group. The best models of species response to the influence of ecotope salinity factor are models II and IV from the HOFJO list. Model IV is the best in 43.3% of cases. This model is a classical symmetric unimodal, which can best be described by a Gaussian curve. Among the species for which model IV is the best, 52.7% belong to halotolerants, 25.5% to halobionts, 12.7% to halophiles and 9.1% to freshwater species Cyanoprokaryota. Thus, the symmetric unimodal model most often describes the responses of species whose optimum in the salinity regime of the ecotope is close to its central part. Gradient analysis allowed obtaining estimates of range indicative values for Cyanoprokaryota species for phytoindication of the salinity regime of the ecotope. Estimates cover the entire range of salinity conditions - from minimum to maximum. Comparison of phytoindication estimates and water salinity levels in aquatic ecosystems has revealed a relationship that can be described by the Hill equation. The equation can be used to translate phytoindication estimates into units of salt content in water.

**Key words:** biodiversity, populations, groupings, ecosystems, salinity of ecotope, ecological groups, phytoindication

**Список публікацій здобувача, в яких висвітлено основні наукові  
результати дисертації**

**Розділ монографії**

1. Maltseva, I., Yarova, T., Arabadzhi-Tipenko, L., Pavlenko, O., Yakoviichuk, O., Zinenko, A., Manuilova, M. (2019). Innovative technologies for ensuring ecological safety of maritime recreation. Ekkert, M., Nestorenko, O., Szynek, M. (eds.) Modern innovative and information technologies in the development of society. Series of monographs Faculty of Architecture, Civil Engineering and Applied Arts Katowice School of Technology Monograph 23. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Technicznej w Katowicach, 29–38. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

**У виданнях, які включені до наукометричних баз Web of Science та Scopus**

2. Arabadzhi, L.I., Solonenko, A.M., Bren, O.G., Holubev, M.I. (2016). Cyanoprokaryota of Tubalskyi estuary (Azov sea basin). *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytskyi Melitopol State Pedagogical University*. 6 (3), 414–418. (**Web of Science**) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

3. Yarovyi, S.O., Arabadzhi, L.I., Solonenko, A.M., Bren, O.G., Maltsev, E.I., Matsyura, A.V. (2017). Diversity of Cyanoprokaryota in sandy habitats in Pryazov National Natural Park (Ukraine). *Ukrainian Journal of Ecology*. 7(2), 91–95. DOI: 10.15421/2017\_24. (**Web of Science**) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

4. Solonenko, A. M., Arabadzhy-Tipenko, L. I., Kunakh, O. M., Kovalenko, D. V. (2020). The role of ecological groups in the formation of cyanobacterial communities in the ecosystems of the North Azov region (Ukraine). *Biosystems Diversity* 28 (3), 216-223. DOI:10.15421/012028. (**Scopus**)

(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

### **Публікації в наукових фахових виданнях України**

5. Arabadzhy-Tipenko, L. I. (2020). Ecological and floristic characteristics of *Cyanophyceae* of Pryazovskyi National Nature Park. *Agrology*, 3(2), 66–79. doi: 10.32819/020009 (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

6. Арабаджи-Типенко, Л.И., Солоненко, А.Н., Брен, А.Г., (2019), *Cyanoprokaryota* солончаков Приазовського національного природного парку, Україна, *Альгологія*, 29(4), 463–477, (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)

7. Яровий, С. О., Арабаджи, Л. І. (2017). До вивчення *Cyanoprokaryota* деяких водойм Приазовського національного природного парку. *Екологія та ноосферологія*. 27, 3-4.- 2017. 110–116. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

### **Список публікацій, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації**

8. Арабаджи, Л. І., Солоненко, А.М., Брен, О.Г., Мальцев, Є.І. (2017). Різноманіття *Cyanoprokaryota* піщаних намивних ґрунтів Приазовського національного природного парку. XIV з'їзд Українського ботанічного товариства (25-26 квітня 2017 р., м. Київ), 82. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

9. Арабаджи, Л. И., Яровая, Т.А., (2017). Высшие водные растения Приазовского национального природного парка. Збірник матеріалів Всеукраїнської конференції «Сучасний світ як результат антропогенної діяльності» (10-12 жовтня, Мелітополь, 2017). Мелітополь: Видавництво МДПУ імені Б.Хмельницького, 25–27. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та

опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

10. Арабаджи, Л. І. (2015). Моніторинг вмісту хлорид- та сульфат-йонів на території Приазовського національного природного парку. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «IV Всеукраїнські наукові читання пам'яті Сергія Таращука до 60-річчя від дня народження» (м. Миколаїв, 23-24 квітня 2015 р.). Чорноморський державний університет імені Петра Могили. Миколаїв: ФОП Швець В. Д., 16–19.

11. Арабаджи, Л. І. (2015). До вивчення синьозелених водоростей степових схилів Приазовського національного природного парку. Матеріали X Міжнародної конференції молодих науковців «Біологія: від молекули до біосфери» (2–4 грудня 2015 р., м. Харків). Харків: ФОП Шаповалова Т. М., С.207–208.

12. Арабаджи, Л. І. (2016). Різноманіття синьозелених водоростей деяких водойм Приазовського національного природного парку. Матеріали VII Всеукраїнської науково-практичної конференції «Біологічні дослідження – 2016» (10-11 березня 2016 р., м. Житомир). 82–84.

13. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення Суанoprokaryota засоленних ґрунтів Приазовського національного природного парку. Матеріали IV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології та екології» (12–14 квітня 2016, м. Вінниця). – Вінниця: ДРУК, 98–99.

14. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення Суанoprokaryota верхів'я Утлюцького лиману Приазовського національного природного парку. XIV International Scientific Conference of Students, PhD Students & Young Scientists «Shevchenkivska vesna: biology». Taras Shevchenko national university of Kyiv scientific association of students and postgraduates young scientists council esc «Institute of biology» (April 6-8, Kyiv, 2016), 238.

15. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення синьозелених водоростей намівних піщаних ґрунтів Приазовського національного природного парку. XII

Міжнародній науковій конференції студентів та аспірантів «*Молодь і поступ біології*» (19-21 квітня, 2016 р., м. Львів). Львів, 80–81.

16. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення *Cyanoprokaryota* Ташенакського поду Приазовського національного природного парку. Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «*Актуальні проблеми гуманітарних та природничих наук*» (8-9 квітня, 2016 р., м. Ужгород). Херсон: Видавничий дім «Гельветика», Ч. I., 37–39.

17. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення *Cyanoprokaryota* Тубальського лиману Приазовського Національного Природного Парку. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «*Актуальні проблеми гуманітарних та природничих наук*» (28–29 жовтня 2016 року, м. Київ). частина I.- Херсон: видавничий дім «Гельветика», 2016. ч. I, 22–24.

18. Арабаджи, Л. І. (2018). Різноманіття *Cyanoprokaryota* солончаків деяких територій Приазовського національного природного парку. Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції (28-29 квітня 2018 року, м. Одеса). Херсон: Видавництво «Молодий вчений», 21–23.

19. Арабаджи, Л. І. (2018). До вивчення альгофлори солончаків узбережжя Азовського моря. Матеріали V Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «*Фундаментальні та прикладні дослідження в біології та екології*» (7–8 листопада 2018 р., м. Вінниця). Вінниця, 136–137.

20. Арабаджи, Л. І. (2018). Компетентнісний підхід в сучасній освіті. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «*Особистісно-професійний розвиток вчителя в умовах реалізації концепції Нової української школи*» (м. Мелітополь, 14-16 червня 2018 року). Мелітополь, 2018, 19–21.

21. Арабаджи, Л. І. (2018). Розростання водоростей галофільних фітоценозів прибережної смуги Азовського моря. II Всеукраїнська наукова конференція з міжнародною участю «*Сучасний світ як результат антропогенної діяльності*» (10–12 жовтня 2018 р. м. Мелітополь), 21–23.



22. Арабаджи, Л. І. (2018). Альгосинусії Суанорокаруота ґрунтів приморської частини Азовського моря території Приазовського національного природного парку (Україна). Міжнародна наукова конференція *«Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації»* (20 грудня 2019 р., м. Переяслав). Переяслав, Державний вищий навчальний заклад «Переяслав-Хмельницький державний педагогічний університет імені Григорія Сковороди», 54, 5–7.
23. Арабаджи, Л. І. (2019). Альгоугруповання Суанорокаруота солончаків Приазовського національного природного парку (Україна) як об'єкт дослідницьких робіт для майбутніх фахівців у галузі біології та екології. *«Проблеми та процес реформування освіти в галузі природничих наук в Україні та країнах ЄС»* (м. Влоцлавек, Республіка Польща, 2–13 грудня 2019 р.), 5–10.

**ЗМІСТ**

ВСТУП .....	20
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА РОЛЬ В ЕКОСИСТЕМАХ ЦІАНОБАКТЕРІЙ (АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ).....	26
1.1. Стан досліджень <i>Cyanoprokaryota</i> в водних та наземних екосистемах в Україні.....	26
1.2. Адаптації <i>Cyanoprokaryota</i> до існування у різних середовищах.....	32
1.3. Екологічні особливості <i>Cyanoprokaryota</i> та їх потенціал для індикації стану довкілля .....	36
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ .....	46
2.1. Характеристика експериментальних полігонів .....	46
2.2. Біотопічне різноманіття експериментальних полігонів.....	50
2.3. Методи відбору та обробки ґрунтових альгологічних проб .....	54
2.4. Матеріал і методи відбору і вивчення водно-альгологічних проб .....	55
2.5. Методи обробки проб і вивчення синьозелених водоростей.....	56
2.6. Методи екологічного аналізу.....	58
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГО-ФЛОРИСТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СЬАНОПРОКАРЬОТА ПРИАЗОВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ.....	62
3.1. Таксономічна структура альгофлори.....	63
3.2. Оцінка системності таксономічної структури альгофлор залежно від типу екосистеми .....	80
3.3. Екотопічні групи <i>Cyanoprokaryota</i> : преференція середовища існування .	90
3.4. Екологічні групи <i>Cyanoprokaryota</i> : преференція умов солоності середовища.....	93
3.5. Екологічна інтерпретація співвідношення рід/вид.....	115
Висновки до розділу .....	127
РОЗДІЛ 4. МАКРОСКОПІЧНІ РОЗРОСТАННЯ СЬАНОПРОКАРЬОТА ПРИАЗОВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ .....	131
4.1. Альгоугруповання та альгосинузії.....	131
4.2. Основні типи альгоугруповань <i>Cyanoprokaryota</i> .....	133
4.3. Основні типи альгосинузій .....	146

Висновки до розділу .....	155
<b>РОЗДІЛ 5. ОРДИНАЦІЯ УГРУПОВАНЬ СУАНОПРОКАРЮОТА ТА ГРАДІЄНТНИЙ АНАЛІЗ .....</b>	<b>156</b>
5.1. Канонічний аналіз відповідностей угруповання <i>Cyanoprokaryota</i> .....	156
5.2. Фракціонування варіювання угруповань <i>Cyanoprokaryota</i> .....	162
5.3. Градієнтний аналіз відгуку видів <i>Cyanoprokaryota</i> на вплив режиму солоності екотопу.....	168
5.4. Фітоіндикація рівня солоності екотопу на основі угруповань <i>Cyanoprokaryota</i> .....	174
Висновки до розділу .....	183
<b>ВИСНОВКИ.....</b>	<b>185</b>
<b>ЛІТЕРАТУРА .....</b>	<b>188</b>
ДОДАТОК 1.....	237
ДОДАТОК 2.....	243
ДОДАТОК 3.....	245
ДОДАТОК 4.....	277
ДОДАТОК 5.....	284
ДОДАТОК 6.....	295

## ВСТУП

**Актуальність теми дослідження.** Синьозелені водорості відіграли найважливішу роль в еволюції біосфери Землі є та функціонально значущим компонентом сучасних екосистем [1]. Ця група організмів завдяки своїм біологічним та екологічним особливостям функціонує в широкому різноманітті екологічних систем світу [2]. Представники *Cyanoprokaryota* входять до складу екосистем від екватора до полюсів Землі та від вершин гір до глибин океанів. Велике функціональне значення цієї групи обумовлене біологічним різноманіттям синьозелених водоростей [3]. *Cyanoprokaryota* формують базис для функціональної стійкості екосистем, а також можуть виступати як фактор порушення екологічної рівноваги в екосистемах, які зазнають антропогенного впливу [4]. Важливе значення *Cyanoprokaryota* має в екстремальних місцеперебуваннях, особливо в засоленних ектопах [5].

Значне поширення та екологічна толерантність *Cyanoprokaryota* як групи у поєднанні з високим рівнем спеціалізації окремих видів робить синьозелені водорості перспективним об'єктом фітоіндикаційних досліджень. Представники цієї групи здатні для індикації різних типів антропогенного забруднення середовища, а також для характеристики впливу на екосистеми різних типів екологічних чинників [6]. Поза сумнівом, ціанопрокаріоти можуть стати показником функціональної стійкості екосистем у цілому, та особливо таких, що знаходяться в екстремальних природних умовах, або в умовах значної антропогенної трансформації екосистем. Значне біологічне та екологічне різноманіття угруповань *Cyanoprokaryota* у різних середовищах існування живих організмів – наземному, ґрунтовому, водному та у амфібіонтних середовищах – робить цю групу ідеальним об'єктом для комплексних досліджень у ландшафтно-екологічному руслі.

Північно-західне узбережжя Азовського моря являє собою сукупність природних систем, які характеризуються високим рівнем біологічного різноманіття, господарської цінності та мають потужний рекреаційний потенціал

[7]. Гармонізація цілей охорони природи, оптимізації господарської ефективності та підтримання рекреаційної цінності представляють собою вкрай складне наукове та науково-практичне завдання. Розробка стратегії раціонального природокористування повинно базуватися на дослідженні природних комплексів, які знаходяться у межах заповідних як еталонних територій. Крім ролі маркерів рівня біологічного різноманіття, об'єкти природно-заповідного фонду виступають як фактори функціональної стійкості природних комплексів у цілому. Тому дослідження екологічних особливостей *Cyanoprokaryota* Північно-Західного Приазов'я є важливою науковою проблемою.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами й темами.** Дисертаційна робота виконана в 2013–2019 рр. у руслі наукової програми кафедри ботаніки і садово-паркового господарства Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького як частина державних науково-дослідних тем: «Еколого-біологічні особливості функціонування екосистем півдня України як основа збереження їх біологічного різноманіття» (ДР № 0113U001521, 2013–2015 рр.), «Антропогенна динаміка та біорізноманіття екосистем Північного Приазов'я (діагностика, моніторинг, соціально-екологічний аспект)» (ДР № 0116U006755, 2016–2018 рр.), «Біологічні системи природних та антропогенних територій півдня України (сучасний стан, управління та оптимізація)» (ДР № 0119U101383, 2019–2020 рр.).

**Мета і завдання дослідження.** Мета роботи полягає у встановленні екологічних особливостей угруповань та окремих видів *Cyanoprokaryota* в різноманітних екосистемах Північно-Західного Приазов'я.

**Для реалізації зазначеної мети передбачається виконання таких завдань:**

- встановити характеристики таксономічного різноманіття *Cyanoprokaryota* Північно-Західного Приазов'я;
- встановити закономірності динаміки екологічного різноманіття угруповань *Cyanoprokaryota*;

- оцінити роль солоності екотопу в динаміці екологічної структури *Cyanoprokaryota*
- встановити флористичні особливості та екологічні закономірності поширення макроскопічних розростань, представлених альгоутгрупованнями;
- знайти закономірності погодженої динаміки видів *Cyanoprokaryota* та з'ясувати роль чинників, що визначають структуру угруповань;
- виконати моделювання патернів відгуку видів *Cyanoprokaryota* на дію фактора солоності екотопу;
- одержати оцінки діапазональних індикаційних значень для видів *Cyanoprokaryota* для фітоіндикації рівня солоності екотопу.

**Об'єкт дослідження.** Угруповання та популяції *Cyanoprokaryota* Приазовського національного природного парку (Україна).

**Предмет вивчення.** Еколого-флористичні особливості *Cyanophyceae* в наземних, водних та амфібіонтних екосистемах Північно-Західного Приазов'я, закономірності формування угруповань та відгуку видів *Cyanoprokaryota* на дію екологічних чинників.

**Методи дослідження.** Дослідження проводились у межах Приазовського національного природного парку протягом 2013–2019 років. Було досліджено 9 експериментальних полігонів, які охоплювали степові ділянки або схили, солончаки, берегові піщані ґрунти (бари) та водойми (річки, озера, лимани, морські затоки, лагуни). Збір матеріалу в наземних екосистемах проводили за загальноприйнятою в ґрунтовій альгології методикою [8, 9]. Відбір проб у водному середовищі здійснювався гідробіологічними методами відбору проб фітопланктону та фітобентосу. Дослідження й визначення водоростей проводили методами світлової мікроскопії за допомогою стереоскопічного мікроскопа MICROmed XS-5520. За допомогою стереоскопічного мікроскопа МБС-1 описували морфологію колоній водоростей на агаризованих середовищах. Екотопічний аналіз виявлених видів проводили на основі відомостей, наведених у монографії О. М. Виноградової [3], а також за допомогою літературних джерел, присвячених водоростям України та інших країн [10, 11]. Для статистичних

розрахунків ми застосовували відповідні процедури для Statistica (Version 12.0, StatSoft Inc., <http://www.statsoft.com>) або R (version 3.5.2; R Core Team, 2019).

### **Наукова новизна отриманих результатів.**

*Уперше:*

- встановлені показники видового та таксономічного різноманіття альгофлори та угруповань Cyanoprokaryota Приазовського національного природного парку;
- встановлені закономірності взаємозв'язаної динаміки екотопічних груп Cyanoprokaryota залежно від типів екосистем;
- розраховані діапазональні індикаторні значення для видів регіональної альгофлори Cyanoprokaryota екологічної шкали засолення екотопу.

*Удосконалено:*

- процедуру визначення діапазональних шкал на основі моделей відгуку видів.

Набули подальшого розвитку:

- концепція екологічної ніші Хатчинсона [12] і способи її кількісної оцінки;
- концепція екотопічних груп Cyanoprokaryota О. М. Виноградової в екологічному висвітленні.

**Практичне значення отриманих результатів.** Відомості про біологічне різноманіття альгофлори Cyanoprokaryota Приазовського національного природного парку можуть бути використанні як відповідний пункт програм моніторингу біологічного різноманіття екосистем різного рівня антропогенної трансформації та для оцінки рівня відновлення екосистем при запровадженні природоохоронних заходів. Незміщена оцінка таксономічного відношення (відношення кількості видів до кількості родів або кількості родин) є практичним інструментом екологічно релевантної характеристики рівня міжвидової конкуренції для його застосування у порівнянні флор та угруповань різного масштабу та для використання у статистичних процедурах. Діапазональні індикаторні значення видів Cyanoprokaryota можуть бути використані в практиці фітоіндикації рівня солоності екотопів.

Основні теоретичні положення й матеріали дисертації застосовуються при викладанні дисциплін «Екологія рослин», «Ботаніка з навчальною практикою та курсовою роботою», «Навчальна практика з ботаніки» у Мелітопольському державному педагогічному університеті імені Богдана Хмельницького, при викладанні як освітнього компоненту на уроках біології і екології, а також при проведенні практичних занять із відповідних розділів та тем навчальної програми, затвердженої Міністерством освіти і науки України «Біологія і екологія», у Костянтинівському ліцеї «Ерудит» Костянтинівської сільської ради Запорізької області.

**Особистий внесок здобувача.** Авторка дисертації безпосередньо планувала дослідження, провела аналіз сучасної наукової літератури, брала участь у зборі польових експериментальних матеріалів, лабораторному їх опрацюванні, особисто складала схеми, виконала аналіз та обробку отриманих наукових результатів, брала участь в апробації результатів та підготовці матеріалів до друку в наукових виданнях. Концептуальні рішення та обґрунтування нового напрямку досліджень, які знайшли своє відображення у висновках, науковій новизні та практичних рекомендаціях, є науковим результатом авторки дисертації.

**Апробація результатів дисертації.** Основні положення дисертаційної роботи та результати досліджень доповідались і обговорювались на щорічних засіданнях кафедри ботаніки і садово-паркового господарства; на науково-практичних конференціях професорсько-викладацького складу Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького (Мелітополь, 2013–2019 рр.); на XIV з'їзді Українського ботанічного товариства (25-26 квітня 2017 р., м. Київ); на Всеукраїнській конференції «Сучасний світ як результат антропогенної діяльності» (10-12 жовтня 2017 р., м. Мелітополь); на Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю "IV Всеукраїнські наукові читання пам'яті Сергія Тарашука до 60-річчя від дня народження" (23–24 квітня 2015 р., м. Миколаїв); на Міжнародній конференції молодих науковців «Біологія: від



молекули до біосфери» (2–4 грудня 2015 р., м. Харків); на Всеукраїнській науково-практичній конференції «Біологічні дослідження - 2016» (10-11 березня 2016 р., м. Житомир); на IV Міжнародній науковій конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології та екології» (12–14 квітня 2016, м. Вінниця); на XII Міжнародній науковій конференції студентів та аспірантів «Молодь і поступ біології» (19-21 квітня, 2016 р., м. Львів); на II Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми гуманітарних та природничих наук» (8–9 квітня, 2016 р., м. Ужгород); на III Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми гуманітарних та природничих наук» (28–29 жовтня 2016 року, м. Київ); на II Міжнародній науково-практичній конференції (28–29 квітня 2018 року, м. Одеса); на V Міжнародній науковій конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології та екології» (7–8 листопада 2018 р., м. Вінниця); на II Всеукраїнській науковій конференції з міжнародною участю «Сучасний світ як результат антропогенної діяльності» (10–12 жовтня 2018 р. м. Мелітополь); на Міжнародній науковій конференції «Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації» (20 грудня 2019 р., м. Переяслав).

**Публікації.** Основні матеріали дисертаційної роботи опубліковані в 23 наукових працях, із них 3 – у виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз Web of Science або Scopus, 3 – що входять до переліку фахових, 1 – до розділу у монографії, 16 – матеріали наукових конференцій.

**Структура та обсяг роботи.** Дисертаційна робота викладена на 299 сторінках комп'ютерного тексту й складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних джерел і 6 додатків. Вона містить 15 таблиць і 65 рисунків. Список літературних посилань містить 559 джерел, 481 з яких – англійською мовою.

## РОЗДІЛ 1.

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА РОЛЬ В ЕКОСИСТЕМАХ  
ЦΙΑНОБАКТЕРІЙ (АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)**1.1. Стан досліджень *Cyanoprokaryota* в водних та наземних екосистемах в Україні**

На теренах України дослідження синьозелених водоростей пов'язано з такими відомими альгологами, як Н. В. Кондратьєва [13–15], О. М. Виноградова [3, 16], Л. П. Приходькова [15, 17, 18], О. М. Коваленко [13, 19–21], І. Ю. Костіков [10], А. М. Солоненко [22–30]. Важливою умовою розвитку екологічних досліджень синьозелених водоростей у нашій країні стало створення Н. В. Кондратьєвою визначника *Cyanophyta* України [14, 15]. Основні напрями робіт Надії Василівни Кондратьєвої – морфолого-системне, онтогенетичне й флористичне вивчення *Cyanophyta* й розробка на їх прикладі класифікації біорізноманіття як явища. Н. В. Кондратьєва є засновником нового наукового напрямку – популяційної морфології прокаріотичних водоростей. Дослідниця стояла біля витоків розвитку в Україні ґрунтової альгології й чимало зробила для її успішного розвитку. Нею проведено широкі дослідження видового складу й розподілу *Cyanophyta* у внутрішніх водах України, при цьому особливу увагу було приділено важливим у господарському вимірі формам – збудникам цвітіння води, токсичним, азотфіксуючим. Не залишився поза увагою і вплив іонізуючої радіації на синьозелені водорості. Н. В. Кондратьєва розробила низку підходів до розв'язання питань, які мають загальнобіологічне значення, зокрема: проблема індивідуальності, принципи класифікування внутрішньовидового різноманіття і деякі інші. Дослідниця активно розробляла теоретичні основи альгосозології – особливого розділу фітосозології, присвяченого охороні водоростей, а також працювала над складанням словника фітосозологічних термінів [13–15].

Значна кількість досліджень присвячена вивченню видового різноманіття водоростей у різних фізико-географічних зонах України. Флористичні дослідження стали підґрунтям, на якому встановлені закономірності поширення водоростей залежно від зональних умов, типу оточуючого середовища та рослинності. Розроблено методи флористичного аналізу та геоботанічні підходи стосовно водоростей. Основний масив даних флористичного спрямування про синьозелені водорості ґрунтів степової зони наводиться у серії наукових праць Л. П. Приходькової [15, 17, 18] та Л. П. Приходькової і О. М. Виноградової [31]. Ці дослідження стосуються майже виключно представників *Cyanophyta* [17]. Важливим результатом стало створення фундаментального зведення «Водорості» [13]. Надзвичайно висока якість визначень та повнота флористичних списків призводять до того, що протягом наступних років матеріали інших дослідників, переважно лише підтверджують дані, наведені Л. П. Приходьковою: означені види майже не поповнюють флору едафотільних *Cyanophyta* не тільки території степової зони, але й України в цілому. Розширення відомостей про видове різноманіття синьозелених водоростей України ми знаходимо в роботах О. М. Виноградової [20, 32, 33]. Також була виконана ревізія видів роду *Phormidium* [34] та підродина *Leptolyngbyoideae* [19, 35], виявлених в Україні, та зроблений аналіз екологічних характеристик і поширення видів. Огляд різноманіття, екології та поширення представників порядку *Stigonematales* уможливорює припущення, що список представників цього таксону з ландшафтів України може бути значно розширений у результаті подальших досліджень [36]. Л. П. Приходьковою був вивчений розподіл синьозелених водоростей в ефемерних водоймах Присивашся залежно від ступеня солоності води [37]. Монографічний огляд синьозелених водоростей степової зони України наведено в роботі Л. П. Приходькової [17]. Далі вивчення *Cyanoprokaryota* продовжила О. М. Виноградова.

На думку О. М. Виноградової, сучасна систематика ціанобактерій успішно розвивається завдяки широкому впровадженню комбінованих методів дослідження, які включають різноманітні молекулярні, екофізіологічні та

морфологічні підходи [1, 33, 38]. Важливість молекулярно-філогенетичних даних як базового критерію таксономічної класифікації незаперечна, проте важливо, щоб вони були підкріплені результатами морфологічних спостережень, а також відомостями про ультраструктуру, екофізіологічні біотопічні особливості таксона [33, 39, 40]. Для правильної ідентифікації природних популяцій, особливо домінуючих у поширених типах місцезростань, необхідне накопичення відомостей про морфологічну мінливість різних еко- і морфотипів у природних популяціях. Екологічний критерій при встановленні меж того чи іншого таксона є не менш важливим, ніж результати генетичного й фенотипичного аналізу [41]. Нові підходи в таксономії дозволили значно поширити уявлення про флору *Cyanoprokaryota/Cyanobacteria* України [42].

Дослідження складу водоростей Гірського Криму виконані в Карадазькому заповіднику й стосуються представників відділу *Cyanophyta* [43, 44]. Результати досліджень узагальнені в дисертаційній роботі О. М. Виноградової [45]. Усього наведено 40 видів, зокрема – один новий для флори України. Увагу також було приділено синьозеленим водоростям ґрунтів Чорноморського державного біосферного заповідника [46]. Роботи екологічного спрямування охоплюють кілька великих тем: ґрунтові водорості як компоненти біогеоценозу, водоростеві сукцесії, вплив антропогенних факторів на альгоугруповання, використання водоростей як тест-об'єктів при контролі стану ґрунту. При дослідженні синьозелених водоростей як компоненту біогеоценозів вивчаються передусім залежність видового багатства та чисельності фітоєдафону від рослинності й деяких параметрів ґрунту, а також взаємовідносини водоростей з іншими компонентами ґрунтових біоценозів. Однак слід звернути увагу, що в останні роки альгологічні дослідження спрямовані на вивчення певних географічних територій або окремих середовищ чи ландшафтів, тому будь-які дослідження водоростей містять інформацію про синьозелені водорості. Дослідження видового складу та поширення *Cyanoprokaryota* у водоймах різних типів Гірського Криму дозволило встановити 179 видів (187 форм, зокрема й ті, що містять номенклатурний тип виду) синьозелених водоростей. Серед них 123 види

(137 форм) уперше зареєстровані для Гірського Криму, а 16 видів (19 форм) є новими для України. Встановлено, що перифітоні та бентосно-перифітоні форми відіграють найважливішу роль у формуванні видового складу *Cyanophyta* на досліджуваній території [51].

У роботі О. М. Виноградової зазначається, що синьозелені водорості відіграють важливу роль у гіпергалінних місцеперебуваннях [58]. Так, у гіпергалінних екосистемах Азово-Сивашського національного природного парку виявлено 92 видів водоростей (*Cyanoprokaryota* – 49, *Chlorophyta* – 28, *Bacillariophyta* – 12, *Xanthophyta* – 2, *Eustigmatophyta* – 1 вид). *Cyanoprokaryota* в вивчених середовищах лідирували як за видовим розмаїттям, так і за кількістю. Встановлено, що зі збільшенням щільності рослинного покриву частка еукаріотичних водоростей і середнє число видів на пробу збільшувалися [59]. Також було досліджено водорості гіпергалінних місцезростань центрального Сивашу [60]. Анотований список *Cyanoprokaryota* гіпергалінних місцезростань заповідних територій півдня України містить відомості про 80 видів з 31 кількості родів [5]. На пересохлих ділянках Куяльницького лиману в солонцевому ґрунті виявлено 42 види *Cyanoprokaryota* з 19 родів, 10 родин. Характерними рисами місцезростання були постійна присутність та кількісне переважання *Cyanoprokaryota* порівняно із діатомовими та зеленими водоростями, висока насиченість проб видами, значне різноманіття гетероцитних форм та рясний розвиток у ґрунтових культурах представників порядку *Nostocales*. За екологічним профілем переважають аквально-субаерофітні форми, що відбиває екотонний характер досліджених ділянок. За відношенням до умов солоності, виявлені види належать до галофілів (11,9 %), галобіонтів (40,1 %) та галотолерантів (47,6 %). Ділянки із рослинністю різного типу дещо відрізнялись за видовим та таксономічним складом *Cyanoprokaryota*, що пов'язано з різницею у ступені зволоженості ділянок [61]. Була досліджена флора водоростей та *Cyanoprokaryota* заповідних територій Криму [21, 39], Карпат [47, 48] та Шацького національного природного парку [49]. У роботі В. А. Нікорич та Т.М.

Чорневич виокремлено видове різноманіття синьозелених водоростей бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів південного Передкарпаття [50].

У роботі П. М. Царенко та співавторів [52] наведено узагальнені дані про видовий склад і особливості зонального розподілу водоростей в Україні. З оперттям на розмаїтий фактичний матеріал зазначено, що флора водоростей України є однією з найбагатших у Європі, та за результатами дослідження вона містила 3708 видів (4823 інфраспецифічних таксонів, зокрема й ті, що містять номенклатурні види) водоростей. Поширення водоростей в Україні є нерівномірним та їх різноманіття різко варіює в різних фізико-географічних регіонах України: Лісостепова зона – 2292 видів, Лісова зона (Українське Полісся) – 2007, Степова – 1844, Українські Карпати – 1157, Гірський Крим – 987 видів. Основу видового різноманіття водоростей України складають представники *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanophyta* і *Euglenophyta* (близько 87% від загального видового складу) [52]. На сьогодні для території України, за останніми зведеннями, монографіями і статтями, наводиться близько 800 видів та внутрішньовидових таксонів синьозелених водоростей із різних біотопів України [10, 53, 54]. Таксономічна ревізія видового складу ціанобактерій українського сектора Чорного моря дозволила встановити перевірений список, який включає 184 вид з 68 родів *Cyanoprokaryota*, що становить 81,7% родів і 75,1% видів ціанобактерій, відомих для всього Чорного моря. Чорноморські види узбережжя України представлені космополітами (37,8%), субкосмополітами (19,2%), європейськими видами (15,8%), видами помірних широт (14,7%), а також євразійсько-афроамериканськими видами (12,4%). В останні десятиліття відзначено розширення списку за рахунок мешканців екваторіальних і субтропічних районів, а також прісноводних форм, тому автори вважають за необхідне продовжити моніторинг видового складу чорноморських ціанобактерій [55].

У біогеоценозах Біосферного заповідника «Асканія-Нова» та заказника місцевого значення «Троїцька балка» було виявлено 21 вид водоростей відділу *Cyanophyta*. Серед виявлених екологічних груп визначальну роль за показниками

кількості видів займають водорості Р-життєвої форми, що за своїми морфологічними та біологічними особливостями адаптовані до умов недостатнього зволоження [56]. У дослідженні В. П. Герасим'юк та Н. В. Герасим'юк серед 63 видів водоростей бентосу степової річки встановлено 11 видів синьозелених водоростей [57].

Вивчення водоростей території Приазовського національного природного парку (ПНПП) розпочалось ще задовго до його створення, так в деяких роботах альгологів наводяться дані щодо системної структури водоростей ґрунтів та водного середовища території сучасного ПНПП. Альгологічні дослідження були спрямовані на вивчення галофільних фітоценозів (переважно солончаків) всіх системних груп водоростей. Так, І. А. Мальцевою були проведені дослідження усіх системних груп водоростей галофільних фітоценозів, також проводились у Запорізькій області на двох дослідницьких ділянках із високою концентрацією солей у ґрунті (13/100 г ґрунту) [62]. За результатами досліджень було виявлено 36 видів водоростей із 4-х відділів: *Cyanophyta* – 19 видів, *Chlorophyta* – 10, *Bacillariophyta* – 6, *Xanthophyta* – 1. Наводиться комплекс домінантів за частотою трапляння: *Phormidium foveolarum* (Mont) Gom., *Ph. paulsenianum* B.Peters., *Lyngbya martensiana* (Menegh.) Gom., *L. semiplena* (G. Ag.) J. Ag., *Microcoleus chthonoplastes* (Fl. Dan.) Thuret., *Nostoc edaphicum* Kondrat., *N. microscopicum* Carm. in sensu Elenk., *Anabaena variabilis* Kütz. *Bracteacoccus minor* (Chod.) Petrova. *Luticola mutica* (Kütz.) Mann in Round et al., *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith., *Navicula lanceolata* (Ag.) Ehr., *Tryblionella angustata* W. Smith [62–64]. Більш детальне вивчення повного флористичного складу водоростей приморських солончаків виконали альгологи Мелітопольського державного педагогічного університету під керівництвом А. М. Солоненка [22–30]. Виокремлені вище літературні джерела охопили лише галофільні фітоценози і містять інформацію про всі системні групи водоростей. Проте дані щодо видового складу та системної структури синьозелених водоростей прісноводних середовищ і незасолених ґрунтів залишаються невідомими. Отже, питання

екотопічної належності та поширення синьозелених водоростей залежно від умов середовища існування залишається відкритим.

## 1.2. Адаптації *Cyanoprokaryota* до існування у різних середовищах

Ціанобактерії (*Cyanoprokaryota*, *Cyanophyceae*) є надзвичайно різноманітною групою прокаріотів, адаптивні здібності яких, поряд зі здатністю витримувати екстремальні умови, роблять їх повсюдними. Вони знаходяться практично у всіх місцях проживання на Землі, де можна уявити існування життя. Розповсюджені *Cyanoprokaryota* надзвичайно широко: в морях, прісних та гіпергалінних водоймах, у ґрунтах, на снігу та льоду, в гарячих джерелах, в аерофітних умовах тощо [65, 66]. За стійкістю до дії екстремальних факторів *Cyanoprokaryota* посідають перші місця на планеті [67]. Так, у модельних експериментах синьозелені водорості зберігали життєздатність у діапазоні температур від  $-195$  до  $+130^{\circ}\text{C}$  [68, 69], тиску від 0.05 до 300 атм. [70, 71], витримували опромінювання радіоактивним  $^{60}\text{Co}$  у 160 тис.р на годину (*Microcoleus vaginatus* – до 1280 тис. р на годину) [72–75].

*Cyanoprokaryota* характеризуються високою екологічною пластичністю, завдяки чому зустрічаються у різноманітних, почасти навіть екстремальних, оселищах [23, 30, 76–78], а саме: морська [65, 79–81], прісна вода [82–84], ґрунт [22, 85], біологічна ґрунтова кірка, сніг, кріоконіти та ін. [86]. Стрес, якому можуть піддаватися водорості, підрозділяється на два види – стрес-обмеження, викликаний недостатнім постачанням ресурсів (наприклад, низькою освітленістю або дефіцитом поживних речовин), і стрес деструктивного характеру (в результаті збитку, викликаного несприятливими умовами або розподілом ресурсів для запобігання шкоди) [87]. Ціанобактерії демонструють здатність адаптуватися до механічного стресу. Крім шкоди, якої водорості в будь-якому місці можуть зазнати в результаті зіткнення з твердими тілами, водні форми можуть піддаватися навантаженню в результаті водного потоку і



турбулентності. Сплески води мають неабиякий вплив на довгостроковий склад і динаміку зростання перифітона [88]. Щоб вижити в екстремальних або значно варіабельних середовищах, ціанобактерії розробили конкретні регуляторні системи, на додаток до більш загальних механізмів, еквівалентних тим, які є у інших прокаріотів або фотосинтезуючих еукаріотів [89–92]. Специфічні регуляторні системи контролюють диференціацію спеціалізованих азотфіксуючих клітин і типів клітин, які забезпечують дисперсію видів [93–95]. Ціанобактерії нерідко є першими живими організмами, які заселяють оголені ділянки гірських порід і ґрунту. Наземні водорості, особливо в холодний період, прісноводні водорості на мілководді та прибережні морські водорості часто піддаються дії висушування [96, 97]. Деякі види *Cyanophyceae* є адаптованими до цього впливу і можуть залишатися в стані спокою при сухості тривалий період часу, але втрата води завжди призводить, рано чи пізно, до зменшення, а потім і до припинення фотосинтезу і росту [98–100].

Водорості адаптовані до нормальних добових коливань інтенсивності та якості освітлення [101, 102]. Планктонні водорості мають здатність адаптуватися до змін в освітленості відповідно до положення у водній товщі. У природних умовах стрес виникає через розміщення водоростей по відношенню до матеріалу, який затіняє, або через короткочасні зміни світлового поля, викликані спливанням або зануренням. Надлишок фотосинтетично активного випромінювання, або тривале тьмяне освітлення, або темрява однозначно є стресом для фотосинтезуючої рослини. Фотоперіод також може бути важливим [103, 104]. У водоростей є ендогенні ритми в таких видах діяльності, як фотосинтез, біолоюмінесценція і поділ клітин. Так, при середньому часу генерації, що дорівнює або перевищує 24 години, поділ клітини може відбуватися в світло-темновому циклі зі сплесками поділу клітини в темний період [105, 106]. Зміна світло-темнового циклу порушує рівновагу ритмічно мінливих процесів і може бути розцінена як причина стресу [7]. Адаптації, такі як пігменти оболонки, що поглинають ультрафіолет, підвищують їх придатність у відносно відкритому зовнішньому середовищі [107–110]. Показано, що *M. aeruginosa* демонструє три

адаптивні стратегії для боротьби з посиленням ультрафіолетовим опроміненням: посилення синтезу каротиноїдів для протидії реактивним окислювачам, викликаними впливом ультрафіолету, деградація фікоціаніна і аллофікоціаніна для уникнення подальшого пошкодження ДНК і реакційних центрів, а також посилення репарації ушкоджень фотосинтетичного апарату, викликаних впливом ультрафіолету [111].

Основними середовищами існування ціанобактерій є лімнічне та морське середовище. Вони розвиваються у солоній, солонуватій або прісній воді, в холодних та гарячих джерелах, і в середовищах, де інші водорості не здатні існувати. Більшість морських форм займають біотопи вздовж берегів як бентична рослинність [65, 112]. Ціанобактерії формують потужну компоненту морського планктону з глобальним розподілом [113]. Багато прісноводних видів здатні витримувати відносно високу концентрацію хлориду натрію. Багато видів ціанобактерій, які ізольовані від прибережних середовищ, є толерантними до засолення середовища (тобто є галотолерантами), але не потребують солоності (тобто не є галофілами) [114]. Прісноводні локалітети з різноманітним трофічним статусом є звичайними середовищами існування ціанобактерій. Чимало видів здатні постійно жити та епізодично можуть домінувати як у приповерхневих епілімнічних шарах, так і в глибоководних ефотичних гіполімнічних шарах озер [105].

Багато видів *Cyanophyceae* адаптовані до життя при надзвичайно високих або низьких температурах [115]. Низька температура сама по собі не обов'язково пошкоджує організм, але утворення кристалів льоду може бути фатальним внаслідок механічних пошкоджень або змін у концентраціях осмотично активних розчинників [105, 116]. Стрес може виникнути, коли температура раптово змінюється [117, 118]. Температура мікроклімату в безпосередній близькості від водоростей може істотно відрізнятися від температури в більш широкому середовищі. Тому слід розрізняти охолодження та заморожування. При високих температурах проксимальною причиною стресу може бути дефіцит

кисню, який значною мірою є менш розчинним у теплій воді, ніж у холодній [119, 120].

Деякі *Cyanophyceae* здатні жити в ґрунті та інших наземних середовищах існування, де вони мають важливе значення у функціональних процесах екосистем та кругообігу елементів живлення [121, 122]. Інші види колонізують поверхні приєднанням до камінців або осадів, іноді формуючи мати, які можуть розірватися і плавати на поверхні води [123, 124]. Ціанобактерії наділені вражаючою здатністю колонізувати такі безплідні субстрати, як вулканічний попел, пустельний пісок і гірські породи [125]. Вони здатні утворювати діри в вапняку або деяких типах піщаників [126]. Ще однією чудовою особливістю ціанобактерій є здатність переживати надзвичайно високі та низькі температури. Ціанобактерії є мешканцями гарячих джерел [127, 128], гірських потоків [129], арктичних та антарктичних озер [130], а також снігу і льоду [131]. Ціанобактерії зокрема включають види, які мешкають у діапазоні типів вод від полісапробних зон до катаробних вод [132, 133]. Ціанобактерії також формують симбіотичні асоціації з тваринами й рослинами [134].

Розвиток популяцій водоростей регулюється не тільки фізичними і хімічними факторами [135], а й біологічними, такими як хижацтво [136, 137] і конкуренція між видами [138, 139]. Однак доступність біогенних речовин залишається основним чинником, що контролює склад і біомасу угруповань фітопланктону на мілководді і болотах [140, 141]. Ці абіотичні параметри варіюють у часі і прямо або побічно впливають на склад і чисельність водоростевої флори [142]. Фітопланктон є одним із найважливіших компонентів морської екосистеми [143]. Його чисельність і склад варіюють залежно від умов навколишнього середовища, включаючи як фізичні, так і хімічні чинники, такі як температура, солоність, каламутність, рівень біогенних речовин тощо [144]. Вони можуть швидко й по-різному реагувати на зміни в оселищах у широкому діапазоні часових масштабів від годин до навіть років. Отже, окремі функціональні групи водоростей та угруповання фітопланктону в цілому можуть служити індикаторами стану морської екосистеми [145].

Ґрунтові водорості зазнають впливу синтетичних пестицидів і забруднюючих речовин. У цілому, більшість гербіцидів, фунгіцидів і ґрунтових фумігантів завдають шкоди ґрунтовим водоростям, в той час як більшість інсектицидів – ні. Водорості використовуються в якості біологічних тест-організмів для прогнозування реакції культур як на добрива, так і на пестициди через їх біохімічну подібність до вищих рослин і швидкий час їх генерації [146]. Суанопрокарюота здатні мешкати в ґрунтах, поглинальній комплекс яких містить значну кількість натрію. Так, серед родів, зареєстрованих у ґрунтах з високим рівнем засолення натрієм, були представлені *Oscillatoria*, *Lyngbya* та колонії *Anabaena*, у той час як у нормальному ґрунті вони були відсутні. Ланцюжки гетероцист також спостерігалися в ґрунті з високим вмістом натрію, в той час як у нормальному ґрунті їх не було зареєстровано [147].

Спираючись на праці раніше згаданих авторів і на власні міркування, слід зазначити, що Суанопрокарюота на тепер заселяють різноманітні типи оселищ, але спеціальні дослідження угруповань цих рослин (у градієнті умов середовища та в системній послідовності типів екосистем) практично відсутні. Ураховуючи специфіку регіону досліджень, вважаємо актуальним вивчення закономірностей системної організації угруповань Суанопрокарюота в градієнті умов засолення в прісноводних, ґрунтових та морських середовищах.

### **1.3. Екологічні особливості Суанопрокарюота та їх потенціал для індикації стану довкілля**

Суанопрокарюота роблять вагомий внесок у рівновагу атмосфери Землі шляхом виробництва кисню і видалення вуглекислого газу [148]. Синьозелені водорості відіграють планетарну роль в азотному балансі [149, 150]. Це обумовлено здатністю представників *Суанопhyta* засвоювати азот безпосередньо з атмосфери [151, 152]. З діяльністю синьозелених водоростей-азотфіксаторів пов'язані явища відновлення родючості ґрунтів «під паром», збереження

родючості цілинних ґрунтів [153–155], продуктивність біогідроценозів Світового океану [156–158].

Із метою опису структури фітопланктону та змін цієї структури низкою дослідників було запропоновано функціональні групи [159, 160]. Види фітопланктону зі специфічних місць існування з однаковою чутливістю виокремлено в одну функціональну групу. Загалом види прісноводного фітопланктону було розподілено серед 31 функціональної групи [161]. Функціональні групи фітопланктону використовувались для вивчення впливу змін екології водного середовища на фізіологічні, морфологічні та екологічні особливості фітопланктону в різних річках, озерах та водоймах по всьому світу [162–165]. Застосування методів класифікації функціональних груп фітопланктону в водних екосистемах дозволяє сформувати ключові дані, що відображають динаміку угруповань фітопланктону [166–168].

Синьозелені водорості використовують також для контролю якості води [169–171], в геологічній практиці при датуванні віку докембрійських осадових порід [172]. Два види роду *Arthrospira* (*A. platensis* та *A. maxima*) є цінними біотехнологічними об'єктами [173–175]. Вони введені у промислову культуру і їх біомаса використовується для виробництва дієтичних харчових продуктів, вітамінних домішок, фармакологічних препаратів (передусім – радіопротекторів, стимуляторів обміну речовин, гормональних препаратів), харчових барвників тощо [176–181]. Серед *Cyanophyta* є надзвичайно шкідливі види – збудники «цвітіння» води [182–186]. При цвітінні різко погіршується кисневий режим, у воду потрапляють продукти розкладання відмерлих клітин, живі особини виділяють токсичні речовини [169, 183, 187, 188]. Факторами, що сприяють розвитку «цвітіння», є висока температура води (23–32°C), висока концентрація біогенних елементів (азоту, фосфору, калію), відсутність перемішування водних мас [187, 189–193]. За механізмом дії токсини синьозелених водоростей відносять до трьох груп: гепатотоксини [194], нейротоксини [195] та дерматотоксини [196]. Перші два типи розрізняють за клінічною картиною загибелі мишей при внутрішньому введенні досліджуваного токсину в летальних

дозах при стандартних тестах. Гепатотоксини (т.з. фактори швидкої смерті) спричинюють прогресуючий цироз печінки і викликають загибель дослідної тварини протягом 45 хв. – кількох годин [194, 197, 198]. Нейротоксини (фактори дуже швидкої смерті) у гострій дозі спричинюють смерть протягом 2–30 хв. унаслідок порушення дихальної функції [199, 200]. Дерматотоксини викликають гострі дерматити при поверхневому контакті [201]. У *Cyanophyta* виявлено три основні гепатотоксини: мікроцистин [202–205], нодулярин [206, 207] (обидва є низькомолекулярними токсинами пептидної природи) [208] та алкалоїд циліндропермопсин [182, 209–211]. Мікроцистин виробляють *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flosaquae*, *Planktothrix agardhii*. Нодулярин та циліндропермопсин виявлені в кількох видів ностокальних водоростей [208, 212, 213]. З нейротоксинів для людини найбільшу небезпеку становлять алкалоїди групи анатоксинів та сакситоксинів [212, 214, 215]. Серед збудників «цвітіння» води головними продуцентами анатоксинів є планктонні види роду *Anabaena* (в першу чергу – *A.flos-aquae*), та деякі *Phormidium* (зокрема, *Ph. formosum*) [212, 216]. Сакситоксини синьозелених водоростей відомі під назвою токсин молюскового паралічу (*paralytic shellfish*). Цей токсин нешкідливий для холоднокровних, зокрема молюсків, проте здатний накопичуватися у їх тканинах [208, 217].

Види ціанобактерій показують різні оптимуми відносно до таких параметрів середовища, як температура, освітлення або вміст поживних речовин. Ціанобактерії дуже добре адаптовані до умов недостатності поживних речовин та обмеженої доступності підводного світла [218]. Вплив концентрації поживних речовин на розвиток синьозелених водоростей є добре документованим, особливо відносно азоту (N), фосфору (P) і відношення N до P [219–221]. Водоростева клітина у водному середовищі повинна підтримувати баланс між споживанням і втратою води, щоб уникнути руйнівної зміни свого об'єму [222–224]. Різка зміна осмотичного потенціалу середовища призведе до стресу внаслідок плазмолізу [225, 226]. Осморегуляція може бути досягнута, а стрес ослаблений за рахунок регульованого поглинання іонів, синтезу осмотично

активних речовин, відведення води через скоротливі вакуолі або за допомогою врівноваження осмотичного тиску тургорним тиском [227, 228]. Здатність рости в умовах значного засолення середовища за рахунок ефективних осморегуляторних механізмів є свідченням успішної адаптації до стресу [229–231]. Аналіз показав, що градієнт солоності мав значний вплив на склад фітопланктонних угруповань у солончаках. *Bacillariophyceae* і *Dinophyceae* переважали у найменш солоних водоймах, в той час як у солоних водоймах переважали *Chlorophyceae* та *Cyanophyceae* відповідно до рівня галотолерантності, який оцінено для кожного виду за допомогою розрахунку оптимальної солоності й толерантності до градієнту солоності. Йони азоту й фосфору можуть мати вторинний вплив на розподіл фітопланктону та його динаміку [232].

Біологічні ґрунтові кірки (біокірки) – це верхньогрунтові угруповання, які складаються з багатьох груп організмів: бактерій, ціанобактерій, мікроводоростей, мікрогрибів, мохів, лишайників, протистів і безхребетних [233]. Тісно пов'язані з частками ґрунту, ці угруповання забезпечують життєво важливі екологічні функції в ґрунтових екосистемах – вони сприяють кругообігу поживних речовин, підвищують стійкість ґрунту, зменшують випаровування і збільшують вологість ґрунту [234]. У глобальному масштабі біокірки роблять від 40% до 85% внеску в біологічну фіксацію азоту наземними організмами і 15% в глобальну чисту наземну первинну продукцію [235]. Біокірки почасти є піонерними угрупованнями в екосистемах, що деградовані в результаті природної або антропогенної діяльності (наприклад, оселища, які постраждали від пожеж або відступу льодовиків, райони видобутку корисних копалин і т.ін.), де вони індукують формування ґрунту і сприяють відновленню природної рослинності [236–238]. Трофічна структура біокірок визначає кількість і якість поживних речовин, що надходять у ґрунт. Первинні продуценти, переважно ціанобактерії, фіксують атмосферний вуглець і азот, які потім стають доступними для іншої ґрунтової біоти. Ґрунт під кіркою може містити більш ніж на 300% вуглецю і на 200% азоту, порівняно з ґрунтом без біокірки [239, 240].

Збагачення поживними речовинами підкіркових ґрунтів сприяє локалізованому росту гетеротрофних організмів, включаючи бактерії, гриби і нематоди [241–244].

Водні ціанобактерії включають як планктонні, так і бентичні форми [245]. Однак ціанобактерії солонуватих вод (зокрема й естуарії) залишаються недостатньо вивченими, особливо в Європі, незважаючи на низку вагомих досліджень [246–250]. Недостатність інформації про ціанобактерії солонуватих вод особливо відчутна при визначенні потенціалу виробництва нових біоактивних сполук. Крім того, солонуваті води відносяться до найбільш біологічно продуктивних середовищ на Землі і є важливими зонами переходу між різними середовищами [251]. Відомо, що деякі солонуватоводні ціанобактерії сприяють токсичному квітінню води або формуванню токсичних матів, які можуть становити загрозу для здоров'я населення і навколишнього середовища [252].

Посилена зацікавленість проблемою дослідження ціанобактерій пояснюється тим, що ці організми включають низку важливих біоіндикаторів для визначення якості навколишнього середовища [170, 171]. Зазначені організми також є важливими виробниками токсинів [253] та інших вторинних метаболітів, що використовуються для біосинтезу біотехнологічної [254, 255] і фармацевтичної продукції [256]. Ціанобактерії відомі з широкого діапазону водойм – від оліготрофних до евтрофних. Значна увага зосереджена на визначенні ролі ціанобактерій як індикаторів процесу евтрофікації. Особливу увагу приділено еутрофічним і гіпертрофічним озерам, де ціанобактеріальне квітіння спричинено потенційно токсичними, часто інвазивними, видами [257–259]. Великий інтерес до цієї проблеми пов'язаний з негативними ефектами ціанобактеріального квітіння [260, 261]. Ціанобактерії є постійним елементом угруповання фітопланктону в озерах малої трофності, де зазвичай вони мають неістотне значення в структурі угруповання. Але деякі дані показують домінування синьозелених водоростей у оліготрофних [262] або олігомезотрофних озерах [263, 264]. У еутрофних озерах та водосховищах



домінування ціанобактерій у фітопланктоні зазвичай відбувається літом або восени [265]. У сильно евтрофних або гіпертрофних водоймах спостерігається домінування ціанобактерій незалежно від сезону [266–268].

Екологічне різноманіття водоростей визначається за допомогою аналізу морфологічних ознак у комбінації з екологією та географічним поширенням [5, 9, 16, 269–271]. Сукупність видів водоростей на певній території становить її альгофлору. Біорізноманіття водоростей, виражене числом видів (альфа-різноманіття), використовується для аналізу у флористичному аспекті [272]. Систематична структура флори – це одна із її властивостей як географічно окресленого комплексу видів [6, 273]. Таксономічний склад альгофлори – це її індивідуальність, що відбиває умови проживання організмів [6]. Проблеми динаміки й збереження біологічного різноманіття привертають до себе все більшу увагу у зв'язку зі зростаючим антропогенним впливом [274, 275]. Функціональне значення біологічного різноманіття в життєдіяльності біоценозів повністю не з'ясовано [276–279]. Зв'язок біорізноманіття зі стійкістю екосистеми є гіпотезою, яка потребує подальшого обґрунтування як у теоретичному, так і у емпіричному аспектах [280–282]. Антропогенний вплив звичайно розглядають як фактор скорочення біологічного різноманіття [283–285], хоча відомі приклади, що ілюструють протилежну тенденцію [286]. Структура різноманіття включає  $\alpha$ -,  $\beta$ - і  $\gamma$ -різноманіття [287–289]. Альфа-різноманіття пов'язане з площею логарифмічною залежністю [290].

Найбільш адекватний стан екосистеми можна оцінити за складом угруповань організмів [291–295]. Біоіндикаційні методи на основі видового складу угруповань і чисельності водоростей дають інтегральну оцінку результатів усіх природних і антропогенних процесів в екосистемі [296–300]. Ціанобактерії є чутливими індикаторами антропогенного впливу [170]. Ґрунтові водорості роблять важливі для агроекосистем послуги і виконують роль біоіндикаторів якості ґрунту. На структуру ґрунтових угруповань водоростей найбільшою мірою впливають не стільки фізико-хімічні параметри ґрунту, як рівень його використання. Ціанобактерії показали найбільш очевидну реакцію в

різних агроєкосистемах, і тому вони є найбільш придатною групою в якості біоіндикаторів ґрунтового покриву [301].

Система індикаторів солоності вод побудована на основі класифікації Р. Кольбе [302, 303] і вдосконалена Ф. Хустедтом у вигляді системи галобності [304, 305], а модифікована Р. Сімонсенем [306]. Вона широко застосовується для індикації стану водних об'єктів [307, 308], оскільки охоплює широкий інтервал концентрацій, властивий природним водам. Види-індикатори у цій системі розподілені на 4 групи: (1) полігалоби – ті, що живуть у гіперсолоних водах від 40‰ до 300‰, (2) еугалоби – мешканці морських вод із солоністю 20‰–40‰, (3) мезогалоби – живуть як у солонуватих прибережних водах морів і естуаріях, а і в континентальних водах із солоністю від 5‰ до 20‰, (4) олігогалоби – живуть у прісних або злегка солонуватих водах від 0 до 5‰, та включають, своєю чергою, 3 групи: а) галофіти – переважно прісноводні, але розповсюджені також у водах з невисоким рівнем концентрації NaCl, б) індіферентні – типово прісноводні, але іноді зустрічаються в злегка солонуватих водах, в) галофоби – типово прісноводні – уникають навіть невеликих концентрацій NaCl [6]. Ціанобактерії можуть бути використані для рекультивації значно засолених ґрунтів [309].

Фітопланктонні види, зокрема *Cyanobacteria*, мають певні оптимальні та допустимі рівні для деяких параметрів навколишнього середовища, таких як рН, солоність, температура, а також доступність поживних речовин і світла [310, 311]. Що стосується солоності, то галофілі – це організми, які здатні жити в гіперсаліновому середовищі. Види, що живуть в солоній воді, можуть бути або галофільними, в прямому сенсі слова, які вимагають певної концентрації NaCl, або просто галотолерантними [312, 313]. Їх можна вільно класифікувати як слабо, помірно або вкрай галофільні / галотолерантні в залежності від їх вимоги / толерантності до NaCl [312, 314]. За відношенням до рівня солоності середовища серед *Cyanobacteria* поділяють на такі екологічні групи [3, 38, 270]. Галотолерант – вид, який існує у місцеперебуваннях із нормальною (0–30‰) або підвищеною концентрацією солей. Галобіонт – вид, який існує у

місцеперебуваннях із високою (31–60 ‰) або дуже високою (70–330 ‰) концентрацією солей. Галофіли надають перевагу місцезростанням із високою концентрацією солей. Морські види мешкають у прибережній частині пелагіалі морів та океанів. За своїм відношенням до солоності морські види займають перехідне положення між галотолерантами та галобіонтами [3].

Суанпрокарыота розподіляються в природі залежно від кислотності або лужності середовища. рН середовища прямо або опосередковано впливає на метаболізм або стійкість клітин [315]. Види, чутливі до рН середовища, об'єднані в систему класифікації, яка розроблена Ф. Хустедтом [304]. Класифікаційна система включає 11 груп видів–індикаторів рН від алкалібіонтів, що живуть у водах із рН = 8 і більш, до ацидобіонтів, що живуть у кислих водах із рН = 5 і менш. Чисельність угруповань Суанпрокарыота водних екосистем, поряд з впливом рН, вмістом органіки та швидкості води, залежать від вмісту в середовищі кисню [316]. Види, що вимагають певної концентрації кисню у воді, розподілені на 5 екологічних груп – 100%, 75%, 50%, 30%, 10% насичення [317]. Резистентність до впливу приливної зони віднесена до 6 класів і виділено 5 класів місцеперебування від реобіонтів до лімнофілів [318].

Інтенсивність фотосинтезу синьозелених водоростей чутлива до температури середовища [319]. Індикація температурної стійкості проведена по діатомових [320]. Є свідчення того, що флуктуації температурного режиму, які пов'язані з глобальними змінами клімату, сприяють зростанню домінування ціанобактерій в угрупованнях водоростей [319]. Але прямий температурний ефект на ціанобактерії має менше значення, ніж непрямий вплив температури та взаємодія температури з наявністю поживних речовин [321]. Стимулювальний вплив підвищеної температури на ціанобактерії зростає за наявності поживних речовин [170, 193]. Для оцінки ступеня органічного забруднення водойм і водотоків широко застосовується метод Пантле-Бука [322] у модифікації Сладечека [323].

За відношенням до преференціальних середовищ існування Суанпрокарыота можуть бути розподілені на аеробіонтів, гідробіонтів, амфібіонтів, терабіонтів.

Тератобіонти або терестріальні форми розподіляються у свою чергу на едафобіонтів, аерофітів та субаерофітів [3]. Субаерофіти включають водні та позаводні форми ціанопрокаріот, які характеризуються високою екологічною валентністю. *Cyanophyceae* формують перехідні екологічні групи за преференціальним типом середовища існування, а саме: аерофіти, аквальні, аквально-субаерофітні, аквально-терестріальні, еврибіонти, субаерофіти, терестріальні форми, терестріально-субаерофітні форми. Амфібіонтні форми включають у себе аквально-субаерофітні, субаерофітні та терестріально-субаерофітні форми. Такі види здатні існувати як у водному, так і в наземному середовищі. Аквальні форми трапляються винятково в умовах водного середовища. Терестріальні форми населяють ґрунт та аерофітон, і пристосовані до існування в умовах дефіциту вологи [3]. Структура угруповань і показники біорізноманіття рослинності виявляються взаємозалежними [324]. Чим вище  $\alpha$ -різноманіття угруповання, тим складніша його структура. Індекс різноманіття Шеннона чутливо вказує на стан угруповання *Cyanoprokaryota* та його відгук на впливи екологічних факторів [325]. Збільшення домінування зі зростанням біомаси фітоплектону, що чітко позначається на індексі Шеннона, обумовлене збільшенням частки *Cyanoprokaryota* в угрупованні [326].

Аналітичний огляд сучасної наукової літератури дозволив нам обґрунтувати коло проблем, які ми маємо на меті розкрити у своєму дисертаційному дослідженні. На нашу думку, основою для виявлення екологічних особливостей синьозелених водоростей Приазовського національного природного парку є встановлення характеристик таксономічного різноманіття флори *Cyanoprokaryota*. Важливою науковою проблемою є дослідження динаміки екологічного різноманіття угруповань *Cyanoprokaryota*. Ми припускаємо, що характерні типи екосистем дослідженої території мають біогеографічну специфіку альгофлори *Cyanoprokaryota*. Свого подальшого дослідження потребують макроскопічні розростання, які представлені альгоугрупованнями в аспекті їх флористичних особливостей та екологічних закономірностей поширення. Важливою науковою проблемою є з'ясування ролі

чинників, що визначають структуру угруповань. Цю проблему ми розв'язуємо на прикладі погодженої динаміки видів, які складають угруповання *Cyanoprokaryota*. У межах екосистем Приазовського національного природного парку фактор солоності екотопу є одним із провідних, тому оцінка патернів відгуку видів *Cyanoprokaryota* на дію фактора солоності екотопу має важливе теоретичне та практичне значення. Моделювання відгуків видів та дію екологічних факторів надасть можливість одержати оцінки діапазональних індикаційних значень для видів *Cyanoprokaryota* з метою фітоіндикації рівня солоності екотопу.

## РОЗДІЛ 2.

### МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

#### 2.1. Характеристика експериментальних полігонів

Дослідження проводились у межах Приазовського національного природного парку. Приазовський національний природний парк розташований на території Запорізької області в межах Якимівського, Мелітопольського, Приазовського, Бердянського районів, м. Бердянськ. Територія Приазовського національного природного парку простягається з південного заходу на північний схід уздовж приморської смуги Азовського моря від крайнього західного адміністративного кордону з Херсонською областю до крайнього східного кордону з Донецькою областю вздовж усього узбережжя адміністративної території області, за винятком приморської смуги в межах території Приморського адміністративного району [327]. З півночі на південь територія парку найбільш витягнута у західній частині парку уздовж Молочного та Утлюцького лиманів. Парк розташований між  $46^{\circ}12'49.65''$  та  $46^{\circ}44'04.80''$  пн.ш і  $35^{\circ}06'57.88''$  та  $37^{\circ}04'33.70''$  сх.д. Центральна частина парку розташована приблизно на кордоні між Приазовським і Приморським адміністративними районами і має географічні координати  $46^{\circ}38'47.98''$  пн.ш і  $35^{\circ}54'37.04''$  сх.д. [327]. Територія парку знаходиться у приморській смузі Азовського моря та включає аквальні (прибережна літоральна частина Азовського моря, лимани, затоки, русла та заплави малих річок, їх гирла, невеликі штучні водойми) і наземні (приморські коси, узбережжя, значні за площею суходільні ділянки у заплавах річок, плакорні наземні ділянки, ділянки з первинною степовою рослинністю, незначні угруповання чагарників та деревинних насаджень) ландшафтно-біотопічні комплекси [328].

На території Приазовського парку було визначено 9 експериментальних полігонів (рис. 2.1), які охоплювали степові ділянки або схили, солончаки,

берегові піщані ґрунти (бари) та водойми (річки, озера, лимани, морські затоки, лагуни). До таких наукових полігонів належать: 1 – Тащенакський под, 2 – річка Малий Утлюг, 3 – Верхів'я Утлюцького лиману, 4 – Лиман Сивашик, 5 – Федотова коса, 6 – Степанівська коса, 7 – урочище Тубальський лиман, 8 – гирло річки Корсак, 9 – заплава р. Берда.



Рис. 2.1. Карта-схема розташування наукових полігонів району дослідження: 1 – Тащенакський под, 2 – річка Малий Утлюг, 3 – Верхів'я Утлюцького лиману, 4 – Лиман Сивашик, 5 – Федотова коса, 6 – Степанівська коса, 7 – урочище Тубальський лиман, 8 – гирло річки Корсак, 9 – заплава р. Берда.

Майже всі наукові полігони знаходяться на територіях об'єктів природо-заповідного фонду місцевого або загальнодержавного значення (заказники, пам'ятки природи). Нижче наводимо коротку характеристику експериментальних полігонів.

**Полігон №1 Тащенакський под** ( $46^{\circ}39'29.19''$ пн.ш.  $35^{\circ}16'14.08''$ сх.д.) Є орнітологічним заказником місцевого значення. Площа 370,4 га. Являє собою знижену рівнинну ділянку гирлової частини пересихаючої річки Тащенак, яка впадає у Молочний лиман. Тащенакський под є важливим місцем гніздування та відпочинку птахів водно-болотного комплексу. На полігоні були відібрані проби на степових схилах, солончаках, піщаних намивних ґрунтах вздовж Молочного

лиману, та вод лиману з солоністю 25-39 ‰. Довжина профілю відбору проб складає 400 м.

**Полігон №2 – Річка Малий Утлюг** (46°33'7.32" пн.ш. 35°12'42.58" сх..д.) є малою степовою річкою, яка впадає в Утлюцький лиман. Полігон знаходиться в межах Приазовського парку поблизу с. Шелюги. Ширина річки в місцях відбору проб складає 30-35 м., глибина – до 2 м. Береги річки порослі очеретом південним. Профіль охоплює лише відбір проби води.

**Полігон №3 – Верхів'я Утлюцького лиману** (46°30'41.17" пн.ш. 35°11'9.75" сх..д.). Є комплексною пам'яткою природи загальнодержавного значення, площею 280 га. Полігон дослідження розташований у гирлі річки Малий Утлюг і займає правий її берег. До складу полігону входять Степовий схил, солончак та солоноватоводна водойма. Довжина профілю відбору проб складає 350 м.

**Полігон №4 – Лиман Сивашик** (46°24'28.51" пн.ш. 35° 6'9.79" сх..д.). Є ландшафтним заказником загальнодержавного значення площею 2800 га. Представляє собою солоновато-водну водойму, яка має сполучення з Азовським морем, і прибережну смугу (степові схили, які переходять у засолені луки та солончаки). У літній період верхів'я лиману пересихає і дно вкривається самосадною сіллю. Солоність води в лимані коливається в 17 до 28 ‰. У пересихаючих лагунах лиману – до 120‰. Полігон розташований на правому березі лиману в 3 км на північ від с. Нове. Профіль відбору проб складає 360 м і включає степові схили, солончаки, воду лиману.

**Полігон №5 - Федотова коса** (46°17'14.26" пн.ш. 35°17'38.54" сх..д.). Є ландшафтним заказником загальнодержавного значення, площею 1910 га. Однак не вся коса є заказником, а лише частина від с. Степок до меж Приазовського парку. Коса представлена піщано-черепашковими відкладами акумулятивного походження і витягнута до острова Бірючий майже на 30 км, ширина коси коливається в межах від 360 до 800 м. Науковий полігон розташований неподалік від с.Степок. Довжина профілю відбору проб складає 540 м, від Утлюцького лиману до піщаних наливних барів Азовського моря. Профіль охоплює води



Утлюцького лиману із солоністю 8 - 11‰, степову рослинність урочища Степок і піщані ґрунти.

**Полігон №6 – Степанівська коса** (46°27'6.58" пн.ш. 35°28'33.40" сх.д.). Є ландшафтним заказником місцевого значення, площею 200 га. Коса відокремлює Молочний лиман від Азовського моря. Науковий полігон охоплює води Молочного лиману (25-40 ‰), солончаки узбережжя Молочного лиману та піщані ґрунти намивного бару вздовж Азовського моря. Довжина профілю відбору проб складає 340 м.

**Полігон №7 – Урочище Тубальський лиман** (46°35'28.85" пн. ш. 35°42'56.69" сх. д.). Представляє собою знижену рівнинну частину гирла пересихаючої річки Домузла, яка впадає в Азовське море. Науковий полігон розташований біля правого схилу урочища в районі тимчасових солоних водойм. Тимчасові водойми відокремлені від Азовського моря піщаним берегом 200-250 м завширшки. Профіль відбору проб складає 350 м і включає степові схили, солончаки, піщані намивні бари Азовського моря й солоні водойми із мінералізацією 34 ‰.

**Полігон №8 – Гирло річки Корсак** (46°38'38.71" пн. ш. 35°51'28.30" сх. д.). Представляє собою рівнинну частину території заплави річки Корсак. Заплава періодично підтоплюється водами Азовського моря. На прилеглих територіях утворюються тимчасові мілководні водойми з пересоленою водою. Рівень мінералізації в цих водоймах коливається в межах 14-40‰. Прилеглі території представлені солончаковою рослинністю. Профіль відбору проб складає 352 м від правого схилу урочища до Азовського моря і включає степовий схил, солончак, солоні тимчасові озера та піщаний бар вздовж моря.

**Полігон №9 – Заплава річки Берда** (46°47'49.07" пн. ш. 36°52'24.31" сх. д.). Є ландшафтним заказником загальнодержавного значення площею 1416,90 га. Заказник лише частково увійшов до території ПНПП. Представляє собою рівнинну територію з заростями очерету та лучно-галофільної рослинності. Науковий полігон охоплює степові схили, засолені луки, солончаки та

мінералізовані тимчасові водойми із солоністю 12-15‰. Профіль відбору проб складає 660 м.

## 2.2. Біотопічне різноманіття експериментальних полігонів

Біотоп є основною екологічною одиницею класифікації ділянок земної поверхні за ступенем їх подібності. Ми дотримуємося загальноприйнятого, традиційного вживання терміна біотоп, а саме: ділянка поверхні землі з більш-менш однотипними умовами існування (грунтом, мікрокліматом тощо). Всі зазначені нами наукові полігони знаходяться в майже однотипних кліматичних, умовах, тому генезис степів, солончаків, піщаних наливних барів, водойм є типовим для всієї території Приазовського парку. Наразі ми надаємо узагальнювальну характеристику досліджених біотопів для всіх полігонів. На всіх вищезазначених полігонах було досліджено 7 степових схилів, 7 солончаків, 6 піщаних наливних барів, 9 водойм (табл. 2.1).

Таблиця 2.1.

Біотопічне різноманіття екологічних полігонів

№	Полігон	Основні типи біотопів			
		Степовий схил	Солончак	Піщаний наливний ґрунт	Водойма
1.	Тащенакський под	+	+	+	+
2.	р. Малий Утлюг	–	–	–	+
3.	Верхів'я Утлюцького лиману	+	+	–	+
4.	Лиман Сивашик	+	+	–	+
5.	Федотова коса	+	–	+	+
6.	Степанівська коса	–	+	+	+
7.	Урочище Тубальський лиман	+	+	+	+
8.	Гирло р. Корсак	+	+	+	+
9.	Заплава р. Берда	+	+	+	+
Усього		7	7	6	9

Нижче наводимо характеристику досліджених біотопів.

**Степові схили.** Розташовані по берегах лиманів, деяких водойм, заплавах річок, уздовж Азовського моря. Довжина схилів коливається від 9 до 150 м, крутосхил знаходиться в межах 15 °–50°. Тип ґрунту – чорноземи звичайні малогумусні на лесових породах. Степові схили представлені типчаково-ковиловою рослинністю. Степова рослинність займає близько 3400-3500 га. Найбільші за площею ділянки справжніх (порядки *Festucetalia valesiaca* та *Festuco-Limonietalia*) та олуговілих степів (порядок *Agropyretalia repentis*) у межах Приазовського НПП розташовані на ділянках плакору, що прилягають до приморських кліфів. Їх ценотичне різноманіття представлене 12 асоціаціями, що належать до класів *Festuco-Brometea*, *Festuco-Limonietea* та *Agropyreteea repentis* [329, 330]. Найкраще представленими на території парку є угруповання з домінуванням житняку гребінчастого (*Agropyron pectinatum*), костриці валіської (*Festuca valesiaca*), грудниці волохатої (*Galatella villosa*), що притаманні виположеним схилам. Субдомінантами є ковила Лессінга (*Stipa lessingiana*), к. українська (*S. ucrainica*), к. волосиста (*S. capillata*), тонконіг бульбистий (*Poa bulbosa*), пижмо тисячолісте (*Tanacetum millefolium*), пирій звичайний (*Elytrigia repens*), полин австрійський (*Artemisia austriaca*), а на лимані Сивашик ще й п. кримський (*A. taurica*) [329, 330]. На Федотовій, Степанівській і Бердянській косах трапляються піщані степи (порядок *Festucetalia vaginatae*). Найпоширенішими домінантами тут є костриця Беккера (*Festuca beckeri*), осока колхідська (*Carex colchica*), ефедрa дволоскова (*Ephedra distachya*). Вони приурочені до найвищих ділянок кіс [331].

**Солончаки** – розташовані по берегах солоних озер, тимчасових водойм, лиманів, заток, і займають площі близько 600-800 га. Тип ґрунту – темно-каштанові солонцюваті й солончакуваті. Концентрація солей у ґрунті коливається від 20 – 80 ‰, а за таких умов вища рослинність розріджена або взагалі відсутня. Солончаки території парку відносяться до гігроморфного типу походження. Основним фактором утворення солончаків є періодично затоплю-

вані території рівнинних берегів водами солоних озер, лиманів, моря. В літні періоди поверхня солончаків має тріщинуватий вигляд. Рослинний покрив представлений галофільною рослинністю. На сукулентно-трав'янистих солончаках домінує солонець простертий (*Salicornia prostrata*), інколи із співдомінуванням соднику солончакового (*Suaeda salsa*), солончакової айстри паннонської (*Tripolium pannonicum*), тризубця морського (*Triglochin maritima*), сарсазану шишкуватого (*Halocnemum strobilaceum*), петросимонії розлогої (*Petrosimonia brachiata*), п. тритичинкової (*P. triandra*), покісниці Фоміна (*Puccinellia fominii*), хрінниці широколистої (*Lepidium latifolium*). На сухіших солончаках переважає содник простертий (*Suaeda prostrata*), часто із співдомінуванням солонця простертого (*Salicornia prostrata*), кураю содового (*Salsola soda*), полину сантонінського (*Artemisia santonica*), солончакової айстри паннонської (*Tripolium pannonicum*), франкенії шорсткої (*Frankenia hirsuta*). Обидва типи солончаків поширені як на косах, так і по узбережжю лиманів і в гирлових частинах річок [332].

**Піщані наливні ґрунти (літоральний вал) кіс, берегів лиманів і озер** – представляють собою багаторічні акумулятивні утворення вздовж водойм. Під дією хвиль утворюються піщані гряди (літоральні вали), порослі літоральною рослинністю, що згодом задерновуються. Такі гряди спостерігаємо на косах та берегах лиманів у подових ділянках. Ширина гряд коливається в межах від 3 м (узбережжя Молочного лиману) до 12 м (Степанівська коса), і висотою до 1,5 м (від урізу води). Ґрунти – дернові глинисто-піщані та супіщані на піщаному алювії. Площа в межах парку складає близько 700 га.

Рослинність поділяється на ценози смуги пляжу (*Sakiletea maritimae*) та угруповання літорального валу (*Ammophiletea*). В ценозах класу *Sakiletea maritimae*, які внаслідок змінно-нагінних явищ є достатньо агрегативними, домінують морська гірчиця чорноморська (*Sakile euxina*) й аргузія сибірська (*Argusia sabirica*), типовими видами є молочай щибриковидний (*Euphorbia peplis*), курай понтійський (*Salsola pontica*), молокан татарський (*Lactuca tatarica*), катран понтійський (*Crambe pontica*). В ценозах класу *Ammophiletea*

домінує колосняк чорноморський (*Leymus sabulosus*), рідше – миколайчики приморські (*Eryngium maritimum*). Субдомінантами є катран понтійський (*Crambe pontica*), аргузія сибірська (*Argusia sibirica*), молочай Сегієрів (*Euphorbia seguieriana*). Ця рослинність характеризується розрідженим травостоєм і перебувають під впливом дефляційних процесів [330].

**Водойми** – займають найбільшу площу території парку. До них відносяться Азовське море, Молочний і Утлюцький лимани, Лиман Сивашик, річка Великий Утлюг, озера, тимчасові водойми в заплавах річок Корсак і Берда, і тимчасові водойми урочища Тубальський лиман. Майже всі водойми, крім р. Малий Утлюг, є солоними і пересоленими з мінералізацією до 47 ‰. Глибини в місцях відбору проб сягали до 1 м. У прибережних мілководних ділянках формується прибережно-водна рослинність (клас *Phragmiti-Magnocaricetea*). Угруповання цього класу на території парку поширені по мілких прибережних ділянках з мулисто-піщаними, рідше піщано-черепашковими ґрунтами. По узбережжю лиманів очеретяні зарості трапляються вузькими (стрічкоподібними) смугами вздовж берега або сконцентровані біля місць впадіння в лимани річок. Іноді у якості співдомінантів на слабкозасолених ґрунтах є бульбокомиш морський (*Bolboschoenus maritimus*), цинанхум гострий (*Cynanchum acutum*), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*) плетуха звичайна (*Calystegia sepia*), паслін гірко-солодкий (*Solanum dulcamara*). На мілководних ділянках зростає угруповання зостери (камки) морської (*Zostera marina*). Як співдомінанти трапляються зостера мала (*Zostera noltii*) та цанікелія стеблиста (*Zannichellia pedunculata*), рдесник гребінчастий (*Potamogeton pectinatum*). Крім того, у цих ценозах спорадично зустрічаються водорості (*Enteromorpha sp.*, *Ceramium rubrum*) [330].

### 2.3. Методи відбору та обробки ґрунтових альгологічних проб

Матеріалом для вивчення синьозелених водоростей слугували 124 альгологічні індивідуальні та об'єднані водні й ґрунтові проби. Індивідуальні проби відбирались з метою визначення макроскопічних розростань на поверхні ґрунту або у водному середовищі. Відбір проб проводили на 9 визначених наукових полігонах території у весняно-зимовий період під час експедиційних маршрутних досліджень протягом 2013–2019 років. Координати кожного полігону визначали за допомогою GPS-навігатора (Garmin GPS 12 MAP). На полігонах проби відбирались у кількох послідовностях на кожному біотопі (степовий схил, солончак, піщаний літоральний вал, водойма). Тип ґрунтів визначали за літературними джерелами [333].

Збір матеріалу проводили за загальноприйнятою в ґрунтовій альгології методикою із дотриманням правил стерильності [8, 9]. Ґрунт відбирався у паперові конверти, що були попередньо прожарені в сушильній шафі при температурі 130-150° протягом 1 години. Відбір ґрунту проводиться шпателем, який стерилізували безпосередньо в місцях відбору: інструмент протирався спиртом і далі багаторазово встромлявся в досліджуваний ґрунт. Відібрані проби обробляли в свіжому стані протягом 1-2 діб з моменту відбору та висушували у темному місці до повітряно-сухого стану й зберігали для подальшого опрацювання протягом кількох місяців.

Для відбору проб із метою кількісного аналізу використовувався металевий профіль із поперечним перерізом прямокутної форми та внутрішньою площею 25 см<sup>2</sup>. Індивідуальні проби відбирали при наявності на ґрунті або у воді локальних макроскопічних розростань водоростей (шкуринок, плівок, кірок, «цвітіння») з метою встановити або дослідити види, що утворюють ці розростання. Індивідуальна проба охоплює невелику глибину (переважно лише 1-2 мм), з невеликою площею (до 10 см<sup>2</sup>). Індивідуальні проби дали змогу виявити домінантні види, які утворюють макроскопічні розростання. Об'єднані ґрунтові проби відбирали у межах одного біотопу та фітоценозу, мікрорельєфу

пробної ділянки, розмір якої від 5–30 м<sup>2</sup> до 100–200 м<sup>2</sup>. Об'єднана проба складалася з 5-50 індивідуальних проб, відібраних стохастично на глибину ґрунту до 2 см пробної ділянки. Площа кожної індивідуальної проби складала від 1 до 25 см<sup>2</sup>. Нумерацію проб проводили згідно з хронологією їх відбору. Усі відібрані проби ґрунту зберігаються на кафедрі ботаніки і садово-паркового господарства Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького.

#### **2.4. Матеріал і методи відбору і вивчення водно-альгологічних проб**

Водні проби відбирались у тимчасових водоймах, солоних озерах, лиманах, річках. Переважно відбір проб здійснювався на мілководді до 1 м глибини, оскільки перераховані водойми не мали значних глибин. Тому відбір проб здійснювався гідробіологічними методами відбору проб фітопланктону та фітобентосу. Також при інтенсивному розвитку водоростей на поверхні водойми та бентосі були відібрані індивідуальні проби. Фітопланктон відбирався методом фільтрування води через планктонну сітку. Через планктонну сітку пропускали 50-100 літрів води з поверхневого шару 15 см, після чого водна проба відбиралась у скляні стерильні ємкості з маркуванням. При зборі планктону з поверхневих шарів води, планктонну сітку опускали у воду так, щоб верхній отвір мережі перебував на відстані 5-10 см. над її поверхнею. Відбір проб фітобентосу проводили за допомогою сифону – гумового шланга зі скляними трубками на кінцях, в які засмоктують верхній мул. При наявності макроскопічних розростань водоростей на дні водойми відбір проб здійснювався механічними засобами (скребками, шпателем).

## 2.5. Методи обробки проб і вивчення синьозелених водоростей

Камеральну обробку матеріалу проводили прямим мікроскопіюванням індивідуальних проб та за допомогою культуральних методів, що дозволяють достатньо повно виявити видовий склад Cyanoprokaryota. Кожну пробу вивчали в трьох типах культур:

а) в ґрунтових культурах зі скельцями обростання [8]. Добре перемішаний ґрунт із однієї ґрунтової проби вміщували в чашку Петрі, потім ґрунт зволожується дистильованою водою до 60-80% від повної вологості, і на її поверхню після 2–3 діб вкладаються 3–5 покривних скельць, що обережно притискаються до ґрунту до утворення так званих вологих комірок – повітряних порожнин, і виставляються на люміностант. Через 2–3 тижні продивлялись кожне скельце з кожної проби;

б) в агарових (1,5%) культурах на поживних середовищах Болда з нормальною та потроєною кількістю азоту (1N BBM та 3 N BBM відповідно) [10]. Невелику кількість ґрунту зі свіжо- відібраної проби або ґрунтової культури висівали на 1,5-2% агаризоване поживне середовище. Чашки Петрі з висівним дрібноземом на агарове поживне середовище ставились на люмінесцентні освітлювачі. Через деякий час (звичайно – два-чотири тижні) на агарі розвивались колонії різних водоростей. За допомогою стереоскопічного мікроскопа «МБС-1» робились препарати і досліджувались як окремі колонії водоростей, так і різні розростання на поверхні агару.

в) в ґрунтово-водних культурах одну пробу ділили на дві частини. Одну з них заливали трьома частинами води і ставили на вікна північної експозиції. Перегляд починали з моменту появи каламуті, зелених нальотів по урізу води або «цвітіння» суспензії. Ґрунтово-водні культури використовували для виявлення гідрофільних видів [10].

Культури вирощували на освітлювачі з люмінесцентними лампами ЛБ-40, з дванадцятигодинним чергуванням світлової та темної фаз (рис. 2.2). Водні проби спочатку проби обробляли в живому стані, потім фіксували 4% розчином



формальдегіду. Фіксований матеріал використовували для визначення видового складу водоростей та оцінки відносної чисельності конкретних видів.

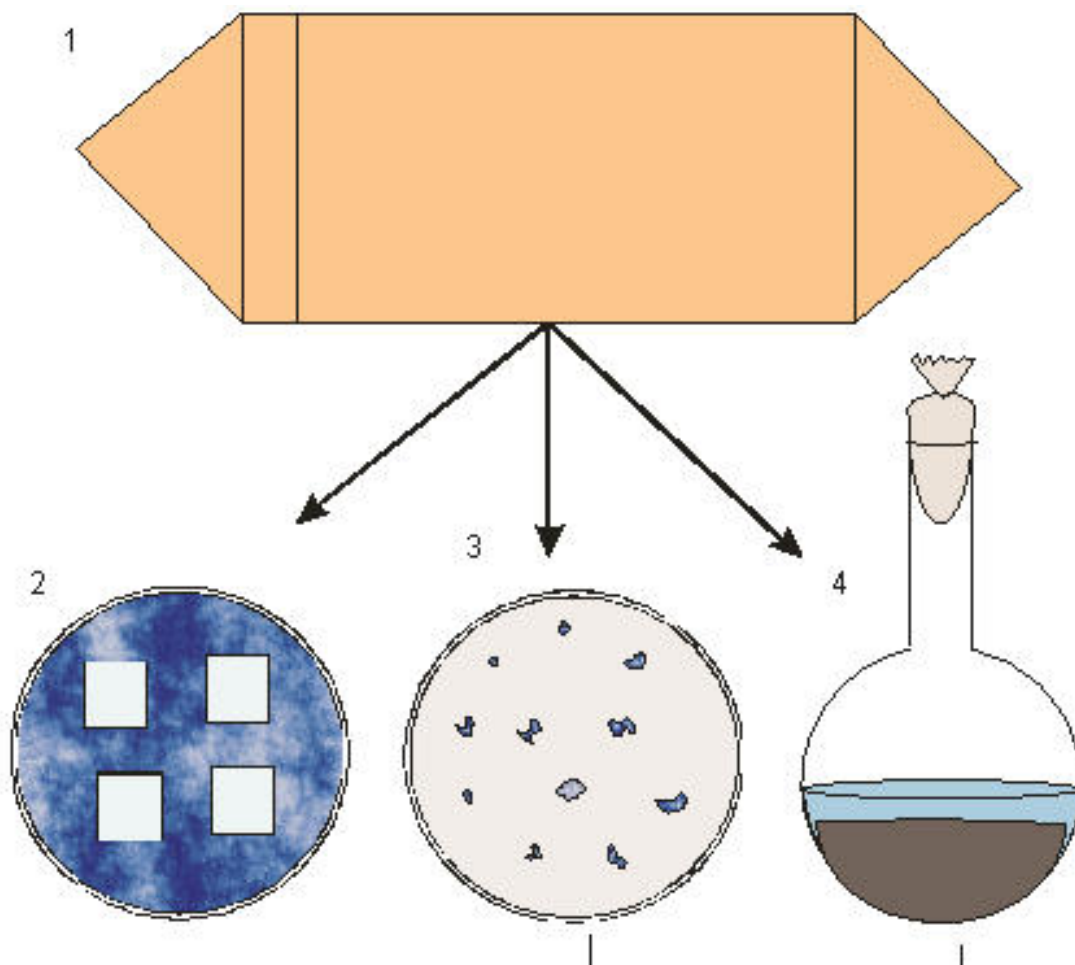


Рис. 2.2. Схема постановки культур: 1-пакет з об'єднаною ґрунтовою пробою; 2- ґрунтова культура зі скельцями обростання; 3-агарова культура; 4- ґрунтова-водна культура.

Дослідження й визначення водоростей проводили методами світлової мікроскопії за допомогою стереоскопічного мікроскопу MICROmed XS-5520, з використанням об'єктивів із збільшенням  $10\times$ ,  $20\times$ ,  $40\times$ ,  $100\times$  і окулярів  $10\times$  та  $15\times$ . Для фотофіксації визначених видів водоростей використовували фото-насадку DCM 500. За допомогою стереоскопічного мікроскопа «МБС-1» описували морфологію колоній водоростей на агаризованих середовищах.

Результати визначення задокументовані оригінальними мікрофотографіями, на яких представлені всі ознаки, за якими проведено ідентифікацію виду. Матеріали визначень зберігаються у вигляді протоколів обробки конкретних проб та культур, вони неодноразово обговорювалися та перевірялися іншими альгологами. Флористичний аналіз проводився за методами, прийнятими для вищих рослин. Провідні родини та роди виділяли, вираховуючи середню кількість видів у родині чи роді відповідно: ті родини та роди, що мали кількість видів вище середнього показника, вважали провідними.

Ідентифікацію проводили на основі дослідження культур водоростей. Ідентифікацію водоростей проводили за вітчизняними та зарубіжними визначниками [1, 14, 15, 38]. Для уточнення діагностичних ознак виявлених видів водоростей також використовували наукові публікації [3, 17]. Назви таксонів наведені у виявлених відповідностях до системи *Cyanoprokaryota* Komárek J., Kaštovský J., Mareš J., Johansen J.R. [334]. Зроблено колекцію мікрофотографій водоростей із водних, ґрунтових, агарових та ґрунтово-водних культур.

## 2.6. Методи екологічного аналізу

Екотопічний аналіз виявлених видів проводили на основі відомостей, наведених у монографії О. М. Виноградової [3], а також за допомогою літературних джерел, присвячених водоростям України та інших країн [10, 11].

Застосування симетричної гаусової функції відгуку в градієнтному аналізі не є універсальним підходом з проводу того, що регулярного відхилення реальних даних від симетричного відгуку [335–337]. Ієрархічні моделі Хуїзмана, Ольфа та Фреско – НОФ [338] поряд із моделлю симетричної відповіді також включають моделі асиметричного відгуку. Крім п'ятьох НОФ-моделей, до їх переліку було включено дві бімодальні (симетрична та асиметрична) форми відгуку для того, щоб охопити види, у яких обмежені максимальні значення

внаслідок конкуренції [299, 339]. Моделі Хуїзмана, Ольфа та Фреско, розширені Янсенем та Оксаненом (HOFJO), ранжовані у порядку зростаючої складності біологічної інформації, яку вони містять [299, 339, 340]. Модель I: віддзеркалює відсутність суттєвого тренду у просторі або в часі:

$$y = M \frac{1}{1 + e^a}.$$

Модель II: характеризує тренд збільшення або зменшення, де максимум дорівнює верхній межі M:

$$y = M \frac{1}{1 + e^{a+bx}}.$$

Модель III: тренд збільшення або зменшення, де максимум знаходиться нижче верхньої границі M:

$$y = M \frac{1}{1 + e^{a+bx}} \frac{1}{1 + e^c}.$$

Модель IV: збільшення або зменшення відбуваються з однаковою швидкістю – симетрична крива відгуку:

$$y = M \frac{1}{1 + e^{a+bx}} \frac{1}{1 + e^{c-bx}}.$$

Модель V: збільшення та зменшення відбуваються з різною швидкістю – асиметрична крива відгуку:

$$y = M \frac{1}{1 + e^{a+bx}} \frac{1}{1 + e^{c+dx}}.$$

Модель VI: бімодальний симетричний відгук:

$$y = M \frac{1}{1 + e^{a+bx}} \frac{1}{1 + e^{c+b(x-d)}} + \frac{1}{1 + e^{a+b(x-d)}} \frac{1}{1 + e^{c-b(x-d)}}.$$

Модель VII: бімодальний асиметричний відгук:

$$y = M \frac{1}{1 + e^{a+bx}} \frac{1}{1 + e^{c+b(x-d)}} + L \frac{1}{1 + e^{a+b(x-d)}} \frac{1}{1 + e^{c-b(x-d)}},$$

де  $y$  та  $x$  – зміна відгуку та пояснювальна змінна відповідно,  $a$ ,  $b$ ,  $c$  та  $d$  – параметри, які треба оцінити ( $b$  та  $d$  мають обернені знаки) та  $M$  – константа, що дорівнює максимальному значенню, яке вид може сягнути (для відносної

частоти  $M = 1$ , для відсотків  $M = 100$ ),  $L$  – константа, що дорівнює максимальному значенню мінорного екстремуму.

Параметри моделей Хуїзмана, Ольфа та Фреско було оцінено в статистичній програмі R (v. 3.3.1) (R Developmental Core Team, 2019) з застосуванням пакету “eNOF” (version 3.2.2) [299, 339]. Для покращення результатів моделювання, навіть для малих наборів даних, стабільність вибору моделей була повторно перевірена за допомогою бутстрепінгу (100 повторностей, відповідно до установок пакету за замовченням). Для того, щоб переконатися у робастності моделей, було застосовано інформаційний критерій Акаїке з урахуванням корекції для малих вибірок ( $AIC_c$ ) [341]. У випадку, коли дві процедури давали різні оцінки найкращої моделі, надавали перевагу оцінці за результатами бутстрепінгу [339]. Оптимальне значення та межі відносної толерантності виду, або Центральні границі, було обраховано, як це декларується в пакеті eNOF [299]. Центральні границі є особливими фракціями максимуму кривої ( $\max * e^{-0.5}$ ) та розраховуються окремо для лівої (LowCB) та для правої (UppCB) сторін від оптимуму [342]. Зовнішні границі (OuterBorder\_low та OuterBorder\_high) були прийняті як значення індикаційного діапазону виду в градієнті умов солоності екотопу.

Множинні ординаційні техніки було застосовано для аналізу просторово-часового варіювання у видовому складі комплексу Cyanoprokaryota. Матриця даних підлягала аналізу відповідностей (*correspondence analysis* – CA), пояснювальному аналізу відповідностей (*constrained correspondence analysis* – CCA) та пояснювальному аналізу надлишковості (*constrained redundancy analysis* – RDA) для того, щоб виокремити найголовніші патерни варіації [343]. Фактори середовища синекологічні показники були підігнані до осей CA-ординації за допомогою функції *enfit* бібліотеки *vegan* [344]. Детрендовий аналіз відповідностей (DCA) був використаний для того, щоб розрізнити, чи є відгук видів переважно мотононим або переважно унімодальним. Для того, щоб це зробити, оцінили довжину першого найголовнішого градієнту варіювання угруповання [345]. Якщо довжина градієнту переважає більш ніж 2 стандартних

відхилення, тоді в такому разі слід обрати пояснювальний аналіз відповідностей (ССА) у якості ординаційної процедури. У протилежному випадку пояснювальний аналіз надлишковості (RDA) є більш придатним. Ваги видів, згенеровані в результаті СА або ССА, указують на центр розподілу виду за умов унімодальної моделі. Відтак, видові ваги представляють позицію оптимуму ніші вздовж виокремленої осі [346]. Стандартне відхилення ваг видів кількісно характеризує ширину ніші. Якщо ординаційна вісь корелює з градієнтом середовища, у такому випадку ваги та пов'язане з ними стандартне відхилення можна застосувати для характеристики властивостей ніші для кожного виду у відношенні до цього градієнту [347].

Для статистичних аналізів ми застосовували відповідні процедури для Statistica (Version 12.0, StatSoft Inc., <http://www.statsoft.com>) або R (version 3.5.2; R Core Team, 2018).

## РОЗДІЛ 3.

**ЕКОЛОГО-ФЛОРИСТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА  
СЬАНОПРОКАРЬОТА ПРИАЗОВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО  
ПРИРОДНОГО ПАРКУ**

Синьозелені водорості, або ціанобактерії, є єдиним відділом прокаріотичних організмів, що здатні до оксигенного фотосинтезу [348, 349]. Відділ нараховує біля 2,698 видів. Прогнозна оцінка вказує на те, що ця група може містити 6,280 видів [350]. Синьозелені водорості бувають одно- та багатоклітинні, причому нині існуючі одноклітинні форми переважно походять від багатоклітинних предків. Повернення до одноклітинності в синьозелених водоростей відбувалось не менше п'ятьох разів за час еволюційного розвитку, а багатоклітинність виникла біля 2,45–2,22 млн років тому [351]. Вони є переважно мікроскопічними, і лише деякі колоніальні види сягають значних розмірів (наприклад, *Nostoc commune* або види *Gloeotrichia*) [205, 352, 353]. Синьозелені водорості є однією з найдавніших груп на планеті [354]. Вважають, що *Cyanophyta* виникли біля 3.5–3.8 млрд. років тому (для порівняння – вік Землі за даними аналізу метеоритного свинцю складає 4.6 млрд. років, перші еукаріоти з'явилися біля 1.5 млрд. років тому). Найдавніші викопні рештки синьозелених водоростей (т.з. строматоліти) датуються віком біля 3.5 млрд. років [123]. Молекулярна філогенія ціанобактерій комплементарна відомостям, одержаним при вивченні викопних решток, та свідчить про давність групи, про роль ціанобактерій в еволюції планетарної первинної продукції, а також про походження від ціанобактерій пластид водоростей та рослин [355–357]. З моменту виникнення та протягом майже 2 млрд. років *Cyanophyta* панували на Земній кулі. Завдяки здатності синьозелених водоростей до оксигенного фотосинтезу на планеті виникла киснева атмосфера [123, 358]. Синьозелені водорості забарвлені переважно у блакитно-зелений колір, в екстремальних умовах найчастіше мають забарвлення з різними відтінками червоного кольору [359]. Відомо також кілька представників, у яких клітини зелені. До недавнього

часу вважалося, що склад пігментів у *Cyanophyta* досить одноманітний: зеленого відтінку клітинам надає хлорофіл «а» [360, 361]. Червоний або блакитний колір обумовлені наявністю значної кількості фікобілінових пігментів – фікоціаніну [362, 363], аллофікоціаніну (сині пігменти) [364–366] та фікоеритрину (червоний пігмент) [192, 367, 368]. Каротиноїди представлені лише  $\beta$ -каротином, ксантофілами лютеїнового циклу (лютеїном та зеаксантином) та специфічними ксантофілами синьозелених водоростей – переважно осцилоксантином, міксоксантином, афаніцином та афанізофілом [369].

Майже у всіх *Cyanophyta* основним продуктом асиміляції є глікогеноподібний полісахарид – крохмаль синьозелених водоростей, зрідка – полісахарид, що нагадує справжній рослинний крохмаль (у «прохлорофітів») [370]. Крім вуглеводів, більшість синьозелених водоростей запасає також ціанофіцин [371] та волютин [372]. Ціанофіцин є полімером амінокислот аргініну та аспарагіну й використовується як резервне джерело доступного для клітини азоту. Волютин є запасною речовиною фосфорних сполук і утворює т.з. поліфосфатні гранули [373].

### 3.1. Таксономічна структура флори

У результаті наших досліджень території Приазовського національного природного парку було виявлено 124 видів *Cyanoprokaryota*, які включають 127 внутрішньовидових таксонів [23, 24, 374]. За системною структурою знайдені види *Cyanoprokaryota* належать до класу *Cyanophyceae*, у межах якого представлені 3 підкласи, 6 порядків, 18 родин і 33 роди (Додаток 1). Найбагатшим за кількістю видів є підклас *Oscillatoriophyceae*, до складу якого входить 62 види, або 49,0 % регіональної альгофлори ціанопротистів (рис. 2). Друге місце за кількістю видів належить підкласу *Synechococcophyceae* (38 видів). Найбіднішим у видовому аспекті є підклас *Nostocophyceae* (27 видів). [79].

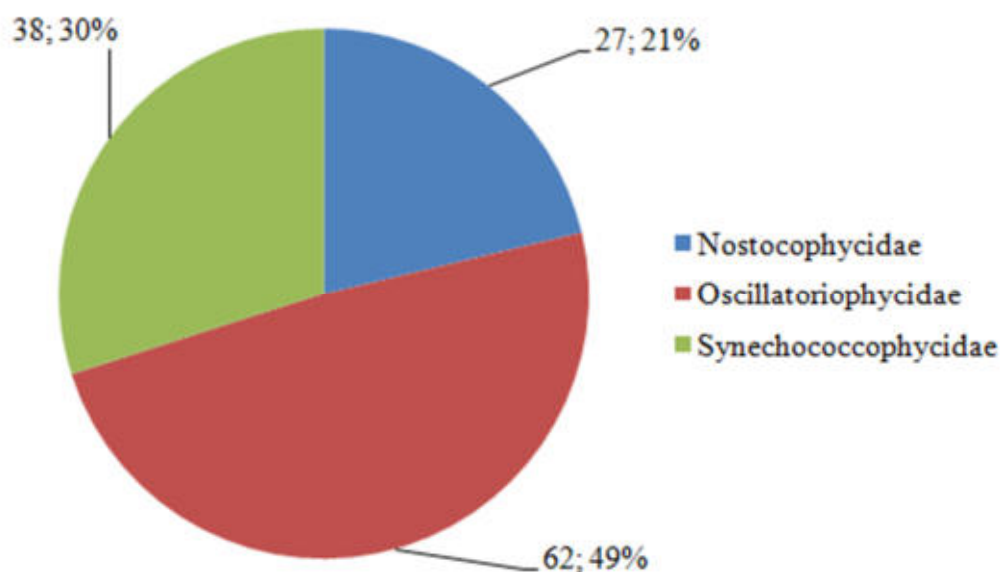


Рис. 3.1. Розподіл видів Суанопрокаруота флори північного Приазов'я за підкласами (кількість видів та % від загальної кількості видів)

Найбільш наближеною до регіонального розподілу між підкласами є структура альгофлори угруповань піщаних ґрунтів (рис. 3.2). Для цієї альгофлори характерним є переважання підкласу *Oscillatoriophyceae* (47,5 %), дещо менше видів входить до підкласу *Synechococcophyceae* (30 %), і найменш різноманітним у видовому аспекті є підклас *Nostocophyceae* (22,5 %). Домінуючий підклас *Oscillatoriophyceae* зменшує свою присутність у структурі флори степових ценозів (43,1 %) та у ценозах прісних вод (41,7 %). Але в таких ценозах, як солончаки та солоні води, цей таксон значно збільшує свою присутність (54,7 та 50,0 % відповідно).

Присутність у флорі підкласу *Nostocophyceae* варіює у межах від 16,2 до 27,6 % залежно від типу біогеоценозу. Найвище значення у флорі цей таксон відіграє у степових ценозах, а найнижче – у солоних водах. Підклас *Synechococcophyceae* складає від 21,9 до 33,3 % від загальної кількості видів локальних флор. Найбільший його внесок у видове багатство встановлений для прісних вод, а найменший – для солончаків.



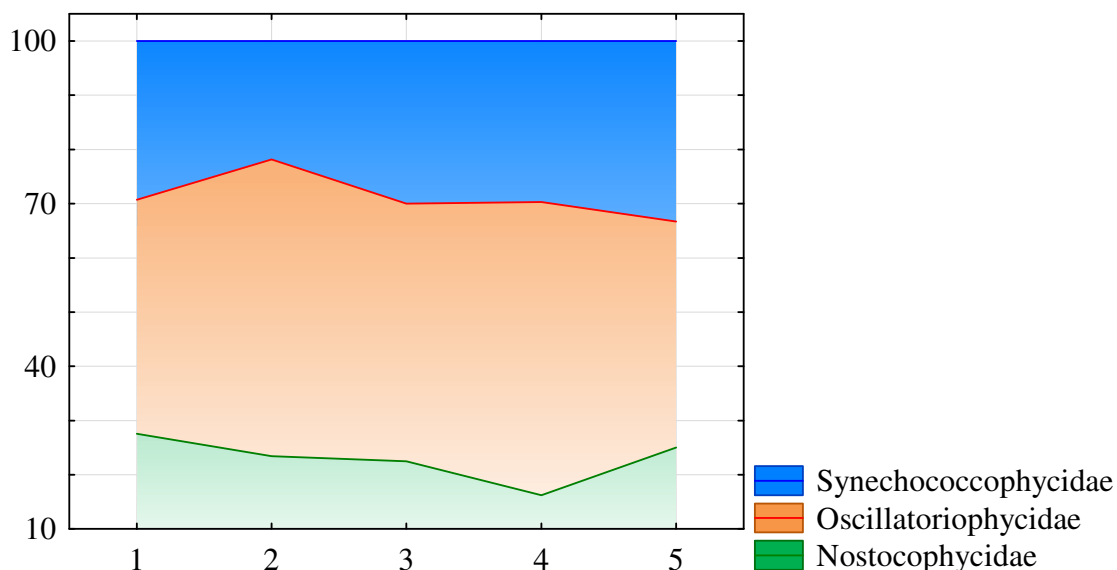


Рис. 3.2. Розподіл видів Суанорпрокаryota флори північного Приазов'я за підкласами (кількість видів та % від загальної кількості видів) залежно від основних типів біогеоценозі. Вісь абсцис: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь координат – % відповідного таксону від загальної кількості видів у регіональній флорі.

Кластерний аналіз за кількістю видів у підкласах указує на те, що ценози можуть бути розподілені на дві групи: степові угруповання та солончаки, з одного боку, та угруповання на піщаних ґрунтах і водні угруповання – з іншого (рис. 3.3). Причому угруповання солоних вод та піщаних ґрунтів є найбільш подібними. Якщо кластеризацію проводити за пропорцією видів, тоді чітко можуть бути виокремлені наземні та водні угруповання. Причому найбільш подібними є угруповання солончаків та степових біогеоценозів.

У регіональній альгофлорі Суанорпрокаryota за кількістю видів переважають представники порядку *Oscillatoriales* (33,9 % від загальної кількості видів) (рис. 3.4). Дещо за видовим багатством їм поступаються представники порядку *Synechococcales* (29,9 %). Важливим складником альгофлори є представники порядку *Nostocales*, які представляють 21,3 % від

видового багатства альгофлори. Порядки *Pleurocapsales* та *Spirulinales* представлені 1 та 2 видами відповідно.

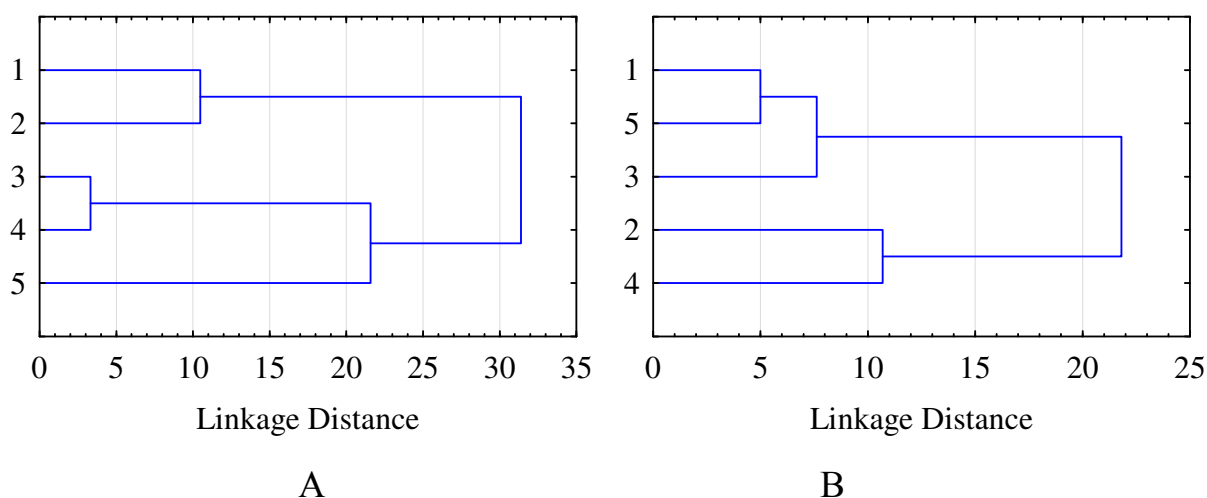


Рис. 3.3. Кластерний аналіз альгофлор Суанопрокарюта різних типів біогеоценозів за співвідношенням підкласів (метод Варда, відстань Евкліда). А – на основі кількості видів, В – на основі пропорцій видів. Вісь абсцис – відстань між типами біогеоценозів, вісь ординат – типи біогеоценозів: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь ординат – % відповідного таксону від загальної кількості видів у регіональній флорі

Розподіл порядків між найголовнішими типами біогеоценозів дослідженої території неоднорідний (рис. 3.5). Степові ценози представлені трьома порядками: *Nostocales*, *Oscillatoriales* та *Synechococcales*. У солончаках представлено вже п'ять порядків. Порядок *Chroococcales* збільшує своє значення у альгофлорі в ряду степ → солончак → солоня вода → прісна вода, а порядок *Oscillatoriales* зменшує свою участь у цьому ряду. Відповідно в крайніх позиціях ряду відсутній порядок *Chroococcales* (степ) або *Oscillatoriales* (прісні води). Порядок *Pleurocapsales* є специфічним для водних біогеоценозів, причому його частка найбільша в прісних водах.

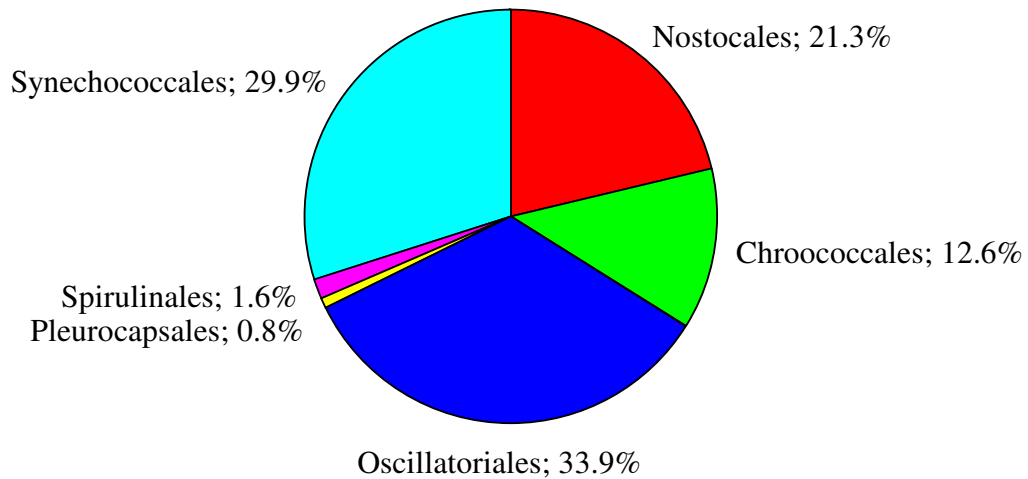


Рис. 3.4. Розподіл видів Суанорпрокаруота альгофлори північного Приазов'я за рядами (кількість видів та % від загальної кількості видів)

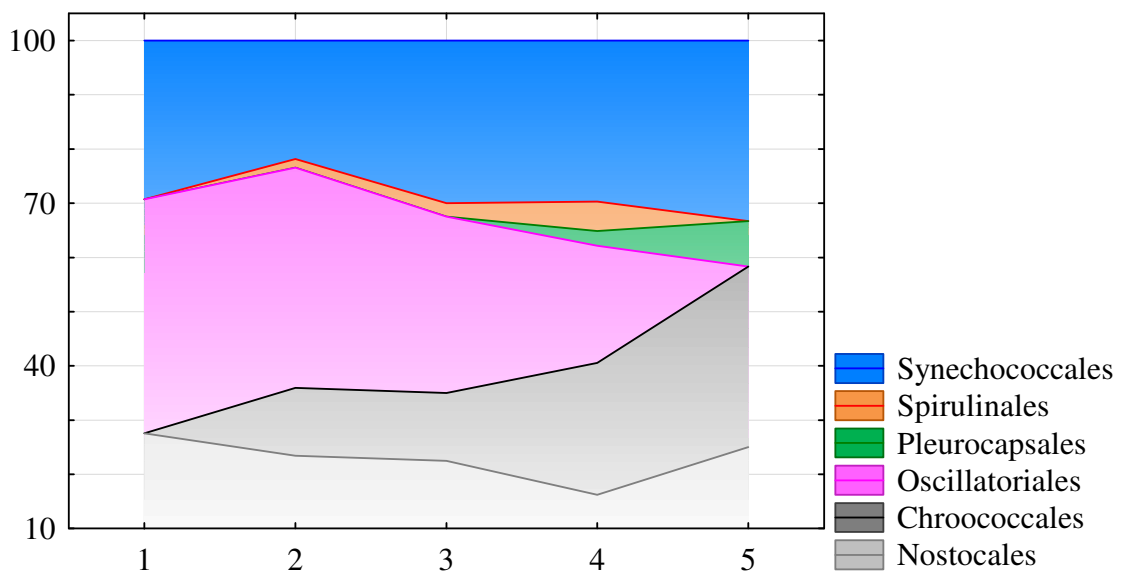


Рис. 3.5. Розподіл видів Суанорпрокаруота альгофлори північного Приазов'я по порядках (кількість видів та % від загальної кількості видів) залежно від основних типів біогеоценозі. Вісь абсцис: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь ординат – % відповідного таксону від загальної кількості видів у регіональній альгофлорі

Кластерний аналіз альгофлори різноманітних типів біогеоценозів на основі структури порядків за кількістю видів дозволяє встановити дві гомогенні групи флор: степів та солончаків з одного боку та пісків і водойм – з іншого боку (рис. 3.6, А). За структурою флор чітко виділяються наземні угруповання та водні угруповання (рис. 3.6, В).

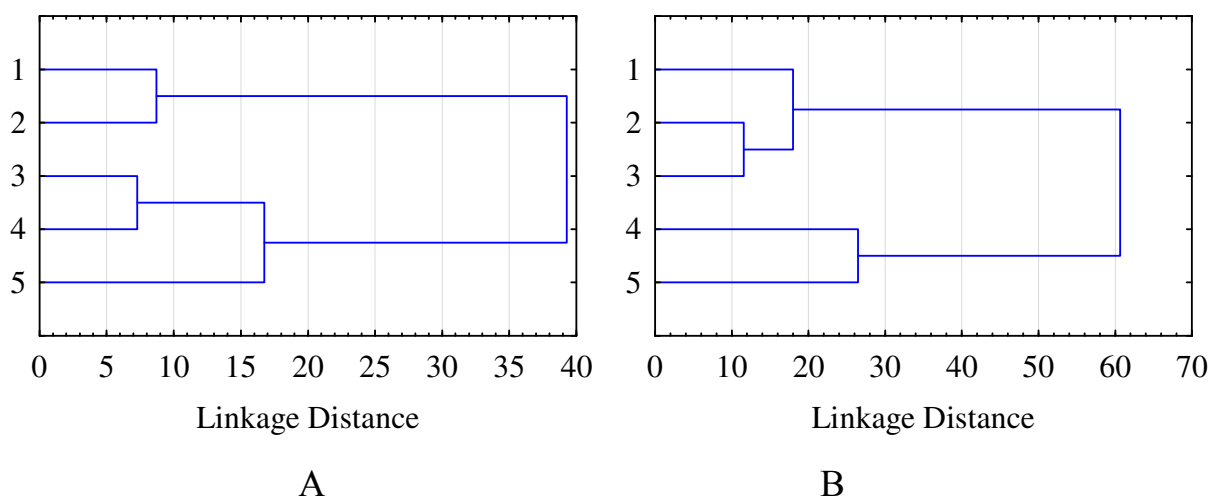


Рис. 3.6. Кластерний аналіз альгофлор Cyanoprokaryota різних типів біогеоценозів за співвідношенням порядків (метод Варда, відстань Евкліда). А – на основі кількості видів, В – на основі пропорцій видів. Вісь абсцис – відстань між типами біогеоценозів, вісь ординат – типи біогеоценозів: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь ординат – % відповідного таксону від загальної кількості видів у регіональній альгофлорі

При цьому солончаки та угруповання на піщаних ґрунтах характеризуються найбільшою подібністю. Аспект подібності альгофлор, пов'язаний із кількістю видів, найбільшою мірою залежить від просторового поширення відповідних угруповань, оскільки видове різноманіття залежить від площі території, на якій знаходиться угруповання [290, 375, 376]. Потенціал розселення пропорційний площі, яку займає таксон. Тому оцінка відношень подібності між ценофлорами за кількістю видів є відображенням відношень розмірів, які є чутливими до загального видового багатства. Своєю чергою,

оцінка подібності за пропорціями є відображенням подібності за формою, яка є інваріантною до кількості видів. Безумовно, для об'ємної оцінки відношень подібності між біологічними явищами значення має як розмір (масштаб явища), так і форма.

Обидва підходи дозволяють чітко диференціювати альгофлори *Cyanoprokaryota* наземних (степ, солончак) та водних (солоні та прісні) біогеоценозів. Відмінності між підходами полягають у визначенні позиції перехідних (амфіценотичних за О. Л. Бельгардом [377, 378]) угруповань. Кількісний аспект наближає угруповання піщаних ґрунтів до наземних угруповань, а аспект форми – до водних. Очевидно, що екологічна пластичність *Cyanoprokaryota* сприяє утворенню амфіценотичних угруповань, причому стосовно як факторів екологічної, так і географічної природи, що позначаються на таксономічній структурі флори.

Важливим кількісним показником будь-якої флори є флористичне багатство, рівень якого визначається кількістю видів, родів і родин [379]. До показників систематичної різноманітності відносять флористичні пропорції, а також співвідношення середньої кількості видів у роді, родині та середньої кількості родів у родині [273, 380–382]. Для досліджуваної території флористична пропорція складає 1 : 1,8 : 7,1, середня кількість видів у родині – 7,1, а в роді – 3,8 (табл. 3.1).

Таблиця 3.1.

Основні пропорції альгофлори *Cyanophyceae*

Підклас	Порядок	Родина	Рід	Вид	Пропорція	Родовий коефіцієнт
<i>Nostocophycidae</i>	1	4	7	27	1 : 1,8 : 6,8	3,9
<i>Oscillatoriohycidae</i>	4	9	17	62	1 : 1,9 : 6,9	3,6
<i>Synechococcophycidae</i>	1	5	9	38	1 : 1,8 : 7,6	4,2
У цілому	6	18	33	127	1 : 1,8 : 7,1	3,8

Кількість родів у родині серед підкласів є практично константою, яка

дорівнює 1,8. Насиченість видами родин найбільша для підкласу *Synechococcophycidae* і складає 7,6. Для підкласів *Nostocophycidae* та *Oscillatoriohycidae* цей показник практично ідентичний, та складає 6,8–6,9. Родовий коефіцієнт найбільший для підкласу *Synechococcophycidae* і становить 4,2. Менший цей показник для *Nostocophycidae* і становить 3,9. Для *Oscillatoriohycidae* родовий коефіцієнт становить 3,6.

Побуває думка, що неоднакові флористичні пропорції вказують на нерівномірність процесів еволюції. Низькі пропорції вказують на затухання видоутворення в таксонах, що є тупиковими гілками еволюції [273, 379]. Стосовно альгофлори синьозелених водоростей перевагу ми надаємо екологічному поясненню цього явища. Більш екологічно пластичні таксони характеризуються більшою таксономічною насиченістю таксономічними одиницями меншого ієрархічного рівня.

Домінування небагатьох родин є характерною рисою регіональних природних флор території [383–386] та флори Голарктики в цілому [272, 273, 379, 381]. Родина *Oscillatoriaceae* включає у себе 25,9 % усієї кількості видів (33 видів), родина *Nostocaceae* – 15,8 % (20 видів), *Leptolyngbyaceae* – 11,8 % (15 видів) та *Merismopediaceae* – 10,2 % (13 видів). Відтак, чотири найбільші родини охоплюють 63,8 % від загальної кількості видів. Одно-трьохвидові родини складають 56,3 % від загальної кількості. За величиною цього показника досліджувана флора відповідає структурі флори вищих судинних рослин Північного Причорномор'я, у якій одно-трьохвидові родини складають 55,0 % від загальної кількості [379], що також указує на значний рівень синантропізації флори [387].

Провідним показником систематичної структури флори є спектр перших 10 родин, який відображає головні властивості флори [379]. Регіональна альгофлора *Cyanophyceae* включає 18 родин, тому ми наводимо повний спектр (табл. 3.2). Найбільшим видовим багатством характеризуються родини *Oscillatoriaceae* (33 види, 25,98 % від загальної кількості видів), *Nostocaceae* (20 видів, 15,71 % від загальної кількості видів) та *Leptolyngbyaceae* (15 видів, 11,81

% від загальної кількості видів).

Таблиця 3.2.

Спектр родин альгофлори *Cyanophyceae* Північно-Західного Приазов'я

№	Родина	% від загальної кількості видів	Кількість видів
1	<i>Oscillatoriaceae</i>	25,98%	33
2	<i>Nostocaceae</i>	15,75%	20
3	<i>Leptolyngbyaceae</i>	11,81%	15
4	<i>Merismopediaceae</i>	10,24%	13
5	<i>Microcoleaceae</i>	7,09%	9
6	<i>Aphanothecaceae</i>	4,72%	6
7	<i>Chroococcaceae</i>	4,72%	6
8	<i>Pseudanabaenaceae</i>	3,94%	5
9	<i>Schizotrichaceae</i>	3,15%	4
10	<i>Aphanizomenonaceae</i>	2,36%	3
11	<i>Calothricaceae</i>	2,36%	3
12	<i>Gomphosphaeriaceae</i>	2,36%	3
13	<i>Spirulinaceae</i>	1,57%	2
14	<i>Scytonemataceae</i>	0,79%	1
15	<i>Microcystaceae</i>	0,79%	1
16	<i>Gomontiellaceae</i>	0,79%	1
17	<i>Hyellaceae</i>	0,79%	1
18	<i>Synechococcaceae</i>	0,79%	1

Основні типи біогеоценозів характеризуються особливостями таксономічних спектрів альгофлори *Cyanophyceae* в аспекті співвідношення родин (рис. 3.7). Для інтегрального аналізу динаміки таксономічної альгофлори також був проведений аналіз головних компонент (рис. 3.8). Одержані результати свідчать про те, що головним трендом варіювання таксономічної структури альгофлори на рівні родин є протилежна динаміка родин *Aphanizomenonaceae*, *Merismopediaceae*, *Aphanothecaceae*, *Gomontiellaceae*, *Hyellaceae*, з одного боку, (позитивні значення головної компоненти 1), та з іншого боку – погоджена динаміка інших родин (за винятком *Leptolyngbyaceae*) (від'ємні значення головної компоненти 1).

Ця головна компонента, та, відповідно, тренд змін співвідношення родин, чітко упорядкована у послідовності типів біогеоценозів степ → солончак → псамофітні стації → солоні водойми → прісні водойми. Ми бачимо, що ліве поле

діаграми зайнято значно більшою кількістю родин, ніж правою, що відповідає більшому таксономічному різноманіттю на рівні родин. Таким чином, за вказаною послідовністю біогеоценозів варіювання таксономічної структури на рівні родин супроводжується зменшенням їх різноманіття.

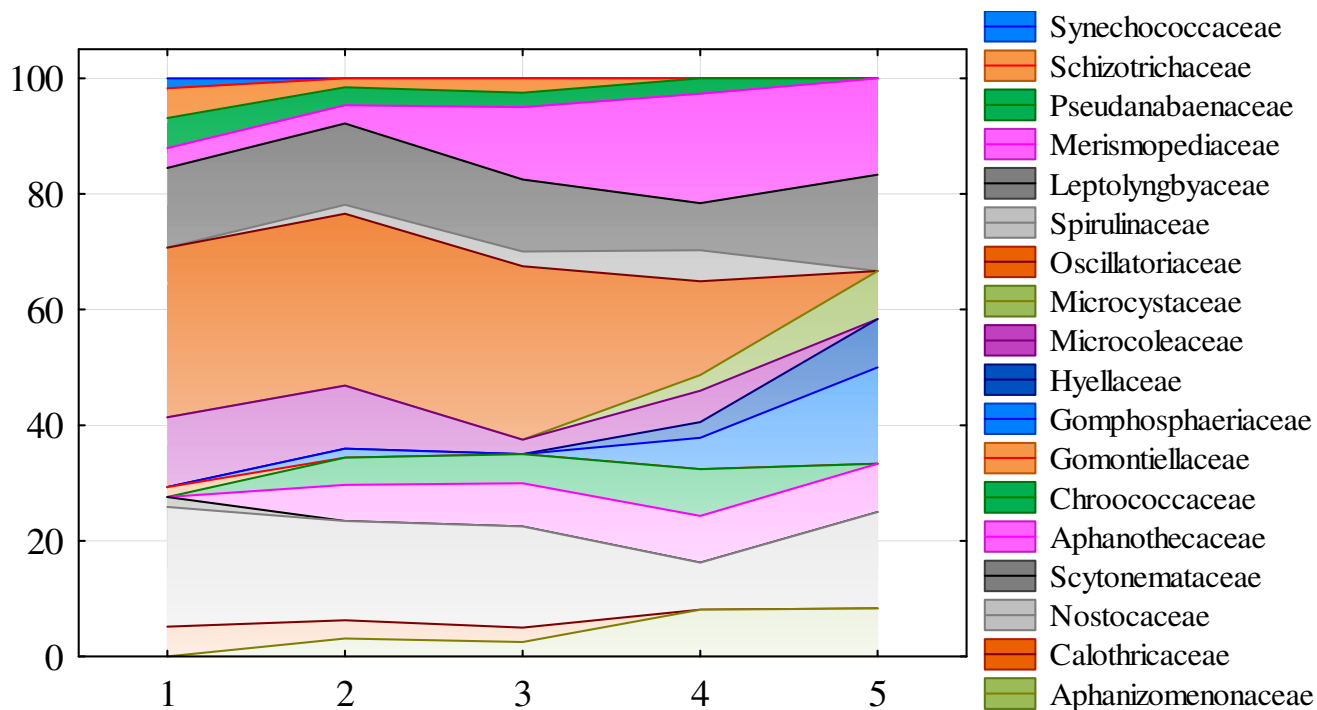


Рис. 3.7. Розподіл видів *Cyanophyceae* альгофлори північного Приазов'я за родинами (кількість видів та % від загальної кількості видів) залежить від основних типів біогеоценозів. Вісь абсцис: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь ординат – % відповідного таксону від загальної кількості видів у регіональній альгофлорі

Інший тренд варіювання таксономічної структури альгофлори на рівні родин розкриває головна компонента 2. Її позитивні значення маркуються більшою часткою у альгофлорі видів родини *Leptolyngbyaceae*, а негативні значення маркуються більшою часткою таких родин, як *Spirulinaceae* та *Chroococcaceae*. Ця головна компонента протиставляє морські екосистеми з одного боку, та наземні й прісноводні – з іншого.



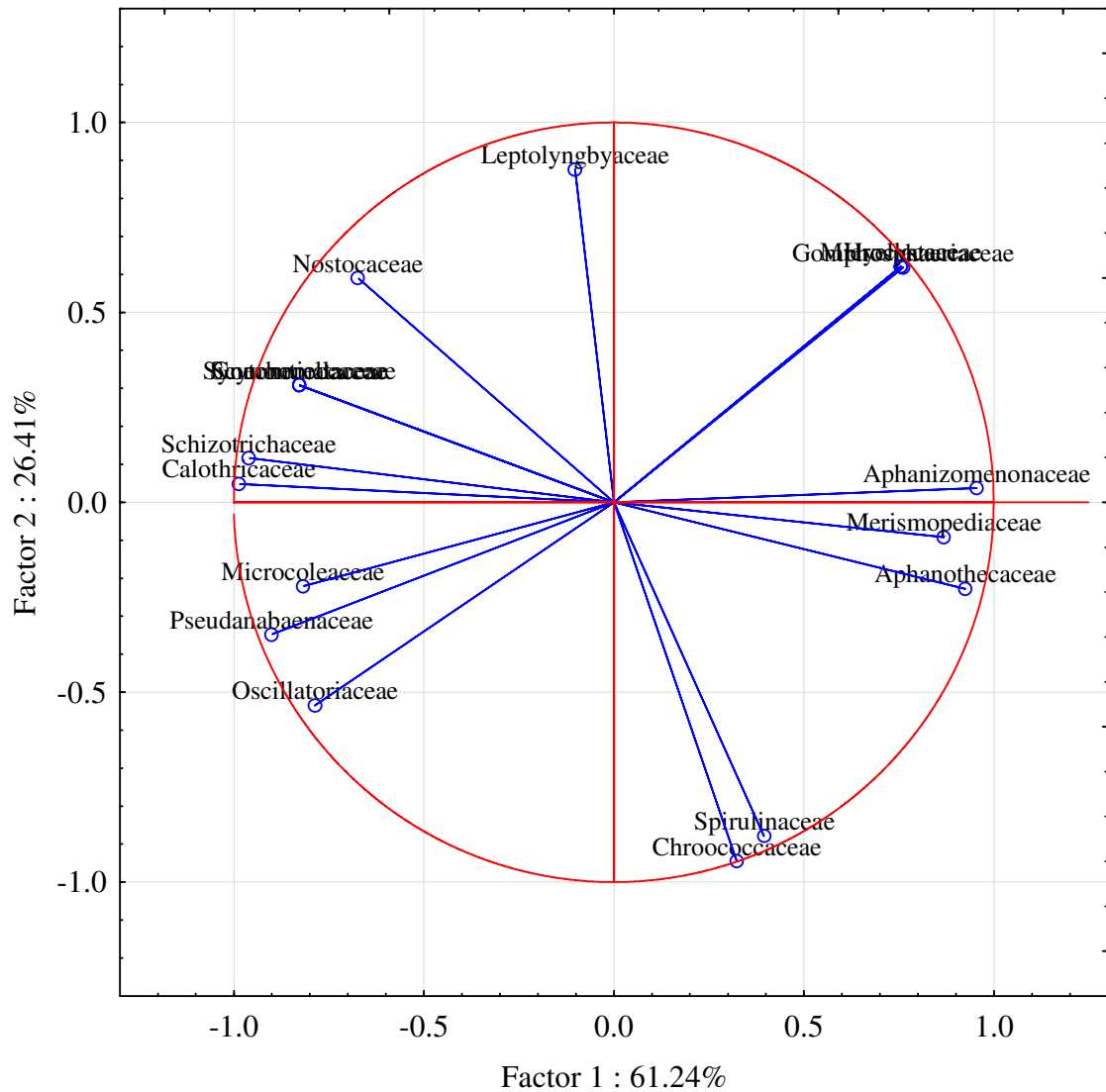


Рис. 3.8. Аналіз головних компонент варіювання таксономічної структури регіональної альгофлори *Cyanophyceae* на рівні родин. Родини розміщені у просторі перших двох головних компонент.

За кількістю таксонів найбільшим різноманіттям характеризуються морські екосистеми (рис. 3.9), а наземні або прісноводні екосистеми дещо поступаються за кількістю родин. Різноманіття альгофлори на рівні родин за індексом Шеннона є найбільшим у солоних водах, а за індексом Пієлоу – у прісних водах.

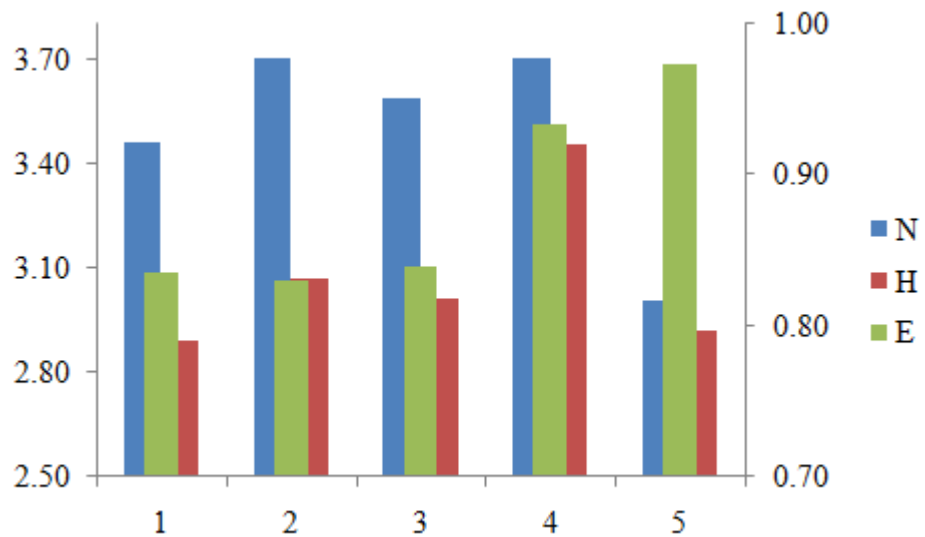


Рис. 3.9. Різноманіття *Cyanophyceae* альгофлори північного Приазов'я за родинями. Вісь абсцис: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь ординат (зліва): N – логарифм кількості родин; H – індекс Шеннона різноманіття; (вісь праворуч): E – вирівняність за Пієлоу

Родинний спектр відображає найяскравіші особливості альгофлори. Чим нижчий ранг таксономічної одиниці, тим більш екологічно однорідною вона є, і тим більш чутливо реагує на зміни середовища [379, 388]. Найбагатші видами такі роди, як *Phormidium* (24 види), *Leptolyngbya* (14 видів) та *Nostoc* (8 видів) (табл. 3.3). Монотипні роди складають третину (36,4 %) від загальної кількості родів. Поліморфних родів, рівень видового багатства, яких більше 10, налічується тільки 2 (6,1 %), і включають вони 38 видів, що складає 29,9 % від загального переліку видів регіональної альгофлори *Cyanophyceae*. Найбільш багатими на види є роди *Phormidium* та *Leptolyngbya*. Представники роду *Phormidium* є космополітично поширеними та виконують важливі функції у водних екосистемах, утворюючи макроскопічні мати [389], а також суттєво впливають на інші бактеріопланктонні та на водоростеві угруповання [390]. Представники роду *Phormidium* складають 8,4 % від видового багатства флори синьозелених водоростей України [16, 391].

Спектр провідних родів альгофлори *Cyanophyceae* Північно-Західного  
Приазов'я (наведені роди з кількістю видів не менше 3)

№	Рід	% від загальної кількості видів	Кількість видів
1	<i>Phormidium</i>	18,90%	24
2	<i>Leptolyngbya</i>	11,02%	14
3	<i>Nostoc</i>	6,30%	8
4	<i>Anabaena</i>	4,72%	6
5	<i>Trichormus</i>	4,72%	6
6	<i>Aphanothece</i>	4,72%	6
7	<i>Oscillatoria</i>	4,72%	6
8	<i>Microcoleus</i>	3,94%	5
9	<i>Aphanocapsa</i>	3,94%	5
10	<i>Merismopedia</i>	3,15%	4
11	<i>Schizothrix</i>	3,15%	4
12	<i>Synechocystis</i>	3,15%	4
13	<i>Calothrix</i>	2,36%	3
14	<i>Chroococcus</i>	2,36%	3
15	<i>Gomphosphaeria</i>	2,36%	3
16	<i>Lyngbya</i>	2,36%	3
17	<i>Pseudanabaena</i>	2,36%	3

Сім з 69 видів роду *Phormidium* української флори мають високу екологічну валентність і зустрічають у водних та наземних умовах, у прісних та мінералізованих водах, у ґрунті та аерофітно. Переважна більшість видів *Phormidium* з флори України є більш спеціалізованими, які входять до складу таких екологічних груп, як мешканці прісних вод, морські, галобіонти, терестріальні види, субаерофіти та термофіли [391, 392]. Половина видів *Phormidium* з переліку української флори є мешканцями прісних вод та є бентосно-перифітонними формами, які утворюють пливчасті розростання на поверхні різних субстратів [391]. Група мешканців моря тісно примикає до галобіонтів, які найчастіше зустрічаються як у морях, так і в засолених водоймах або солончаках. Галобіонти здатні існувати за умов високих або понадвисоких показників солоності [270].

Рід *Leptolyngbya* в Україні представлений 38 видами. Представники роду

*Leptolyngbya* є екологічно різноманітними та включають у себе прісноводні види, види з мінеральних і термальних джерел, ендоглейні види, ґрунтові види, субаерофітні види та морські й галофільні види [19].

На основі складу провідних родів можна визначити специфічність ціанокomпоненту території Приазовського національного природного парку, яка проявляється в домінуванні трихальних ціаней. Однак деякі види з хроококових водоростей проявляли масовий розвиток у солоних водоймах (*Chondrocystis sarcinoides* (Elenkin) Komarek et Anagn.), тоді як роль трихальних у формуванні ценозів була майже непомітна. Переважання трихальних видів з таких родів, як *Phormidium*, *Leptolyngbya*, *Oscillatoria* проявляється переважно на степових схилах та засолених ґрунтах по берегах озер і лиманів. Роль хроококових з родів *Aphanothece*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia*, *Synechocystis* притаманна переважно водним галофільним та прісноводним місцезростанням. Таким чином, найбільшим видовим багатством досліджених наукових полігонів території ПНПП характеризуються нитчасті гормогонієві водорості з порядку *Oscillatoriales*, гетероцитні з порядку *Nostocales*, і кокоїдні з порядку *Chroococcales*. На різних таксономічних рівнях альгофлора представляє комбінований варіант, поєднуючи риси прісноводних, морських, солончакових та степових угруповань. Більшість знайдених синьозелених водоростей мають слизові піхви чи обгортки, які складаються з гідрофільних колоїдних полісахаридів і здатні швидко поглинати й утримувати велику кількість води. Така адаптивна риса дає змогу, з одного боку, витримувати посушливі сезони року, з іншого – протидіяти фізіологічному водному дефіциту, зумовленому високою концентрацією солі.

Таксономічна структура флори на рівні провідних родів демонструє закономірні патерни залежно від типологічних особливостей біогеоценозів (рис. 3.10). Найважливішим трендом таксономічної структур флори є протилежна динаміка групи родів *Aphanothece*, *Anabaena*, *Gomphosphaeria*, *Aphanocapsa*, з одного боку (позитивні значення головної компоненти, 1) та групи родів

*Phormidium*, *Nostoc*, *Trichormus*, *Microcoleus* – з іншого (від’ємні значення головної компоненти 1) (рис. 3.11).

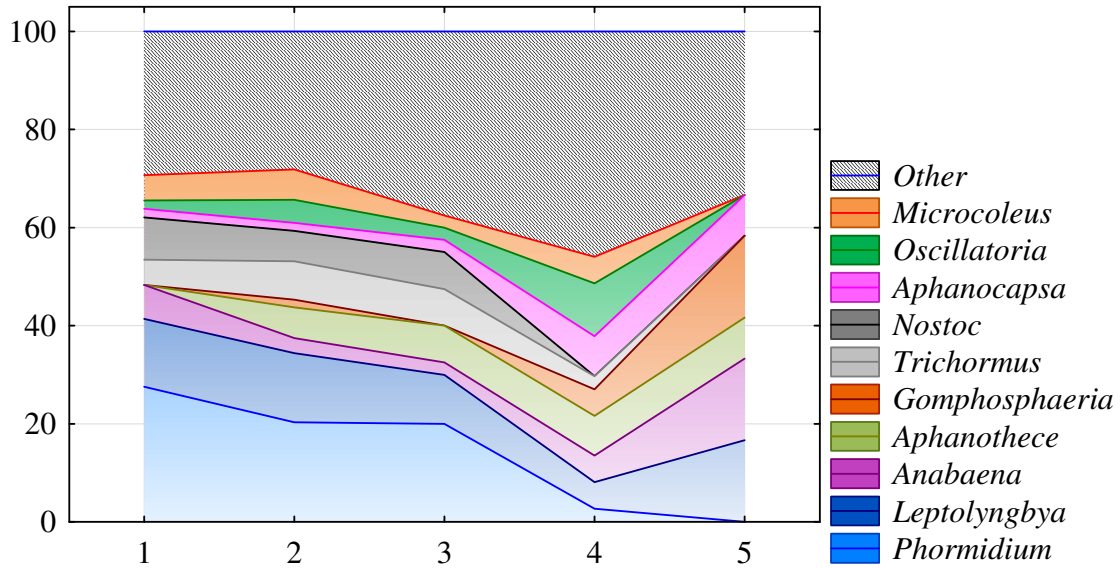


Рис. 3.10. Розподіл видів *Cyanophyceae* альгофлори північного Приазов'я за провідними родами (кількість видів та % від загальної кількості видів) залежно від основних типів у біогеоценозі. Вісь абсцис: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь ординат – % відповідного таксону від загальної кількості видів у регіональній альгофлорі

За значенням головної компоненти 1 біогеоценози можуть бути ранжовані наступним чином (від від’ємних до позитивних значень): степ → солончак → псамофітні стації → солоня вода → прісна вода. Таким чином, головна компонента 1 диференціює альгофлору *Cyanophyceae* за критерієм середовища існування та відокремлює водні стації від наземних стацій.

Головна компонента 2 маркується родами *Gomphosphaeria*, *Anabaena*, *Leptolyngbya* (позитивні значення головної компоненти 2) та родами *Oscillatoria*, *Microcoleus*, *Aphanothece* (від’ємні значення головної компоненти 2).

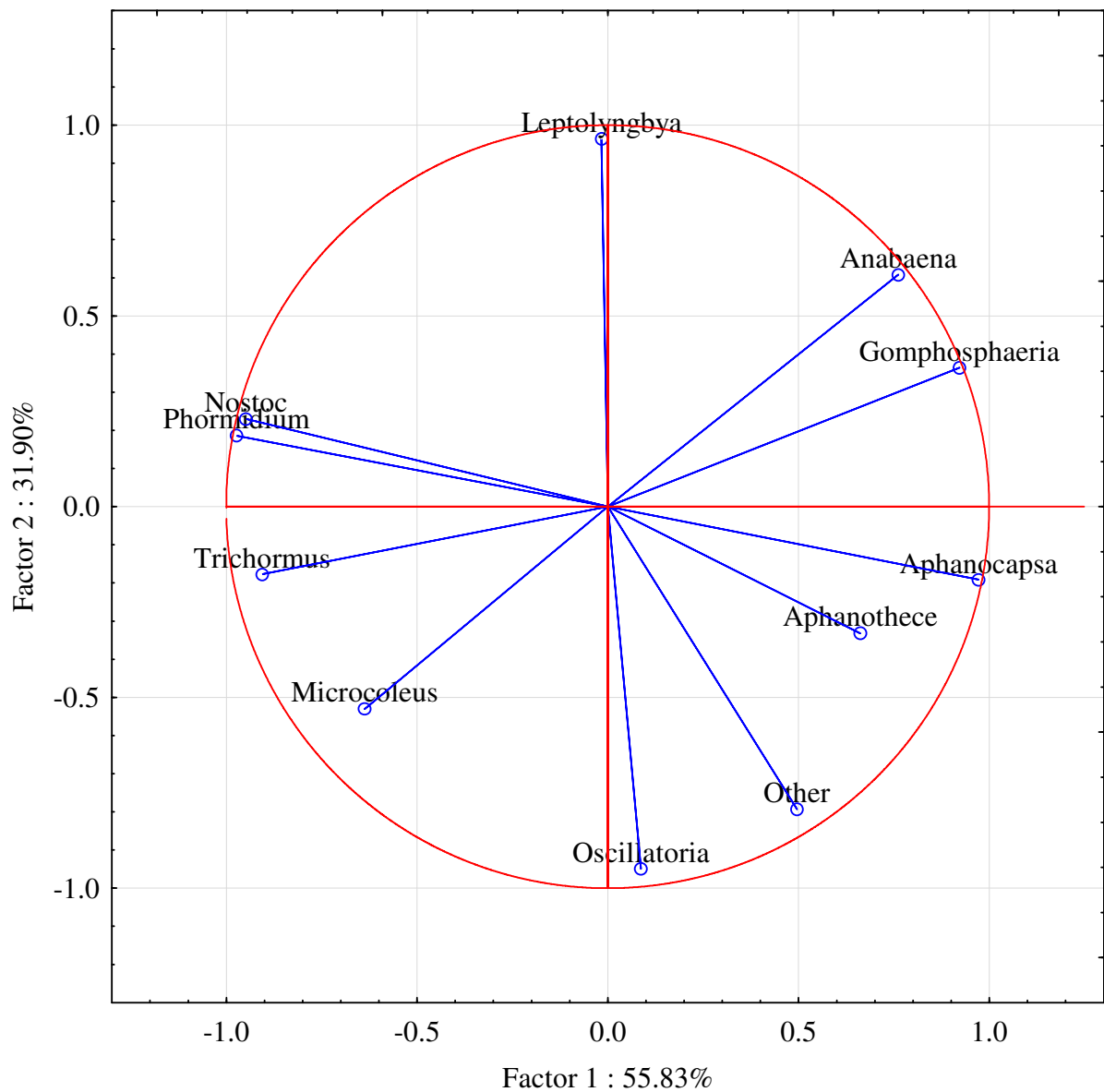


Рис. 3.11. Аналіз головних компонент варіювання таксономічної структури регіональної альгофлори *Cyanophyceae* на рівні провідних родів. Роди розміщені у просторі перших двох головних компонент.

Головна компонента 2 розподіляє за структурою родів *Cyanobacteria* прісні та солоні води. Відмінність між солоними та прісними водами полягає у значно меншому видовому різноманітті прісних вод. Тому слід зазначити, що представники роду *Leptolyngbya* є найбільш толерантними до екологічних особливостей існування у солоній та прісній воді, тоді як представники *Oscillatoria* найбільшою мірою пристосовані до існування у солоній воді.

Таксономічне різноманіття альгофлори на рівні роду за показником кількості таксонів характеризується стабільним рівнем, за винятком прісних водойм, флора *Cyanophyceae* яких представлена значно меншою кількістю родів порівняно з іншими типами біогеоценозів. За індексом Шеннона різноманіття зростає у ряду степ → солончак → псамофітні стації → солоні води і різко зменшується у прісних водах (рис. 3.12). За показником Пієлоу різноманіття зростає у межах зазначеного ряду та сягає найбільшого рівня у прісних водах.

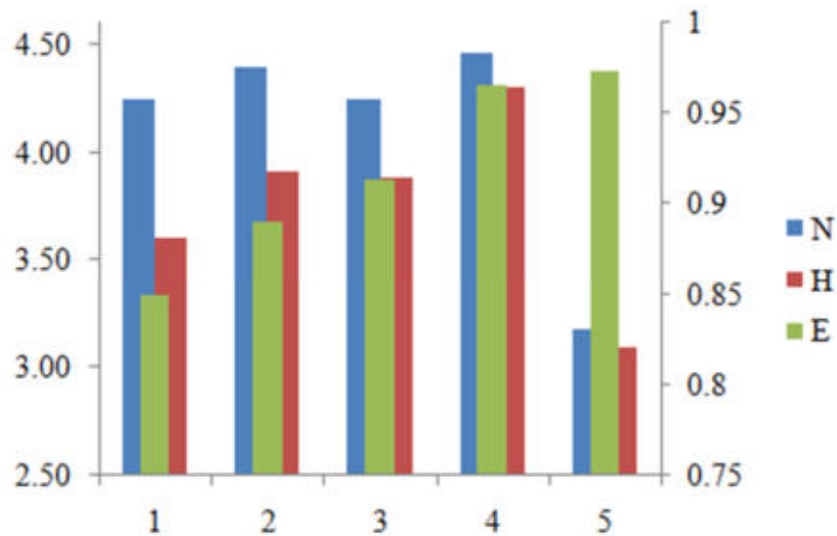


Рис. 3.12. Різноманіття *Cyanophyceae* альгофлори північного Приазов'я за родами. Вісь абсцис: 1 – степові ценози, 2 – солончаки, 3 – угруповання на піщаних ґрунтах, 4 – угруповання солоних вод; 5 – угруповання прісних вод; вісь ординат (зліва): N – логарифм кількості родин; H – індекс Шеннона різноманіття; (вісь справа): E – вирівнянність за Пієлоу

Характер альгофлори та її специфічні риси – адаптованість до умов періодичного пересихання й різких коливань солоності – визначаються під час аналізу екологічних особливостей виявлених видів водоростей на досліджених полігонах, у першу чергу, з'ясовується належність її до певних місцезростань, галобності тощо.

### 3.2. Оцінка системності таксономічної структури альгофлор залежно від типу екосистеми

У якості критерію системності для альгофлористичних досліджень у роботі [6] запропоновано розглядати дотримання залежності [393, 394], відповідно до якої у добре вивчених флорах і фаунах розподіл кількості видів за числом родів є закономірним і графічно виражається у вигляді гіперболи (у логарифмічних координатах – прямої). Між рівнем таксону та кількістю підрозділів, на який він розподіляється, існує експоненціальна залежність, яка після процедури логарифмування перетворюється на лінійну. Для флори степових біогеоценозів кут нахилу лінійної апроксимації встановлений як такий, що дорівнює 1.12 (рис. 3.12). Рівень порядку за кількістю таксонів дещо менший ніж такий, що можна очікувати за умов найбільшої відповідності лінійної закономірності.

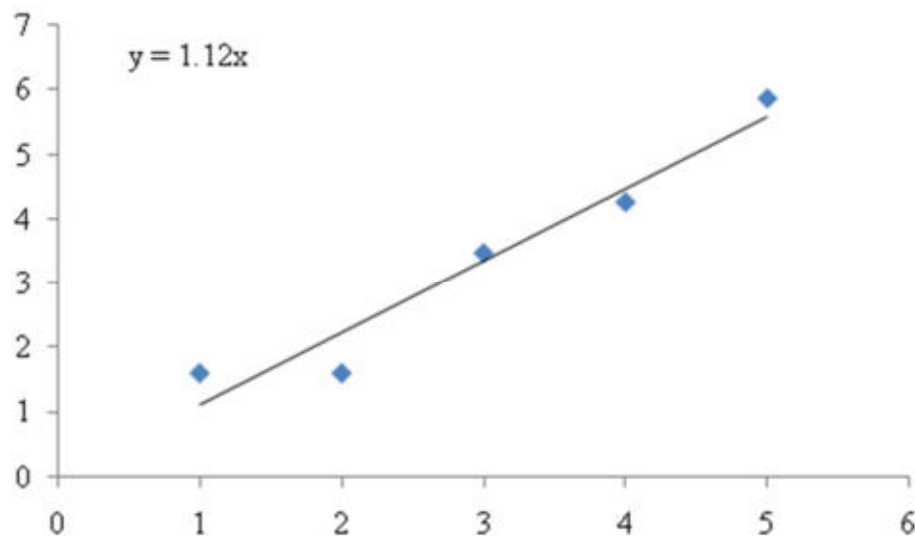


Рис. 3.12. Залежність таксономічного багатства угруповання синьозелених водоростей степових біогеоценозів від ієрархічного положення таксономічного рівня. Вісь абсцис: 1 – підклас, 2 – порядок, 3 – родина, 4 – рід; 5 – вид; вісь ординат – логарифм таксономічного багатства (кількості таксонів)

Альгофлора степових ділянок представлена трьома підкласами, трьома порядками, 11 родинами, 19 родами та 58 видами (табл. 3.4). Відтак, альгофлора



степу обіймає 45,7 % від видового багатства регіональної альгофлори. Найбільшу кількість родів містять родини *Microcoleaceae* (4 роди) та *Nostocaceae* (3 роди). Найбільшим видовим багатством характеризуються роди *Phormidium* (16 видів) та *Leptolyngbya* (8 видів). Монотипних родів – 9, що становить 47,4 % від загальної кількості родів. Цей показник значно вищий, ніж у середньому по регіональній флорі та дозволяє висунути гіпотезу про значний рівень антропогенної трансформації степових ценозів. У середньому, в одній родині представлено 5,3 види. Цей показник також менший, ніж у цілому по регіональній альгофлорі, що також свідчить про антропогенну трансформацію комплексів.

Таблиця 3.4.

## Таксономічна структура альгофлори степових біогеоценозів

Підклас	Порядок	Родина	Рід	Кількість видів
<i>Nostocophycidae</i>	<i>Nostocales</i>	<i>Calothricaceae</i>	<i>Calothrix</i>	3
		<i>Nostocaceae</i>	<i>Anabaena</i>	4
			<i>Nostoc</i>	5
			<i>Trichormus</i>	3
		<i>Scytonemataceae</i>	<i>Scytonema</i>	1
<i>Oscillatoriophyceae</i>	<i>Oscillatoriales</i>	<i>Gomontiellaceae</i>	<i>Komvophoron</i>	1
		<i>Microcoleaceae</i>	<i>Hydrocoleum</i>	1
			<i>Microcoleus</i>	3
			<i>Symploca</i>	2
			<i>Symplocastrum</i>	1
		<i>Oscillatoriaceae</i>	<i>Oscillatoria</i>	1
			<i>Phormidium</i>	16
<i>Synechococcophycidae</i>	<i>Synechococcales</i>	<i>Leptolyngbyaceae</i>	<i>Leptolyngbya</i>	8
		<i>Merismopediaceae</i>	<i>Aphanocapsa</i>	1
			<i>Synechocystis</i>	1
		<i>Pseudanabaenaceae</i>	<i>Jaaginema</i>	2
			<i>Pseudanabaena</i>	1
		<i>Schizotrichaceae</i>	<i>Schizotrix</i>	3
		<i>Synechococcaceae</i>	<i>Synechococcus</i>	1

Для альгофлори солончаків такий нахил є більшим, ніж у степових біогеоценозах, що вказує на більш швидке зростання таксономічного різноманіття з переходами між ієрархічними рівнями (рис. 3.13).

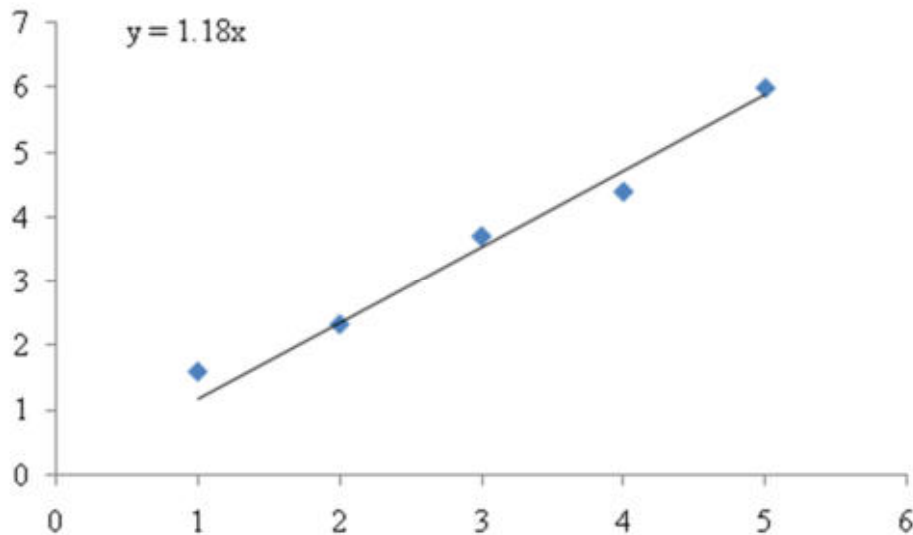


Рис. 3.13. Залежність таксономічного багатства угруповання синьозелених водоростей солончаків від ієрархічного положення таксономічного рівня. Вісь абсцис: 1 – підклас, 2 – порядок, 3 – родина, 4 – рід; 5 – вид; Вісь ординат – логарифм таксономічного багатства (кількості таксонів)

Для солончакової альгофлори характерним є «провал» багатства родів порівняно з очікуваним лінійним трендом. Альгофлора солончаків представлена трьома підкласами, 5 порядками, 11 родинами, 13 родами та 64 видами (табл. 3.4). Таким чином, альгофлора степу обіймає 50,4 % від видового багатства регіональної альгофлори. Слід відзначити, що, порівняно зі степовими угрупованнями, кількість порядків збільшується за рахунок того, що в угрупованнях на солончаках з'являються порядки *Spirulinales* та *Chroococcales*. Порядок *Spirulinales* представлений одним видом *Spirulina major* Kützing ex Gomont 1892. Порядок *Chroococcales* представлений чотирма видами роду *Aphanothese*. Представники цього роду є типовими для засолених водойм та солончаків. Їх присутність встановлена для гіпергалінних озер, лиманів або солончаків Забайкаля [395], Туркменії [396], Куяльницького лиману [397]. Також представники цього роду знайдені в печерах за умов мультифакторного абіотичного стресу [269].

Найбільшу кількість родів містять родини *Microcoleaceae* (3 роди), *Oscillatoriaceae* (3 роди) та *Nostocaceae* (3 роди). Найбільшим видовим

багатством характеризуються роди *Phormidium* (13 видів) та *Leptolyngbya* (9 видів) та *Trichormus* (5 видів). Монотипних родів – 7, що становить 33,3 % від загальної кількості родів. Цей показник практично відповідає рівню, який у цілому притаманний регіональній альгофлорі.

У середньому, в одній родині представлено 4,9 види. Цей показник значно нижчий, ніж у регіональній альгофлорі, що також свідчить про антропогенну трансформацію комплексів солончаків.

Таблиця 3.4.

## Таксономічна структура альгофлори солончаків

Підклас	Порядок	Родина	Рід	Кількість видів
<i>Nostocophycidae</i>	<i>Nostocales</i>	<i>Aphanizomenonaceae</i>	<i>Nodularia</i>	2
		<i>Calothricaceae</i>	<i>Calothrix</i>	2
		<i>Nostocaceae</i>	<i>Anabaena</i>	2
			<i>Nostoc</i>	4
			<i>Trichormus</i>	5
<i>Oscillatoriothycidae</i>	<i>Chroococcales</i>	<i>Aphanothecaceae</i>	<i>Aphanothecaceae</i>	4
		<i>Chroococcaceae</i>	<i>Chroococcus</i>	2
			<i>Gloeocapsopsis</i>	1
		<i>Gomphosphaeriaceae</i>	<i>Gomphosphaeria</i>	1
	<i>Oscillatoriales</i>	<i>Microcoleaceae</i>	<i>Hydrocoleum</i>	1
			<i>Microcoleus</i>	4
			<i>Symploca</i>	2
		<i>Oscillatoriaceae</i>	<i>Lyngbya</i>	3
			<i>Oscillatoria</i>	3
			<i>Phormidium</i>	13
<i>Synechococcophycidae</i>	<i>Spirulinales</i>	<i>Spirulinaceae</i>	<i>Spirulina</i>	1
	<i>Synechococcales</i>	<i>Leptolyngbyaceae</i>	<i>Leptolyngbya</i>	9
		<i>Merismopediaceae</i>	<i>Aphanocapsa</i>	1
			<i>Merismopedia</i>	1
		<i>Pseudanabaenaceae</i>	<i>Pseudanabaena</i>	2
	<i>Schizotrichaceae</i>	<i>Schizotrix</i>	1	

Для альгофлори біогеоценозів піщаних ґрунтів нахил залежності кількості таксонів від їхнього ієрархічного рівня зовсім незначний, що вказує на повільне зростання таксономічного різноманіття з переходами між ієрархічними рівнями (рис. 3.14). Для псамофітної альгофлори характерним є незначний «провал»

багатства родів порівняно з очікуваним лінійним трендом. Альгофлора піщаних ґрунтів представлена трьома підкласами, 5 порядками, 12 родинами, 19 родами та 40 видами (табл. 3.5). Таким чином, альгофлора псамофітних стацій обіймає тільки 31,5 % від видового багатства регіональної альгофлори.

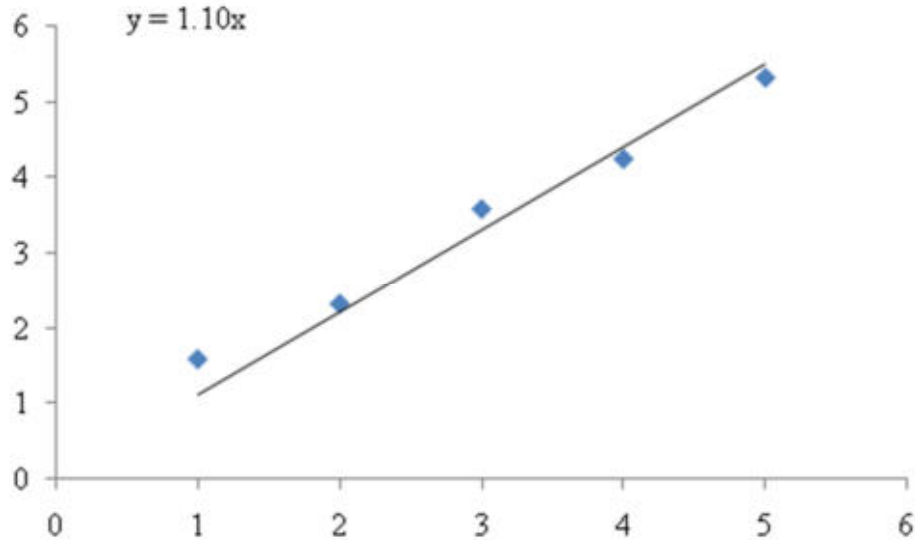


Рис. 3.14. Залежність таксономічного багатства угруповання синьозелених водоростей біогеоценозів на піщаних ґрунтах від ієрархічного положення таксономічного рівня. Вісь абсцис: 1 – підклас, 2 – порядок, 3 – родина, 4 – рід; 5 – вид; вісь ординат – логарифм таксономічного багатства (кількості таксонів)

Найбільшу кількість родів містять родини *Oscillatoriaceae* (3 роди), *Nostocaceae* (3 роди) та *Merismopediaceae* (3 роди). Найбільшим видовим багатством характеризуються роди *Phormidium* (8 видів) та *Leptolyngbya* (4 видів). Роди *Nostoc*, *Trichormus*, *Aphanothece*, *Lyngbya* та *Merismopedia* включають по 3 види. Монотипних родів – 11, що становить 57,9 % від загальної кількості родів. Цей показник значно перевищує рівень, який у цілому притаманний регіональній альгофлорі, що може бути свідченням значної антропогенної трансформації псамофітної флори. У середньому, в одній родині представлено 3,1 види. Цей показник значно нижчий, ніж у регіональній альгофлорі, що також свідчить про антропогенну трансформацію комплексів піщаних ґрунтів.

За кількістю видів у роді *Leptolyngbya* псамофітні стації поступаються степовим та солончаковим біогеоценозам, але для піщаних ґрунтів специфічним є вид цього роду *Leptolyngbya notata* (Schmidle) Anagnostidis & Komárek 1988. Усі знайдені представники роду *Lyngbya* зафіксовано як у псамофітних, так і солончакових стаціях. Найбільш багата флора роду *Merismopedia*, характерна саме для псамофітних стацій. Специфічними для піщаних ґрунтів є два види роду *Nostoc* – *N. linckia* f. *terrestris* Elenkin 1938 та *N. microscopicum* Carmichael ex Bornet & Flahault 1886.

Таблиця 3.5.

## Таксономічна структура альгофлори піщаних ґрунтів

Підклас	Порядок	Родина	Рід	Кількість видів
<i>Nostocophycidae</i>	<i>Nostocales</i>	<i>Aphanizomenonaceae</i>	<i>Nodularia</i>	1
		<i>Calothricaceae</i>	<i>Calothrix</i>	1
		<i>Nostocaceae</i>	<i>Anabaena</i>	1
			<i>Nostoc</i>	3
			<i>Trichormus</i>	3
<i>Oscillatoriophyceae</i>	<i>Chroococcales</i>	<i>Aphanothecaceae</i>	<i>Aphanothecaceae</i>	3
		<i>Chroococcaceae</i>	<i>Chroococcus</i>	2
	<i>Oscillatoriales</i>	<i>Microcoleaceae</i>	<i>Microcoleus</i>	1
		<i>Oscillatoriaceae</i>	<i>Lyngbya</i>	3
			<i>Oscillatoria</i>	1
			<i>Phormidium</i>	8
<i>Spirulinales</i>	<i>Spirulinaceae</i>	<i>Spirulina</i>	1	
<i>Synechococcophycidae</i>	<i>Synechococcales</i>	<i>Leptolyngbyaceae</i>	<i>Leptolyngbya</i>	4
			<i>Planktolyngbya</i>	1
		<i>Merismopediaceae</i>	<i>Aphanocapsa</i>	1
			<i>Merismopedia</i>	3
			<i>Synechocystis</i>	1
		<i>Pseudanabaenaceae</i>	<i>Pseudanabaena</i>	1
		<i>Schizotrichaceae</i>	<i>Schizothrix</i>	1

Для альгофлори солоних водойм нахил залежності кількості таксонів від їхнього ієрархічного рівня є помірним, що вказує на типові зростання таксономічного різноманіття з переходами між ієрархічними рівнями (рис. 3.15). Для альгофлори солоних водойм характерним є незначний «провал» багатства родів та видів порівняно з очікуваним лінійним трендом. Альгофлора солоних

водойм представлена трьома підкласами, 6 порядками, 13 родинами, 22 родами та 37 видами (табл. 3.6). Таким чином, флора солоних водойм обіймає тільки 29,1% від видового багатства регіональної альгофлори.

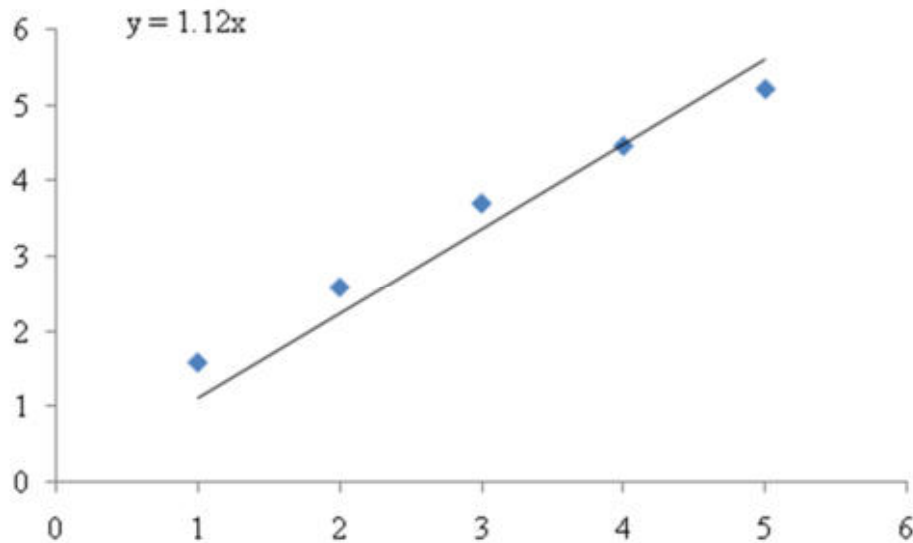


Рис. 3.15. Залежність таксономічного багатства угруповання синьозелених водоростей солоних водойм від ієрархічного положення таксономічного рівня. Вісь абсцис: 1 – підклас, 2 – порядок, 3 – родина, 4 – рід; 5 – вид; вісь ординат – логарифм таксономічного багатства (кількості таксонів)

Слід відзначити наявність у альгофлорі солоних водойм порядку *Pleurocapsales*, який представлений єдиним видом *Hyella caespitosa* Bornet & Flahault 1888. Цей вид знайдений як у солоних, так і прісних водах. Види роду *Hyella* є такими, що найбільш часто зустрічаються з еуендолітичних мікроорганізмів, які здатні руйнувати карбонатні породи [398–401]. Еуендоліти – це спеціалізована група мікроорганізмів, які роблять вагомий внесок у облітерацію скелетних залишків різноманітних тварин та беруть участь у деструкції узбереж у геологічному масштабі часу [402, 403]. Найбільшу кількість родів містять родини *Oscillatoriaceae* (3 роди), *Chroococcaceae* (3 роди) та *Merismopediaceae* (3 роди). Найбільшим видовим багатством характеризуються роди *Oscillatoria* (4 види), *Aphanothece* (3 види) та *Aphanocapsa* (3 види). Як ми бачимо, це перелік суттєво відмінний від аналогічного для наземних стацій, де найбільш різноманітними родами звичайно є *Phormidium* та *Leptolyngbya*.

Представники роду *Oscillatoria* відіграють важливу роль в акумуляції карбогидратів у морському середовищі [404]. Швидкість росту популяцій *Oscillatoria* залежить від співвідношення концентрації азоту до фосфору. При низькій щільності популяції лімітуюча роль цього співвідношення незначна, але висока щільність може бути досягнута, якщо це співвідношення становить 12:1 (у ваговому вимірі) [405].

Таблиця 3.6. Таксономічна структура альгофлори солоних вод

Підклас	Порядок	Родина	Рід	Кількість видів
<i>Nostocophycidae</i>	<i>Nostocales</i>	<i>Aphanizomenonaceae</i>	<i>Aphanizamenon</i>	1
			<i>Nodularia</i>	2
		<i>Nostocaceae</i>	<i>Anabaena</i>	2
			<i>Trichormus</i>	1
<i>Oscillatoriothycidae</i>	<i>Chroococcales</i>	<i>Aphanothecaceae</i>	<i>Aphanothece</i>	3
		<i>Chroococcaceae</i>	<i>Chondrocystis</i>	1
			<i>Chroococcus</i>	1
			<i>Pseudocapsa</i>	1
		<i>Gomphosphaeriaceae</i>	<i>Gomphosphaeria</i>	2
		<i>Microcystaceae</i>	<i>Microcystis</i>	1
	<i>Oscillatoriales</i>	<i>Microcoleaceae</i>	<i>Microcoleus</i>	2
		<i>Oscillatoriaceae</i>	<i>Lyngbya</i>	1
			<i>Oscillatoria</i>	4
			<i>Phormidium</i>	1
		<i>Pleurocapsales</i>	<i>Hyellaceae</i>	<i>Hyella</i>
	<i>Spirulinales</i>	<i>Spirulinaceae</i>	<i>Spirulina</i>	2
<i>Synechococcophycidae</i>	<i>Synechococcales</i>	<i>Leptolyngbyaceae</i>	<i>Leptolyngbya</i>	2
			<i>Planktolyngbya</i>	1
		<i>Merismopediaceae</i>	<i>Aphanocapsa</i>	3
			<i>Merismopedia</i>	2
			<i>Synechocystis</i>	2
		<i>Pseudanabaenaceae</i>	<i>Pseudanabaena</i>	1

Швидкість фотосинтезу та інтенсивність росту *Oscillatoria* залежить від температури та інтенсивності освітлення [406]. Блакитне світло стимулює нітрат редуктазну активність у *Oscillatoria*, що не спостерігається у інших ціанобактерій [407]. Представники роду *Oscillatoria* здатні ефективно використовувати дуже незначну кількість світла [408]. Також ціанобактерії цього роду здатні ефективно очищувати воду від іонів нікелю [409] сполук ртуті [410].

За помірних концентрацій пестициди здатні стимулювати продукцію хлорофілу в ціанобактерій роду *Oscillatoria* [411]. Водорості роду *Oscillatoria* є складовою частиною епіпелічних угруповань [412, 413]. Ці водорості здатні утворювати мати та таким чином сприяють зменшенню ерозійних процесів осадів [414].

Представники роду *Aphanothese* є типовими для солонуватих вод [261] та представляють важливу складову перифітону і є чутливими як до типу субстрату [415], та і до хімізму води [416]. Є сприятливим джерелом живлення для інфузорій [417]. У складі угруповання ціанобактерій, які викликають цвітіння води з вмістом гепатокосинів мікроцистін-LR (MC-LR), переважають представники роду *Aphanothese* [418].

Представники роду *Aphanocapsa* є серед представників ціанобактерій, які найбільш поширені в солонуватих водах [261]. Можуть існувати у симбіозі з губками [419] або асцидіями [420]. Належать до ціанобактерій, які не беруть участь у цвітінні води та не виділяють токсинів [421].

Монотипних родів у структурі флори солоних вод – 11, що становить 50,0 % від загальної кількості родів. Цей показник значно перевищує рівень, який у цілому характерний для регіональної флори, що може бути свідченням значної антропогенної трансформації флори солоних водойм. У середньому, в одній родині представлено 2,9 види. Цей показник значно нижчий, ніж у регіональній флорі, що також свідчить про антропогенну трансформацію комплексів ґрунтів солоних водойм.

Для альгофлори прісних водойм нахил залежності кількості таксонів від їхнього ієрархічного рівня є дуже малим, що вказує на значно повільне зростання таксономічного різноманіття з переходами між ієрархічними рівнями (рис. 3.16).



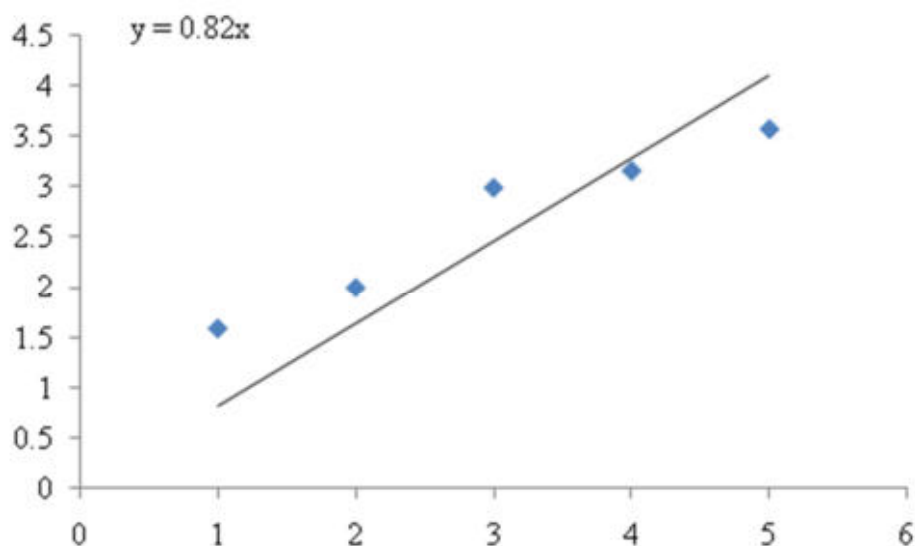


Рис. 3.16. Залежність таксономічного багатства угруповання синьозелених водоростей прісних водойм від ієрархічного положення таксономічного рівня. Вісь абсцис: 1 – підклас, 2 – порядок, 3 – родина, 4 – рід; 5 – вид; вісь ординат – логарифм таксономічного багатства (кількості таксонів)

Для альгофлори прісних водойм характерним є значний «провал» багатства на рівні родів та видів порівняно з очікуваним лінійним трендом, що вказує на малий рівень різноманіття угруповань на рівні родів та видів. Флора прісних водойм представлена трьома підкласами, 4 порядками, 8 родинами, 9 родами та 12 видами (табл. 3.7).

Таблиця 3.7.

#### Таксономічна структура альгофлори солоних вод

Підклас	Порядок	Родина	Рід	Кількість видів
<i>Nostocophycidae</i>	<i>Nostocales</i>	<i>Aphanizomenonaceae</i>	<i>Aphanizamenon</i>	1
		<i>Nostocaceae</i>	<i>Anabaena</i>	2
<i>Oscillatoriophyycidae</i>	<i>Chroococcales</i>	<i>Aphanothecaceae</i>	<i>Aphanothece</i>	1
		<i>Gomphosphaeriaceae</i>	<i>Gomphosphaeria</i>	2
		<i>Microcystaceae</i>	<i>Microcystis</i>	1
	<i>Pleurocapsales</i>	<i>Hyellaceae</i>	<i>Hyella</i>	1
<i>Synechococcophycidae</i>	<i>Synechococcales</i>	<i>Leptolyngbyaceae</i>	<i>Leptolyngbya</i>	2
		<i>Merismopediaceae</i>	<i>Aphanocapsa</i>	1
			<i>Synechocystis</i>	1

Родина *Merismopediaceae* представлена двома родами, усі інші родини представлені одним родом. Роди *Anabaena*, *Gomphosphaeria* та *Leptolyngbya* представлені 2 видами, інші роди є монотипними. Монотипних родів в структурі альгофлори прісних вод – 6, що становить 50,0 % від загальної кількості родів. Цей показник відповідає показнику солоних вод та значно перевищує рівень, який у цілому характерний для регіональної флори, що може бути свідченням значної антропогенної трансформації флори прісних водойм. У середньому, в одній родині представлено 1,5 види. Цей показник значно нижчий, ніж у регіональній флорі, що також свідчить про антропогенну трансформацію комплексів ґрунтів солоних водойм. Таким чином, альгофлора солоних водойм обіймає тільки 9,5 % від видового багатства регіональної альгофлори. Низький облікований рівень різноманіття прісних водойм також пов'язаний із незначною представленістю цього типу біотопів та, відповідно, значно меншою повторністю у зібраних матеріалів.

### **3.3. Екотопічні групи Cyanoprokaryota: переваги середовища існування**

Екотопічне різноманіття Cyanoprokaryota дослідженого регіону представлене вісьмома групами та перехідними формами (рис. 3.17). Основне видове багатство альгофлори зосереджене серед аквально-субаерофітних форм, які становлять 45,5 % видового багатства (у 95 % випадків цей показник знаходиться у діапазоні 29,7–62,9 %). Також важливу роль у регіональній альгофлорі відіграють аквальні види, до яких належить 17,4 % видового багатства Cyanoprokaryota регіональної альгофлори (95 %-й перцентиль становить 8,7 – 50,0 %). Комплекс амфібіонтних форм доповнюється терестріально-субаерофітними (3,0 – 35,7 % від видового багатства регіональної альгофлори) та субаерофітними (0,0 – 8,7 %) формами. Терестріальні види охоплюють незначну кількість видів регіональної альгофлори (0,0 – 6,6 %). Дещо більший внесок у різноманіття альгофлори роблять форми, які здатні мешкати у водному та наземному середовищі – аквально-терестріальні (0,0 – 17,6 %).

Незначну частку альгофлори представляють аерофітні види (0,0 – 7,7 %). Еврибіонти становлять 0,0 – 14,8 % регіональної альгофлори.

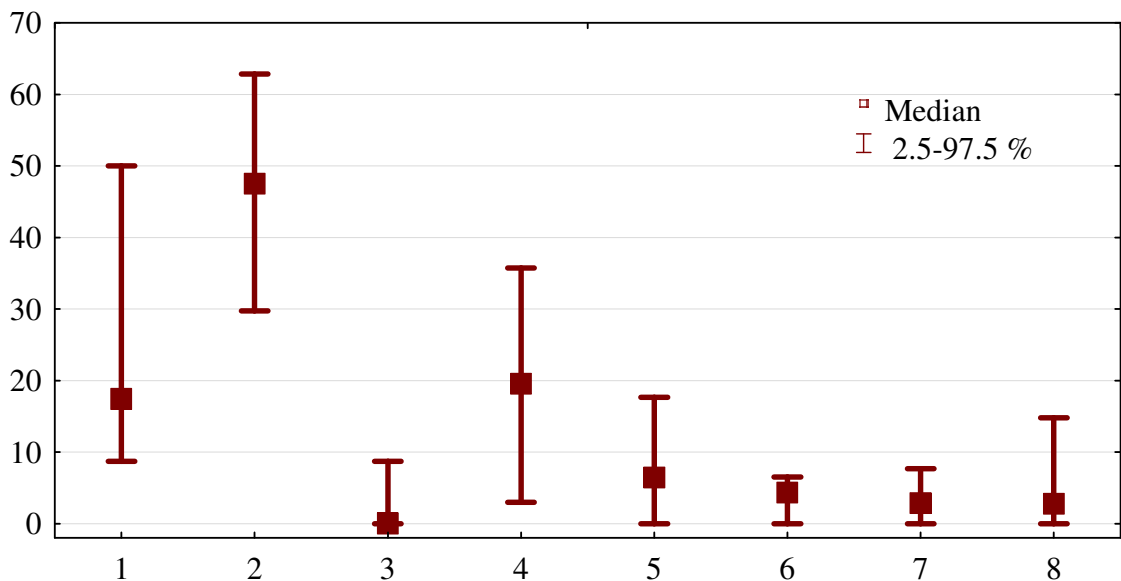


Рис. 3.17. Описові статистики екологічних груп Cyanoprokaryota, встановлених за преференціальним середовищем існування (екотопічні групи). Вісь абсцис – екологічні групи: 1 – аквальні; 2 – аквально-субаерофітні; 3 – субаерофітні; 4 – терестріально-субаерофітні, 5 – аквально-терестріальні; 6 – терестріальні, 7 – аерофітні, 8 – еврибіонтні; вісь ординат – статистичні характеристики участі в угрупованні, % від кількості видів (медіана та 95 % перцентиль)

Варіювання представленості екотопічних груп у локальних альгофлорах є закономірним (рис. 3.17). Характер зв'язку між рівнем представленості різних екотопічних груп може бути оцінений за допомогою коефіцієнта кореляції (табл. 3.8). Одержані результати свідчать про те, що аквальні форми характеризуються від'ємною кореляцією з усіма іншими екотопічними групами, за винятком аквально-субаерофітних форм. Між аквальними та аквально-субаерофітними формами існує нелінійний зв'язок. При збільшенні частки у альгофлорі аквально-субаерофітних форм від мінімальної участі до помірної відбувається паралельне збільшення частки аквальних форм. Подальше збільшення частки аквально-субаерофітних форм відбувається на тлі зниження частки аквальних форм.

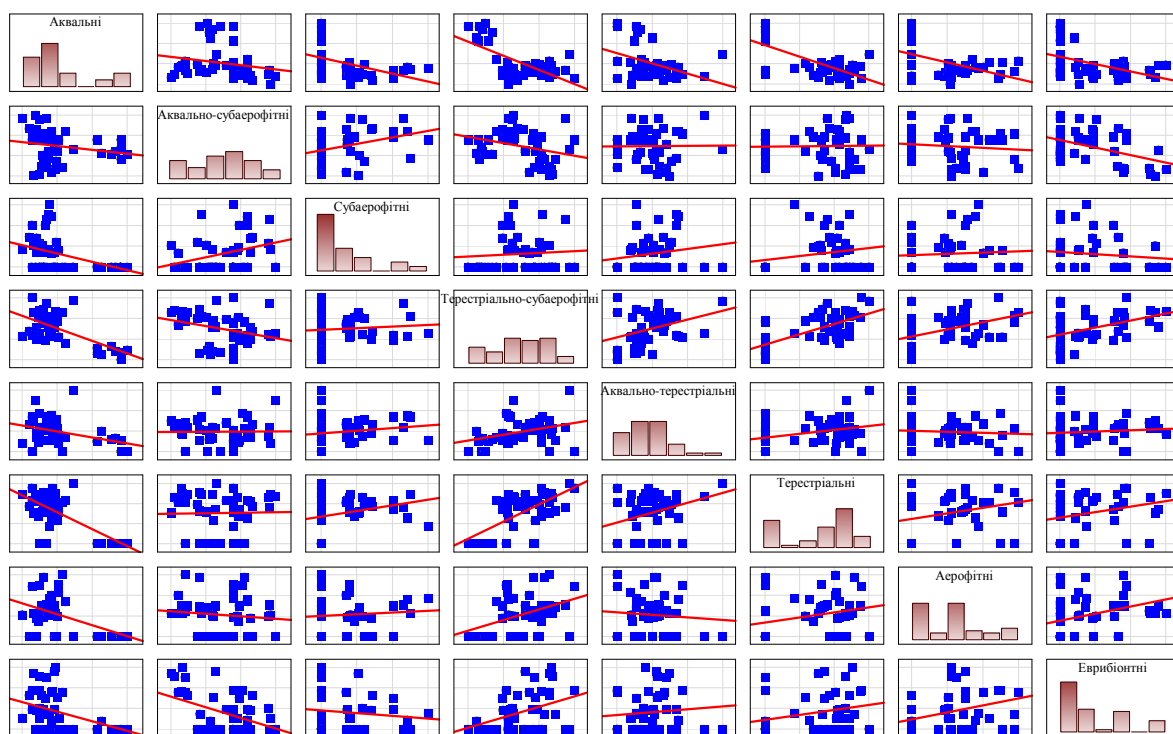


Рис. 3.17. Діаграми розсіювання показників участі екологічних груп у альгофлорі *Cyanoprokaryota*. Осі абсцис та ординат – % участі екологічної групи у альгофлорі, діагональні елементи – гістограми розподілу відповідних показників.

Таким чином, за малого рівня представленості в угрупованні обидвох груп вони ведуть себе як синергісти і подібним чином реагують на зміни умов середовища. За умов високої частки в угрупованні ці групи ведуть себе як антагоністи та виключають одна іншу. Очевидно, що у водному середовищі перевагу мають аквальні форми, а за умов значної мінливості режиму зволоження – аквально-субаерофітні форми. Своєю чергою, аквально-субаерофітні форми характеризуються позитивною кореляцією з субаерофітами та від'ємною кореляцією з часткою у альгофлорі терестріально-субаерофітами та еврибонтами. Такий результат вказує на екологічну подібність груп субаерофітних та аквально-субаерофітних форм. Тоді як серед субаерофітів аквальні та терестріальні форми є антагоністами.

Кореляційна матриця екологічних груп Cyanoprokaryota (представлені статистично вірогідні попарні коефіцієнти кореляції Пірсона для  $p < 0,05$ , дані попередньо косинус-перетворені)

Екологічні групи		1	2	3	4	5	6	7	8
Аквальні	1	1,00	–	–0,40	–0,65	–0,38	–0,69	–0,46	–0,41
Аквально-субаерофітні	2	–	1,00	0,34	–0,30	–	–	–	–0,44
Субаерофітні	3	–0,40	0,34	1,00	–	–	–	–	–
Терестріально-субаерофітні	4	–0,65	–0,30	–	1,00	0,35	0,66	0,42	0,42
Аквально-терестріальні	5	–0,38	–	–	0,35	1,00	0,31	–	–
Терестріальні	6	–0,69	–	–	0,66	0,31	1,00	–	–
Аерофітні	7	–0,46	–	–	0,42	–	–	1,00	0,34
Еврибіонтні	8	–0,41	–0,44	–	0,42	–	–	0,34	1,00

Слід відзначити, що терестріально-субаерофітні форми є синергістами у відношенні до аквально-терестріальних, терестріальних, аерофітних та еврибіонтних форм, що підтверджується позитивними коефіцієнтами кореляції. Загалом, зазначені екологічні групи характеризуються різним рівнем попарної позитивної кореляції, що вказує на певну екологічну однорідність відповідного комплексу.

#### **3.4. Екологічні групи Cyanoprokaryota: переваги умов солоності середовища**

За ставленням до умов солоності середовища Cyanoprokaryota поділяють на галотолерантів, галобіонтів, галофілів та морських видів [38]. Морські види займають проміжне положення між галобіонтами та галотолерантами. У монографії О. М. Виноградової [3] серед списку видів, які наводяться в літературі для засолених екологічних груп, але за своєю екологічною характеристикою їм не відповідають, наведені види супроводжуються характеристикою «прісноводний», яку можна тлумачити як підкатегорію галотолерантів. Таким

чином, досліджену флору за критерієм преференції умов солоності, відповідно до класифікації О. М. Виноградової [3], ми розподіляємо на: стенотопні галотолеранти (прісноводні форми за О. М. Виноградовою), евритопні галотолеранти (усі інші галотолеранти за О. М. Виноградовою), галобіонти та галофіли (рис. 3.18).

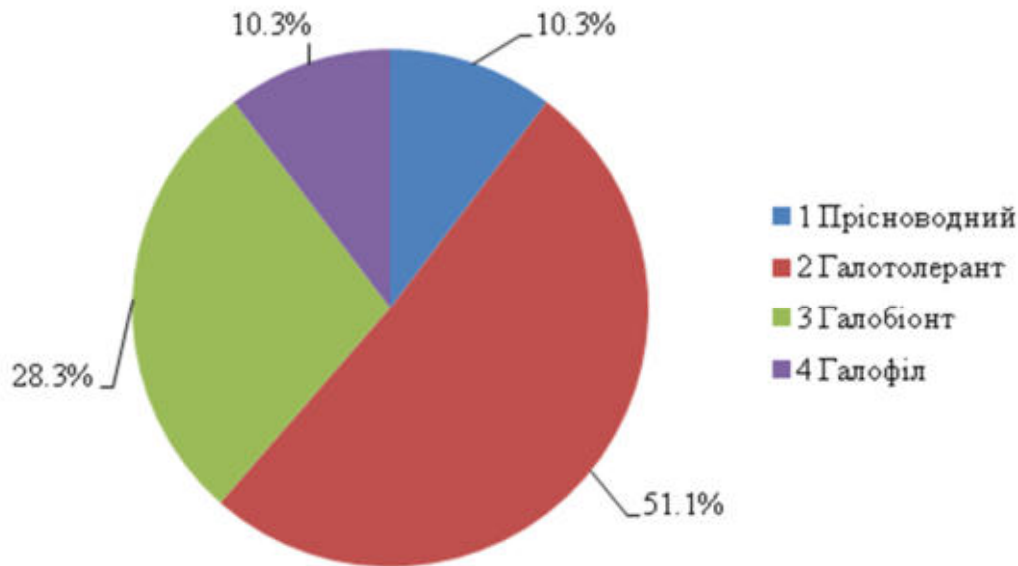


Рис. 3.18. Структура регіональної альгофлори Cyanoprokaryota за преференцією умов солоності середовища. Представлений % відповідної екологічної групи від загальної кількості видів

Основу регіональної альгофлори Cyanoprokaryota складають галотолеранти (51,1 % від кількості видів), дещо менша частка галобіонтів (28,3 %). Види, які знаходяться у маргінальних позиціях градієнту умов солоності середовища, представлені рівною кількістю видів – прісноводних та галофільних видів по 10,3 % від загального видового багатства флори.

Розподіл видів Cyanoprokaryota за преференцією умов солоності середовища залежить від типів екосистеми (рис. 3.19).

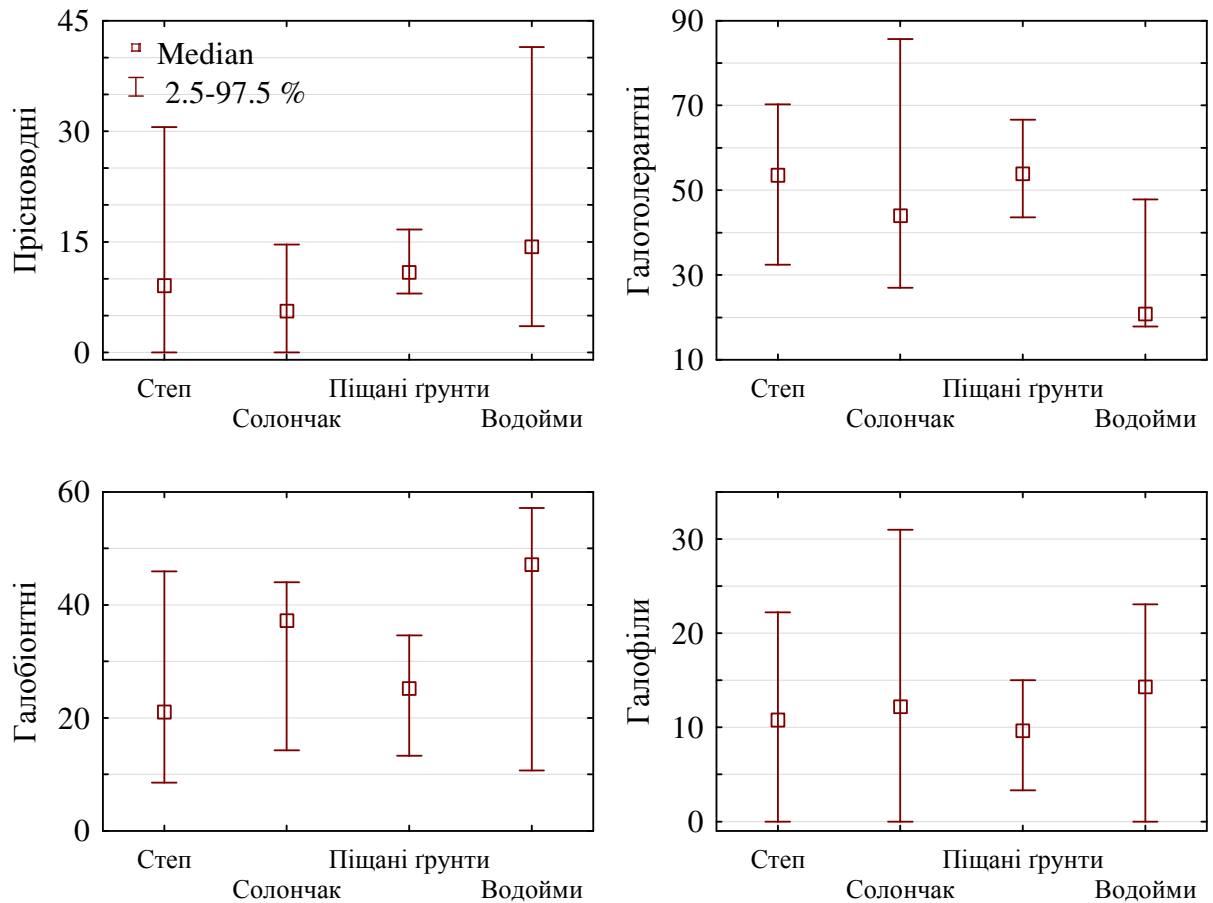


Рис. 3.19. Розподіл екологічних груп Cyanoprokaryota за перевагою умов солоності середовища залежно від типів екосистем

Відмінності між екосистемами за часткою прісноводних форм є статистично вірогідними ( $F = 2,8$ ,  $p = 0,04$ ). Закономірно, що у водоймах, особливо у прісних, частка прісноводних форм є найбільшою. Умови зволоження та солоності впливають на сприятливість середовища існування прісноводних форм у степових ценозах, чим обумовлений значний рівень варіювання їх присутності в степу. Елімінуючий вплив солоності найбільший у солончаках, де в деяких випадках прісноводні форми можуть бути не представлені зовсім.

Відмінності між типами екосистем за часткою галотолерантів у структурі угруповання статистично вірогідні ( $F = 12,0$ ,  $p < 0,001$ ). Найбільш виразно ця екологічна група представлена в піщаних ґрунтах (54,4 %) та в степу (52,6 %), причому в степових ценозах варіабельність представленості галотолерантів

значно вища. Дещо менша частка галотолерантів у солончаках (45,3 %), але у деяких випадках ця група може становити до 85,7 % від загальної кількості угруповання *Cyanoprokaryota* солончаків. Найменша частка галотолерантів встановлена для водойм (24,3 %).

Екосистеми за часткою галобіонтів розрізняються статистично вірогідно ( $F = 12,0, p < 0,001$ ). Найбільша частка галобіонтів встановлена для водойм (44,9 %, причому для прісних водойм цей показник становить тільки 10,7 %). Дещо менший цей показник для солончаків (35,2 %). Найменша частка в угрупованні галобіонтів у піщаних (24,9 %) та степових (25,3 %) ґрунтах. Представленість галофілів статистично вірогідно не розрізняється між екосистемами ( $F = 1,28, p = 0,29$ ).

Екологічні групи *Cyanoprokaryota* за їх преференцією до умов солоності екотопу кількісно можна позначити як (*GL*): стенотопні галотолеранти (прісноводні форми) – 1, евритопні галотолеранти – 2, галобіонти – 3, галофіти – 4. Тоді показник солоності екотопу за структурою ціанопрокаріот можна встановити як:

$$Halo = \frac{1}{S} \sum_{i=1}^N \frac{GL_i}{S_i},$$

де *Halo* – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу за угрупованням ціанопрокаріот; *S* – загальна кількість видів в угрупованні; *i* – порядковий номер екологічної групи за преференцією до умов солоності екотопу (стенотопні галотолеранти (прісноводні форми – 1, евритопні галотолеранти – 2, галобіонти – 3, галофіти – 4), *N* – загальна кількість таких груп; *S<sub>i</sub>* – кількість видів, які належать до відповідної екологічної групи.

Таким чином, фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу за угрупованням *Cyanoprokaryota* (*Halo*) може змінюватися від 1 до 4. Рівень 1 відповідає прісним водоймам без ознак солоності, 4 – найбільш засоленим стаціям. За показником *Halo* екосистеми статистично вірогідно розрізняються ( $F = 1,28, p = 0,29$ ). Найбільший рівень солоності встановлений для водойм (2,59, варіює у межах від 1,69 до 2,96) та для солончаків (2,59, варіює у межах від 2,14 до 3,04) (рис. 3.20).



Рівень солоності піщаних ґрунтів та степових ґрунтів менший (2,31 та 2,29 відповідно).

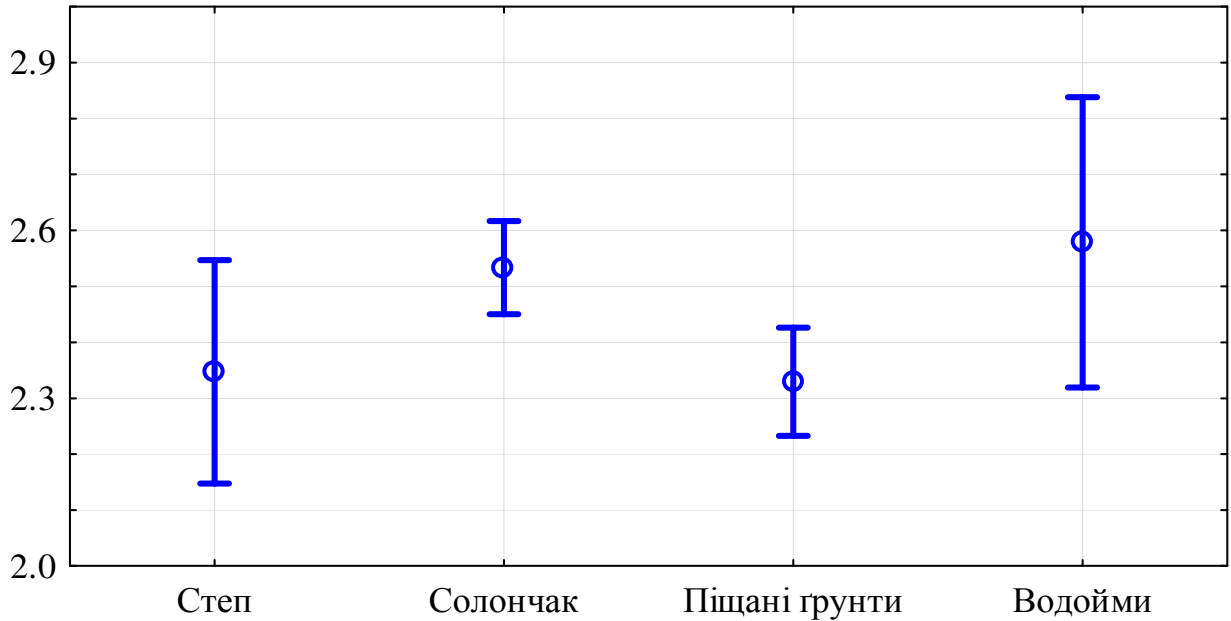


Рис. 3.20. Варіювання рівня солоності екотопів залежно від типу екосистеми. Вісь ординат – рівень солоності, фітоіндикаційні оцінки за показником *Halo* (точка – середнє значення, вертикальна лінія – 95 %-й довірчий інтервал).

Фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу *Halo* погоджено варіює з представленістю екотопічних груп водоростей в угрупованні. Представленість аквальних форм позитивно корелює з рівнем солоності екотопу в степових ценозах ( $r = 0,56$ ,  $p = 0,03$ ). В інших екосистемах зв'язку між указаними екологічними групами не встановлено (рис. 3.21). Очевидно, що ґрунтові води є джерелом додаткової солоності степових ґрунтів. Капілярне підняття мінералізованих ґрунтових вод є фактором солоності, оскільки вода випаровується з поверхні ґрунту, а підняті солі залишаються у верхньому ґрунтовому шарі. Тому рівень гідроморфності степових ґрунтів, який також сприяє створенню умов існування аквальних форм, є також фактором солоності ґрунтів, унаслідок чого формується вказана кореляційна залежність.

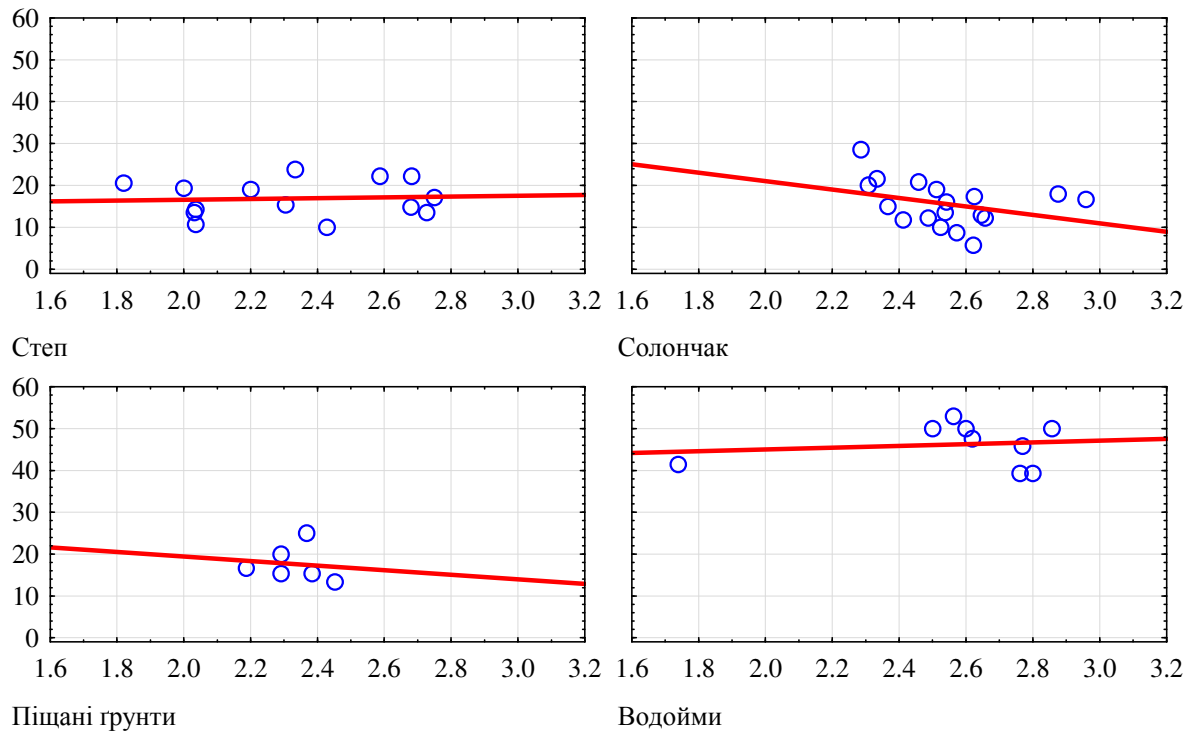


Рис. 3.21. Залежність частки аквальних форм (у %) від рівня солоності екотопу (*Halo*) в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу (умовні одиниці), вісь ординат – участь топоморфи в угрупованні, % від кількості видів

Зі зростанням рівня солоності екотопу частка аквально-субаерофітних форм також збільшується (рис. 3.22). Але чутливість аквально-субаерофітних форм до солоності значно відмінна залежно від типу екосистеми. Найбільш чутливо аквально-субаерофітні види реагують на збільшення солоності в піщаних ґрунтах, про що свідчить коефіцієнт регресійної моделі, який характеризує нахил:

$$ASAF = 43,8 Halo - 57,9 (R^2 = 0,83),$$

де ASAF – частка аквально-субаерофітних форм, %; *Halo* – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу, умовні одиниці.

Регресійний коефіцієнт, який характеризує нахил лінійної залежності для степових ґрунтів, становить 11,5, що вказує на меншу чутливість аквально-субаерофітних форм до солоності в цій екосистемі. Для солончаків та водних екосистем чутливість означеної екологічної групи значно зменшена (коефіцієнти становлять 7,6 та 2,0 відповідно).

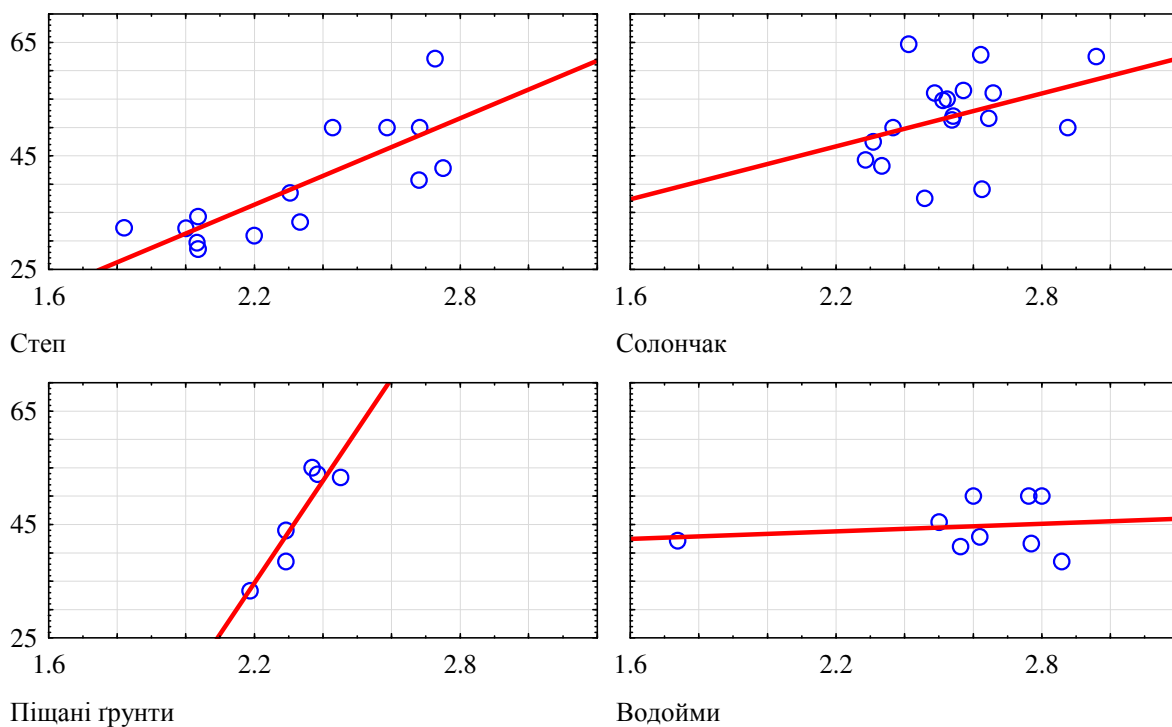


Рис. 3.22. Залежність частки аквально-субаерофітних форм *Cyanoprokaryota* (у %) від рівня солоності екотопу в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу (умовні одиниці), вісь ординат – участь топоморфи в угрупованні, % від кількості видів

Субаерофіти представлені тільки в степових екосистемах та в солончаках (рис. 3.23). При збільшенні солоності частка субаерофітів також збільшується, і рівень такого зростання найбільший в солончакових екосистемах, на що вказує відповідне регресійне рівняння:

$$SAF = 9,5 \text{ Halo} - 20,6 \quad (R^2 = 0,57),$$

де SAF – частка субаерофітних форм, %; *Halo* – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу, умовні одиниці.

Для степових екосистем регресійний коефіцієнт, який характеризує нахил лінійної залежності, становить 2,2, що значно менше, ніж для солончаків. Таким чином, як аквально-субаерофітні, так і субаерофітні форми демонструють тенденцію до збільшення своєї участі в угрупованні за умов зростання рівня солоності екотопу. Аквально-субаерофітні форми найбільш чутливі до солоності в піщаних ґрунтах, а субаерофітні форми – до солоності в солончаках.

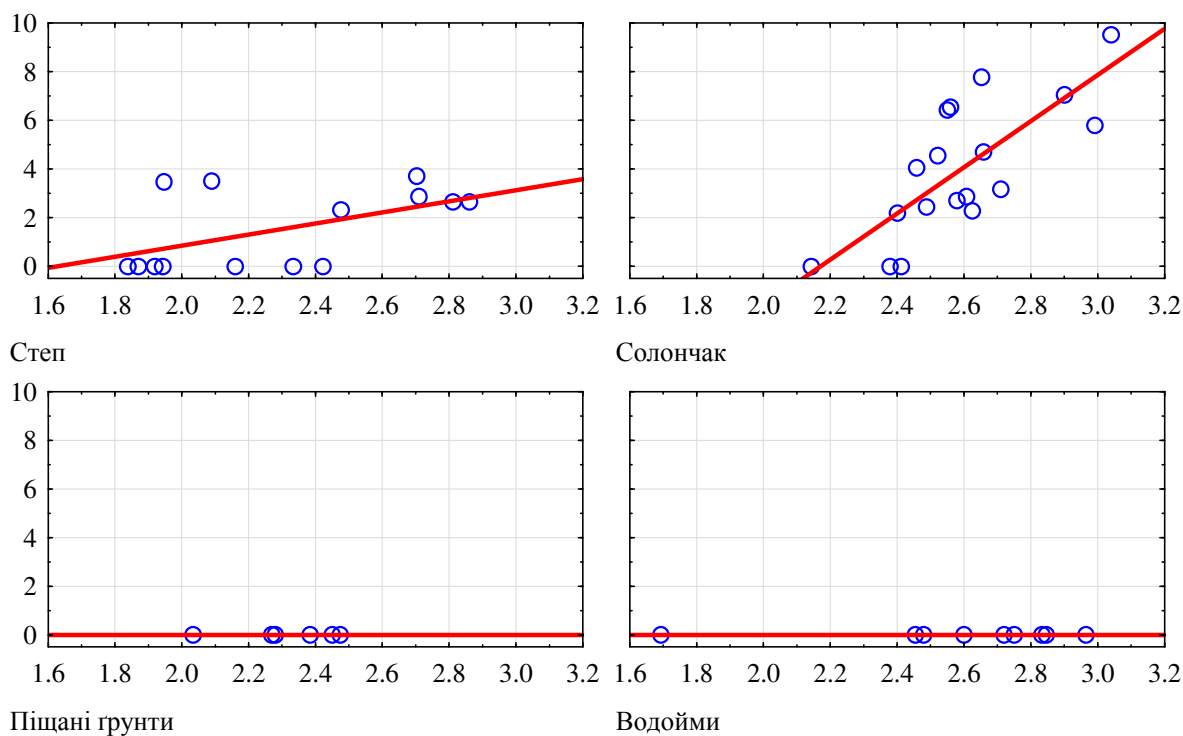


Рис. 3.23. Залежність частки субаерофітів (у %) від рівня солоності екотопу в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу (умовні одиниці), вісь ординат – участь топоморфи в угрупованні, % від кількості видів

На відміну від попередньо розглянутих екологічних груп, терестріально-субаерофітні форми зменшують свою присутність в угрупованні при збільшенні солоності, за винятком водойм (рис. 3.24). У водоймах рівень представленості цієї групи зовсім незначний, і вона є не чутливою до вмісту розчинених солей. Найбільш інтенсивно на солоності екотопу реагують терестріально-субаерофітні форми в піщаних ґрунтах:

$$\text{TSAF} = -29,8 \text{ Halo} + 88,1 \quad (R^2 = 0,38),$$

де TSAF – частка терестріально-субаерофітних форм, %; Halo – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу, умовні одиниці.

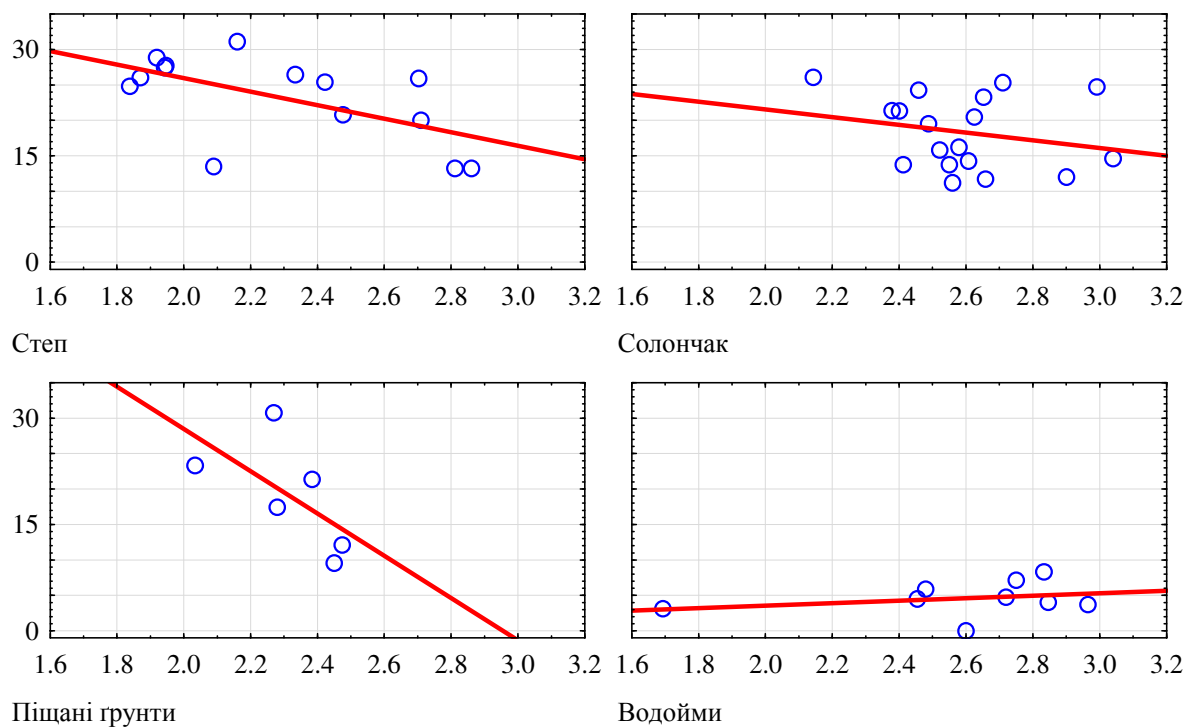


Рис. 3.24. Залежність частки терестріально-субаерофітних форм (у %) від рівня солоності екотопу в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу (умовні одиниці), вісь ординат – участь топоморфи в угрупованні, % від кількості видів

Чутливість терестріально-субаерофітних форм до солоності екотопу в степу та солончаках значно менша, ніж у піщаних ґрунтах (нахил лінійної залежності становить  $-9,5$  та  $-5,5$  відповідно).

Аквально-терестріальні форми різко знижують свою участь в угрупованні при зростанні солоності (рис. 3.25). Найбільш чутливі до солоності аквально-терестріальні форми в умовах солончаків:

$$ATF = -8,9 Halo + 30,9 (R^2 = 0,26),$$

де ATF – частка аквально-терестріальних форм, %; Halo – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу, умовні одиниці.

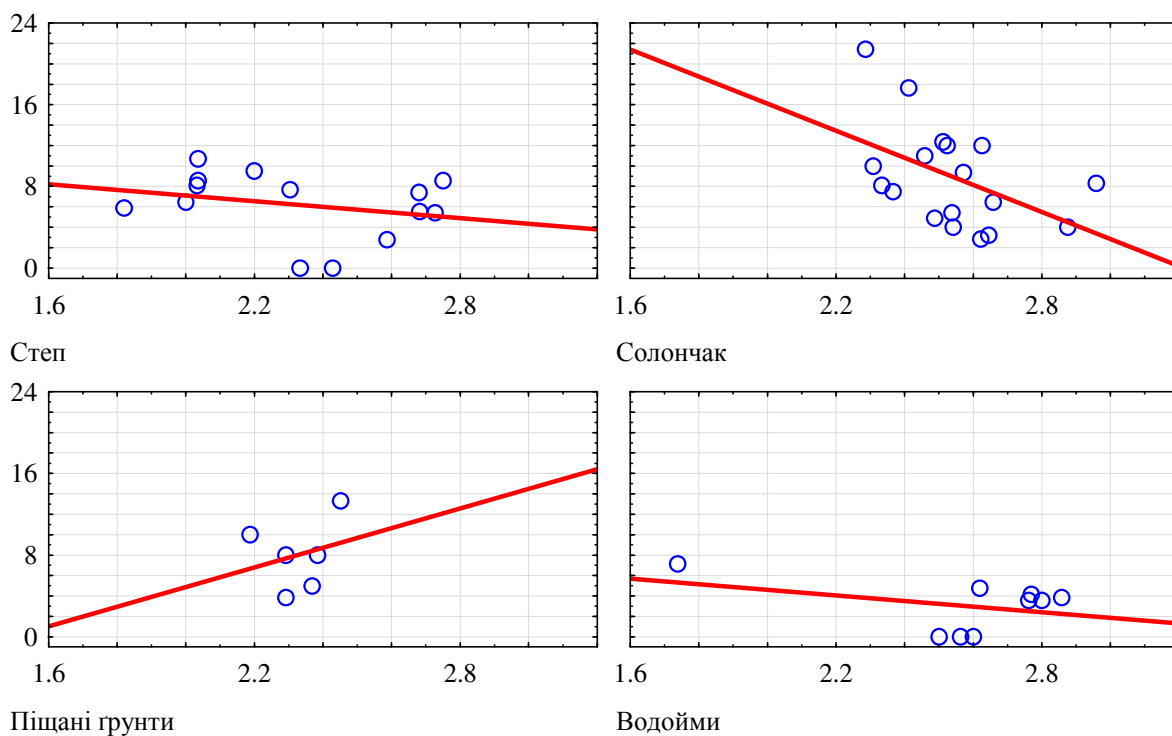


Рис. 3.25. Залежність частки аквально-терестріальних форм (у %) від рівня солоності екотопу в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу (умовні одиниці), вісь ординат – участь топоморфи в угрупованні, % від кількості видів

Аквально-терестріальні форми повільно зменшують свою участь в угрупованні в степових екосистемах та у водоймах. Для піщаних ґрунтів статистично вірогідної закономірності не встановлено. Загалом, чим більш високі показники участі в угрупованні аквально-терестріальних форми, тим більш чутливою є їх реакція на зміни рівня солоності екотопу. Ця закономірність також простежується і у відношенні терестріальних форм, хоч екосистеми з більшою чутливістю до рівня солоності цих форм відмінні від аналогічних для аквально-терестріальних форм. Спільною рисою між аквально-терестріальними та терестріальними формами є їх негативне ставлення до солоності: зі збільшенням солоності їх частка в угрупованні зменшується (рис. 3.26). Закономірно, що терестріальні форми відсутні у водоймах. Для піщаних ґрунтів залежність не є статистично вірогідною. Як і у випадку аквально-терестріальних форм, найбільш чутливі до солоності екотопу терестріальні форми солончаків:

$$TF = -2,8 Halo + 11,3 (R^2 = 0,31),$$

де TF – частка терестріальних форм, %; *Halo* – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу, умовні одиниці.

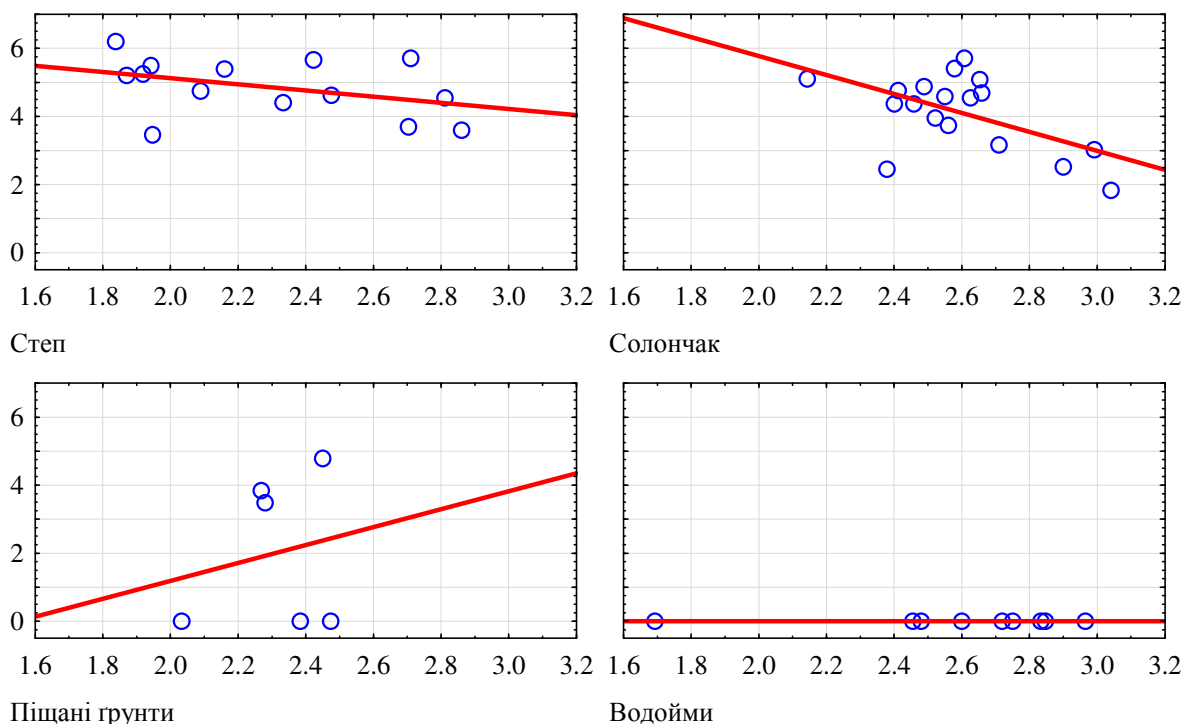


Рис. 3.26. Залежність частки терестріальних форм (у %) від рівня солоності екотопу в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу (умовні одиниці), вісь ординат – участь топоморфи в угрупованні, % від кількості видів

У степових умовах частка терестріальних форм зі збільшенням солоності зменшується дуже повільно (нахил лінійної залежності становить 0,91).

Аерофіти закономірно відсутні в водних екосистемах (рис. 3.27). Зі збільшенням солоності екотопу аерофіти збільшують свою участь в угрупованні. Найбільш чутливі до змін солоності аерофіти в піщаних ґрунтах:

$$AF = -2,8 Halo + 11,3 (R^2 = 0,31),$$

де AF – частка аерофітів, %; *Halo* – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу, умовні одиниці.

У солончаках аерофіти також дуже чутливі до режиму солоності (регресійний коефіцієнт становить 5,3). У степу чутливість цієї групи до солоності дещо менша (коефіцієнт становить 2,2).

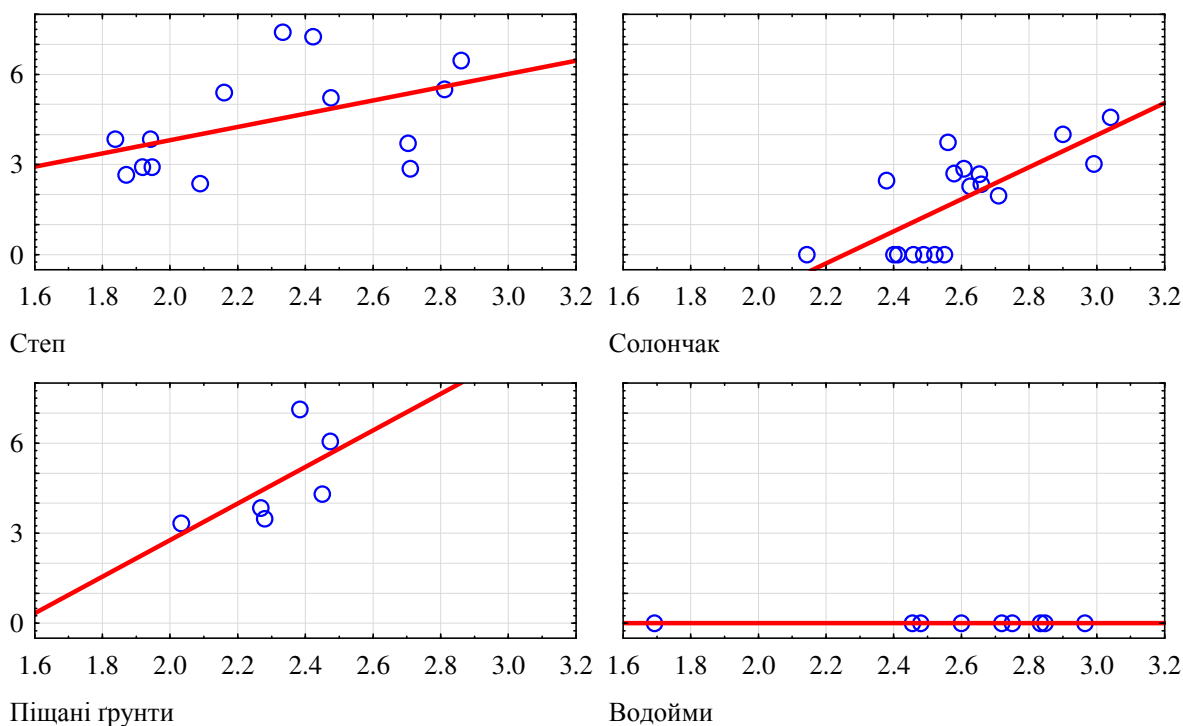


Рис. 3.27. Залежність частки аерофітів (у %) від рівня солоності екотопу в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу (умовні одиниці), вісь ординат – участь топоморфи в угрупованні, % від кількості видів

Еврибіонтним видам притаманна загальна тенденція щодо зниження їх присутності в угрупованні зі зростанням рівня солоності екотопу (рис. 3.28). Для водойм та солончаків ця тенденція виражена не чітко. Тоді як для степових угруповань та піщаних ґрунтів простежується чітка лінійна залежність, яка для піщаних ґрунтів має вигляд:

$$EB = -22,5 \text{ Halo} + 58,5 \quad (R^2 = 0,36),$$

де EB – частка еврибіонтів, %; Halo – фітоіндикаційна оцінка солоності екотопу, умовні одиниці.

Для степових ценозів чутливість еврибіонтів до впливу солоності трохи менша – регресійний коефіцієнт, який указує на нахил залежності, має значення  $-11,5$ .



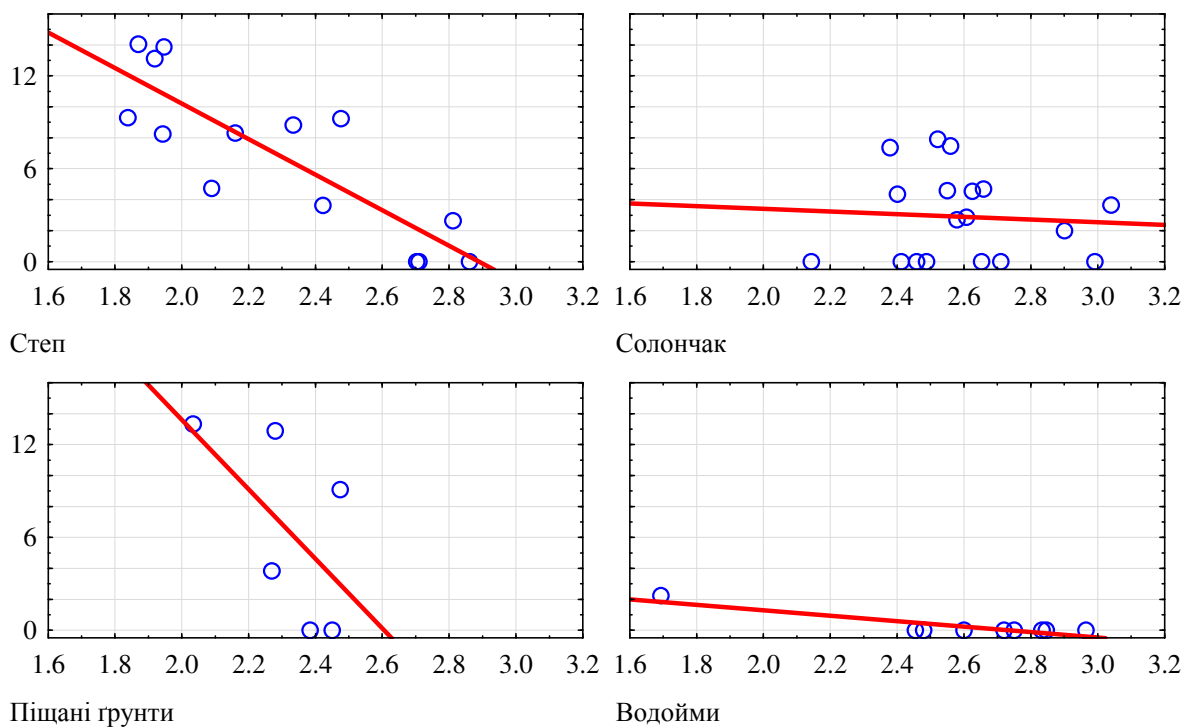


Рис. 3.28. Залежність частки еврибiонтних видiв (у %) вiд рiвня солоностi екотопу в рiзних типах екосистем. Вiсь абсцис – рiвень солоностi екотопу (умовнi одиницi), вiсь ординат – участь топоморфи в угрупованнi, % вiд кiлькостi видiв

Загальною закономірністю є те, що аквальні та амфiбiонтнi форми *Cyanoprokaryota* (аквально-субаерофiтнi та субаерофiтнi) демонструють тенденцiю до збiльшення своєї присутностi в угрупованнi при збiльшеннi солоностi екотопу (табл. 3.9). Терестрiальнi (терестрiально-субаерофiтнi, аквально-терестрiальнi, терестрiальнi), аерофiтнi та еврибiонтнi види – навпаки, свою присутнiсть зменшують при зростаннi засолення. Чутливiсть до впливу режиму солоностi залежить вiд типу екосистеми. Аквальнi та терестрiально-субаерофiтнi форми найбільш чутливi до впливу солоностi у степових ценозах, аквально-субаерофiтнi – у пiщаних ґрунтах, субаерофiтнi, аквально-терестрiальнi, терестрiальнi, аерофiтнi – у солончаках, еврибiонтнi – у степу та водоймах.

Кореляційна матриця рівня солоності екотопу та частки екологічних груп  
(наведені кореляційні коефіцієнти для  $p < 0,05$ ; NA – кореляційна пара  
відсутня)

Екологічна група	Усього	Степ	Солончак	Піщані ґрунти	Водойми
Аквальні	–	0,56	–	–	–
Аквально-субаерофітні	0,48	–	–	0,91	–
Субаерофітні	0,45	–	0,76	NA	NA
Терестріально-субаерофітні	–0,41	–0,59	–	–	–
Аквально-терестріальні	–	–	–0,51	–	–
Терестріальні	–	–	–0,56	–	NA
Аерофітні	–	–	0,73	–	NA
Еврибіонтні	–0,62	–0,85	–	–	–0,89

Таким чином, чутливість видів *Cyanoprokaryota* залежить від їх екологічної групи, яка характеризує їх преференцію до відповідного середовища існування та має специфічний характер у різних типах екосистем. Безумовно, ці особливості залежать від рівня солоності екотопу та від хімізму солоності. Слід зазначити, що режим солоності визначається динамікою інших процесів та екологічних умов, до яких також чутливі ціанопрокаріоти. Відгук на градієнт солоності має характер цілісної екологічної реакції на комплекс екологічних факторів і процесів. Також у формуванні патернів відгуку на градієнт солоності екотопу слід враховувати міжвидові взаємодії як у межах комплексів ціанопрокаріот, а також взаємодії з іншими компонентами біотичних угруповань. Одержані результати також свідчать про додатковий екологічний зміст екологічної класифікації *Cyanoprokaryota* на екотопічні групи. Екотопічні групи характеризуються різною чутливістю до впливу фактора солоності екотопу, тому його варіювання дозволяє також пояснити трансформацію екотопічної структури угруповання.

За просторовим охопленням ареалів *Cyanoprokaryota* регіональної альгофлори можуть бути розділені на такі групи: мешканці помірної зони

Європи, європейські види, євразійські види, циркумконтинентальні або циркумокеанічні та космополіти (табл. 3.10).

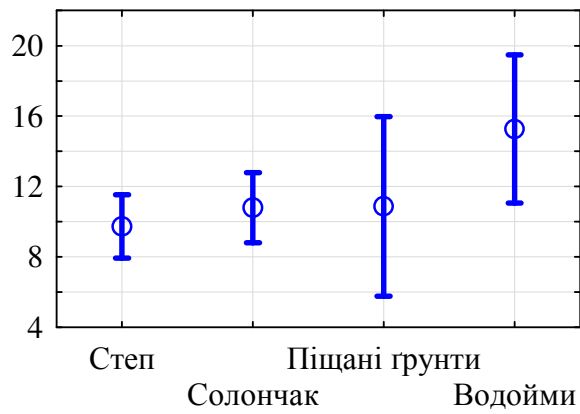
Таблиця 3.10.

Ареалогічні характеристики альгофлори *Cyanoprokaryota*

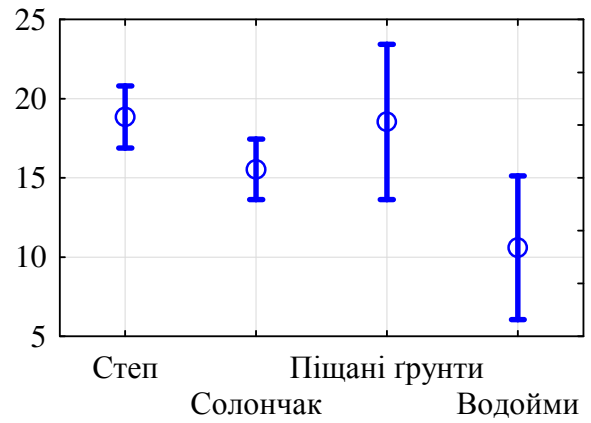
Категорія	Географічне поширення	Кількість видів	% від загальної кількості
1	Помірна зона Європи	14	11,02%
2	Європа	20	15,75%
3	Європа, Азія	15	11,81%
4	Циркумконтинентальне або циркумокеанічне	19	14,96%
5	Космополітне	59	46,46%
Разом		127	100,00%

Відповідно, за шириною ареалів види *Cyanoprokaryota* умовно можна охарактеризувати як: 1 – види з вузьким ареалом у межах помірної зони, 2 – європейські види, 3 – ареал охоплює Європу та Азію, 4 – циркумконтинентальне або циркумокеанічне поширення, 5 – космополіти. Видів у альгофлорі *Cyanoprokaryota* з поширенням у помірній зоні Європи – 11,02 % (14 видів). Види, ареал яких охоплює Європу – 15,75 % (20 видів). Види з поширенням у Європі та Азії – 11,81 % (15 видів). Види з циркумконтинентальним або циркумокеанічним поширенням – 14,96 %, а космополітів – 46,46 %.

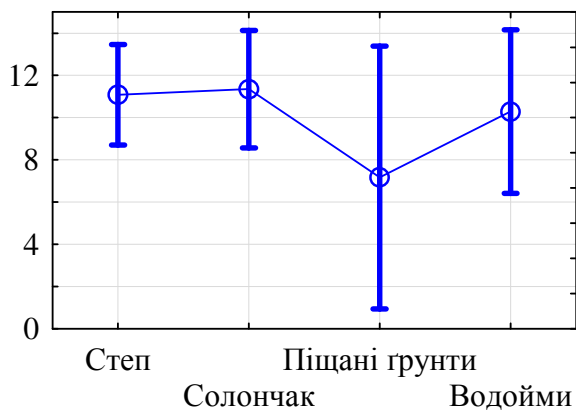
Види *Cyanoprokaryota* з різним географічним поширенням характеризуються різним розподілом серед досліджених типів екосистем. Види, які поширені в помірній зоні Європи, найчастіше трапляються у водоймах (15,3 %), а найменша їх частка в угрупованнях степових ценозів (9,7 %) (рис. 3.29).



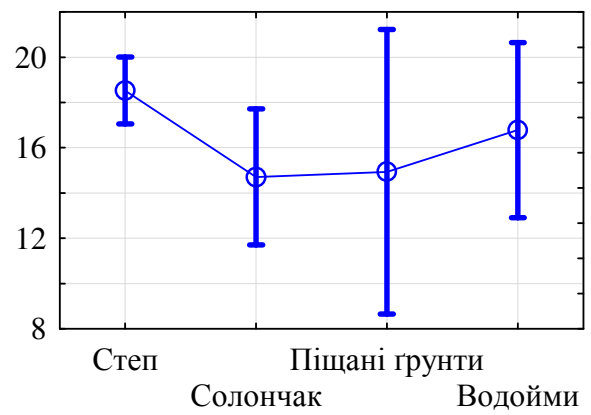
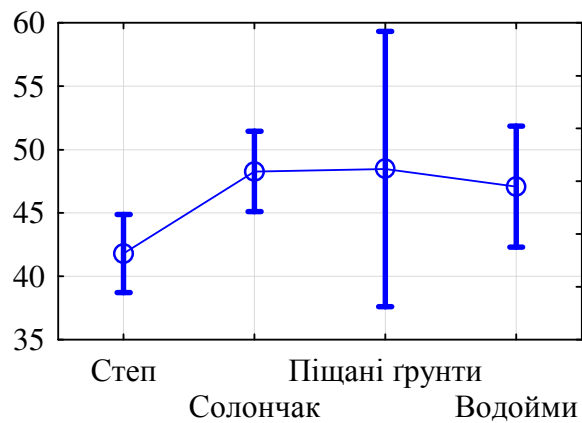
Помірна зона Європи



Європа



Європа та Азія

Циркумконтинентальне або  
циркумокеанічне поширення

Космополіти

Рис. 3.29. Ареалогічна структура альгофлори *Suaurogaryota* залежно від типу екосистем. Вісь ординат – частка відповідного ареалогічного типу

Відмінності між екосистемами за часткою вузько ареальних видів статистично вірогідні ( $F = 3,43$ ,  $p = 0,03$ ). Варіабельність ареалогічних характеристик флори *Cyanoprokaryota* піщаних ґрунтів дуже значна. Відмінності між екосистемами за часткою європейських видів також статистично вірогідні ( $F = 7,64$ ,  $p < 0,001$ ). Європейських видів *Cyanoprokaryota* у водоймах значно менше, ніж у інших типах екосистем (10,6 %). За цим показником степові екосистеми та піщані ґрунти практично не розрізняються (18,9 та 18,5 % відповідно). Частка європейських видів у солончаках трохи менша, ніж у степу або в пісках (15,6 %).

Частка євразійських видів *Cyanoprokaryota* статистично вірогідно не розрізняється залежно від типу екосистеми ( $F = 1,07$ ,  $p = 0,37$ ). Але слід відзначити, що варіабельність цього показника дуже значна для піщаних ґрунтів. Відмінності між екосистемами за показником частки циркумконтинентальних та циркумокеанічних видів також не є статистично вірогідними ( $F = 1,8$ ,  $p = 0,18$ ). Для піщаних ґрунтів та солончаків позначена тенденція до зменшення частки видів з широким ареалом порівняно з іншими типами екосистем.

За часткою космополітних видів *Cyanoprokaryota* екосистеми розрізняються статистично вірогідно ( $F = 2,90$ ,  $p = 0,04$ ). Космополітних видів значно менше серед альгофлори степових ценозів (41,8 %). В солончаках та у піщаних ґрунтах космополітів 48,3 та 48,5 % відповідно, а в водоймах – 47,1 %.

Частка ареалогічних типів видів *Cyanoprokaryota* в угрупованнях корелює з рівнем солоності та часткою екотопічних груп (табл. 3.11). Зі збільшенням рівня солоності екотопу збільшується частка євразійських видів і космополітів та зменшується частка європейських видів та видів із широким ареалом (циркумконтинентальні або циркумокеанічні види). Збільшення частки видів *Cyanoprokaryota* з поширенням у помірній зоні погоджене зі збільшенням частки аквальних та зі зменшенням терестріальних форм. Збільшення європейських видів супроводжується збільшенням в угрупованні частки терестріально-субаерофітних, терестріальних та еврибіонтних форм та зменшенням частки аквальних і аквально-субаерофітних форм. Частка євразійських видів позитивно корелює з часткою субаерофітних форм та від'ємно – з часткою аквально-

терестріальних форм. Представників видів з широким ареалом тим більше, чем менше в угрупованні аквально-субаерофітних та субаерофітних форм. Космополітів тим більше, чим більше в угрупованні аквально-субаерофітних форм, і тим менше, чим більше терестріально-субаерофітних форм.

Таблиця 3.11.

Кореляційна матриця частки різних типів ареалів видів *Sуанорокаруота* в угрупованнях та рівня солоності екотопу та екотипічних груп (наведені коефіцієнти кореляції для  $p < 0,05$ )

Змінні	Типи ареалів**				
	1	2	3	4	5
Рівень солоності екотопу*	–	–0,71	0,50	–0,31	0,41
Екотопічні групи					
Аквальні	0,45	–0,43	–	–	–
Аквально-субаерофітні	–	–0,40	–	–0,33	0,60
Субаерофітні	–	–	0,49	–0,40	–
Терестріально-субаерофітні	–	0,55	–	–	–0,48
Аквально-терестріальні	–	–	–0,34	–	–
Терестріальні	–0,41	0,48	–	–	–
Аерофітні	–	–	–	–	–
Еврибіонтні	–	0,50	–	–	–

**Умовні позначки:** \* – фітоіндикаційна оцінка; \*\* – 1 – помірна зона; 2 – європейські види; 3 – євразійські види; 4 – циркумконтинентальні або циркумокеанічні види; 5 – космополіти

Показник географічного поширення видів угруповання *Sуанорокаруота* за ареалогічною структурою можна встановити як:

$$Geogr = \frac{1}{S} \sum_{i=1}^N \frac{Gr_i}{S_i},$$

де *Geogr* – оцінка географічного поширення видів угруповання ціанопрокаріот; *S* – загальна кількість видів в угрупованні; *i* – порядковий номер ареалогічного типу, *N* – загальна кількість таких типів; *S<sub>i</sub>* – кількість видів, які належать до відповідного ареалогічного типу, *Gr<sub>i</sub>* – рівень географічного поширення у межах

типу (1 – види з вузьким ареалом у межах помірної зони, 2 – європейські види, 3 – ареал охоплює Європу та Азію, 4 – види з широким ареалом, але не космополіти, 5 – космополіти).

Ширина ареалів видів *Cyanoprokaryota* в угрупованні статистично вірогідно не розрізняється залежно від типу екосистеми ( $F = 0,78$ ,  $p = 0,51$ ). Між рівнем солоності та шириною ареалів видів угруповань існує залежність, яку можна описати регресійним рівнянням:

$$Geogr = 3,17 + 0,23 Halo,$$

де *Geogr* – середня ширина ареалів видів в угрупованні, *Halo* – рівень солоності екоотопу. Рівняння здатне пояснити 12,8 % варіювання середньої ширини ареалів видів. Незначна пояснювальна здатність залежності обумовлена тим, що її характер змінюється у різних типах екосистем (рис. 3.30).

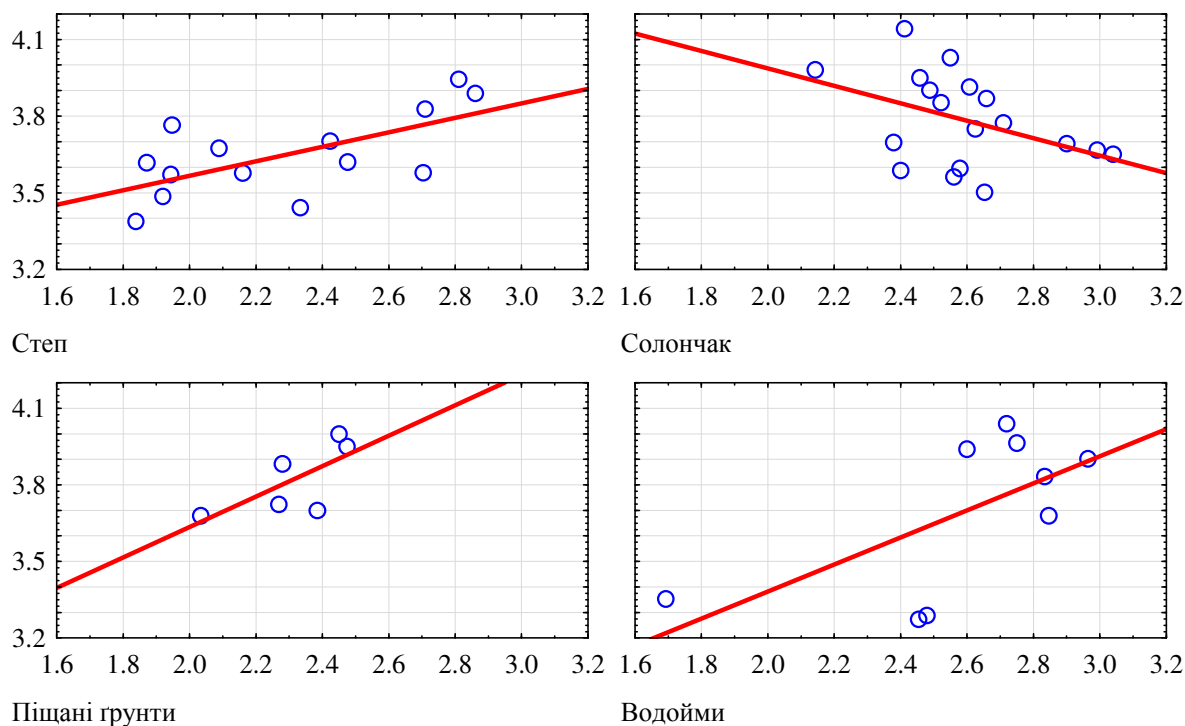


Рис. 3.30. Залежність ширини ареалів видів угруповань від рівня солоності екоотопу в різних типах екосистем. Вісь абсцис – рівень солоності, умовні одиниці; вісь ординат – середній рівень ширини ареалів видів угруповань, умовні одиниці

У степових екосистемах, піщаних ґрунтах та у водних екосистемах залежність відповідає загальному патерну: зі збільшення рівня солоності екоотопу

в угрупованні ціанобактерій збільшується частка видів з більш широким ареалом. Для солончаків встановлена зворотня закономірність: збільшення солоності супроводжується збільшенням вузькоареальних видів.

Екологічні характеристики угруповань Cyanoprokaryota можуть бути застосовані для диференціальної діагностики типів екосистем. Це завдання нами виконано за допомогою дискримінантного аналізу. В результаті аналізу виявлені три дискримінантні функції, які разом здатні чітко розрізнити досліджувані типи екосистем (табл. 3.11).

Таблиця 3.11.

Дискримінантний аналіз типів екосистем на основі екологічних властивостей угруповань Cyanoprokaryota  
(представлені кореляційні коефіцієнти для  $p < 0,05$ )

Предиктори	Функція 1	Функція 2	Функція 3
Екологічні та географічні характеристики угруповання			
Відгук на градієнт солоності (Halo)	–	–0,27	–
Середня ширина ареалів видів угруповання (Geogr)	–	–	–0,38
Екотопічні групи			
Аквальні	0,64	–	0,57
Аквально-субаерофітні	–	–0,26	–0,38
Субаерофітні	–0,11	–0,48	–
Терестріально-субаерофітні	–0,26	–	–
Аквально-терестріальні	–0,10	–	–0,32
Терестріальні	–0,33	–	0,62
Аерофітні	–0,20	0,51	–
Еврибіонтні	–0,11	0,27	–
Статистики			
Власні числа	21,74	2,52	0,67
Канонічне R	0,98	0,85	0,63
Лямбда Уїлкса	0,01	0,17	0,60

Власні числа функцій вказують на те, що значний рівень відмінностей між екосистемами пояснений функцією 1. Відповідно, функції 2 та 3 пояснюють



менш значні відмінності, хоч їх дискримінантна здатність є статистично вірогідною.

Аналіз розміщення угруповань у просторі канонічних корнів указує на те, що найбільш суттєво за екологічними характеристиками розрізняються водні екосистеми від усіх інших (рис. 3.31). Кореляції з предикторами дозволяють визначити, що найбільш водні екосистеми відрізняються від усіх інших за часткою аквальних екологічних груп, що є досить очікуваним. Також закономірним є переважання в степових, солончакових та піщаних екосистемах усіх інших екологічних груп, за винятком аквально-субаерофітів. За часткою цієї екологічної групи водні екосистеми не відрізняються від усіх інших. Слід відзначити, що водні екосистеми не відрізняються за положенням у градієнті режиму солоності екоотопу від усіх інших, а також не відрізняються за шириною ареалів видів угруповання.

Канонічна вісь 2 віддзеркає градієнт, у якому маргінальні позиції займають з одного боку степові екосистеми та угруповання *Suaurocaruota* у піщаних ґрунтах, а з іншого боку – солончаки. Водні екосистеми займають проміжне положення. Специфіка степових та піщаних екосистем полягає у переважанні аерофітних та еврибіонтних екологічних груп. Тоді як для солончаків характерним є значне переважання субаерофітних, аквально-субаерофітних екологічних груп. Таке співвідношення чітко характеризує екологічні умови, у яких існують угруповання *Suaurocaruota* у відповідних типах екосистем.

Степові на піщані екосистеми вимагають адаптацій до існування в умовах атмосферного зволоження, тоді як для солончаків характерним є високий рівень мінливості водного режиму, коли внаслідок зміни рівня води водне середовище регулярно змінюється наземним і екологічну перевагу мають амфібіонтні форми.

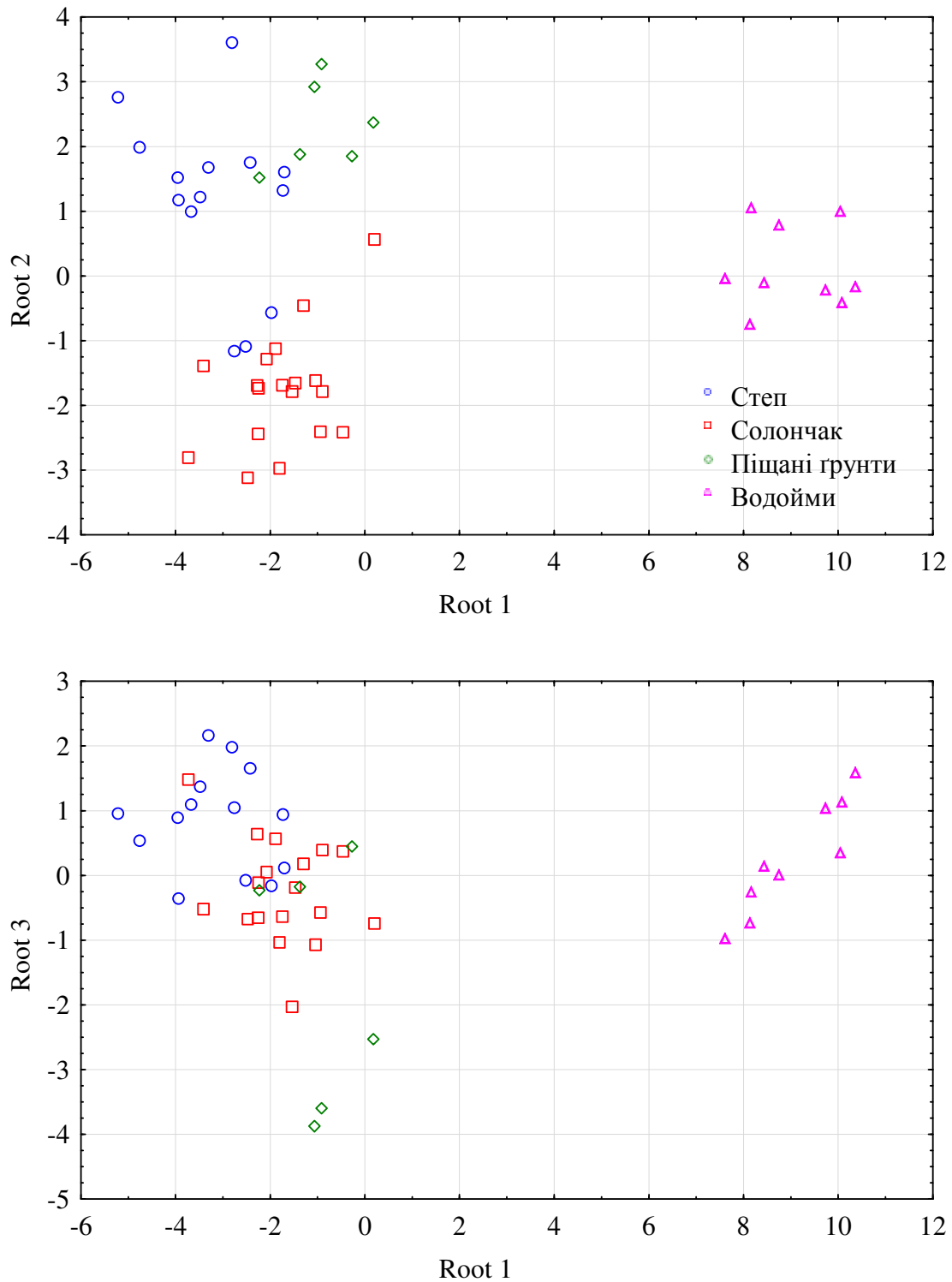


Рис. 3.31. Розміщення екосистем у просторі канонічних дискримінантних коренів Root 1, 2, 3.

Маркер режиму солоності чітко розрізняє солончаків екосистеми від усіх інших як такі, що перебувають в умовах постійного накопичення водорозчинних солей. Деякі степові екосистеми знаходяться у хмарі солончаків, що індикує їх

високий рівень солоності і вказує на високий індикативний потенціал угруповань *Cyanoprokaryota* для індикації та діагностики сольового режиму екотопів.

У свою чергу, деякі солончакові екосистеми наближені до степових, унаслідок чого хмара точок солончакових екосистем має розтягнуту форму уздовж канонічного корня 2, який позначає градієнт солоності екотопу. Така конфігурація хмари точок свідчить про значну варіабельність режиму солоності у межах солончаків.

Розміщення у просторі канонічних корнів 1 та 2 вказує на високий рівень подібності угруповань *Cyanoprokaryota* степових та піщаних за екологічною структурою. Канонічний корінь 3 дозволяє розділити ці екосистеми. Відмінність угруповань *Cyanoprokaryota* у піщаних ґрунтах від усіх інших полягає у переважанні аквально-терестріальних та аквально-субаерофітних екотопічних груп. Особливо слід відзначити, що в альтернативних типах екосистем переважають протилежні за екологічними властивостями екотопічні групи – облігатні терестріальні та облігатні аквальні. Таким чином, для піщаних ґрунтів характерною є наявність екологічних груп ціанопрокаріот, які пристосовані до різких змін водного режиму середовища. У свою чергу, піщане середовище є несприятливим для видів, які не пристосовані до контрастних умов зволоження. Також слід відзначити, що диференціальна здатність канонічного корня 3 також обумовлена відмінностями у середній ширині ареалів видів, які формують угруповання. Для угруповань піщаних екосистем характерні більш вузько ареальні види.

### **3.5. Екологічна інтерпретація співвідношення рід/вид**

Таксономічні відношення (відношення кількості видів до кількості родів або родин) застосовуються в екології для використання еволюційних аргументів при поясненні екологічних феноменів [422, 423]. Ч. Дарвін відмічав, що види, які належать до одного роду, звичайно мешкають у подібних оселищах та мають подібні морфологічні ознаки. Тому боротьба за виживання між видами одного роду буде більш жорсткою, ніж між представниками інших родів [424].

Таксономічні відношення розглядаються як показник рівня конкурентного виключення [425]. Близькі види не повинні співіснувати тривалий час унаслідок спільності ресурсів, які вони використовують [425–428]. Для перевірки цієї гіпотези Поль Джаккард запропонував «родовий коефіцієнт», який був застосований для опису біогеографічних патернів та вимірювання впливу конкуренції на різноманіття [429]. Пальмгрен пов'язав зміни родового коефіцієнта з випадковими ефектами вибірки [430]. У 1929 році цей коефіцієнт зазнав критики з боку А. Майлефера з приводу того, що коефіцієнт залежить від обсягу облікової ділянки або площі, у межах якої вивчається флора [431]. У 1941 році Джаккард відповів на критику та зауважив, що тільки площа не може пояснити відмінності між значеннями родового коефіцієнта різних рослинних угруповань та наполягав на своєму баченні коефіцієнта як міри екологічних властивостей флори [432]. Було показано, що у випадку, якщо розподіл видів та родів підкоряється розподілу лог-серій, родовий коефіцієнт є функцією індексу різноманіття угруповання [433].

Важливим узагальненням острівної біогеографії стало те, що родові відношення для острівної флори або фауни завжди менше, ніж для територій, які є джерелами поповнення острівного біорізноманіття [434]. Для інтерпретації такого результату виокремлювались два альтернативні пояснення. Це тлумачення родового коефіцієнта як маркера рівня подібності між видами, або тільки як статистичний артефакт. Дійсно, було показано, що випадкові вибірки завжди будуть характеризуватися меншим родовим коефіцієнтом, ніж загальна вибірка, яка їх породжує [435]. Питома кількість видів повинна бути менша порівняно з кількістю родів за умов, коли має місце висока інтенсивність конкуренції. Але таксономічні відношення є зміщеним залежно від кількості видів показником [436].

Відношення вид/рід традиційно інтерпретується як показник інтенсивності конкурентного виключення: види одного роду характеризуються подібними вимогами до умов середовища, тому будуть вступати у взаємовідносини більшого рівня конкуренції [437]. У ряді досліджень показано, що таксономічне

відношення не відрізняється від нульової альтернативи [438, 439]. У деяких дослідженнях було встановлено, що кількість видів одного роду більша, ніж випадкова альтернатива [428, 440, 441]. Відношення вид/рід для фауни паразитів риб прісних вод значно вище, ніж для паразитів морських видів риб, що вказує на фундаментальні відмінності у патернах різноманіття фауни паразитів у прісноводному середовищі порівняно з морським середовищем [442]. Більш високе значення таксономічного відношення інтерпретовано як показник більш високого рівня конкуренції у межах таксономічного роду для мшанок (Bryozoa) [443].

Відношення вид/рід є чутливим до різноманіття таким чином, що нульова альтернатива зростає зі збільшенням кількості видів у флорі або фауні [436, 438, 444]. Таксономічне відношення може віддзеркалювати особливості філогенетичного розвитку таксономічної структури а також потенціал розселення морських двостулкових молюсків [437]. Було показано, що таксономічне відношення морських молюсків значно збільшується у широтному градієнті, навіть за умов стрімкого зменшення кількості видів зі збільшенням широти [445].

Залежність між кількістю видів від кількості родів може бути описана лінійною моделлю [446]:

$$\log(\text{Species}) = b_0 + b_1 \log(\text{Genera}) + e,$$

де Species – кількість видів, Genera – кількість родів,  $b_0$  та  $b_1$  – регресійні коефіцієнти. Для флори північної Америки не знайдено чітких трендів зміни кількості видів та родів з широтою, але залишки вказаної моделі демонструють чітку залежність від широти [446]. Кількість видів є зростаючою функцією від площі – це є одним з найсуттєвіших узагальнень екології [290, 447–452].

Узагальнення Арреніуса [290] вказує на степеневу залежність між площею та кількістю видів:  $S = c A^z$ , де  $S$  – кількість видів,  $A$  – площа,  $c$  та  $z$  – коефіцієнти. Формула Арреніуса є найкращою моделлю для біогеографічного масштабу як з емпіричного, так і теоретичного боку [453–455].

Незважаючи практично на більш ніж століття дискусії стосовно таксономічного відношення, проблема пошуку незміщеної оцінки характеристики флори залишається невирішеною. Для її вирішення ми поєднали два фундаментальних екологічних узагальнення. Проблему пошуку незміщеного таксономічного відношення ми розглянули крізь призму залежності різноманіття/площа. Таке поєднання дозволило нам знайти форму незміщеного таксономічного відношення. На прикладі альгофлори *Cyanophyceae* показано, що цей показник має тісний зв'язок з широким переліком екологічних та біогеографічних характеристик рослинності.

Ми можемо припустити, що степенева залежність має місце у відношенні залежності кількості родів від площі. Тоді для кількості видів та кількості родів матимемо залежності:

$$S = c_1 A^{z_1}, \quad (1)$$

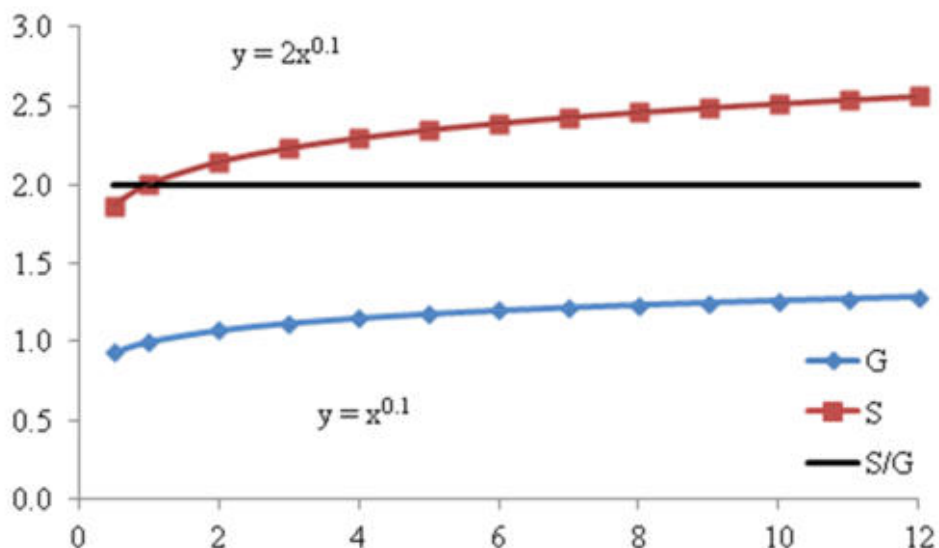
$$G = c_2 A^{z_2}, \quad (2)$$

де  $S$  – число видів;  $G$  – число родів;  $A$  – площа,  $c_1, c_2, z_1, z_2$  – коефіцієнти.

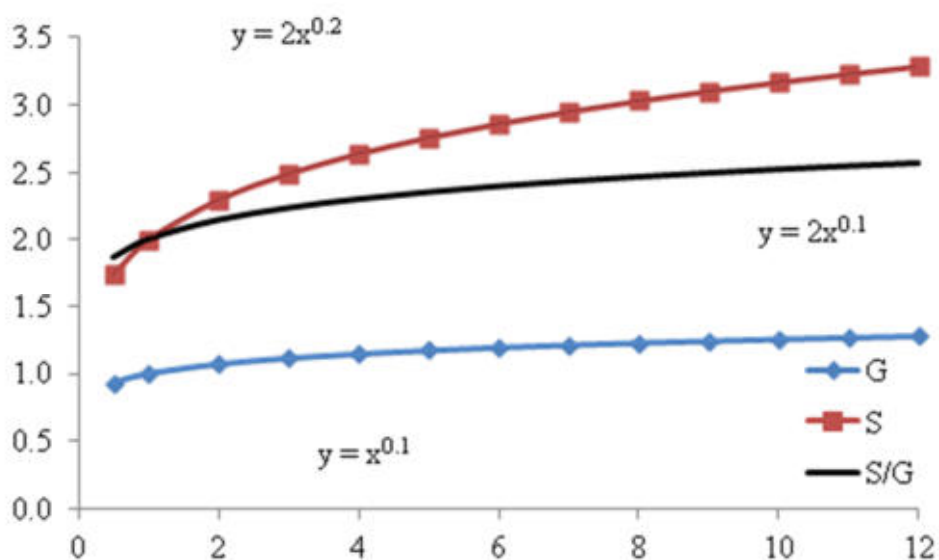
Таксономічне відношення кількості видів до кількості родів дає:

$$\frac{S}{G} = \frac{c_1}{c_2} A^{z_1 - z_2} \quad (3)$$

Таким чином, таксономічне відношення є константою, що характеризує флору і не залежить від площі дослідженої території тільки за умов  $z_1 = z_2$ , тобто якщо швидкості зростання кількості видів та кількості родів зі зростанням площі є рівними. Така ситуація ілюстрована на рисунку 3.32, А. Найбільш вірогідна ситуація, коли швидкість збільшення кількості видів та родів розрізняються, а в такому разі таксономічне відношення буде показником, який залежить як від властивостей флори, так і від площі (рис. 3.32, В). Отже, таксономічне відношення має зміщення, що залежить від площі території, для якої встановлений флористичний склад. Ця обставина робить таксономічне відношення неспроможною характеристикою флори.



A



B

Рис. 3.32. Результати чисельного моделювання залежності між кількістю видів та родів від площі та динаміка таксономічного відношення. Вісь абсцис – площа (умовні одиниці); вісь ординат – кількість видів (S), кількість родів (G) та таксономічне відношення кількості видів до кількості родів (S/G).

Наступні перетворення дозволяють нам встановити рівень зміщення оцінки та врахувати його при характеристиці флори.

Логарифмування рівнянь (1) та (2) дозволяє одержати:

$$\log S = \log c_1 + z_1 \log A \text{ та } \log G = \log c_2 + z_2 \log A, \quad (4)$$

звідки одержуємо:

$$\frac{\log S - \log c_1}{z_1} = \log A \text{ та} \quad (5)$$

$$\frac{\log G - \log c_2}{z_2} = \log A. \quad (6)$$

Це дозволяє нам одержати вираз, який не містить площі:

$$\frac{\log S - \log c_1}{z_1} = \frac{\log G - \log c_2}{z_2}. \quad (7)$$

Позбавляємось знаменника:

$$z_2 \log S - z_2 \log c_1 = z_1 \log G - z_1 \log c_2, \quad (8)$$

звідки логарифм числа видів буде дорівнювати:

$$\log S = \frac{z_1}{z_2} \log G + \log c_1 - \frac{z_1}{z_2} \log c_2. \quad (9)$$

Слід врахувати, що  $\frac{z_1}{z_2}$  – це константа, тому правомірна заміна  $\frac{z_1}{z_2} = K$ , а також  $\log c_1 - \frac{z_1}{z_2} \log c_2$  є константою, то ми можемо записати  $\log c_1 - \frac{z_1}{z_2} \log c_2 = \text{const} + \varepsilon$ . Відповідно, ми одержимо лінійну залежність:

$$\log S = K \log G + \text{const} + \varepsilon, \quad (10)$$

де  $K$  та  $\text{const}$  – коефіцієнти лінійного регресійного рівняння, а  $\varepsilon$  – залишок регресійного рівняння.

Таксономічне відношення буде мати вигляд:

$$\frac{\log S}{\log G} - \frac{\text{const} + \varepsilon}{\log G} = K. \quad (11)$$

Таким чином, таксономічне відношення є константою, яка характеризує тільки флору і не залежить від інших чинників, якщо від цього відношення відняти поправку  $\frac{\text{const} + \varepsilon}{\log G}$ . Якщо  $G \rightarrow \infty$  (тобто кількість родів «дуже велика»), тоді  $\frac{\text{const} + \varepsilon}{\log G} \rightarrow 0$  і можна прийняти  $\frac{\log S}{\log G} \approx K$ . Тобто, для великих регіональних флор відношення логарифму кількості видів до логарифму кількості родів (або до логарифму кількості родин) є практично константою, яка цю флору характеризує. Фізичний сенс зазначеного відношення – це відношення швидкості зростання кількості таксонів зі збільшенням площі. Якщо кількість



родів (або родин) незначна, тобто в ситуації з локальними флорами, тоді відношення логарифмів буде зміщеною оцінкою, яка дуже залежатиме від флористичного різноманіття. Очевидно, що коефіцієнти  $K$  та  $const$  характеризують регіональну флору цілком, так як можуть бути знайдені на основі відомостей про локальні флори, які регіональну флору складають. Характеристикою локальної флори може бути залишок глобальної регресійної залежності  $\varepsilon$ , який містить два складники – інформаційний шум та локальний складник варіювання, що і є специфічною характеристикою локальної флори:

$$\log S - K \log G - const = \varepsilon, \text{ звідки} \quad (12)$$

$$\log\left(\frac{S}{G^K}\right) - const = \varepsilon, \text{ що дає} \quad (13)$$

$$\frac{S}{G^K} = e^{const+\varepsilon}. \quad (14)$$

Тобто, з точністю статистичної помилки незміщеною характеристикою флори є не таксономічне відношення як таке, а відношення кількості видів до кількості родів у степені, яка є відношенням швидкостей збільшення кількості видів та родів зі збільшенням площі. Регресійні коефіцієнти  $K$  та  $const$  можна оцінити на основі відомостей про регіональну альгофлору, тому таксономічне відношення для локальної флори не може бути представлене у незміщеній формі, якщо невідомі властивості регіональної альгофлори.

Залежності кількості видів від кількості родів або від площі найчастіше розглядаються у контексті проблем острівної біогеографії внаслідок очевидних та чітких просторових розмірів ділянок, стосовно яких визначаються характеристики флори або фауни. Для наземних екосистем добре документованими є видові списки адміністративних районів – країн або областей, а також об'єктів природно-заповідного фонду. Площі відповідних об'єктів також чітко визначені. Аналіз залежності кількості таксонів від площі для флори судинних рослин України підтверджує припущення про те, що зі збільшенням площі в логарифмічному масштабі кількість таксонів зростає лінійно, і найбільш швидко зростання відбувається для видів, менш швидко – для родів, і досить повільно – для родин (рис. 3.33). Кути нахилу відповідних

залежностей істотно відмінні, тому припущення про інваріантність таксономічного відношення не може бути підтвержене. Як було прогнозовано, між кількістю видів та кількістю родів або родин у логарифмічному масштабі існує лінійна залежність (рис. 3.34). Коефіцієнти  $K$  відповідно дорівнюють 1,59 та 1,45. Слід відзначити, що відношення кількості видів до кількості родів та до кількості родин статистично вірогідно корелює з площею ( $r = 0,68, p < 0,001$  та  $r = 0,72, p < 0,001$  відповідно).

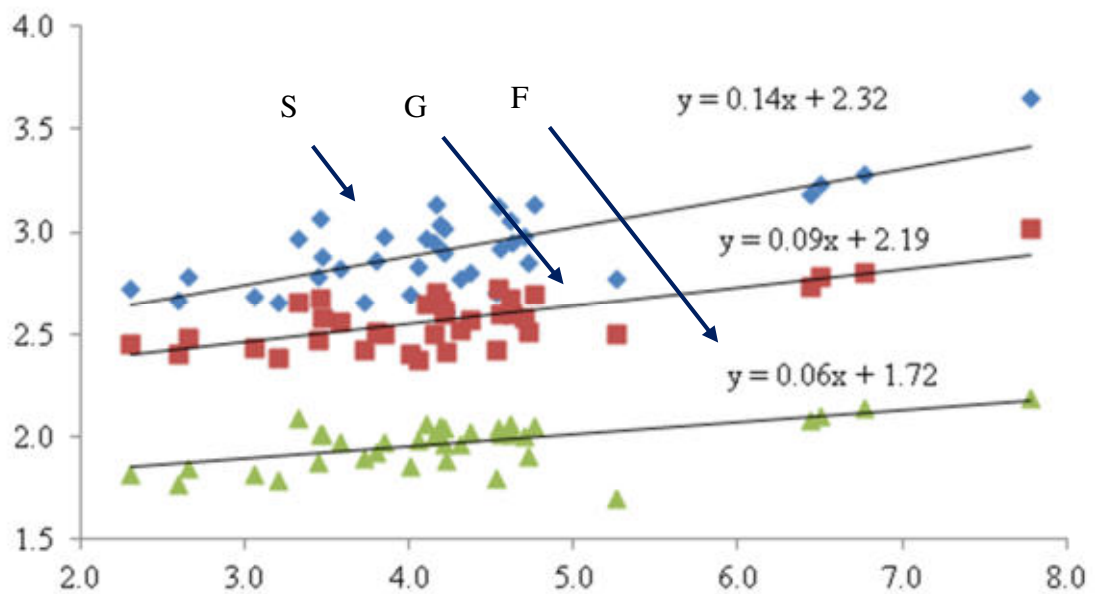


Рис. 3.33. Залежність між площею та кількістю видів (S), родів (G) та родин (F) для флори судинних рослин України. Вісь абсцис – площа, га (десятковий логарифм), вісь ординат – кількість таксонів відповідного рівня (десятковий логарифм). Формули вказують лінійні апроксимації залежності кількості таксонів від площі за методом найменших квадратів.

Таким чином, таксономічний коефіцієнт значно залежить від площі. У свою чергу, відношення  $S/G^K$  та  $S/F^K$  прогнозовано не є залежними від площі ( $r = 0,17, p = 0,32$  та  $r = 0,22, p = 0,19$  відповідно). Таким чином, залежність кількості видів від кількості таксонів більш високого рівня (родів, родин) є характеристикою флори у цілому, а також є інструментом перерахунку кількості видів залежно від обстеженої площі, яка представлена у явному або латентному вигляді.

Для альгофлори *Cyanoprokaryota* також встановлена лінійна залежність між кількістю видів та кількістю родів у логарифмічному масштабі (рис. 3.35). Залежність здатна пояснити варіювання 89 % дослідженого показника. Відношення  $S/G$  статистично вірогідно корелює з кількістю видів ( $r = 0,53$ ,  $p < 0,001$ ), тоді як відношення  $S/G^K$  статистично вірогідно не залежить як від кількості видів ( $r = 0,24$ ,  $p = 0,10$ ) так і від кількості родів ( $r = -0,11$ ,  $p = 0,45$ ).

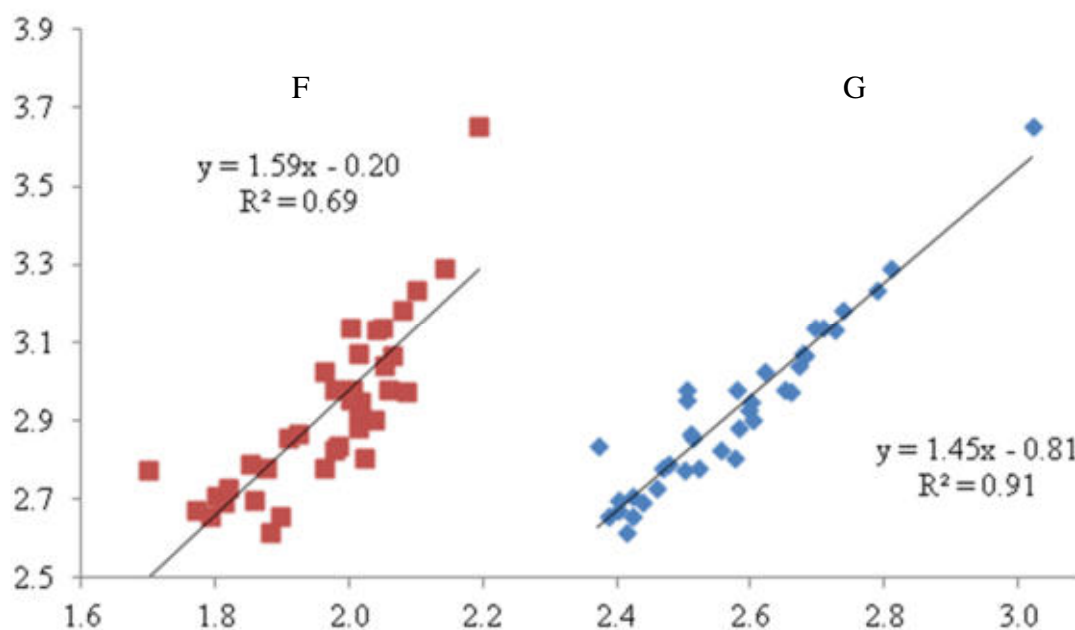


Рис. 3.34. Залежність між кількістю родів або родин та кількістю видів у флорі судинних рослин України. Вісь абсцис – кількість родів (G) або родин (F) (десяткові логарифми), вісь ординат – кількість видів (десятковий логарифм).

Локальні флори характеризують відхилення від лінійної залежності логарифму кількості видів від логарифму кількості родів. Ці відхилення становлять 11 % варіабельності логарифму кількості видів. Своєю чергою, 87 % варіювання залишків може бути пояснена за допомогою індикатора рівня солоності екотопу, показником географічного поширення видів в угрупованні та маркерами преференціального середовища існування (табл. 3.12). Рівень солоності екотопу закономірно впливає на відношення кількості видів до кількості родів. Ця залежність має нелінійний характер, про що свідчать регресійні коефіцієнти, а також може бути ілюстрована графічно (рис. 3.36).

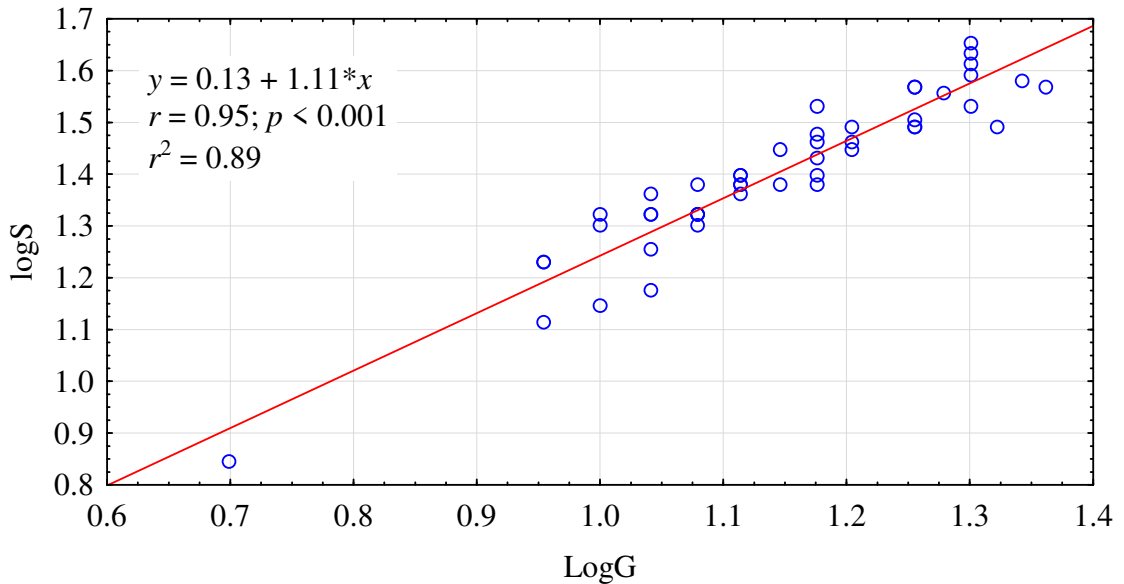


Рис. 3.35. Залежність кількості видів регіональної альгофлори Cyanoprokaryota від кількості родів. Вісь абсцис – кількість родів (десятковий логарифм), вісь ординат – кількість видів (десятковий логарифм)

Таблиця 3.12. Регресійний аналіз залишків залежності кількості видів від кількості родів ( $R_{adj}^2 = 0,87, p < 0,001$ ). Представлені стандартизовані регресійні коефіцієнти

Предиктор	$b \pm \text{ст. помилка}$	$p$ -рівень
Індикатор солоності (H)	$4,91 \pm 0,82$	$< 0,001$
Географічне поширення (G)	$1,79 \pm 0,49$	$< 0,001$
$H^2$	$-4,93 \pm 0,80$	$< 0,001$
$G^2$	$-2,05 \pm 0,48$	$< 0,001$
Аерофіт	$0,17 \pm 0,07$	0,017
Аквальний	$-0,31 \pm 0,13$	0,022
Аквально-субаерофітний	$-0,27 \pm 0,10$	0,007
Аквально-терестріальний	$-0,12 \pm 0,07$	0,088
Еврибіонт	$0,27 \pm 0,07$	$< 0,001$
Субаерофіт	$-0,41 \pm 0,09$	$< 0,001$
Терестріальний	$-0,34 \pm 0,08$	$< 0,001$
Терестріально-субаерофітний	$-0,50 \pm 0,10$	$< 0,001$

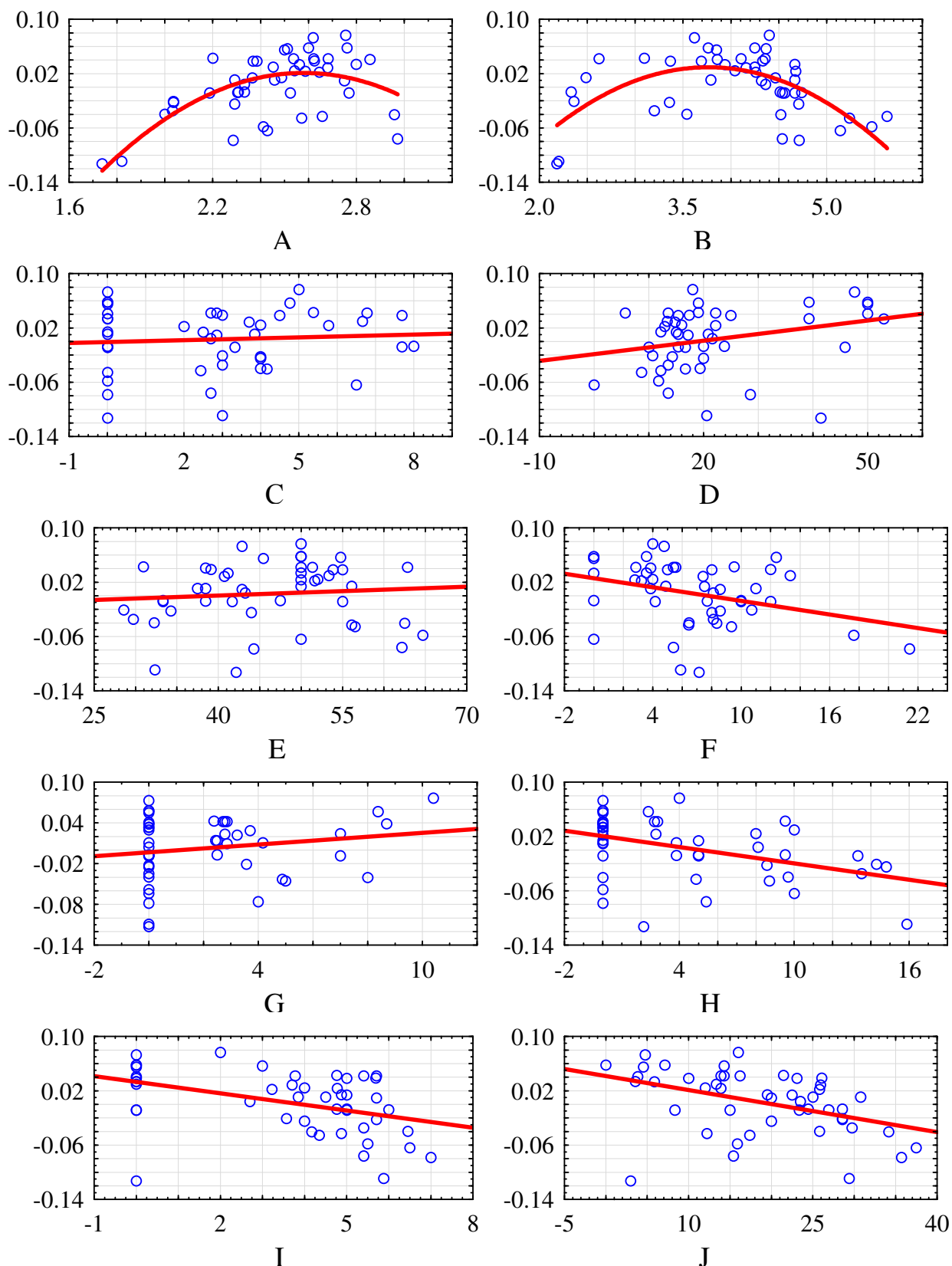


Рис. 3.36. Залежність залишків регресії кількості видів від кількості родів та від рівня солоності екотопу (А), рівня географічного поширення видів (В), частки в угрупованні аерофітів (С), аквальних форм (D), аквально-субаерофітних форм (Е), аквально-терестріальних форм (F), еврибіонтів (G), субаерофітів (H), терестріальних форм (I) та терестріально-субаерофітних форм (J)

Загалом, зі збільшенням рівня солоності відношення видів до кількості родів *Cyanoprokaryota* зростає, але при дуже високих рівнях солоності відбувається різке зменшення цього показника. Також нелінійною є залежність таксономічного відношення до географічного поширення видів. Збільшення в угрупованні широко поширених видів сприяє зростанню відношення до певного рівня. В угрупованнях *Cyanoprokaryota*, які представлені переважно видами з широким ареалом, таксономічне відношення зменшується. Частка в угрупованні аерофітів аквальних та терестріальних форм сприяє збільшенню таксономічного відношення.

Таксономічне відношення як кількісний показник структури угруповань застосовується тривалий час. Найголовніша ідея його застосування – оцінка рівня відмінності або подібності видів в угрупованні. Таксономічне відношення відповідає інтуїтивному уявленню про те, що кількість видів не повністю віддзеркалює різноманіття угруповання. Кількість видів та похідні від нього індекси різноманіття (Шеннона, Сімпсона та інші) не враховують рівня відмінності між видами в угрупованні, а саме така відмінність і є джерелом різноманіття [456, 457]. Подібність видів в угрупованні є опосередкованим маркером ступеня конкурентних взаємовідносин і гіпотетично може бути застосована для перевірки гіпотез про роль конкуренції в структуруванні угруповання [458]. Відношення вид/рід або вид/родина застосовується для опису рівня міжвидової конкуренції на рівні угруповання [459, 460]. Низьке значення відношення може бути інтерпретоване як результат високого рівня конкуренції між видами в межах роду [425]. Але в малих за обсягом вибірках таксономічне відношення буде закономірно меншим, незалежно від рівня конкуренції в угрупованні [438].

Показано, що кількість видів зі збільшенням об'єму вибірки зростає швидше, ніж кількість родів, унаслідок чого виникає зміщення відношення, яке залежить від об'єму вибірки [436, 461]. Відома залежність кількості видів від площі [462] може бути перефразована як такий результат, що збільшення зусиль по відбору індивідуумів приводить до виявлення більшої кількості видів [463].

Відтак, розширення облікової площі можна кваліфікувати як збільшення зусиль для колекціонування даних, обидва з яких дають більші оцінки кількості видів та таксонів більшого рівня. Застосування моделі Арреніуса для моделювання поведінки кількості таксонів різного рівня залежно від площі (або – від зусиль по колекціонуванню) дозволило знайти форму відношення таксонів різного рангу. Встановлено, що найкращими властивостями характеризуються не відношення таксонів, а відношення логарифмів таксонів. Це відношення для достатньо великих вибірок не залежить від обсягу вибірок і може застосовуватися для вирішення низки проблем, для яких початково розроблялось таксономічне відношення. При малих вибірках відношення буде давати систематично занижені результати. Також найкращою формою таксономічного відношення можна розглядати форму  $\frac{S}{GK}$ , коефіцієнт  $K$  якої дозволяє одержати показник, який не залежить від об'єму вибірки. Цей коефіцієнт можна оцінити на основі регресійної залежності для усієї регіональної флори. Таке відношення має бажану властивість – незалежність від об'єму вибірки (або площі) та може бути застосоване для порівняння угруповань. Але відповідно до рівняння (14) це відношення кількісно дорівнює експоненті суми константи, спільної для флори у цілому, а також складової, яка є специфічною для локального угруповання та випадкової складової. Тому найкращою характеристикою таксономічного відношення є залишок рівняння (10). Залишок рівняння (10) слід тлумачити як нормований до кількості родів (або кількості родин) та до об'єму вибірки (або площі), а також незміщений показник таксономічного відношення (рівняння 13).

#### Висновки до розділу

1. На території Приазовського національного природного парку виявлено 124 видів *Cyanoprokaryota*, які включають 127 внутрішньовидових таксонів. За систематичною структурою знайдені види належать до класу *Cyanophyceae*, у межах якого представлені 3 підкласи, 6 порядків, 18 родин і 33 роди. Найрізноманітнішим є підклас *Oscillatoriophycidae*, до складу якого входить 62

види, або 49 % регіональної альгофлори ціанопрокаріот. Менше видів входить до підкласу *Synechococcophycidae* (38 видів). Найменш різноманітним у видовому аспекті є підклас *Nostocophycidae* (27 видів).

2. Розподіл порядків між найголовнішими типами біогеоценозів дослідженої території не однорідний. У степових ценозах представлені три порядки: *Nostocales*, *Oscillatoriales* та *Synechococcales*. У солончаках представлено вже п'ять порядків. Порядок *Chroococcales* збільшує своє значення у альгофлорі в ряду степ → солончак → солончакова вода → прісна вода, а порядок *Oscillatoriales* зменшує свою участь у цьому ряду. Відповідно, в крайніх позиціях ряду відсутній порядок *Chroococcales* (степ) або *Oscillatoriales* (прісна вода). Порядок *Pleurocapsales* є специфічним для водних біогеоценозів.

3. Для альгофлори середня кількість видів у родині становить 7,1, а в роді – 3,8. Найбільшим видовим багатством характеризуються родини *Oscillatoriaceae* (33 види, 25,98 % від загальної кількості видів), *Nostocaceae* (20 видів, 15,71 % від загальної кількості видів) та *Leptolyngbyaceae* (15 видів, 11,81 % від загальної кількості видів). Найбільш багаті видами такі роди, як *Phormidium* (24 види), *Leptolyngbya* (14 видів) та *Nostoc* (8 видів).

4. Екотопічне різноманіття Суанопрокаріота дослідженого регіону представлене вісьмома групами та перехідними формами. Основне видове багатство флори зосереджене серед аквально-субаерофітних форм, які становлять 45,5 %. Також важливу роль у регіональній флорі відіграють аквальні види, до яких належить 17,4 % видового багатства Суанопрокаріота регіональної флори. Аквальні форми характеризуються від'ємною кореляцією з усіма іншими екотопічними групами, за винятком аквально-субаерофітних форм.

5. Основу регіональної альгофлори Суанопрокаріота складають галотолеранти (51,1 % від кількості видів), дещо менша частка галобіонтів (28,3 %). Види, які знаходяться у маргінальних позиціях градієнту умов солоності середовища, мають рівну кількість видів – прісноводних та галофільних видів по 10,3 % від загального видового багатства флори. Аквальні та амфібіонтні форми (аквально-субаерофітні та субаерофітні) демонструють тенденцію до збільшення



своєї присутності в угрупованні при збільшенні солоності екотопу. Терестріальні (терестріально-субаерофітні, аквально-терестріальні, терестріальні), аерофітні та еврибіонтні види, навпаки, свою присутність зменшують при зростанні засолення. Чутливість до впливу режиму солоності залежить від типу екосистеми. Аквальні та терестріально-субаерофітні форми найбільш чутливі до впливу солоності в степових ценозах, аквально-субаерофітні – в піщаних ґрунтах, субаерофітні, аквально-терестріальні, терестріальні, аерофітні – в солончаках, еврибіонтні – в степу та водоймах.

6. Видів у альгофлорі *Cyanoprokaryota* з поширенням у помірній зоні Європи – 11,02 %, ареал охоплює Європу – 15,75 %, з поширенням у Європі та Азії – 11,81 %, з циркумконтинентальним або циркумокеанічним поширенням – 14,96 %, а космополітів – 46,46 %. Види, які поширені у помірній зоні Європи, найчастіше зустрічаються у водоймах (15,3 %), а найменша їх частка – в угрупованнях степових ценозів (9,7 %). Європейських видів у водоймах значно менше, ніж у інших типах екосистем (10,6 %). Частка євразійських видів статистично вірогідно не розрізняється залежно від типу екосистеми. Космополітних видів значно менше серед альгофлори степових ценозів (41,8 %).

7. Таксономічні відношення є зміщеними характеристиками флори, що залежать від багатства флори родами або родинами та (або) досліджуваної площі. Тільки для великих регіональних альгофлор відношення логарифму кількості видів до логарифму кількості родів (або до логарифму кількості родин) є незміщеною константою, яка цю флору характеризує. Якщо кількість родів (або родин) незначна, тоді цей показник буде зміщеною оцінкою, яка прямо залежатиме від флористичного різноманіття. Незміщеною характеристикою флори є відношення кількості видів до кількості родів у певній степені. Ця степінь є нічим іншим, як відношенням швидкостей збільшення кількості видів та родів зі збільшенням площі, що є специфічним для конкретної території та для певної флори. Тому єдиної форми таксономічного відношення як незміщеної характеристики флори не існує. Залишки лінійного рівняння залежності логарифму кількості видів від логарифму кількості родів є незміщеним

показником таксономічного відношення, який є незалежним від кількості родів (або кількості родин) та від об'єму вибірки (або площі). Незміщене таксономічне відношення є характеристикою регіональної флори, яка залежить від широкого переліку її екологічних та біогеографічних особливостей.

**РОЗДІЛ 4.****МАКРОСКОПІЧНІ РОЗРОСТАННЯ СУАНОПРОКАРЮОТА  
ПРИАЗОВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ****4.1. Альгоугруповання та альгосинузії**

Під «альгоугрупованням» в альгології розуміють будь-яку сукупність водоростей у біогеоценозі [271]. Концепція про класифікацію альгоугруповань була розроблена Л. М. Новичковою-Івановою [464], яка запропонувала серед альгоугруповань виокремлювати дві основні типологічні одиниці – альгоценози та альгосинузії. До альгоценозів було віднесено альгоугруповання, утворені лише водоростями. У біотопах, в яких представлені тільки альгоценози, вищі рослини або повністю відсутні, або представлені поодинокими екземплярами, які не відіграють фітоценотичної ролі. Альгоценози виділяються у типах ландшафтів, де відсутні або майже відсутні вищі рослини. Структура та функціональні особливості альгоценозів, за Л.М.Новичковою-Івановою [464], визначаються, перш за все, абіотичними умовами. Альгосинузії, на відміну від альгоценозів, є підпорядкованими угрупованнями, структура і функції яких визначаються передусім едифікаторним впливом вищих рослин.

Серед альгоценозів та альгосинузій можуть бути виділені певні види, на основі яких можуть бути встановлені синтаксономічні одиниці. Вигляд конкретного альгоценозу або альгосинузії Л.М. Новичкова-Іванова запропонувала характеризувати за складом водоростей-домінантів [464]. До суттєвих ознак, які мають бути включені в опис конкретного виду альгоугруповання, було запропоновано відносити характеристику типу росту угруповання за класифікацією Ж. Комаромі [465], опис морфології макроскопічних розростань (у випадку їх наявності), показники флористичної різноманітності альгоугруповання, тип місцезростання, детальний опис біотопа для альгоценозів, фітоценотичні параметри фітоценозів у випадку альгосинузій [402, 466–472].

У приморській частині Азовського моря, а саме території суші, які примикають до моря, лиманів, солоних озер і лагун, рослинний покрив переважно розріджений, або вищі рослини взагалі відсутні, таким чином, фітоценотичний тиск з боку вищих рослин можна вважати послабленим. За цих умов на поверхні ґрунту часто розвиваються добре помітні неозброєним оком макроскопічні розростання водоростей, які у більшості випадків можуть бути віднесені до альгоценозів, і лише у нечисленних випадках – до альгосинузій.

В альгологічній літературі неодноразово порушувалось питання про впорядкування системи назв альгоугруповань. Так, Б. О. Келлер [473–475] при дослідженні водоростей пустель та степів альгоугруповання називав за макроскопічними біоморфами домінуючих видів – повстю, плівками або сланями. Професор О. О. Єленкін [476] вважав макроскопічні розростання наземних водоростей ценозами, і давав їм назву за складом домінуючих родів (наприклад, «ностоко-сцитонемовий ценоз»). Домінантний підхід був деталізований до видового рівня при картуванні угруповань ґрунтових водоростей Л. М. Новічковою-Івановою та Н. В. Сдобніковою [477], які на основі комплексу домінантів виділяли водоростеві асоціації – асоціацію *Microcoleus vaginatus*, асоціацію *Nostoc commune*+*Scytonema ocellatum*, асоціацію *Nostoc commune*.

Е. А. Штина та М. М. Голлербах [271] запропонували характеризувати альгоугруповання за спектром виділених ними життєвих форм (Ch-, C-, X-, B-, P-, M-, H-, N-, V-форма), проте без надання цим угрупованням певних назв. Майже водночас такий самий підхід запропонувала угорський ґрунтовий альголог Ж. Комаромі [465] на основі розробленої системи так званих «типів росту» (дисперсний, плівковий, шаруватий мікроколієвий (коркоподібний), шаруватий галузистий (повстистий), слизовий та клейкий). Відомі також пропозиції поєднати у назві альгосинузій біоморфологічні ознаки найхарактерніших видів на основі класифікації життєвих форм з назвою самих цих видів [478]. У 80-х роках ХХ ст. у ґрунтовій альгології з'явилися перші спроби застосувати для класифікації альгосинузій принципи флористичної

класифікації Браун-Бланке з наданням виділеним водоростевим синтаксонам назв згідно Міжнародного кодексу фітосоціологічної номенклатури [295, 479–482]. Описання угруповань водоростей має таку саму традицію, як і угруповань мохів та лишайників [483–485]. Були описані синтаксони водоростевих угруповань кам'янистих русел на рівні порядку [486]. Перший огляд водоростевої рослинності, хоч і обмеженого географічного охоплення, був представлений у Кліка [487]. В літературі зустрічаються дані про деякі макроскопічні розростання водоростей солончаків Присивасько-Приазовської фізико-географічної області [488]. Автор приділяє увагу домінуючим видам водоростей, які виступають едифікаторами екотонних територій. Однак детальні описи водоростевих розростань на поверхні ґрунту залишаються невідомими. Зауважимо, що пілотні спроби використання Міжнародного кодексу фітосоціологічної номенклатури при наданні конкретним угрупованням ґрунтових водоростей назв стосувалися лише альгосинузій. Тому для назв альгоценозів актуальними, з одного боку, залишаються біоморфологічний підхід Б. О. Келлера, Е. А. Штіни, М. М. Голлербаха та Ж. Комаромі, з іншого боку – підхід О. О. Єленкіна, Л.М. Новічкової-Іванової та Н. В. Сдобнікової, який ми називаємо таксономічно-номіналістичним.

#### 4.2. Основні типи альгоугруповань *Cyanoprokaryota*

Оскільки на приморських територіях Північно-західного Приазов'я макроскопічні угруповання водоростей в абсолютній більшості випадків являють собою саме альгоценози, ми обрали синтетичний варіант – надання альгоугрупованням назв на основі обох підходів – біоморфологічного та таксономічно-номіналістичного: назва альгоугруповання складається з назви біоморфи за типом росту з деталізацією видової назви водоростей-домінантів, які утворюють цей тип росту. Типи росту ми подаємо за Ж. Комаромі [9, 465]:

- а) дисперсні розростання (*dispersal*);
- б) плівки (*stratose*);

- в) поверхневі кірки мікроколієвого типу, або кірки (*microcoleus growth type*);
- г) кірки з розгалужених ниток, або повстисті розростання (*ramose growth type*);
- д) слизові таломні розростання, або таломні шкуринки (*mucose growth type*);
- е) клейкі слизові маси (*glutinose growth type*).

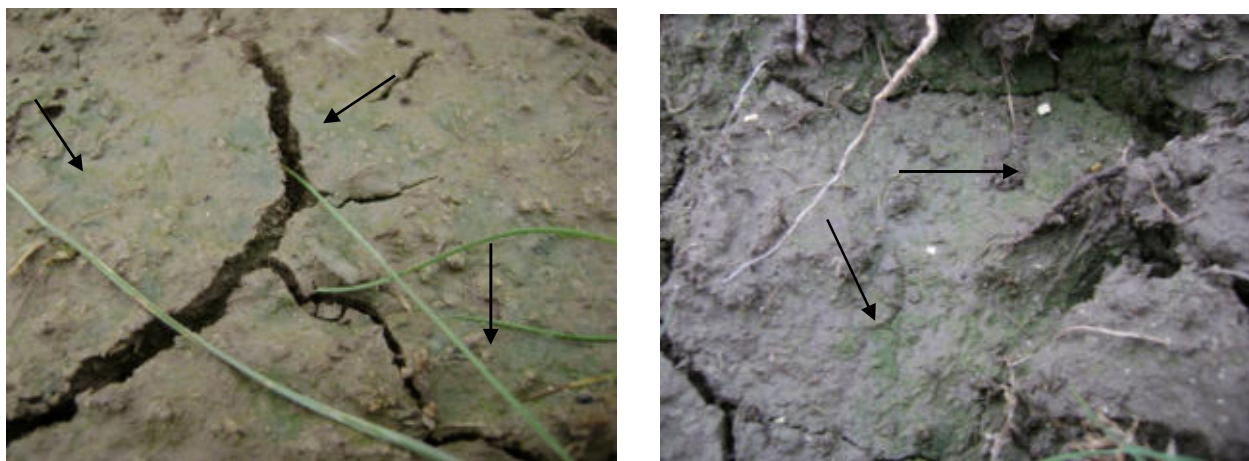
Для дисперсного типу росту у випадку утворення домінантами макроскопічних розростань ми пропонуємо уточнювальний термін «цвітіння».

Загалом на домінантній основі нами виділено та описано 4 типи альгоугруповань і 2 типи альгосинузії, які формували макроскопічні розростання, назви та описи альгоугруповань і альгосинузій наведені нижче.

1. Плівки *Schizothrix coriacea*
2. Плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*
3. Кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*
4. Кірки *Lyngbya aestuarii*
5. Кірки *Lyngbya semiplena* (альгосинузія)
6. Таломні шкуринки *Nostoc commune* (альгосинузія)

#### **Альгоугруповання 1. Плівки *Schizothrix coriacea***

Альгоугруповання утворено плівчастими розростаннями ниток *Schizothrix coriacea*, які мають яскраво синьозелений колір і розвиваються на поверхні тріщинуватих солончаків (рис. 4.1). Плівка дуже тонка, і через те, що нитки водоростей щільно сплітаються з ґрунтовими частками, погано відділяється від поверхні ґрунту. Край плівки у місцях розриву має повстисту структуру. Інтенсивність забарвлення плівки у різних ділянках нанорельєфу неоднакова, і тому в цілому за забарвленням розростання здається мозаїчним. Плівки *Schizothrix coriacea* були виявлені на солончаках, розташованих біля лиману Сивашик, у Шелюгівському поді (Молочний лиман), в урочищі Тубальський лиман (окол с. Приморський Посад Запорізької обл.), у гирловій частині річки Корсак (окол. с. Строганівка Запорізької обл.) протягом 2013 – 2018 рр.



1

2

Рис. 4.1. Макроскопічне альгоугруповання, утворене плівками *Schizothrix coriacea* (позначено стрілками): 1 – лиман Сивашик (січень 2015 р.); 2 – солончак в урочищі «Тубальський лиман» (окол с. Приморський Посад, Запорізька обл., грудень 2016 р.).

Альгоугруповання цього типу розвиваються на засолених ґрунтах, розташованих на підвищених ділянках мікрорельєфу вздовж берегів солоних озер, лиманів та солоних ефемерних водойм. Такі території не затоплюються водами прилеглих солоних водойм, проте розпріснюються талими водами навесні. В інші пори року їх режим зволоження визначається атмосферними опадами. Вищі рослини у місцях розвитку плівок *Schizothrix coriacea* відсутні або представлені лише поодинокими екземплярами *Halocnemum strobilaceum* (Pall.) Vieb. та *Puccinellia distans* (Jacq.) Parl., проективне покриття яких не перевищує 1%. Плівки *Schizothrix coriacea* візуально виявляються лише в холодну пору року – в осінньо-зимовий сезон (з жовтня по січень). Розвиток альгоугруповання починається тоді, коли вологість ґрунту сягає 75–90% від повної вологості, а температура ґрунту не перевищує +15°C вдень і не опускається нижче від –5°C вночі. Навесні (березень – початок травня) солончаки, де розвивається цей тип альгоугруповань, затоплюється талими водами (максимальна товщина шару води – до 5 см), на дні таких тимчасових водойм через плівки *Schizothrix coriacea* масово проростає протонема мохоподібних, яка витісняє водоростеве

угруповання. На початку літа вода з поверхні солончака повністю випаровується, температура ґрунту суттєво підвищується (до  $+50^{\circ}\text{C}$  і вище), протонема зникає, а ґрунт розтріскується, утворюючи полігональні сегменти, позбавлені будь-яких помітних розростань водоростей або мохоподібних. У складі альгоугруповання виявлено 6 видів водоростей, більшість з яких представлені нитчастими синьозеленими водоростями (рис. 4.2).

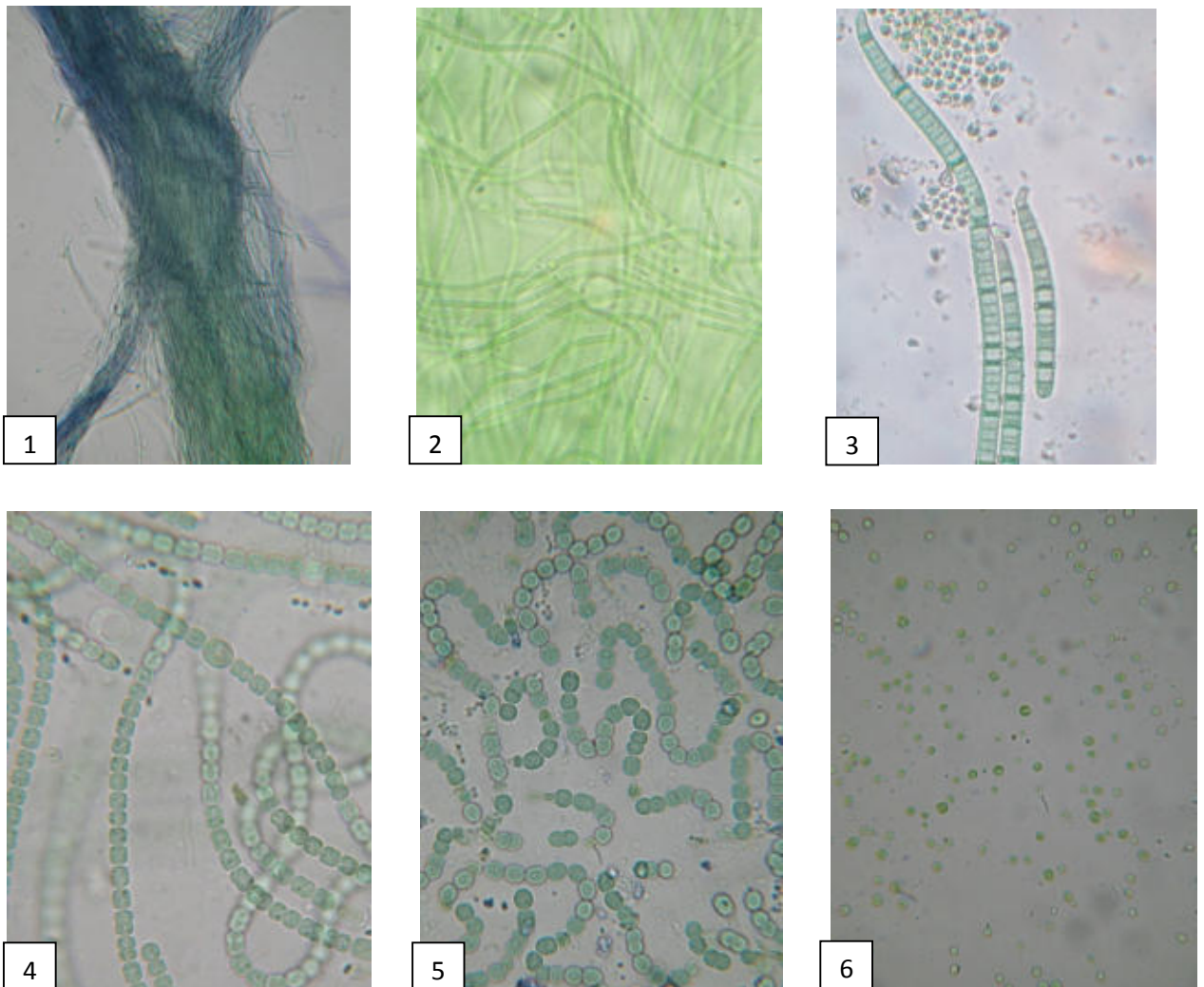


Рис. 4.2. Культури водоростей, виділені із плівчастого альгоугруповання *Schizothrix coriacea* (1 – *Schizothrix coriacea*; 2 – *Leptolyngbya nostocorum*; 3 – *Phormidium paulsenianum* f. *takyricum*; 4 – *Trichormus variabilis*; 5 – *Nostoc linckia*; 6 – *Chlorella minutissima*).

Абсолютним домінантом угруповання виступає *Schizothrix coriacea* (відносна чисельність відповідає балу «масово»). Субдомінантами є *Leptolyngbya nostocorum* та *Phormidium paulsenianum* f. *takyricum*, відносна чисельність яких



знаходиться в діапазоні балів «багато» – «достатньо багато». Як супутні види зареєстровані синьозелені азотфіксуючі нитчатки *Trichormus variabilis* та *Nostoc linckia*, а також кокоїдна зелена водорість *Chlorella minutissima*.

Таким чином, альгоугруповання «плівки *Schizothrix coriacea*» представляє монодомінантний ефемерний холодотолерантний едафотільний альгоценоз, що розвивається на підвищених ділянках мікрорельєфу на солончаках, які періодично розпріснюються талими водами.

## **Альгоугруповання 2. Плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia***

Альгоугруповання утворено макроскопічними розростаннями двох синьозелених водоростей – *Nodularia harveyana* та *Nostoc linckia* (рис. 4.3). Ці розростання мають вигляд темно-коричневих мозаїчних плівчастих плям, що розвиваються на поверхні зволоженого ґрунту вздовж берегів лиманів Азовського моря. Плівки, що утворюють розростання, на дотик злегка ослизненні, щільно прилягають до ґрунту, тонкі (до 2 мм), еластичні, при підсиханні ґрунту від його поверхні не відслонюються. Реверс плівок, очищених від ґрунтових часток, темно-коричневий. Масово розростання цього типу виявлені на ґрунті правого берега Молочного лиману (Ташенакський под) та лиману Сивашик протягом 2013–2018 рр. (рис. 4.4).

Альгоугруповання розвивається на зволоженому ґрунті, який розташований у мікродисперсіях вздовж руслової частини лиманів і навесні затоплюються талими водами. Мікродисперсії позбавлені вищих рослин, і зазвичай оточені розрідженими галофільними фітоценозами з домінуванням *Halocnemum strobilaceum* та *Salicornia europaea*. Рельєф таких дисперсій виположений, а ґрунт переважно розтрісканий і представлений важкими материковими суглинистими породами.

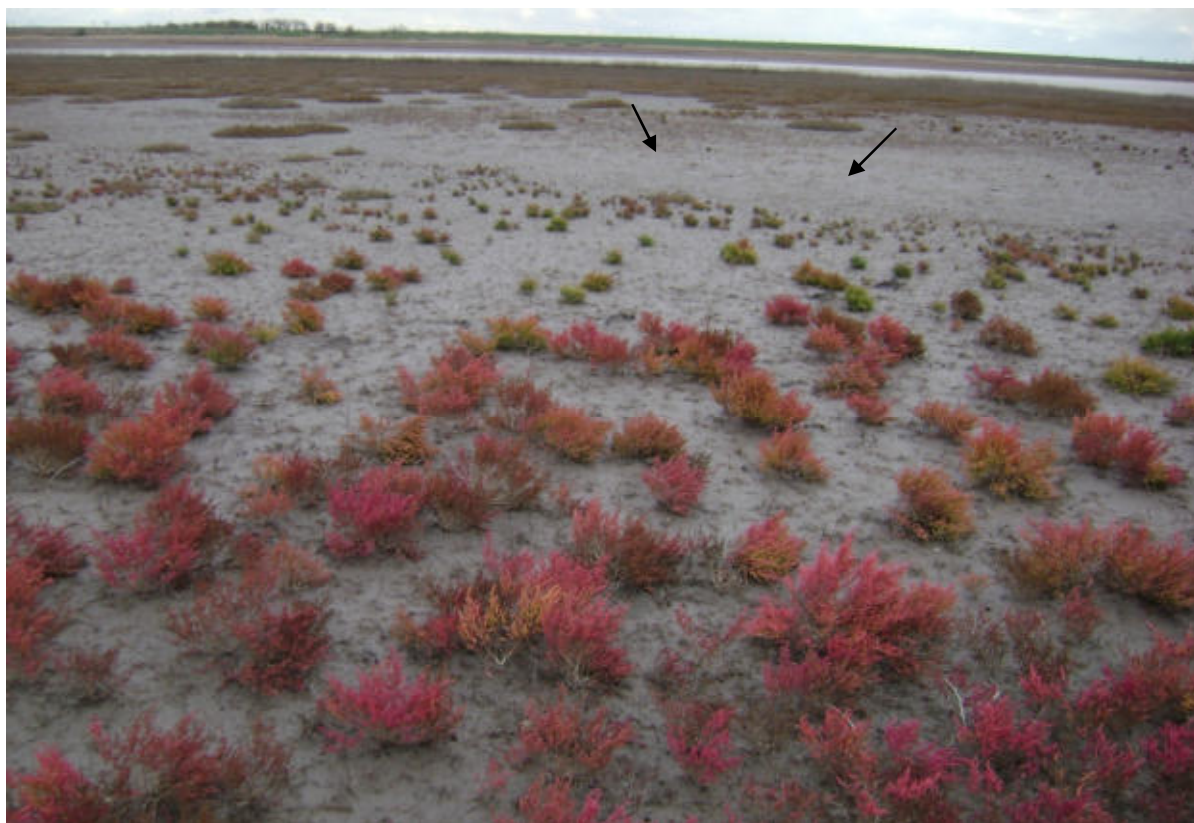


Рис. 4.3. Характерний локалітет (позначено стрілками), де розвивається угруповання другого типу (плівки *Nodularia harveyana* та *Nostoc linckia*): правий берег Молочного лиману, Ташенакський под, листопад 2015 р.

Плівки *Nodularia harveyana* та *Nostoc linckia* масово починають спостерігатися наприкінці осіннього і початку зимового сезонів (листопад-грудень). Угруповання зникає тоді, коли мікродисперсії навесні затоплюються талими водами, а в малосніжні роки – тоді, коли ґрунт прогрівається вище від 10°C, і його вологість різко знижується. Оптимум розвитку цього угруповання припадає на період, при якому температура поверхні ґрунту становить 0°...+10°C, вологість 80–90% від повної вологоємності, мінералізація ґрунтового розчину – 34–60‰.

У складі альгоугруповання абсолютним домінантом є *Nodularia harveyana*, субдомінантом – *Nostoc linckia*. При цьому коричневі відтінки забарвлення розростань обумовлені наявністю великої кількості акінет *Nodularia harveyana*. Це дозволяє припустити, що пік вегетації цього виду припадає на відносно короткий відрізок часу наприкінці саме осіннього сезону, тоді як взимку та у

ранній весняний сезон *Nodularia harveyana* перебуває у спочиваючому стані у вигляді акінет. Злегка ослизненої консистенції плівкам надають колонії *Nostoc linckia*. Інші водорості у складі означеного альгоутгруповання не виявлені (рис. 4.5).

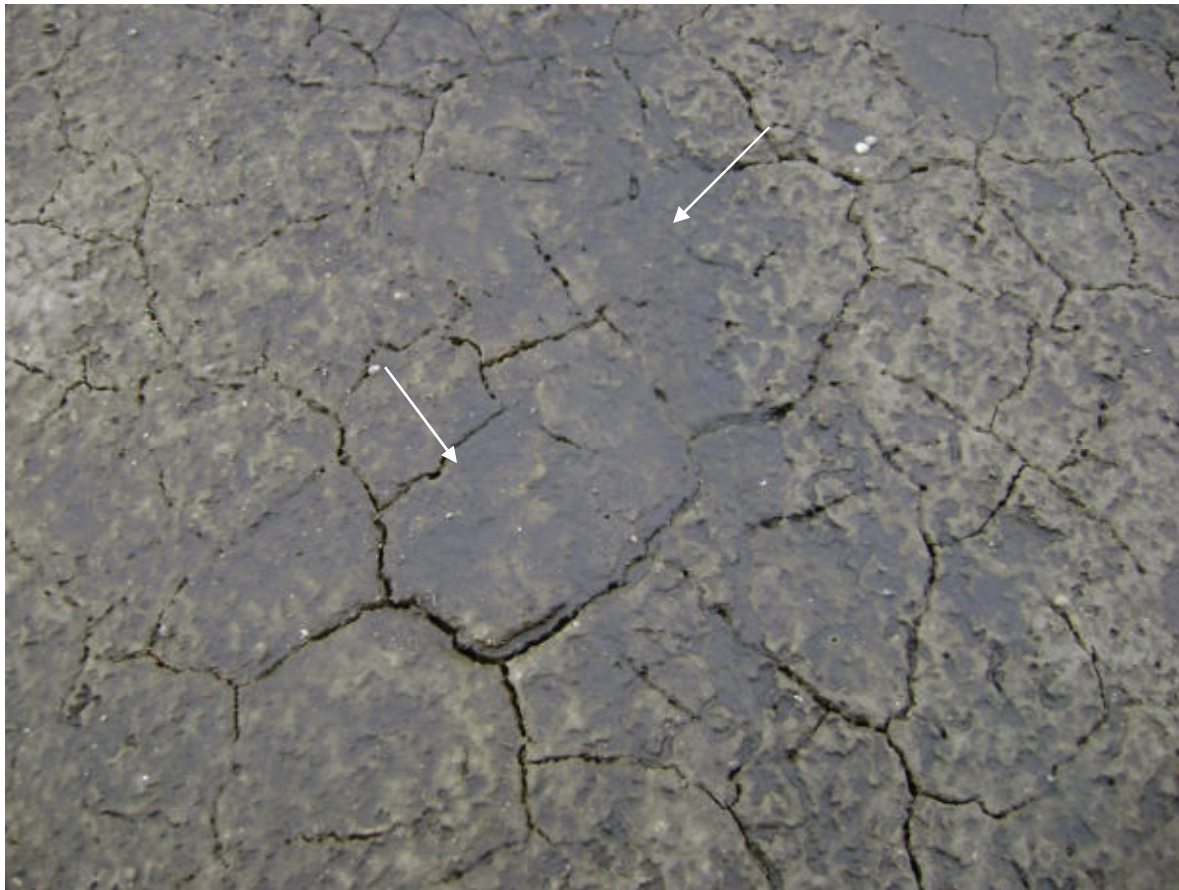


Рис . 4.4. Макроскопічні розростання, утворені плівками *Nodularia harveyana* та *Nostoc linckia* (позначено стрілками) на солончаку Тащенакського поду, листопад 2015 р.

Таким чином, плівки комплексу *Nodularia harveyana* та *Nostoc linckia* представляють холодотолерантний едафотільний галофітний альгоценоз, що розвивається на материкових солончаках. Розвиток цього альгоценозу лімітують високі температури та періодичні розпріснення талими водами.

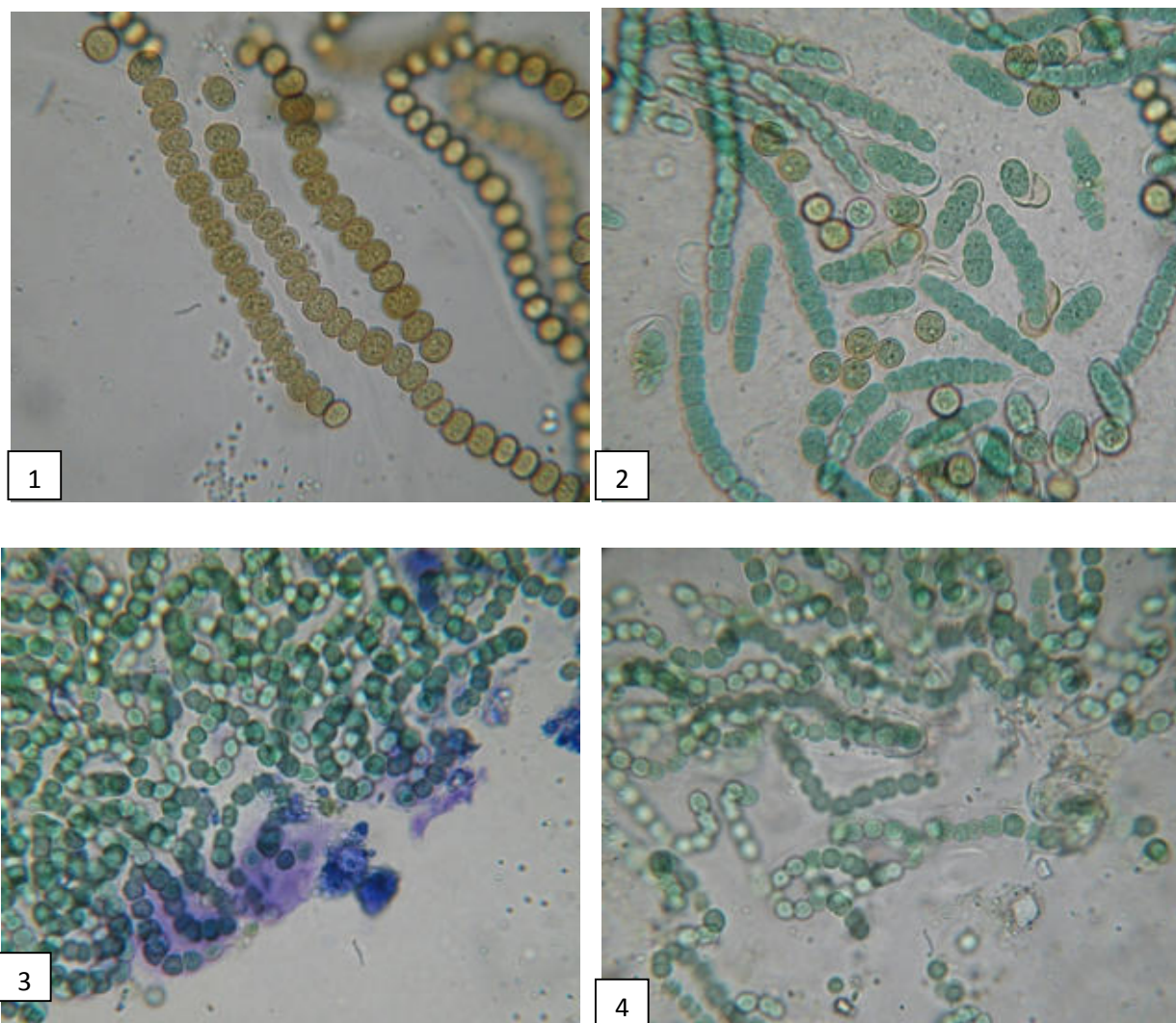


Рис. 4.5. *Nodularia harveyana* (1, 2) та *Nostoc linckia* (3, 4), виділені з плівчастих розростань 2-го типу: 1 – акінети; 2 – проростання акінет у культурі; 3 – край колонії; 4 – трихоми.

### Альгоугруповання 3. Кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*.

Альгоугруповання зустрічається у вигляді ослизнених волокнистих кірок у перехідній водно-наземній зоні, а іноді на дні пересохлих тимчасових гіпергалінних водойм. Макроскопічні розростання *Lyngbya aestuarii*+*Microcoleus chthonoplastes* нами відмічались протягом 2013–2018 років, на узбережжі лиману Сивашик і Молочного лиману (рис. 4.6). На засолених ґрунтах утворюються невеликі блюдцеподібні зниження мікрорельєфу (плошки), які влітку затоплюються дощовими або ґрунтовими водами.

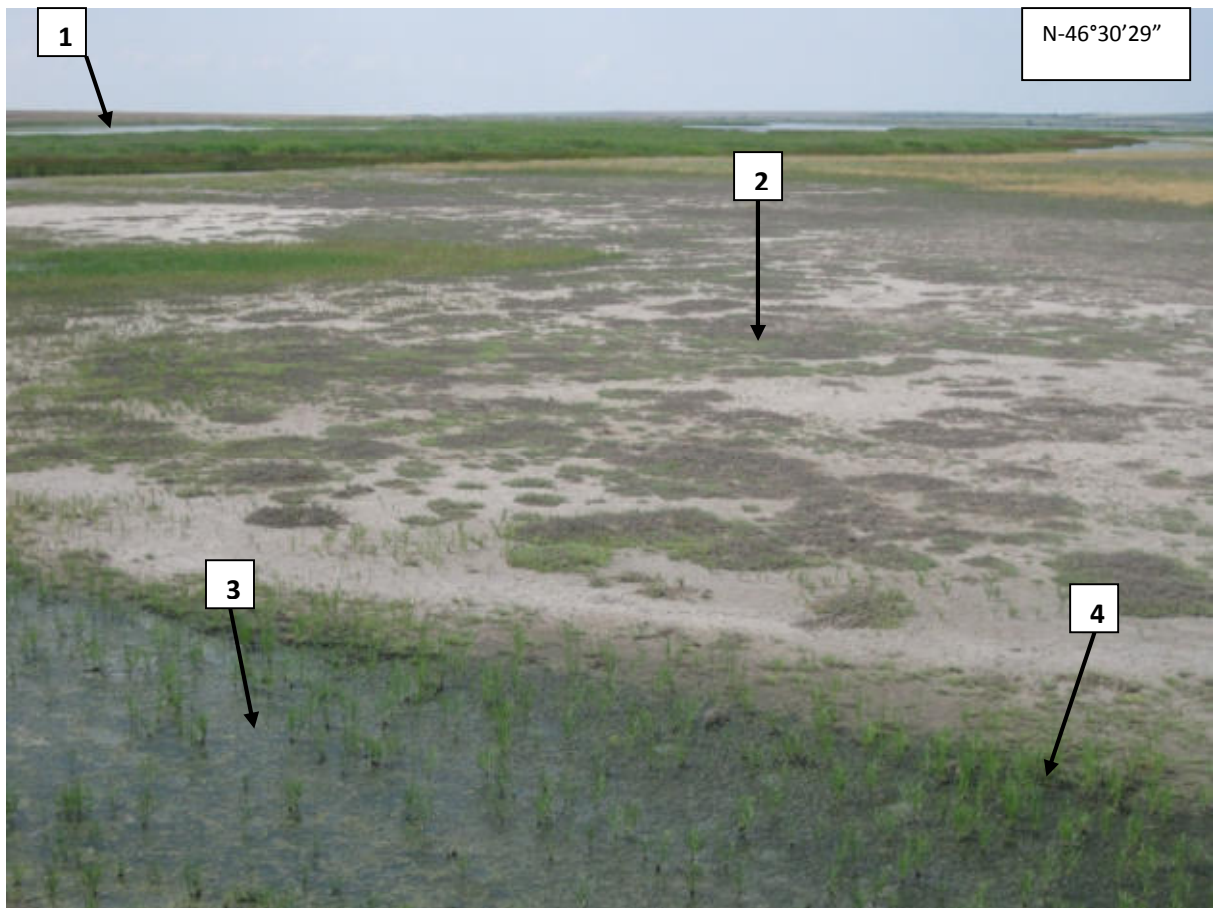


Рис. 4.6. Верхів'я Утлюцького лиману (червень 2015 р.). 1 – акваторія Утлюцького лиману, 2 – солончак який періодично у зимово-весняний сезони затоплюється ґрунтовими водами, 3 – затоплена знижена ділянка солончаку, в якій починають розвиватися бентосні розростання *Lyngbya aestuarii* і *Microcoleus chthonoplastes*, 4 – зона обсихання тимчасової водойми, в якій продовжується розвиток цього альгоугруповання.

У зимово-весняні періоди рівень ґрунтових вод підвищується, і прилеглі до акваторій ґрунти затоплюються. У весняно-літній період температура води затоплених територій підвищується і йде випаровування води, яка залишається у зниженнях нанорельєфу з глибинами 30 см. У літній період температура води в цих тимчасових водоймах досягає 45°C, а солоність – 34‰. За таких умов дуже часто в перехідній водно-наземній зоні наявні макроскопічні розростання *Lyngbya aestuarii* і *Microcoleus chthonoplastes*, які розвиваються на зволоженому ґрунті від урізу води до периферії. Дуже часто початок розвитку альгоугруповання *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*, починається ще

у водному середовищі, у вигляді гідрофільних бентосних розростань. З часом при висиханні тимчасових водойм такі макроскопічні розростання набувають вигляду суцільної ослизненої кірки, яка вкриває всю поверхню ґрунту. Кірка м'яка, ослизнена, не стійка на розрив, чорно-зеленого або чорно-синьо-зеленого кольору, до 0,3 см завтовшки, від ґрунту відслонюється без зусиль. Реверс – темно-жовто-зеленого забарвлення. Поверхня плівки має волокнисту структуру з щільним переплетенням ниток (рис. 4.7).

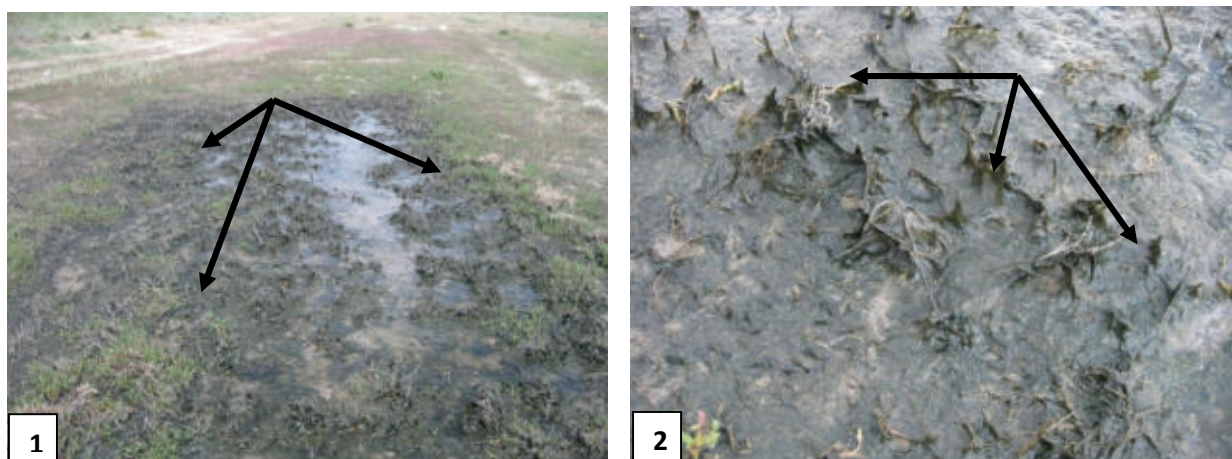


Рис. 4.7. Верхів'я Утлюцького лиману (липень 2015 р.). 1 – тимчасова висихаюча водойма (в зоні обсихання стрілками позначені макроскопічні розростання *Lyngbya aestuarii* і *Microcoleus chthonoplastes*); 2 – еластична кірка *Lyngbya aestuarii* і *Microcoleus chthonoplastes*, яка розростається на вищих відмерлих рослинах і набуває вигляду висхідних гребенів.

При обсиханні ґрунту проявляється масовий розвиток вищих рослин. За цих умов кірки *Lyngbya aestuarii* і *Microcoleus chthonoplastes* не суцільні й вкривають деякі вегетативні частини вищих рослин. Кірка стає шорсткою, еластичною, стійкою на розрив, темно-зеленого кольору, від ґрунту відслонюється без зусиль (рис. 4.8).

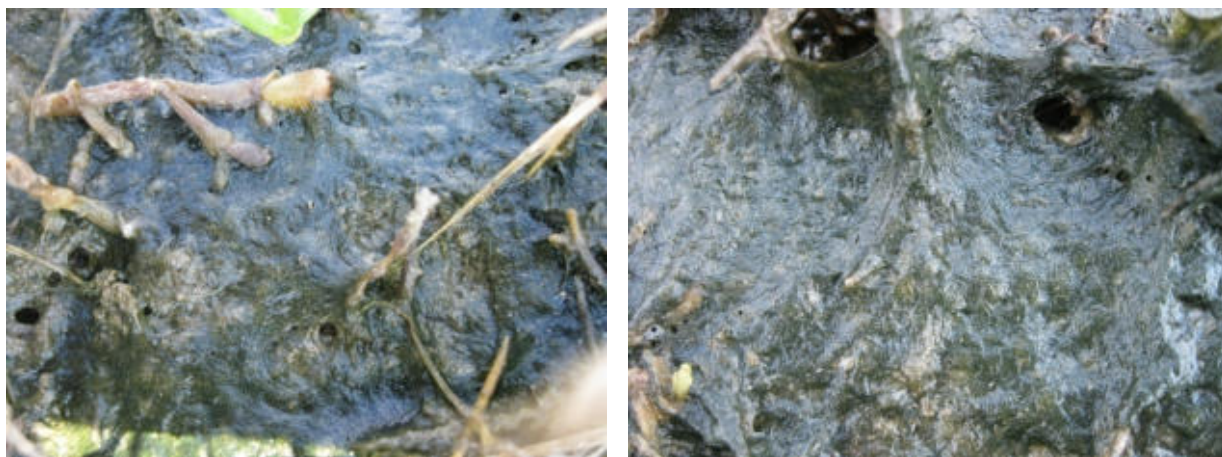


Рис. 4.8. Макроскопічні розростання синьозелених водоростей *Lyngbya aestuarii* і *Microcoleus chthonoplastes* на поверхні ґрунту у вигляді еластичної кірки.

Вища рослинність майже відсутня або розріджена і представлена заростями *Halocnemum strobilaceum* (Pall.) Bieb., *Salicornia europaea* L., *Artemisia santonica* L., *Puccinellia fominii* Bilyk., *Aeluropus littoralis* (Gouan) Parl. Альгоугруповання є моно домінантним, оскільки як при прямому мікроскопіюванні, так і з використанням культуральних методів були виявлені лише *Lyngbya aestuarii* і *Microcoleus chthonoplastes* (рис. 4.9). Але дуже важко визначити основного домінанта, так як у певні періоди вони замінюють один одного.

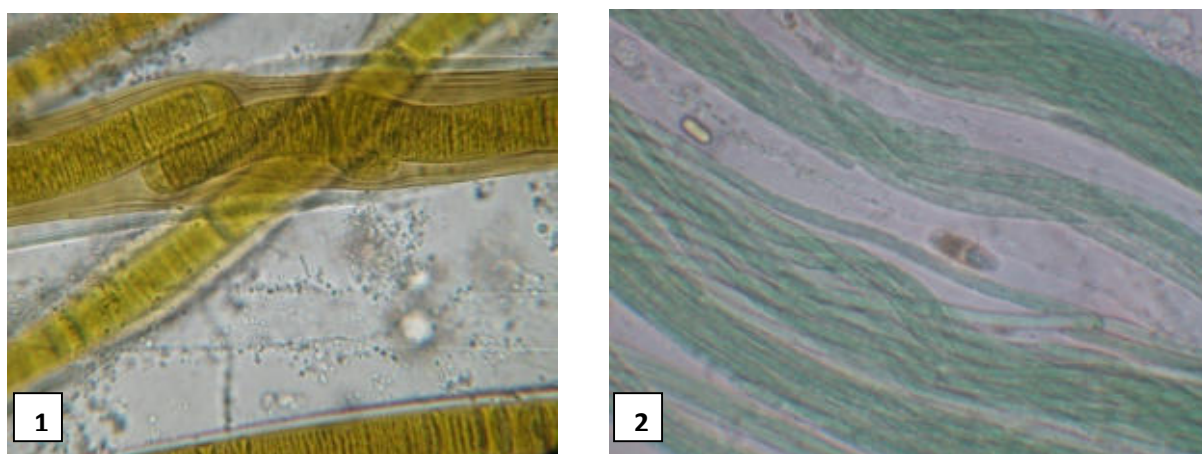


Рис. 4.9. Мікрофотографії водоростей *Lyngbya aestuarii* (1) і *Microcoleus chthonoplastes* (2).

Однак, за нашими спостереженнями, у більшості випадків розвиток альгоугруповання, як вже згадувалось, починається ще у водному середовищі, коли температура води сягає 45°C, а солоність – 34‰. У цей період у водному середовищі домінує *Microcoleus chthonoplastes*, тоді яка *Lyngbya aestuarii* виступає як субдомінант. У перехідній водно-наземній зоні (зона обсихання) тимчасової водойми домінантом макроскопічних розростань виступає *Lyngbya aestuarii*, але *Microcoleus chthonoplastes* також зустрічається масово і бере участь формуванні кірки.

#### Альгоугруповання 4. Кірки *Lyngbya aestuarii*

Макроскопічне розростання *Lyngbya aestuarii* представлене у вигляді суцільних кірок жовто-зеленого або коричнево-сіро-чорного забарвлення на поверхні мокрих солончаків (рис. 4.10).

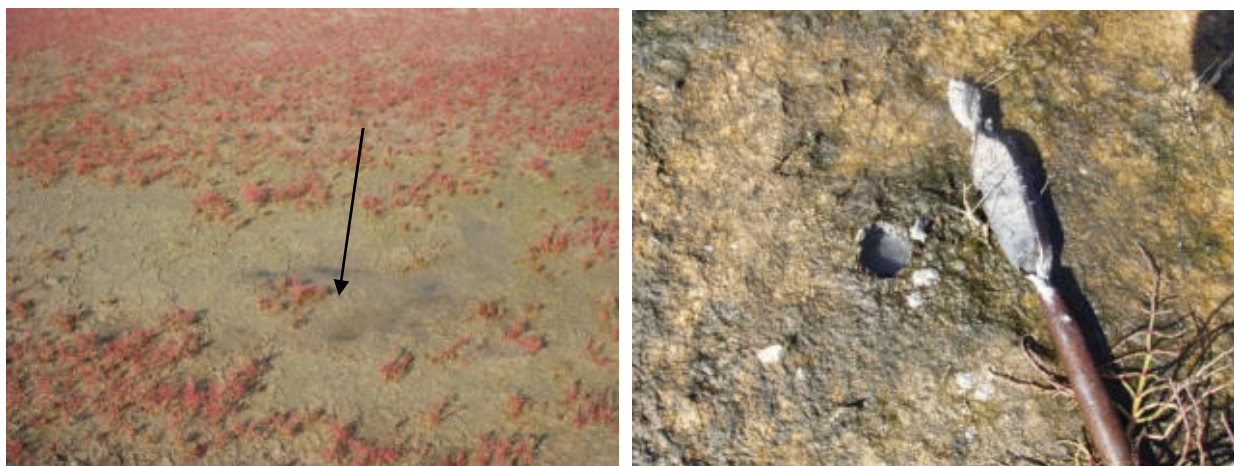


Рис. 4.10. Урочище Тубальський лиман. Перезволожені ділянки солончаку (фото зліва), на якому розвивається альгоугруповання *Lyngbya aestuarii* у вигляді кірки (фото справа).

Розростання спостерігалось протягом 2013-2018 років на полігонах Тащенкський под, Лиман Сивашик, гирло річки Корсак, урочище Тубальський лиман. Взагалі даний тип альгоугруповання зустрічається скрізь на мокрих солончаках, які розташовані поблизу пересолених, солоних і солонуватих акваторій (рис. 4.11).



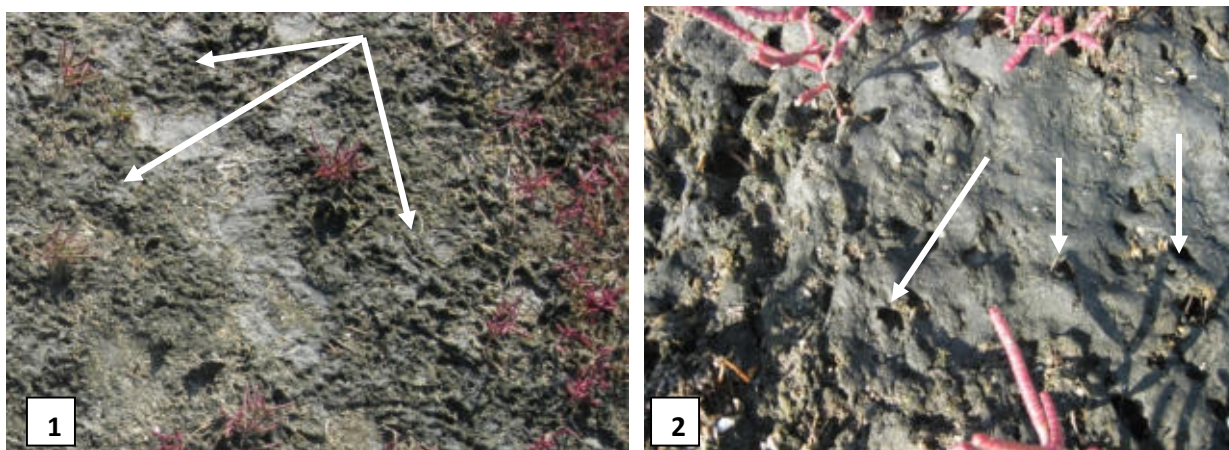


Рис. 4.11. Макроскопічні розростання *Lyngbya aestuarii* у вигляді крихкої, ламкої кірки. 1 – стрілками показані розростання у вигляді зморшкуватої кірки. 2 – крихка кірка з платівками гіпсу і карбонатів, стрілками позані перфорації у суцільній кірці *Lyngbya aestuarii*.

Солончаки представляють собою рівнинні території зі зниженими ділянками мікрорельєфу, які періодично затоплюються водами прилеглих акваторій (стихійне затоплення), або за рахунок підняття ґрунтових вод (сезонне затоплення). Масовий розвиток *Lyngbya aestuarii* у вигляді макроскопічних розростань на поверхні солончаків спостерігається у теплі місяці року, а саме з квітня по листопад. Початок розвитку макроскопічного розростання відбувається на перезволожених знижених ділянках солончаку у вигляді суцільної кірки на поверхні ґрунту або на дні калюжі. Температура води на перезволожених ділянках коливається від  $+24^{\circ}$  до  $+45^{\circ}$ , при солоності від 16 ‰ до 126 ‰. Кірка жовто-зеленого, або коричнево-сіро-зеленого забарвлення, ослизнена, до 0,5 см. завтовшки, вкриває суцільним шаром поверхню ґрунту. Від ґрунту відділяється без зусиль, еластична, на реверсі темно-зеленого кольору, не стійка на розрив. При підсиханні перезволожених ділянок солончаків кірка стає коричневого забарвлення, еластичною, шорсткою, не ослизненою, стійкою на розрив.

Якщо альгоугруповання починає розвиток у водному засоленому середовищі і біомаса тривалий час (2–4 тижні) нарощується у воді, тоді у зоні

обсихання, а потім і на дні тимчасової водойми формуються суцільні кірки *Lyngbya aestuarii* іншої морфологічної структури. Кірки до 1 см. Завтовшки – суцільні, сірочорного забарвлення, пористі, крихкі за рахунок вмісту платівок гіпсу і карбонатів по всьому профілю, реверс кірки темнозеленого забарвлення, з волокнистою структурою, від ґрунту відслонюється без зусиль. Вища рослинність розріджена або майже відсутня, і представлена *Salicornia europaea* (на місцях тривалого затоплення солончаків), *Puccinellia fominii*, *Agropyron repens* L. ( у перехідній затоплювально-незатоплювальній зоні).

Таким чином, альгоугруповання кірки *Lyngbya aestuarii* (рис. 4.12) розвивається лише в теплі сезони року на перезволожених солончаках, які розташовані у прибереговій зоні Азовського моря, лиманів і озер. Залежно від умов зростання (водному чи наземному середовищі) кірки *Lyngbya aestuarii* бувають крихкі за рахунок вмісту гіпсових і карбонатних платівок або еластичні, в яких платівки відсутні.



Рис. 4.12. Мікрофотографії *Lyngbya aestuarii* (культура агар 3NBVM)

### 4.3. Основні типи альгосинузій

#### Альгосинузія 5. Кірки *Lyngbya semiplena*

Угруповання водоростей являє собою макроскопічні розростання серед заростей вищої рослинності і кваліфікується як альгосинузія. Альгосинузія представлена у вигляді не суцільних, а відокремлених одна від одної кірок коричнево-чорного забарвлення на берегових піщано-черепашкових валах

вздовж узбережжя Молочного лиману. Нами було зареєстровано на Тащенакському поді, Степанівській і Федотовій косах протягом 2014–2019 рр. (рис. 4.13–4.17).

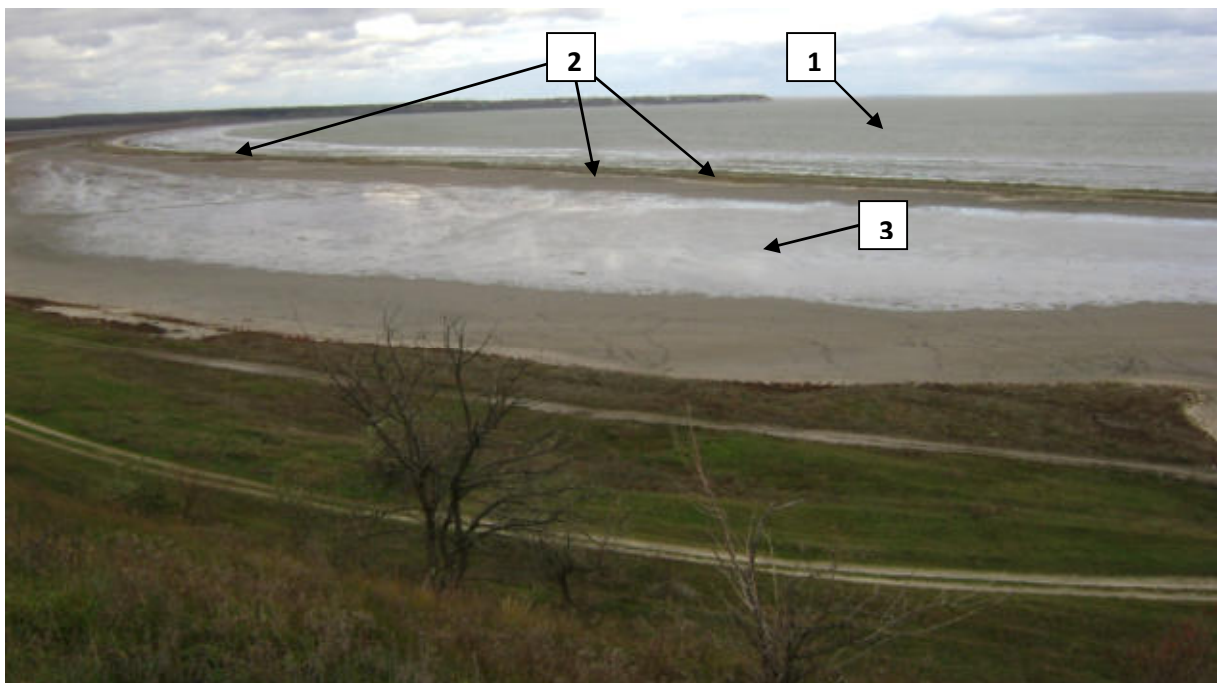


Рис. 4.13. Правий берег Молочного лиману, Тащенакський под (жовтень 2016 р.). 1– Молочний лиман, 2 – береговий піщано-черепашковий акумулятивний вал (локалітети альгоугруповання) 3 – тимчасово затоплений солончак.

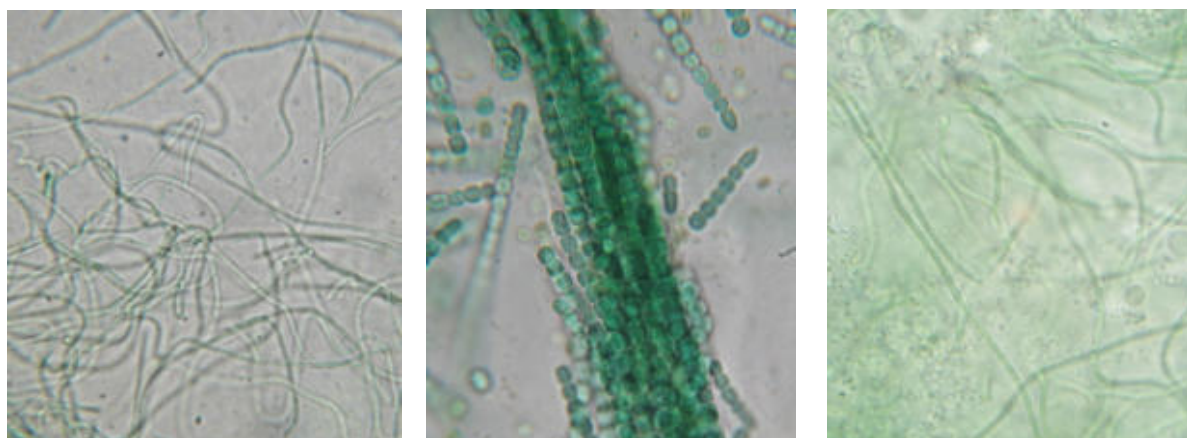
Домінантом макроскопічних розростань віступає *Lyngbya semiplena*, до субдомінантів відносяться: *Leptolyngbya perelegans*, *Anabaena solicola*, *Leptolyngbya nostocorum*. Кірки *Lyngbya semiplena* розвиваються на наливних акумулятивних піщано-черепашкових валах до 12 м., ширини і 30-70 см заввишки. Такі вали мають досить густий покрив галопсамофітної рослинності, яка представлена асоціаціями *Salicornietum prostratae* Soo 1927, і *Petrosimonia oppositifoliae-Salicornietum* Korzh. Et Kljukin 1990. Берегові вали відокремлюють знижену рівнинну територію солончаків (поди) від Молочного лиману та Азовського моря.



Рис. 4.14. Макроскопічні розростання водоростей на поверхні ґрунту у вигляді кірки. 1 – кірки *Lunghya semiplena*. 2 – розростання кірок серед вищої рослинності (стрілками позначені локалітети альгосинузії)



Рис. 4.15. Домінант альгосинузії *Lunghya semiplena* (агар 3NBVM)



*Leptolyngbya perelegans*    *Anabaena solicola*    *Leptolyngbya nostocorum*

Рис. 4.16. Субдомінанти альгосинузії (агар 3NBVM)



*Leptolyngbya fragilis*



*Hantzschia amphioxys*

Рис. 4.17. Види водоростей, які були виявлені лише на агаровому поживному середовищі.

Макроскопічно альгосинузія кірки *Lyngbya semiplena* спостерігається у осінньо-зимовий період (жовтень-грудень) у вигляді несучільної кірки, яка має мозаїчне розташування. Такі розростання не масові і зустрічаються поодинокі під пологом вищої рослинності. Кірка ламка, до 0,5 см. товщини, коричнево-чорного забарвлення. Від ґрунту відслонюється без зусиль (вільно лежить на поверхні ґрунту). Поверхня волога з часточками піску і органічних решток вищої рослинності, не ослизнена, м'яка на дотик, іноді має пористу структуру. Форма кірки різноманітна, товщина зменшується від центру до периферії. Реверс чорного забарвлення.

Альгосинузія є полідомінантною, оскільки до її складу входять декілька видів водоростей. При прямому мікроскопіюванні домінантом є *Lyngbya semiplena*, до субдомінінтів відносяться: *Leptolyngbya perelegans*, *Anabaena solicola*, *Leptolyngbya nostocorum*. При посіві кірки на поживне агарове середовище (ЗНВВМ) були виявлені ще: *Leptolyngbya fragilis* та *Hantzschia amphioxys*.

Відтак, альгоутгруповання виступає як альгосинузія, оскільки посідає другорядне місце після вищої рослинності та розвивається лише під її пологом. До складу макроскопічних розростань у вигляді кірок входить 6 видів

водоростей, серед яких домінантом виступає *Lyngbya semiplena*. Кірки *Lyngbya semiplena* розвиваються лише в осінньо-зимовий період серед вищої рослинності на аккумулятивних піщаних та піщано-черепашкових валах уздовж Молочного лиману.

#### **Альгосинузія 6.** Таломні шкуринки *Nostoc*

Макроскопічне розростання представлено еластичними складчастими плівками, або як окремі висушли кірки на поверхні солончаків. Розростання *Nostoc commune* відмічалось протягом 2013-2018 років на поверхні засолених і незасолених ґрунтів на всіх полігонах досліджень (рис. 4.18–4.21). Таломні шкуринки розвиваються на поверхні ґрунту з обов'язковою розрідженою вищою рослинністю: *Artemisia santonica* L., *Puccinellia distans* Haloc., *Puccinellia fominii* Bilyk., *Salicornia europaea* L., *Halocnemum strobilaceum* (Pall.) Vieb. і розглядається як альгосинузія. Такі території не мають зв'язку з водами лиманів, озер чи Азовського моря, і зволоження відбувається тільки за рахунок підвищення рівня ґрунтових вод, або опадів.

Макроскопічне розростання спостерігається протягом року, але в різних виглядах: у зимово-весняний період розростання *Nostoc commune* набуває вигляду ослизненних таломних шкуринок, а у літньо-осінній період, при посушливих умовах, ослизнені таломні шкуринки перетворюються у дрібні та ламкі пластинчасті кірки.

Територія рівнинна, ґрунти чорноземні, піщані, темно-каштанові, іноді з піщано-черепашковими домішками. У зимово-весняний період за рахунок підняття ґрунтових вод ґрунт перезволожується, і мікротріщини серед вищої рослинності заповнюються водою. Серед вищої рослинності формуються макроскопічні розростання синьозеленої водорості *Nostoc commune* у вигляді ослизненних таломних складчастих шкуринок (плівок) темно-коричневого, а іноді коричнево-зеленого кольору як зовні, так і на реверсі. Розташування таких плівок на поверхні ґрунту мозаїчне, точкове.



Рис. 4.18. Урочище Тубальський лиман (січень 2015р.). Стрілками позначені локалітети таломних шкуринок *Nostoc commune*



Рис. 4.19. Таломні шкуринки *Nostoc commune*, які знайдені серед вищої рослинності (Арабатська стрілка, січень 2018 р.).



Рис. 4.20. Стрілками позначені складчасто-пластинчасті ламкі висушені кірки *Nostoc commune* на поверхні ґрунту (липень 2016 р.).

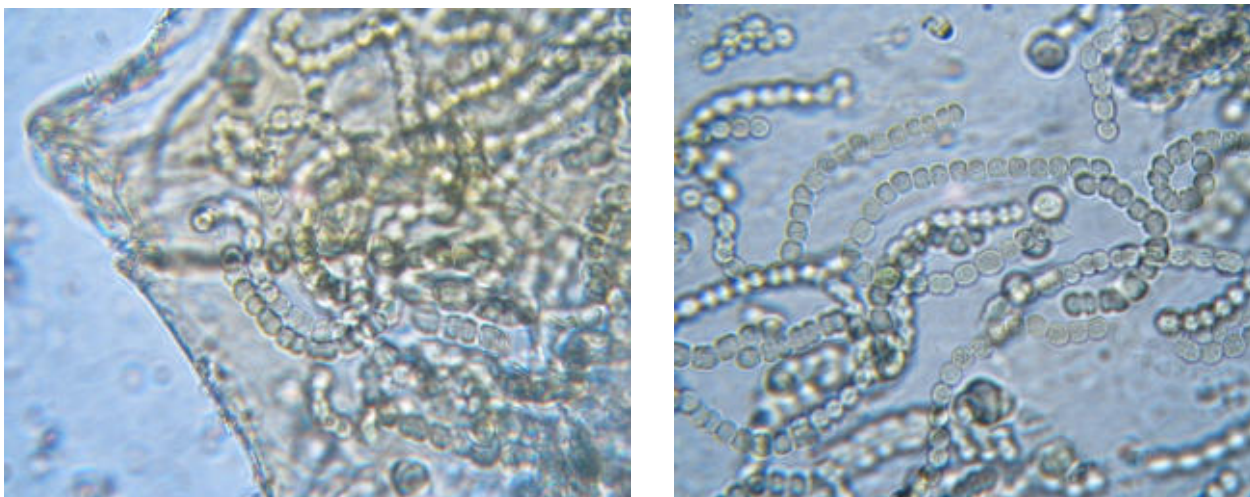


Рис. 4.21. *Nostoc commune* при збільшенні об'єктива 40<sup>x</sup>. Праворуч помітний загальний слизовий шар колонії, ліворуч – окремі трихоми в колонії

Плівка до 15 см у діаметрі й 0,1 см завтовшки, еластична, м'яка і приємна на дотик, покриває ґрунт у вигляді пластинчастих складок. Складчаста структура плівки підіймає її до 2 см над поверхнею ґрунту, відслонюється без зусиль. У літньо-осінній періоді, при підсиханні, поверхня ґрунту набуває тріщинуватої структури. Плівковий тип макроскопічного розростання набуває вигляд окремих зморшкуватих кірок чорного кольору. Кірки ламкі, до 2 см у діаметрі, від ґрунту відслонюються без зусиль. Альгосинузія є монодомінантною, оскільки інших видів водоростей не виявлено.

Відтак, таломні шкуринки *Nostoc commune* розвиваються як на засолених, так і не засолених ґрунтах, які не мають зв'язку з прилеглими озерами, лиманами чи Азовським морем. Розвиваються лише серед вищої рослинності: *Artemisia santonica* L., *Puccinellia distans* Haloc., *Puccinellia fominii* Bilyk., *Salicornia europaea* L., *Halocnemium strobilaceum* (Pall.) Vieb. На піщаних ґрунтах, а також мокрих солончаках без вищої рослинності, або з чистими заростями *Salicornia europaea* L. і *Halocnemium strobilaceum* (Pall.) Vieb., *Nostoc commune* макроскопічних розростань не утворює. Слід також відзначити, що такі види, як *Nostoc commune* і *Pseudendoclonium* sp., завжди формують моногруповання на поверхні ґрунту і до складу інших альгогруповань не входять. Види *Lyngbya aestuarii* і *Nostoc punctiforme* формують як монодомінантні розростання, так і





Видовий склад водоростей	Типи водоростевих розростань і їх угруповання										
	д.	плівки		кірки					т.ш	повст.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Pseudendoclonium sp.</i>											D
К-сть видів в угрупованнях	2	6	2	3	1	2	1	6	1	2	1

д. – дисперсні розростання, повст. – повстеподібні розростання, т.ш. – таломні шкуринки, 1-11 угруповання водоростей: 1 – дисперсні розростання *Dunaliella salina* та *Asteromonas gracilis*; 2 – плівки *Schizothrix coriacea*; 3 – плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*; 4, 5 – кірки *Nostoc punctiforme*; 6 – кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*; 7 – кірки *Lyngbya aestuarii*; 8 – кірки *Lyngbya semiplena*; 9 – таломні шкуринки *Nostoc commune*; 10 – повстеподібні розростання *Lyngbya aestuarii*; 11 – повстеподібні розростання *Pseudendoclonium sp.*; D – доміанти; S – субдоміанти

У конкретних угрупованнях кількість видів може варіювати від 1 до 6. Макроскопічні розростання займають специфічні екотопи. Едафофільними є альгоугруповання плівки *Schizothrix coriacea* та плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*, а також альгосинузії у вигляді таломних шкуринок *Nostoc*. Відповідні екотопи не мають безпосереднього контакту з водоймами, а водне живлення в них відбувається у вигляді опадів або за рахунок ґрунтових вод. До водойм наближені екотопи, де знаходяться амфібіонтні макроскопічні розростання, які у переважній більшості розпочинають свій ріст у водному середовищі та продовжують свій ріст уже після висихання короточасних водойм. До числа амфібіонтних альгоугруповань, які утворюють макроскопічні розростання, належать альгоугруповання кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*, кірки *Lyngbya aestuarii* та альгосинузія кірки *Lyngbya semiplena*. У свою чергу, амфібіонтні угруповання диференціюють екологічний простір та надають перевагу засоленим ґрунтам на узбережжі (кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*), мокрим солончакам поблизу акваторій (кірки *Lyngbya aestuarii*) або береговим піщано-черепашковим валам (кірки *Lyngbya semiplena*).

## Висновки до розділу

1. На приморських територіях Приазовського національного природного парку серед макроскопічних угруповань водоростей виділено та описано 4 типи альгоугруповань: плівки *Schizothrix coriacea*, плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*, кірки *Lyngbya aestuarii*+*Microcoleus chthonoplastes*, кірки *Lyngbya aestuarii* і 2 типи альгосинузій: кірки *Lyngbya semiplena* та таломні шкуринки *Nostoc commune*. В альгоугрупованнях макроскопічних розростань представлений 21 вид водоростей. У конкретних угрупованнях кількість видів може варіювати від 1 до 6.
2. Едафотрофними є альгоугруповання плівки *Schizothrix coriacea* та плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*, а також альгосинузії у вигляді таломних шкуринок *Nostoc*. Відповідні екотопи не мають безпосереднього контакту з водоймами, а водне живлення в них відбувається у вигляді опадів або за рахунок ґрунтових вод.
3. За особливостями угруповань ціанопрокаріот до водойм наближені екотопи, де знаходяться амфібіонтні макроскопічні розростання, які у переважній більшості розпочинають свій ріст у водному середовищі та продовжують свій ріст уже після висихання короткочасних водойм. До числа амфібіонтних альгоугруповань, які утворюють макроскопічні розростання, належать альгоугруповання кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*, кірки *Lyngbya aestuarii* та альгосинузія кірки *Lyngbya semiplena*.

## РОЗДІЛ 5.

ОРДИНАЦІЯ УГРУПОВАНЬ *CYANOPROKARYOTA*  
ТА ГРАДІЄНТНИЙ АНАЛІЗ**5.1. Канонічний аналіз відповідностей угруповання *Cyanoprokaryota***

Довжина найбільшої осі за результатами детрендового аналізу відповідностей дорівнює 6,0, що вказує на те, що для аналізу матриці видів найбільш придатною буде процедура канонічного аналізу відповідностей. Перші чотири канонічні осі разом пояснюють 47,5 % варіабельності матриці видів (табл. 5.1). Канонічна вісь 1 пояснює 18,0 % варіабельності матриці видів та найбільшою мірою маркується аквально-субаерофітами (позитивні значення) та еврибіонтами (від'ємні значення) (рис. 5.1). Позитивні значення осі відповідають угрупованням вищим різноманіттям, особливо відношенню вид/рід. Ця вісь вказує на наявність градієнту умов солоності де найбільш засоленим умовам відповідають позитивні значення осі, а від'ємним – менш засолені. Тому закономірно, що у області більш високих значень канонічної осі 1 знаходяться водні та солончакові екосистеми, а в області від'ємних – степові та піщані екосистеми. Засолені умови найбільш сприятливі для видів з широким ареалом, а для менш засолених умов – види *Cyanoprokaryota* з ареалом у межах Європи. Канонічна вісь 2 описує 12,1 % варіабельності матриці видів. Ця вісь диференціює водні екосистеми (позитивні значення осі) від інших (від'ємні значення вісі). Закономірно, що позитивним коефіцієнтом кореляції з канонічною віссю 2 характеризується екотопічна група аквальних видів, а інші екотопічні групи (за винятком аквальних-субаерофітних, коефіцієнт кореляції яких статистично вірогідно не відрізняється від нульової альтернативи) характеризуються від'ємними коефіцієнтами кореляції. Водні екосистеми характеризуються меншими показниками різноманіття, але високим відношенням вид/рід. Екологічні групи за ставленням *Cyanoprokaryota* до режиму солоності не формують чіткого патерну, тому можна припустити, що

встановлені кореляційні зв'язки опосередковані зв'язками в угрупованні, а не безпосередньо зовнішнім впливом.

Таблиця 5.1.

## Кореляція зовнішніх предикторів на канонічних осях

Предиктори	Канонічні осі, % поясненої інерції				$R^2$	Pr(>r)
	ССА1, 18.0 %	ССА2, 12.1 %	ССА3, 10.0 %	ССА4, 7.3 %		
Екотопічні групи						
Aq	0,40	0,67	0,62	0,01	0,72	0,001
AqSA	0,89	0,01	-0,33	-0,30	0,41	0,001
SA	0,52	-0,71	-0,30	0,36	0,56	0,001
TrSA	-0,72	-0,46	-0,46	0,23	0,59	0,001
AqTr	-0,71	-0,46	-0,51	-0,13	0,27	0,009
Tr	-0,52	-0,68	-0,50	-0,13	0,40	0,001
Ae	-0,41	-0,69	-0,51	0,31	0,29	0,004
Eu	-0,95	-0,17	0,20	-0,18	0,57	0,001
Показники різноманіття						
Species	0,48	-0,80	-0,25	0,27	0,22	0,032
Genus	0,10	-0,99	0,00	-0,06	0,26	0,012
Resid	0,71	0,48	-0,25	0,45	0,59	0,001
Екологічні групи у градієнті солоності екотопу						
H1	-0,75	0,34	0,53	0,21	0,78	0,001
H2	-0,87	-0,33	-0,28	-0,22	0,78	0,001
H3	0,97	0,22	0,01	-0,06	0,82	0,001
H4	0,94	-0,14	-0,10	0,29	0,75	0,001
Ширина ареалу						
G1	-0,26	0,70	0,59	0,30	0,11	0,262
G2	-0,93	-0,25	-0,25	-0,06	0,62	0,001
G3	0,72	-0,51	0,02	0,47	0,47	0,001
G4	-0,84	0,15	0,44	-0,27	0,22	0,032
G5	0,79	0,34	-0,9	-0,42	0,35	0,003
Біотопи						
Біотопи	-	-	-	-	0,62	0,001
Sand	-0,64	-0,52	-1,05	-0,69	-	-

Solonchak	0,24	-0,21	-0,63	0,15	-	-
Steppe	-0,52	-0,64	0,50	0,07	-	-
Water	0,78	1,22	1,26	0,00	-	-

Умовні позначки: Aq – аквальні; AqSA – аквально-субаерофітні; SA – субаерофітні; TrSA – терестріально-субаерофітні; AqTr – аквально-терестріальні; Tr – терестріальні; Ae – аерофітні; Eu – еврибіонтні; Species – кількість видів; Genus – кількість родів; Resid – детрендове відношення види/роди; H1 – галотолерантні (стенотопні); H2 – галотолерантні (евритопні); H3 – галобіонтні; H4 – галофіли; G1 – ареал у межах помірної зони; G2 – європейські; G3 – євразійські; G4 – циркумконтинентальні або циркумокеанічні; G5 – космополіти

Аналіз конфігурації екологічних факторів та синекологічних показників у просторі перших двох канонічних осей дозволяє одержати об'ємне уявлення про екологічну структуру угруповання *Cyanoprokaryota*. Угруповання водних екосистем займають верхній правий квадрант площини та маркуються аквальними формами. Рух проти часової стрілки від цього квадранту переводить нас послідовно від аквально-субаерофітних форм до субаерофітних. Найближчим біотопічним маркером до цієї області є солончаки, але відповідна зона є дуже широкою, що вказує на значну флористичну гетерогенність солончакових угруповань. Правий бік розглянутої області відповідає більш засоленим стаціям, лівий – менш засоленим. Солончакові угруповання займають область від сильно засолених до помірно засолених. Угруповання з переважанням субаерофітів характеризуються більш високим видовим різноманіттям і формують особливий різновид флори солончаків. Він формується за умов помірного солоності та переважно представниками євразійських видів. Слід відзначити, що засолені умови найчастіше заселяються видами з широким географічним поширенням, особливо космополітами.

Правий нижній квадрант – зона найбільшого різноманіття угруповань як за кількістю видів, так і за кількістю родів. Ці два показники різноманіття характеризуються погодженою динамікою. У інших дослідженнях показано, що в межах регіону різноманіття за кількістю видів та кількістю родів

характеризуються високим рівнем кореляції [489]. Різноманіття родів може застосовуватися як сурогат видового різноманіття [490] та видової композиції [491].

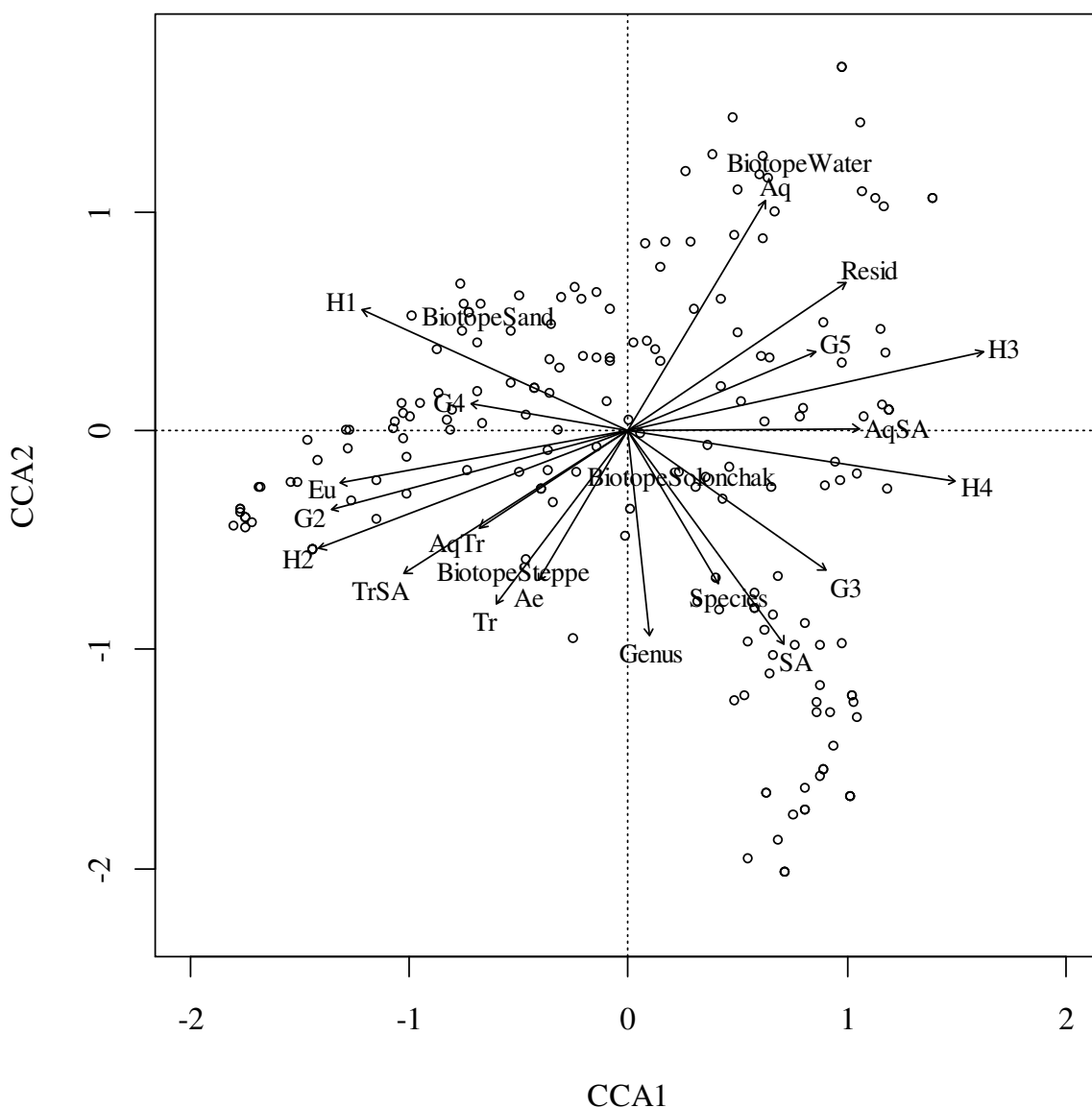


Рис. 5.1. Розміщення видів угруповань Cyanoprokaryota та оцінка впливу екологічних змінних у просторі канонічних змінних 1 та 2. Точки – види. Стрілками показані екологічні змінні.

Умовні позначки: Aq – аквальні; AqSA – аквально-субаерофітні; SA – субаерофітні; TrSA – терестріально-субаерофітні; AqTr – аквально-терестріальні; Tr – терестріальні; Ae – аерофітні; Eu – еврибіонтні; Species – кількість видів; Genus – кількість родів; Resid – детрендове відношення види/роди; H1 – галотолерантні (стенотопні); H2 – галотолерантні (евритопні); H3 – галобіонтні; H4 – галофіли; G1 – ареал у межах помірної зони; G2 – європейські; G3 – євразійські; G4 – циркумконтинентальні або циркумокеанічні; G5 – космополіти

Є думка, що використання меншої таксономічної роздільної здатності при таксономічному визначенні планктону в поєднанні з екологічною класифікацією може бути застосоване як стратегія мінімізації труднощів у ідентифікації планктону [492]. Наші результати свідчать про те, що тільки для частини угруповання *Cyanoptychota* рівень роду може бути доброю апроксимацією видового різноманіття.

Також важливим результатом є те, що напрямок, який відповідає варіюванню різноманіття, яке позначається змінними кількості видів та родів є практично ортогональним напрямку, який позначає детрендове відношення види/роди. Ортогональність свідчить про незалежність змінних. Таким чином, гіпотеза про те, що детрендове відношення кількості видів до кількості родів, підтверджена емпірично. Незалежність також вказує на те, що детрендовий індекс види/роди несе специфічну інформацію. У якості екологічної інтерпретації відношення види/роди розглядається інтенсивність міжвидової конкуренції. Більше значення відношення вказує на насиченість угруповання таксономічно близькими видами, між якими інтенсивність міжвидової конкуренції вища, ніж між більш таксономічно віддаленими видами [428, 493]. Відповідно до такої інтерпретації, найбільшу кількість видів, які здатні активно конкурувати, можуть підтримати екосистеми з високим рівнем солоності (водні або солончакові), коли види представлені переважно аквально-субаерофітними формами з широким (космополітним) ареалом. У свою чергу, в степових або піщаних екосистемах, які зазнають меншого впливу солоності, угруповання яких представлені терестріальними або еврибіонтними видами, ареал яких переважно охоплює Європу, відбувається конкурентне виключення видів, що маркується меншим значенням детрендового відношення види/рід.

Канонічна вісь 3 пояснює 10,0 % варіабельності угруповання. Ця вісь розрізняє прісноводні екосистеми (правий бік рис. 5.2) від засолених екосистем (лівий бік). Відповідно, степові угруповання займають центральну частину простору, який задається канонічними осями 3 та 4.



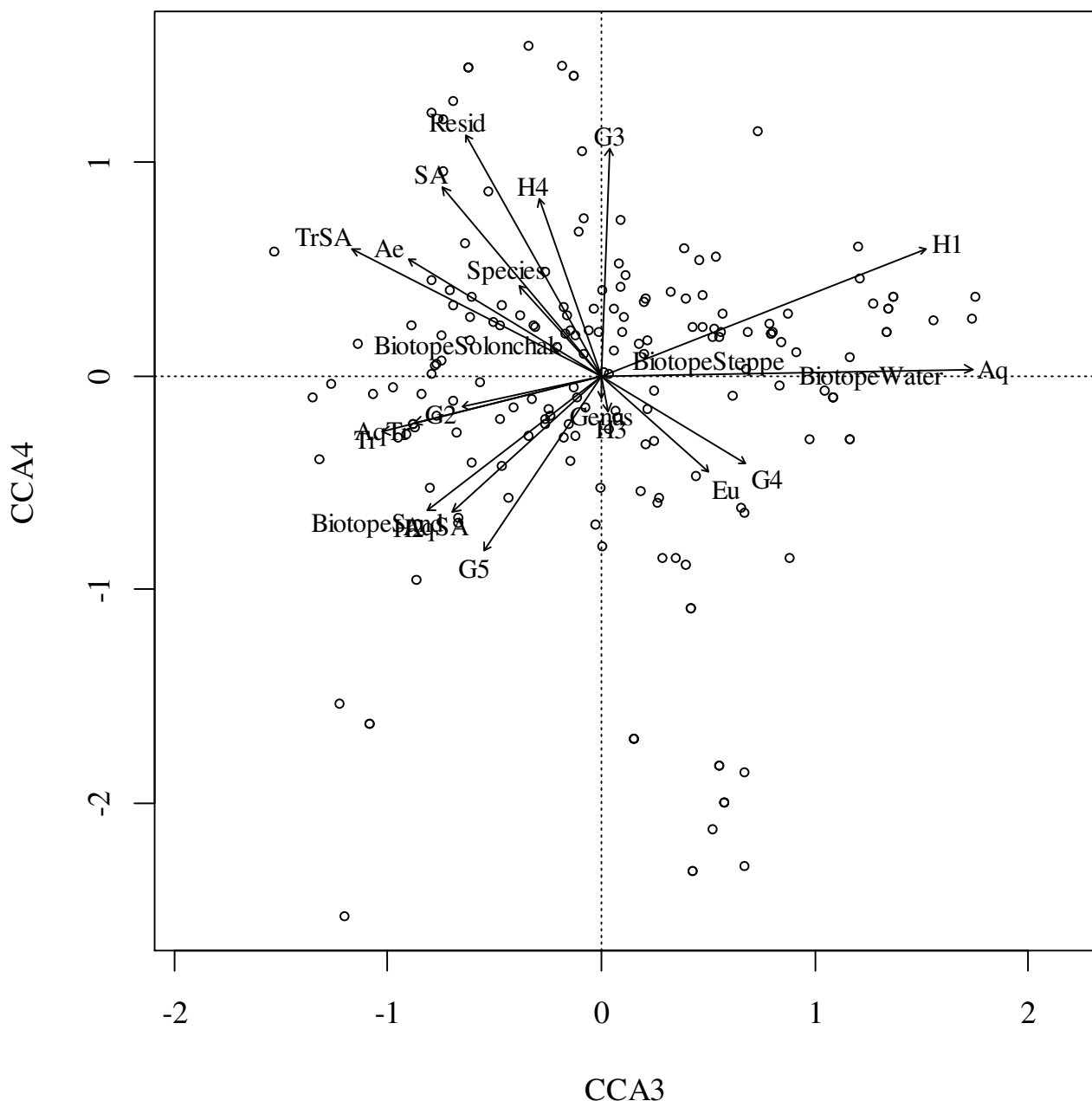


Рис. 5.2. Розміщення видів угруповань Cyanoprokaryota та оцінка впливу екологічних змінних у просторі канонічних змінних 3 та 4. Точки – види. Стрілками показані екологічні змінні.

Умовні позначки: Aq – аквальні; AqSA – аквально–субаерофітні; SA – субаерофітні; TrSA – терестріально–субаерофітні; AqTr – аквально–терестріальні; Tr – терестріальні; Ae – аерофітні; Eu – еврибіонтні; Species – кількість видів; Genus – кількість родів; Resid – детрендове відношення види/роди; H1 – галотолерантні (стенотопні); H2 – галотолерантні (евритопні); H3 – галобіонтні; H4 – галофіли; G1 – ареал у межах помірної зони; G2 – європейські; G3 – євразійські; G4 – циркумконтинентальні або циркумокеанічні; G5 – космополіти

Закономірно, що маркерами прісноводних угруповань є стенотопні галотолеранти. Також ці види є вузькоареальними, які поширені переважно у помірній зоні Європи.

Канонічна вісь 4 пояснює 7,3 % варіабельності матриці видів. Від'ємні значення цієї осі позначають піщані екосистеми. Угруповання в піщаних ґрунтах мають тенденцію бути представленими широкоареальними видами.

## **5.2. Фракціонування варіювання угруповань *Cyanoprokaryota***

Найголовнішим завдання екології є виявити детермінанти структури екологічних угруповань [494]. Ключовою ціллю експериментальної біології є кількісна оцінка взаємовідносин між предикторами середовища та відгуком екосистем. Статистичний аналіз, який дозволяє досягти цю ціль називається фракціонуванням варіації [343, 495, 496]. Процедура фракціонування варіації угруповання застосовується для вирішення питання співвідношення значення нейтральних та ніше-залежних процесів у структуруванні екологічного угруповання [497]. Фракціонування варіювання угруповання спрямоване на вивчення бета-різноманіття. Бета-різноманіття характеризує мінливість у композиції видів між сайтами у географічному регіоні. Бета-різноманіття є ключовим концептом для розуміння функціонування екосистем, їх охорони та менеджменту [498]. Застосування аналізу надлишковості та фракціонування варіації угруповань водних маркофітів дозволило оцінити відносне значення локальних змінних середовища, кліматичних факторів та просторового положення [499].

Одержані нами дані свідчать про важливе значення адаптацій видів *Cyanoprokaryota* до існування в певному середовищі, у градієнті умов солоності, від ширини ареалів видів, типу екосистеми для структурування угруповання. Особливу роль відіграє не тільки констатація впливу, але й його кількісна оцінка порівняно з іншими джерелами. Таке завдання може бути вирішене засобами процедури фракціонування варіації угруповання [500–504]. У якості цільової

функції для фракціонування може виступати або статистика  $R^2$  у випадку проведення аналізу надлишковості, або статистика  $\chi^2$  у випадку проведення канонічного аналізу відповідностей. Вибір процедури та статистики залежить від властивостей досліджуваного об'єкта. Якщо серед відгуків видів переважають монотонні залежності, тоді в такому випадку аналіз надлишковості (RDA) є адекватним інструментом та має бути обрана статистика  $R^2$  для фракціонування. У випадку переваги дзвіноподібних залежностей, тоді канонічний аналіз відповідностей (CCA) є найкращим методом і фракціонуванню підлягає статистика  $\chi^2$  [505, 506]. У нашому випадку адекватним є останній варіант.

Непояснена інерція характеризується  $\chi^2$ , яке дорівнює 1,353, що відповідає 47,2 % загальної інерції видової матриці угруповання (рис. 5.3). Таким чином, предиктори, які обрані для аналізу, добре пояснюють варіювання структури угруповань *Cyanoprokaryota*. Фракціонування статистики  $\chi^2$  показало, що серед розглянутих джерел варіації найбільше самостійне значення мають екотопічна структура угруповання (пояснює  $\chi^2 = 0,243$ , або 8,5 % від загальної інерції) та ширина ареалів видів угруповання ( $\chi^2 = 0,175$ , або 6,1 % від загальної інерції). Самостійна роль адаптації до умов солоності екотопу та роль типу екосистем дещо менша ( $\chi^2 = 0,077$ , або 2,7 % від загальної інерції та  $\chi^2 = 0,041$ , або 1,5 % від загальної інерції відповідно).

Важливе значення у варіації структури угруповань має взаємодія між джерелами варіації. Найбільшу роль у варіюванні структури угруповання відіграє взаємодія між екотопічною структурою та шириною ареалів видів ( $\chi^2 = 0,395$ , або 13,8 % від загальної інерції) та потрійна взаємодія між екотопічною структурою угруповання, шириною ареалів видів та типом екосистеми ( $\chi^2 = 0,266$ , або 9,3 % від загальної інерції).

У якості джерел варіювання видової композиції видів угруповань *Cyanoprokaryota* нами розглянуті показники, які значно відрізняються за своєю природою. Екотопічні групи та групи, які характеризують преференції видів до умов солоності екотопів, характеризують аутокологічні стратегії видів до адаптації до умов існування.

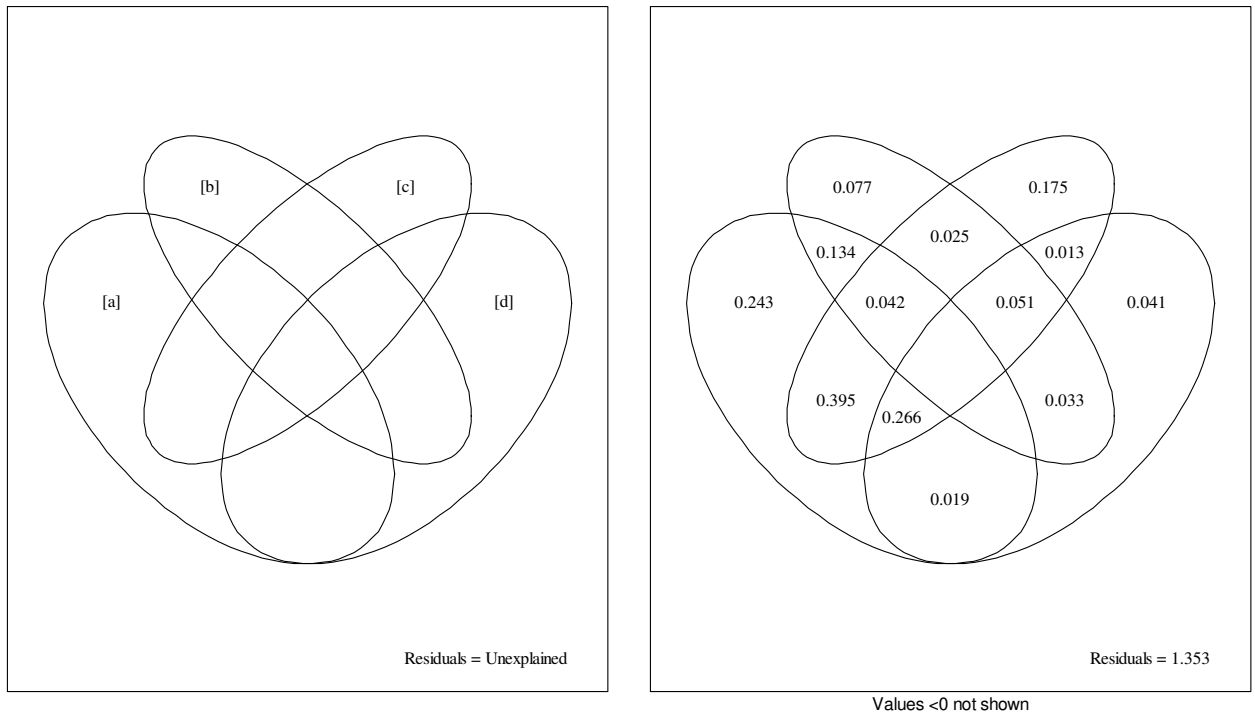


Рис. 5.3. Фракціонування варіювання угруповань *Cyanoprokaryota*, яке обумовлене пристосуванням до середовища існування, адаптаціями до солоності екотопу, шириною ареалів видів та типом екосистем.

Позначки: [a] – варіація, яка пояснена виключно пристосуванням до середовища існування (екотопічні групи); [b] – варіація, яка пояснена виключно перевагою до умов солоності екотопу; [c] – варіація, яка пояснена виключно шириною ареалів видів; [d] – варіація, яка пояснена виключно типом екосистем. Перетинання між еліпсами позначає спільний вплив відповідних джерел варіації. Представлені тільки статистично вірогідні джерела варіації ( $p < 0,001$ ).

Важливо відзначити, що екотопічні групи, які вказують на перевагу певного середовища існування, корелюють з видовим складом угруповання. Таким чином, співвідношення екотопічних груп в угрупованні є характеристикою, яка розкриває особливості угруповання як цілого. Це дозволяє розглядати екотопічні спектри як синекологічну характеристику угруповання *Cyanoprokaryota*. Аналіз списку видів відповідної території дозволяє встановити екологічний профіль флори [3]. Для альгофлори солончаків показано, що її основу формують види з високим адаптаційним потенціалом – амфібіонти та терестріальні форми [270]. Нами встановлена значна інформаційна цінність

структури екологічних груп для пояснення варіації видового складу на рівні угруповання. Значний адаптаційний потенціал видів робить дуже варіабельним видовий склад угруповань Cyanoprokaryota у межах конкретного типу екосистеми. Строкатість умов у межах екосистем формує широке різноманіття екологічних режимів, відповідно до яких змінюється видовий склад угруповань Cyanoprokaryota. Але ступені волі такої варіабельності обмежені адаптаційними моделями, які позначаються спектрами екологічних груп. Цим пояснюється та обставина, що роль екологічного різноманіття у визначенні видової композиції угруповання є більш важливою, ніж роль типів екосистем. Така мінливість угруповання Cyanoprokaryota дозволяє розглядати цю групу як джерело незалежної інформації, яка не повторює індикаційну інформацію з інших джерел. Тип екосистеми визначається на основі суттєвих «макроскопічних» параметрів, таких як рельєф, ґрунтові умови, структура рослинного покриву, представленого вищими рослинами. Динаміка угруповань Cyanoprokaryota відбувається на іншому просторово-часовому рівні екосистем. Так, функціонально-ієрархічні рівні організації надорганізменних систем формують відносно незалежні просторово-часові екосистеми, які відрізняються своїми просторовими та часовими аспектами динаміки [507]. Мірою часової динаміки є екологічний час (тривалість існування в одиницях астрономічного часу одного етапу сукцесійної динаміки) та час повного біологічного кругообігу (час, за який потік поживних речовин, який проходить через екосистему, стає дорівнювати їх масі у біомасі екосистеми) [508]. У наземних ґрунтових екосистемах виділяють бактеріально-водоростево-протозойну (екологічний час – до 1 тижня, розмір – до декількох сантиметрів), фунгіально-мікроартроподну (екологічний час – від 1 тижня до 1 року, розмір співрозмірний з ризосферою однієї рослини) та люмбрицидно-рослинну (екологічний час – від 1 місяця до десятків років, розмір у межах біогеоценозу) [509]. Аналогічне просторово-часове структурування можна виконати і для інших середовищ життя – водного, наземного та амфібіотичного. Таким чином, за розмірними ознаками, просторово-часова динаміка угруповань Cyanoprokaryota обумовлює значне різноманіття

угруповань Cyanoprokaryota у межах окремого типу екосистеми. Таке різноманіття є основою для одержання специфічної інформації про перебіг процесів на рівні окремої екосистеми.

Важливим результатом також є те, що з шириною ареалів видів Cyanoprokaryota як кількісним показником корелюють певні особливості структури видових ансамблів. Проблема меж географічних ареалів видів є ключовою у сучасній інтегративній біології [510]. Консенсусом є думка про те, що межі діапазону поширення видів є наслідком складних взаємовідносин між видоспецифічними фізіологічними, фенологічними та екологічними особливостями, а також від здатності до дисперсії та екологічних взаємодій між видами [511]. Було висунуто декілька кліматичних гіпотез, які пояснюють мінливість ареалів видів [512]. Ключовою ідеєю є те, що мінливість фізіологічних властивостей уздовж географічних градієнтів впливає на толерантність видів [513].

Дисперсія, географічна ізоляція, обмеження або розширення ареалу в минулому, дрейфові процеси, ефект засновників і роль відбору – усе це залишає свій відбиток у вигляді та особливостях географічного поширення сучасної флори ціанобактерій [514]. Є точка зору, що не існує обмежень для географічного поширення бактерії [515]. Відсутність просторової структури в угрупованнях бактерій підтверджується молекулярними даними для ґрунтових [516], морських [517] і прісноводних бактерій [518, 519], включаючи ціанобактерії [520]. Проте, в ході декількох досліджень повідомлялося про чітку просторову структуру інших прокариот, у тому числі морських [521], ґрунтових [522] і прісноводних бактерій [523]. Для прокариот, що зустрічаються в екстремальних умовах, таких як гарячі вулканічні джерела або глибоководні гідротермальні жерла, філогеографічна структура вказує на ефекти сильної географічної ізоляції і обмеження поширення [524–526], хоча не усі термофільні ціанобактерії демонструють чітку просторову структуру [527]. Для більш значно поширених бактерій біогеографічні закономірності можуть бути результатом історичних (наприклад, обмеження поширення) і/або сучасних екологічних процесів

(наприклад, локальний відбір) [528, 529]. Відносна важливість цих процесів в структуризації мікробних систем досі мало вивчена [530]. Окрім космополітичних видів серед *Cyanoprokaryota* існують також таксони з більш обмеженим поширенням. Багато хто з них має голоарктичне або пантропічне поширення. Поряд з розподілом екологічних ніш, одним з основних контролюючих чинників, що обмежують поширення видів *Cyanoprokaryota* в певних широтних зонах, є температура. Крім того, не можна виключати наявність видів з регіональним розподілом (ендеміки), що вказує на необхідність урахування інших чинників, які впливають на географічне поширення *Cyanoprokaryota* [531]. Між географічним поширенням та екологічними властивостями видів *Cyanoprokaryota* встановлена залежність. Так, для *Cyanoprokaryota* чорноморського узбережжя України частка космополітів більше серед галобіонтів, морських та солоноводних видів. У свою чергу, європейських видів та видів помірних широт більше серед аерофітону [532].

Наші результати вказують на те, що не тільки серед загального списку видів регіональної альгофлори є нерівне співвідношення представників з різною шириною ареалів залежно від місця виду в градієнті умов солоності. Нами показано, що композиція видів конкретного угруповання також обумовлена екологічними властивостями видів, які також впливають на загальне географічне поширення виду. Наявність екологічних детермінантів, які визначають географічне поширення, а також і успіх виду в конкретному угрупованні, підтверджується статистично вірогідним впливом взаємодії ширини ареалів видів та інших факторів варіації угруповання, а саме: екологічна спеціалізація, преференція умов солоності та тип біотопу. Таким чином, біогеографічні характеристики флори, які традиційно розглядаються як характеристики флори у межах значної території, є також показником, який відіграє важливу роль у формуванні структури конкретного рослинного угруповання. Ця роль обумовлена тією обставиною, що географічне поширення виду залежить від аутоекологічних особливостей виду, які також визначають успіх виду в угрупованнях у межах ареалу.

### 5.3. Градієнтний аналіз відгуку видів *Cyanoprokaryota* на вплив режиму солоності екотопу

Традиційно у флористичних дослідженнях розглядають біологічні особливості окремих видів та консолідовано – відповідні спектри для переліку усіх видів, які формують флору [3, 5, 16, 273]. Поряд з флористичним підходом, існує екологічний підхід для пізнання рослинного покриву. Він передбачає інтегрування екологічних показників рослин на рівні окремого угруповання та оцінку на основі процедури фітоіндикації властивостей екологічного середовища [292, 294, 533, 534]. Для оцінки ролі умов солоності екотопу в організації угруповань *Cyanoprokaryota* ми провели ітеративну процедуру. На першому етапі екологічні групи ціанопрокаріот, виділені на основі адаптації видів умов солоності екотопу, були представлені у якості порядкової шкали (підрозділ 3.4 цієї роботи). Стенотопні галотолеранти (або прісноводні форми) охарактеризовані значенням 1, евритопні галотолеранти охарактеризовані значенням 2, галобіонти – значенням 3, а галофіти – значенням 4. Ми припускаємо, що ці оцінки є експертними оцінками рівня преференції видом тих або тих умов солоності екотопу. Насправді, відмінності між видами більш тонкі, ніж такі, що можна позначити цілими числами. У якості фітоіндикаційної оцінки умов солоності конкретного екотопу можна розглядати середнє зважене бальних оцінок рівня преференції умов солоності для усіх видів угруповання – показник *Halo* (підрозділ 3.4 цієї роботи). Оскільки для його оцінки застосовується показник про всі види *Cyanoprokaryota* угруповання, він є синекологічною характеристикою угруповання. Значення показника *Halo* характеризують положення угруповання у градієнті умов солоності екотопу – від екотопів з відсутнім солоностім (1) до екотопів за найбільшою солоністю (4). Відомості про зустрічі видів у складі угруповань з різними значеннями фітоіндикаційних оцінок солоності екотопу можна застосувати для виявлення особливостей відгуку видів на вплив цього екологічного фактора.

Традиційним уявленням про відгук виду на вплив екологічного фактора є дзвіноподібна форма кривої відгуку [335, 535–537]. У реальних умовах відгук



може мати більш складну форму. Відхилення від гіпотетичної гаусової форми може бути обумовлене декількома причинами. Це може бути неповне охоплення усього градієнту фактора, об'єктивне відхилення від симетричної форми відгуку при наближенні зони оптимуму виду до маргінальних позицій градієнту. Також вплив інших факторів та міжвидових взаємодій здатні вносити суттєві зміни у форму відгуку виду та вплив певного екологічного фактору. Тому для моделювання відгуку видів застосовують перелік з декількох моделей, кращу з яких обирають за критерієм Акаїке. Моделі Хуїзмана, Ольфа та Фреско, розширені Янсенем та Оксаненом (HOFJO), ранжовані у порядку зростаючої складності біологічної інформації, яку вони містять [299, 339]. Найкращі моделі відгуку на вплив фактору солоності екотопу за критерієм Акаїке для досліджених видів *Cyanoprokaryota* представлені у Додатку 3 (Рис. Д3.1 – Д3.32). Найчастіше кращими моделями є II та IV (рис. 5.4). Модель IV є найкращою у 43,3 % випадків. Ця модель є класичною симетричною унімодальною, яка найкраще може бути описана гаусовою кривою (рис. 5.5). Серед видів, для яких модель IV є найкращою, 52,7 % належать до галотолерантів, 25,5 % – до галобіонтів, 12,7 % – до галофілів та 9,1 % – до прісноводних видів *Cyanoprokaryota*. Таким чином, симетрична унімодальна модель найчастіше описує відгуки видів, оптимум яких у градієнті режиму солоності екотопу наближений до центральної його частини. Модель II є найкращою у 38,6 % випадків. Це асиметрична модель з зоною оптимуму, яка наближена до однієї з границь градієнту. Модель I є найкращою у 12,6 % випадків. Ця модель вказує на відсутність суттєвого впливу фактора солоності екотопу на розподіл відповідних видів *Cyanoprokaryota*. Причина такої ситуації може бути, безумовно, толерантність до режиму солоності екотопу.

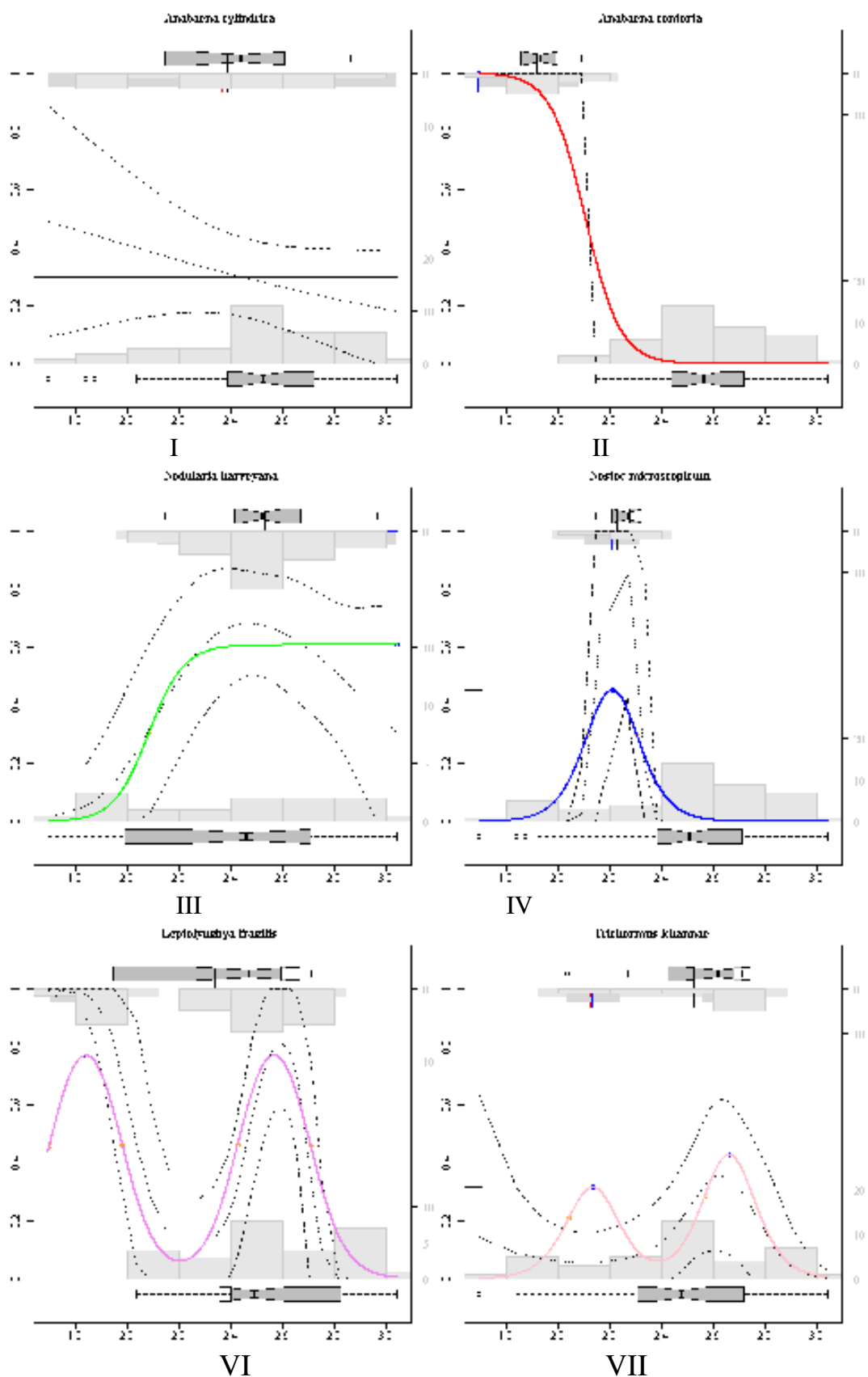


Рис. 5.4. Типові NOFJO-моделі відгуку видів *Cyanoprokaryota* на вплив фактора режиму солоності екотопу. I – тренд відсутній; II – тренд збільшення або зменшення, оптимум співпадає з границею фактора; III – тренд збільшення або зменшення, оптимум знаходиться у межах плато; IV – симетрична дзвіноподібна (унімодальна) крива відгуку; V – асиметрична унімодальна крива відгуку (серед досліджених видів така форма відгуку відсутня); VI – симетрична бімодальна крива; VII – асиметрична бімодальна

Також можливо, що для певної частини видів вплив фактора солоності може не чітко проступати на фоні впливу інших факторів, до яких вид більш чутливий. Також можна припустити наявність причин методичного характеру, а саме необхідність матеріалу більшого обсягу для уточнення екологічних переваг деяких видів *Cyanoprokaryota*.

Слід відзначити, що серед видів, для яких модель I є найкращою, найчастіше представлені галотолеранти (62,5 %) та повністю відсутні галофіти. Цей результат найбільшою мірою відповідає припущенню про значну толерантність цієї групи видів.

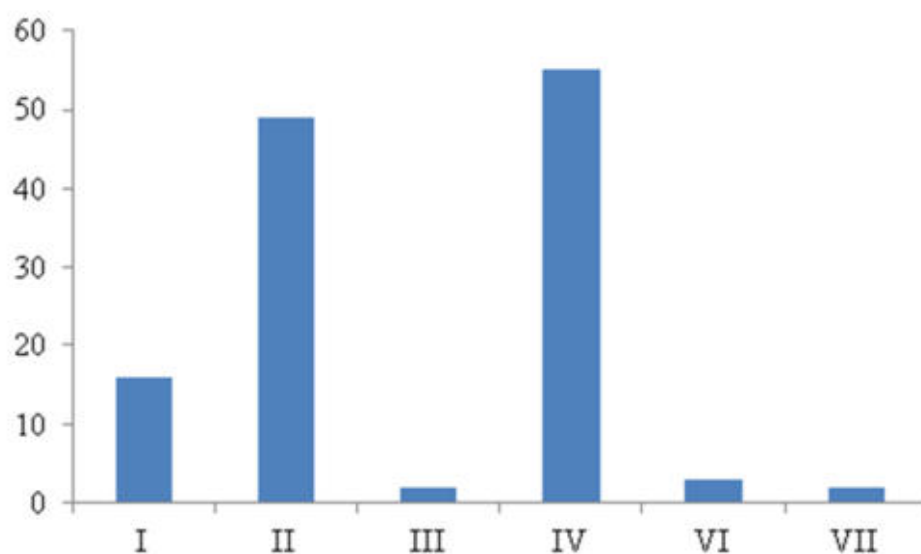


Рис. 5.5. Розподіл найкращих за критерієм Акаїке HOFJO-моделей відгуку видів *Cyanoprokaryota* на вплив фактора режиму солоності екотопу. I – тренд відсутній; II – тренд збільшення або зменшення, оптимум співпадає з границею фактора; III – тренд збільшення або зменшення, оптимум знаходиться у межах плато; IV – симетрична дзвіноподібна (унімодална) крива відгуку; V – асиметрична унімодална крива відгуку (серед досліджених видів така форма відгуку відсутня); VI – симетрична бімодална крива; VII – асиметрична бімодална

Модель III є асиметричною, передбачає наявність плато, яке відповідає оптимальним умовам для життя виду в діапазоні впливу певного фактора. Ця модель найкращим чином описує відгук видів на вплив режиму солоності екотопу в 1,6 % випадків. Моделі VI та VII є бімодалними та найкраще

описують відгук видів у 2,4 та 1,6 % випадків. Найбільш вірогідне пояснення наявності бімодальності – це наявність міжвидової конкуренції. Екскреція алелохімічних речовин є одним з механізмів міжвидової конкуренції серед ціанобактерій, яка здатна або пригнічувати, або стимулювати збільшення чисельності популяцій конкуруючих видів [538]. Спектральні характеристики світла [539] та вміст у середовищі поживних речовин впливають на результати міжвидової конкуренції [540–542]. Забруднення середовища також може виступати у якості визначального фактору, від якого залежить успіх того або іншого виду в конкурентній боротьбі [543]. Таким чином, міжвидова конкуренція може виступати у якості причини формування асиметричної відповіді видів на вплив рівня солоності екотопу.

Моделювання відгуку видів у градієнті умов солоності екотопу надало можливості встановити кількісні параметри впливу цього фактора на види *Cyanoprokaryota* (Додаток 4, табл. Д4.1). Найбільш поширеною оцінкою оптимуму фактора для виду є середня зважена [544–546]. Ця оцінка є спроможною у випадку, коли найкращою моделлю відгуку виду на вплив фактора є симетрична унімодальна модель (рис. 5.6).

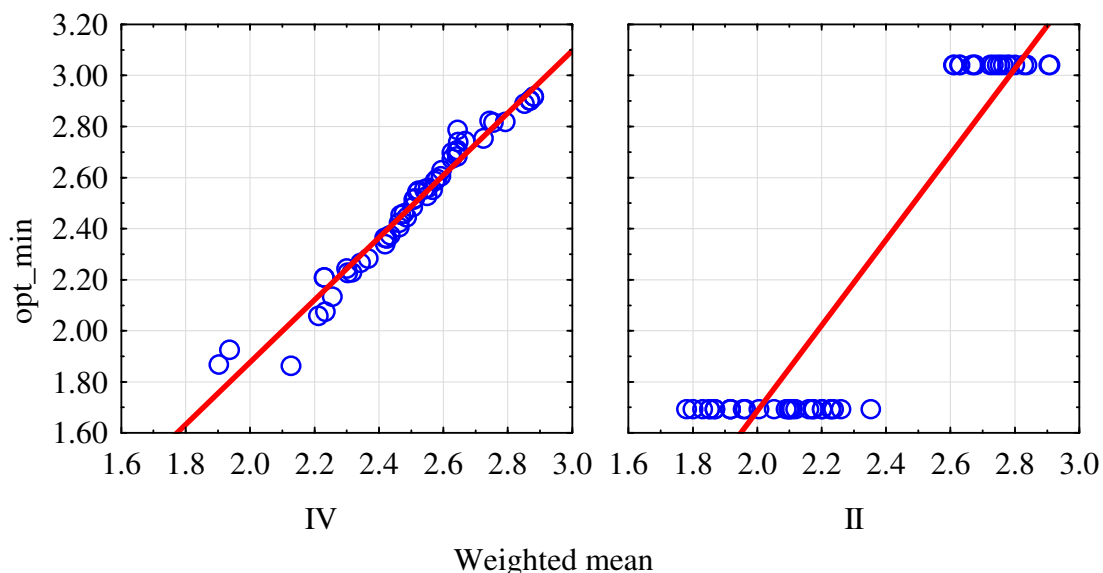


Рис. 5.6. Залежність оцінки оптимального значення фактора за моделями II та IV від оцінки оптимального значення за методом середнього зваженого.

Якщо найкраща модель не є симетричною, тоді середня зважена дає зміщену оцінку реальної зони оптимуму. Таким чином, для точної оцінки оптимальних умов для виду необхідним є знання про закономірності відгуку виду на вплив фактору.

Найбільша толерантність видів спостерігається у тому випадку, коли їх оптимум наближений до границь градієнту фактора (рис. 5.7). Своєю чергою, оптимум найбільш спеціалізованих форм *Cyanoprokaryota* до впливу умов солоності знаходиться у середній частині діапазону фактора.

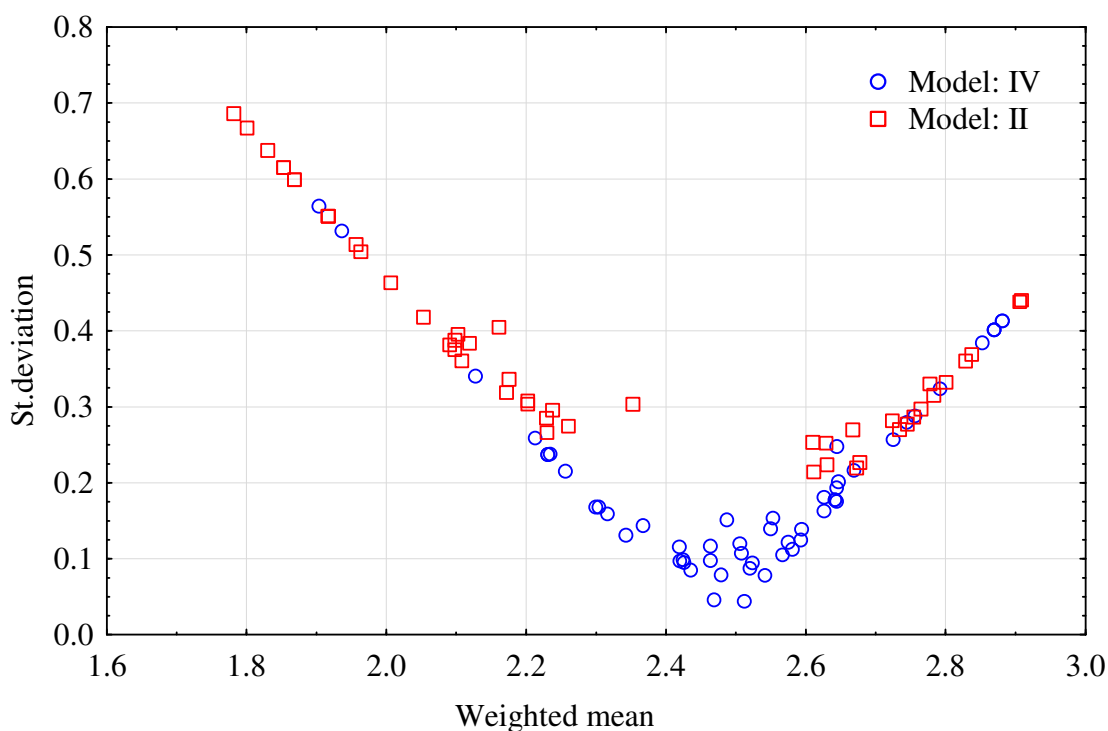


Рис. 5.7. Залежність між оцінкою оптимуму видів *Cyanoprokaryota* у градієнті умов солоності екотопу (зважена середня) та оцінкою толерантністю до цього фактора (стандартне відхилення)

Оцінка параметрів відгуку виду на вплив умов солоності екотопу на основі NOFJO-моделей дає аналогічний результат: найбільша толерантність характерна для видів, оптимум яких знаходиться у маргінальних позиціях градієнту (рис. 5.8). Таким чином, мешканці прісних водойм надають перевагу екотопам з найменшим рівнем розчинних солей у середовищі, хоч можуть мешкати у середовищі з більш високим вмістом солей. Відповідно, галобіонти також

надають перевагу середовищу з високим вмістом розчинних солей, але можуть зустрічатися в умовах з їх меншим вмістом. Види з оптимумом у центральній частині градієнту є найбільш стенотопними та зустрічаються у порівняно вузькому діапазоні умов солоності середовища.

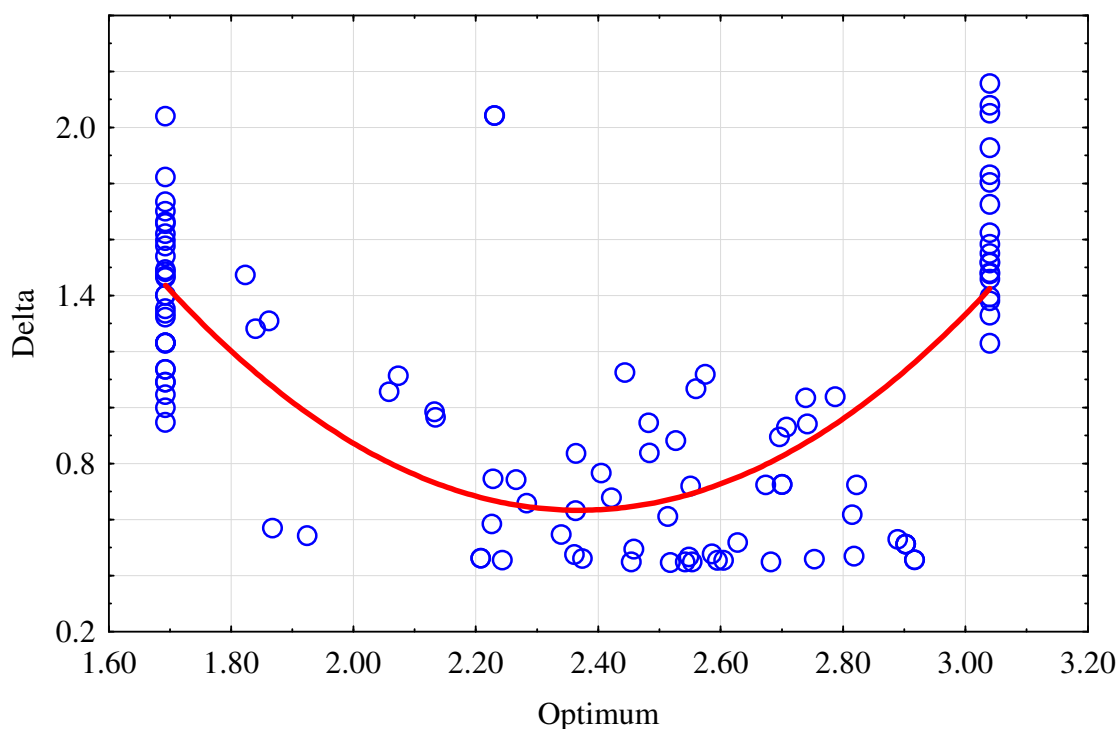


Рис. 5.8. Залежність між оцінкою оптимуму видів *Cyanoprokaryota* у градієнті умов солоності екотопу (оцінка відповідно до HOFJO-моделей) та оцінкою толерантністю до цього фактору (Delta – різниця між максимальною та мінімальною границями кривої відгуку)

#### 5.4. Фітоіндикація рівня солоності екотопу на основі угруповань *Cyanoprokaryota*

Фітоіндикація екологічних факторів здійснюється на основі індикаційних шкал двох типів: модальних та діапазональних. У модальних шкалах, наприклад, шкали Елленберга [547–551], у якості індикаційних значень використовуються оцінки оптимуму видів. В діапазональних шкалах, наприклад, як у шкалах Дідуха [292–294], застосовуються оцінки крайніх точок зони толерантності виду. Слід відзначити, що оптимальні значення виду є аналітичними точками, які тільки за умов ідеального відгуку виду здатні охарактеризувати найкращі умови

для виду. У реальності зона оптимуму є розтягнутою, внаслідок дії багатьох причин стохастичної природи. Тому на основі функції відгуку видів розраховуються центральні границі [299]. Центральні границі є особливими фракціями максимуму кривої ( $\max * e^{-0.5}$ ) та розраховуються окремо для лівої (LowCB) та для правої (UppCB) сторін від оптимуму [342]. Закономірно, що у випадку унімодальної кривої, центральних границь є одна пара – менша і більша, а у випадку бімодального відгуку таких меж дві пари – пара для більшого та пара для меншого максимумів. Тому модальні індикаторні значення, які базуються на оцінках оптимуму видів, базуються на математичних узагальненнях, які мають незначне екологічне підґрунтя. Формально, розрахувати оптимальне значення фактора для виду можливо, але така оцінка навряд буде у більшості випадків статистично вірогідною. Крім того, ідея пошуку оптимального значення фактору для виду як окреме число та застосування таких чисел для фітоіндикації базується на ідеї унімодального симетричного відгуку на дію екологічного фактора, що у значній кількості випадків не відповідає дійсності. Навіть експериментально симетричні відгуки є іноді однією з можливих альтернатив, яку обирають за незначної переваги статистичних критеріїв. Тобто асиметрична, а почасти – бімодальна, відповідь виду на дію фактору є поширеним явищем, яке треба враховувати у фітоіндикації.

За великим рахунком, у діапазональних шкал аналогічна проблема – це проблема точності їх оцінки. Як зона оптимуму, так і зона песимуму виду, знаходяться у тій частині функції відгуку, яка дуже наближена до прямої, яка паралельна осі абсцис, а це значить, що дуже важко статистично точно оцінити як зону оптимуму, так і границі зони песимуму, які, власне, застосовуються у якості пари індикаторних значень виду в діапазональних індикаторних шкалах. Слід зазначити, що діапазональні шкали вільні від одного припущення, на якому базуються модальні шкали – це припущення про унімодальний та симетричний відгук виду на дію фактора. Безумовно, у цьому полягає значна перевага діапазональних шкал. Але процедура фітоіндикації на основі діапазональних шкал зі застосуванням процедури пошуку середньої зваженої нівелює цю

перевагу, так як можливість застосування середньої зваженої безпосередньо передбачає симетричний характер відповіді виду. Ця проблема може бути вирішена за умов застосування обрахунку за методом ідеального індикатора Бузука [552]. Науковий підхід передбачає застосування повторюваних процедур. Тому в якості математичної оцінки границь діапазону виду в градієнті фактора ми використовуємо консенсусні характеристики, такі як «Зовнішні границі кривої відгуку виду» [342, 553]. Зовнішні границі (OuterBorder\_low та OuterBorder\_high) були прийняті як значення індикаційного діапазону виду в градієнті умов солоності екотопу. У випадку бімодального відгуку в якості меж індикаційного діапазону були прийняті мінімальна межа від пари для мінімального оптимуму та максимальна межа від пари для максимального оптимуму.

Проведений градієнтний аналіз дозволив обрахувати оцінки діапазональних індикаційних значень для видів Cyanoprokaryota, які можна застосувати для фітоіндикації режиму солоності екотопу (рис. 5.9).

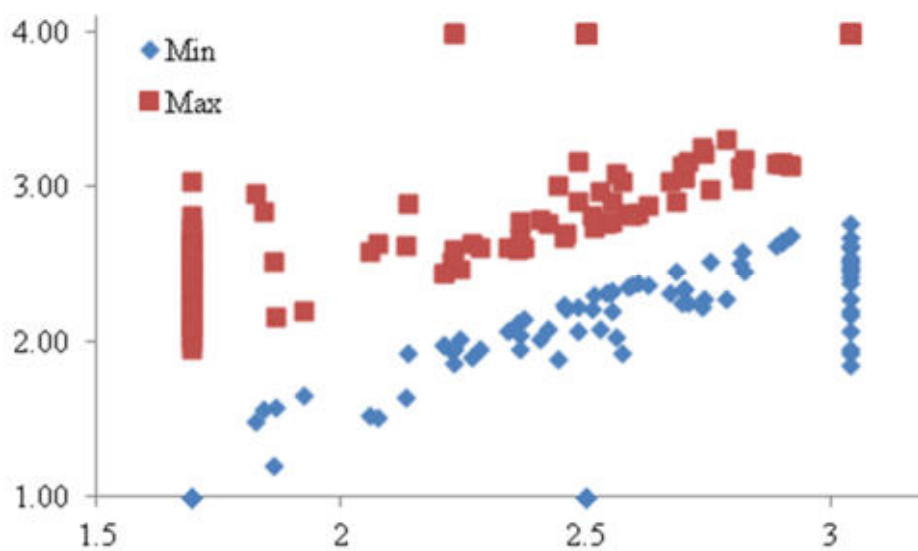


Рис. 5.9. Залежність мінімальних та максимальних значень індикаційного діапазону видів Cyanoprokaryota (вісь ординат) від оцінки їх оптимуму в градієнті умов солоності екотопу (вісь абсцис)

Оцінки охоплюють увесь діапазон умов солоності – від мінімального до максимального рівня. У той час як оцінки оптимуму виду мають значення не



менше 1,7 та не більше 3,1, що також вказує на те, що індикаційна система, яка заснована на модальних значеннях, що є похідними від оптимальних значень, є не чутливою до дії фактора в маргінальних частинах діапазону – при дуже малих або при дуже великих значеннях фактора. Діапазональна шкала охоплює увесь діапазон значень фактора від найменших до найбільших.

Метод ідеального індикатора передбачає обрахування властивості гіпотетичного індикаторного виду, в якого нижня та верхня границі індикаторного діапазону співпадають, і, таким чином, цей вид індікує саме конкретне значення фактора, тому є ідеальним. Очевидно, що чим більш спеціалізованим вид є, тим більш кращим індикатором умов він є, бо його зустріч в угрупованні вказує на те, що значення екологічних факторів, які індікуються, не можуть виходити за межі зони толерантності виду. Тому чим більш стенотопним вид є, тим він володіє кращими індикаторними властивостями. Але вірогідність знайти сприятливі умови для стенотопних видів значно менша, ніж для евритопних, тому стенотопні види більш рідкісні. Тому природним чином існує нижнє обмеження на стенотопність, нижче якої вірогідність вимирання виду наближається до одиниці. Тому сукупність видів, які формують угруповання, разом, можуть значно підвищити точність фітоіндикаційної оцінки значень екологічних факторів. Слід відзначити, що мірою стенотопності є різниця між діапазональними характеристиками виду: чим більша ця різниця, тим більш евритопним є вид та навпаки. Якщо на осі абсцис відкласти міру стенотопності виду, а на осі ординат – верхню та нижню границі індикаторного діапазону виду, тоді ми отримаємо дві лінійні регресійні залежності, які пересікають вісь ординат в одній точці (рис. 5.10–5.16, Додаток 5, рис. Д5.1–Д5.22). Ця точка відповідає нульовій евритопності, що відповідає рівності верхньої та нижньої межі індикаторного діапазону. Таким чином, вільний член лінійних рівнянь буде вказувати на значення фактора, який ми індікуємо, яке співпадає з зоною оптимуму ідеального індикатора, а у ідеального індикатора зона оптимуму, мінімальна та максимальна границі зони толерантності, співпадають.

Оцінка рівня солоності екотопу степової ділянки у Тащенакському поді дає 1,29, що відповідає дуже низькому рівню вмісту розчинних солей у водному ґрунтовому розчинні (рис. 5.10).

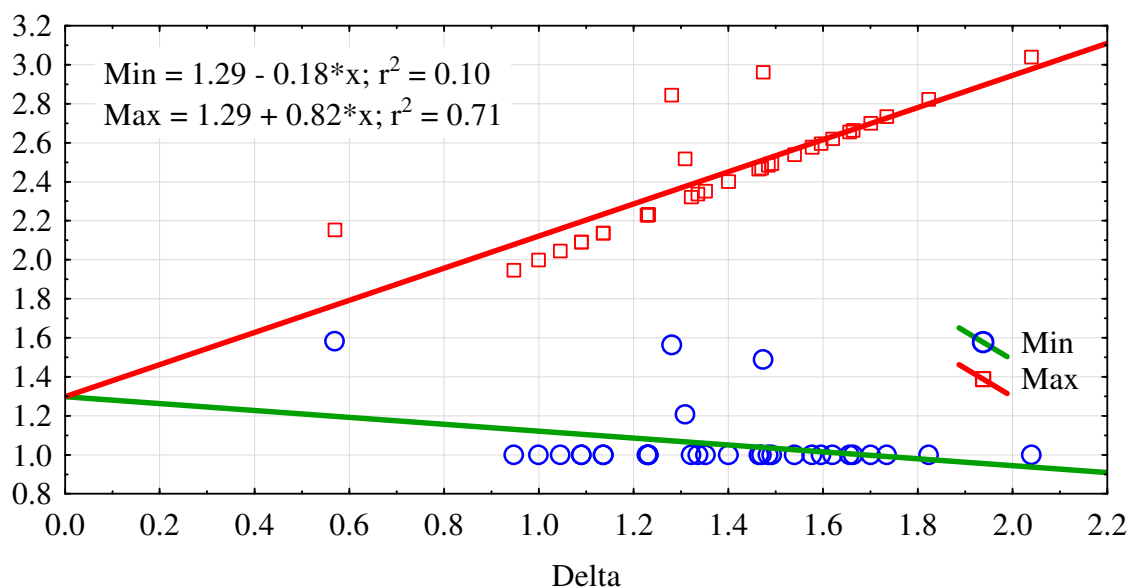


Рис. 5.10. Фітоіндикація рівня солоності екотопу степової ділянки Тащенакського поду за методом ідеального індикатора

Слід відзначити, що мінімальні границі для видів ціанобактерій, які формують угруповання степу, практично рівні та переважно співпадають з нижньою границею зони толерантності для *Cyanoprokaryota* у цілому. Відповідно, регресійна залежність для мінімальної границі має дуже малий кут нахилу, внаслідок чого коефіцієнт детермінації цієї регресії дуже малий ( $R^2 = 0,10$ ). Таким чином, можливість існувати в умовах дефіциту водорозчинних солей є лімітуючим фактором для угруповання *Cyanoprokaryota* цього степового біогеоценозу.

Фітоіндикація солоності солончаку дає оцінку 2,47 (рис. 5.11). Це значення знаходиться у середині діапазону умов солоності. Тим не менш, ця оцінка значно перевищує оцінку для степового угруповання, що відповідає інтуїтивним уявленням про відмінності режиму солоності двох екосистем. Коефіцієнт детермінації для верхньої та нижньої границі індикаційного діапазону

співрозмірні, що дозволяє припустити, що для даного угруповання режим солоності екотопу не є пріоритетним лімітуючим фактором.

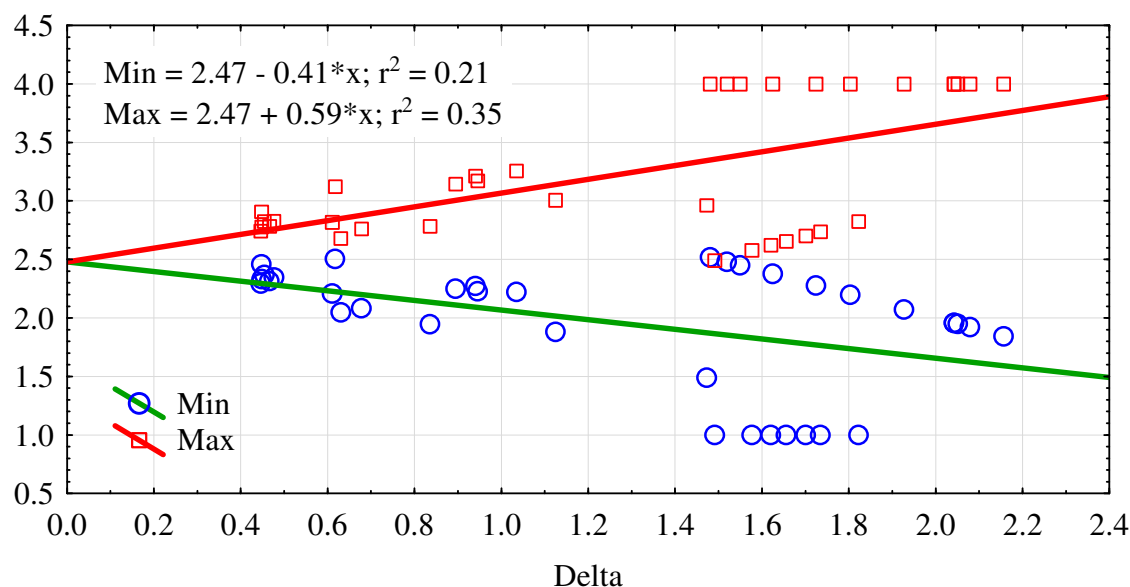


Рис. 5.11). Фітоіндикація рівня солоності екотопу солончака Тащенакського поду за методом ідеального індикатора

Піщані ґрунти за фітоіндикаційною оцінкою займають проміжне положення між степовими угрупованнями та солончаками (рис. 5.12). Подібно до степових угруповань, ми можемо припустити, що дефіцит солей є лімітуючим фактором для цього угруповання, оскільки ухил нахилу регресійної залежності для мінімальної границі індикаторного діапазону дуже малий, та, відповідно, коефіцієнт детермінації регресійної залежності дуже не значний.

Фітоіндикація рівня солоності солоної водойми дає нам найбільшу оцінку рівня вмісту розчинних солей у середовищі серед досліджених екосистем Тащенакського поду (рис. 5.13). Відтак, очікуваним є результат, коли найменше індикаторне значення одержане нами для прісної водойми (рис. 5.14).

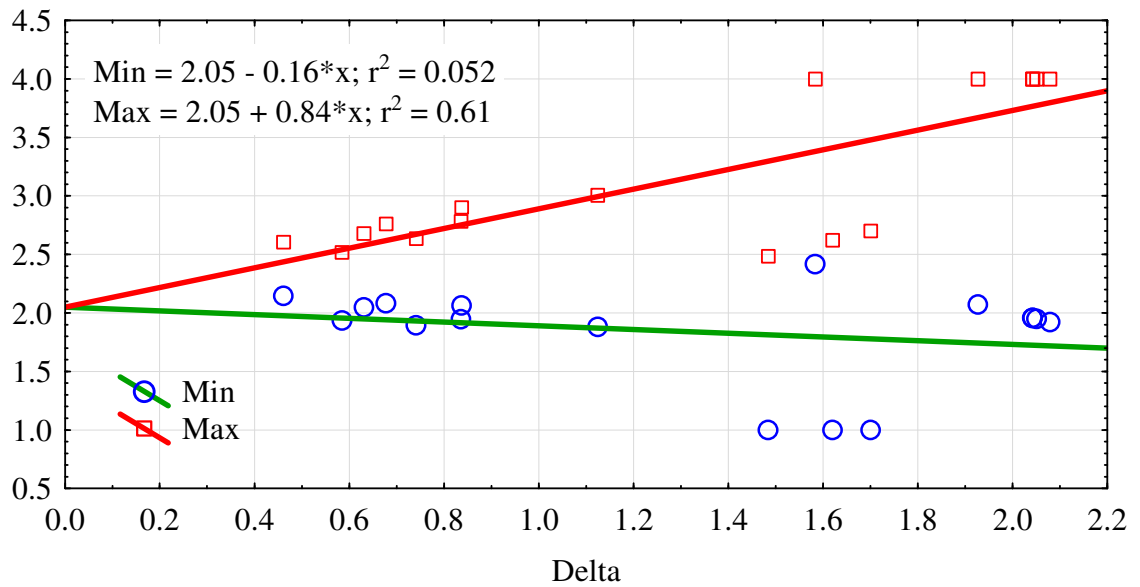


Рис. 5.12. Фітоіндикація рівня солоності екотопу піщаних ґрунтів Тащенакського поду за методом ідеального індикатора

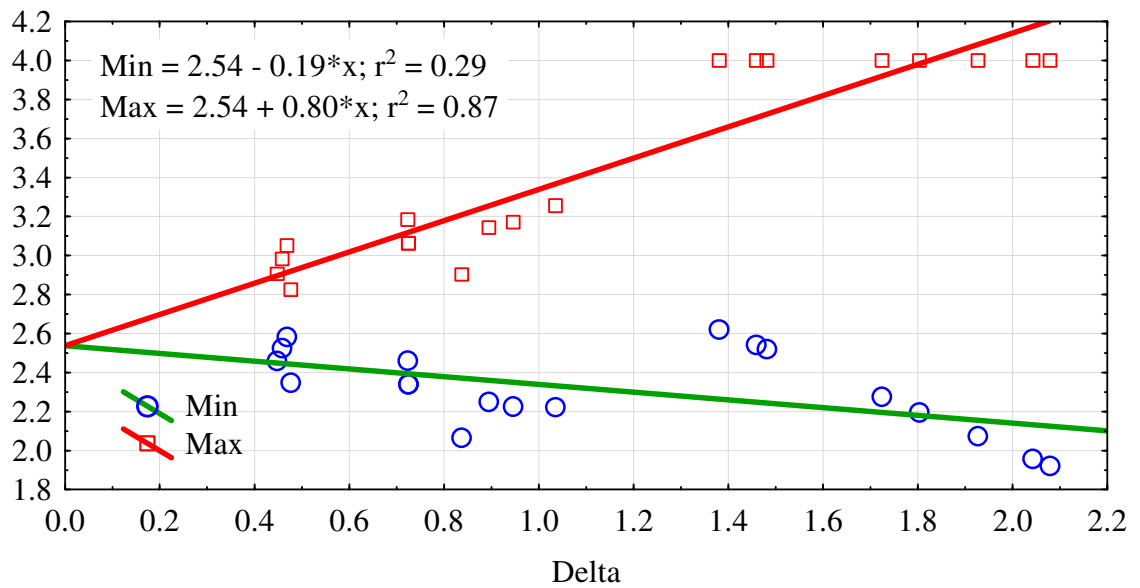


Рис. 5.13. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солоної водойми Тащенакського поду за методом ідеального індикатора

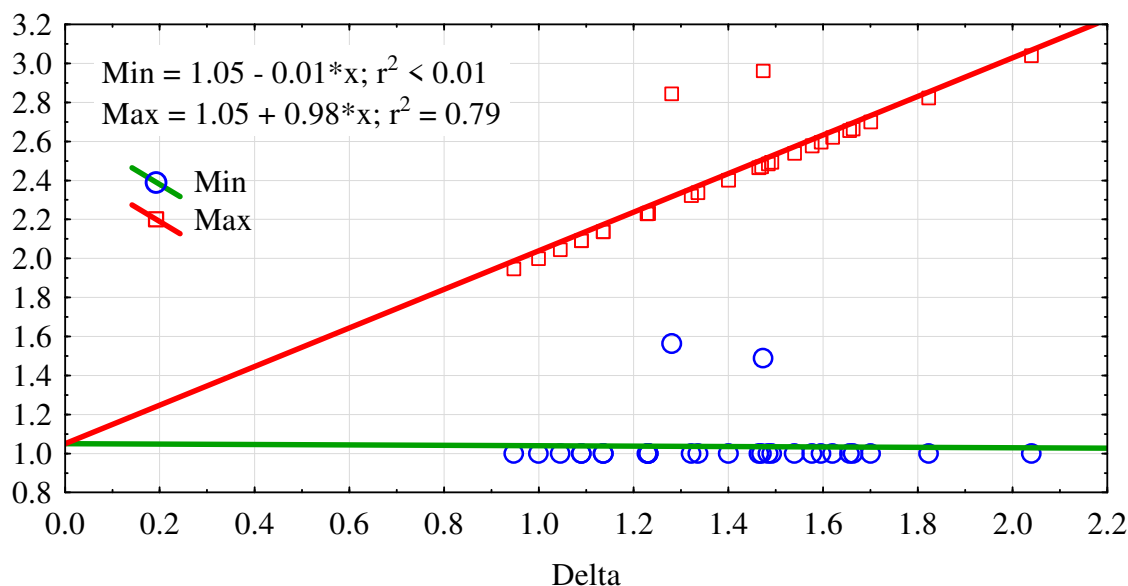


Рис. 5.14. Фітоіндикація рівня солоності екотопу прісної водойми (річка Малий Утлюг) за методом ідеального індикатора

Фітоіндикаційна оцінка режиму солоності екотопу досліджених екосистем указує на те, що найменший рівень солоності є характерним для прісних водойм (1.05), а найбільший – для солоних водойм ( $2,59 \pm 0,06$ ) (рис. 5.15).

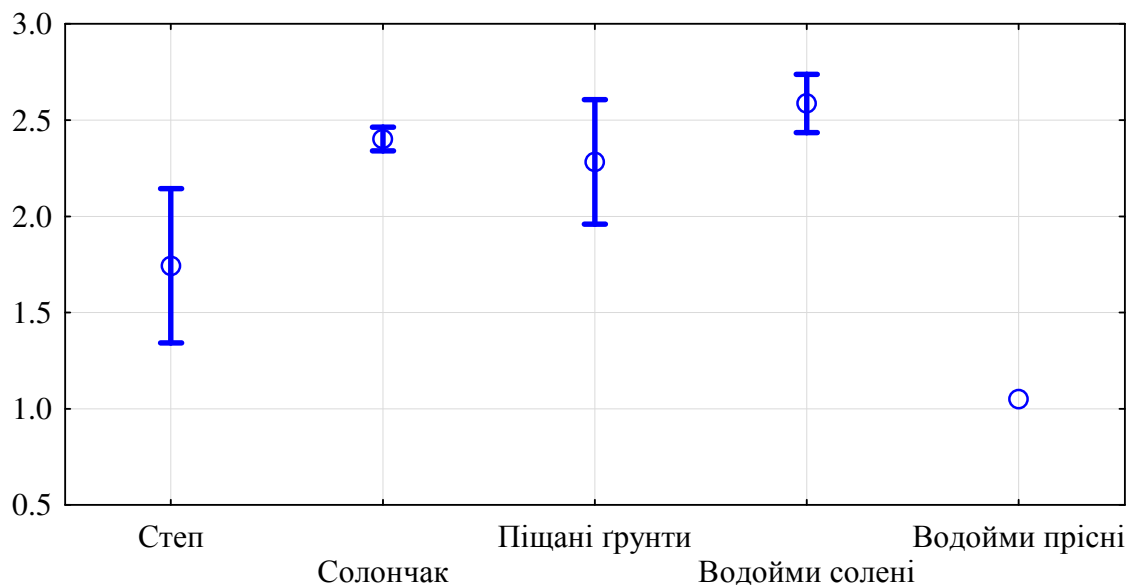


Рис. 5.15. Фітоіндикаційна оцінка рівня солоності екотопів за угрупованнями Cyanoprokaryota. Вісь абсцис – біотопи, вісь ординат – рівень солоності екотопу

Високий рівень солоності індикований для солончаків ( $2.40 \pm 0.03$ ). Трохи менший рівень солоності встановлено для піщаних ґрунтів ( $2.28 \pm 0.12$ ), але їм

притаманна дуже висока варіабельність цієї властивості, що наближає піщані ґрунти до степових ґрунтів.

Порівняння фітоіндикаційних оцінок та рівня солоності води у водних екосистемах дозволило знайти між ними зв'язок (рис. 5.16), який може бути описаний рівнянням Хілла [554]:

$$C = \frac{60.1}{1 + \left(\frac{2.47}{phyt}\right)^{31.5}},$$

де  $C$  – солоність води, ‰,  $phyt$  – фітоіндикаційна оцінка рівня солоності екотопу на основі видового складу *Cyanoprokaryota*.

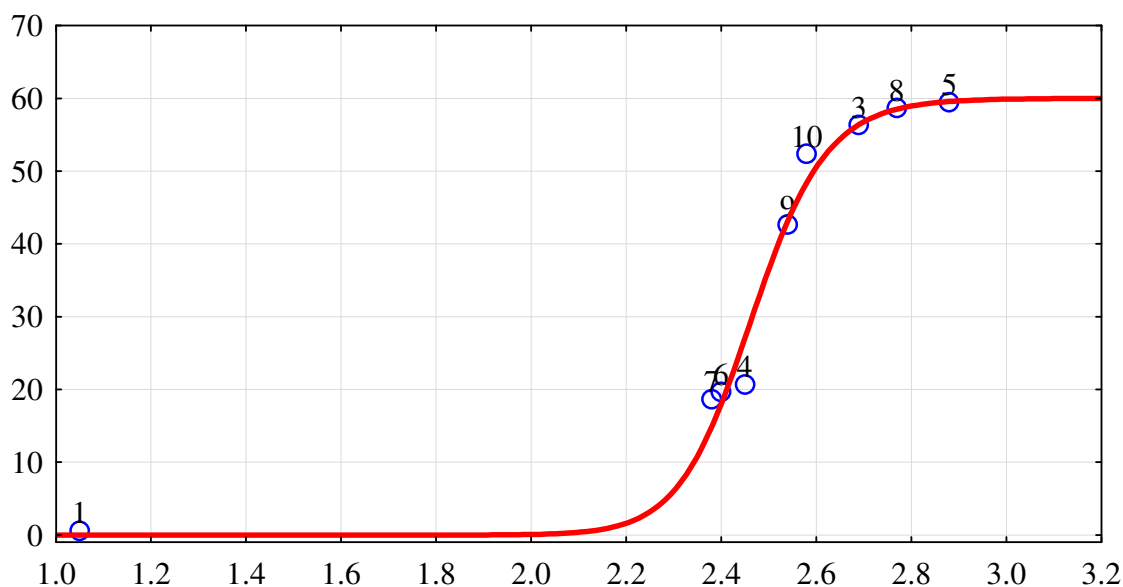


Рис. 5.16. Залежність між солоністю води та фітоіндикаційною оцінкою рівня солоності екотопу. Вісь абсцис – фітоіндикаційна оцінка рівня солоності екотопу, вісь ординат – вміст розчинних солей у воді, ‰; біотопи: 1 – річка Малий Утлюг; 2 – Федотова коса; 3 – урочище Тубальський лиман; 4 – Степанівська коса; 5 – гирло річки Корсак; 6 – заплава р. Берда; 7 – Лиман Сивашик; 8 – Ташенакський под; 9 – Верхів'я Утлюцького лиману

Одержане рівняння має два аспекти. Рівняння може бути використане для переведення фітоіндикаційних оцінок у одиниці вимірювання вмісту солей у воді, що є практично більш прийнятним та, крім того, може бути використане для верифікації моделі. У зв'язку з верифікацією важливим є аналітичний аспект

моделі. Модель вказує, що у діапазоні від 1,0 до 2,2 незначній мінливості вмісту солей у водному середовищі відповідають суттєві змінам в структурі угруповання *Cyanoprokaryota*. Поза сумнівом, це припущення гіпотетичне, бо саме у цій області градієнту умов солоності зібраних даних очевидно недостатньо для впевнених висновків. Тому одержані результати чітко окреслюють перспективи подальших досліджень. Важливе значення мають перспективні дослідження екосистем регіону від прісних до помірно солоноводних.

У діапазоні фітоіндикаційних оцінок від 2,3 до 2,6 встановлена залежність має практично лінійний характер, що вказує на високий рівень чутливості фітоіндикаційного методу. При високих рівнях солоності екотопів (від 2,7 до 4,0) також спостерігається ситуація, коли незначним змінам у вмісті солей в воді відповідають значні зміни у складі угруповань *Cyanoprokaryota*. Такий результат має велике індикаційне значення, бо вказує на гіперчутливість фітоіндикаційного методу. Також цей результат має практичне значення для пояснення причин динаміки угруповань *Cyanoprokaryota* та відкриває перспективи для управління ними. Тому перспективним є дослідження гіпергалінних екосистем для побудови моделі, надійної у всьому діапазоні умов солоності екотопу.

#### Висновки до розділу

1. Патерни, які є результатом погодженої динаміки видів ціанопрокаріот, можуть бути пояснені за допомогою синекологічних показників – співвідношення екотопічних груп, різноманіття, структура екологічних груп у градієнті умов солоності екотопу та ширина ареалів.
2. Найбільше самостійне значення для пояснення варіювання видової структури угруповань *Cyanoprokaryota* мають екотопічна структура угруповання (8,5 % від загальної інерції матриці угруповання) та ширина ареалів видів угруповання (6,1 % від загальної інерції). Самостійна роль адаптації до умов

солоності екотопу та роль типу екосистем дещо менша (2,7 % та 1,5 % від загальної інерції відповідно).

3. Важливе значення у варіації структури угруповань має взаємодія між джерелами варіації. Найбільшу роль у варіюванні структури угруповання відіграє взаємодія між екотопічною структурою та шириною ареалів видів (13,8 % від загальної інерції), а також потрібна взаємодія між екотопічною структурою угруповання, шириною ареалів видів та типом екосистеми (9,3 % від загальної інерції).

4. Найкращими моделями відгуку видів на вплив фактора солоності екотопу є моделі II та IV з переліку HOFJO. Модель IV є найкращою у 43,3 % випадків. Ця модель є класичною симетричною унімодальною, яка найкраще може бути описана гаусовою кривою. Серед видів, для яких модель IV є найкращою, 52,7 % належать до галотолерантів, 25,5 % – до галобіонтів, 12,7 % – до галофілів та 9,1 % – до прісноводних видів *Cyanoprokaryota*. Таким чином, симетрична унімодальна модель найчастіше описує відгуки видів, оптимум яких у градієнті режиму солоності екотопу наближений до центральної його частини.

5. Градієнтний аналіз дозволив одержати оцінки діапазональних індикаційних значень для видів *Cyanoprokaryota* для фітоіндикації режиму солоності екотопу. Оцінки охоплюють увесь діапазон умов солоності – від мінімального до максимального рівня. Порівняння фітоіндикаційних оцінок та рівня солоності води у водних екосистемах дозволило встановити між ними зв'язок, який може описаний рівнянням Хілла. Рівняння може бути використане для переведення фітоіндикаційних оцінок в одиниці вимірювання вмісту солей у воді.



## ВИСНОВКИ

1. На території Північно-Західного Приазов'я виявлено 124 види *Cyanoprokaryota*, які представлені 127 внутрішньовидовими таксонами з номенклатурним типом включно. За системною структурою знайдені види належать до класу *Cyanophyceae*, у межах якого представлені 3 підкласи, 6 порядків, 18 родин і 33 роди. Найрізноманітнішим є підклас *Oscillatoriophyceae*, до складу якого входить задекларований вид. Розподіл порядків між найголовнішими типами біогеоценозів дослідженої території не однорідний. У степових ценозах представлені три порядки: *Nostocales*, *Oscillatoriales* та *Synechococcales*, у солончаках представлено п'ять порядків. Порядок *Chroococcales* збільшує своє значення у флорі в ряду степ → солончак → солончакова вода → прісна вода, а порядок *Oscillatoriales* зменшує свою участь у цьому ряду. Представники порядку *Chroococcales* відсутні у степових ценозах, а представники *Oscillatoriales* відсутні у прісних водах. Порядок *Pleurocapsales* є специфічним для водних біогеоценозів. Для регіональної альгофлори *Cyanophyceae* середня кількість видів у родині становить 7,1, в роді – 3,8. Найбільшим видовим різноманіттям характеризуються родини *Oscillatoriaceae*, *Nostocaceae* та *Leptolyngbyaceae*. Найбільш багаті видами такі роди, як *Phormidium* (24 види), *Leptolyngbya* (14 видів) та *Nostoc* (8 видів).

2. Екотопічне різноманіття *Cyanoprokaryota* дослідженого регіону представлене вісьмома групами та перехідними формами. Основне видове багатство флори зосереджене серед аквально-субаерофітних форм, які становлять 45,5 %. Важливу роль у регіональній альгофлорі відіграють аквальні види, до яких належить 17,4 % видового багатства *Cyanoprokaryota* регіональної альгофлори. Аквальні форми характеризуються від'ємною кореляцією з усіма іншими екотопічними групами, за винятком аквально-субаерофітних форм. Основу регіональної альгофлори *Cyanoprokaryota* складають галотолеранти (51,1 % від кількості видів), дещо менша частка галобіонтів (28,3 %).

3. Аквальні та амфібіонтні форми демонструють тенденцію до збільшення своєї присутності в угрупованні при збільшенні солоності екотопу. Терестріальні (терестріально-субаерофітні, аквально-терестріальні, терестріальні), аерофітні та еврибіонтні види свою присутність зменшують при зростанні засолення екотопу. Чутливість до впливу режиму солоності залежить від типу екосистеми. Аквальні та терестріально-субаерофітні форми найбільш чутливі до впливу солоності у степових ценозах, аквально-субаерофітні – у піщаних ґрунтах, субаерофітні, аквально-терестріальні, терестріальні, аерофітні – у солончаках, еврибіонтні – у степу та водоймах.

4. На приморських територіях Приазовського національного природного парку серед макроскопічних угруповань водоростей виділено та описано 4 типи альгоугруповань: плівки *Schizothrix coriacea*, плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*, кірки *Lyngbya aestuarii*+*Microcoleus chthonoplastes*, кірки *Lyngbya aestuarii* і 2 типи альгосинузій: кірки *Lyngbya semiplena* та таломні шкуринки *Nostoc commune*. В альгоугрупованнях макроскопічних розростань представлений 21 вид водоростей. У конкретних угрупованнях кількість видів може варіювати від 1 до 6. Едафофільними є альгоугруповання плівки *Schizothrix coriacea* та плівки *Nodularia harveyana*+*Nostoc linckia*, а також альгосинузії у вигляді таломних шкуринок *Nostoc*. До числа амфібіонтних уоугруповань, які утворюють макроскопічні розростання, належать альгоугруповання кірки *Lyngbya aestuarii* + *Microcoleus chthonoplastes*, кірки *Lyngbya aestuarii* та альгосинузія кірки *Lyngbya semiplena*.

5. Патерни, які є результатом погодженої динаміки видів Cyanoprokaryota, пояснені за допомогою синекологічних показників – співвідношення екотопічних груп, різноманіття, структури екологічних груп у градієнті умов солоності екотопу та ширини ареалів. Найбільше самостійне значення для пояснення варіювання видової структури угруповань Cyanoprokaryota мають екотопічна структура угруповання (8,5 % від загальної інерції матриці угруповання) та ширина ареалів видів угруповання (6,1 % від загальної інерції). Самостійна роль адаптації до умов солоності екотопу та роль типу екосистем

дещо менша (2,7 % та 1,5 % від загальної інерції відповідно). Важливе значення у варіації структури угруповань має взаємодія між джерелами варіації. Найбільшу роль у варіюванні структури угруповання відіграє взаємодія між екотопічною структурою та шириною ареалів видів (13,8 % від загальної інерції) та потрійна взаємодія між екотопічною структурою угруповання, шириною ареалів видів та типом екосистеми (9,3 % від загальної інерції).

6. Найкращими моделями відгуку видів *Cyanoprokaryota* на вплив фактора солоності екотопу є моделі II та IV з переліку HOFJO. Модель IV є найкращою у 43,3 % випадків. Ця модель є класичною симетричною унімодальною, яка найкраще може бути описана гаусовою кривою. Серед видів, для яких модель IV є найкращою, 52,7 % належать до галотолерантів, 25,5 % – до галобіонтів, 12,7 % – до галофілів та 9,1 % – до прісноводних видів *Cyanoprokaryota*. Таким чином, симетрична унімодальна модель найчастіше описує відгуки видів, оптимум яких у градієнті режиму солоності екотопу наближений до центральної його частини.

7. Градієнтний аналіз дозволив одержати оцінки діапазональних індикаційних значень для видів *Cyanoprokaryota* з метою фітоіндикації режиму солоності екотопу. Оцінки охоплюють увесь діапазон умов солоності – від мінімального до максимального рівня. Порівняння фітоіндикаційних оцінок та рівня солоності води у водних екосистемах дозволило знайти між ними зв'язок, який може бути описаний рівнянням Хілла. Рівняння може бути використане для переведення фітоіндикаційних оцінок в одиниці вимірювання вмісту солей у воді.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Komárek J., Anagnostidis K. (2005) Cyanoprocaryota. 2. Teil: Oscillatoriales / Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd.19/1. G.Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm, 759 p.
2. Rejmánková E., Komárek J., Komárková J. (2004) Cyanobacteria - A neglected component of biodiversity: Patterns of species diversity in inland marshes of northern Belize (Central America). *Divers Distrib* 10:189–199
3. Виноградова О.М. (2012) Суанoprokaryota гіпергалінних екосистем України. Альтерпрес, Київ, 200 с.
4. Солоненко А., Яровий С., Ярова Т. (2010) Водорості солончаків узбережжя озера Солоне (Запорізька область). *Вісник львівського університету Серія біологічна* 52:13–20
5. Виноградова О.Н. (2014) Аннотированный список Суанoprokaryota гипергалинных экотопов природно-заповедных территорий юга Украины. *Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян»* 5:61–72
6. Баринаова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. (2006) Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. *Pilies Studio*, Тель-Авив, 498 с.
7. Maltseva I., Yarova T., Arabadzhi-Tipenko L., Pavlenko O., Yakoviichuk O., Zinenko A., Manuilova M. (2019) Innovative technologies for ensuring ecological safety of maritime recreation. In: Ekkert M, Nestorenko O, Szynek M (eds) *Mod. Innov. Inf. Technol. Dev. Soc. Ser. Monogr. Fac. Archit. Civ. Eng. Appl. Arts Katowice Sch. Technol. Monogr. 23. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Technicznej w Katowicach, Katowice*, pp 29–38
8. Голлербах М.М., Штина Э.А. (1969) Почвенные водоросли. Наука, Ленинград.- 228 с.
9. Алексахина Т.И., Штина Э.А. (1984) Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. Наука, Москва. -149 с.
10. Костіков І.Ю., Романенко П.О., Демченко Е.М., Дарієнко Т.М., Михайлюк

- Т.І. (2001) Водорості ґрунтів України: історія та методи дослідження, система, конспект флори. Фітосоціоцентр, Київ.- 299 с.
11. Whitton В.А. (2012) Ecology of cyanobacteria II: Their diversity in space and time. *Ecol Cyanobacteria II Their Divers Sp Time*. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-3855-3>
  12. Hutchinson G.E. (1965) The niche: an abstractly inhabited hypervolume. *The ecological theatre and the evolutionary play*. Yale Univ. Press, New Haven
  13. Вассер С.П., Кондратьєва Н.В., Масюк Н.П., et al (1989) Водоросли. Справочник. Наукова думка, Київ.- 608 с.
  14. Кондратьєва Н.В. (1968) Синьозелені водорості – Cyanophyta. Ч.2. Клас Гормогонієві – Hormogoniophyceae. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. 1. Наукова думка, Київ.- 524 с.
  15. Кондратьєва Н.В., Коваленко О.В., Приходькова Л.П. (1984) Синьозелені водорості – Cyanophyta. Ч.1. Загальна характеристика синьозелених водоростей – Cyanophyta. Клас Хроококові – Chroococcophyceae. Клас Хамесифонові – Chamaesiphonophyceae. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Наукова думка, Київ.- 388 с.
  16. Виноградова О.Н. (2007) Разнообразие синезеленых водорослей Украины: итоги и перспективы исследований. In: Вассер СП (ed) Ботаника и микология современные горизонты. Наукова думка, Київ- с. 27–40
  17. Приходькова Л.П. (1992) Синезеленые водоросли почв степной зоны Украины. Наукова думка, Київ.- 299 с.
  18. Приходькова Л.П. (1969) Синьозелені водорості деяких ґрунтів Лівобережного Нижнього Придніпров'я. Український ботанічний журнал 26:36–41
  19. Виноградова, О.Н., Коваленко ОВ (2012) Подсемейство Leptolyngbyoideae Anagn. et Komárek (Cyanoprokaryota) во флоре Украины. *Algologia* 22:316–330
  20. Виноградова О.Н., Коваленко О.В. (2005) Новые для Украины таксоны Cyanophyta (Cyanoprokaryota). *Альгология*. - Т. 15, № 4. - 478-484.

21. Виноградова О.М., Коваленко О.В. (2005) Синьозелені водорості Карпатського біосферного заповідника. Український ботанічний журнал 203–212
22. Maltsev Y.I., Maltseva I.A., Solonenko A.N., Bren A.G. (2017) Use of soil biota in the assessment of the ecological potential of urban soils. *Biosyst. Divers.* 25:257–262
23. Yarovyi S.O., Arabadzhi L.I., Solonenko A.M., Bren O.G., Maltsev E.I., Matsyura A.V. (2017) Diversity of Cyanoprokaryota in sandy habitats in Pryazov National Natural Park (Ukraine). *Ukr. J. Ecol.* 7:91–95
24. Arabadzhi L.I., Solonenko A.M., Bren O.G., Holubev M.I. (2016) Cyanoprocaryota of Tubalskyi estuary (Azov sea basin). *Bogdan Chmelnitskiy Melitopol State Pedagog Univ* 6:414–418
25. Solonenko A.M. (2017) Bactericidic properties of peloids under benthic macroscopic vegetations of algae in the hyperhaline lakes. *Hydrobiol J* 53:67–72
26. Solonenko A.N., Khromyshev V.A., Maltsev E.I., Bren A.G. (2014) Amino acid content of benthic macroscopic growths of algae and sediments in hypersaline water bodies. *Int. J. Algae* 16:392–401
27. Solonenko A.N. (2014) Some peculiarities of the destruction of cladophora *sivashensis* c. meyer (chlorophyta) organic matter in brine. *Int. J. Algae* 16:256–262
28. Solonenko A.N. (2016) Algae of different biotopes of the Arabat Spit, Azov Sea (Ukraine). *Int J Algae* 18:247–256
29. Solonenko A.N. (2015) Composition of organic matters and enzymatic activity of peloids of hyperhaline water bodies of the north-western coast of the Sea of Azov (Ukraine). *Hydrobiol J* 51:22–27
30. Arabadzhy-Tipenko L.I., Solonenko A.N., Bren A.G. (2019) Cyanoprokaryota of the salt marshes at the pryazov national Natural Park, Ukraine. *Int. J. Algae* 21:299–310
31. Приходькова, Л.П. Виноградова ОМ (1988) Синьозелені водорості ґрунтів Чорноморського державного біосферного заповідника. Український

ботанічний журнал 45:41–45

32. Vinogradova O.N., Kovalenko O.V. (2005) Taxa of Cyanophyta (Cyanoprokaryota) new for Ukraine. *Int J Algae* 7:264–270
33. Vinogradova O.N., Mikhailyuk T.I. (2018) On the taxonomy and nomenclature of some terrestrial taxa of plectonema s. I. (cyanophyceae). 1. The case of plectonema edaphicum. *Int J Algae* 20:211–224
34. Vinogradova O.N. (2011) Genus Phormidium Kütz. ex Gomont (Oscillatoriales, Cyanoprokaryota) in Ukraine: Species diversity, ecological characters, distribution. *Int J Algae* 13:5–17
35. Vinogradova O.N., Kovalenko O.V. (2012) The subfamily Leptolyngbyoideae Anagn. et Komárek (Cyanoprokaryota) in the flora of Ukraine. *Algologia* 22:316–330
36. Vinogradova O.N. (2016) Representatives of Stigonematales in the flora of Ukraine: Diversity, Ecology, and taxonomic position. *Int. J. Algae* 18:67–80
37. Приходькова Л.П. (1971) До вивчення розподілу синьо-зелених водоростей в ефемерних водоймах Присивашся залежно від ступеня солоності води. *Укр ботан журн* 28:415–419
38. Komárek J., Anagnostidis K. (1999) Cyanoprokaryota. I. Chroococcales. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg & Berlin
39. Mikhailyuk T., Vinogradova O., Glaser K., Demchenko E., Karsten U. (2018) Diversity of terrestrial algae of Cape Kazantip (the Sea of Azov, Ukraine) and some remarks on their phylogeny and ecology. *Algologia* 28:363–386
40. Mucina L., Bültmann H., Dierßen K., et al (2016) Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl Veg Sci* 19:3–264
41. Vynogradova O.M. (2019) On the proper generic and familial placement and nomenclature of “Plectonema puteale f. edaphicum” (Cyanobacteria): a correction and comments. *Phytotaxa* 397:210–212
42. Mikhailyuk T.I., Vinogradova O.N., Glaser K., Karsten U. (2016) New taxa for the flora of Ukraine, in the context of modern approaches to taxonomy of

Суанопрокaryota/Суанobacteria. *Int J Algae* 18:301–320

43. Виноградова О.М. (1989) Синьозелені водорості ґрунтів Карадазького державного заповідника. *Український ботанічний журнал* 46:40–45
44. Виноградова О.Н. (1992) Водоросли, гриби, мохообразные Карадагского заповедника. In: Флора и фауна заповедников СССР. pp 36–47
45. Виноградова О.Н. (1994) Синезеленые водоросли Горного Крыма.
46. Приходькова Л.П., Виноградова ОМ (1988) Синьозелені водорості ґрунтів Чорноморського державного біосферного заповідника. *Український ботанічний журнал* 45:41–45
47. P.M. T, O.N. V, V.V. S, O.V. K, E.S. K, G.M. P-M, A.A. L (1998) Diversity of algae and cyanoprocaryotes of the Regional Landscape Park “Shuzhytsa” [Ukrainian part of the proposed trilateral reserve 'Eastern Carpathians']. *Rocz. Bieszczadzkie* 07:
48. Виноградова О., Коваленко О. (1999) До вивчення синьозелених водоростей (Суанophyta) Карпатського біосферного заповідника. I. Чорногірський та Угольсько-Широколужанський масиви. *Заповідна справа в Україні* 1:48–57
49. Vinogradova O., Kovalenko O. (1999) Blue-green algae (Cyanophyta, cyanobacteria) of lake Svityaz (Shatsk Nature National Park, Volyn Region, Ukraine). *Acta Agron Ovariensis* 41:123–130
50. Нікорич В.А., Чорневич Т.М. (2011) Видове різноманіття синьо-зелених водоростей бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів південного Передкарпаття. *Ґрунтознавство* 12:72–77
51. Vinogradova O.N. (1999) Species composition and distribution of Cyanophyta in water bodies of the Mountain Crimea (Ukraine). *Int J Algae* 1:76–87
52. Tsarenko P.M., Palamar-Mordvintseva G.M., Wasser S.P. (1999) Diversity of algae in Ukraine. *Int J Algae* 1:1–17
53. Паламарь-Мордвинцева Г.М. (2016) Algae of Ukraine: Diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography". Vol. 4. Charophyta / P. M. Tsarenko, S. P. Wasser & E. Nevo (Eds). — Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag,



2014. — 703 p. Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України
54. Vinogradova O. (2012) Cyanoprokaryota in hyperhaline ecosystems of Ukraine. Alterpres, Kyiv
55. Виноградова О.Н., Брянцева Ю.В. (2017) Таксономическая ревизия Cyanobacteria/Суанoprokaryota Черноморского побережья Украины. Альгология 436–457
56. Мальцева І.А., Щербина В.В. (2011) Водорості відділу Cyanophyta деяких об'єктів природно-заповідного фонду півдня України. Ґрунтознавство 12:78–80
57. Герасим'юк В.П., Герасим'юк Н.В. (2017) Microscopic algae of benthos of the steppe river Kuchurgan (the North-Western Black Sea). Odesa Natl Univ Herald Biol 22:23–33
58. Виноградова О.М. (2006) Суанoprokaryota у гіпергалінних місцезростаннях та їх адаптаційні стратегії. Український фітоценологічний збірник, серія С 24:33–44
59. Vinogradova O.N., Darienko T.M. (2008) Algae of Azovo-Syvashsky National Nature Park (Ukraine). Int J Algae 10:163–178
60. Vinogradova O.M., Darienko T.M. (2008) Terrestrial algae of hypersaline environments of the Central Syvash islands (Kherson Region, Ukraine). In: Biologia (Bratisl). De Gruyter, pp 813–823
61. Виноградова О.М. (2016) Суанoprokaryota прибережних солонців Куяльницького лиману Суанoprokaryota прибережних солонців Куяльницького лиману □. Чорноморський ботанічний журнал 85–94
62. Мальцева И.А. (2004) Водоросли почв Приазовья (Запорожская обл., Украина).
63. Мальцева І.А. (2003) Ґрунтові водорості як структурний елемент Великоанадольського лісового культурбіогеоценозу. Ґрунтознавство 4:66–72
64. Maltseva I.A. (2000) Ґрунтові водорості деяких засоленних ґрунтів Північно-Західного Приазов'я [Algae soil of some soil salinity north-west Priazovye].

- Ecol. Noospherology 9:1–2
65. Hoffman L. (1999) Marine cyanobacteria in tropical regions: Diversity and ecology. *Eur J Phycol* 34:371–379
  66. Liu X., Hou W., Dong H., Wang S., Jiang H., Wu G., Yang J., Li G. (2016) Distribution and diversity of Cyanobacteria and eukaryotic algae in Qinghai–Tibetan lakes. *Geomicrobiol J* 33:860–869
  67. Rampelotto P.H. (2013) Extremophiles and extreme environments. *Life* 3:482–485
  68. Červený J., Sinetova M.A., Zavřel T., Los D.A. (2015) Mechanisms of high temperature resistance of *Synechocystis* sp. PCC 6803: An Impact of histidine kinase 34. *Life* 5:676–699
  69. Inoue N., Taira Y., Emi T., Yamane Y., Kashino Y., Koike H., Satoh K. (2001) Acclimation to the growth temperature and the high-temperature effects on photosystem II and plasma membranes in a mesophilic cyanobacterium, *Synechocystis* sp. PCC6803. *Plant Cell Physiol* 42:1140–1148
  70. Qin L., Yu Q., Ai W., Tang Y., Ren J., Guo S. (2014) Response of cyanobacteria to low atmospheric pressure. *Life Sci Sp Res* 3:55–62
  71. Kitahara R., Oyama K., Kawamura T., Mitsuhashi K., Kitazawa S., Yasunaga K., Sagara N., Fujimoto M., Terauchi K. (2019) Pressure accelerates the circadian clock of cyanobacteria. *Sci Rep* 9:1–8
  72. Kraus M.P. (1969) Resistance of blue-green algae to <sup>60</sup>Co gamma radiation. *Radiat Bot* 9:481–489
  73. Varshney P., Mikulic P., Vonshak A., Beardall J., Wangikar P.P. (2015) Extremophilic micro-algae and their potential contribution in biotechnology. *Bioresour Technol* 184:363–372
  74. Yatagai F., Ishioka N. (2014) Are biological effects of space radiation really altered under the microgravity environment? *Life Sci Sp Res* 3:76–89
  75. Badri H., Monsieus P., Coninx I., Wattiez R., Leys N. (2015) Molecular investigation of the radiation resistance of edible cyanobacterium *Arthrospira* sp. PCC 8005. *Microbiologyopen* 4:187–207

76. Pełechata A., Pełechaty M., Pukacz A. (2016) Factors influencing cyanobacteria community structure in Chara-lakes. *Ecol Indic* 71:477–490
77. Soares M.C.S., Lürling M., Huszar V.L.M. (2013) Growth and temperature-related phenotypic plasticity in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Phycol Res* 61:61–67
78. Davydov D. (2014) Diversity of the Cyanoprokaryota of the area of settlement Pyramiden, West Spitsbergen Island, Spitsbergen archipelago. *Folia Cryptogam Est* 51:13
79. Arabadzhy-Tipenko L.I. (2020) Ecological and floristic characteristics of Cyanophyceae of Pryazovskyi National Nature Park. *Agrology* 3:66–79
80. Engene N., Paul V.J., Byrum T., Gerwick W.H., Thor A., Ellisman M.H. (2013) Five chemically rich species of tropical marine cyanobacteria of the genus *Okeania* gen. nov. (Oscillatoriales, Cyanoprokaryota). *J Phycol* 49:1095–1106
81. Mutalipassi M., Mazzella V., Romano G., Ruocco N., Costantini M., Glaviano F., Zupo V. (2019) Growth and toxicity of *Halomicronema metazoicum* (Cyanoprokaryota, Cyanophyta) at different conditions of light, salinity and temperature. *Biol Open* 8:bio043604
82. Okhapkin A.G. (2015) The composition of Cyanoprokaryota in the plankton of Cheboksary reservoir (Nizhnii Novgorod, Russia). *Algologia* 25:265–277
83. McGregor G.B., Fabbro L.D., Lobegeiger J.S. (2007) Freshwater planktic Chroococcales (Cyanoprokaryota) from North-Eastern Australia: a morphological evaluation. *Nov Hedwigia* 84:299–331
84. Okello W., Portmann C., Erhard M., Gademann K., Kurmayer R. (2009) Occurrence of microcystin-producing cyanobacteria in Ugandan freshwater habitats. *Environ Toxicol* 25:367–380
85. Davydov D., Patova E. (2018) The diversity of Cyanoprokaryota from freshwater and terrestrial habitats in the Eurasian Arctic and Hypoarctic. *Hydrobiologia* 811:119–137
86. Gaysina L.A., Saraf A., Singh P. (2019) Cyanobacteria in diverse habitats. In: Mishra A.K., Tiwari D.N. (eds) *Cyanobacteria*. Elsevier, New York, pp 1–28

87. Davison I.R., Pearson G.A. (1996) Stress tolerance in intertidal seaweeds. *J Phycol* 32:197–211
88. Biggs B.J.F., Thomsen H.A. (1995) DISTURBANCE OF STREAM PERIPHYTON BY PERTURBATIONS IN SHEAR STRESS: TIME TO STRUCTURAL FAILURE AND DIFFERENCES IN COMMUNITY RESISTANCE. *J Phycol* 31:233–241
89. Stanier R.Y. (1977) The position of cyanobacteria in the world of phototrophs. *Carlsberg Res Commun* 42:77–98
90. Komárek J., Ludvik J. (1982) Cell structure and reproduction process in the Blue-Green alga *Chamaesiphon*. *Plant Syst Evol* 139:267–277
91. Jürgens U.J., Weckesser J. (1985) The fine structure and chemical composition of the cell wall and sheath layers of cyanobacteria. *Ann l'Institut Pasteur Microbiol* 136:41–44
92. Gantt E., Conti S.F. (1969) Ultrastructure of blue-green algae. *J Bacteriol* 97:1486–1493
93. WOITZIK D., WECKESSER J., JURGENS U.J. (1988) Isolation and Characterization of Cell Wall Components of the Unicellular Cyanobacterium *Synechococcus* sp. PCC 6307. *Microbiology* 134:619–627
94. Jürgens U.J., Golecki J.R., Weckesser J. (1985) Characterization of the cell wall of the unicellular cyanobacterium *Synechocystis* PCC 6714. *Arch Microbiol* 142:168–174
95. Hoiczuk E., Hansel A. (2000) Cyanobacterial cell walls: News from an unusual prokaryotic envelope. *J Bacteriol* 182:1191–1199
96. Scherer S., Zhong Z.P. (1991) Desiccation independence of terrestrial *Nostoc commune* ecotypes (cyanobacteria). *Microb Ecol* 22:271–283
97. Hill D.R., Peat A., Potts M. (1994) Biochemistry and structure of the glycan secreted by desiccation-tolerant *Nostoc commune* (Cyanobacteria). *Protoplasma* 182:126–148
98. Qiu B., Gao K. (2001) Photosynthetic characteristics of the terrestrial blue-green alga, *Nostoc flagelliforme*. *Eur J Phycol* 36:147–156

99. Gray D.W., Lewis L.A., Cardon Z.G. (2007) Photosynthetic recovery following desiccation of desert green algae (Chlorophyta) and their aquatic relatives. *Plant, Cell Environ* 30:1240–1255
100. Ye C.P., Zhang M.C., Yang Y.F., Thirumaran G. (2012) Photosynthetic performance in aquatic and terrestrial colonies of *Nostoc flagelliforme* (Cyanophyceae) under aquatic and aerial conditions. *J Arid Environ* 85:56–61
101. Stoyanov P., Moten D., Mladenov R., Dzhambazov B., Teneva I. (2014) Phylogenetic relationships of some filamentous cyanoprokaryotic species. *Evol Bioinforma* 10:39
102. Shokravi S., Amirlatifi H.S., Pakzad A., Abbasi B., Soltani N. (2014) Physiological and Morphological Responses of Unexplored Cyanoprokaryota *Anabaena* sp. FS 77 Collected from Oil Polluted Soils under a Combination of Extreme Conditions. *Int J Algae* 16:164–180
103. Kain (Jones) J.M. (1987) Photoperiod and temperature as triggers in the seasonality of *Delesseria sanguinea*. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 41:355–370
104. Dring M.J. (1984) Photoperiodism and phycology. *Prog phycol Res* 3:159–192
105. Fogg GE, Stewart WDP, Fay P, Walsby AE (1973) *The blue-green algae*. Academic Press, London-New York
106. Tilzer M.M. (1987) Light dependence of photosynthesis and growth in cyanobacteria: Implications for their dominance in eutrophic lakes. *New Zeal J Mar Freshw Res* 21:401–412
107. Wilde A., Mullineaux C.W. (2015) Motility in cyanobacteria: Polysaccharide tracks and Type IV pilus motors. *Mol Microbiol* 98:998–1001
108. Hoiczyk E., Baumeister W. (1998) The junctional pore complex, a prokaryotic secretion organelle, is the molecular motor underlying gliding motility in cyanobacteria. *Curr Biol* 8:1161–1168
109. Hoiczyk E. (2000) Gliding motility in cyanobacteria: Observations and possible explanations. *Arch Microbiol* 174:11–17
110. Kowata H., Tochigi S., Takahashi H., Kojima S. (2017) Outer Membrane

- Permeability of Cyanobacterium *Synechocystis* sp. Strain PCC 6803: Studies of Passive Diffusion of Small Organic Nutrients Reveal the Absence of Classical Porins and Intrinsically Low Permeability. *J Bacteriol.* <https://doi.org/10.1128/JB.00371-17>
111. Jiang H., Qiu B. (2005) Photosynthetic adaptation of a bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) to prolonged Uv-B exposure. *J Phycol* 41:983–992
  112. Ismael A.A. (2012) Benthic bloom of cyanobacteria associated with fish mortality in Alexandria waters. *Egypt J Aquat Res* 38:241–247
  113. Gallon J.R., Jones D.A., Page T.S. (1996) *Trichodesmium*, the paradoxical diazotroph. *Algol Stud für Hydrobiol Suppl Vol* 83:215–243
  114. Reed R.H., Chudek J.A., Foster R., Stewart W.D.P. (1984) Osmotic adjustment in cyanobacteria from hypersaline environments. *Arch Microbiol* 138:333–337
  115. Mutalipassi M., Mazzella V., Romano G., Ruocco N., Costantini M., Glaviano F., Zupo V. (2019) Growth and toxicity of *Halomicronema metazoicum* (Cyanoprokaryota, Cyanophyta) at different conditions of light, salinity and temperature. *Biol Open.* <https://doi.org/10.1242/bio.043604>
  116. Fogg G.E. (1999) *The biology of polar habitats*. Cambridge The University Press, Cambridge, UK
  117. Sinetova M.A., Los D.A. (2016) New insights in cyanobacterial cold stress responses: Genes, sensors, and molecular triggers. *Biochim Biophys Acta - Gen Subj* 1860:2391–2403
  118. Holmstrup M., Costanzo J.P., Lee R.E. (1999) Cryoprotective and osmotic responses to cold acclimation and freezing in freeze-tolerant and freeze-intolerant earthworms. *J Comp Physiol - B Biochem Syst Environ Physiol* 169:207–214
  119. Hemlata, Fatma T. (2009) Screening of Cyanobacteria for Phycobiliproteins and Effect of Different Environmental Stress on Its Yield. *Bull Environ Contam Toxicol* 83:509–515
  120. Brook A.J. (1980) Thermophilic micro-organisms and life at high temperatures. *Geoderma* 24:363–364

121. Chaurasia A. (2015) Cyanobacterial biodiversity and associated ecosystem services: introduction to the special issue. *Biodivers Conserv* 24:707–710
122. Whitton B.A., Potts M. (2006) Introduction to the cyanobacteria. In: Whitton B.A., Potts M. (eds) *Ecol. cyanobacteria*. Springer, Dordrecht, pp 1–11
123. Golubic S., Seong-Joo L. (1999) Early cyanobacterial fossil record: Preservation, palaeoenvironments and identification. *Eur J Phycol* 34:339–348
124. Stal L.J. (2012) Cyanobacterial mats and stromatolites. In: *Ecol. Cyanobacteria II Their Divers. Sp. Time*. Springer Netherlands, pp 65–125
125. Dor I., Danin A. (1996) Cyanobacterial desert crusts in the Dead Sea Valley, Israel map:1. *Algol Stud für Hydrobiol Suppl Vol* 83:197–206
126. Weber B., Wessels D.C.J., Büdel B. (1996) Biology and ecology of cryptoendolithic cyanobacteria of a sandstone outcrop in the Northern Province, South Africa. *Algol Stud für Hydrobiol Suppl Vol* 83:565–579
127. Castenholz R.W. (1977) The effect of sulfide on the blue-green algae of hot springs II. Yellowstone National Park. *Microb Ecol* 3:79–105
128. Ward D.M., Castenholz R.W. (2006) Cyanobacteria in geothermal habitats. In: Whitton B. (ed) *Ecol. cyanobacteria*. Springer, Dordrecht, pp 37–59
129. Dufford R.G., Zimmermann H.J., Cline L.D., Ward J.V. (1987) Responses of epilithic algae to regulation of rocky mountain streams. In: Craig JF, Kemper JB (eds) *Regul. Streams*. Springer US, Boston, MA, pp 383–390
130. Zakhia F., Jungblut A.D., Taton A., Vincent W.F., Wilmotte A. (2008) Cyanobacteria in cold ecosystems. In: *Psychrophiles From Biodivers. to Biotechnol.* Springer Berlin Heidelberg, pp 121–135
131. Laamanen M. (1996) Cyanoprokaryotes in the Baltic Sea ice and winter plankton. *Algol Stud für Hydrobiol Suppl Vol* 83:423–433
132. Genter R.B. (1995) Benthic algal populations respond to aluminum, acid, and aluminum-acid mixtures in artificial streams. *Hydrobiologia* 306:7–19
133. VanLandingham S.L. (1982) Guide to the identification, environmental requirements and pollution tolerance of freshwater bluegreen algae (Cyanophyta).

134. Rai A.N. (2018) CRC Handbook of symbiotic cyanobacteria. <https://doi.org/10.1201/9781351071185>
135. Richardson K., Nielsen T.G., Pedersen F.B., Heilmann J.P., Løkkegaard B., Kaas H. (1998) Spatial heterogeneity in the structure of the planktonic food web in the North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 168:197–211
136. Elloumi J., Guermazi W., Ayadi H., Bouaïn A., Aleya L. (2008) Detection of water and sediments pollution of an arid saltern (Sfax, Tunisia) by coupling the distribution of microorganisms with hydrocarbons. *Water Air Soil Pollut* 187:157–171
137. Maar M., Nielsen T.G., Richardson K., Christaki U., Hansen O.S., Zervoudaki S., Christou E.D. (2002) Spatial and temporal variability of food web structure during the spring bloom in the Skagerrak. *Mar Ecol Prog Ser* 239:11–29
138. Mallin M.A., Paerl H.W. (1994) Planktonic trophic transfer in an estuary: Seasonal, diel, and community structure effects. *Ecology* 75:2168–2184
139. Pinckney J.L., Paerl H.W., Harrington M.B., Howe K.E. (1998) Annual cycles of phytoplankton community-structure and bloom dynamics in the Neuse River Estuary, North Carolina. *Mar Biol* 131:371–381
140. Ortega-Mayagoitia E., Rojo C., Rodrigo M.A. (2003) Controlling factors of phytoplankton assemblages in wetlands: An experimental approach. In: *Hydrobiologia*. pp 177–186
141. López-Flores R., Boix D., Badosa A., Brucet S., Quintana X.D. (2006) Pigment composition and size distribution of phytoplankton in a confined Mediterranean salt marsh ecosystem. *Mar Biol* 149:1313–1324
142. Koffi K., Philippe K., Kouassi A.M., Maryse A.N., Kamanzi K., Ama A. (2009) Seasonal distribution of phytoplankton in Grand-Lahou Lagoon (Côte d'Ivoire). *Eur J Sci Res* 26:329–341
143. Shen P.P., Tan Y.H., Huang L.M., Zhang J.L., Yin J.Q. (2010) Occurrence of brackish water phytoplankton species at a closed coral reef in Nansha Islands, South China Sea. *Mar Pollut Bull* 60:1718–1725
144. Blanco A.C., Nadaoka K., Yamamoto T. (2008) Planktonic and benthic



- microalgal community composition as indicators of terrestrial influence on a fringing reef in Ishigaki Island, Southwest Japan. *Mar Environ Res* 66:520–535
145. Paerl H.W., Valdes L.M., Pinckney J.L., Piehler M.F., Dyble J., Moisander P.H. (2003) Phytoplankton Photopigments as Indicators of Estuarine and Coastal Eutrophication. *Bioscience* 53:953–964
146. Metting B. (1981) The systematics and ecology of soil algae. *Bot Rev* 47:195–312
147. Singh P.K., Kishore S., Prakash J., Singh S.K., Shukla M. (2009) Cyanophycean Algae Inhabiting Sodic Soil Exhibit Diverse Morphology: An Adaptation to High Exchangeable Sodium. *Ecoprint An Int J Ecol* 15:15–21
148. Tandeau de Marsac N, Houmard J (1993) Adaptation of cyanobacteria to environmental stimuli: new steps towards molecular mechanisms. *FEMS Microbiol Lett* 104:119–189
149. Jiang Y.L., Wang X.P., Sun H., et al (2017) Coordinating carbon and nitrogen metabolic signaling through the cyanobacterial global repressor NdhR. *Proc Natl Acad Sci U S A* 115:403–408
150. Zhang C.C., Zhou C.Z., Burnap R.L., Peng L. (2018) Carbon/Nitrogen Metabolic Balance: Lessons from Cyanobacteria. *Trends Plant Sci* 23:1116–1130
151. Ahmed A., Hemida M., Ohyam T. (2014) Nitrogen Fixing Cyanobacteria: Future Prospect. *Adv Biol Ecol Nitrogen Fixat*. <https://doi.org/10.5772/56995>
152. Bothe H., Schmitz O., Yates M.G., Newton W.E. (2010) Nitrogen Fixation and Hydrogen Metabolism in Cyanobacteria. *Microbiol Mol Biol Rev* 74:529–551
153. Pankratova E.M. (2006) Functioning of cyanobacteria in soil ecosystems. *Eurasian Soil Sci* 39:S118–S127
154. Singh J.S., Kumar A., Rai A.N., Singh D.P. (2016) Cyanobacteria: A precious bio-resource in agriculture, ecosystem, and environmental sustainability. *Front Microbiol*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00529>
155. Chittora D., Meena M., Barupal T., Swapnil P. (2020) Cyanobacteria as a source of biofertilizers for sustainable agriculture. *Biochem Biophys Reports*. <https://doi.org/10.1016/j.bbrep.2020.100737>

156. Flombaum P., Gallegos J.L., Gordillo R.A., et al (2013) Present and future global distributions of the marine Cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Proc Natl Acad Sci U S A* 110:9824–9829
157. Fuchsman C.A., Palevsky H.I., Widner B., Duffy M., Carlson M.C.G., Neibauer J.A., Mulholland M.R., Keil R.G., Devol A.H., Rocap G. (2019) Cyanobacteria and cyanophage contributions to carbon and nitrogen cycling in an oligotrophic oxygen-deficient zone. *ISME J* 13:2714–2726
158. Hamilton T.L., Bryant D.A., Macalady J.L. (2016) The role of biology in planetary evolution: Cyanobacterial primary production in low-oxygen Proterozoic oceans. *Environ Microbiol* 18:325–340
159. Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselliflores L., Melo S.T. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J Plankton Res* 24:417–428
160. Padisák J., Crossetti L.O., Naselli-Flores L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia* 621:1–19
161. Costa L.S., Huszar V.L.M., Ovalle A.R. (2009) Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: Hydrological control and nutrient limitation. *Estuaries and Coasts* 32:508–521
162. Kruk C., Devercelli M., Huszar V.L.M., Hernández E., Beamud G., Diaz M., Silva L.H.S., Segura A.M. (2017) Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. *Freshw Biol* 62:1681–1692
163. Rodrigues L.C., Pivato B.M, Vieira L.C.G., Bovo-Scomparin V.M., Bortolini J.C., Pineda A., Train S. (2018) Use of phytoplankton functional groups as a model of spatial and temporal patterns in reservoirs: a case study in a reservoir of central Brazil. *Hydrobiologia* 805:147–161
164. Becker V., Huszar V.L.M., Crossetti L.O. (2009) Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628:137–151

165. Becker V., Caputo L., Ordóñez J., Marcé R., Armengol J., Crossetti L.O., Huszar V.L.M. (2010) Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Res* 44:3345–3354
166. Santana L.M., Crossetti L.O., Ferragut C. (2017) Ecological status assessment of tropical reservoirs through the assemblage index of phytoplankton functional groups. *Rev Bras Bot* 40:695–704
167. Cupertino A., Gücker B., Von Rückert G., Figueredo C.C. (2019) Phytoplankton assemblage composition as an environmental indicator in routine lentic monitoring: Taxonomic versus functional groups. *Ecol Indic* 101:522–532
168. Yao L., Zhao X., Zhou G.J., Liang R., Gou T., Xia B., Li S., Liu C. (2020) Seasonal succession of phytoplankton functional groups and driving factors of cyanobacterial blooms in a subtropical reservoir in South China. *Water (Switzerland)* 12:1167
169. Walter J.M., Lopes F.A.C., Lopes-Ferreira M., et al (2018) Occurrence of harmful cyanobacteria in drinking water from a severely drought-impacted semi-arid region. *Front Microbiol.* <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00176>
170. Monteagudo L., Moreno J.L. (2016) Benthic freshwater cyanobacteria as indicators of anthropogenic pressures. *Ecol Indic* 67:693–702
171. Mateo P., Leganés F., Perona E., Loza V., Fernández-Piñas F. (2015) Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental analysis in aquatic ecosystems. *Biodivers Conserv* 24:909–948
172. Sergeev V.N., Gerasimenko L.M., Zavarzin G.A. (2002) The Proterozoic history and present state of cyanobacteria. *Microbiology* 71:623–637
173. Furmaniak M.A., Misztak A.E., Franczuk M.D., Wilmotte A., Waleron M., Waleron K.F. (2017) Edible cyanobacterial genus *Arthrospira*: Actual state of the art in cultivation methods, genetics, and application in medicine. *Front Microbiol.* <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02541>
174. Avila-Leon I., Chuei Matsudo M., Sato S., de Carvalho J.C.M. (2012) *Arthrospira platensis* biomass with high protein content cultivated in continuous process using urea as nitrogen source. *J Appl Microbiol* 112:1086–1094

175. Comte K., Coursin T., Carre-Mlouka A. (2013) A new genotype in the genus *Arthrospira* (Oscillatoriales, cyanobacteria) revealed by a mosaic-like structure of the 16S-23SrRNA intergenic spacer region in strain PCC 9901. *Phycologia* 52:333–337
176. Sharma N.K., Rai A.K., Stal L.J. (2013) Cyanobacteria: An economic perspective. *Cyanobacteria An Econ Perspect.* <https://doi.org/10.1002/9781118402238>
177. Grewe C.B., Pulz O. (2012) The biotechnology of cyanobacteria. In: *Ecol. Cyanobacteria II Their Divers. Sp. Time.* Springer Netherlands, pp 707–739
178. Angermayr S.A., Hellingwerf K.J., Lindblad P., Teixeira de Mattos M.J. (2009) Energy biotechnology with cyanobacteria. *Curr Opin Biotechnol* 20:257–263
179. Román R.B., Álvarez-Pez J.M., Fernández F.G.A., Grima E.M. (2002) Recovery of pure b-phycoerythrin from the microalga *porphyridium cruentum*. *J Biotechnol* 93:73–85
180. Abdulqader G., Barsanti L., Tredici M.R. (2000) Harvest of *Arthrospira platensis* from Lake Kossorom (Chad) and its household usage among the Kanembu. In: *J. Appl. Phycol.* pp 493–498
181. Becher P.G., Beuchat J., Gademann K., Jüttner F. (2005) Nostocarboline: Isolation and synthesis of a new cholinesterase inhibitor from *Nostoc* 78-12A. *J Nat Prod* 68:1793–1795
182. Bláha L., Babica P., Maršálek B.. (2009) Toxins produced in cyanobacterial water blooms - toxicity and risks. *Interdiscip Toxicol* 2:36–41
183. Rastogi R.P., Madamwar D., Incharoensakdi A. (2015) Bloom dynamics of cyanobacteria and their toxins: Environmental health impacts and mitigation strategies. *Front Microbiol.* <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01254>
184. Carey C.C., Ibelings B.W., Hoffmann E.P., Hamilton D.P., Brookes J.D. (2012) Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Res* 46:1394–1407
185. Coad P., Cathers B., Ball J.E., Kadluczka R. (2014) Proactive management of estuarine algal blooms using an automated monitoring buoy coupled with an

artificial neural network. *Environ Model Softw* 61:393–409

186. Brookes J.D., Carey C.C. (2011) Ecology: Resilience to blooms. *Science* (80-) 334:46–47
187. Kimambo O.N., Gumbo J.R., Chikoore H. (2019) The occurrence of cyanobacteria blooms in freshwater ecosystems and their link with hydro-meteorological and environmental variations in Tanzania. *Heliyon* 5:e01312
188. Davidson K, Gowen RJ, Harrison PJ, Fleming LE, Hoagland P, Moschonas G (2014) Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. *J Environ Manage* 146:206–216
189. Backer L.C., Manassaram-Baptiste D., LePrell R., Bolton B. (2015) Cyanobacteria and algae blooms: Review of health and environmental data from the harmful algal bloom-related illness surveillance system (HABISS) 2007–2011. *Toxins (Basel)* 7:1048–1064
190. Zhang M., Qin B., Yu Y., Yang Z., Shi X., Kong F. (2016) Effects of temperature fluctuation on the development of cyanobacterial dominance in spring: implication of future climate change. *Hydrobiologia* 763:135–146
191. Codd G.A., Morrison L.F., Metcalf J.S. (2005) Cyanobacterial toxins: Risk management for health protection. *Toxicol Appl Pharmacol* 203:264–272
192. Posch T., Köster O., Salcher M.M., Pernthaler J. (2012) Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nat Clim Chang* 2:809–813
193. Lürling M., Mello M.M., van Oosterhout F., de Senerpont Domis L., Marinho M.M. (2018) Response of Natural Cyanobacteria and Algae Assemblages to a Nutrient Pulse and Elevated Temperature. *Front Microbiol* 9:1851
194. Zurawell R.W., Chen H., Burke J.M., Prepas E.E. (2005) Hepatotoxic cyanobacteria: A review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *J Toxicol Environ Heal - Part B Crit Rev* 8:1–37
195. Aráoz R., Molgó J., Tandeau de Marsac N. (2010) Neurotoxic cyanobacterial toxins. *Toxicon* 56:813–828

196. Kumar J., Singh D., Tyagi M.B., Kumar A. (2018) Cyanobacteria: Applications in Biotechnology. In: *Cyanobacteria From Basic Sci. to Appl.* Elsevier, pp 327–346
197. Kaasalainen U., Fewer D.P., Jokela J., Wahlsten M., Sivonen K., Rikkinen J. (2012) Cyanobacteria produce a high variety of hepatotoxic peptides in lichen symbiosis. *Proc Natl Acad Sci U S A* 109:5886–5891
198. Lindholm T., Eriksson J.E., Reinikainen M., Meriluoto J.A.O. (1992) Ecological effects of hepatotoxic cyanobacteria. *Environ Toxicol Water Qual* 7:87–93
199. Hinojosa M.G., Gutiérrez-Praena D., Prieto A.I., Guzmán-Guillén R., Jos A., Cameán A.M. (2019) Neurotoxicity induced by microcystins and cylindrospermopsin: A review. *Sci Total Environ* 668:547–565
200. Zanchett G., Oliveira-Filho E.C. (2013) Cyanobacteria and cyanotoxins: From impacts on aquatic ecosystems and human health to anticarcinogenic effects. *Toxins (Basel)* 5:1896–1917
201. Miller T.R., Beversdorf L.J., Weirich C.A., Bartlett S.L. (2017) Cyanobacterial toxins of the Laurentian great lakes, their toxicological effects, and numerical limits in drinking water. *Mar Drugs*. <https://doi.org/10.3390/md15060160>
202. Turner A.D., Dhanji-Rapkova M., O'Neill A., Coates L., Lewis A., Lewis K. (2018) Analysis of Microcystins in Cyanobacterial Blooms from Freshwater Bodies in England. *Toxins (Basel)*. <https://doi.org/10.3390/toxins10010039>
203. Corbel S., Mougin C., Bouaïcha N. (2014) Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. *Chemosphere* 96:1–15
204. Zhang D., Yang Q., Xie P., Deng X., Chen J., Dai M. (2012) The role of cysteine conjugation in the detoxification of microcystin-LR in liver of bighead carp (*Aristichthys nobilis*): A field and laboratory study. *Ecotoxicology* 21:244–252
205. Xiao M., Li M., Reynolds C.S. (2018) Colony formation in the cyanobacterium *Microcystis*. *Biol Rev* 93:1399–1420
206. Gehringer M.M., Adler L., Roberts A.A., Moffitt M.C., Mihali T.K., Mills T.J.T., Fieker C., Neilan B.A. (2012) Nodularin, a cyanobacterial toxin, is synthesized

- in planta by symbiotic *Nostoc* sp. *ISME J* 6:1834–1847
207. Cox P.A., Banack S.A., Murch S.J., Rasmussen U., Tien G., Bidigare R.R., Metcalf J.S., Morrison L.F., Codd G.A., Bergman B. (2005) Diverse taxa of cyanobacteria produce  $\beta$ -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proc Natl Acad Sci U S A* 102:5074–5078
208. Pearson L., Mihali T., Moffitt M., Kellmann R., Neilan B. (2010) On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. *Mar Drugs* 8:1650–1680
209. Kokociński M, Dziga D, Spoo L, Stefaniak K, Jurczak T, Mankiewicz-Boczek J, Meriluoto J (2009) First report of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the shallow, eutrophic lakes of western Poland. *Chemosphere* 74:669–675
210. Rucker J, Stuken A, Nixdorf B, Fastner J, Chorus I, Wiedner C (2007) Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 *Aphanizomenon*-dominated temperate lakes. *Toxicon* 50:800–809
211. Kokociński M., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Spoo L., Meriluoto J., Rejmonczyk E., Hautala H., Vehniäinen M., Pawełczyk J., Soininen J. (2013) *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environ Sci Pollut Res* 20:5243–5264
212. Boopathi T., Ki J.S. (2014) Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production. *Toxins (Basel)* 6:1951–1978
213. Boyer G.L. (2008) Cyanobacterial toxins in New York and the Lower Great Lakes ecosystems. In: Hudnell H.K. (eds) *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. *Adv Exp Med Biol*. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-75865-7\\_7](https://doi.org/10.1007/978-0-387-75865-7_7)
214. Testai E., Scardala S., Vichi S., Buratti F.M., Funari E. (2016) Risk to human health associated with the environmental occurrence of cyanobacterial neurotoxic alkaloids anatoxins and saxitoxins. *Crit Rev Toxicol* 46:385–419
215. Jančula D., Straková L., Sadílek J., Maršálek B., Babica P. (2014) Survey of cyanobacterial toxins in Czech water reservoirs-the first observation of neurotoxic saxitoxins. *Environ Sci Pollut Res* 21:8006–8015

216. Gupta R.C. (2009) Handbook of Toxicology of Chemical Warfare Agents. Handb Toxicol Chem Warf Agents. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374484-5.X0001-6>
217. Cusick K.D., Saylor G.S. (2013) An overview on the marine neurotoxin, saxitoxin: Genetics, molecular targets, methods of detection and ecological functions. *Mar Drugs* 11:991–1018
218. Reynolds C.S. (1984) The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University, Cambridge, UK
219. Smith V.H. (1983) Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* (80- ) 221:669–671
220. Berman T. (2001) The role of DON and the effect of N: P ratios on occurrence of cyanobacterial blooms: Implications from the outgrowth of *Aphanizomenon* in Lake Kinneret. *Limnol Oceanogr* 46:443–447
221. Downing J.A., Watson S.B., McCauley E. (2001) Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Can J Fish Aquat Sci* 58:1905–1908
222. Warr S.R.C., Reed R.H., Stewart W.D.P. (1984) Physiological responses of *Nodularia harveyana* to osmotic stress. *Mar Biol* 79:21–26
223. Reed R.H., Richardson D.L., Warr S.R.C., Stewart W.D.P. (1984) Carbohydrate Accumulation and Osmotic Stress in Cyanobacteria. *Microbiology* 130:1–4
224. Erdmann N. (1983) Organic Osmoregulatory Solutes in Blue-green Algae. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie* 110:147–155
225. Tonk L., Bosch K., Visser P.M., Huisman J. (2007) Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquat Microb Ecol* 46:117–123
226. Mazur-Marzec H., Żeglińska L., Pliński M. (2005) The effect of salinity on the growth, toxin production, and morphology of *Nodularia spumigena* isolated from the Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea. *J Appl Phycol* 17:171–179
227. Mackay M.A., Norton R.S., Borowitzka L.J. (1983) Marine blue-green algae have a unique osmoregulatory system. *Mar Biol* 73:301–307
228. Mogany T., Swalaha F.M., Allam M., Mtshali P.S., Ismail A., Kumari S., Bux F. (2018) Phenotypic and genotypic characterisation of an unique indigenous



- hypersaline unicellular cyanobacterium, *Euhalothece* sp.nov. *Microbiol Res* 211:47–56
229. Chen H., Jiang J.G. (2009) Osmotic responses of *Dunaliella* to the changes of salinity. *J Cell Physiol* 219:251–258
230. Rai L., Gaur J. (2001) Algal adaptation to environmental stresses: physiological, biochemical and molecular mechanisms.
231. Barkatullah F.M.S. (2013) Ecological Adaptation to Altitude of Algal Communities in the Swat Valley (Hindu Kush Mountains, Pakistan). *Expert Opin Environ Biol*. <https://doi.org/10.4172/2325-9655.1000104>
232. Masmoudi S., Tastard E., Guermazi W., Caruso A., Morant-Manceau A., Ayadi H. (2015) Salinity gradient and nutrients as major structuring factors of the phytoplankton communities in salt marshes. *Aquat Ecol* 49:1–19
233. Belnap J., Eldridge D. (2001) Disturbance and recovery of biological soil crusts. In: Belnap J., Lange O.L. (eds) *Biol. soil crusts Struct. Funct. Manag.* Springer, Berlin, Heidelberg, pp 363–383
234. Chamizo S., Cantón Y., Rodríguez-Caballero E., Domingo F. (2016) Biocrusts positively affect the soil water balance in semiarid ecosystems. *Ecohydrology* 9:1208–1221
235. Rodriguez-Caballero E., Belnap J., Büdel B., Crutzen P.J., Andreae M.O., Pöschl U., Weber B. (2018) Dryland photoautotrophic soil surface communities endangered by global change. *Nat Geosci* 11:185–189
236. Baumann K., Jung P., Samolov E., et al (2018) Biological soil crusts along a climatic gradient in Chile: Richness and imprints of phototrophic microorganisms in phosphorus biogeochemical cycling. *Soil Biol Biochem* 127:286–300
237. Samolov E., Baumann K., Büdel B., Jung P., Leinweber P., Mikhailyuk T., Karsten U., Glaser K. (2020) Biodiversity of Algae and Cyanobacteria in Biological Soil Crusts Collected Along a Climatic Gradient in Chile Using an Integrative Approach. *Microorganisms* 8:1047
238. Tucker C., Antoninka A., Day N., Poff B., Reed S. (2020) Biological soil crust

- salvage for dryland restoration: an opportunity for natural resource restoration. *Restor Ecol* 28:S9–S16
239. Johnson S.L., Neuer S., Garcia-Pichel F. (2007) Export of nitrogenous compounds due to incomplete cycling within biological soil crusts of arid lands. *Environ Microbiol* 9:680–689
240. Pointing S.B., Belnap J (2012) Microbial colonization and controls in dryland systems. *Nat Rev Microbiol* 10:551–562
241. McLendon T., Redente E.F. (1992) Effects of nitrogen limitation on species replacement dynamics during early secondary succession on a semiarid sagebrush site. *Oecologia* 91:312–317
242. BJ D, DA N, J B Soil nematode communities are ecologically more mature beneath late- than early-successional stage biological soil crusts. *Appl Soil Ecol* 35:203–212
243. Crenshaw C.L., Lauber C., Sinsabaugh R.L., Stavelly L.K. (2008) Fungal control of nitrous oxide production in semiarid grassland. *Biogeochemistry* 87:17–27
244. Crenshaw C.L., Lauber C., Sinsabaugh R.L., Stavelly L.K. (2008) Fungal control of nitrous oxide production in semiarid grassland. *Biogeochemistry* 87:17–27
245. Stal L.J., Albertano P., Bergman B., Von Bröckel K., Gallon J.R., Hayes P.K., Sivonen K., Walsby A.E. (2003) BASIC: Baltic Sea cyanobacteria. An investigation of the structure and dynamics of water blooms of cyanobacteria in the Baltic Sea - Responses to a changing environment. *Cont Shelf Res* 23:1695–1714
246. Sivonen K., Kononen K., Carmichael W.W., Dahlem A.M., Rinehart K.L., Kiviranta'And J., Niemela' S.I. (1989) Occurrence of the Hepatotoxic Cyanobacterium *Nodularia spumigena* in the Baltic Sea and Structure of the Toxin. *Appl Environ Microbiol* 55:1990–1995
247. Nehring S. (1993) Mortality of dogs associated with a mass development of *Nodularia spumigena* (Cyanophyceae) in a brackish lake at the German North Sea coast. *J Plankton Res* 15:867–872
248. Lehtimäki J., Moisander P., Sivonen K., Kononen K. (1997) Growth, nitrogen

- fixation, and Nodularin production by two Baltic Sea cyanobacteria. *Appl Environ Microbiol* 63:1647–1656
249. Willén T., Mattsson R. (1997) Water-blooming and toxin-producing cyanobacteria in Swedish fresh and brackish waters, 1981-1995. *Hydrobiologia* 353:181–192
250. Sipiä V., Kankaanpää H., Peltonen H., Vinni M., Meriluoto J. (2007) Transfer of nodularin to three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.), herring (*Clupea harengus* L.), and salmon (*Salmo salar* L.) in the northern Baltic Sea. *Ecotoxicol Environ Saf* 66:421–425
251. McLusky D.S. (1999) Estuarine benthic ecology: A European perspective. *Austral Ecol* 24:302–311
252. Surakka A., Sihvonen L.M., Lehtimäki J.M., Wahlsten M., Vuorela P., Sivonen K. (2005) Benthic cyanobacteria from the Baltic Sea contain cytotoxic *Anabaena*, *Nodularia*, and *Nostoc* strains and an apoptosis-inducing *Phormidium* strain. *Environ Toxicol* 20:285–292
253. Dittmann E., Fewer D.P., Neilan B.A. (2013) Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. *FEMS Microbiol Rev* 37:23–43
254. Abed R.M.M., Dobretsov S., Sudesh K. (2009) Applications of cyanobacteria in biotechnology. *J Appl Microbiol* 106:1–12
255. Ducat D.C., Way J.C., Silver P.A. (2011) Engineering cyanobacteria to generate high-value products. *Trends Biotechnol* 29:95–103
256. Vijayakumar S., Menakha M. (2015) Pharmaceutical applications of cyanobacteria-A review. *J Acute Med* 5:15–23
257. Nixdorf B., Deneke R. (1997) Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343:269–284
258. Wiedner C., Nixdorf B., Heinze R., Wirsing B., Neumann U., Weckesser J. (2002) Regulation of cyanobacteria and microcystin dynamics in polymictic shallow lakes. *Arch für Hydrobiol* 383–400
259. Kokociński M., Stefaniak K., Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K., Soininen J. (2010) The ecology of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis*

- raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) in two hypereutrophic lakes dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta). Eur J Phycol 45:365–374
260. Codd G., Bell S., Kaya K., Ward C., Beattie K., Metcalf J. (1999) Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. Eur J Phycol 34:405–415
261. Lopes V.R., Vasconcelos V.M. (2011) Planktonic and benthic cyanobacteria of European brackish waters: a perspective on estuaries and brackish seas. Eur J Phycol 46:292–304
262. Callieri C., Stockner J. (2000) Picocyanobacteria success in oligotrophic lakes: Fact or fiction? J Limnol 59:72–76
263. Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. (2013) A comparison of epilimnetic versus metalimnetic phytoplankton assemblages in two mesotrophic lakes. Oceanol Hydrobiol Stud 42:89–98
264. Dadheech P.K., Selmeczy G.B., Vasas G., Pádisak J., Arp W., Tapolczai K., Casper P., Krienitz L. (2014) Presence of potential toxin-producing cyanobacteria in an oligo-mesotrophic lake in Baltic lake district, Germany: An ecological, Genetic and toxicological survey. Toxins (Basel) 6:2912–2931
265. Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W., Duncan A.K. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Arch fur Hydrobiol 86:433–471
266. Zohary T., Breen C.M. (1989) Environmental factors favouring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake. Hydrobiologia 178:179–192
267. Wagner C., Adrian R. (2009) Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. Limnol Oceanogr 54:2460–2468
268. Beversdorf L.J., Miller T.R., McMahon K.D. (2015) Long-term monitoring reveals carbon-nitrogen metabolism key to microcystin production in eutrophic lakes. Front Microbiol. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00456>
269. Виноградова О.Н., Нево Э., Вассер С.П. (2009) Альгофлора пещеры Сефуним (Израиль): видовое разнообразие в условиях мультифакторного абиотического стресса. Альгология 19:47–65

270. Виноградова О.М. (2006) Суанопросаруота у гіпергалінних місцезростаннях та їх адаптаційні стратегії. Український фітоценологічний збірник 24:33–44
271. Штина Э.А., Голлербах М.М. (1976) Экология почвенных водорослей. Наука, Москва
272. Шмидт В.М. (1984) Математические методы в ботанике. Наука, Ленинград
273. Толмачев А.И. (1974) Введение в географию растений. Изд-во Ленингр. ун-та, Ленинград
274. Kaennel M. (1998) Biodiversity: A Diversity in Definition. Springer, Dordrecht, pp 71–81
275. Guiland C., Maron P.A., Damas O., Ranjard L. (2018) Biodiversity of urban soils for sustainable cities. *Environ Chem Lett* 16:1267–1282
276. Brophy C., Dooley Á., Kirwan L., Finn J.A., McDonnell J., Bell T., Cadotte M.W., Connolly J. (2017) Biodiversity and ecosystem function: making sense of numerous species interactions in multi-species communities. *Ecology* 98:1771–1778
277. Keesing F., Holt R.D., Ostfeld R.S. (2006) Effects of species diversity on disease risk. *Ecol Lett* 9:485–498
278. Balvanera P., Pfisterer A.B., Buchmann N., He J.S., Nakashizuka T., Raffaelli D., Schmid B. (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol Lett* 9:1146–1156
279. Nielsen U.N., Wall D.H., Six J. (2015) Soil Biodiversity and the Environment. *Annu Rev Environ Resour* 40:63–90
280. McCann K.S. (2000) The diversity-stability. *Nature* 405:228–233
281. Lehman C.L., Tilman D. (2000) Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. *Am Nat* 156:534–552
282. Makarieva A.M., Gorshkov V.G., Li B.L. (2004) Body size, energy consumption and allometric scaling: A new dimension in the diversity-stability debate. *Ecol Complex* 1:139–175
283. Hunter P. (2007) The human impact on biological diversity. How species adapt to urban challenges sheds light on evolution and provides clues about

- conservation. *EMBO Rep* 8:316–318
284. Bueno C.G., Alados C.L., Gómez-García D., Barrio I.C., García-González R. (2009) Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. *J Zool* 279:195–202
285. Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., et al (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67
286. He J., Yan C., Holyoak M., Wan X., Ren G., Hou Y., Xie Y., Zhang Z. (2018) Quantifying the effects of climate and anthropogenic change on regional species loss in China. *PLoS One* 13:e0199735
287. Whittaker R. (1960) Vegetation of the siskiyou mountains, oregon and california. *Ecol. Monogr.* 30:
288. Jurasinski G., Retzer V., Beierkuhnlein C. (2009) Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia* 159:
289. Zhang Q., Hou X., Li F.Y., Niu J., Zhou Y., Ding Y., Zhao L., Li X., Ma W., Kang S. (2014) Alpha, Beta and Gamma Diversity Differ in Response to Precipitation in the Inner Mongolia Grassland. *PLoS One* 9:e93518
290. Arrhenius O. (1921) Species and Area. *J Ecol* 9:95
291. Didukh Y., Kontar I., Boratynski A. (2018) Phytoindicating Comparison of Vegetation of the Polish Tatras, the Ukrainian Carpathians, and the Mountain Crimea. In: *Geobot. Stud.* Springer, pp 185–210
292. Didukh Y.P. (2011) The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. *Kyiv Phytosociocentre* 176
293. Zhukov O.V., Kovalenko D.V., Kramarenko S.S., Kramarenko A.S. (2019) Analysis of the spatial distribution of the ecological niche of the land snail *Brephulopsis cylindrica* (Stylommatophora, Enidae) in technosols. *Biosyst Divers* 27:62–68
294. Zhukov O., Kunah O., Dubinina Y., Zhukova Y., Ganzha D. (2019) The effect of soil on spatial variation of the herbaceous layer modulated by overstorey in an Eastern European poplar-willow forest. *Ekol Bratislava* 38:253–272

295. Mucina L., Bültmann H., Dierßen K., et al (2016) Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl Veg Sci* 19:3–264
296. Zödl B., Wittmann K.J. (2003) Effects of sampling, preparation and defecation on metal concentrations in selected invertebrates at urban sites. *Chemosphere* 52:1095–1103
297. Hodgkinson I.D., Jackson J.K. (2005) Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environ Manage* 35:649–666
298. Chytrý M., Tichý L., Drevojan P., Sádlo J., Zelený D. (2018) Ellenberg-type indicator values for the Czech flora Ellenbergovské indikacní hodnoty pro českou flóru. *Preslia* 90:83–103
299. Jansen F., Oksanen J. (2013) How to model species responses along ecological gradients - Huisman-Olff-Fresco models revisited. *J Veg Sci* 24:1108–1117
300. Szymura T.H., Szymura M., Macioł A. (2014) Bioindication with Ellenberg's indicator values: A comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecol Indic* 46:495–503
301. Zancan S., Trevisan R., Paoletti M.G. (2006) Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agric Ecosyst Environ* 112:1–12
302. Carpelan L.H. (1978) Revision of Kolbe's System der Halobien Based on Diatoms of California lagoons. *Oikos* 31:112
303. Lehmann C. (1933) Salzgehalt und biologische Wasseranalyse. *SIL Proceedings, 1922-2010* 6:331–345
304. Hustedt F. (1957) Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen* 34:181–440
305. ter Braak C.J.F., van Dame H. (1989) Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178:209–223
306. Simonsen R. (1965) Untersuchungen zur Systematik und Ökologie der

- Bodendiatomeen der westlichen Ostsee. *Deep Sea Res Oceanogr Abstr* 12:70–71
307. Rzodkiewicz M., Gąbka M., Szpikowska G., Woszczyk M. (2017) Diatom assemblages as indicators of salinity gradients: A case study from a coastal lake. *Oceanol Hydrobiol Stud* 46:325–339
308. Mazzei V., Wilson B.J., Servais S., Charles S.P., Kominoski J.S., Gaiser E.E. (2020) Periphyton as an indicator of saltwater intrusion into freshwater wetlands: insights from experimental manipulations. *Ecol Appl.* <https://doi.org/10.1002/eap.2067>
309. Singh N.K., Dhar D.W. (2010) *Cyanobacterial Reclamation of Salt-Affected Soil*. Springer, Dordrecht, pp 243–275
310. Lim D.S.S., Douglas M.S.V., Smol J.P. (2001) Diatoms and their relationship to environmental variables from lakes and ponds on Bathurst Island, Nunavut, Canadian High Arctic. *Hydrobiologia* 450:215–230
311. Resende P., Azeiteiro U., Pereira M.J. (2005) Diatom ecological preferences in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Western Portugal). *Hydrobiologia* 544:77–88
312. Larsen H. (1986) Halophilic and halotolerant microorganisms—an overview and historical perspective. *FEMS Microbiol Lett* 39:3–7
313. T Chatchawan YPJK (2011) Diversity of cyanobacteria in man-made solar saltern, Petchaburi Province, Thailand—a pilot study. *Fottea* 11:203–214
314. Bhatt R., Kukal S.S., Busari M.A., Arora S., Yadav M. (2016) Sustainability issues on rice–wheat cropping system. *Int Soil Water Conserv Res* 4:64–74
315. Dwivedi A., Srinivas U.K., Singh H.N., Kumar H.D. (1994) Regulatory effect of external pH on the intracellular pH in alkalophilic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* and *Hapalosiphon welwitschii*. *J Gen Appl Microbiol* 40:261–263
316. Okogwu O., Ugwumba A. (2009) Cyanobacteria abundance and its relationship to water quality in the Mid-Cross River floodplain, Nigeria. *Rev Biol Trop* 57:33–43
317. Cholnoky B.J. (1968) *Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässer*.
318. Simonsen R. (1961) *Untersuchungen zur Systematik und Ökologie der*



- Bodendiatomeen der westlichen Ostsee. *Int Rev der gesamten Hydrobiol Syst Beihefte* 1:1–144
319. Konopka A., Brock T.D. (1978) Effect of temperature on blue-green algae (Cyanobacteria) in Lake Mendota. *Appl Environ Microbiol* 36:572–576
320. Patrick R. (1971) The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. *Limnol Oceanogr* 16:405–421
321. Robarts R.D., Zohary T. (1987) Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zeal J Mar Freshw Res* 21:391–399
322. Pantle E., Buck H. (1955) Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach* 96:1–604
323. Sládeček V. (1974) System of water quality from the biological point of view. *Arch fuer Hydrobiol* 7:1–218
324. Stirling G., Wilsey B. (2001) Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *Am Nat* 158:286–299
325. Mischke U., Nixdorf B. (2003) Equilibrium phase conditions in shallow German lakes: How Cyanoprokaryota species establish a steady state phase in late summer. In: *Hydrobiologia*. Springer, pp 123–132
326. Török P., Tóth-Krasznai E., Bócsa V., Bácsi I., Borics G., Tóthmérész B. (2016) Functional diversity supports the biomass–diversity humped–back relationship in phytoplankton assemblages. *Funct Ecol* 30:1593–1602
327. Дубініна Ю.В. (2016) Екологічні особливості мартина жовтоногого (*Larus cachinnans* Pallas, 1811) в ландшафтах північно-західного Приазов'я. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького
328. Воронка В.П. (2011) Ландшафтне різноманіття Приазовського національного природного парку. *Вісник Донецького інституту соціальної освіти Географія* VII:24–27
329. Онищенко В., Андрієнко Т. (eds) (2012) Фіторізноманіття заповідників і

- національних природних парків України . Ч .1. Біосферні заповідники .  
Природні заповідники. Фітосоціоцентр, Київ
330. Тищенко О.В. (2006) Рослинність приморських кіс північного узбережжя Азовського моря. Фітосоціоцентр, Київ
331. Коломійчук В.П., Яровий С.О. (2011) Конспект флори судинних рослин Приазовського національного природного парку. Альтерпрес, Київ
332. Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Нойгойзлова З., Соломаха В.А., Тищенко О.В. (2007) Галофітна рослинність. Класи *Bolboschoenetea maritini*, *Festuco-Ruscinellietea*, *Molinio-Juncetea*, *Crypsietea aculeatae*, *Thero-Salicornietea strictae*, *Salicornietea fruticosae*, *Juncetea maritimi*. Ін-т ботаніки ім. М.Г.Холодного НАН України, Київ
333. Крупский Н.К., Полупан Н.И. (1979) Атлас почв Украинской ССР. Урожай, Киев
334. Komárek J., Kaštovský J., Mareš J., Johansen J.R. (2014) Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia* 86:295–335
335. Austin M.P. (1976) On non-linear species response models in ordination. *Vegetatio* 33:33–41
336. Austin M.P. (1999) A Silent Clash of Paradigms: Some Inconsistencies in Community Ecology. *Oikos* 86:170
337. Austin M.P., Nicholls A.O., Margules C.R. (1990) Measurement of the realized qualitative niche: Environmental niches of five *Eucalyptus* species. *Ecol Monogr* 60:161–177
338. Huisman J., Olf H., Fresco L.F.M. (1993) A hierarchical set of models for species response analysis. *J Veg Sci* 4:37–46
339. Michaelis J., Diekmann M.R. (2017) Biased niches – Species response curves and niche attributes from Huisman-Olf-Fresco models change with differing species prevalence and frequency. *PLoS One* 12:1–16
340. Yorkina N.V., Podorozhniy S.M., Velcheva L.G., Honcharenko Y.V., Zhukov O. V. (2020) Applying plant disturbance indicators to reveal the hemeroby of soil

- macrofauna species. *Biosyst Divers* 28:181–194
341. Burnham K.P., Anderson D.R. (2002) Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. Springer, Berlin
342. Heegaard E. (2002) The outer border and central border for species - Environmental relationships estimated by non-parametric generalised additive models. *Ecol Modell* 157:131–139
343. Legendre P., Borcard D., Peres-Neto P.R. (2005) Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecol Monogr* 75:435–450
344. Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Wagner H. (2018) Community Ecology Package. R package version 2.5-2.
345. Ter Braak C.J.F, Prentice I.C. (1988) A Theory of Gradient Analysis. *Adv Ecol Res* 18:271–317
346. Ter Braak C.J.F, Looman C.W.N. (1986) Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65:3–11
347. Entling W., Schmidt M.H., Bacher S., Brandl R., Nentwig W. (2007) Niche properties of Central European spiders: Shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Glob Ecol Biogeogr* 16:440–448
348. Sánchez-Baracaldo P., Cardona T. (2020) On the origin of oxygenic photosynthesis and Cyanobacteria. *New Phytol* 225:1440–1446
349. Костіков І.Ю., Царенко П.М. Рукопис підручника для студентів 3-4 курсів спеціальності “Ботаніка.” Київ
350. Nabout J.C., da Silva Rocha B., Carneiro F.M., Sant'Anna C.L. (2013) How many species of Cyanobacteria are there? Using a discovery curve to predict the species number. *Biodivers Conserv* 22:2907–2918
351. Schirmermeister B.E., Antonelli A., Bagheri H.C. (2011) The origin of multicellularity in cyanobacteria. *BMC Evol Biol* 11:45
352. Mohr K.I., Brinkmann N., Friedl T. (2011) Cyanobacteria. In: *Encycl. Earth Sci. Ser.* Springer Netherlands, pp 306–311

353. Wright D., Prickett T., Helm R.F., Potts M. (2001) Form species *Nostoc commune* (Cyanobacteria). *Int J Syst Evol Microbiol* 51:1839–1852
354. Shestakov S.V., Karbysheva E.A. (2017) The origin and evolution of cyanobacteria. *Biol Bull Rev* 7:259–272
355. Archibald J.M. (2009) The Puzzle of Plastid Evolution. *Curr Biol*. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.11.067>
356. Rodríguez-Ezpeleta N., Brinkmann H., Burey S.C., Roure B., Burger G., Löffelhardt W., Bohnert H.J., Philippe H., Lang B.F. (2005) Monophyly of primary photosynthetic eukaryotes: Green plants, red algae, and glaucophytes. *Curr Biol* 15:1325–1330
357. Uyeda J.C., Harmon L.J., Blank C.E. (2016) A comprehensive study of cyanobacterial morphological and ecological evolutionary dynamics through deep geologic time. *PLoS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162539>
358. Frei R., Gaucher C., Poulton S.W., Canfield D.E. (2009) Fluctuations in Precambrian atmospheric oxygenation recorded by chromium isotopes. *Nature* 461:250–253
359. Haselkorn R. (2009) Cyanobacteria. *Curr Biol* 19:R277–R278
360. Glazer A.N. (1977) Structure and molecular organization of the photosynthetic accessory pigments of cyanobacteria and red algae. *Mol Cell Biochem* 18:125–140
361. Satoh S., Ikeuchi M., Mimuro M., Tanaka A. (2001) Chlorophyll b Expressed in Cyanobacteria Functions as a Light-harvesting Antenna in Photosystem I through Flexibility of the Proteins. *J Biol Chem* 276:4293–4297
362. Walter A., de Carvalho J.C., Soccol V.T., de Faria ABB, Ghiggi V, Soccol CR (2011) Study of phycocyanin production from *spirulina platensis* under different light spectra. *Brazilian Arch Biol Technol* 54:675–682
363. Hazra P., Saha Kesh G. (2017) Isolation and purification of phycocyanin from cyanobacteria of a mangrove forest. *Appl Biol Chem* 60:631–636
364. Sonani R.R., Gupta G.D., Madamwar D., Kumar V. (2015) Crystal structure of allophycocyanin from marine cyanobacterium *Phormidium* sp. A09DM. *PLoS*

- One. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124580>
365. Lemasson C., Marsac N.T.D., Cohen-Bazire G. (1973) Role of Allophycocyanin as Light-Harvesting Pigment in Cyanobacteria. *Proc Natl Acad Sci* 70:3130–3133
366. Esteban A., Sidler W., Frank G., Füglistaller P., Rübli R., Zuber H. (1990) Isolation and Characterization of the Allophycocyanin Complexes of the Cyanobacterium *Mastigocladus laminosus*. In: *Curr. Res. Photosynth.* Springer Netherlands, pp 1053–1056
367. Rodriguez H., Rivas J., Guerrero M.G., Losada M. (1989) Nitrogen-Fixing Cyanobacterium with a High Phycoerythrin Content. *Appl Environ Microbiol* 55:758
368. Stadnichuk I.N., Romanova N.I., Selyakh I.O. (1985) A phycourobilin-containing phycoerythrin from the cyanobacterium *Oscillatoria* sp. *Arch Microbiol* 143:20–25
369. Hirschberg J., Chamovitz D. (1994) Carotenoids in Cyanobacteria. In: *Mol. Biol. Cyanobacteria.* Springer Netherlands, pp 559–579
370. E S, M O, C C, S B, N F, Y N (2013) Physicochemical Variation of Cyanobacterial Starch, the Insoluble  $\alpha$ -Glucans in Cyanobacteria. *Plant Cell Physiol.* <https://doi.org/10.1093/PCP/PCS190>
371. Stubbe J., Tian J., He A., Sinskey A.J., Lawrence A.G., Liu P. (2005) Nontemplate-dependent polymerization processes: Polyhydroxyalkanoate Synthases as a Paradigm. *Annu Rev Biochem* 74:433–480
372. Nemergut D.R., Schmidt S.S.K., Fukami T., et al (2014) Soil Type Is the Primary Determinant of the Composition of the Total and Active Bacterial Communities in Arable Soils. *Soil Biol Biochem* 8:1–8
373. Achbergerová L., Nahálka J. (2011) Polyphosphate - an ancient energy source and active metabolic regulator. *Microb Cell Fact* 10:63
374. Яровий С. О., Арабаджи Л.І. (2017) До вивчення Суанорокарыота деяких водойм Приазовського національного природного парку. *Екологія та ноосферологія* 27:110–116

375. Gaitán J.J., Bran D.E., Oliva G.E., et al (2018) Aridity and Overgrazing Have Convergent Effects on Ecosystem Structure and Functioning in Patagonian Rangelands. *L Degrad Dev* 29:210–218
376. York A. (1999) Long-term effects of frequent low-intensity burning on the abundance of litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *J Insect Conserv* 3:191–199
377. Бельгард А.Л. (1971) Степное лесоведение. Лесная промышленность, Москва
378. Бельгард А.Л., Теоретическая К.АК, Дзя О (2008) В . С . Чернишенко , Я. Ю. Лисенко. 19–30
379. Moysiienko I. (2013) Floral diversity and taxonomic structure of the florat of he Pivnichne Prychornomoria (Northern Black Sea Coastal Plain). *Chornomorski Bot J* 9:41–56
380. Юрцев Б.А. (1968) Флора Сунтар-Хаята. Наука, Ленинград
381. Заверуха Б.В. (1985) Флора Вольно-Подоллии и ее генезис. Наукова думка, Київ
382. Морозова О.В. (2008) Таксономическое богатство флоры Восточной Европы: факторы пространственной дифференциации. Наука, Москва
383. Крицька Л.І. (1985) Аналіз флори степів та вапнякових відслонень Правобережного Злакового Степу. *Український ботанічний журнал* 42:1–5
384. Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Р. (1989) Плавни Причерноморья. Наукова думка, Київ
385. Дубина Д.В. (1990) Аналіз флори плавневоліторального ландшафту р. Дніпра. *Український ботанічний журнал* 47:25–30
386. Дубина Д.В., Тимошенко А.П. (2004) Порівняльно-структурний аналіз флори Азово-Сиваського національного природного парку. *Український ботанічний журнал* 61:18–26
387. Протопопова В.В. (1991) Синантропная флора Украины и пути ее развития. Наукова думка, Київ
388. Попов М.Г. (1983) Филогения, флорогенетика, флорография, систематика:

Избр. тр. Ч. 1. Наукова думка, Київ

389. Sheath R.G., Cole K.M. (1992) Biogeography of stream Macroalgae in North America. *J Phycol* 28:448–460
390. Casamatta D.A., Vis M.L. (2003) Ecological role of phormidium retzii (cyanobacteria) in a small ohio woodland stream. *J Freshw Ecol* 18:395–404
391. Виноградова О.Н. (2011) Род *Phormidium* Kütz. Ex Gomont (Oscillatoriales, Цианопрокaryota) во флоре Украины. *Algologia* 21:70–86
392. Komárek J. (2008) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/1: Цианопрокaryota. 1. Teil / 1st part: Chroococcales. Springer Spektrum
393. Willis J.C. (1923) The age and area hypothesis. *Nature* 111:115
394. Willis J.C. (1922) Age and area; a study in geographical distribution and origin of species. Cambridge The University Press, Cambridge
395. Цыренова Д.Д., Брянская АВ, Намсараев ЗБ, Акимов ВН (2011) Таксономическая и экологическая характеристика цианобактерий некоторых солоноватых и соленых озер Южного Забайкалья. *Микробиология* 80:230–240
396. Коган Ш.И., Садыков Х.С., Дубаева З.В. (1972) Первые сведения об альгофлоре водоемов Прикарабогазья и Южного Устюрта (северо-западная Туркмения). *Ботанический журнал* 4:579–585
397. Герасимюк В.П., Эннан А.А., Шихалеева Г.Н. (2011) Видовой состав водорослей бентоса Куяльницкого лимана (северо-западное Причерноморье, Украина). *Альгология* 21:226–240
398. LeCampion-Alsumard T., Golubić S. (1985) *Hyella caespitosa* Bornet et Flahault and *Hyella balani* Lehmann (Pleurocapsales, Cyanophyta): a comparative study. *Algol Stud für Hydrobiol Suppl Vol* 119–148
399. Nielsen R. (1987) Marine algae within calcareous shells from New Zealand. *New Zeal J Bot* 25:425–438
400. Pantazidou A., Louvrou I., Economou-Amilli A. (2006) Euendolithic shell-boring cyanobacteria and chlorophytes from the saline lagoon Ahivadolimni on Milos Island, Greece. *Eur J Phycol* 41:189–200

401. Schneider J., Campion-Alsumard T. Le (1999) Construction and destruction of carbonates by marine and freshwater cyanobacteria. *Eur J Phycol* 34:417–426
402. Golubic S., Friedmann E., Schneider J. (1981) The lithobiontic ecological niche, with special reference to microorganisms. *J Sediment Petrol* 51:475–478
403. Schneider J. (1976) Biological and inorganic factors in the destruction of limestone coasts. *Series Contributions to sedimentology*; 6. E. Schweizerbart, Stuttgart
404. Foy R.H., Smith R.V. (1980) The role of carbohydrate accumulation in the growth of planktonic oscillatoria species. *Br Phycol J* 15:139–150
405. Ahlgren G. (1985) Growth of oscillatoria agardhii in chemostat culture 3. Simultaneous limitation of nitrogen and phosphorus. *Br Phycol J* 20:249–261
406. Gibson C.E., Foy R.H. (1983) The photosynthesis and growth efficiency of a planktonic blue-green alga, oscillatoria redekei. *Br Phycol J* 18:39–45
407. Kumar H.D., Jha M., Kumar A. (1986) Stimulation of nitrate reductase activity by blue light in a thermophilic cyanobacterium, oscillatoria princeps. *Br Phycol J* 21:165–169
408. Gibson C.E. (1987) Adaptations in oscillatoria redekei at very slow growth rates— changes in growth efficiency and phycobilin complement. *Br Phycol J* 22:187–191
409. Abbasi Hassan Abadi S., Baharlouei J., Najafi P., Mohammadi Ghahsareh A (2020) An assessment of the effect of Lemna minor, Cyanobacteria Oscillatoria Sp and aeration on the elimination of cadmium, nickel and zinc from urban and industrial wastewater. *Int J Environ Anal Chem.* <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1724983>
410. Huang W.J., Lu Y.M., Yu W.L. (2012) Toxicity and Bioaccumulation of Monomethylmercury in Freshwater Cyanobacteria: Oscillatoria tenuisa and Microcystis aeruginosa. *Environ Forensics* 13:255–261
411. Torres A.M.R., O’Flaherty L.M. (1976) Influence of pesticides on Chlorella, Chlorococcum, Stigeoclonium (Chlorophyceae), Tribonema, Vaucheria (Xanthophyceae) and Oscillatoria (Cyanophyceae). *Phycologia* 15:25–36



412. Moss B. (1977) Adaptations of epipellic and epipsammic freshwater algae. *Oecologia* 28:103–108
413. Poulíčková A., Hašler P., Lysáková M., Spears B. (2008) The ecology of freshwater epipellic algae: An update. *Phycologia* 47:437–450
414. Dodds W.K. (2003) The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *J Phycol* 39:840–849
415. Eminson D., Moss B. (1980) The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. 1 The influence of host type and external environment on community composition. *Br Phycol J* 15:429–446
416. Moss B. (1981) The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. II. inter-relationships between water chemistry, phytoplankton populations and periphyton populations in a shallow lake and associated experimental reservoirs ('lund tubes'). *Br Phycol J* 16:59–76
417. Kim Y.O., Chang M., Ka S.K., Han M.S. (2007) Grazing on algae and growth of the freshwater heterotrich ciliate stentor roeselii. *J Freshw Ecol* 22:361–363
418. Chen H., Burke J.M., Dinsmore W.P., Prepas E.E., Fedorak P.M. (2007) First assessment of cyanobacterial blooms and microcystin-LR in the Canadian portion of Lake of the Woods. In: *Lake Reserv. Manag.* Taylor & Francis Group, pp 169–178
419. Wilkinson C.R. (1992) Symbiotic interactions between marine sponges and algae. In: Reisser W. (ed) *Algae and Symbiosis*. Biopress, Bristol, pp 112–151
420. Pardy R.L., Royce C.L. (1992) Ascidiarians with algal symbionts. In: Reisser W. (ed) *Algae and Symbiosis*. Biopress, Bristol, pp 215–230
421. Smith V.H., Wood S.A., McBride C.G., Atalah J., Hamilton D.P., Abell J. (2016) Phosphorus and nitrogen loading restraints are essential for successful eutrophication control of Lake Rotorua, New Zealand. *Inl Waters* 6:273–283
422. Hubbell S.P. (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton
423. He F. (2005) Deriving a neutral model of species abundance from fundamental mechanisms of population dynamics. *Funct Ecol* 19:187–193

424. Darwin C. (1859) On the origin of species by means of natural selection, or, The preservation of favoured races in the struggle for life. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.68064>
425. Elton C. (1946) Competition and the Structure of Ecological Communities. *J Anim Ecol* 15:54
426. Williams C.B. (1947) The Generic Relations of Species in Small Ecological Communities. *J Anim Ecol* 16:11
427. Strong D.R. (1980) Null hypotheses in ecology. *Synthese* 43:271–285
428. Enquist B.J., Haskell J.P., Tiffney B.H. (2002) General patterns of taxonomic and biomass partitioning in extant and fossil plant communities. *Nature* 419:610–613
429. Jaccard P (1901) Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bull la Société Vaudoise des Sci Nat* 37:547–579
430. Palmgren M.O. (1921) Die Entfernung als pflanzengeographischer Faktor (Isolation as a phytogeographical factor). *Ser Acta Soc pro Fauna Flora Fenn* 49:1–113
431. Maillefer A. (1929) Le Coefficient générique de P. Jacard et sa signification. *Mémoires la Société Vaudoise des Sci Nat* 19, iii:113–183
432. Jaccard P. (1941) Sur le coefficient generique. *Chron Bot* vi:361–364
433. Williams C.B. (1949) Jaccard's Generic Coefficient and Coefficient of Floral Community, in relation to the Logarithmic Series and the Index of Diversity. *Ann Bot* 13:53–58
434. MacArthur R., Wilson E. (1967) *The Theory of Island Biogeography*.
435. Williams C.B. (1964) Patterns in the Balance of Nature and related Problems in Quantitative Ecology. <https://doi.org/10.1002/iroh.19650500209>
436. Gotelli N.J., Colwell R.K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* 4:379–391
437. Krug A.Z., Jablonski D., Valentine J.W. (2008) Species-genus ratios reflect a global history of diversification and range expansion in marine bivalves. *Proc R Soc B Biol Sci* 275:1117–1123

438. Simberloff D.S. (1970) Taxonomic Diversity of Island Biotas. *Evolution* (N Y) 24:23
439. Chase J.M., Leibold M.A. (2003) *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. University of Chicago Press, Chicago
440. Tofts R., Silvertown J. (2000) A phylogenetic approach to community assembly from a local species pool. *Proc R Soc London Ser B Biol Sci* 267:363–369
441. Daehler C.C. (2001) Darwin's naturalization hypothesis revisited. *Am Nat* 158:324–330
442. Poulin R. (2016) Greater diversification of freshwater than marine parasites of fish. *Int J Parasitol* 46:275–279
443. Figuerola B., Barnes D.K.A., Brickle P., Brewin P.E. (2017) Bryozoan diversity around the Falkland and South Georgia Islands: Overcoming Antarctic barriers. *Mar Environ Res* 126:81–94
444. Jarvinen O. (1982) Species-To-Genus Ratios in Biogeography: A Historical Note. *J Biogeogr* 9:363
445. Roy K. (1996) Higher taxa in biodiversity studies: patterns from eastern Pacific marine molluscs. *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* 351:1605–1613
446. Palmer M.W., McGlenn D.J., Fridley J.D. (2008) Artifacts and artifactions in biodiversity research. *Folia Geobot* 43:245–257
447. Gleason H.A. (1922) On the Relation Between Species and Area. *Ecology* 3:158–162
448. Fisher R.A., Corbet A.S., Williams C.B. (1943) The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population. *J Anim Ecol* 12:42
449. Preston F.W. (1960) Time and Space and the Variation of Species. *Ecology* 41:611–627
450. Williams C.B. (1947) The Generic Relations of Species in Small Ecological Communities. *J Anim Ecol* 16:11
451. Connor E.F., McCoy E.D. (1979) The Statistics and Biology of the Species-Area Relationship. *Am Nat* 113:791–833

452. Rosenzweig M.L. (1995) Species diversity in space and time.
453. Rosenzweig M.L. (1995) Species Diversity in Space and Time.
454. Fridley J.D., Qian H., White P.S., Palmer M.W. (2006) Plant species invasions along the latitudinal gradient in the United States: comment. *Ecology* 87:3209–3213
455. Fridley J.D., Peet R.K., Wentworth T.R., White P.S. (2005) Connecting fine- and broad-scale species-area relationships of southeastern U.S. flora. *Ecology* 86:1172–1177
456. Pielou E.C. (1969) *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience, New York
457. Magurran A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd, Oxford
458. Roughgarden J. (1983) Competition and Theory in Community Ecology. *Am Nat* 122:583–601
459. Jarvinen O. (1982) Species-To-Genus Ratios in Biogeography: A Historical Note. *J Biogeogr* 9:363
460. MacArthur R.H., Wilson E.O. (1967) The theory of island biogeography.
461. Colwell R.K. (2000) Rensch's rule crosses the line: Convergent allometry of sexual size dimorphism in hummingbirds and flower mites. *Am Nat* 156:495–510
462. Arrhenius O. (1921) Species and Area. *J Ecol* 9:95
463. Gotelli N.J., Chao A. (2013) Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. In: *Encycl. Biodivers. Second Ed.* Elsevier Inc., pp 195–211
464. Новичкова-Иванова Л.Н. (1980) Почвенные водоросли фитоценозов Сахаро-Гобийской пустынной области. Наука, Ленинград
465. Komáromy Z.P. (1976) Soil algal growth types as edaphic adaptations in Hungarian forest and grass steppe ecosystems. *Acta Bot Acad Sci Hungarica* 22:373–379
466. Hoffmann L. (1989) Algae of Terrestrial Habitats. *Bot Rev* 55:77–105

467. Friedmann E.I., Kibler A.P. (1980) Nitrogen economy of endolithic microbial communities in hot and cold deserts. *Microb Ecol* 6:95–108
468. Friedmann E.I. (1971) Light and scanning electron microscopy of the endolithic desert algal habitat. *Phycologia* 10:411–428
469. Friedmann E. I. (1976) Endolithic blue-green algae in the dry valleys: primary producers in the Antarctic desert ecosystem. *Science* (80- ) 193:1247–1249
470. Friedmann E.I., Galun M. (1974) Desert algae, lichens, and fungi. 165–212
471. E. I. Friedmann YLRO-P (1967) Desert algae of the Negev (Israel). *Phycologia* 6:185–200
472. Friedmann E.I. (1978) Melting snow in the dry valleys is a source of water for endolithic microorganisms. *Ant J U S* 13:162–163
473. Келлер Б.А. (1926) Растительный мир русских степей, полупустынь и пустынь. Низшие растения. Очерки экологические и фитосоциологические. Гос. ин-т по изуч. засушливых областей, Воронеж
474. Келлер Б.А. (1931) В Хреновской степи. Типчаково- и ковыльно-луговые степи. In: Степи Центрально-Черноземной Области. М.-Л., pp 24–43
475. Келлер Б.А. (1940) Растительность засоленных почв СССР. In: Растительность СССР. Т. 2. М.-Л., pp 481–521
476. Еленкин АА (1936) Синезеленые водоросли СССР. Общая часть. Изд-во АН СССР, М.-Л.
477. Новичкова-Иванова Л.Н., Сдобникова Н.В. (1968) Опыт картирования почвенных альгосинузий при биокомплексных исследованиях. In: Материалы III Закавказ. конф. по спорным растениям. pp 55–65
478. Костиков И.Ю. (1991) К вопросу о зональных особенностях состава почвенных водорослей. *Альгология* 1:15–22
479. Sales M., Ballesteros E. (2010) Long-term comparison of algal assemblages dominated by *Cystoseira crinita* (Fucales, Heterokontophyta) from Cap Corse (Corsica, North Western Mediterranean). *Eur J Phycol* 45:404–412
480. Perrin G., Cianfaglione K., Bioret F. (2019) Proposal of new syntaxa and series of Grey Willow forests of humid dunes slacks of the North-Atlantic coasts of

- Europe. *Plant Biosyst* 153:640–650
481. Izco J. (2015) Risk of extinction of plant communities: Risk and assessment categories. *Plant Biosyst* 149:589–602
482. Mucina L. (1997) *Syntaxonomy*. 117–172
483. Jónsson H. (1912) The marine algal vegetation of Iceland. In: Rosenvinge KL (ed) *Bot. Icel.* pp 1–186
484. Gams H. (1927) Von den Follat\_eres zur Dent de Morcles. *Vegetationsmonographie aus dem Wallis. Beiträge zur Geobot Landesaufnahme der Schweiz* 30:1–760
485. Budde H. (1934) Die Algenflora der Ruhr. *Arch für Hydrobiol* 21:559–648
486. Sauer F. (1937) Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. *Arch für Hydrobiol Suppl* 6:431–592
487. Klika J. (1948) *Rostlinná sociologie [Plant sociology]*. Melantrich, Praha
488. Яровий С. (2013) Водорості приморських солончаків ПрисиваськоПриазовської фізико-географічної області України. *Чорноморський ботанічний журнал* 9:238–256
489. Andersen A.N. (1995) Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biol Conserv* 73:39–43
490. Báldi A. (2003) Using higher taxa as surrogates of species richness: A study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic Appl Ecol* 4:589–593
491. Alves C., Vieira C., Almeida R., Hespanhol H. (2016) Genera as surrogates of bryophyte species richness and composition. *Ecol Indic* 63:82–88
492. Machado K.B., Borges P.P., Carneiro F.M., de Santana J.F., Vieira L.C.G., de Moraes Huszar V.L., Nabout J.C. (2015) Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. *Hydrobiologia* 743:255–267
493. Webb C.O., Ackerly D.D., McPeck M.A., Donoghue M.J. (2002) Phylogenies and community ecology. *Annu Rev Ecol Syst* 33:475–505
494. Gilbert B., Bennett J.R. (2010) Partitioning variation in ecological communities:

- Do the numbers add up? *J Appl Ecol* 47:1071–1082
495. Borcard D., Legendre P., Drapeau P. (1992) Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* 73:1045–1055
496. Fischer M.M. (2019) Quantifying the uncertainty of variance partitioning estimates of ecological datasets. *Environ Ecol Stat* 26:351–366
497. Smith T.W., Lundholm J.T. (2010) Variation partitioning as a tool to distinguish between niche and neutral processes. *Ecography (Cop)* 33:648–655
498. Legendre P. (2007) Studying Beta Diversity: Ecological Variation Partitioning By Multiple Regression and Canonical Analysis. *Chinese J Plant Ecol* 31:976–981
499. Alahuhta J., Lindholm M., Bove C.P., et al (2018) Global patterns in the metacommunity structuring of lake macrophytes: regional variations and driving factors. *Oecologia* 188:1167–1182
500. Sattler T., Borcard D., Arlettaz R., Bontadina F., Legendre P., Obrist M.K., Moretti M. (2010) Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology* 91:3343–3353
501. Borcard D., Legendre P. (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecol Modell* 153:51–68
502. Tonkin J.D., Heino J., Sundermann A., Haase P., Jähnig S.C. (2016) Context dependency in biodiversity patterns of central German stream metacommunities. *Freshw Biol* 61:607–620
503. Shi Y., Grogan P., Sun H., Xiong J., Yang Y., Zhou J., Chu H. (2015) Multi-scale variability analysis reveals the importance of spatial distance in shaping Arctic soil microbial functional communities. *Soil Biol Biochem* 86:126–134
504. Astor T., von Proschwitz T., Strengbom J., Berg M.P., Bengtsson J (2017) Importance of environmental and spatial components for species and trait composition in terrestrial snail communities. *J Biogeogr* 44:1362–1372
505. Legendre P., Legendre L. (2012) Canonical analysis. *Dev Environ Model* 24:625–710
506. Økland R.H., Eilertsen O. (1994) Canonical Correspondence Analysis with

- variation partitioning: some comments and an application. *J Veg Sci* 5:117–126
507. Покаржевский А.Д., Терыце К.В. (1993) Проблема размерности и система оценки риска загрязнения почв ксенобиотиками. Вестник Днепропетровского университета Серия Биология и экология 1:44–48
508. Гонгальский К.Б. (2014) Лесные пожары и почвенная фауна. Товарищество научных изданий КМК, Москва
509. Pokarzhevskii A.D. (1996) The problem of scale in bioindication of soil contamination. In: Krivolutsky DA, van Straalen NM (eds) *Bioindic. Syst. soil Pollut.* Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, pp 111–121
510. Bozinovic F., Naya D.E. (2015) Linking Physiology, Climate, and Species Distributional Ranges. In: *Integr. Org. Biol.* Wiley Blackwell, pp 277–290
511. Bozinovic F., Calosi P., Spicer J.I. (2011) Physiological Correlates of Geographic Range in Animals. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 42:155–179
512. Pither J. (2003) Climate tolerance and interspecific variation in geographic range size. *Proc R Soc London Ser B Biol Sci* 270:475–481
513. Spicer J., Gaston K. (2009) *Physiological Diversity : Ecological Implications.* John Wiley & Sons
514. van Gremberghe I., Leliaert F., Mergeay J., Vanormelingen P., van der Gucht K., Debeer A.E., Lacerot G., de Meester L., Vyverman W. (2011) Lack of phylogeographic structure in the freshwater cyanobacterium *microcystis aeruginosa* suggests global dispersal. *PLoS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019561>
515. Foissner W. (2006) Biogeography and dispersal of micro-organisms: A review emphasizing protists. *Acta Protozool* 45:111–136
516. Fierer N., Jackson R.B. (2006) The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proc Natl Acad Sci U S A* 103:626–631
517. Mullins T.D., Britschgi T.B., Krest R.L., Gioivannoni S.J. (1995) Genetic comparisons reveal the same unknown bacterial lineages in Atlantic and Pacific bacterioplankton communities. *Limnol Oceanogr* 40:148–158



518. Glockner F.O., Zaichikov E., Belkova N., Denissova L., Pernthaler J., Pernthaler A., Amann R. (2000) Comparative 16S rRNA analysis of lake bacterioplankton reveals globally distributed phylogenetic clusters including an abundant group of actinobacteria. *Appl Environ Microbiol* 66:5053–5065
519. Van Der Gucht K., Cottenie K., Muylaert K., et al (2007) The power of species sorting: Local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. *Proc Natl Acad Sci U S A* 104:20404–20409
520. Jungblut A.D., Lovejoy C., Vincent W.F. (2010) Global distribution of cyanobacterial ecotypes in the cold biosphere. *ISME J* 4:191–202
521. Zwirgmaier K., Jardillier L., Ostrowski M., Mazard S., Garczarek L., Vaultot D., Not F., Massana R., Ulloa O., Scanlan D.J. (2008) Global phylogeography of marine *Synechococcus* and *Prochlorococcus* reveals a distinct partitioning of lineages among oceanic biomes. *Environ Microbiol* 10:147–161
522. Cho J.C., Tiedje J.M. (2000) Biogeography and degree of endemism of fluorescent *Pseudomonas* strains in soil. *Appl Environ Microbiol* 66:5448–5456
523. Pearson T., Giffard P., Beckstrom-Sternberg S., et al (2009) Phylogeographic reconstruction of a bacterial species with high levels of lateral gene transfer. *BMC Biol* 7:78
524. Papke R.T., Ramsing N.B., Bateson M.M., Ward D.M. (2003) Geographical isolation in hot spring cyanobacteria. *Environ Microbiol* 5:650–659
525. Whitaker R.J., Grogan D.W., Taylor J.W. (2003) Geographic Barriers Isolate Endemic Populations of Hyperthermophilic Archaea. *Science* (80- ) 301:976–978
526. Miller S.R., Castenholz R.W., Pedersen D. (2007) Phylogeography of the thermophilic cyanobacterium *Mastigocladus laminosus*. *Appl Environ Microbiol* 73:4751–4759
527. Ionescu D., Hindiyeh M., Malkawi H., Oren A. (2010) Biogeography of thermophilic cyanobacteria: Insights from the Zerka Ma'in hot springs (Jordan). *FEMS Microbiol Ecol* 72:103–113
528. Whitaker R.J. (2006) Allopatric origins of microbial species. In: *Philos. Trans.*

- R. Soc. B Biol. Sci. Royal Society, pp 1975–1984
529. Ramette A., Tiedje J.M. (2007) Biogeography: An emerging cornerstone for understanding prokaryotic diversity, ecology, and evolution. *Microb Ecol* 53:197–207
530. Martiny J.B.H., Bohannan B.J.M., Brown J.H., et al (2006) Microbial biogeography: Putting microorganisms on the map. *Nat Rev Microbiol* 4:102–112
531. Hoffmann L. (1996) Geographic distribution of freshwater blue-green algae. In: *Hydrobiologia*. Kluwer Academic Publishers, pp 33–40
532. Виноградова О.Н., Брянцева Ю.В. (2017) Таксономическая ревизия *Cyanobacteria/Cyanoprokaryota* черноморского побережья Украины. *Альгология* 27:436–457
533. Mucina L., Bültmann H., Dierßen K., et al (2016) Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl Veg Sci* 19:3–264
534. Kuzemko A.A., Becker T., Didukh Y.P., et al (2014) Dry grassland vegetation of central Podolia (Ukraine) - A preliminary overview of its syntaxonomy, ecology and biodiversity. *Tuexenia* 34:391–430
535. Austin M.P. (1984) New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio* 55:11–27
536. Austin M.P. (1987) Models for the analysis of species' response to environmental gradients. *Vegetatio* 69:35–45
537. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., et al (2011) Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *J Environ Manage* 92:331–362
538. Zhang X.W., Fu J., Song S., Zhang P., Yang X.H., Zhang L.R., Luo Y., Liu C.H., Zhu H.L. (2014) Interspecific competition between *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena flos-aquae* from Taihu Lake, China. *Zeitschrift fur Naturforsch - Sect C J Biosci* 69 C:53–60

539. Tan X., Zhang D., Duan Z., Parajuli K., Hu J. (2020) Effects of light color on interspecific competition between *Microcystis aeruginosa* and *Chlorella pyrenoidosa* in batch experiment. *Environ Sci Pollut Res* 27:344–352
540. Tan X., Gu H., Zhang X., Parajuli K., Duan Z. (2019) Effects of Phosphorus on Interspecific Competition between two cell-size Cyanobacteria: *Synechococcus* sp. and *Microcystis aeruginosa*. *Bull Environ Contam Toxicol* 102:231–238
541. Bai F., Shi J., Yang S., Yang Y., Wu Z. (2020) Interspecific competition between *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* on different phosphorus substrates. *Environ Sci Pollut Res* 1–12
542. Tan X., Gu H., Ruan Y., Zhong J., Parajuli K., Hu J. (2019) Effects of nitrogen on interspecific competition between two cell-size cyanobacteria: *Microcystis aeruginosa* and *Synechococcus* sp. *Harmful Algae* 89:101661
543. Tan X., Dai K., Parajuli K., Hang X., Duan Z., Hu Y. (2019) Effects of phenolic pollution on interspecific competition between *Microcystis aeruginosa* and *Chlorella pyrenoidosa* and their photosynthetic responses. *Int J Environ Res Public Health*. <https://doi.org/10.3390/ijerph16203947>
544. Ter Braak C.J.F., Gremmen N.J.M. (1987) Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. *Vegetatio* 69:79–87
545. Ewald J. (2003) The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. *Basic Appl Ecol* 4:507–513
546. Ter Braak CJF, Barendregt LG (1986) Weighted averaging of species indicator values: Its efficiency in environmental calibration. *Math Biosci* 78:57–72
547. Bartelheimer M, Poschlod P (2016) Functional characterizations of Ellenberg indicator values - a review on ecophysiological determinants. *Funct Ecol* 30:506–516
548. Hellegers M., Ozinga W.A., Hinsberg A., Huijbregts M.A.J., Hennekens S.M., Schaminée JHJ, Dengler J, Schipper AM (2020) Evaluating the ecological realism of plant species distribution models with ecological indicator values. *Ecography (Cop)* 43:161–170

549. Pinto P.E., Dupouey J.L., Hervé J.C., Legay M., Wurpillot S., Montpied P., Gégout J.C. (2016) Optimizing the bioindication of forest soil acidity, nitrogen and mineral nutrition using plant species. *Ecol Indic* 71:359–367
550. Breg Valjavec M., Zorn M., Čarni A. (2018) Bioindication of human-induced soil degradation in enclosed karst depressions (dolines) using Ellenberg indicator values (Classical Karst, Slovenia). *Sci Total Environ* 640–641:117–126
551. Raduła M.W., Szymura T.H., Szymura M. (2018) Topographic wetness index explains soil moisture better than bioindication with Ellenberg's indicator values. *Ecol Indic* 85:172–179
552. Buzuk G.N. (2017) Phytoindication with ecological scales and regression analysis: environmental index. *Bull Pharm* 2:31–37
553. Heikkinen J., Mäkipää R. (2010) Testing hypotheses on shape and distribution of ecological response curves. *Ecol Modell* 221:388–399
554. Hill A. (1910) The possible effects of the aggregation of the molecules of hæmoglobin on its dissociation curves. *J Physiol* 40:i--vii
555. Заверуха Б.В. (1985) Флора України // Природа Української ССР. Растительный мир. Наукова думка, Київ
556. Тарасов В.В. (2012) Флора Дніпропетровської і Запорізької областей. Ліра, Дніпропетровськ.-296 с.
557. Melnychuk S., Trochymenko G. (2017) Floristic richness and taxonomic analysis of the flora of the national park “biloberezhzhya svyatoslava.” *Sci Biol Sci* 2:24–29
558. Онищенко В.А., Андрієнко Т.Л. (eds) (2012) Фіторізноманіття заповідників і національних природних парків України. Ч.2. Національні природні парки. Фітосоціоцентр.- 406 с.
559. Khannanova O.R. (2015) The systematic analysis of the flora of the regional landscape park «Gadyachsky» (Poltava region, Ukraine). *Chornomorski Bot J* 11:364–372

## ДОДАТОК 1

Таксономічний склад флори ціанобактерій Приазовського національного природного парку

Царство – Eubacteria

Підцарство – Negibacteria

Тип – Cyanobacteria

Клас – Cyanophyceae

Порядок	Родина	Рід	Вид
Підклас Nostocophycidae			
Nostocales	Aphanizomenonaceae	Aphanizomenon	<i>Aphanizomenon flosaquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault 1886
Nostocales	Aphanizomenonaceae	Nodularia	<i>Nodularia harveyana</i> Thuret ex Bornet & Flahault 1886
Nostocales	Aphanizomenonaceae	Nodularia	<i>Nodularia spumigena</i> Mertens ex Bornet & Flahault 1888
Nostocales	Calothricaceae	Calothrix	<i>Calothrix elenkinii</i> Kossinskaja 1924
Nostocales	Calothricaceae	Calothrix	<i>Calothrix fusca</i> Bornet & Flahault 1886
Nostocales	Calothricaceae	Calothrix	<i>Calothrix parietina</i> Thuret ex Bornet & Flahault 1886
Nostocales	Nostocaceae	Anabaena	<i>Anabaena bergii</i> Ostefeld 1908
Nostocales	Nostocaceae	Anabaena	<i>Anabaena bergii</i> var. <i>minor</i> Kisselev 1927
Nostocales	Nostocaceae	Anabaena	<i>Anabaena cylindrica</i> Lemmermann 1896
Nostocales	Nostocaceae	Anabaena	<i>Anabaena contorta</i> Bachmann 1921
Nostocales	Nostocaceae	Anabaena	<i>Anabaena solicola</i> Kondrateva 1959
Nostocales	Nostocaceae	Anabaena	<i>Anabaena vaginicola</i> F.E.Fritsch & Rich 1930
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc commune</i> Vaucher ex Bornet & Flahault 1888
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc edaphicum</i> Kondrateva 1962
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc linckia</i> Bornet ex Bornet & Flahault 1886
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc linckia</i> f. <i>terrestris</i> Elenkin 1938
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc linckia</i> f. <i>muscorum</i> (C.Agardh ex Bornet & Flahault) Elenkin
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc microscopicum</i> Carmichael ex Bornet & Flahault 1886

Порядок	Родина	Рід	Вид
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc paludosum</i> Kützing ex Bornet & Flahault 1886
Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	<i>Nostoc punctiforme</i> Hariot 1891
Nostocales	Nostocaceae	Trichormus	<i>Trichormus ellipso sporus</i> (F.E.Fritsch) Komárek & Anagnostidis 1989
Nostocales	Nostocaceae	Trichormus	<i>Trichormus propinquus</i> (Setchell & N.L.Gardner) Komárek & Anagnostidis 1989
Nostocales	Nostocaceae	Trichormus	<i>Trichormus thermalis</i> (V.Vouk) Komárek & Anagnostidis 1989
Nostocales	Nostocaceae	Trichormus	<i>Trichormus variabilis</i> (Kützing ex Bornet & Flahault) Komárek & Anagnostidis 1989
Nostocales	Nostocaceae	Trichormus	<i>Trichormus khannae</i> (Skuja) Komárek & Anagnostidis 1989
Nostocales	Nostocaceae	Trichormus	<i>Trichormus pseudovariabilis</i> (Woronichin) Komárek & Anagnostidis 1989
Nostocales	Scytonemataceae	Scytonema	<i>Scytonema ocellatum</i> Lyngbye ex Bornet & Flahault 1886
Підклас Oscillatoriophycidae			
Chroococcales	Aphanothecaceae	Aphanothece	<i>Aphanothece bachmannii</i> Komárková-Legnerová & G.Cronberg 1994
Chroococcales	Aphanothecaceae	Aphanothece	<i>Aphanothece utahensis</i> Tilden 1898
Chroococcales	Aphanothecaceae	Aphanothece	<i>Aphanothece castagnei</i> (Kützing) Rabenhorst 1865
Chroococcales	Aphanothecaceae	Aphanothece	<i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli 1849
Chroococcales	Aphanothecaceae	Aphanothece	<i>Aphanothece salina</i> Elenkin & A.N.Danilov 1915
Chroococcales	Aphanothecaceae	Aphanothece	<i>Aphanothece saxicola</i> Nägeli 1849
Chroococcales	Chroococcaceae	Chondrocystis	<i>Chondrocystis sarcinoides</i> (Elenkin) Komárek & Anagnostidis 1995
Chroococcales	Chroococcaceae	Chroococcus	<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli 1849
Chroococcales	Chroococcaceae	Chroococcus	<i>Chroococcus pulcherrimus</i> Welsh 1965
Chroococcales	Chroococcaceae	Chroococcus	<i>Chroococcus cohaerens</i> (Brébisson) Nägeli 1849
Chroococcales	Chroococcaceae	Gloeocapsopsis	<i>Gloeocapsopsis crepidinum</i> (Thuret) Geitler ex Komárek 1993
Chroococcales	Chroococcaceae	Pseudocapsa	<i>Pseudocapsa sphaerica</i> (Proskina-Lavrenko) Kováčik 1988
Chroococcales	Gomphosphaeriaceae	Gomphosphaeria	<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kützing 1836
Chroococcales	Gomphosphaeriaceae	Gomphosphaeria	<i>Gomphosphaeria salina</i> Komárek & Hindák 1988
Chroococcales	Gomphosphaeriaceae	Gomphosphaeria	<i>Gomphosphaeria multiplex</i> Komárek 1989

Порядок	Родина	Рід	Вид
Chroococcales	Microcystaceae	Microcystis	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing 1846
Oscillatoriales	Gomontiellaceae	Komvophoron	<i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek 1988
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Hydrocoleum	<i>Hydrocoleum homoeotrichum</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Microcoleus	<i>Microcoleus chthonoplastes</i> Thuret ex Gomont
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Microcoleus	<i>Microcoleus lacustris</i> Farlow ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Microcoleus	<i>Microcoleus paludosus</i> Gomont 1892
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Microcoleus	<i>Microcoleus vaginatus</i> Gomont ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Microcoleus	<i>Microcoleus tenerrimus</i> Gomont 1892
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Symploca	<i>Symploca muscorum</i> Gomont ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Symploca	<i>Symploca elegans</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Microcoleaceae	Symplocastrum	<i>Symplocastrum friesii</i> (Gomont) Kirchner 1898
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Lyngbya	<i>Lyngbya aestuarii</i> Liebman ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Lyngbya	<i>Lyngbya semiplena</i> J.Agardh ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Lyngbya	<i>Lyngbya salina</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	<i>Oscillatoria bonnemaisonii</i> P.Crouan & H.Crouan ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	<i>Oscillatoria margaritifera</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	<i>Oscillatoria nigroviridis</i> Thwaites ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	<i>Oscillatoria salinarum</i> Collins 1904
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	<i>Oscillatoria jenensis</i> G.Schmid 1921
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium autumnale</i> Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium chalybeum</i> (Mertens ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium corallinae</i> (Gomont ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium inundatum</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium jenkelianum</i> G.Schmid 1914

Порядок	Родина	Рід	Вид
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium laetevirens</i> (P.Crouan & H.Crouan ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium lloydianum</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium molle</i> Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium papyraceum</i> Gomont ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium paulsenianum</i> f. <i>takyricum</i> Novitschkova 1960
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium paulsenianum</i> J.B.Petersen 1930
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium retzii</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium subfuscum</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium subuliforme</i> Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium tergestinum</i> (Rabenhorst ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium uncinatum</i> Gomont ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium bohneri</i> Schmidle 1902
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium dimorphum</i> Lemmermann 1908
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium jadinianum</i> Gomont 1893
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium corium</i> Gomont ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium formosum</i> (Bory ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium lucidum</i> Kützing ex Gomont 1892
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Phormidium	<i>Phormidium okenii</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Pleurocapsales	Hyellaceae	Hyella	<i>Hyella caespitosa</i> Bornet & Flahault 1888
Spirulinales	Spirulinaceae	Spirulina	<i>Spirulina major</i> Kützing ex Gomont 1892
Spirulinales	Spirulinaceae	Spirulina	<i>Spirulina subsalsa</i> Oersted ex Gomont 1892
Підклас Synechococcophycidae			
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya amplivaginata</i> (Goor) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya boryana</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya fragilis</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya frigida</i> (F.E.Fritsch) Anagnostidis & Komárek 1988



Порядок	Родина	Рід	Вид
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya nostocorum</i> (Bornet ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya angustissima</i> (West & G.S.West) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya foveolarum</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya halophila</i> (Hansgirg) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya lagerheimii</i> (Gomont ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya laminosa</i> (Gomont ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya perelegans</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya tenuis</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya valderiana</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Leptolyngbya	<i>Leptolyngbya notata</i> (Schmidle) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	Planktolyngbya	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 1992
Synechococcales	Merismopediaceae	Aphanocapsa	<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek 1994
Synechococcales	Merismopediaceae	Aphanocapsa	<i>Aphanocapsa salina</i> Woronichin [Woronichin] 1929
Synechococcales	Merismopediaceae	Aphanocapsa	<i>Aphanocapsa litoralis</i> Hansgirg 1892
Synechococcales	Merismopediaceae	Aphanocapsa	<i>Aphanocapsa marina</i> Hansgirg 1890
Synechococcales	Merismopediaceae	Merismopedia	<i>Merismopedia elegans</i> A.Braun ex Kützing 1849
Synechococcales	Merismopediaceae	Merismopedia	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing 1845
Synechococcales	Merismopediaceae	Merismopedia	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen in Wiegmann 1839
Synechococcales	Merismopediaceae	Merismopedia	<i>Merismopedia mediterranea</i> Nägeli 1849
Synechococcales	Merismopediaceae	Aphanocapsa	<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek 1994
Synechococcales	Merismopediaceae	Synechocystis	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau 1892
Synechococcales	Merismopediaceae	Synechocystis	<i>Synechocystis pevalekii</i> Ercegovic 1925
Synechococcales	Merismopediaceae	Synechocystis	<i>Synechocystis crassa</i> Woronichin 1929
Synechococcales	Merismopediaceae	Synechocystis	<i>Synechocystis salina</i> Wislouch 1924

Порядок	Родина	Рід	Вид
Synechococcales	Pseudanabaenaceae	Jaaginema	<i>Jaaginema angustissimum</i> (West & G.S.West) Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Pseudanabaenaceae	Jaaginema	<i>Jaaginema metaphyticum</i> Komárek in Anagnostidis & Komárek 1988
Synechococcales	Pseudanabaenaceae	Pseudanabaena	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe 1964
Synechococcales	Pseudanabaenaceae	Pseudanabaena	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek 1974
Synechococcales	Pseudanabaenaceae	Pseudanabaena	<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949
Synechococcales	Schizotrichaceae	Schizothrix	<i>Schizothrix arenaria</i> Gomont 1892
Synechococcales	Schizotrichaceae	Schizothrix	<i>Schizothrix coriacea</i> Gomont 1892
Synechococcales	Schizotrichaceae	Schizothrix	<i>Schizothrix lardacea</i> Gomont 1892
Synechococcales	Schizotrichaceae	Schizothrix	<i>Schizothrix lenormandiana</i> Gomont 1892
Synechococcales	Synechococcaceae	Synechococcus	<i>Synechococcus elongatus</i> (Nägeli) Nägeli 1849

## ДОДАТОК 2

Відомості про об'єкти відомої площі зі встановленим видовим та таксономічним різноманіттям флори

Локація	Площа, га	Види	Роди	Родини	Log A	Log S	Log G	Log F	Джерело
Україна	60362800	4523	1052	156	7.8	3.7	3.0	2.2	[555]
Дніпропетровська та Запорізька області	5910600	1944	645	139	6.8	3.3	2.8	2.1	[556]
Дніпропетровська область	3192300	1714	615	126	6.5	3.2	2.8	2.1	[556]
Запорізька область	2718300	1522	548	120	6.4	3.2	2.7	2.1	[556]
Нижньодніпровські арени	181000	595	318	50	5.3	2.8	2.5	1.7	[557]
БЗ Карпатський	58035	1364	497	112	4.8	3.1	2.7	2.0	[329]
НПП "Азово-Сиваський"	52154	716	325	81	4.7	2.9	2.5	1.9	[558]
БЗ Дунайський	50252	955	380	101	4.7	3.0	2.6	2.0	[329]
НПП Синевир	42704	890	398	104	4.6	2.9	2.6	2.0	[558]
НПП Святі Гори	40448	1160	480	116	4.6	3.1	2.7	2.1	[558]
НПП Сколівські Бескиди	35684	844	395	103	4.6	2.9	2.6	2.0	[558]
ПЗ Кримський	34563	1348	532	110	4.5	3.1	2.7	2.0	[329]
БЗ Асканія-Нова імені Ф.Е. Фальц-Фейна	33307	509	265	63	4.5	2.7	2.4	1.8	[329]
НПП «Гетьманський»	23360	635	376	105	4.4	2.8	2.6	2.0	[558]
ПЗ «Поліський»	20104	602	333	92	4.3	2.8	2.5	2.0	[329]
НПП Великий Луг	16756	410	259	76	4.2	2.6	2.4	1.9	[558]
НПП «Деснянсько-Старогутський»	16215	798	402	109	4.2	2.9	2.6	2.0	[558]
Приазовського НПП	16073	1060	418	92	4.2	3.0	2.6	2.0	[558]
НПП Північне Поділля	15587	1100	470	113	4.2	3.0	2.7	2.1	[558]

Локація	Площа, га	Види	Роди	Родини	Log A	Log S	Log G	Log F	Джерело
ПЗ Ялтинський гірсько-лісовий	14523	1363	509	100	4.2	3.1	2.7	2.0	[329]
НПП «Гомільшанські ліси»	14314	900	320	100	4.2	3.0	2.5	2.0	[558]
РЛП «Гадяцький»	12803	947	448	114	4.1	3.0	2.7	2.1	[559]
НПП Вижницький	11238	683	235	96	4.1	2.8	2.4	2.0	[558]
НПП Джарилгацький	10000	500	252	72	4.0	2.7	2.4	1.9	[558]
НПП «Кременецькі гори»	6951	950	320	95	3.8	3.0	2.5	2.0	[558]
НПП «Меотида»	6343	731	324	84	3.8	2.9	2.5	1.9	[558]
ПЗ Горгани	5344	451	266	79	3.7	2.7	2.4	1.9	[329]
ПЗ «Дніпровсько-Орільський»	3766	670	360	95	3.6	2.8	2.6	2.0	[329]
ПЗ Черемський	2975	760	382	103	3.5	2.9	2.6	2.0	[329]
ПЗ Карадазький	2874	1175	477	103	3.5	3.1	2.7	2.0	[329]
ПЗ Український степовий	2768	604	295	75	3.4	2.8	2.5	1.9	[329]
ПЗ Розточчя	2084	944	457	122	3.3	3.0	2.7	2.1	[329]
ПЗ Опукський	1592	452	244	62	3.2	2.7	2.4	1.8	[329]
Відділення «Крейдяна флора»	1134	490	274	65	3.1	2.7	2.4	1.8	[329]
ПЗ Казантипський	450	617	301	71	2.7	2.8	2.5	1.9	[329]
Відділення «Кам'яні Могили»	389	470	252	59	2.6	2.7	2.4	1.8	[329]
Відділення «Михайлівська цілина»	202	531	287	66	2.3	2.7	2.5	1.8	[329]

## ДОДАТОК 3

## Відгуки видів Суанорокаруота у градієнті умов солоності екотопу

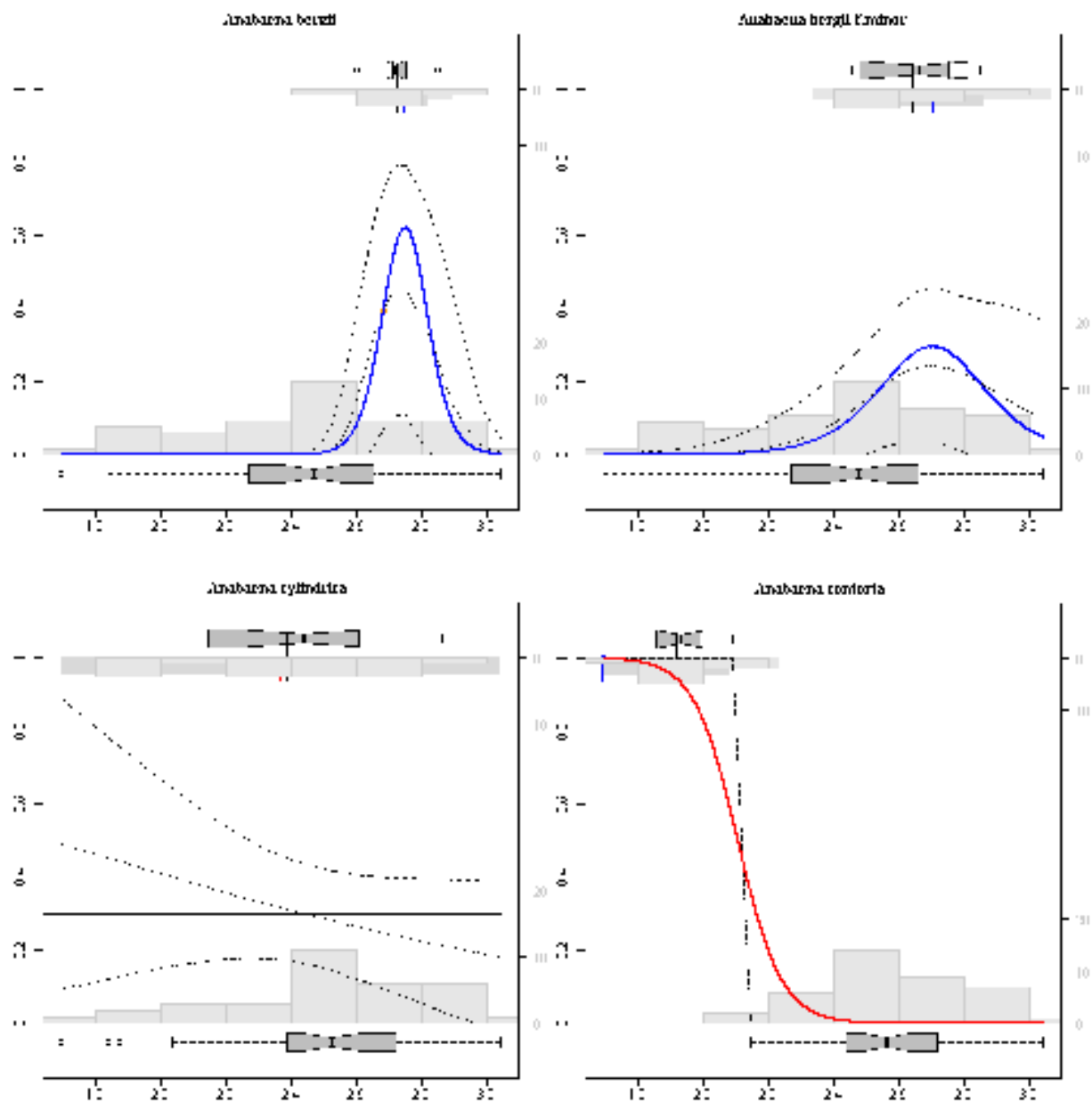


Рис. Д3. 1. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми) , 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

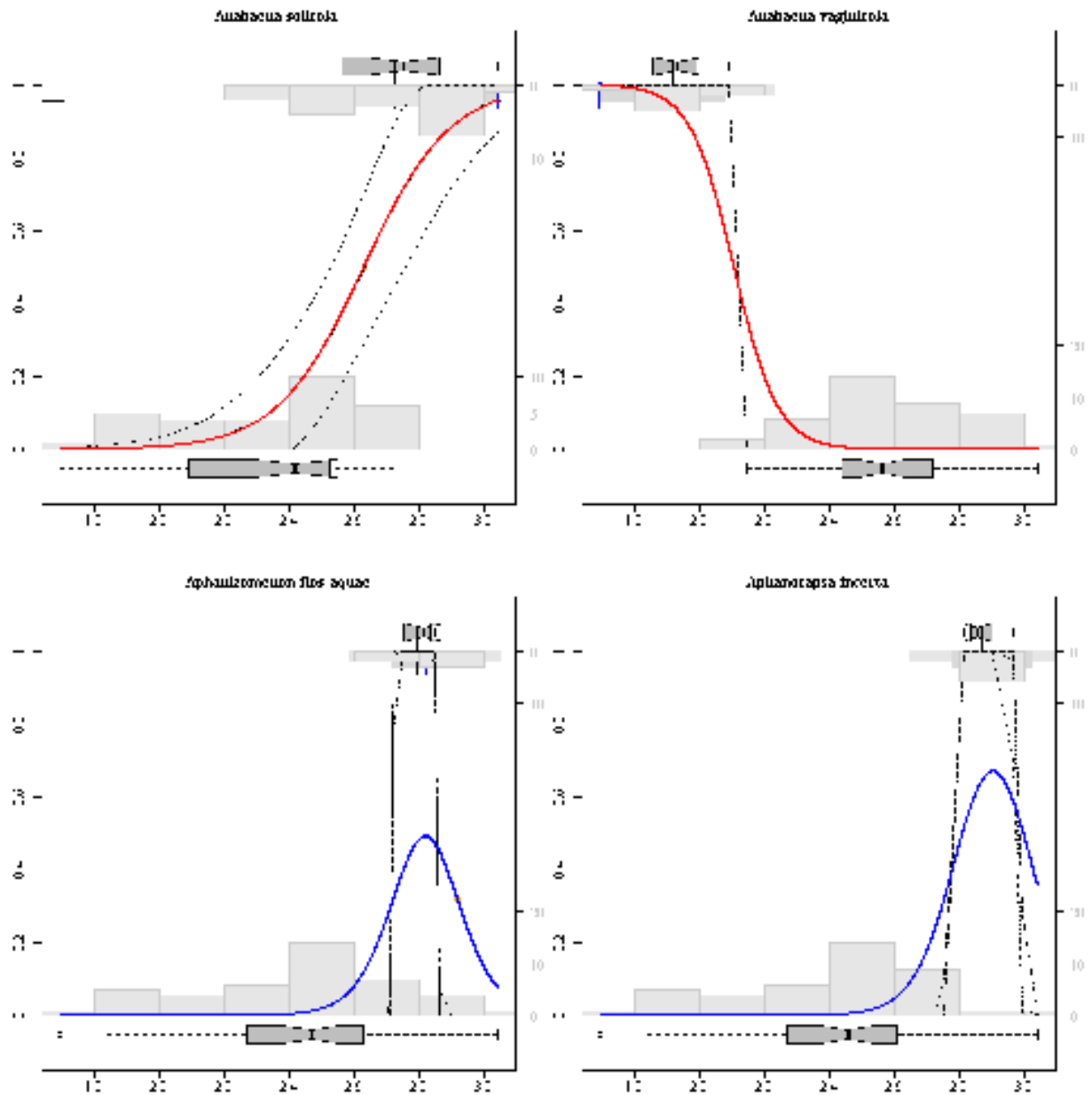


Рис. ДЗ. 2. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми) , 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на переходні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

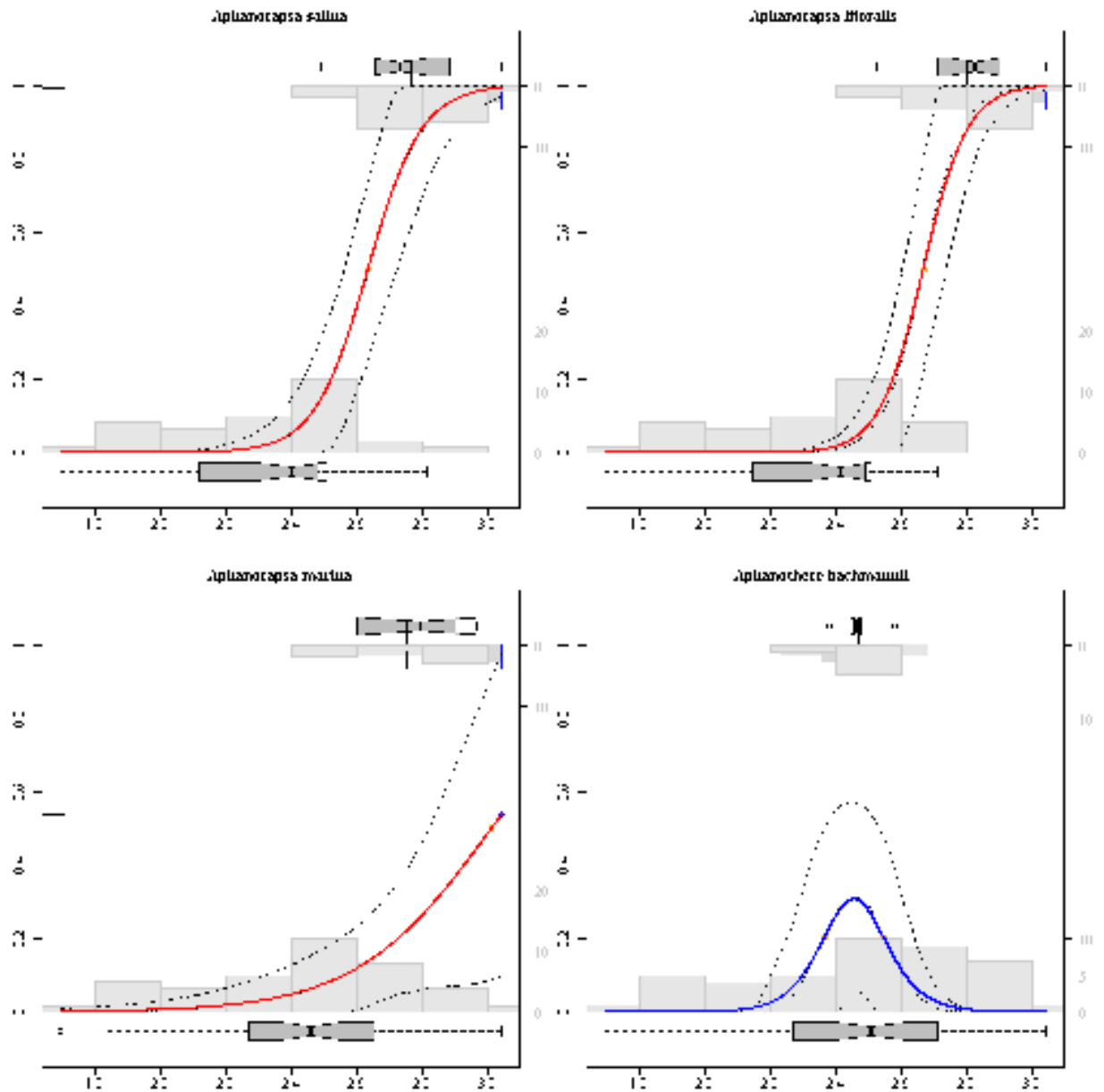


Рис. ДЗ. 3. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми) , 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

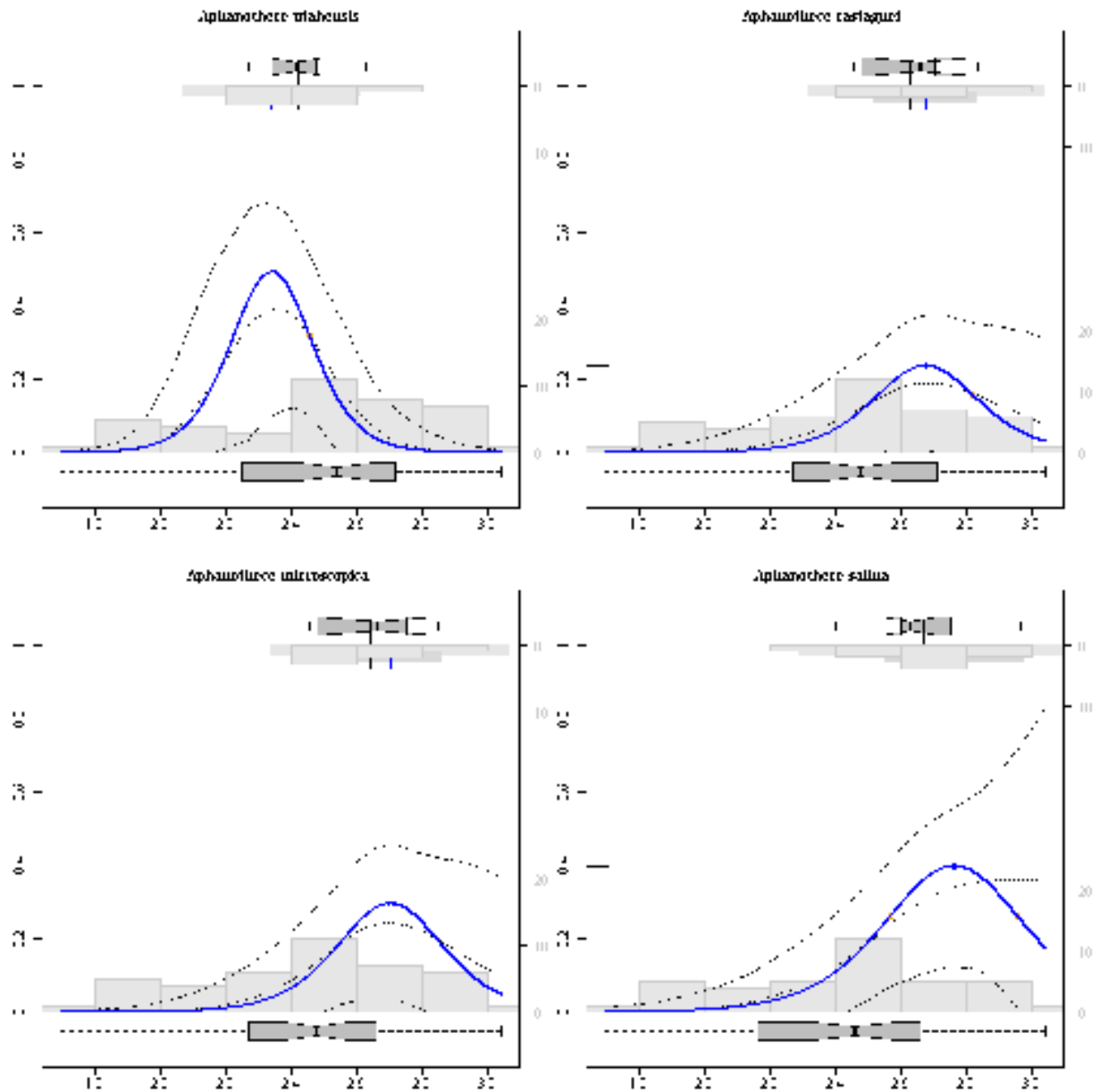


Рис. ДЗ. 4. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми) , 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)



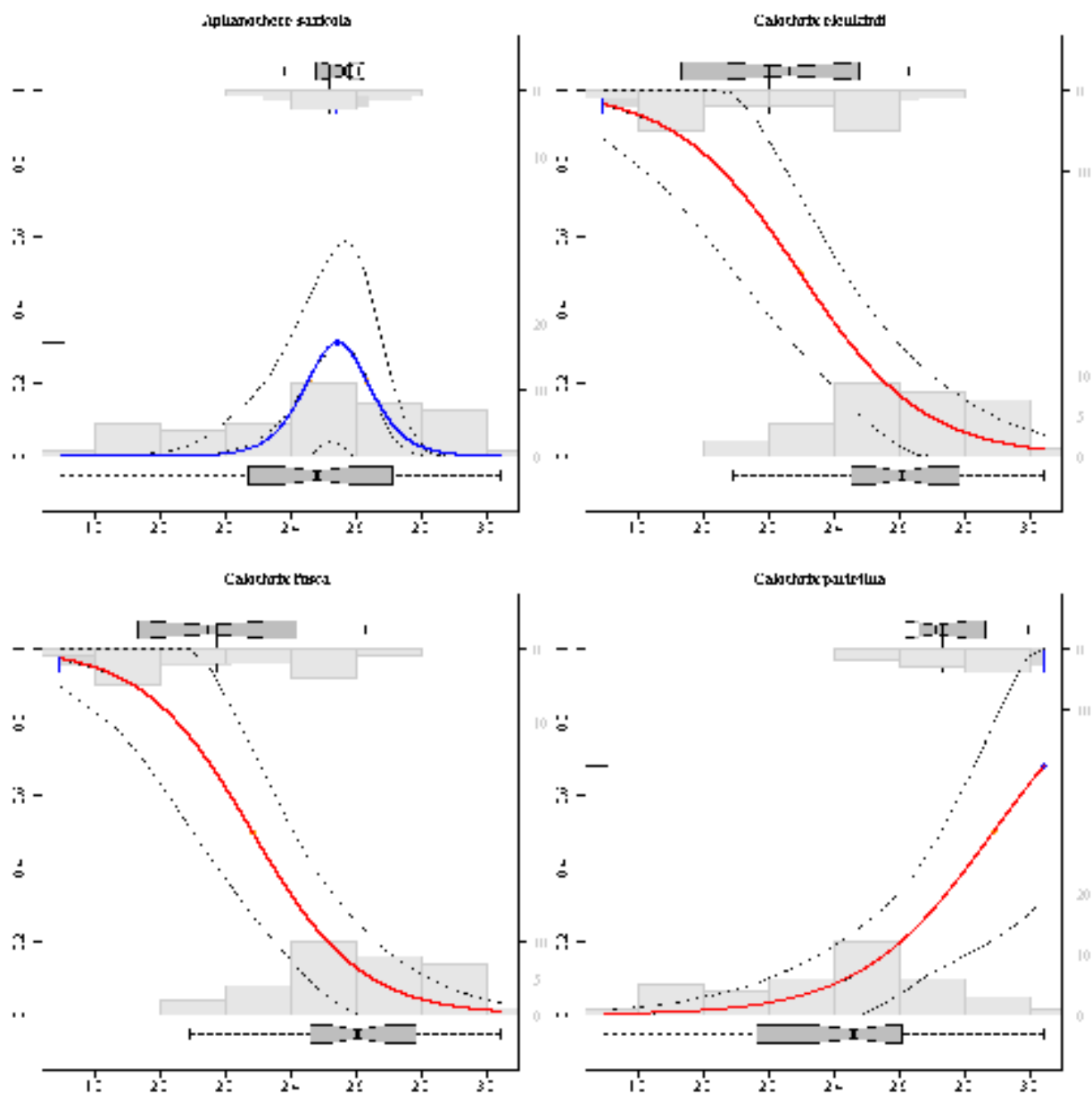


Рис. ДЗ. 5. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

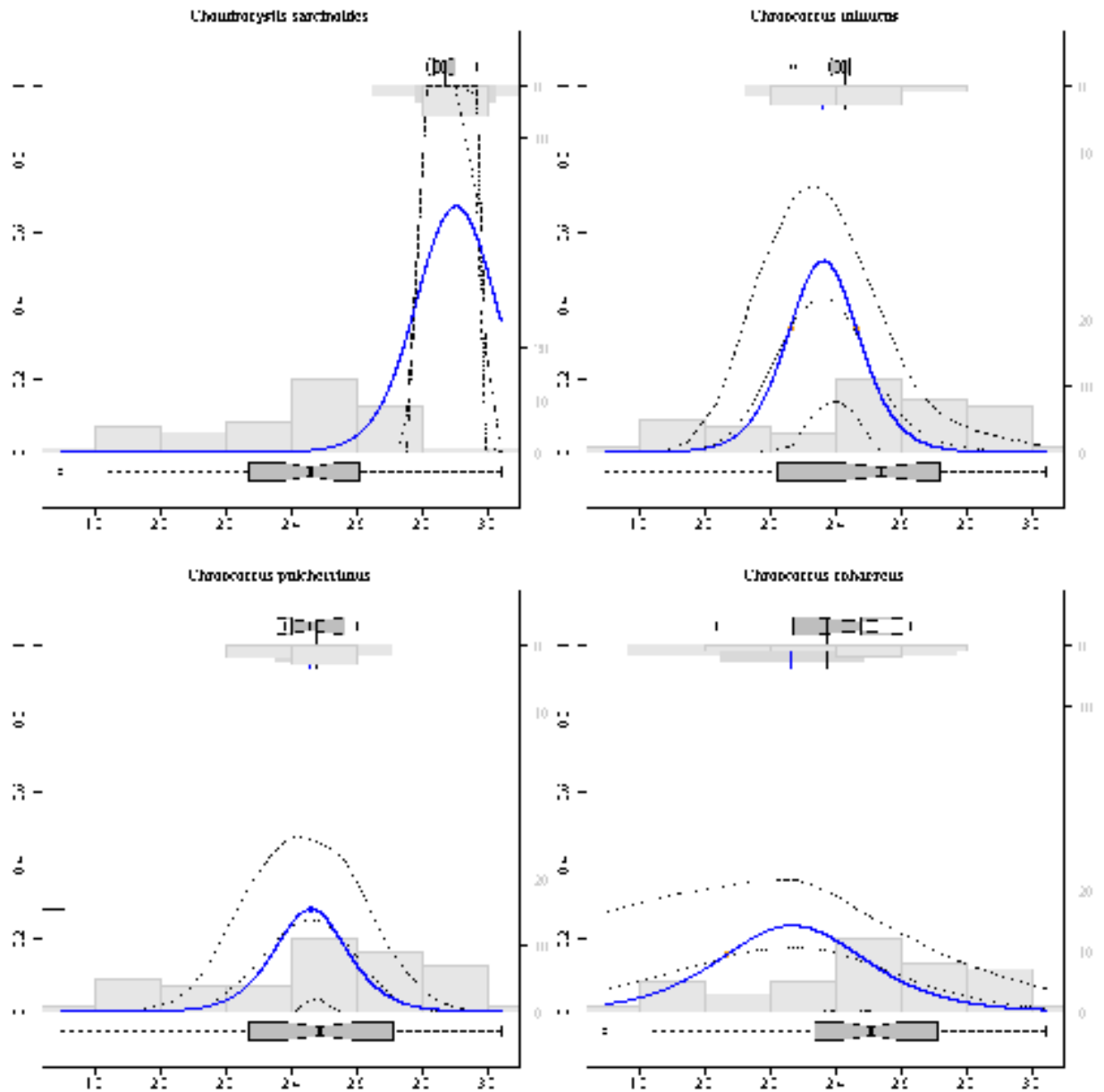


Рис. ДЗ. 6. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

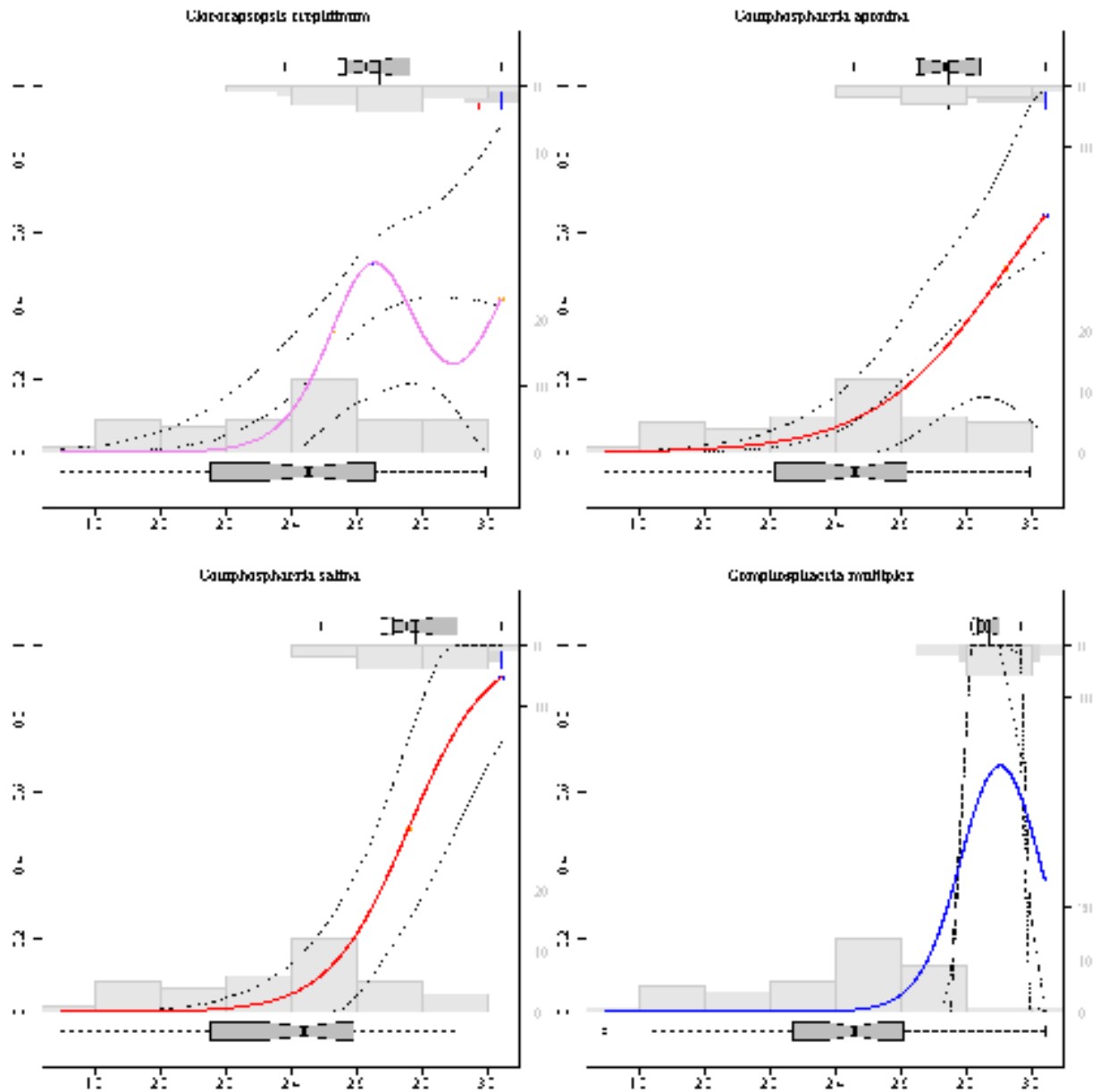


Рис. Д3. 7. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

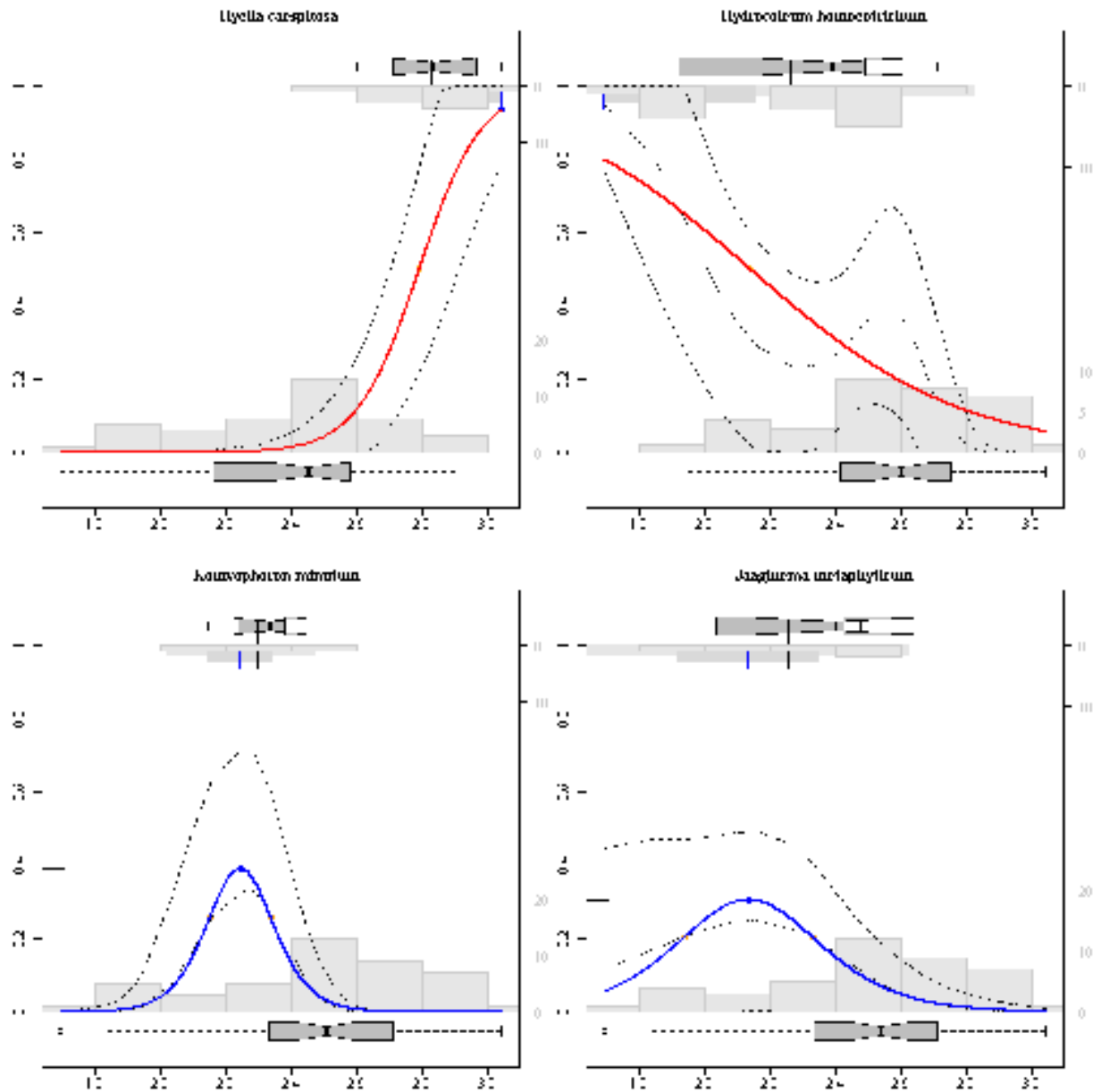


Рис. Д3.8. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

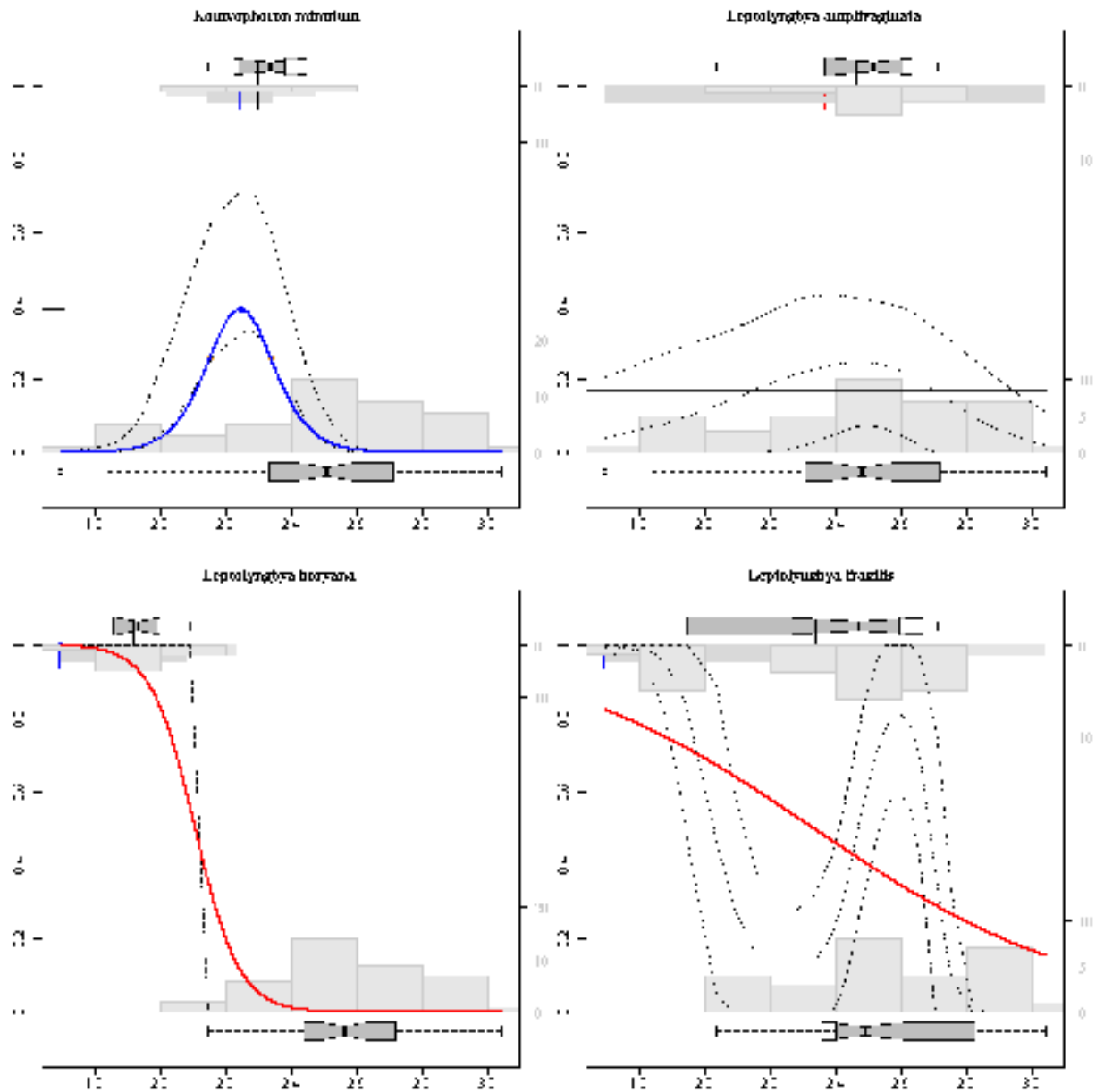


Рис. ДЗ.9. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

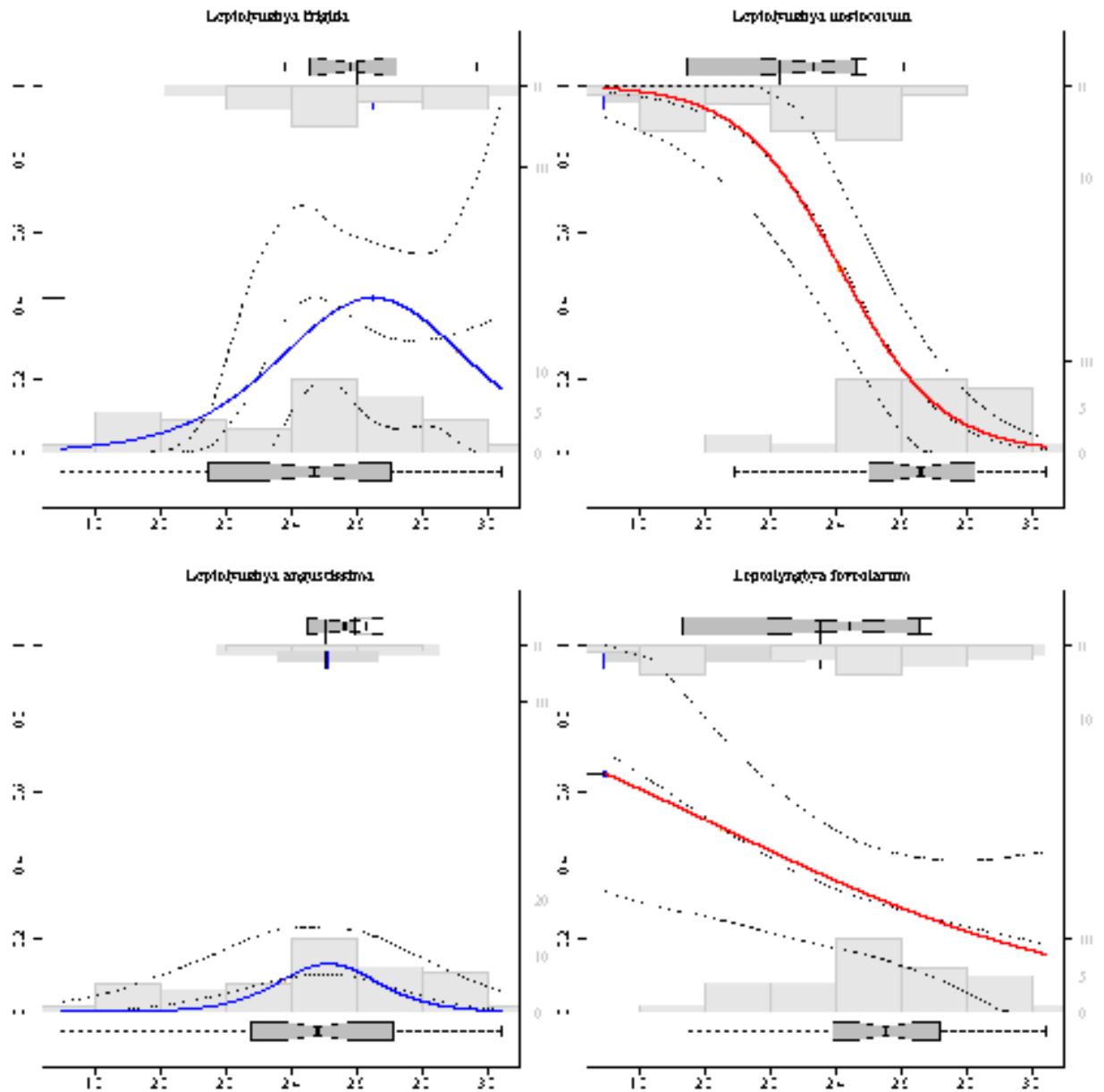


Рис. Д3.10. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

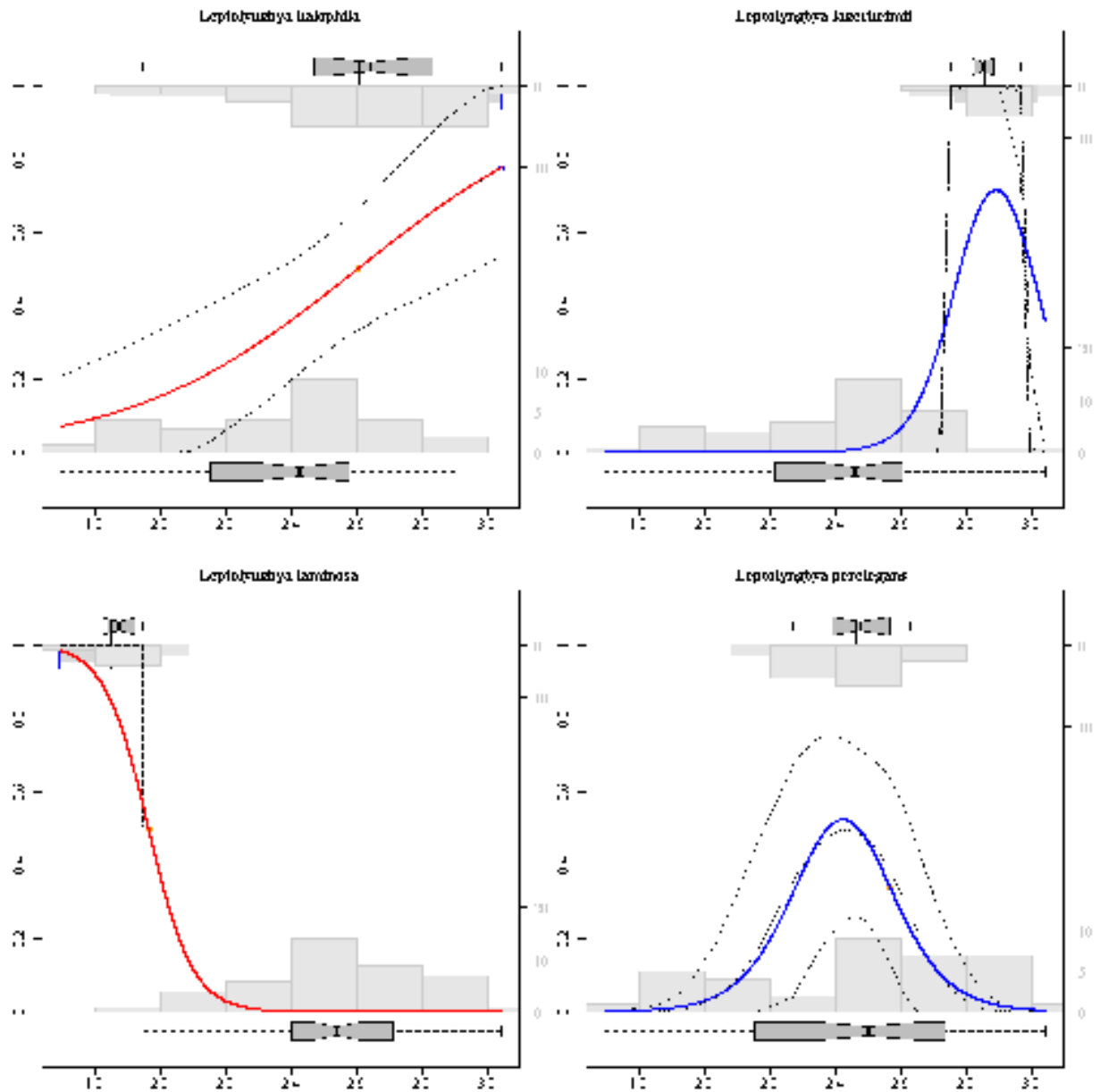


Рис. Д3.11. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

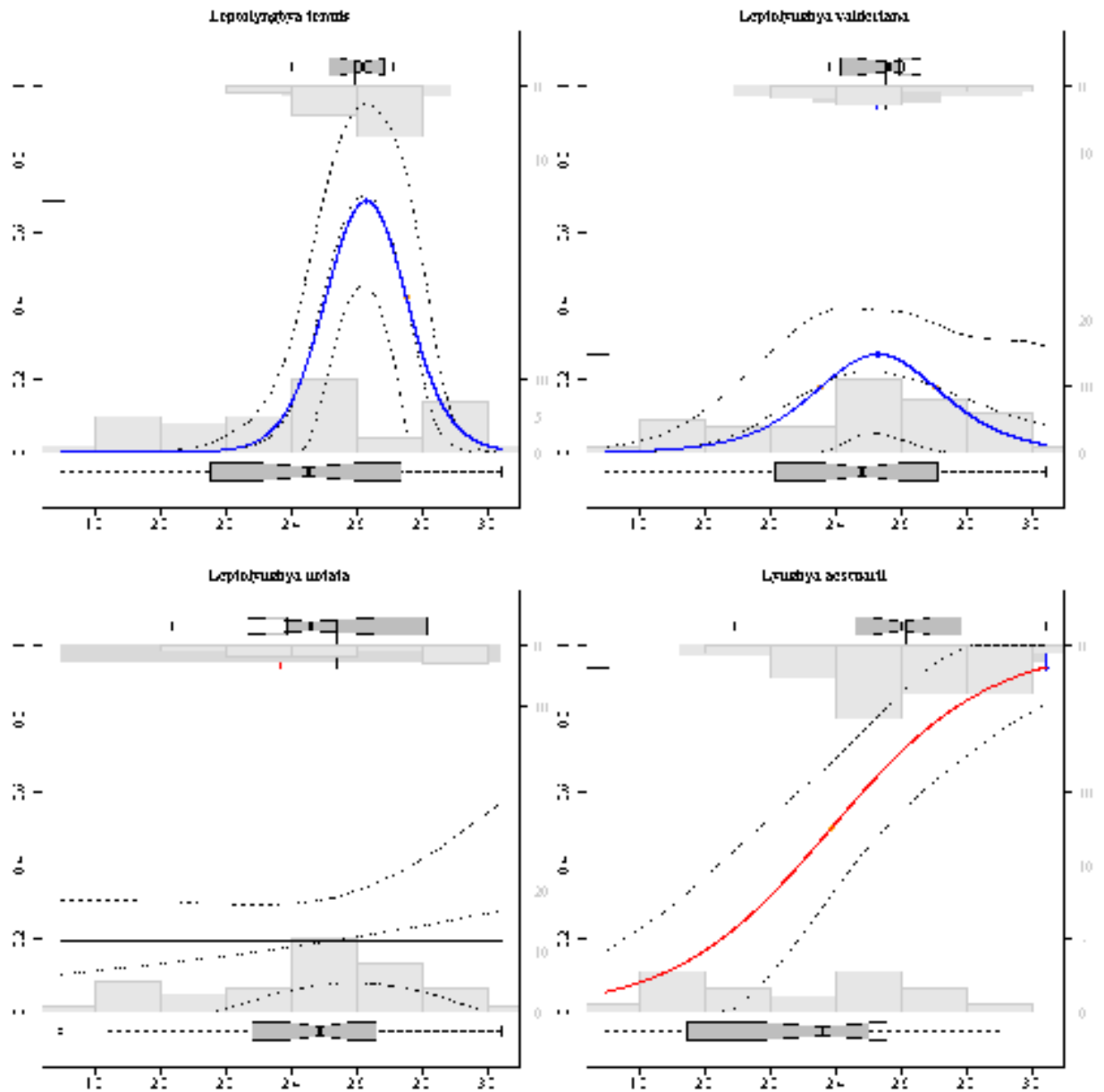


Рис. Д3.12. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)



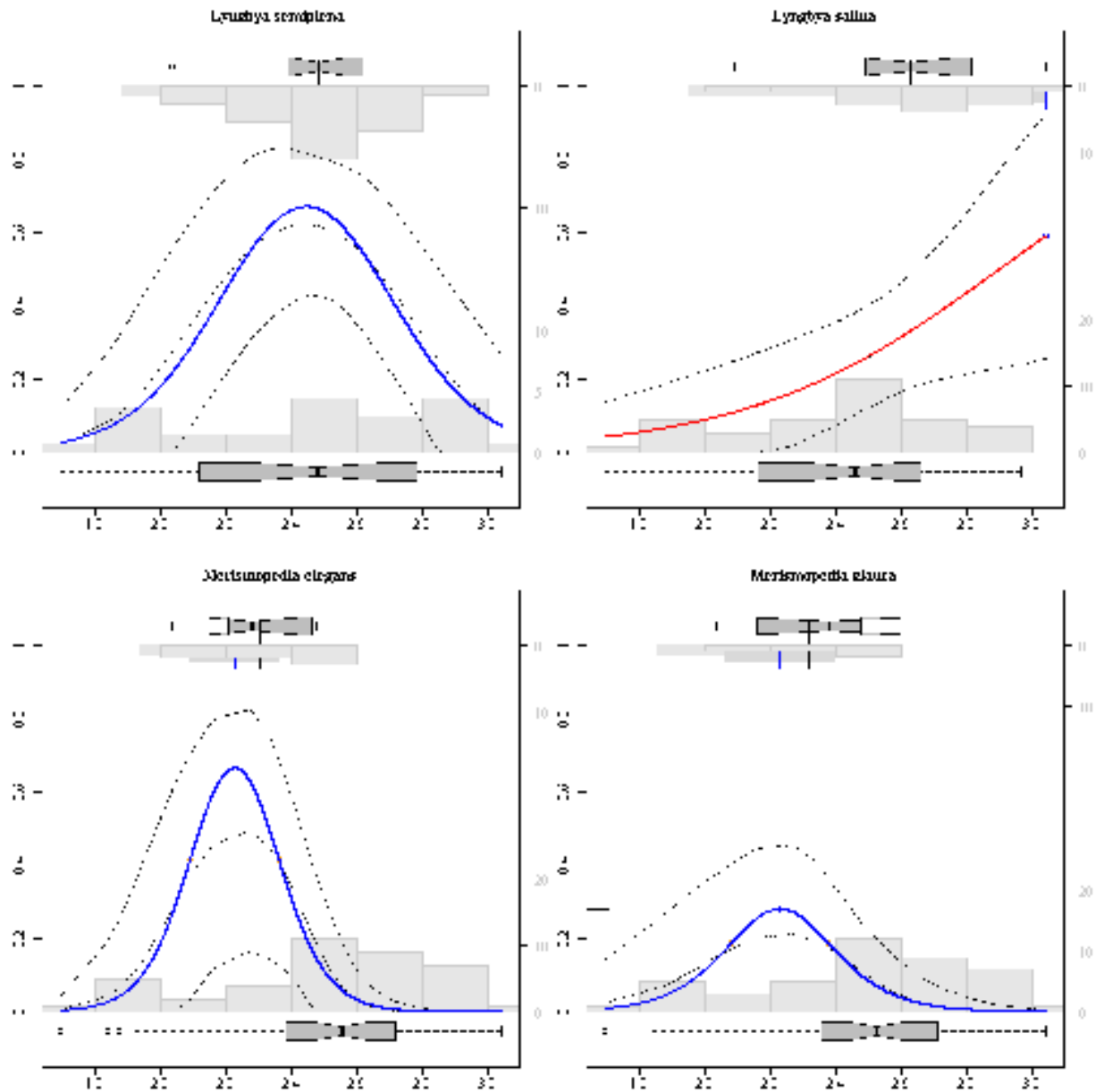


Рис. Д3.13. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

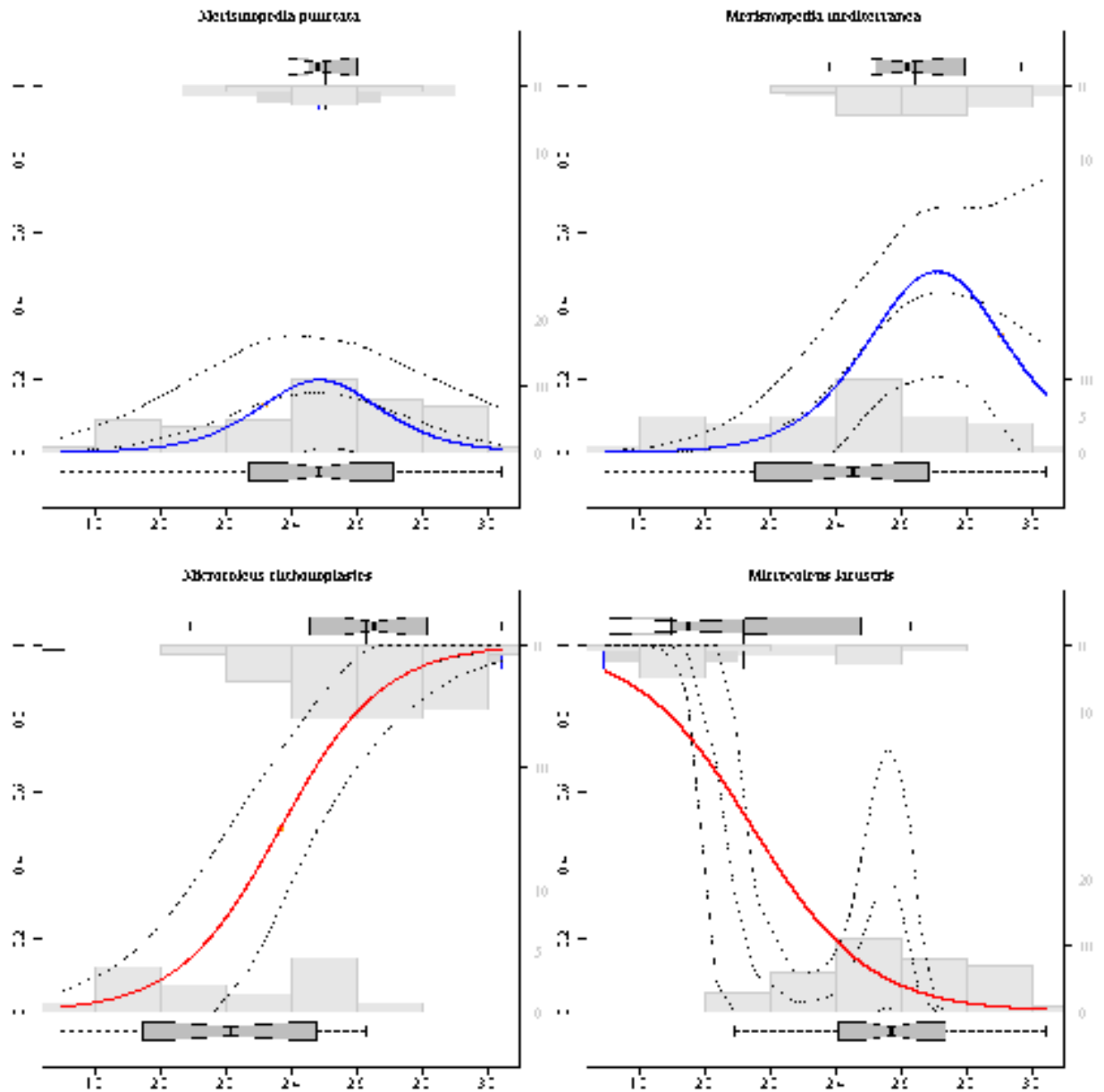


Рис. Д3.14. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

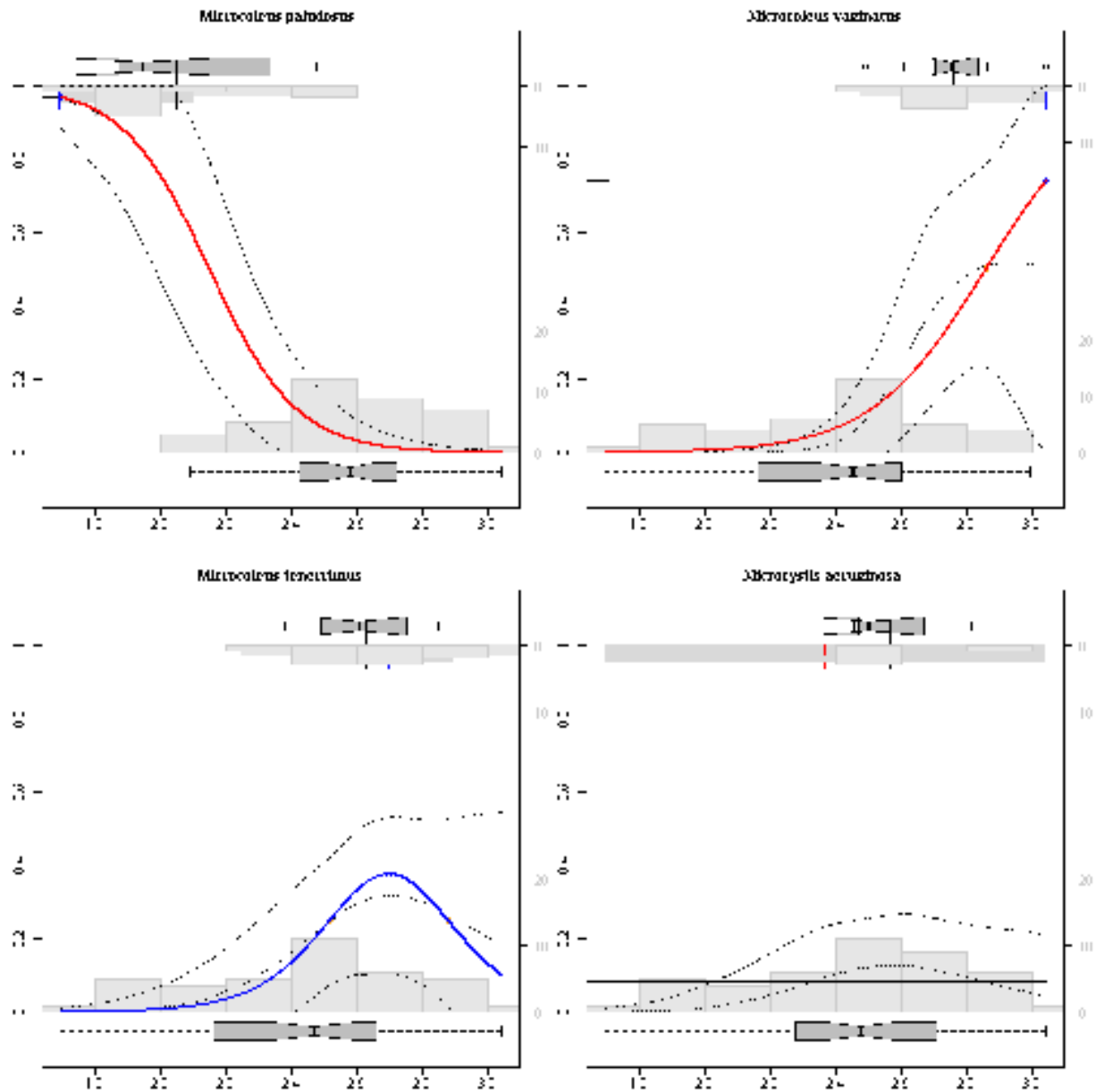


Рис. Д3.15. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стеногальні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

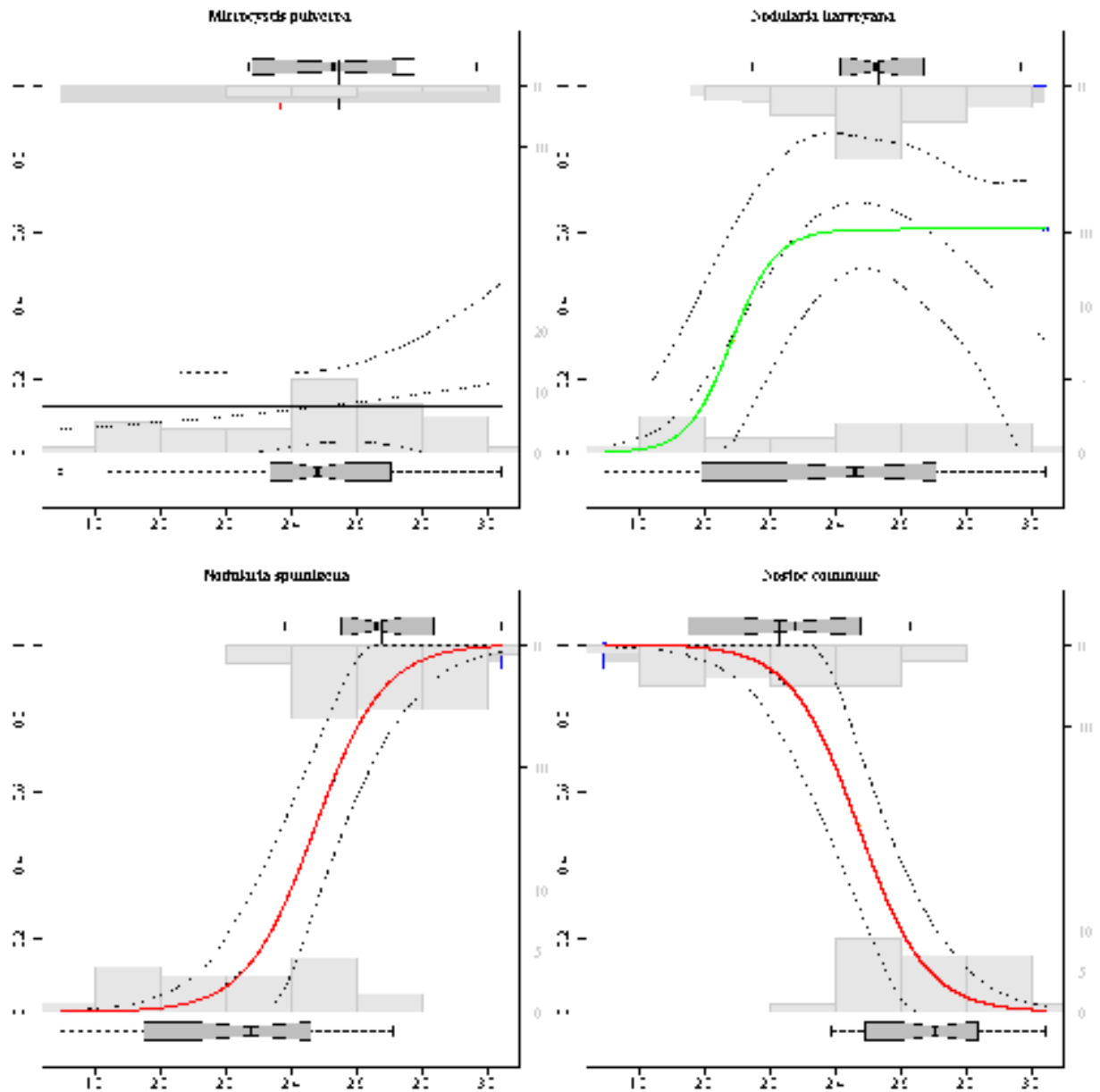


Рис. Д3.16. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

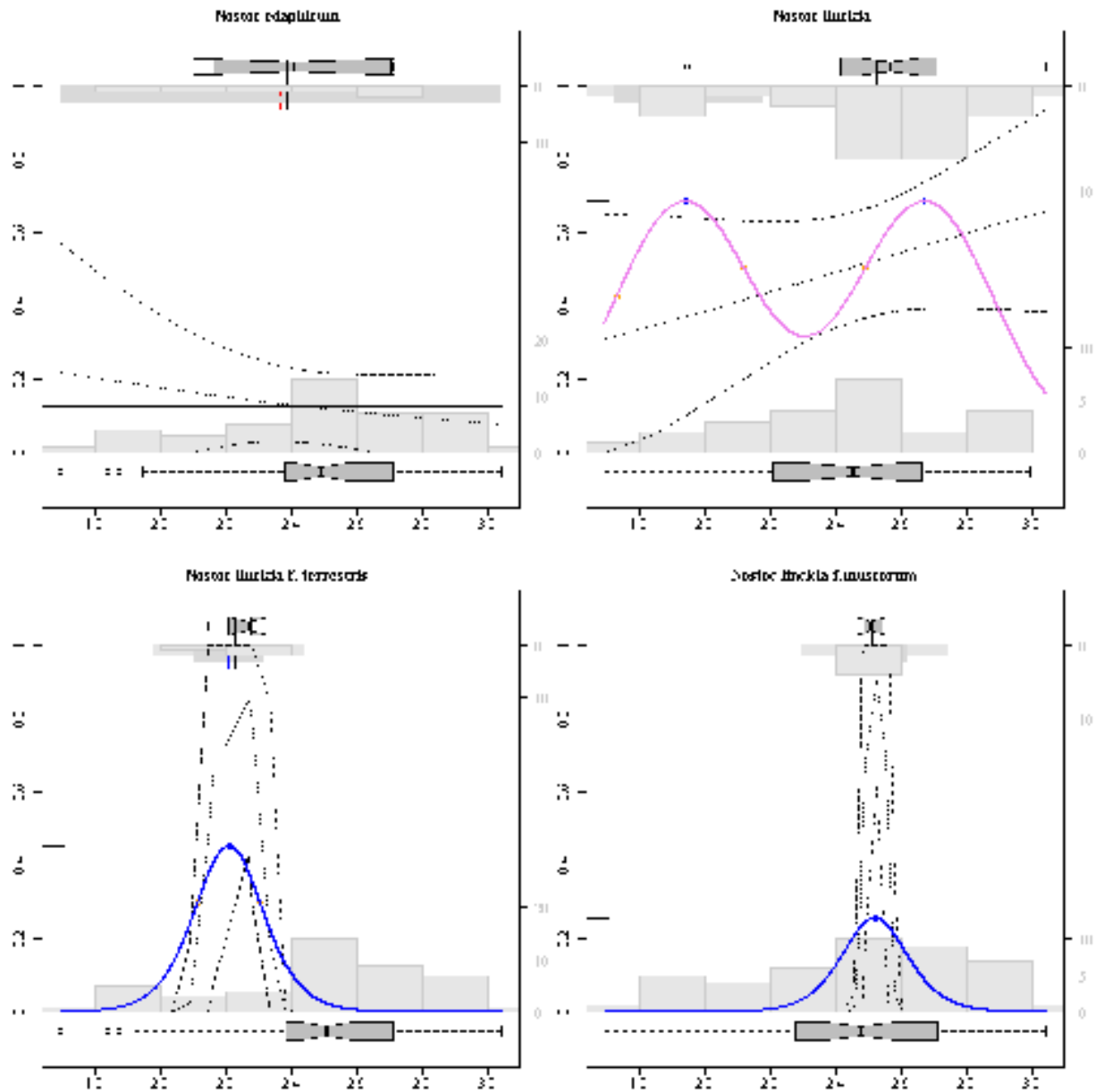


Рис. Д3.17. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

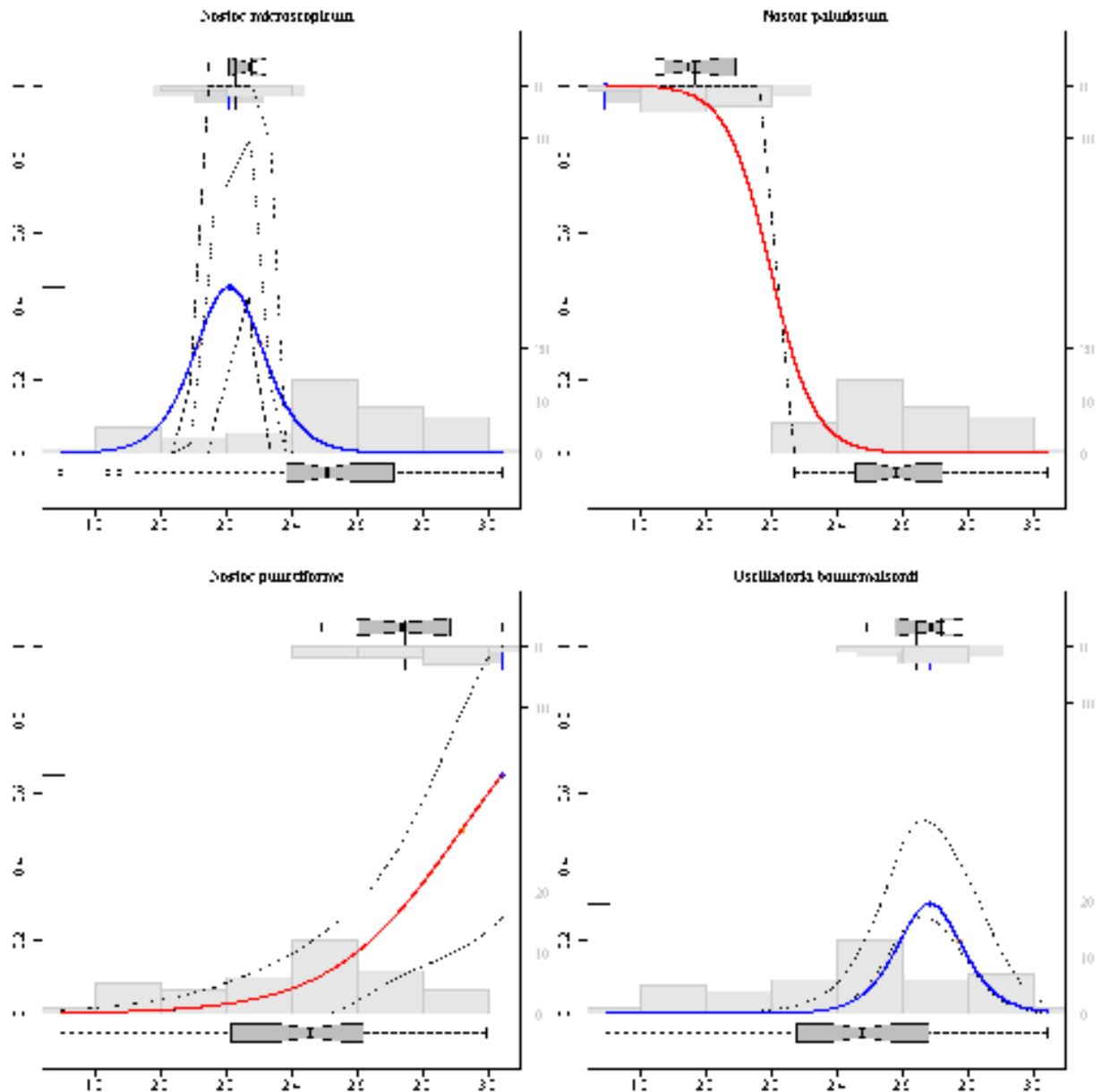


Рис. ДЗ.18. Відгук видів у градієнті умов солоності екоотпу. Вісь абсцис – рівень солоності екоотпу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екоотпу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

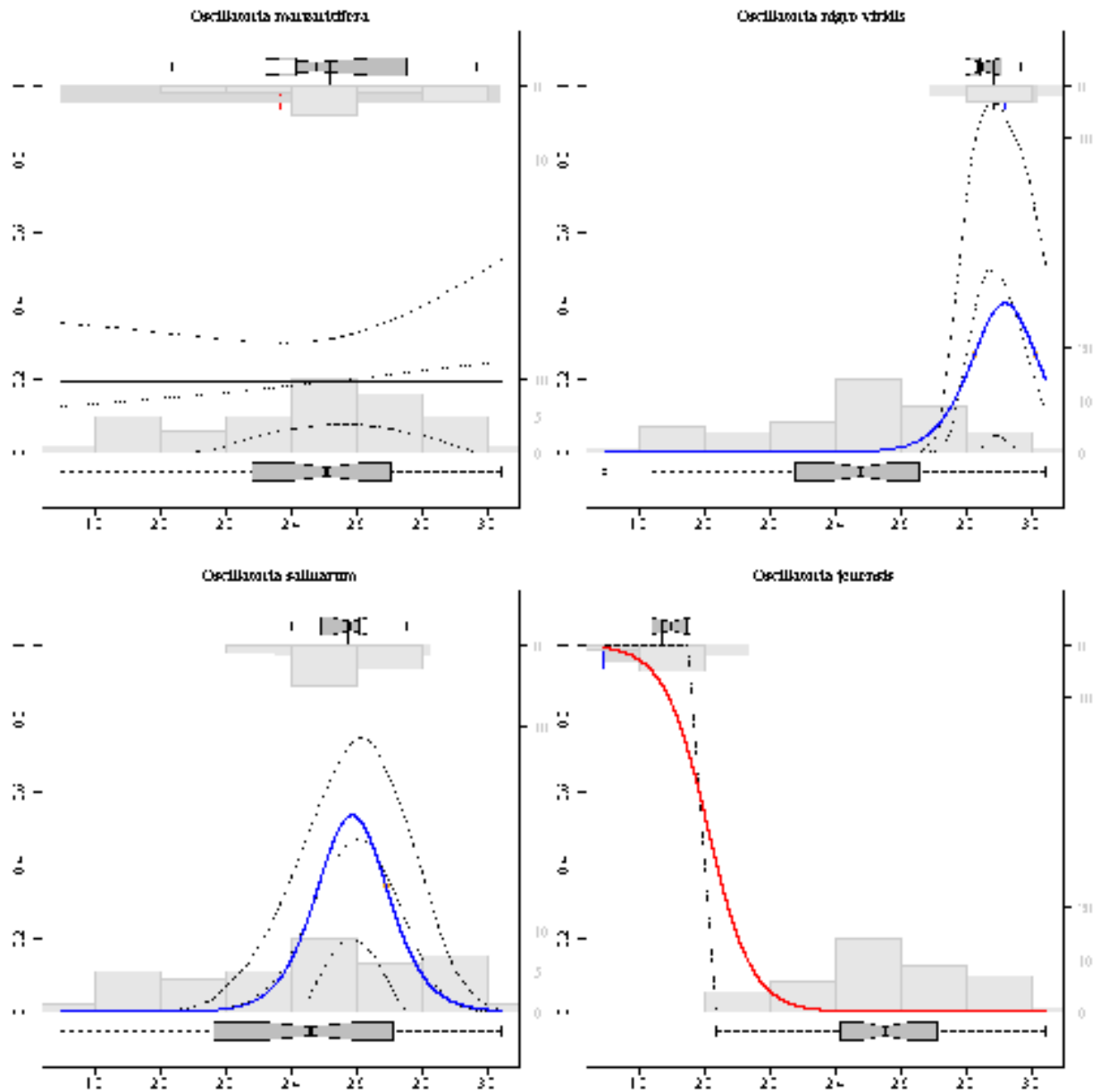


Рис. Д3.19. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

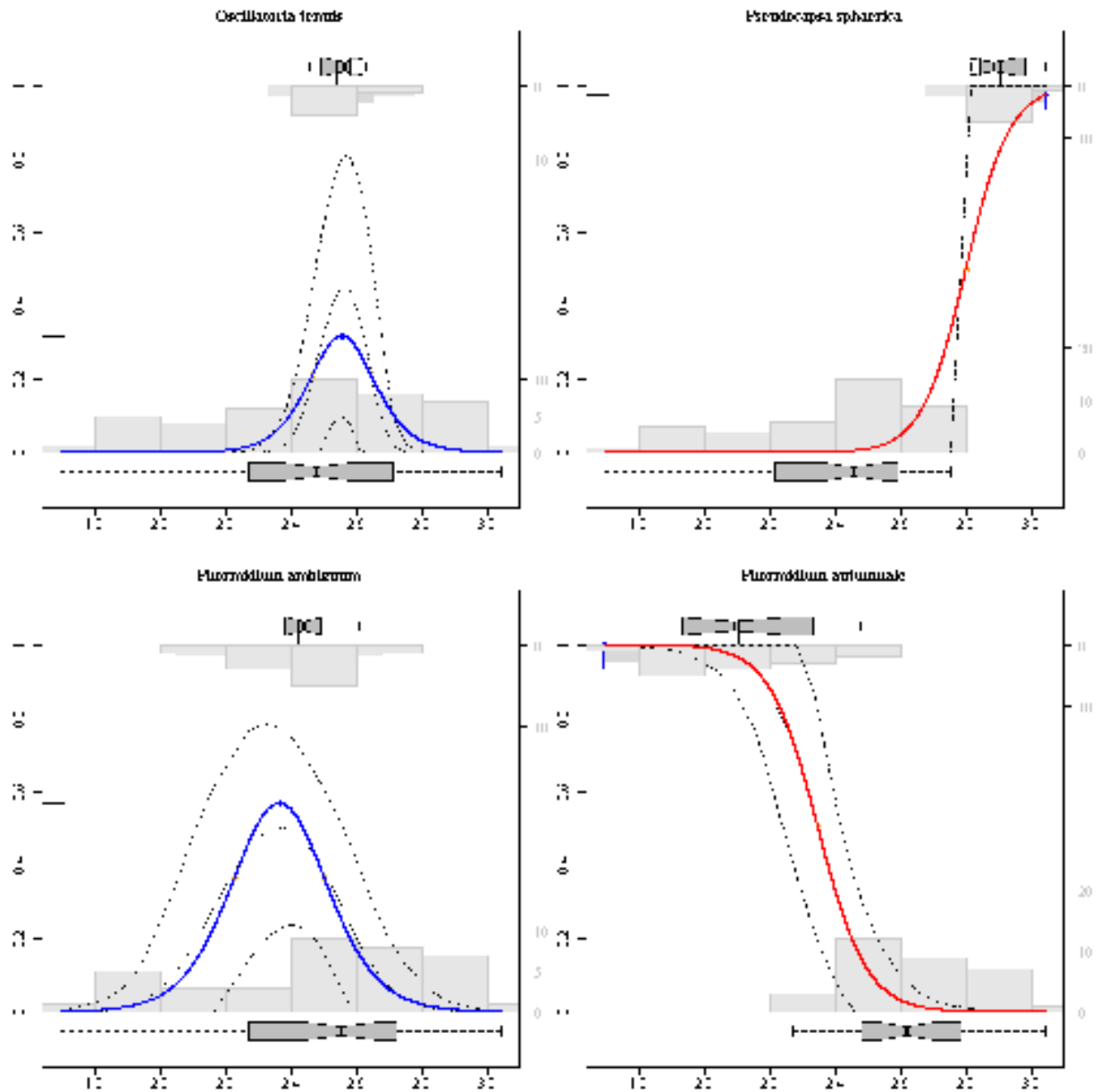


Рис. Д3.20. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні значення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)



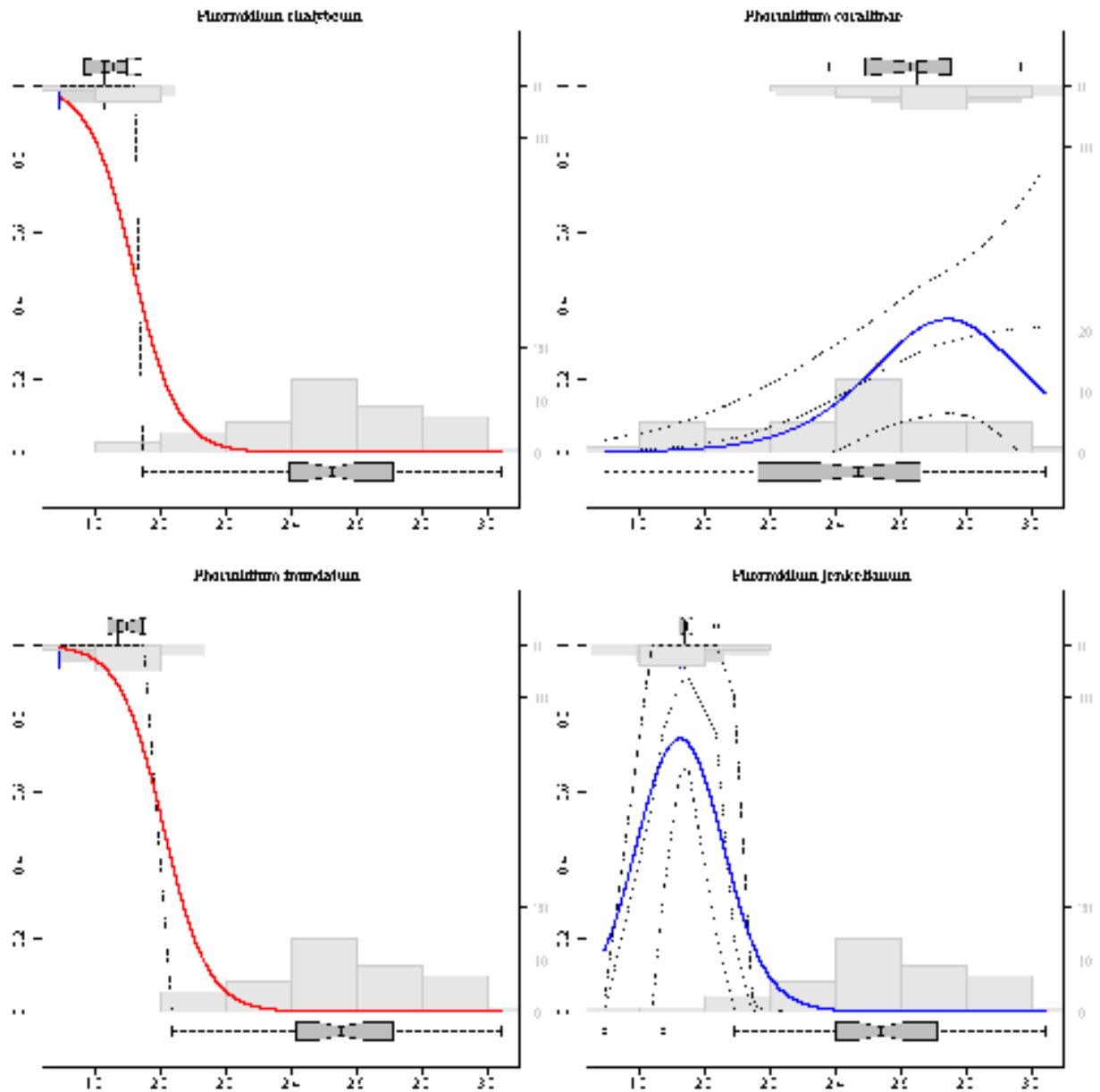


Рис. Д3.21. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

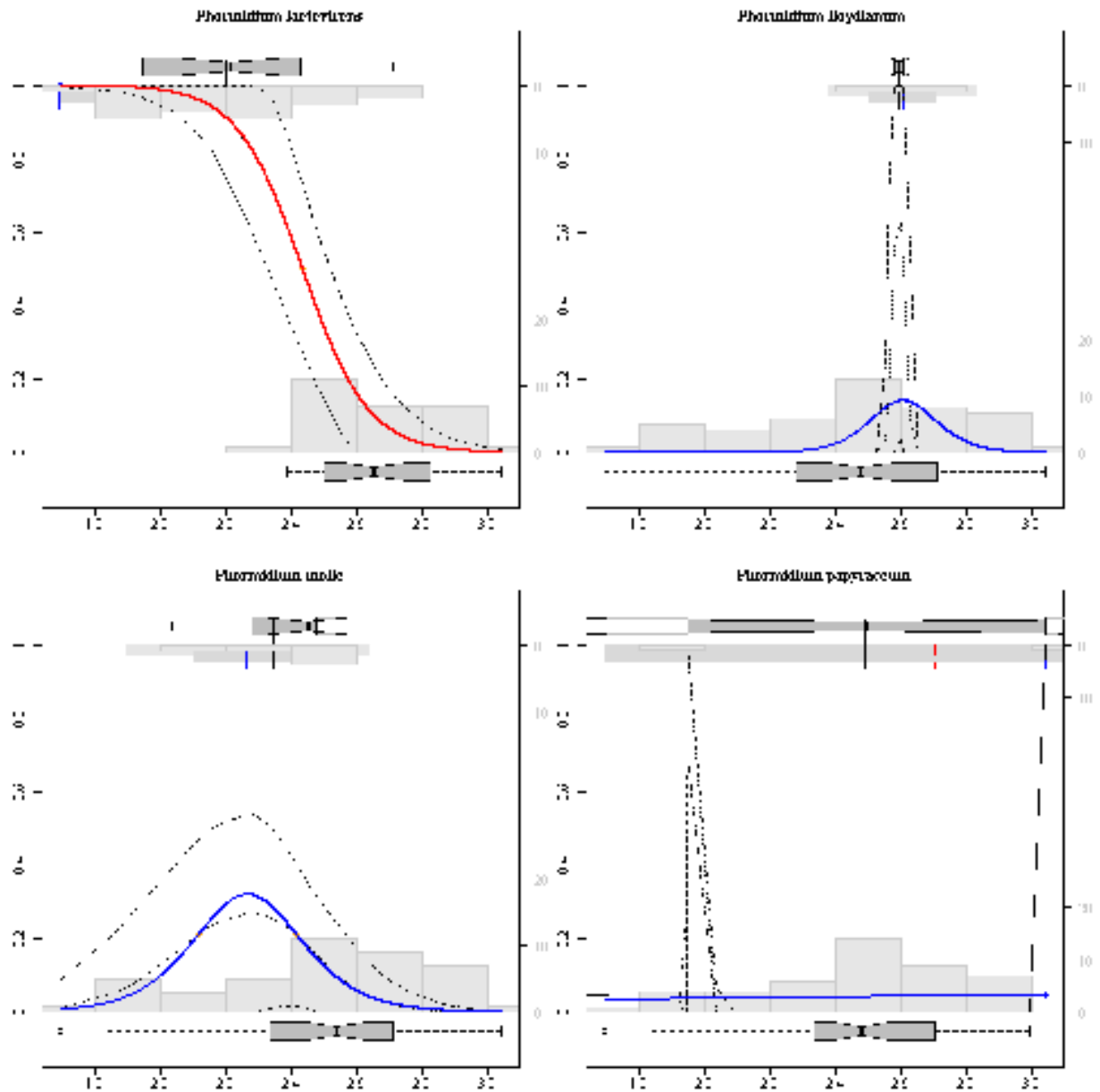


Рис. Д3.22. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

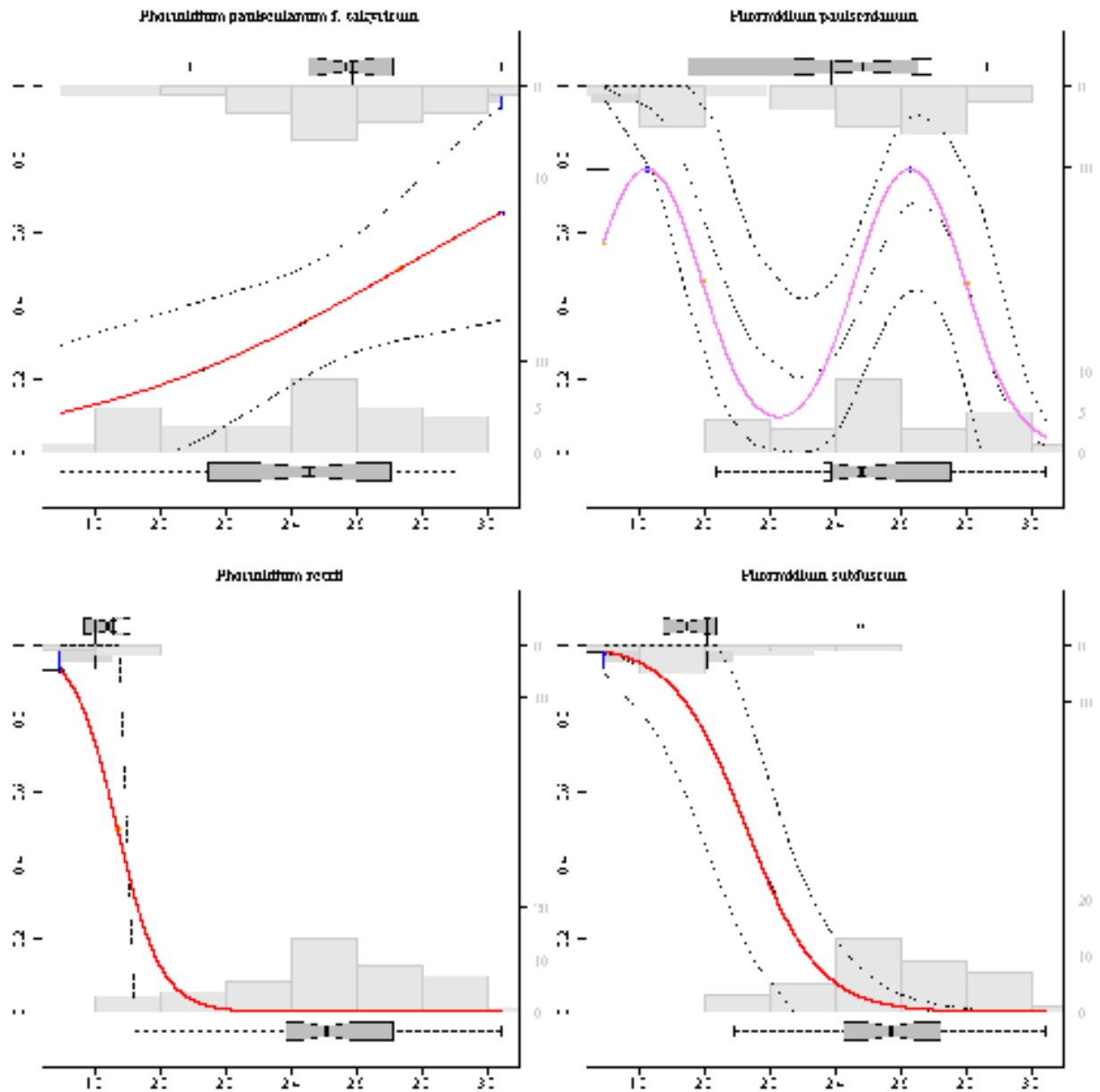


Рис. Д3.23. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

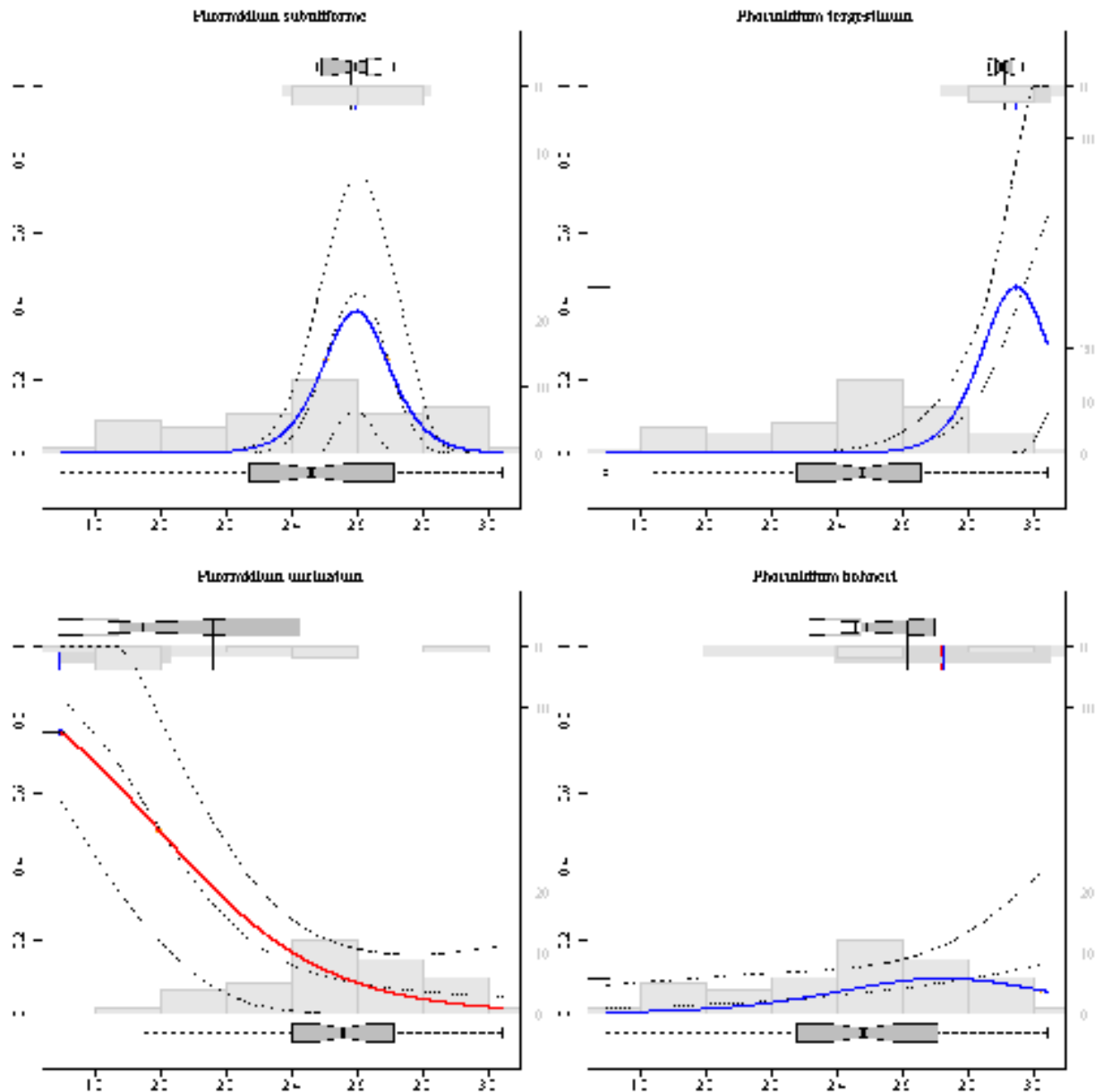


Рис. ДЗ.24. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

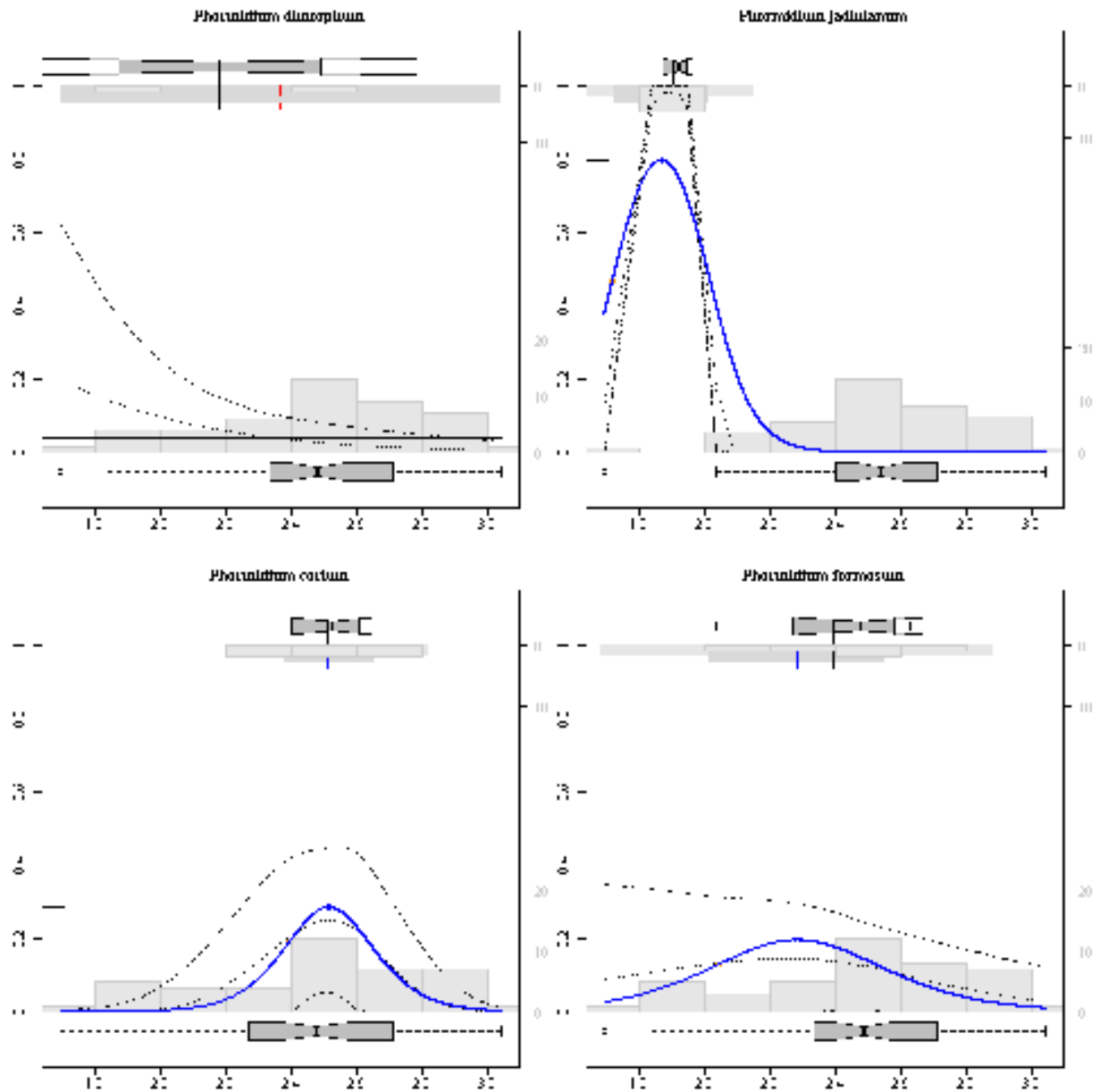


Рис. Д3.25. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

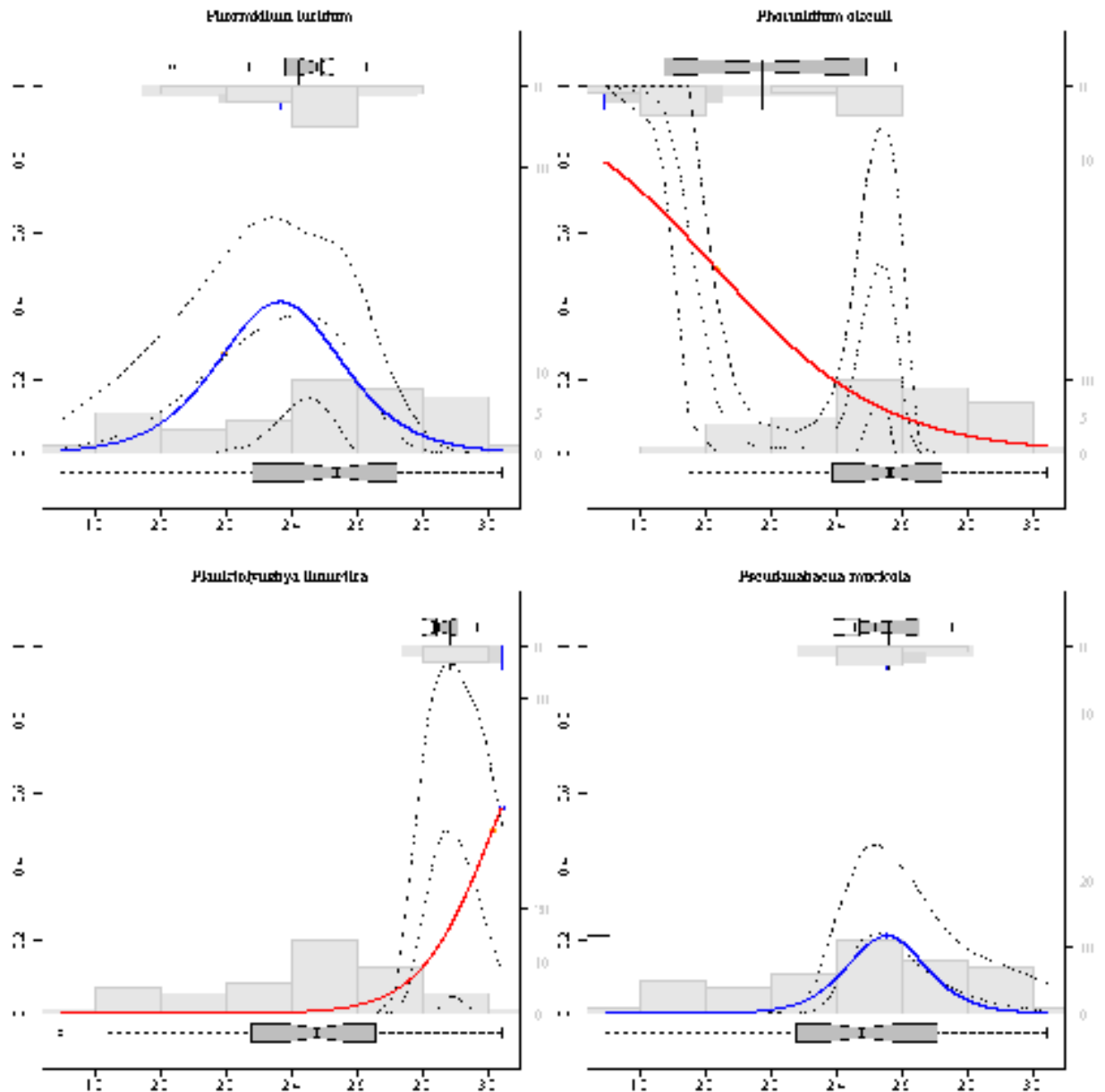


Рис. Д3.26. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

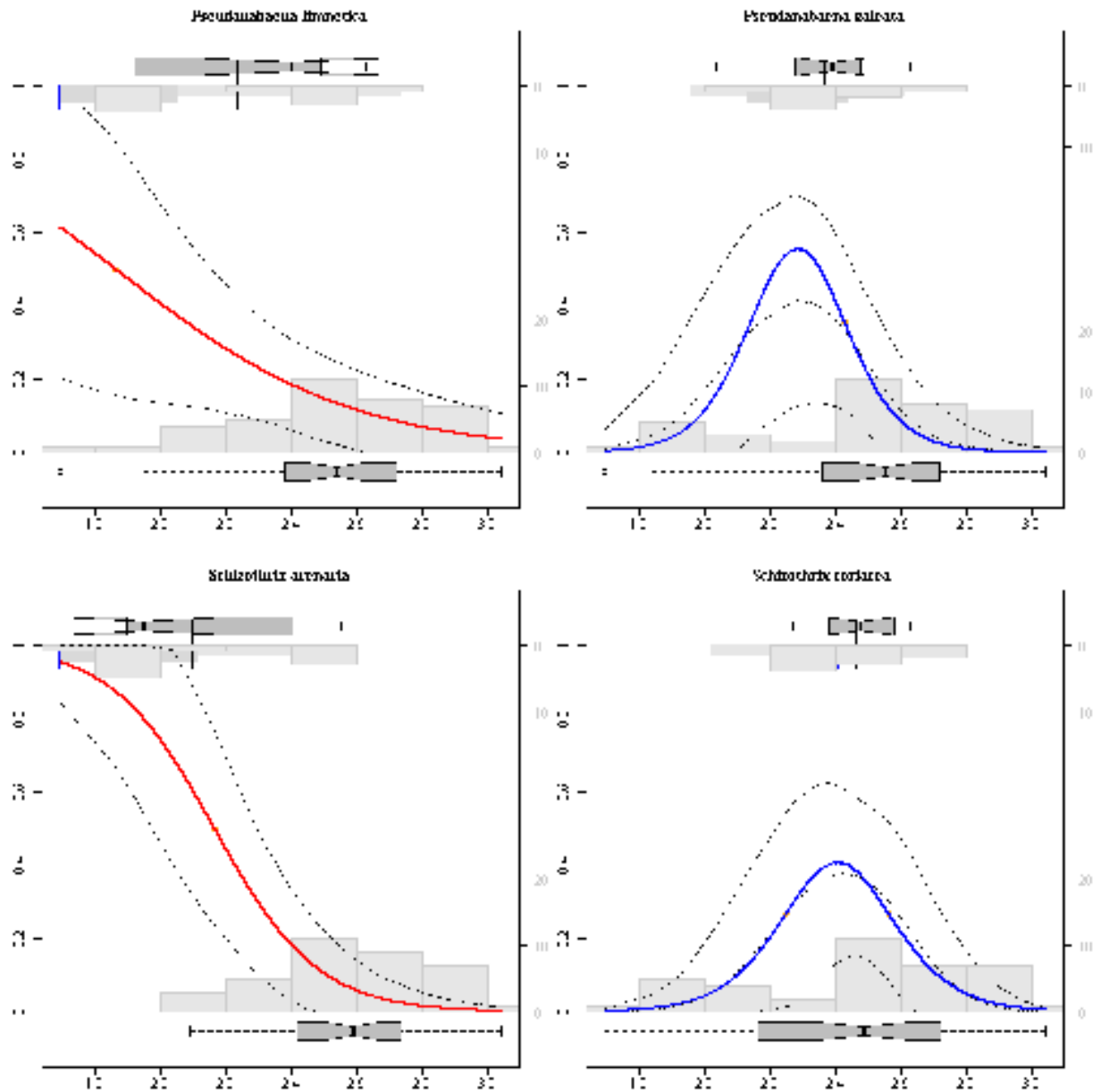


Рис. Д3.27. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

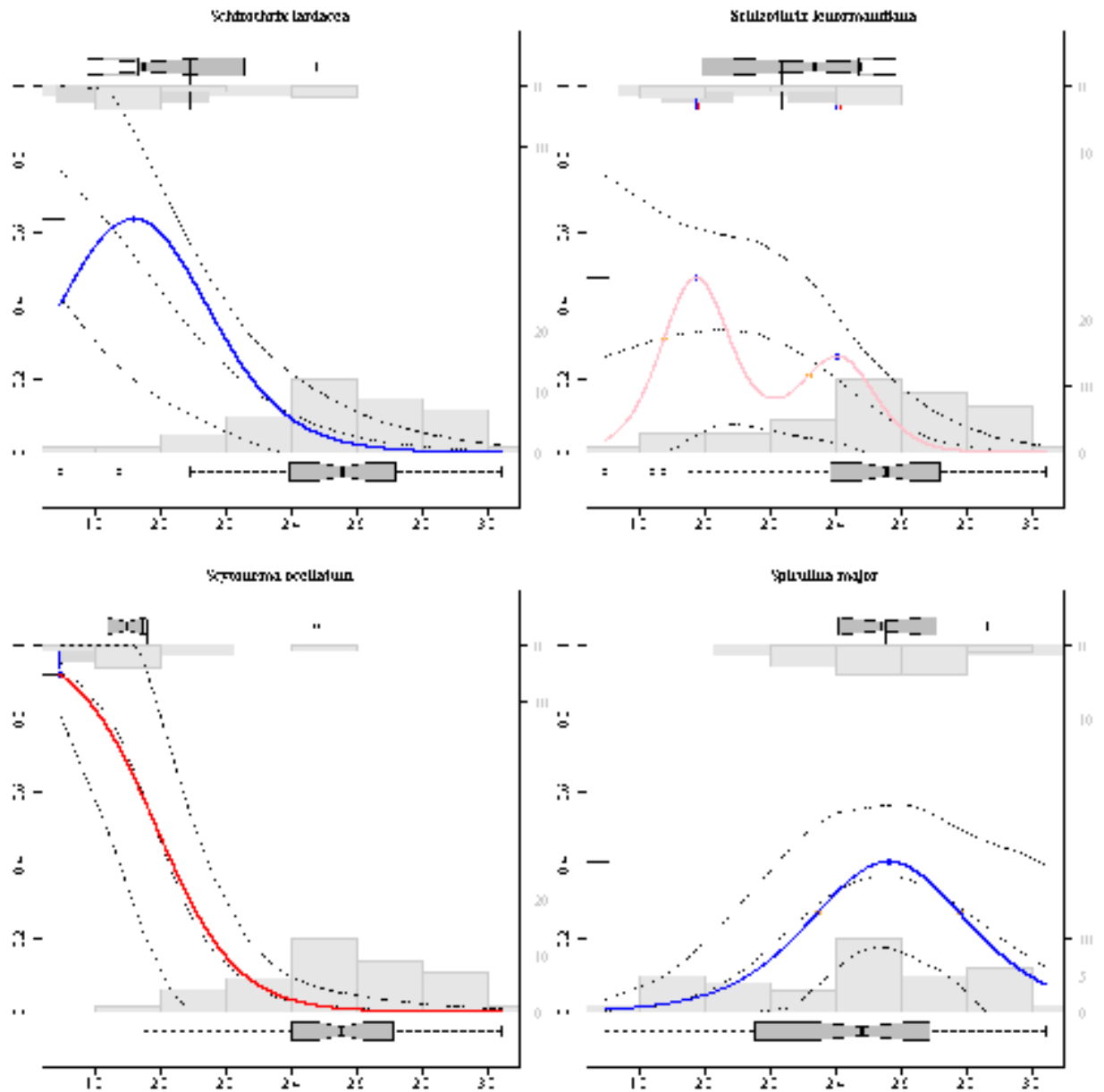


Рис. Д3.28. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)



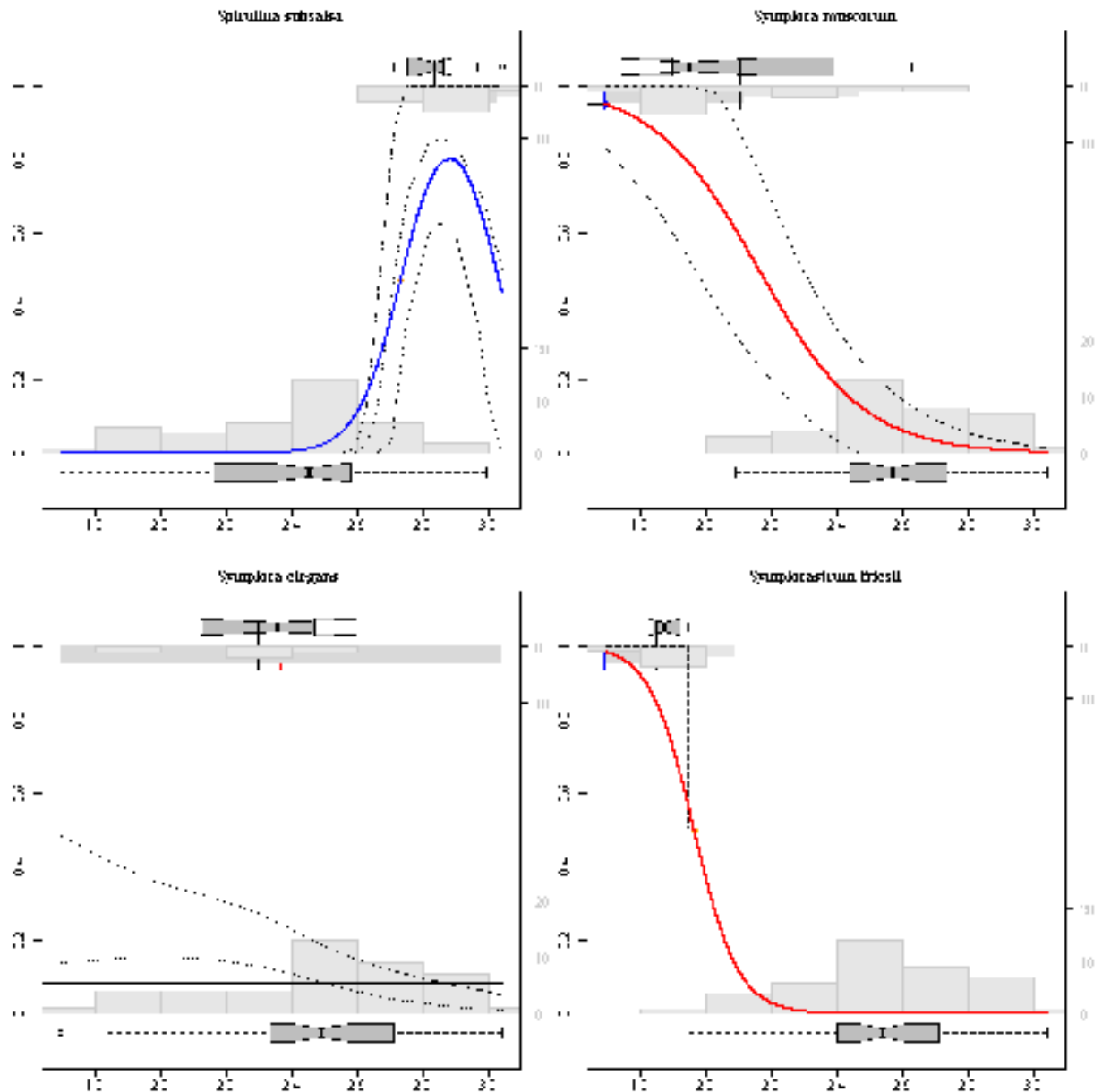


Рис. Д3.29. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

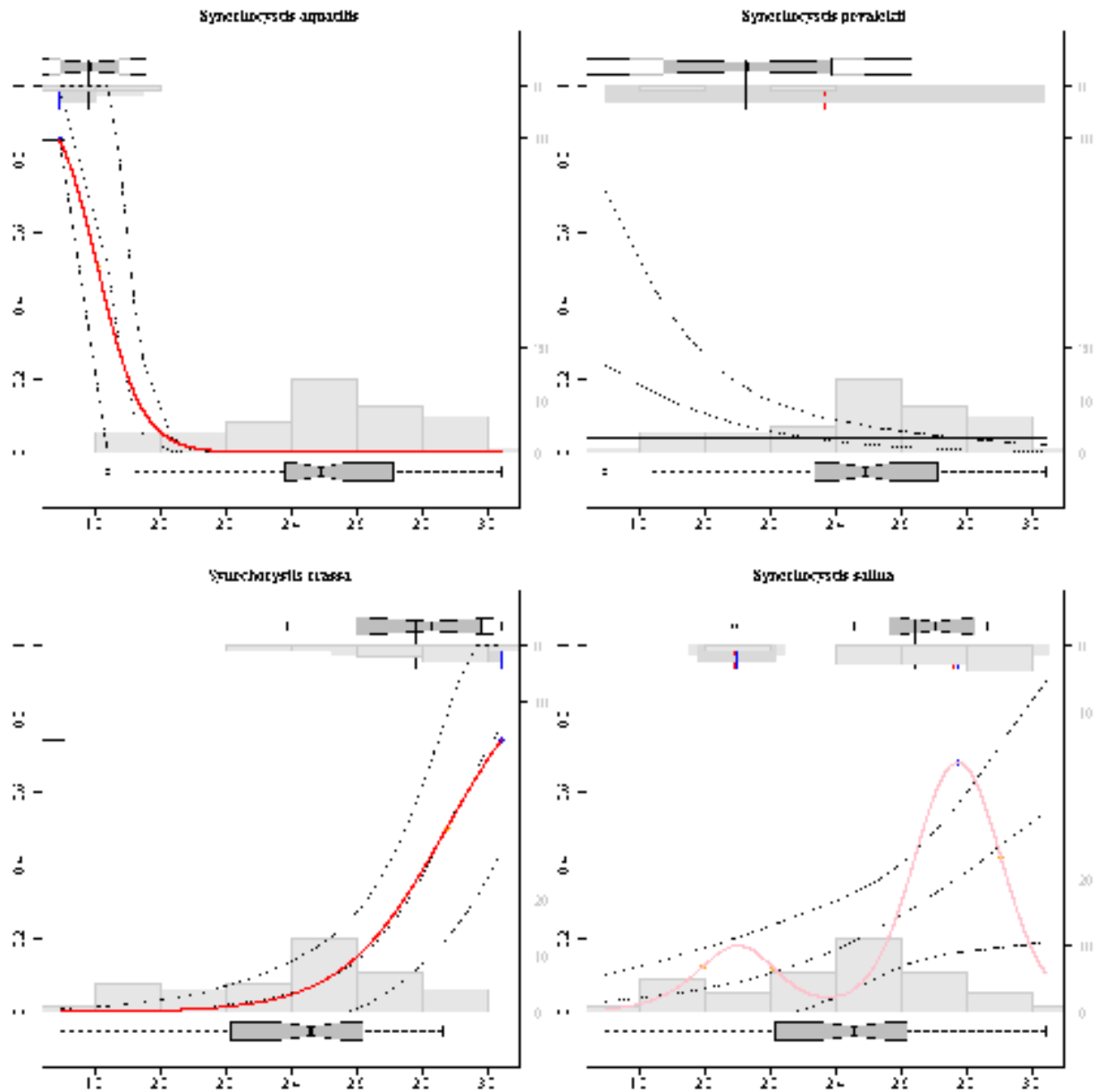


Рис. Д3.30. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

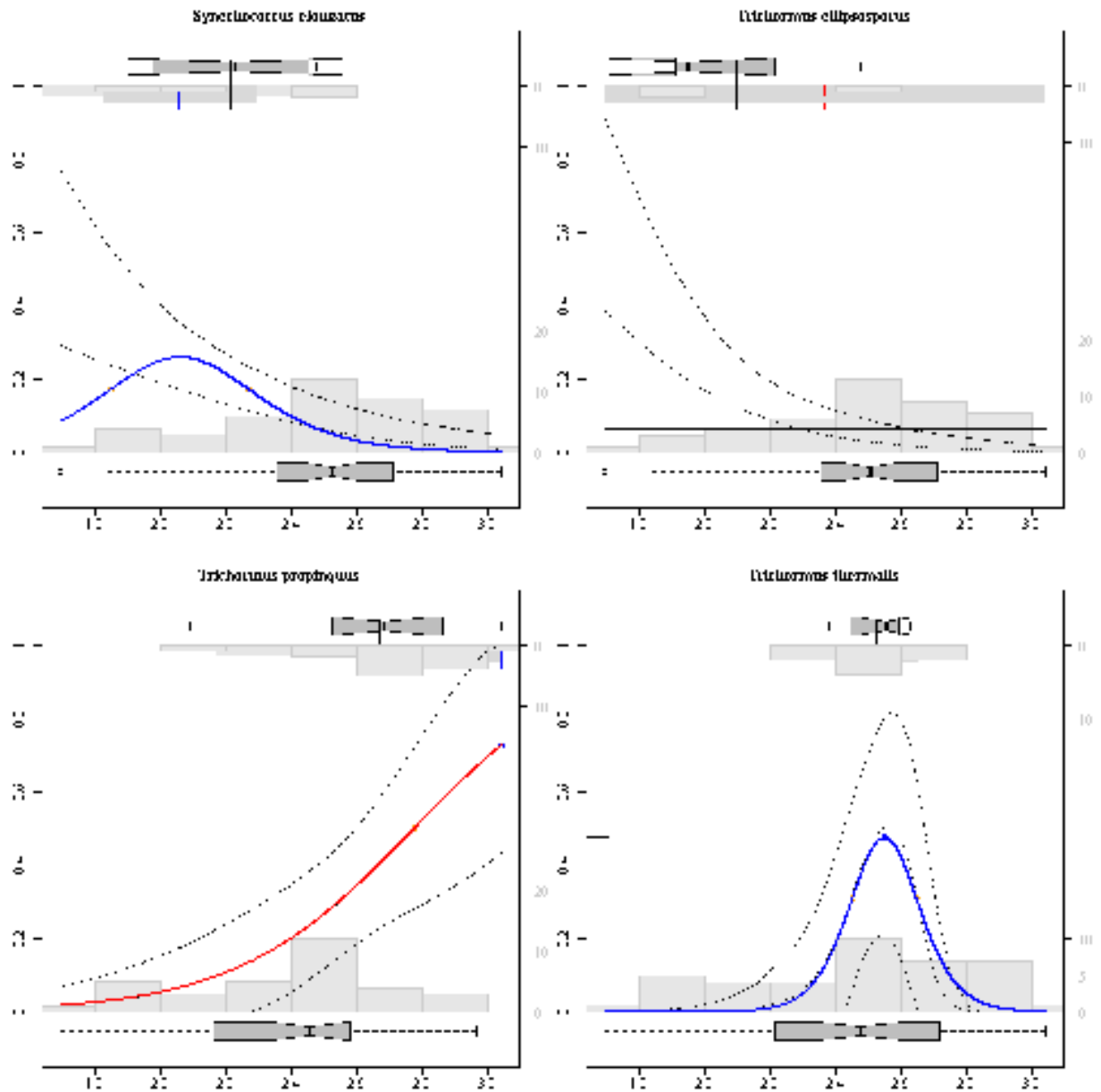


Рис. ДЗ.31. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

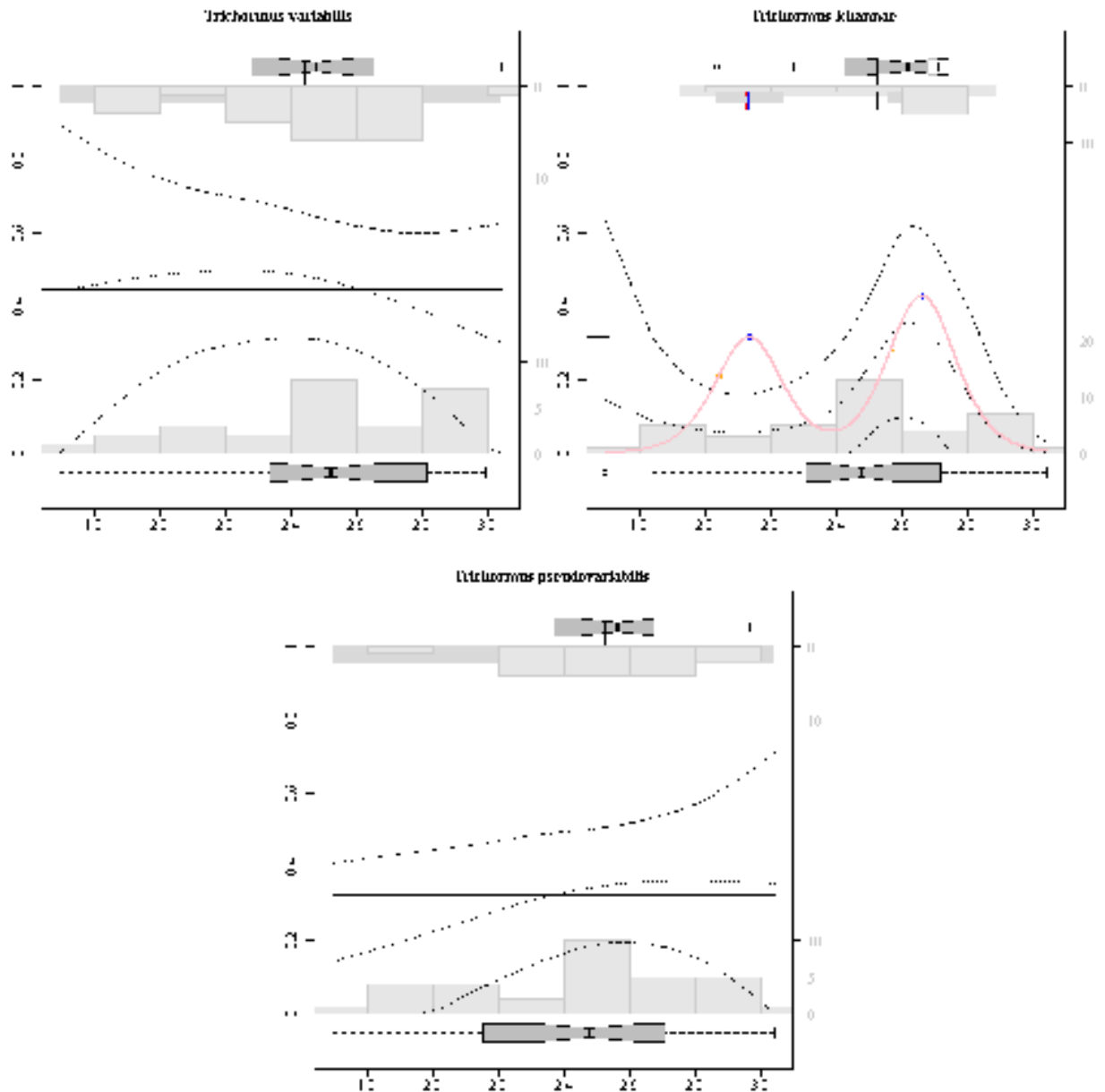


Рис. Д3.32. Відгук видів у градієнті умов солоності екотопу. Вісь абсцис – рівень солоності екотопу: 1 – стенотопні галотолеранти (прісноводні форми), 2 – евритопні галотолеранти, 3 – галобіонти, 4 – галофіти. Дробні зачення вказують на перехідні рівні солоності екотопу. Вісь ординат – відгук виду (вірогідність зустрічі виду: 0 – вірогідність відсутня, 1 – вид буде присутній завжди, якщо не буде лімітуючих факторів іншої природи)

## ДОДАТОК 4

Таблиця Д4.

## 1. Характеристики відгуку видів Суанорокаруота на градієнт умов солоності екотопу\*

Вид	Weighted mean	St.deviation	Model	Opt <sub>min</sub>	Opt <sub>max</sub>	Central Border_low1	Central Border_high1	Central Border_low2	Central Border_high2	OuterB order_low1	OuterB order_high1	OuterB order_low2	OuterB order_high2	Min	Max
<i>Anabaena bergii</i>	2.73	0.26	IV	2.75	–	2.65	2.86	–	–	2.52	2.98	–	–	2.52	2.98
<i>Anabaena bergii f.minor</i>	2.64	0.18	IV	2.70	–	2.54	2.86	–	–	2.34	3.06	–	–	2.34	3.06
<i>Anabaena cylindrica</i>	2.39	0.24	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Anabaena contorta</i>	1.92	0.55	II	1.69	–	1.69	2.08	–	–	1.69	2.23	–	–	1.00	2.23
<i>Anabaena solicola</i>	2.72	0.28	II	3.04	–	2.67	3.04	–	–	2.37	3.04	–	–	2.37	4.00
<i>Anabaena vaginicola</i>	1.92	0.55	II	1.69	–	1.69	2.08	–	–	1.69	2.23	–	–	1.00	2.23
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2.79	0.32	IV	2.82	–	2.71	2.93	–	–	2.58	3.05	–	–	2.58	3.05
<i>Aphanocapsa incerta</i>	2.87	0.40	IV	2.90	–	2.78	3.03	–	–	2.65	3.16	–	–	2.65	3.16
<i>Aphanocapsa salina</i>	2.76	0.30	II	3.04	–	2.67	3.04	–	–	2.48	3.04	–	–	2.48	4.00
<i>Aphanocapsa litoralis</i>	2.80	0.33	II	3.04	–	2.69	3.04	–	–	2.54	3.04	–	–	2.54	4.00
<i>Aphanocapsa marina</i>	2.75	0.29	II	3.04	–	2.86	3.04	–	–	2.48	3.04	–	–	2.48	4.00
<i>Aphanothece bachmannii</i>	2.47	0.05	IV	2.45	–	2.35	2.55	–	–	2.23	2.68	–	–	2.23	2.68
<i>Aphanothece utahensis</i>	2.42	0.10	IV	2.34	–	2.21	2.46	–	–	2.07	2.61	–	–	2.07	2.61
<i>Aphanothece castagnei</i>	2.63	0.16	IV	2.67	–	2.51	2.83	–	–	2.31	3.04	–	–	2.31	3.04
<i>Aphanothece microscopica</i>	2.64	0.18	IV	2.70	–	2.54	2.86	–	–	2.34	3.06	–	–	2.34	3.06
<i>Aphanothece salina</i>	2.67	0.22	II	3.04	–	2.77	3.04	–	–	2.20	3.04	–	–	2.20	4.00
<i>Aphanothece saxicola</i>	2.52	0.09	IV	2.54	–	2.44	2.64	–	–	2.32	2.77	–	–	2.32	2.77
<i>Calothrix elenkinii</i>	2.20	0.30	II	1.69	–	1.69	2.23	–	–	1.69	2.66	–	–	1.00	2.66

Вид	Weighted mean	St.deviation	Model	Opt <sub>min</sub>	Opt <sub>max</sub>	Central Border_low1	Central Border_high1	Central Border_low2	Central Border_high2	OuterB order_low1	OuterB order_high1	OuterB order_low2	OuterB order_high2	Min	Max
<i>Calothrix fusca</i>	2.17	0.32	II	1.69	–	1.69	2.22	–	–	1.69	2.60	–	–	1.00	2.60
<i>Calothrix parietina</i>	2.73	0.27	II	3.04	–	2.81	3.04	–	–	2.42	3.04	–	–	2.42	4.00
<i>Chondrocystis sarcinoides</i>	2.87	0.40	IV	2.90	–	2.78	3.03	–	–	2.65	3.16	–	–	2.65	3.16
<i>Chroococcus minutus</i>	2.43	0.10	IV	2.36	–	2.25	2.47	–	–	2.12	2.60	–	–	2.12	2.60
<i>Chroococcus pulcherrimus</i>	2.48	0.08	IV	2.46	–	2.35	2.57	–	–	2.21	2.71	–	–	2.21	2.71
<i>Chroococcus cohaerens</i>	2.38	0.16	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Gloeocapsopsis crepidinum</i>	2.67	0.22	IV	2.74	–	2.53	2.96	–	–	2.27	3.21	–	–	2.27	3.21
<i>Gomphosphaeria aponina</i>	2.74	0.28	IV	2.82	–	2.66	2.99	–	–	2.46	3.18	–	–	2.46	3.18
<i>Gomphosphaeria salina</i>	2.78	0.32	II	3.04	–	2.78	3.04	–	–	2.52	3.04	–	–	2.52	4.00
<i>Gomphosphaeria multiplex</i>	2.87	0.40	IV	2.90	–	2.78	3.03	–	–	2.65	3.16	–	–	2.65	3.16
<i>Hyella caespitosa</i>	2.83	0.36	II	3.04	–	2.81	3.04	–	–	2.61	3.04	–	–	2.61	4.00
<i>Hydrocoleum homoeotrichum</i>	2.26	0.27	II	1.69	–	1.69	2.16	–	–	1.69	2.82	–	–	1.00	2.82
<i>Jaaginema angustissimum</i>	2.43	0.09	IV	2.37	–	2.27	2.48	–	–	2.14	2.60	–	–	2.14	2.60
<i>Jaaginema metaphyticum</i>	2.26	0.22	IV	2.13	–	1.91	2.35	–	–	1.64	2.62	–	–	1.64	2.62
<i>Komvophoron minutum</i>	2.30	0.17	IV	2.24	–	2.14	2.35	–	–	2.02	2.47	–	–	2.02	2.47
<i>Leptolyngbya amplivaginata</i>	2.46	0.16	VII	2.57	3.04	2.06	2.68	3.04	3.07	1.92	2.80	3.04	3.04	1.92	3.04
<i>Leptolyngbya boryana</i>	1.92	0.55	II	1.69	–	1.69	2.08	–	–	1.69	2.23	–	–	1.00	2.23
<i>Leptolyngbya fragilis</i>	2.34	0.26	VI	1.84	2.57	1.70	1.98	2.43	2.71	1.56	2.12	2.28	2.84	1.56	2.84
<i>Leptolyngbya frigida</i>	2.60	0.17	VI	2.48	2.92	2.37	2.61	2.79	3.03	2.23	2.70	2.70	3.17	2.23	3.17
<i>Leptolyngbya nostocorum</i>	2.23	0.27	II	1.69	–	1.69	2.35	–	–	1.69	2.70	–	–	1.00	2.70

Вид	Weighted mean	St.deviation	Model	Opt <sub>min</sub>	Opt <sub>max</sub>	Central Border_low1	Central Border_high1	Central Border_low2	Central Border_high2	OuterBorder_low1	OuterBorder_high1	OuterBorder_low2	OuterBorder_high2	Min	Max
<i>Leptolyngbya angustissima</i>	2.51	0.13	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Leptolyngbya foveolarum</i>	2.35	0.30	II	1.69	–	1.69	2.31	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	3.04
<i>Leptolyngbya halophila</i>	2.61	0.25	II	3.04	–	2.56	3.04	–	–	1.84	3.04	–	–	1.84	4.00
<i>Leptolyngbya lagerheimii</i>	2.85	0.38	IV	2.89	–	2.76	3.02	–	–	2.62	3.15	–	–	2.62	3.15
<i>Leptolyngbya laminosa</i>	1.85	0.62	II	1.69	–	1.69	1.94	–	–	1.69	2.09	–	–	1.00	2.09
<i>Leptolyngbya perelegans</i>	2.46	0.10	IV	2.42	–	2.27	2.58	–	–	2.08	2.76	–	–	2.08	2.76
<i>Leptolyngbya tenuis</i>	2.59	0.14	IV	2.63	–	2.50	2.75	–	–	2.37	2.89	–	–	2.37	2.89
<i>Leptolyngbya valderiana</i>	2.55	0.14	IV	2.53	–	2.33	2.72	–	–	2.09	2.97	–	–	2.09	2.97
<i>Leptolyngbya notata</i>	2.54	0.24	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Lyngbya aestuarii</i>	2.61	0.21	II	3.04	–	2.45	3.04	–	–	1.92	3.04	–	–	1.92	4.00
<i>Lyngbya semiplena</i>	2.49	0.15	IV	2.44	–	2.17	2.71	–	–	1.88	3.01	–	–	1.88	3.01
<i>Lyngbya salina</i>	2.63	0.25	II	3.04	–	2.67	3.04	–	–	1.95	3.04	–	–	1.95	4.00
<i>Merismopedia elegans</i>	2.30	0.17	IV	2.23	–	2.09	2.37	–	–	1.93	2.52	–	–	1.93	2.52
<i>Merismopedia glauca</i>	2.32	0.16	IV	2.23	–	2.06	2.39	–	–	1.86	2.60	–	–	1.86	2.60
<i>Merismopedia punctata</i>	2.51	0.12	IV	2.48	–	2.30	2.67	–	–	2.06	2.90	–	–	2.06	2.90
<i>Merismopedia mediterranea</i>	2.64	0.19	IV	2.71	–	2.50	2.92	–	–	2.24	3.17	–	–	2.24	3.17
<i>Microcoleus chthonoplastes</i>	2.63	0.22	II	3.04	–	2.43	3.04	–	–	2.07	3.04	–	–	2.07	4.00
<i>Microcoleus lacustris</i>	2.12	0.38	II	1.69	–	1.69	2.10	–	–	1.69	2.49	–	–	1.00	2.49
<i>Microcoleus paludosus</i>	2.05	0.42	II	1.69	–	1.69	2.10	–	–	1.69	2.40	–	–	1.00	2.40
<i>Microcoleus vaginatus</i>	2.76	0.29	IV	2.82	–	2.67	2.96	–	–	2.51	3.12	–	–	2.51	3.12

Вид	Weighted mean	St.deviation	Model	Opt <sub>min</sub>	Opt <sub>max</sub>	Central Border_low1	Central Border_high1	Central Border_low2	Central Border_high2	OuterB_order_low1	OuterB_order_high1	OuterB_order_low2	OuterB_order_high2	Min	Max
<i>Microcoleus tenerrimus</i>	2.63	0.18	IV	2.70	–	2.50	2.90	–	–	2.25	3.14	–	–	2.25	3.14
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2.57	0.11	IV	2.55	–	2.39	2.71	–	–	2.19	2.91	–	–	2.19	2.91
<i>Microcystis pulverea</i>	2.55	0.21	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Nodularia harveyana</i>	2.53	0.17	III	2.23	3.04	2.11	3.04	–	–	1.96	3.04	–	–	1.96	4.00
<i>Nodularia spumigena</i>	2.68	0.23	II	3.04	–	2.52	3.04	–	–	2.28	3.04	–	–	2.28	4.00
<i>Nostoc commune</i>	2.23	0.29	II	1.69	–	1.69	2.43	–	–	1.69	2.66	–	–	1.00	2.66
<i>Nostoc edaphicum</i>	2.38	0.25	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Nostoc linckia</i>	2.52	0.23	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Nostoc linckia f. terrestris</i>	2.23	0.24	IV	2.21	–	2.10	2.31	–	–	1.98	2.44	–	–	1.98	2.44
<i>Nostoc linckia f. muscorum</i>	2.51	0.04	IV	2.52	–	2.42	2.62	–	–	2.29	2.74	–	–	2.29	2.74
<i>Nostoc microscopicum</i>	2.23	0.24	IV	2.21	–	2.10	2.31	–	–	1.98	2.44	–	–	1.98	2.44
<i>Nostoc paludosum</i>	1.96	0.50	II	1.69	–	1.69	2.17	–	–	1.69	2.32	–	–	1.00	2.32
<i>Nostoc punctiforme</i>	2.75	0.28	II	3.04	–	2.83	3.04	–	–	2.45	3.04	–	–	2.45	4.00
<i>Oscillatoria bonnemaisonii</i>	2.64	0.18	IV	2.68	–	2.58	2.78	–	–	2.46	2.91	–	–	2.46	2.91
<i>Oscillatoria margaritifera</i>	2.52	0.21	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Oscillatoria nigroviridis</i>	2.88	0.41	IV	2.92	–	2.81	3.02	–	–	2.69	3.15	–	–	2.69	3.15
<i>Oscillatoria salinarum</i>	2.57	0.12	IV	2.59	–	2.48	2.70	–	–	2.35	2.82	–	–	2.35	2.82
<i>Oscillatoria jenensis</i>	1.87	0.60	II	1.69	–	1.69	1.98	–	–	1.69	2.14	–	–	1.00	2.14
<i>Oscillatoria tenuis</i>	2.54	0.08	IV	2.55	–	2.45	2.65	–	–	2.33	2.78	–	–	2.33	2.78
<i>Pseudocapsa sphaerica</i>	2.91	0.44	II	3.04	–	2.82	3.04	–	–	2.67	3.04	–	–	2.67	4.00
<i>Phormidium ambiguum</i>	2.42	0.10	IV	2.36	–	2.22	2.51	–	–	2.05	2.68	–	–	2.05	2.68



Вид	Weighted mean	St.deviation	Model	Opt <sub>min</sub>	Opt <sub>max</sub>	Central Border_low1	Central Border_high1	Central Border_low2	Central Border_high2	OuterBorder_low1	OuterBorder_high1	OuterBorder_low2	OuterBorder_high2	Min	Max
<i>Phormidium autumnale</i>	2.11	0.36	II	1.69	–	1.69	2.31	–	–	1.69	2.48	–	–	1.00	2.48
<i>Phormidium chalybeum</i>	1.83	0.64	II	1.69	–	1.69	1.89	–	–	1.69	2.05	–	–	1.00	2.05
<i>Phormidium corallinae</i>	2.65	0.20	IV	2.74	–	2.51	2.97	–	–	2.22	3.26	–	–	2.22	3.26
<i>Phormidium inundatum</i>	1.87	0.60	II	1.69	–	1.69	1.98	–	–	1.69	2.14	–	–	1.00	2.14
<i>Phormidium jenkelianum</i>	1.94	0.53	IV	1.92	–	1.79	2.06	–	–	1.65	2.20	–	–	1.65	2.20
<i>Phormidium laetevirens</i>	2.20	0.31	II	1.69	–	1.69	2.39	–	–	1.69	2.62	–	–	1.00	2.62
<i>Phormidium lloydianum</i>	2.59	0.12	IV	2.60	–	2.50	2.71	–	–	2.38	2.83	–	–	2.38	2.83
<i>Phormidium molle</i>	2.34	0.13	IV	2.27	–	2.10	2.43	–	–	1.89	2.64	–	–	1.89	2.64
<i>Phormidium papyraceum</i>	2.49	0.55	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Phormidium paulsenianum f. takyricum</i>	2.58	0.21	III	2.23	3.04	2.11	3.04	–	–	1.96	3.04	–	–	1.96	4.00
<i>Phormidium paulsenianum</i>	2.39	0.28	VI	1.82	2.63	1.66	1.99	2.46	2.80	1.49	2.19	2.26	2.96	1.49	2.96
<i>Phormidium retzii</i>	1.80	0.67	II	1.69	–	1.69	1.85	–	–	1.69	2.00	–	–	1.00	2.00
<i>Phormidium subfuscum</i>	2.01	0.46	II	1.69	–	1.69	2.09	–	–	1.69	2.34	–	–	1.00	2.34
<i>Phormidium subuliforme</i>	2.58	0.11	IV	2.60	–	2.49	2.70	–	–	2.37	2.82	–	–	2.37	2.82
<i>Phormidium tergestinum</i>	2.91	0.44	II	3.04	–	2.94	3.04	–	–	2.77	3.04	–	–	2.77	4.00
<i>Phormidium uncinatum</i>	2.16	0.40	II	1.69	–	1.69	2.03	–	–	1.69	2.54	–	–	1.00	2.54
<i>Phormidium bohneri</i>	2.61	0.16	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Phormidium dimorphum</i>	2.18	0.31	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Phormidium jadinianum</i>	1.90	0.56	IV	1.87	–	1.72	2.01	–	–	1.58	2.15	–	–	1.58	2.15

Вид	Weighted mean	St.deviation	Model	Opt <sub>min</sub>	Opt <sub>max</sub>	Central Border_low1	Central Border_high1	Central Border_low2	Central Border_high2	OuterBorder_low1	OuterBorder_high1	OuterBorder_low2	OuterBorder_high2	Min	Max
<i>Phormidium corium</i>	2.51	0.11	IV	2.51	–	2.38	2.65	–	–	2.21	2.82	–	–	2.21	2.82
<i>Phormidium formosum</i>	2.40	0.18	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Phormidium lucidum</i>	2.42	0.12	IV	2.36	–	2.18	2.55	–	–	1.95	2.78	–	–	1.95	2.78
<i>Phormidium okenii</i>	2.18	0.34	II	1.69	–	1.69	2.05	–	–	1.69	2.58	–	–	1.00	2.58
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	2.88	0.41	IV	2.92	–	2.81	3.02	–	–	2.69	3.15	–	–	2.69	3.15
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	2.56	0.10	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	2.24	0.30	II	1.69	–	1.69	2.05	–	–	1.69	2.73	–	–	1.00	2.73
<i>Pseudanabaena galeata</i>	2.37	0.14	IV	2.28	–	2.13	2.44	–	–	1.95	2.61	–	–	1.95	2.61
<i>Schizothrix arenaria</i>	2.10	0.39	II	1.69	–	1.69	2.12	–	–	1.69	2.46	–	–	1.00	2.46
<i>Schizothrix coriacea</i>	2.46	0.12	IV	2.40	–	2.23	2.58	–	–	2.02	2.79	–	–	2.02	2.79
<i>Schizothrix lardacea</i>	2.09	0.38	II	1.69	–	1.69	1.98	–	–	1.69	2.40	–	–	1.00	2.40
<i>Schizothrix lenormandiana</i>	2.23	0.24	IV	2.07	–	1.82	2.32	–	–	1.52	2.63	–	–	1.52	2.63
<i>Scytonema ocellatum</i>	1.96	0.51	II	1.69	–	1.69	1.96	–	–	1.69	2.23	–	–	1.00	2.23
<i>Spirulina major</i>	2.55	0.15	IV	2.56	–	2.32	2.80	–	–	2.03	3.09	–	–	2.03	3.09
<i>Spirulina subsalsa</i>	2.84	0.37	II	3.04	–	2.81	3.04	–	–	2.62	3.04	–	–	2.62	4.00
<i>Symploca muscorum</i>	2.10	0.40	II	1.69	–	1.69	2.11	–	–	1.69	2.47	–	–	1.00	2.47
<i>Symploca elegans</i>	2.30	0.22	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Symplocastrum friesii</i>	1.85	0.62	II	1.69	–	1.69	1.94	–	–	1.69	2.09	–	–	1.00	2.09
<i>Synechocystis aquatilis</i>	1.78	0.69	II	1.69	–	1.69	1.81	–	–	1.69	1.95	–	–	1.00	1.95
<i>Synechocystis pevalekii</i>	2.13	0.34	IV	1.86	–	1.57	2.16	–	–	1.21	2.52	–	–	1.21	2.52
<i>Synechocystis crassa</i>	2.78	0.33	II	3.04	–	2.84	3.04	–	–	2.52	3.04	–	–	2.52	4.00

Вид	Weighted mean	St.deviation	Model	Opt <sub>min</sub>	Opt <sub>max</sub>	Central Border_low1	Central Border_high1	Central Border_low2	Central Border_high2	OuterBorder_low1	OuterBorder_high1	OuterBorder_low2	OuterBorder_high2	Min	Max
<i>Synechocystis salina</i>	2.64	0.25	IV	2.79	–	2.55	3.02	–	–	2.27	3.31	–	–	2.27	3.31
<i>Synechococcus elongatus</i>	2.21	0.26	IV	2.06	–	1.82	2.29	–	–	1.53	2.59	–	–	1.53	2.59
<i>Trichormus ellipsosporus</i>	2.10	0.38	II	1.69	–	1.69	1.89	–	–	1.69	2.35	–	–	1.00	2.35
<i>Trichormus propinquus</i>	2.67	0.27	II	3.04	–	2.71	3.04	–	–	2.17	3.04	–	–	2.17	4.00
<i>Trichormus thermalis</i>	2.52	0.09	IV	2.55	–	2.44	2.65	–	–	2.32	2.78	–	–	2.32	2.78
<i>Trichormus variabilis</i>	2.44	0.22	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00
<i>Trichormus khannae</i>	2.52	0.21	VII	2.13	2.66	2.03	2.24	2.55	2.76	1.92	2.38	2.38	2.89	1.92	2.89
<i>Trichormus pseudovariabilis</i>	2.52	0.21	I	–	–	1.69	3.04	–	–	1.69	3.04	–	–	1.00	4.00

Умовні позначки: \* – Weighted mean – зважена середня фітоіндикаційних оцінок рівня солоності екотопу (1 – умови, сприятливі для стеногалинних галотолерантів (прісноводні форми); 2 – умови, сприятливі для евритопних галотолерантів); 3 – умови, сприятливі для галобіонтів; 4 – умови, сприятливі для галофітів) на основі присутності/відсутності відповідного виду; St.deviation – стандартне відхилення зваженої середньої; Model – оптимальна за критерієм AIC модель із переліку Хуїзмана, Ольфа та Фреско, розширені Янсенем та Оксаненом (HOFJO); Opt<sub>min</sub> – оцінка оптимуму (або мінімального значення оптимуму за наявності двох оптимумів); Opt<sub>max</sub> – оцінка максимального значення оптимуму за наявності двох оптимумів; CentralBorder\_low1 – менше значення центральної границі оптимуму; CentralBorder\_high1 – більше значення центральної границі; CentralBorder\_low2 – менше значення центральної границі максимального оптимуму за його наявності; CentralBorder\_high2 – більше значення центральної границі максимального оптимуму за його наявності; OuterBorder\_low1 – менше значення зовнішньої границі; OuterBorder\_high1 – більше значення зовнішньої границі; OuterBorder\_low2 – менше значення зовнішньої границі максимального оптимуму за його наявності; OuterBorder\_high2 – більше значення зовнішньої границі максимального оптимуму за його наявності; Min – мінімальна границя індикаційного діапазону; Max – максимальна границя індикаційного діапазону

## ДОДАТОК 5

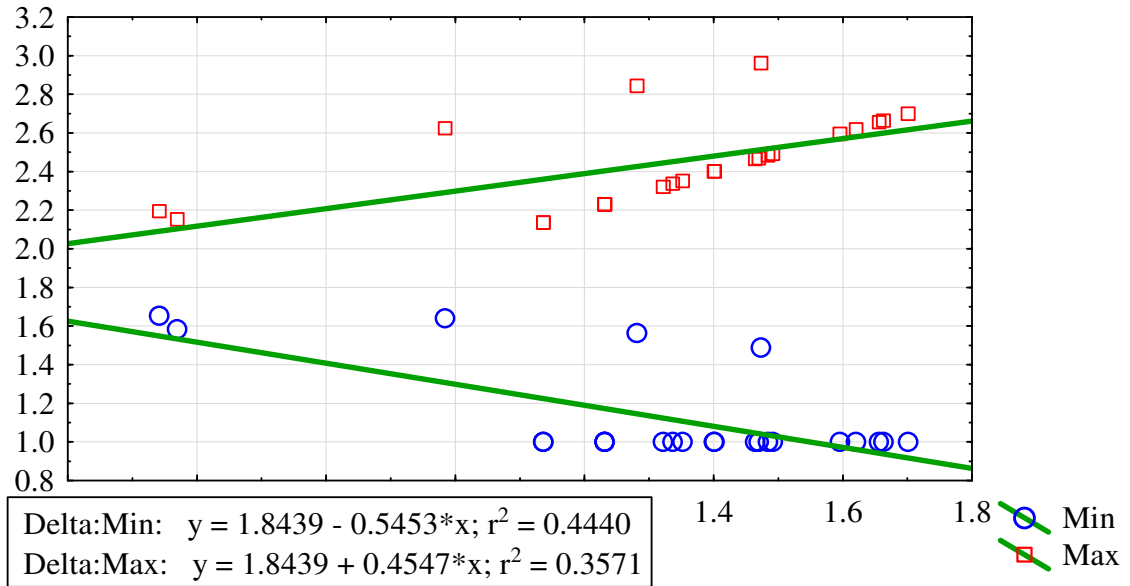


Рис. Д5.1. Фітоіндикація рівня солоності екотопу степу Верхів'я Утлюцького лиману за методом ідеального індикатора

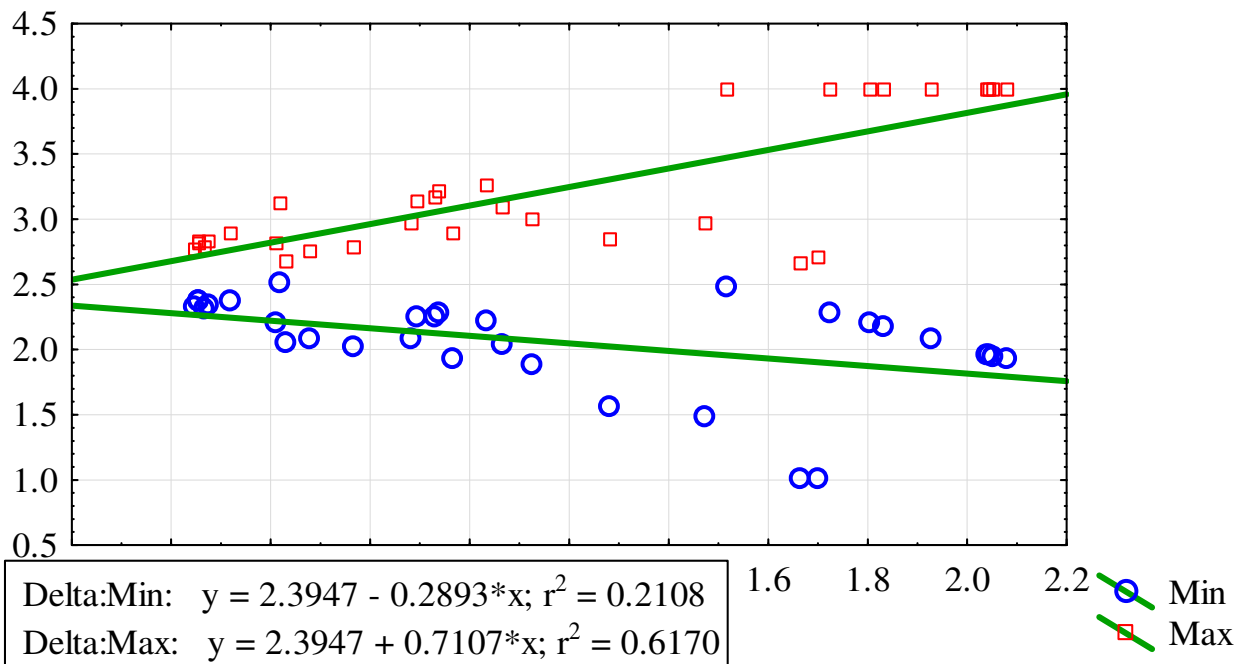


Рис. Д5.2. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солончаку Верхів'я Утлюцького лиману за методом ідеального індикатора

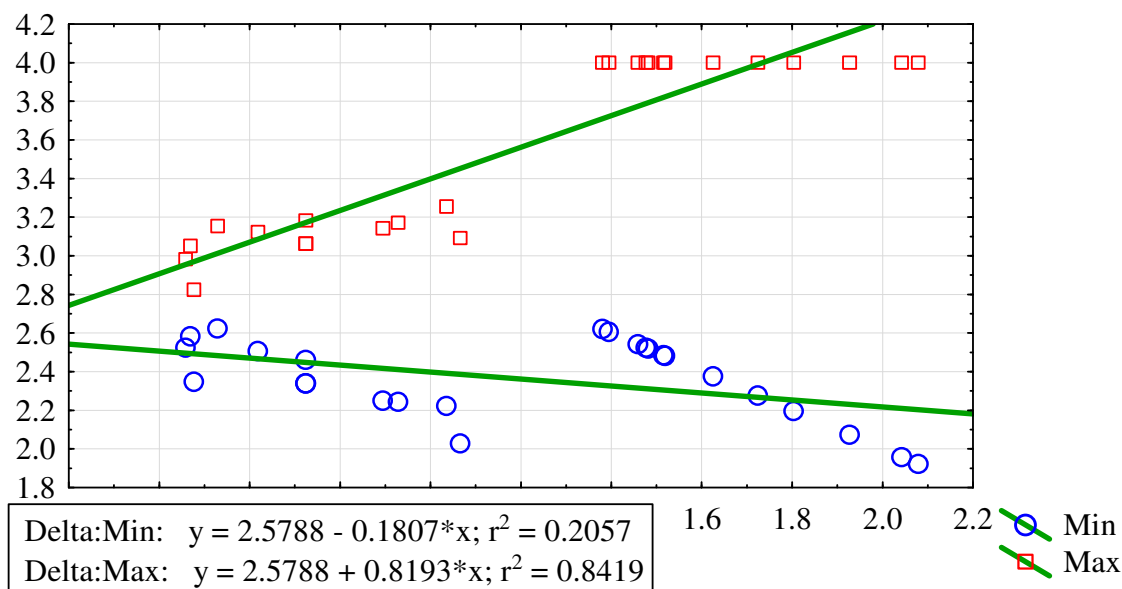


Рис. Д5.3. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солоної водойми Верхів'я Утлюцького лиману за методом ідеального індикатора

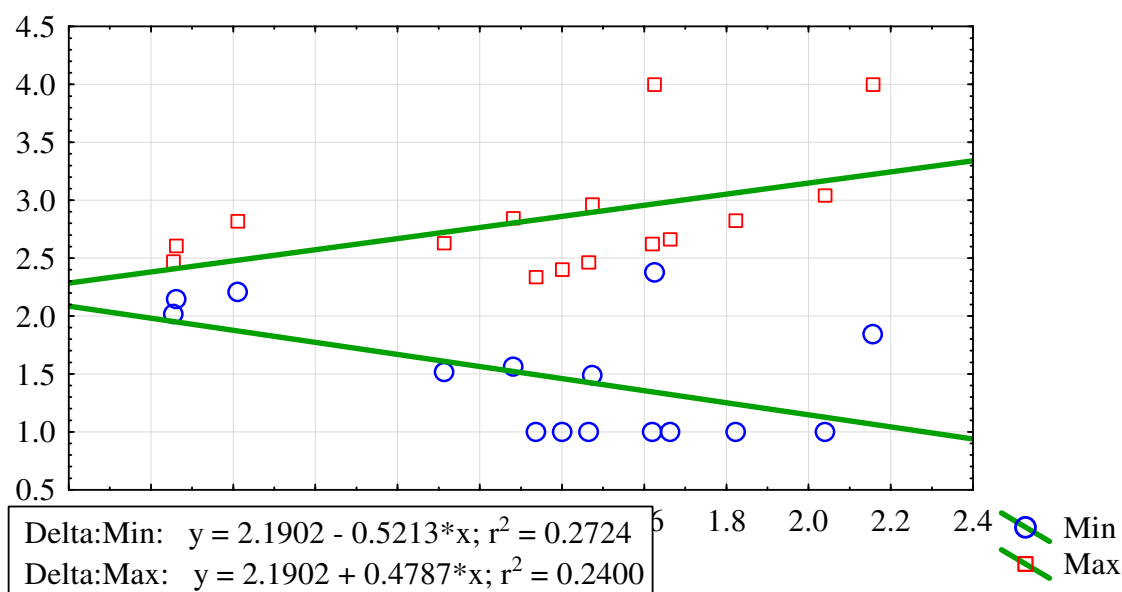


Рис. Д5.4. Фітоіндикація рівня солоності екотопу степу (Лиман Сивашик) за методом ідеального індикатора

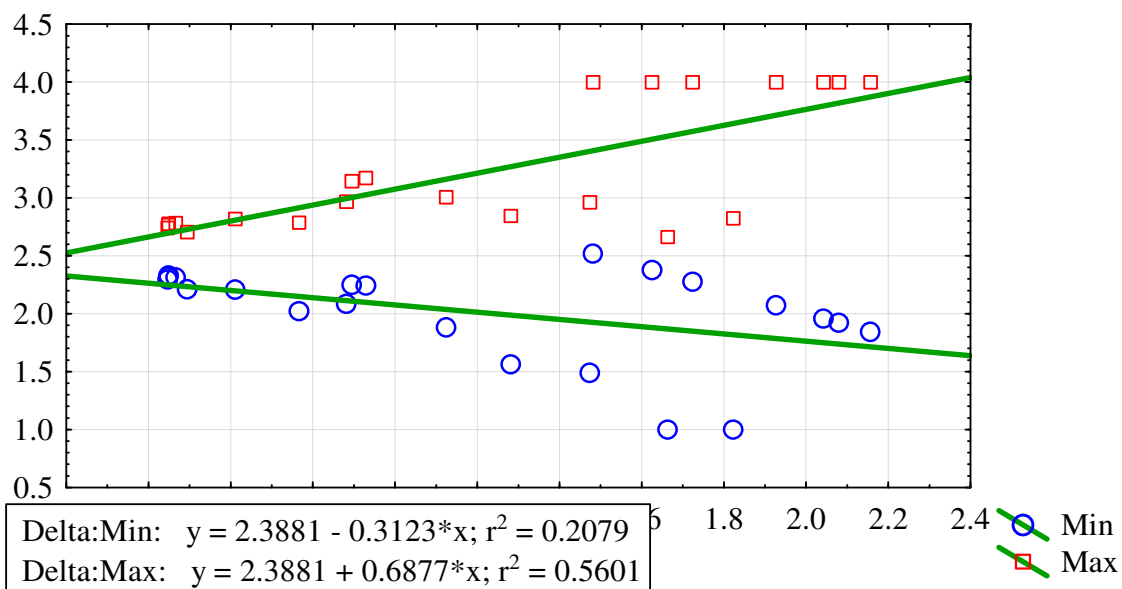


Рис. Д5.5. Фітоіндикація рівня солоності солончаку (Лиман Сивашик) за методом ідеального індикатора

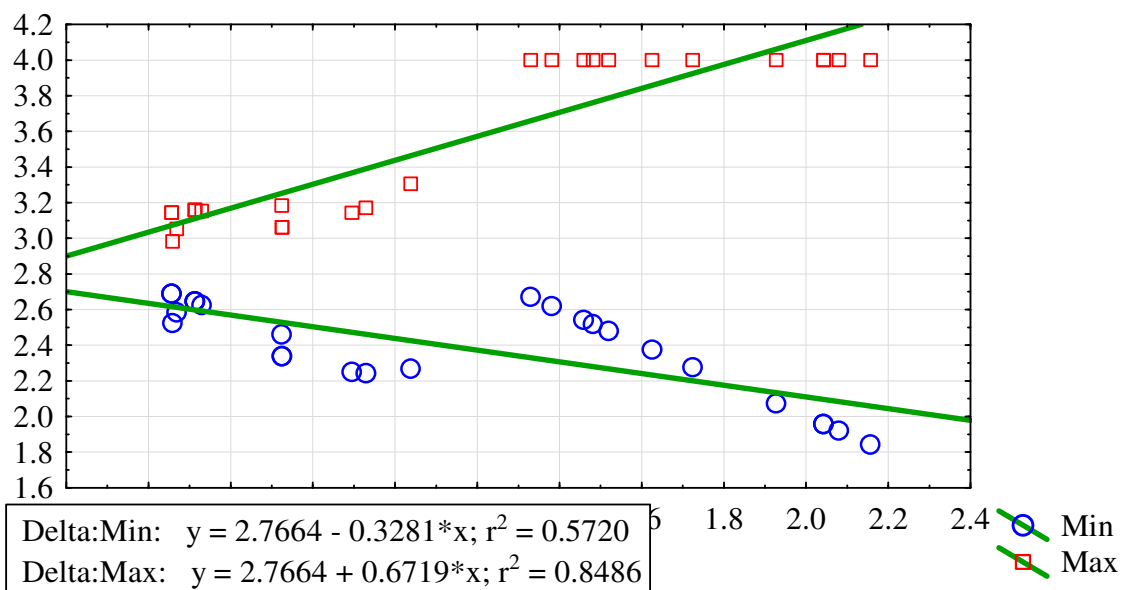


Рис. Д5.6. Фітоіндикація рівня солоності солоної водойми (Лиман Сивашик) за методом ідеального індикатора

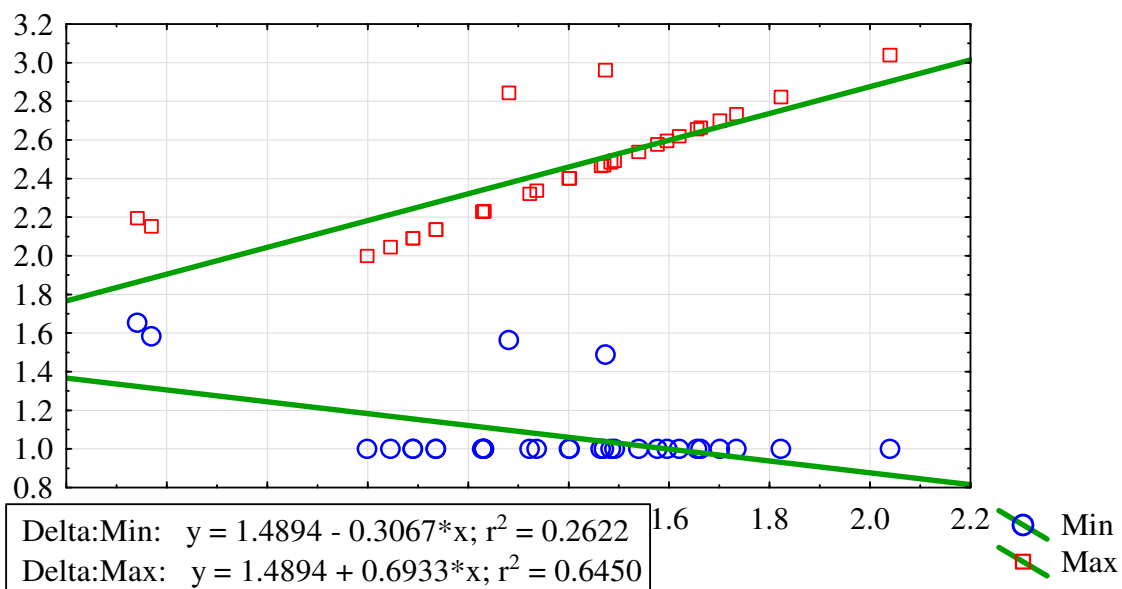


Рис. Д5.7. Фітоіндикація рівня солоності екотопу степу (Федотова коса) за методом ідеального індикатора

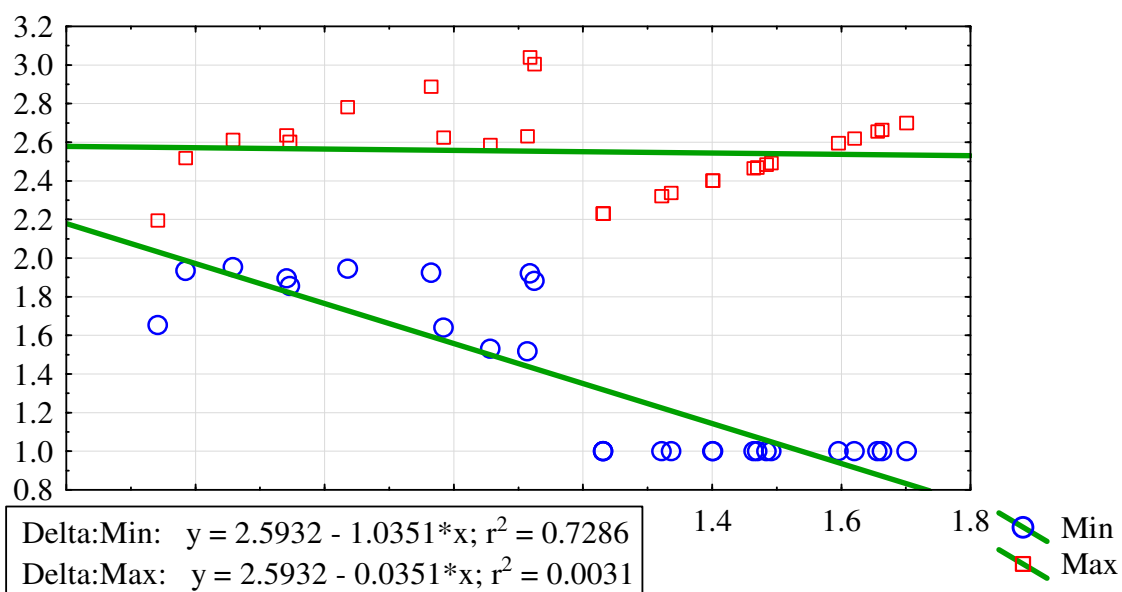


Рис. Д5.8. Фітоіндикація рівня солоності екотопу піщаних ґрунтів (Федотова коса) за методом ідеального індикатора

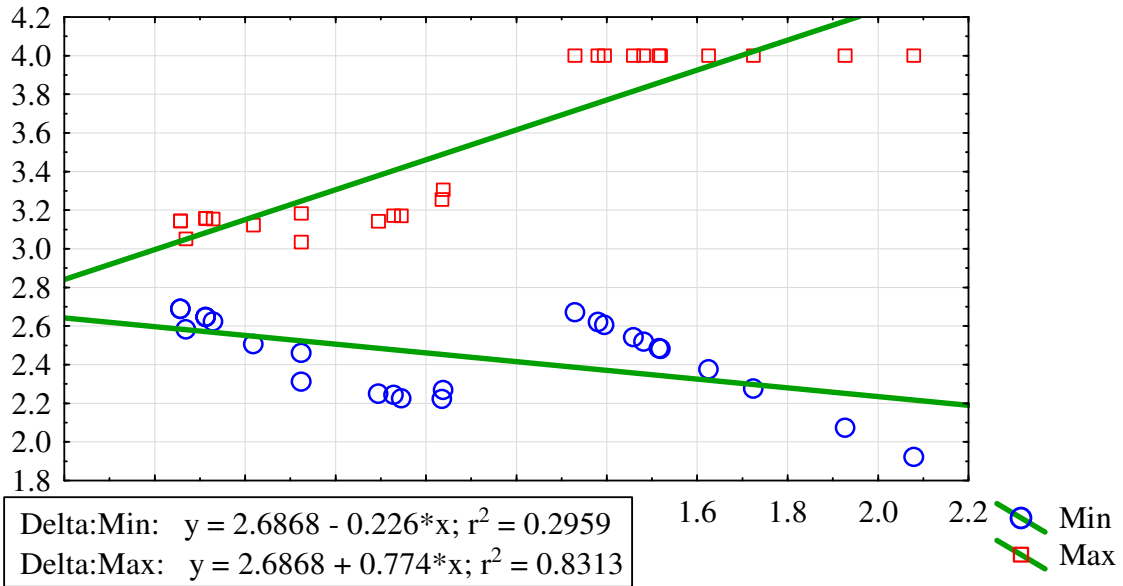


Рис. Д5.9. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солоної водойми (Федотова коса) за методом ідеального індикатора

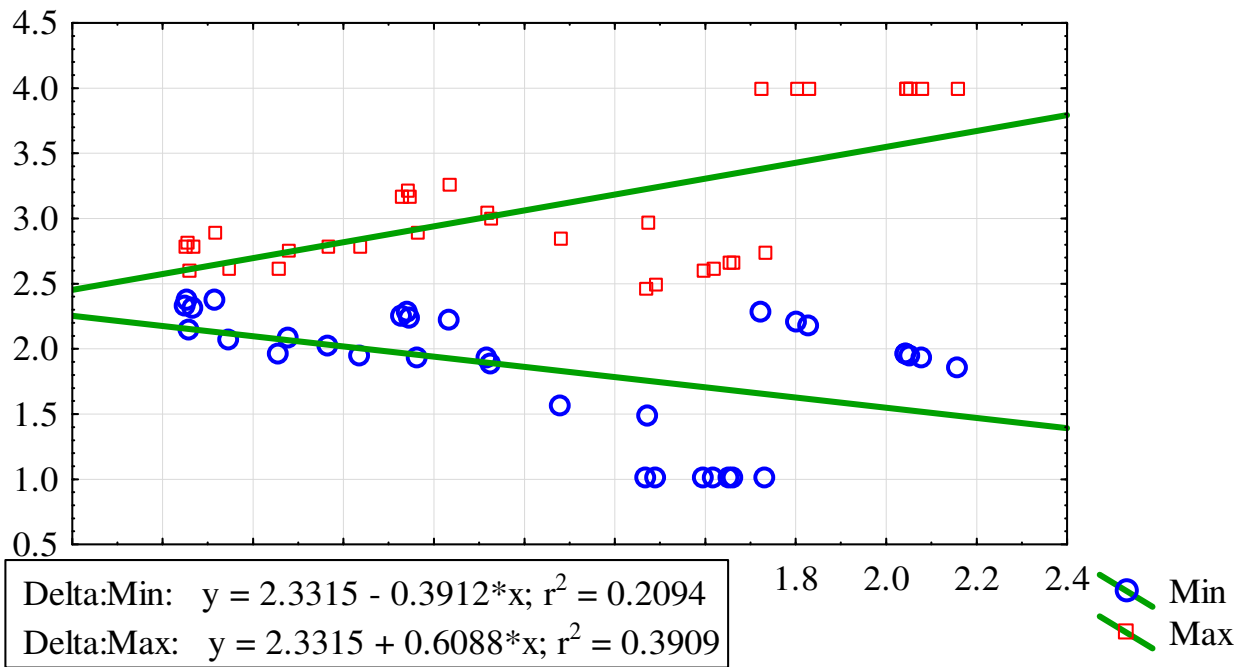


Рис. Д5.10. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солончаку (Степанівська коса) за методом ідеального індикатора



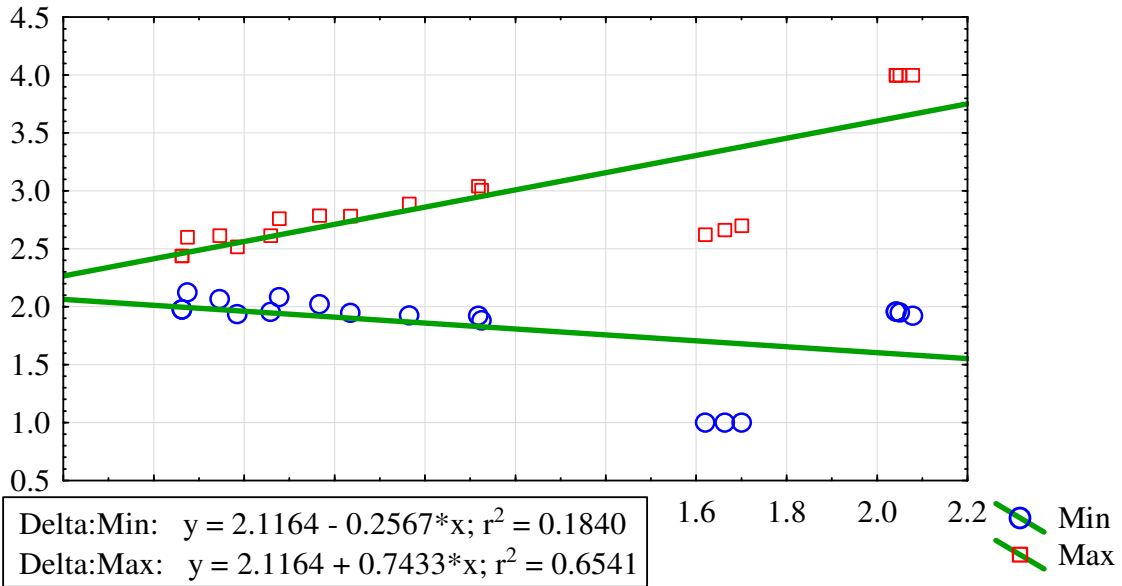


Рис. Д5.11. Фітоіндикація рівня солоності екотопу піщаних ґрунтів (Степанівська коса) за методом ідеального індикатора

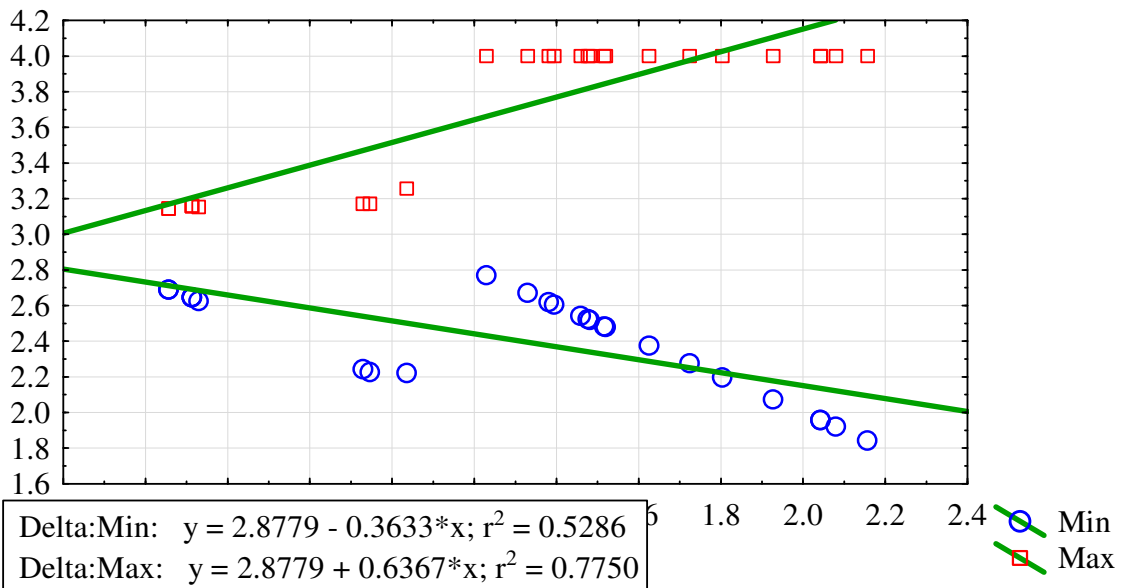


Рис. Д5.12. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солоної водойми (Степанівська коса) за методом ідеального індикатора

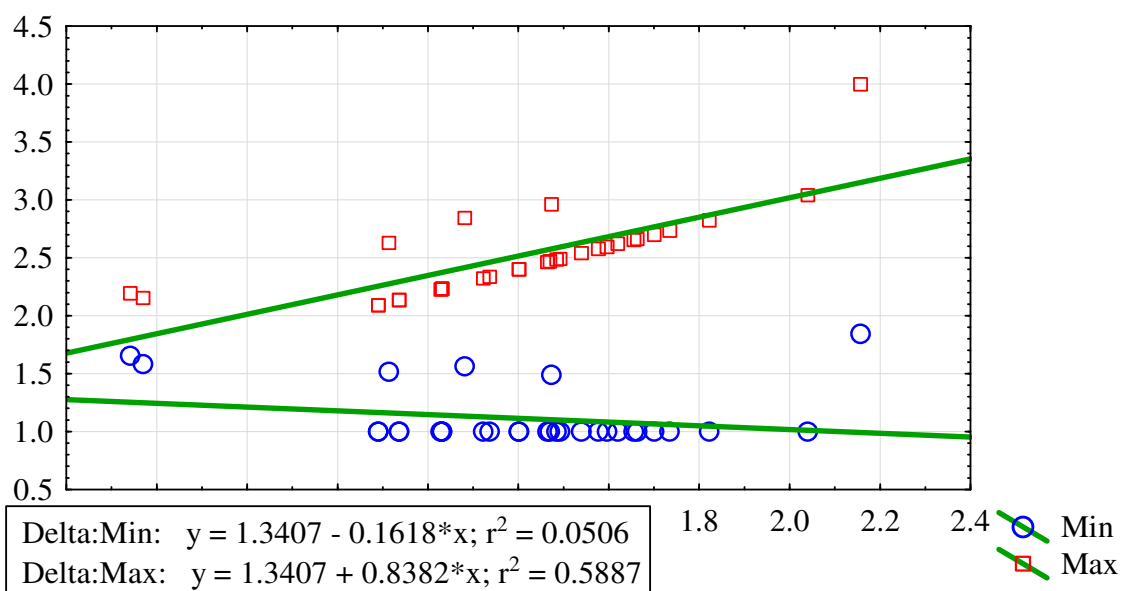


Рис. Д5.13. Фітоіндикація рівня солоності екотопу степу (урочище Тубальський лиман) за методом ідеального індикатора

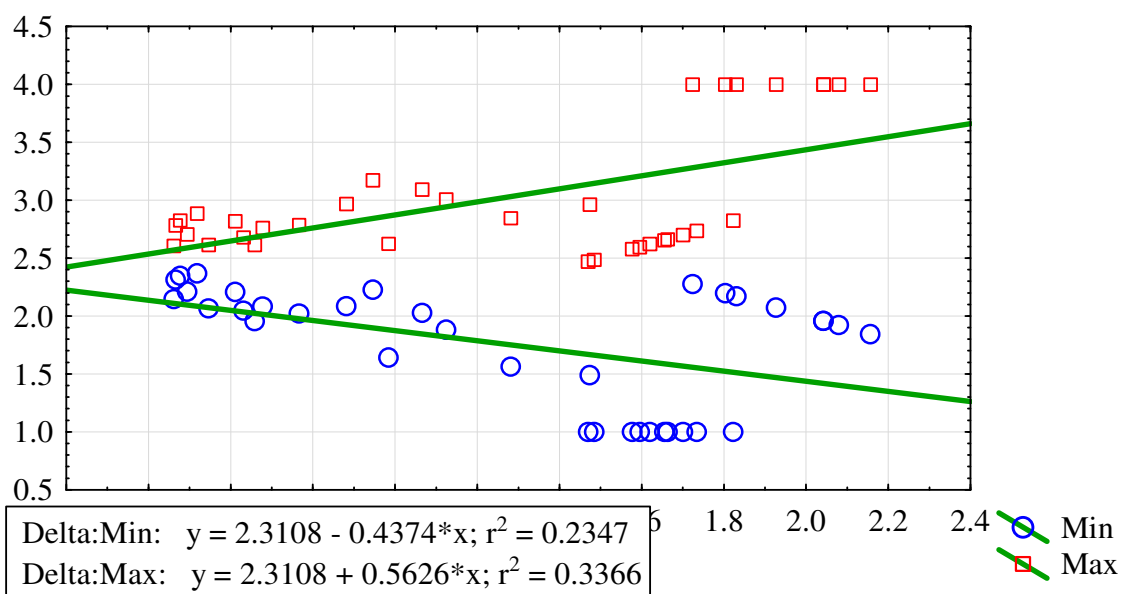


Рис. Д5.14. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солончаку (урочище Тубальський лиман) за методом ідеального індикатора

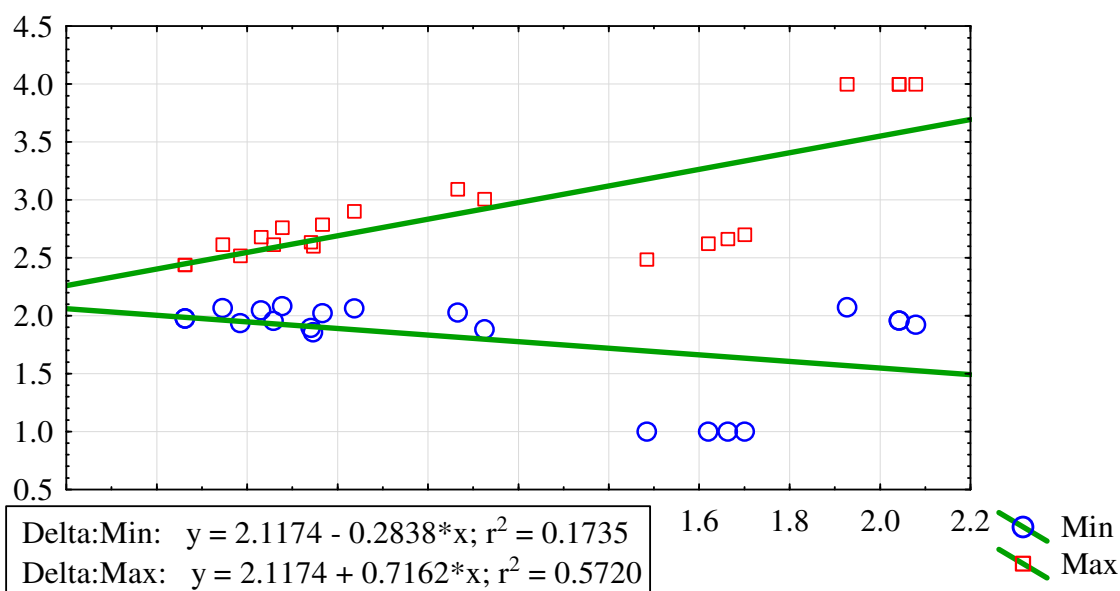


Рис. Д5.15. Фітоіндикація рівня солоності екотопу піщаних ґрунтів (урочище Тубальський лиман) за методом ідеального індикатора

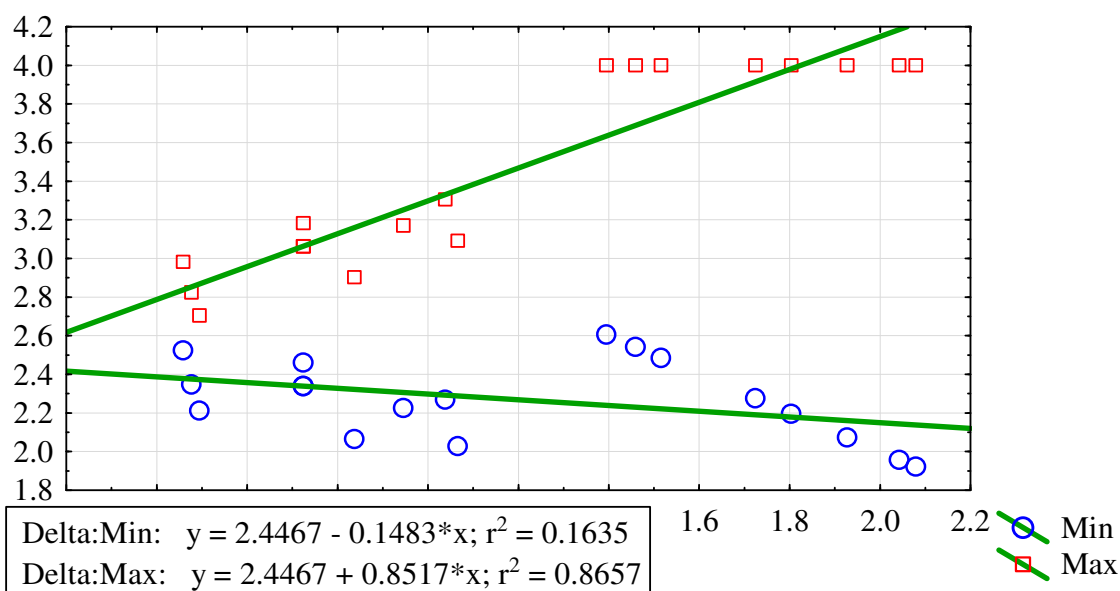


Рис. Д5.16. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солоної водойми (урочище Тубальський лиман) за методом ідеального індикатора

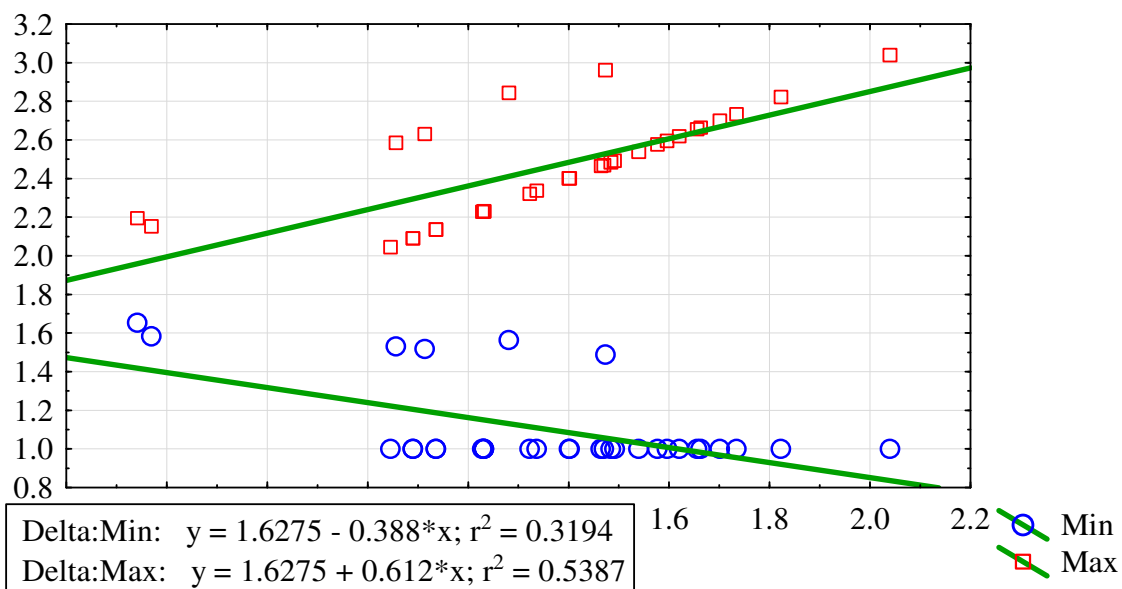


Рис. Д5.17. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солоної водойми (гирло річки Корсак) за методом ідеального індикатора

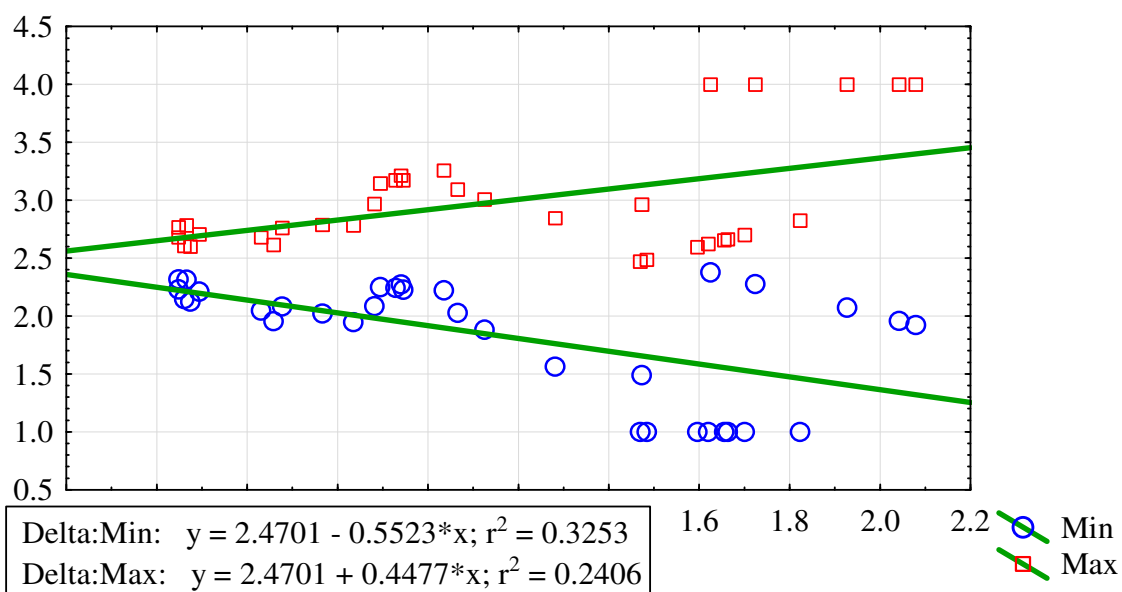


Рис. Д5.18. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солончаку (гирло річки Корсак) за методом ідеального індикатора

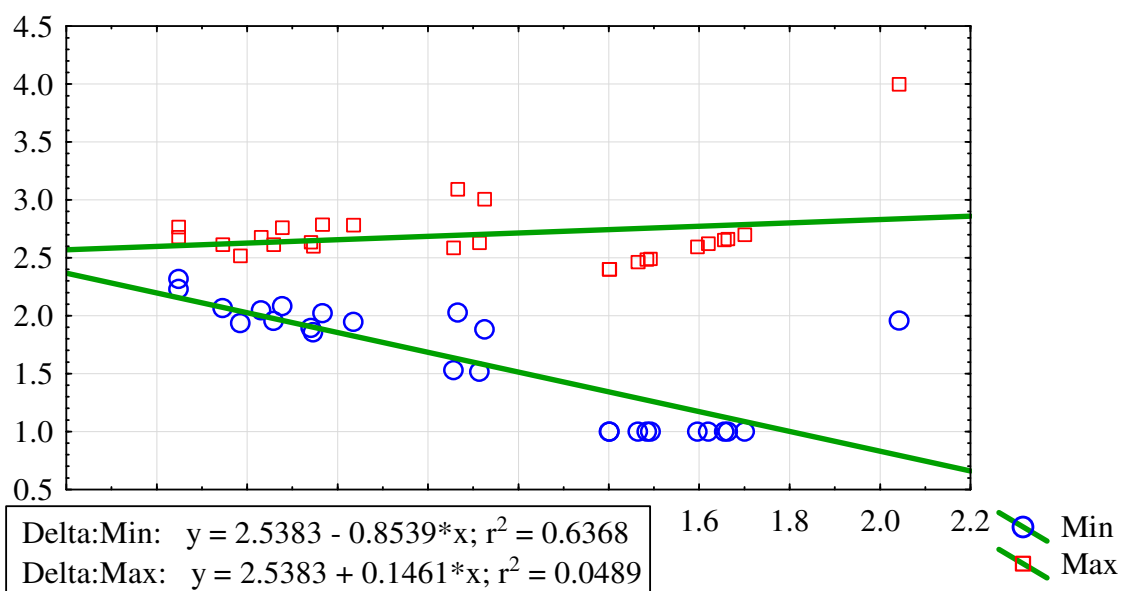


Рис. Д5.19. Фітоіндикація рівня солоності екотопу піщаних ґрунтів (гирло річки Корсак) за методом ідеального індикатора

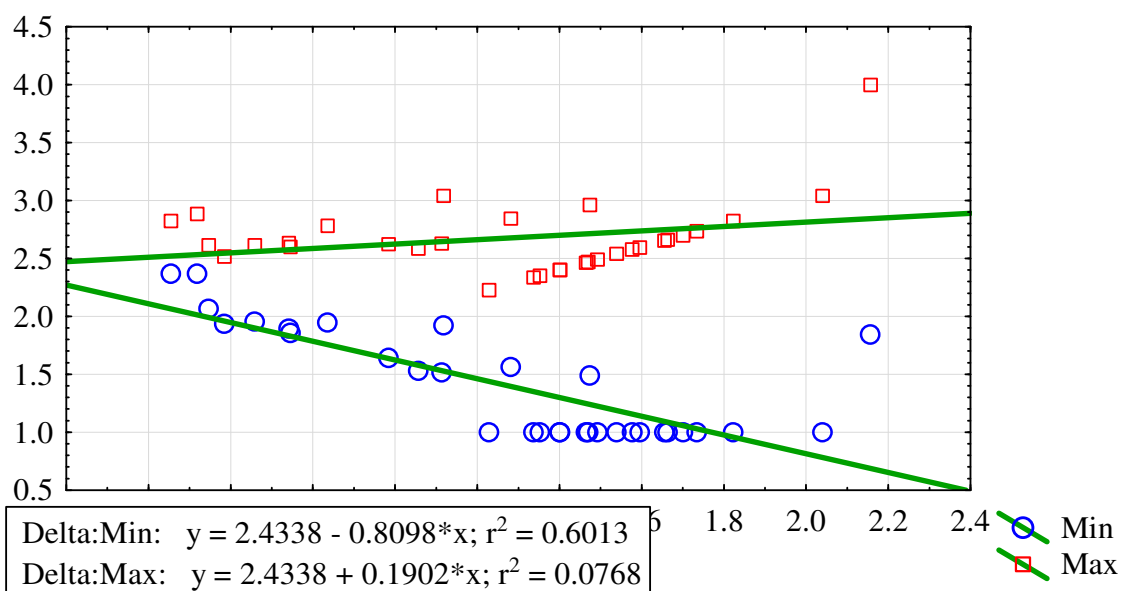


Рис. Д5.20. Фітоіндикація рівня солоності екотопу піщаних ґрунтів (заплава р. Берда) за методом ідеального індикатора

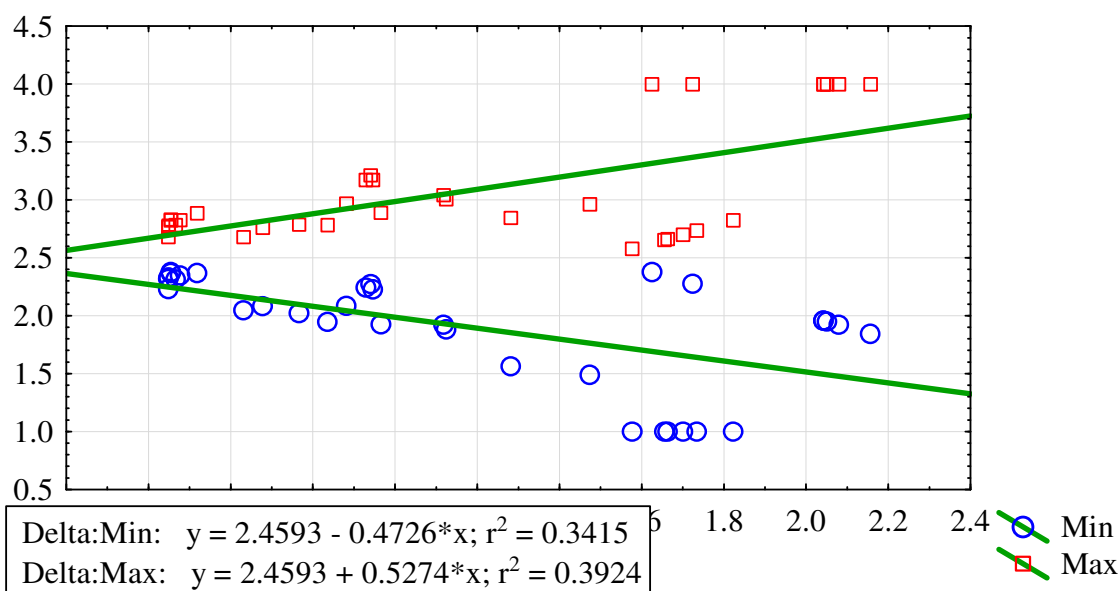


Рис. Д5.21. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солончаку (заплава р. Берда) за методом ідеального індикатора

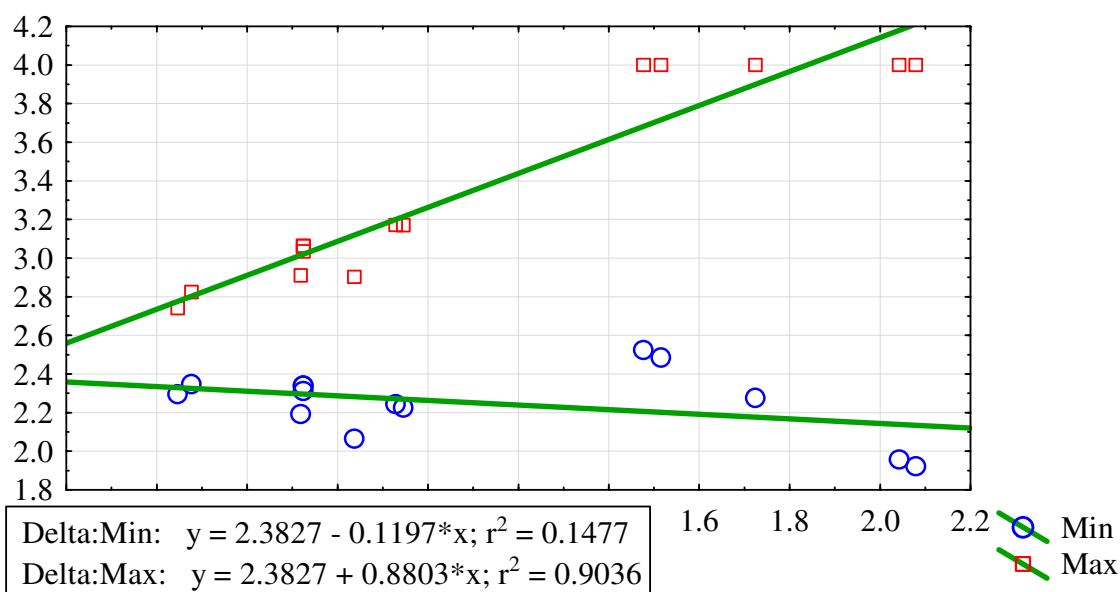


Рис. Д5.22. Фітоіндикація рівня солоності екотопу солоної водойми (заплава р. Берда) за методом ідеального індикатора

## ДОДАТОК 6

Список публікацій здобувача, в яких висвітлено основні наукові  
результати дисертації

## Розділ монографії

1. Maltseva, I., Yarova, T., Arabadzhi-Tipenko, L., Pavlenko, O., Yakoviichuk, O., Zinenko, A., Manuilova, M. (2019). Innovative technologies for ensuring ecological safety of maritime recreation. Ekkert, M., Nestorenko, O., Szynek, M. (eds.) Modern innovative and information technologies in the development of society. Series of monographs Faculty of Architecture, Civil Engineering and Applied Arts Katowice School of Technology Monograph 23. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Technicznej w Katowicach, 29–38. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

У виданнях, які включені до наукометричних баз **Web of Science** та **Scopus**

2. Arabadzhi, L.I., Solonenko, A.M., Bren, O.G., Holubev, M.I. (2016). Cyanoprokaryota of Tubalskyi estuary (Azov sea basin). *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytskyi Melitopol State Pedagogical University*. 6 (3), 414–418. (**Web of Science**) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

3. Yarovyi, S.O., Arabadzhi, L.I., Solonenko, A.M., Bren, O.G., Maltsev, E.I., Matsyura, A.V. (2017). Diversity of Cyanoprokaryota in sandy habitats in Pryazov National Natural Park (Ukraine). *Ukrainian Journal of Ecology*. 7(2), 91–95. DOI: 10.15421/2017\_24. (**Web of Science**) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

4. Solonenko, A. M., Arabadzhy-Tipenko, L. I., Kunakh, O. M., Kovalenko, D. V. (2020). The role of ecological groups in the formation of cyanobacterial communities in the ecosystems of the North Azov region (Ukraine). *Biosystems Diversity* 28 (3), 216-223. DOI:10.15421/012028. (**Scopus**)

(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

### **Публікації в наукових фахових виданнях України**

5. Arabadzhy-Tipenko, L. I. (2020). Ecological and floristic characteristics of *Cyanophyceae* of Pryazovskyi National Nature Park. *Agrology*, 3(2), 66–79. doi: 10.32819/020009 (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

6. Арабаджи-Типенко, Л.И., Солоненко, А.Н., Брен, А.Г., (2019), Суанопрокарюта солончаков Приазовського національного природного парку, Україна, *Альгологія*, 29(4), 463–477, (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)

7. Яровий, С. О., Арабаджи, Л. І. (2017). До вивчення Суанопрокарюта деяких водойм Приазовського національного природного парку. *Екологія та ноосферологія*. 27, 3-4.- 2017. 110–116. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

### **Список публікацій, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації**

8. Арабаджи, Л. І., Солоненко, А.М., Брен, О.Г., Мальцев, Є.І. (2017). Різноманіття Суанопрокарюта піщаних намивних ґрунтів Приазовського національного природного парку. *XIV з'їзд Українського ботанічного товариства* (25-26 квітня 2017 р., м. Київ), 82. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

9. Арабаджи, Л. И., Яровая, Т.А., (2017). Высшие водные растения Приазовского национального природного парка. Збірник матеріалів Всеукраїнської конференції «Сучасний світ як результат антропогенної діяльності» (10-12 жовтня, Мелітополь, 2017). Мелітополь: Видавництво МДПУ імені Б.Хмельницького, 25–27. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та



опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

10. Арабаджи, Л. І. (2015). Моніторинг вмісту хлорид- та сульфат-йонів на території Приазовського національного природного парку. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «IV Всеукраїнські наукові читання пам'яті Сергія Таращука до 60-річчя від дня народження» (м. Миколаїв, 23-24 квітня 2015 р.). Чорноморський державний університет імені Петра Могили. Миколаїв: ФОП Швець В. Д., 16–19.

11. Арабаджи, Л. І. (2015). До вивчення синьозелених водоростей степових схилів Приазовського національного природного парку. Матеріали X Міжнародної конференції молодих науковців «Біологія: від молекули до біосфери» (2–4 грудня 2015 р., м. Харків). Харків: ФОП Шаповалова Т. М., С.207–208.

12. Арабаджи, Л. І. (2016). Різноманіття синьозелених водоростей деяких водойм Приазовського національного природного парку. Матеріали VII Всеукраїнської науково-практичної конференції «Біологічні дослідження – 2016» (10-11 березня 2016 р., м. Житомир). 82–84.

13. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення Cyanoprokaryota засоленних ґрунтів Приазовського національного природного парку. Матеріали IV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології та екології» (12–14 квітня 2016, м. Вінниця). – Вінниця: ДРУК, 98–99.

14. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення Cyanoprokaryota верхів'я Утлюцького лиману Приазовського національного природного парку. XIV International Scientific Conference of Students, PhD Students & Young Scientists «Shevchenkivska vesna: biology». Taras Shevchenko national university of Kyiv scientific association of students and postgraduates young scientists council esc «Institute of biology» (April 6-8, Kyiv, 2016), 238.

15. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення синьозелених водоростей намівних піщаних ґрунтів Приазовського національного природного парку. XII

Міжнародній науковій конференції студентів та аспірантів «*Молодь і поступ біології*» (19-21 квітня, 2016 р., м. Львів). Львів, 80–81.

16. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення *Cyanoprokaryota* Тащенакського поду Приазовського національного природного парку. Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «*Актуальні проблеми гуманітарних та природничих наук*» (8-9 квітня, 2016 р., м. Ужгород). Херсон: Видавничий дім «Гельветика», Ч. I., 37–39.

17. Арабаджи, Л. І. (2016). До вивчення *Cyanoprokaryota* Тубальського лиману Приазовського Національного Природного Парку. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «*Актуальні проблеми гуманітарних та природничих наук*» (28–29 жовтня 2016 року, м. Київ). частина I.- Херсон: видавничий дім «Гельветика», 2016. ч. I, 22–24.

18. Арабаджи, Л. І. (2018). Різноманіття *Cyanoprokaryota* солончаків деяких територій Приазовського національного природного парку. Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції (28-29 квітня 2018 року, м. Одеса). Херсон: Видавництво «Молодий вчений», 21–23.

19. Арабаджи, Л. І. (2018). До вивчення альгофлори солончаків узбережжя Азовського моря. Матеріали V Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «*Фундаментальні та прикладні дослідження в біології та екології*» (7–8 листопада 2018 р., м. Вінниця). Вінниця, 136–137.

20. Арабаджи, Л. І. (2018). Компетентнісний підхід в сучасній освіті. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «*Особистісно-професійний розвиток вчителя в умовах реалізації концепції Нової української школи*» (м. Мелітополь, 14-16 червня 2018 року). Мелітополь, 2018, 19–21.

21. Арабаджи, Л. І. (2018). Розростання водоростей галофільних фітоценозів прибережної смуги Азовського моря. II Всеукраїнська наукова конференція з міжнародною участю «*Сучасний світ як результат антропогенної діяльності*» (10–12 жовтня 2018 р. м. Мелітополь), 21–23.

22. Арабаджи, Л. І. (2018). Альгосинусії Суанорокаруота ґрунтів приморської частини Азовського моря території Приазовського національного природного парку (Україна). Міжнародна наукова конференція *«Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації»* (20 грудня 2019 р., м. Переяслав). Переяслав, Державний вищий навчальний заклад «Переяслав-Хмельницький державний педагогічний університет імені Григорія Сковороди», 54, 5–7.
23. Арабаджи, Л. І. (2019). Альгоугруповання Суанорокаруота солончаків Приазовського національного природного парку (Україна) як об'єкт дослідницьких робіт для майбутніх фахівців у галузі біології та екології. *«Проблеми та процес реформування освіти в галузі природничих наук в Україні та країнах ЄС»* (м. Влоцлавек, Республіка Польща, 2–13 грудня 2019 р.), 5–10.