

Лінецький Б. Г., аспірант,
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
Біологічний факультет, кафедра гідробіології та загальної екології
вул. Дворянська 2, 65082, Одеса, Україна, +380974072992,
linetskii.bg@gmail.com

ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ СТАТИСТИЧНИХ МЕТОДІВ У ДОСЛІДЖЕННЯХ МАКРОБЕЗХРЕБЕТНИХ ПІЩАНИХ ПЛЯЖІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ (ОГЛЯД)

У статті розглянуто особливості дизайну відбору проб макробезхребетних піщаних пляжів Північно-Західної частини Чорного моря і статистичного опрацювання отриманих даних. Особливу увагу приділено актуальній і маловивченій темі оцінці просторового розподілу цих організмів. Розглянуто актуальні методи оцінки чисельності видів і впливу факторів середовища.

Ключові слова: просторовий розподіл; дизайн відбору проб; кількісна біологія.

Піщані пляжі являють собою вузькі полоси піску на межі моря та суші. Особливістю цього комплексу крайових біотопів є те, що більшість градієнтів середовища, в малих та середніх масштабах, діють поперек берегової лінії. Піщані пляжі відіграють важливу роль у біосфері, пов'язуючи морські та наземні трофічні ланцюги [22, 23, 27].

Басейн Чорного моря значною мірою ізольований від світового океану, що зумовлює малу припливну амплітуду [16]. У Чорному морі відсутня літораль, але на підставі схожості угруповань виділяється характерний для мікроприпливних морів біотоп – псевдолітораль [30]. З іншого боку, неперіодичні вітрові згони та нагони можуть значно змінювати зонування, ширину пляжів (особливо дисипативних) та умови їх середовища, склад та чисельність живих організмів. Внаслідок цього просторово-часова структура пляжів Чорного моря більш мінлива, аніж у припливних морів.

Ці особливості ускладнюють планування кількісних польових досліджень, вибір та застосування статистичних методів. Так, оцінка питомої чисельності та біомаси без урахування просторової структури популяції може значно відрізнятися від реальної, а відомості про біологічне різноманіття втрачають репрезентативність [30].

Метою даної роботи є огляд методів статистичного опрацювання даних, що дозволять уточнити та розширити наше уявлення про структуру угруповань макробезхребетних піщаних пляжів Північно-Західної частини Чорного моря (ПЗЧМ) та особливості їх використання.

Результати та їх обговорення

Дизайн відбору проб

В основі будь-якого статистичного дослідження лежать первинні дані. Вибір обладнання, метода відбору проб та об'єму вибірок визначають можливість використання тих чи інших статистичних методів. При плануванні дослідження слід враховувати як особливості об'єкту, так і можливості дослідника.

Особливості умов середовища зумовлюють специфічність стратегії відбору кількісних проб макробезхребетних піщаних пляжів ПЗЧМ. Як і для інших пляжних оселищ, вона є компромісом між обмеженнями польових досліджень та статистичними потребами, що проявляється у відмінностях від загальноприйнятих у гідробіології та ґрунтової зоології методів [20].

При відборі проб припустимо використовувати рамки як з круглим, так і квадратним перерізом [8]. На відміну від площі, форма не має значного впливу на вилов макробезхребетних. За рівної обстеженої площі результати залишаються порівнянними. Круглі пробовідбірники більш зручні, оскільки їх обертання полегшує занурення у субстрат.

При дослідженні макробезхребетних піщаних пляжів доцільно використовувати метод трансект та рандомізовано-стратифікований відбір (рис. 1). Вибір певної стратегії диктується передбачуванним розподілом організмів та подальшим статистичним опрацюванням.

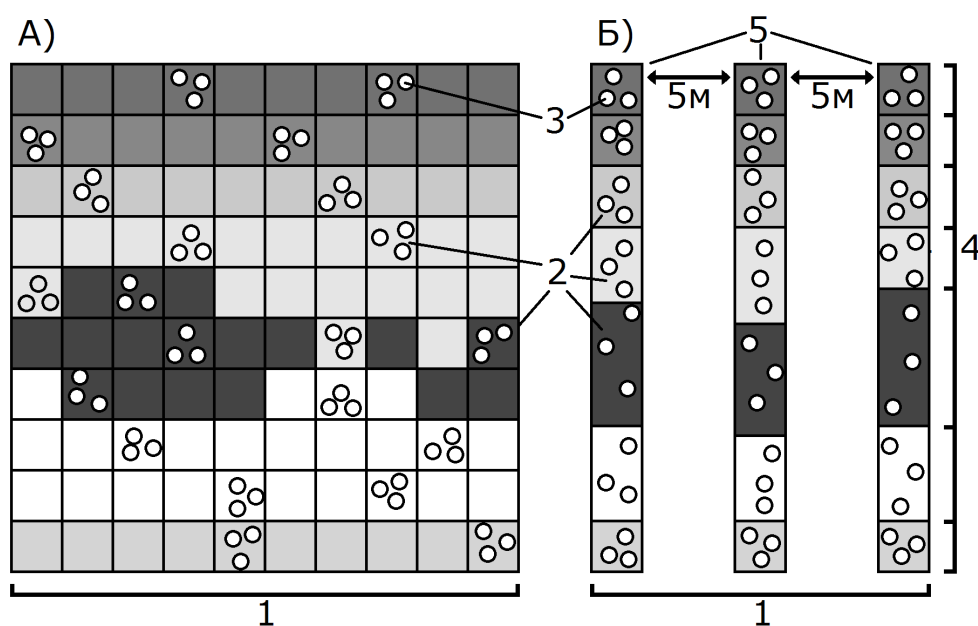


Рис. 1. Порівняння методів відбору проб.

А) Рандомізовано-стратифікований відбір, Б) Метод трансект; 1 – станція відбору проб, 2 – точки відбору проб, 3 – рамки, 4 – уздовжберегові рівні, 5 – трансекти.
Відтінками сірого показано різні зони.

Поперечні береговій лінії трансекти повинні розділятися на однакові рівні, що відповідають зонам із різними умовами середовища [20]. Сукупність макробезхребетних, зібраних на одному рівні розглядається як одиниця відбору проб. Станції відбору проб повинні включати від одної до п'яти трансект. Завдяки просторовій автокореляції рівнів, станція відбору проб відображає стан усього пляжу, прилеглого до даної точки на береговій лінії [15].

В силу своєї простоти, метод трансект дозволяє за той самий час збирати дані з більшої довжини пляжу, ніж рандомізовано-стратифікований відбір. При цьому трансекти з різним розподілом на рівні значно менш порівнювані, і при відборі втрачається значна частина просторових даних. Рандомізовано-стратифікований відбір дозволяє використовувати більший арсенал статистичних методів, особливо для оцінки просторового розподілу організмів.

Перераховані вище методи дозволяють оцінити чисельність всіх малорухомих груп макробезхребетних піщаних пляжів: ракоподібних, молюсків, багатощетинкових черв'яків, ґрунтових жуків, щипавок, клопів, а також личинок комах. Відбір проб рекомендується проводити в денний час, коли більша частина мобільної фауни переховується від пересихання у рефугіумах: скупченнях водоростей та макрофітів, під камінням і сміттям, у норах і на затінених ділянках, що обмежує міграцію.

З іншого боку, відлов за допомогою рамок непридатний для вилову імаго двокрилих та жуків-скакунів [20]. *Thalassomyia frauenfeldti* Schiner, 1856, *Fucellia maritima* (Haliday, 1838), а також представники родини Ephydriidae, що широко розповсюджені у ПЗЧМ масово концентруються на поверхні зволжених штормових виносів, але у рамки потрапляють лише поодинокі особини, найчастіше з недорозвиненими крилами. Найбільш розповсюджені на пляжах ПЗЧМ скакуни *Calomera littoralis* (Fabricius, 1787), вони активні й удень, мають добрий зір та пересуваються стрибками, короткими перельотами. Низька питома чисельність їх популяцій додатково ускладнює облік.

Для кількісного обліку рухомих макробезхребетних, що мешкають на поверхні пляжу, використовують неселективні пастки (липкі та Барбера), спостереження та фотозйомку. Використання пасток дозволяє лише опосередковано оцінити щільність організмів [20]. Результати сильно залежать не тільки від щільності, але і від безлічі інших чинників: активності безхребетних, їх розміру, поведінки, погодних умов, розташування пасток, часу експозиції, просторової структури оселища, популяції та інше.

Оскільки високомобільні групи макробезхребетних піщаних пляжів ПЗЧМ пересуваються по поверхні, їх чисельність і розташування можна зафіксувати за допомогою фотозйомки. Даний спосіб рекомендується застосовувати для оцінки щільності імаго двокрилих. Недоліком даного підходу є те, що він завжди дає занижені результати, так як не може зафіксувати особин, що знаходяться у товщі викидів та у польоті. Так як двокрилі часто мають

маскувальне забарвлення, їх складно розпізнавати на тлі каменів і штормових виносів, що також впливає на результати.

Низька щільність і великі розміри жуків-скакунів дозволяють оцінити їхню чисельність візуально, проте отримані дані мають низьку репрезентативність.

Окремо варто зауважити, що одноразовий облік настільки динамічних пляжних систем часто дає статистично недостовірні результати [4]. Для формування повноцінної картини необхідно враховувати сезонну та річну мінливість.

Описова статистика

Очевидно, зі збільшенням дисперсії зростає і мінімальний обсяг вибірки. Високий ступінь агрегації макробезхребетних супраліторалі ПЗЧМ часто не дозволяє провести адекватну оцінку середньої питомої чисельності або біомаси стандартними методами. У таких випадках оселище можна розбити на гомогенні області відомої площі, з яких формуються репрезентативні підвибірки [20, 29]. Надалі, прив'язані до координат значення чисельності або біомаси інтерполюються методом крігінга, на основі теоретичної варіограми. З отриманих даних обчислюються всі описові статистики.

Так як щільність супраліторальних видів значною мірою залежить від мінливої площі середовища існування, доцільно розраховувати питому чисельність на довжину берегової лінії [26]. Отримані результати легко перераховуються в щільність, якщо відома модальна ширина пляжу. Перевагою такого підходу є те, що для рухливих макробезхребетних результати залишатимуться порівнюваними, навіть якщо відібрані в період згону або нагону.

Просторовий розподіл

Одною з найменш вивчених властивостей популяцій макробезхребетних чорноморських пляжів є їх просторовий розподіл в малих і середніх масштабах. Найчастіше, дані про агрегацію цих видів засновані на спостереженнях, і не мають чіткої статистичної оцінки [30]. Розуміння розподілу цих організмів дозволяє вдосконалити стратегії відбору проб.

Виділяють три основні типи розподілу особин в просторі: рівномірний (особини уникають одна одну), випадковий і агрегований (особини концентруються в певних областях простору).

Одновимірні індекси агрегації, засновані на відносинах між чисельністю та варіансою, прості в розрахунках, проте втрачають просторову інформацію (рис. 2). По суті, вони оцінюють відступ розподілу даних від розподілу Пуассона. Їх головним обмеженням є те, що одинична проба повинна відповідати розміру агрегації [25]. Розвиток індексів відбувався в напрямку зменшення залежності від розміру пробних площадок.

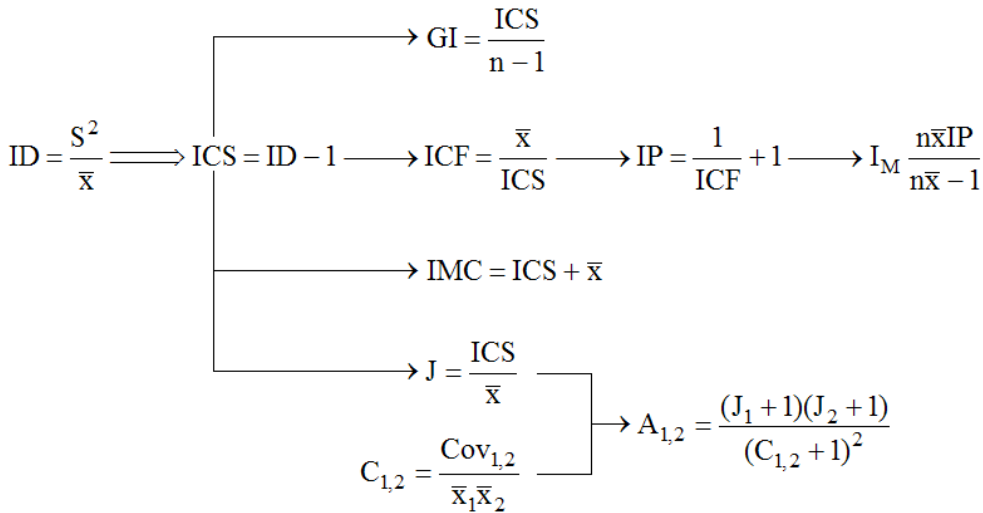


Рис. 2. Розвиток одновимірних індексів агрегації

Примітка: ID – індекс дисперсії, ICS – індекс розміру кластера, ICF – індекс частоти кластера, GI – індекс Гріна, IMC – індекс середньої скупченості, IP – індекс пластичності, IM – індекс Morisita, J – індекс внутрішньовидової агрегації, $C_{1,2}$ – індекс міжвидової агрегації, $A_{1,2}$ – індекс J&C між- та внутрішньовидового відношення

Особливий клас представляють собою незалежні від щільності міри агрегації. Вони засновані на багаторазовому обліку чисельності виду, а отже, більш стабільні і не залежать від розмірів вибірок.

Коефіцієнт b рівняння Тейлора показує міру агрегації виду [25]:

$$S^2 = a + \bar{x}^b,$$

де S^2 – варіанса, \bar{x} – середня абсолютна чисельність.

Значення $b > 1$, свідчить про агрегацію, тоді як $b < 1$ – о рівномірності розподілу. Для тестування гіпотези про випадковість розподілу використовують t -тест Стьюдента.

Головним недоліком рівняння Тейлора є те, що воно не враховує просторову структурованість в межах пробних майданчиків. Такого недоліку позбавлена **регресія середньої скупченості Івао**. Вона має лінійну залежність і оцінює агрегацію за обома коефіцієнтами рівняння. Це дозволяє виявити агрегацію другого порядку.

$$IMC = \hat{a} + \hat{a}\bar{x},$$

де IMC – індекс середньої скупченості, \bar{x} – середня абсолютна чисельність.

При $\beta < 1$ розподіл рівномірний, при $\beta = 1$ – випадковий, а при $\beta > 1$ – агрегований. При $\alpha \leq 0$ – розподіл індивідуальний, а при $\alpha > 0$ – груповий.

Для детальної оцінки розподілу необхідно використовувати статистично більш потужні методи **геостатистики**, що використовують функції просторових відстаней для оцінки параметрів розподілу [9].

Повноцінний геостатистичний аналіз вимагає від вибірки відповідності двом умовам: стаціонарності і мультиномальності [29]. Для геостатистичних досліджень достатньо стаціонарності другого порядку: коваріація повинна залежати від відстані між точками. Для виявлення причин відхилень і приведення вибірки до стаціонарного стану, до неї застосовують процедури, зазначені в таблиці 1.

Таблиця 1

Приведення вибірки до стаціонарного стану

Процедура	Метод	Результат
Візуалізація даних	Мапи відбору проб, частотні гістограми, графіки	Виявлення помилок, кластерів, гетерогенності, трендів та анізотропії
Декластеризація	Полігональна або клітинна декластеризація	Надання точкам ваги
Виявлення трендів	Побудова моделі тренду (множинна лінійна регресія)	Виявлення зв'язку між значеннями та координатами
Усунення трендів	Обрахування залишків	Формування детрендованої вибірки
Вибір гомогенних областей	Візуалізація, аналіз варіанси	Розділення на гомогенні підвибірки

Геостатистичне дослідження починається з побудови варіограми – графіка залежності семіваріанси від відстані між точками, т.зв. лага [9, 29]. На основі експериментальних даних будується теоретична модель функції. Її параметри дають уявлення про характер розподілу об'єкта.

Для пляжних біотопів, окрім стандартної сферичної функції, дані можуть описуватися хвильовою моделлю з ефектом дірок. Це пояснюється агрегацією особин у витягнуті «лінзи» та сильною анізотропією [18]. Ефект засновника (nugget effect) найсильніше проявляється в псевдоліторальних угрупованнях.

При побудові варіограми важливо враховувати анізотропію. Виходячи зі структури пляжних біотопів, її вектори зазвичай спрямовані поперек і вздовж берегової лінії.

Оскільки дані про чисельність і біомасу досліджуваних організмів носять вибірковий характер, виникає необхідність просторової інтерполяції результатів. Найбільш точна інтерполяція досягається методами крігінга [9]. Ці процедури використовують теоретичні варіограми для обчислення значень змін-

ної в «порожніх» точках координатної сітки. Оскільки крігінг є імовірнісним методом просторової інтерполяції, його результати мають помилку інтерполяції. Результуюча тривимірна поверхня може бути візуалізована, що полегшує сприйняття основних закономірностей розподілу.

Не менш важливими є коефіцієнти просторової автокореляції Морана і Гірі. Найчастіше, їх поділяють на глобальні – для всієї вибірки цілком, і локальні – для частин вибірки.

Найбільш поширеним є **індекс Морана** (Moran's I). Він оцінює рівень кореляції різниці значень змінних і середнього, як функцію від лага, [9]. Його глобальне значення коливається від -1 при сильній негативній автокореляції до $+1$ сильної позитивної. Значення, що достовірно не відрізняються від нуля характеризують відсутність автокореляції. Нуль-гіпотезу тестують за допомогою z -оцінки і p -значення (95%) [9]. Мінімальний розмір вибірки для достовірної оцінки індексу Морана – тридцять значень. Локальний індекс використовують для побудови карт **LISA**, використовуваних для порівняння розподілу в різних просторових зонах [1].

Індекс Гірі (Geary's C) більш чутливий до локальної автокореляції, ніж індекс Морана [9]. На відміну від останнього, він вимірює різницю між сусідніми значеннями, і коливається від нуля до двох.

Просторові корелограми представляють собою графік залежності коефіцієнтів просторової автокореляції від класів відстані [9]. Вони дозволяють оцінити середній розмір скупчень, автокореляцію і тренд. Оцінка значущості проводиться методом Бонферроні, оскільки індивідуальні коефіцієнти не є незалежними.

Функція К Ріплі (Ripley's K) оцінює випадковість розподілу точок в просторі [9]. Її можна використовувати як при розробці стратегій відбору проб, так і для оцінки бінарних результатів. Функція К Ріплі дозволяє оцінити просторовий розподіл невеликих статичних об'єктів, таких як нори талітрід і мурашки. Достовірний інтервал випадкового розподілу оцінюють методом Монте-Карло.

Getis Ord G виявляє кластеризацію в вибірці [9]. Кластери мінімальних значень врівноважують кластери максимальних.

Аналіз гарячих точок (Getis-Ord G_i^*) ідентифікує статистично значущі кластери високих і низьких значень на підставі глобального Getis Ord G [9]. Результуюча карта аналогічна LISA maps, проте відображає статистичну значущість відхилень.

Join count statistic використовує бінарні дані про присутність або відсутність особин виду, їх скупчень, певного віку, статі, забарвлення тощо. Цей метод порівнює кількість зв'язків між зонами з присутністю і відсутністю ознаки з очікуваним від випадкового розподілу.

Метод **SADIE** використовує інший підхід, оцінюючи мінімальну дистанцію переміщення особин, необхідну для досягнення рівномірного розподілу в про-

сторі [17]. Результати виражаються в вигляді індексу агрегації, що оцінюється за принципом індексу дисперсії.

Відношення між просторовим патерном видів з однієї локації можна порівняти за допомогою тесту Мантела, що застосовується для первинного виділення угруповань, а також вивчення динаміки патернів [9]. Сильна просторова автокореляція може значно вплинути на його р-значення [9].

Біорізноманіття

Біологічне різноманіття макробезхребетних піщаних пляжів ПЗЧМ порівняно низьке і неспецифічна фауна може значною мірою впливати на значення індексів [28]. Чисельність деяких видів комах, що використовують піщані пляжі як сховища (наприклад, тринадцятиточкової корівки) або занесених випадково, може на своєму піку перевищувати чисельність пляжних видів [12]. В такому випадку, репрезентативність вибірок за індексами різноманітності на практиці досягається виключенням неспецифічних видів.

В цілому, найбільш використовуваними індексами для оцінки альфа-різноманіття макробезхребетних піщаних пляжів в Чорному морі є Шеннона-Вівера (H), Пієлу (e), Маргалефа (d) та Сімпсона (D) [3, 28]. Стан угруповань рекомендується оцінювати, використовуючи рангові та k-домінантні криві.

Оцінка впливу умов навколишнього середовища

На макробезхребетних піщаних пляжів впливає безліч факторів. Пляжна фауна стійка до хімічного забруднення, однак зміна параметрів піску (механічна щільність, гранулометричний склад) і гідрологічного режиму, обмерзання і дроблення середовища існування докорінно перетворюють їх угруповання [7, 19]. Серед антропогенних факторів окремої уваги заслуговують витоштування, розчистка пляжів, гідротехнічні споруди та роботи, які прямо та опосередковано змінюють пляжні оселища [2, 5, 19]. Низька пристосованість пляжних угруповань до антропогенних факторів створює «екологічну пастку» що призводить до зменшення біологічного різноманіття і чисельності видів [22]. Також варто відзначити неоднозначний вплив макросміття, яке часто використовується як укриття багатьма супраліторальними видами [10].

Вплив факторів навколишнього середовища на макробезхребетних та їх угруповання може бути оцінений за допомогою **логістичної і множинної лінійної регресії** [6]. Для визначення зв'язку між просторовим патерном виду та чинниками середовища можна використовувати тест Мантела. У світовій практиці також використовуються підходи, засновані на інших принципах і методах, такі як нечіткий наївний Байєсівський класифікатор (FNB), Before–After Control-Impact (BACI) та інші [2, 3].

Дія сукупності взаємопов'язаних факторів, що впливають на морфологію пляжу, відображається пляжними індексами [3, 6, 15]. Найбільш важливим з-поміж них для узбережжя ПЗЧМ є безрозмірна швидкість осадження (Dimensionless fall velocity).

$$DFV(\dot{U}) = \frac{H_b \cdot 100}{W \cdot T},$$

де H_b – висота хвиль (м), W – швидкість осадження піску (см/сек) T – період хвиль (сек).

Швидкість осідання силікатного піску різного діаметру може бути взята з таблиці, наведеної Гіббсом і співавторами [11]. З іншого боку, низькі значення округлості і згладженості за Крумбейном-Слоссом і значні домішки вапняного, гранатового та магнетитового піску вимагають емпіричної оцінки швидкості осідання.

За своєю сутністю, DFV є індексом здатності хвиль пересувати пісок і характеризує стан пляжу [6, 15]. Високі значення (більше 5) свідчать про значну ерозію і відповідають дисипативним (пласким) пляжам. Низькі значення (менш ніж 2) вказують на обмежену можливість хвиль викликати ерозію і, відповідно, круті, рефлексивні, акреційні пляжі. Проміжні значення характерні для різних станів проміжних пляжів. Стан пляжу значною мірою визначає розвиток псевдоліторальних угруповань і чисельність їх видів [14].

Відносна амплітуда припливів (Relative tide range) відображає внесок приливних і хвильових явищ у морфологію пляжу [6]. Значення цього індексу вказують на тип пляжу: RTR менше 3 характерний для типових у ПЗЧМ пляжів з домінуванням хвиль (wave-dominated), від 3 до 12 вказують на пляжі, що змінюються припливом (tide-modified), а понад 12 – на пляжі з домінуванням припливів (tide-dominated), що не зустрічаються у ПЗЧМ [15].

$$RTR = \frac{tide}{H_b},$$

де $tide$ – максимальна амплітуда весіннього припливу, а H_b – висота хвиль.

У ПЗЧМ індекс може досягати середніх значень у захищених мілководних лагунах, де одночасно зменшується висота хвиль і посилюються припливні явища.

Пляжний індекс (Beach index) характеризує динаміку псевдоліторалі. Його значення варіюються від 0 до 4 [6].

$$B = \lg\left(\frac{sand * tide}{slope}\right) \quad (\lg\phi/m),$$

де $Sand$ – середній діаметр піску + 1 (ϕ), $tide$ – максимальна амплітуда весіннього припливу, а $slope$ – нахил пляжу.

Відносний нахил пляжу ($Slope^*$) – найпростіший індекс, що оцінює результат взаємодії піску, хвиль та припливів за «фасу» пляжу – уздовжберегової ділянки, що сформована дією хвиль [6].

$$\text{Slope}^* = \frac{1}{\text{bfs}}$$

де Bfs – нахил фасу пляжу.

У західній літературі розмір часток піску прийнято виражати в одиницях ϕ ($\phi = -\log_2 D$), і класифікувати його за шкалою Вентворта. Така одиниця виміру спрощує сприйняття даних і зручна при розрахуванні індексів. У вітчизняній літературі діаметр частинок найчастіше вказується в міліметрах, і інтерпретується за літо динамічною класифікацією. Визначення і межі класів піску в обох системах збігаються.

Фактори навколишнього середовища можуть впливати не тільки на види і угруповання, а й на групи організмів, що мають схожі адаптації до певних умов [13]. Так, біотичні чинники мають вирішальне значення для трофічних груп, а характеристики субстрату – для організмів з різними способами переміщення.

Вплив факторів може відрізнитися в різних масштабах [14]. В силу високої мінливості кліматичних факторів, доцільно шукати залежність не тільки від поточних умов оселищ, але й від їх попередніх станів і довгострокової динаміки [15].

Причини змін у складі та розподілі угруповань макробезхребетних піщаних пляжів ПЗЧМ, що спостерігаються з кінця 60-х до наших днів, все ще залишаються мало вивченими. Для з'ясування їх природи, динаміки, вкладу антропогенних факторів і прогнозування перспектив, а також розробки програм зі збереження і відновлення біологічного різноманіття чорноморського узбережжя України потрібний постійний комплексний моніторинг [21, 24].

Висновки

1. Для кількісних досліджень макробезхребетних піщаних пляжів ПЗЧМ рекомендується використовувати рандомізовано-стратифікований відбір або метод трансект. Вибір дизайну відбору проб диктується запланованим статистичним опрацюванням. Форма рамки незначно впливає на результати. Облік імаго пляжних двокрилих рекомендується проводити за фотознімками.

2. Пряма оцінка чисельності макробезхребетних піщаних пляжів ПЗЧМ часто неможлива через їх значну агрегацію та обмеження польових досліджень. Для отримання достовірних результатів рекомендується використовувати методи крігінга.

3. Для попередньої оцінки просторового розподілу макробезхребетних ПЗЧМ можливе використання просунутих одновимірних індексів агрегації. Для виявлення видоспецифічності патернів агрегації пропонується застосовувати рівняння Тейлора і регресію середньої скупченості Івао. Для повноцінної характеристики просторового розподілу рекомендується застосовувати методи геостатистики. Варіограми дозволяють отримати картину розподілу і служать основою для інтерполяції методами крігінга. Широке застосування знаходять

коефіцієнти просторової автокореляції, які також застосовуються для крігінга, і засновані на них корелограми, що дозволяють оцінити масштаби скупчень. Функція К Ріплі допомагає оцінити розміщення точок. Рекомендується застосовувати її для оцінки випадковості розподілу одиниць відбору проб, нір і гнізд. За допомогою індексів Getis-Ord G і Getis-Ord Gi * оцінюють загальну і локальну кластеризацію. Join count statistic дозволяє виявити відхилення від випадкового розподілу областей з бінарними значеннями досліджуваної змінної. Метод SADIE дозволяє оцінити ступінь агрегації, аналізуючи загальну дальність переміщення особин для досягнення рівномірного розподілу. Тест Мантела дозволяє порівняти просторові патерни різних видів і чинників на одній локації, що робить його придатним для первинного виділення угруповань та знаходження закономірностей сумісного розподілу.

4. Оцінка біологічного різноманіття пляжів може сильно зміщуватися через відносно велику чисельність випадково занесених наземних видів. Рекомендується виключати їх з вибірки для відтворюваності результатів.

5. Вплив факторів навколишнього середовища на макробезхребетних, їх угруповання та групи рекомендується оцінювати за допомогою логістичної та множинної лінійної регресії, а також тесту Мантела. Для обліку сукупного впливу специфічних для піщаних пляжів динамічних факторів середовища рекомендується використовувати пляжні індекси.

Стаття надійшла до редакції 14.09.2019

Список використаної літератури

1. Anselin L. Local Indicators of Spatial Association-LISA / L. Anselin // *Geographical Analysis*. – 1995. – Vol. 27(2). – P. 93–115. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
2. Bessa F. Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. / F. Bessa, S. C. Gonçalves, J. N. Franco, J. N. André, P. P. Cunha, J. C. Marques // *Ecological Indicators*. – 2014. – Vol. 41 – P. 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.023>
3. Bozzeda F. Assessing sandy beach macrofaunal patterns along large-scale environmental gradients: A Fuzzy Naïve Bayes approach. / F. Bozzeda, M. P. Zangrilli, O. Defeo // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. – 2016. – Vol. 175. – P. 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.03.025>
4. Brazeiro A. Macroinfauna zonation in microtidal sandy beaches: Is it possible to identify patterns in such variable environments? / A. Brazeiro, O. Defeo // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. – 1996. – Vol. 42(4). – P. 523–536. doi: <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0033>
5. Brown A. C. Burrowing of sandy-beach molluscs in relation to penetrability of the substratum. / A. C. Brown, E.R. Trueman // *Journal of Molluscan Studies*. – 1991. – Vol. 57(1). – P. 134–136. <https://doi.org/10.1093/mollus/57.1.134>
6. Brown A. C. *The Ecology of Sandy Shores* 2nd Edition. / A. C. Brown, A. McLachlan. – Academic Press, 2012. – 392 p.
7. Defeo O. Threats to sandy beach ecosystems: a review / O. Defeo, A. McLachlan, D. S. Schoeman, T. A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, F. Scapini // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. – 2009. – Vol. 81(1). – P. 1–12.
8. Fanini L. Comparing methods used in estimating biodiversity on sandy beaches: Pitfall vs. quadrat sampling / L. Fanini, J. K. Lowry // *Ecological Indicators*. – 2016 – Vol. 60. – P. 358–366. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.009>

9. Fortin M. J. Spatial analysis in ecology. / M. J. Fortin, M. R. T. Dale, J. ver Hoef // Encyclopedia of Environmetrics. – 2002. – Vol. 4. – P. 2051–2058.
10. Francois G. A comparative study of marine litter on the seafloor of coastal areas in the Eastern Mediterranean and Black Seas / G. Francois // Marine Pollution Bulletin. – 2014. – 89(1–2). – P. 296–304. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.044>
11. Gibbs R. J. The relationship between sphere size and settling velocity / R. J. Gibbs, M. D. Matthews, D. A. Link // Journal of Sedimentary Research. – 1971 – Vol. 41(1). – P. 7–18. doi: <https://doi.org/10.1306/74d721d0-2b21-11d7-8648000102c1865d>
12. Lee R. E. Aggregation of Lady Beetles on the Shores of Lakes (Coleoptera: Coccinellidae) / R. E. Lee // In American Midland Naturalist. – 1980 – Vol. 104. – P. 295–304.
13. Macdonald T. Taxonomic and feeding guild classification for the marine benthic macroinvertebrates of the Strait of Georgia, British Columbia / T. Macdonald, B. Burd, V. Macdonald, A. Van Roodselaar. – Fisheries and Oceans Canada, 2010. – 63 p.
14. McLachlan A. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. / A. McLachlan, O. Defeo // Marine Ecology Progress Series. – 2005. – Vol. 295. – P. 1–20. <https://doi.org/10.3354/meps295001>
15. McLachlan A. Characterising sandy beaches into major types and states: Implications for ecologists and managers. / A. McLachlan, O. Defeo, A. D. Short // Estuarine, Coastal and Shelf Science. – 2018. – Vol. 215. – P. 152–160. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.027>
16. Medvedev I. P. Tides in the Black Sea: observations and numerical modelling / I. P. Medvedev // Pure and Applied Geophysics. – 2018. – Vol. 175(6) – P. 1951–1969.
17. Perry J. N. Spatial analysis by distance indices. / J. N. Perry // Journal of Animal Ecology. – 1995. – Vol. 64(3). – P. 303–314.
18. Pyrcz M. J. The whole study on the hole effect / M. J. Pyrcz, C. V. Deutsch // Geostatistical Association of Australasia, Newsletter. – 2003 – Vol. 18. – P. 1–16.
19. Reyes-Martinez M. J. Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: An urban vs. natural beach system approach. / M. J. Reyes-Martínez, M. C. Ruíz-Delgado, J. E. Sánchez-Moyano, F. J. García-García // Marine Environmental Research. – 2015. – Vol. 103. – P. 36–45. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.11.005>
20. Schlacher T. A. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. / T. A. Schlacher, D. S. Schoeman, J. Dugan, M. Lastra, A. Jones, F. Scapini, A. McLachlan // Marine ecology. – 2008. – Vol. 29. – P. 70–90.
21. Schlacher T. A. Metrics to assess ecological condition, change, and impacts in sandy beach ecosystems. / T. A. Schlacher, D. S. Schoeman, A. R. Jones, J. E. Dugan, D. M. Hubbard, O. Defeo, R. M. Connolly // Journal of Environmental Management – 2014. – Vol. 144. – P. 322–335. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.036>
22. Schlacher T. A. Golden opportunities: A horizon scan to expand sandy beach ecology / T. A. Schlacher, T. A. Weston, D. S. Schoeman, A. D. Olds, C. M. Huijberts, R. M. Connolly // Estuarine, Coastal and Shelf Science. – 2015. – Vol. 157. – P. 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.02.002>
23. Zaitsev Y. A key role of sandy beaches in the marine environment. / Y. Zaitsev // Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment. – 2012. – Vol. 18(2). – P. 114–127.
24. Александров Б. Г. Сучасні уявлення про контурну структуру водного середовища та нові підходи до моніторингу Чорного і Азовського морів (за матеріалами наукової доповіді на засіданні Президії НАН України 25 жовтня 2017 р.) / Б. Г. Александров // Вісник НАН України. – 2017. – № 12. – С. 42–49.
25. Винарский М. В. Статистические методы в изучении континентальных моллюсков / М. В. Винарский, С. С. Крамаренко, Е. А. Лазуткина, С. И. Андреева, Н. И. Андреев // Статистические методы анализа в биологии и медицине. – 2012. – С. 5–94.
26. Выхованец Г. В. Динамическая устойчивость размеров песчаных пляжей в береговой зоне Черного моря. / Г. В. Выхованец, А. Б. Муркалов, А. А. Стоян // Вісник ОНУ. Сер.: Географічні та геологічні науки. – 2014. – Т. 19(1). – С. 63–68.

27. Зайцев Ю. П. Ключевая роль контурных биотопов и их биоценозов в экологии морской среды / Ю. П. Зайцев // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2015. – Т. 3-4. – С. 235-238.
28. Копий, В. Г. Сообщества макрозообентоса песчаной псевдолиторали у черноморских берегов Крыма: Автореферат диссертации на соискание учёной степени кандидата биологических наук: «03.02.10» – гидробиология / В. Г. Копий. – Севастополь, 2014. – 25 с.
29. Савельев А. А. Геостатистический анализ данных в экологии и природопользовании (с применением пакета R). / А. А. Савельев, С. С. Мухарамова, А. Г. Пилюгин, Н. А. Чижилова. – Казань: Казанский ун-т, 2012. – 120 с.
30. Сон М. О. Местобитания супралиторали северо-западной части Черного моря / М. О. Сон // Наукові Записки Тернопільського Національного Педагогічного Університету Імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2015. – Т. 64(3-4). – С. 616-619.

B. G. Linetskii

Odesa National Mechnykov University, Department of Hydrobiology and General Ecology

2, Dvorianska str., Odesa, 65082, Ukraine, e-mail: linetskii.bg@gmail.com

FEATURES OF USING STATISTICAL METHODS IN INVESTIGATIONS OF THE BLACK SEA SANDY COAST MACROINVERTEBRATES

Abstract

Relevance. The feature of the sandy beaches as the marginal biotope complex is that most of the environmental gradients act across the coastline. The low amplitude of the tides and the non-periodic wind tides determine the dynamics and specificity of these zones in the north-western Black Sea (NWBS). Because of this, the macroinvertebrate sampling design in the NWBS and the statistical processing of the results need special attention.

Aim. The purpose of this paper is to review the methods of statistical data processing that will allow us to clarify and extend our understanding of the structure of macroinvertebrate sand beach communities of NWBS and the features of their use.

Main results. The shape of the sampling device slightly affects the catch of macrofauna. It is acceptable to use both transects and randomized stratified sampling.

A reliable estimation of quantity is provided by kriging methods and recalculation of density per length of the coastline.

The coefficient b of the Taylor equation and the regression of mean crowding characterize species-specific aggregation. For estimation of distribution it is recommended to use spatial autocorrelation coefficients (Moran's I , Geary's C), Ripley's K function, JCA (for binary data) and SADIE.

The relationship between the spatial distributions of species from one sampling station can be detected by the Mantel test.

The biological diversity of macroinvertebrates of NWBS sandy beaches is relatively low, so unspecific fauna can significantly affect the value of indices.

Influence of environmental factors on macroinvertebrates, their groups and communities can be measured using regression analysis or more specific methods.

Suggestions. It is recommended to use a randomized stratified sampling design. Species-specific aggregation parameters should be evaluated by density-independent indices. Geostatistical methods are recommended for estimating the spatial distribution. It is suggested to estimate the number by the results, interpolated by kriging methods. For calculation of biodiversity, it is recommended to exclude randomly introduced species from the sample. It is recommended to use logistic, multiple linear regression and Mantel test to evaluate the impact of environmental factors. The analysis should evaluate the effect of factors at different time scales and use beach indices to characterize beaches.

Keywords: spatial distribution, sampling design, quantitative biology.

References

1. Anselin, L. (1995) «*Local Indicators of Spatial Association—LISA*», *Geographical Analysis*, 27(2), pp. 93–115. doi: 10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x.
2. Bessa, F. et al. (2014) «*Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches*», *Ecological Indicators*, 41, pp. 49–57. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.01.023.
3. Bozzeda, F., Zangrilli, M. P., Defeo, O. (2016) «*Assessing sandy beach macrofaunal patterns along large-scale environmental gradients: A Fuzzy Naïve Bayes approach*», *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Academic Press, 175, pp. 70–78. doi: 10.1016/J.ECSS.2016.03.025.
4. Brazeiro, A., Defeo, O. (1996) «*Macroinfauna zonation in microtidal sandy beaches: Is it possible to identify patterns in such variable environments?*», *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42(4), pp. 523–536. doi: 10.1006/ecss.1996.0033.
5. Brown, A. C., McLachlan, A. (2002) «*Sandy shore ecosystems and the threats facing them: Some predictions for the year 2025*», *Environmental Conservation*, 29(1), pp. 62–77. doi: 10.1017/S037689290200005X.
6. Brown, A. C., Trueman, E. R. (1991) «*Burrowing of sandy-beach molluscs in relation to penetrability of the substratum*», *Journal of Molluscan Studies*. Narnia, 57(1), pp. 134–136. doi: 10.1093/mollus/57.1.134.
7. Defeo, O. et al. (2009) «*Threats to sandy beach ecosystems: a review*», *Estuarine, coastal and shelf science*, 81(1), pp. 1–12.
8. Fanini, L., Lowry, J. K. (2016) «*Comparing methods used in estimating biodiversity on sandy beaches: Pitfall vs. quadrat sampling*», *Ecological Indicators*, 60, pp. 358–366. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.07.009.
9. Fortin, M.-J., Dale, M. R. T., ver Hoef, J. (2002) «*Spatial analysis in ecology*», in *Encyclopedia of Environmetrics*, pp. 2051–2058.
10. Francois, G. (2014) «*A comparative study of marine litter on the seafloor of coastal areas in the Eastern Mediterranean and Black Seas*», *Marine Pollution Bulletin*, 89(1–2), pp. 296–304. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.044.
11. Gibbs, R. J., Matthews, M. D., Link, D. A. (1971) «*The relationship between sphere size and settling velocity*», *Journal of Sedimentary Research*, Vol. 41(1), pp. 7–18. doi: 10.1306/74d721d0-2b21-11d7-8648000102c1865d.
12. Lee, R. E. (1980) «*Aggregation of Lady Beetles on the Shores of Lakes (Coleoptera: Coccinellidae)*», *American Midland Naturalist*.
13. Macdonald, T., Burd, B., Macdonald, V. (2010) «*Taxonomic and feeding guild classification for the marine benthic macroinvertebrates of the Strait of Georgia, British Columbia*», *Fisheries and Oceans Canada*, 63 p.
14. McLachlan, A., Defeo, O. (2005) «*Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis*», *Marine Ecology Progress Series*, 295, pp. 1–20. doi: 10.3354/meps295001.

15. McLachlan, A., Defeo, O., Short, A. D. (2018) «*Characterising sandy beaches into major types and states: Implications for ecologists and managers*», *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Academic Press, 215, pp. 152–160. doi: 10.1016/j.ecss.2018.09.027.
16. Medvedev I. P. (2018) «*Tides in the Black Sea: observations and numerical modelling, Pure and Applied Geophysics*», 175(6), pp. 1951-1969.
17. Perry, J. N. (1995) «*Spatial analysis by distance indices*», *Journal of Animal Ecology*, 64(3), pp. 303–314.
18. Pyrcz M. J., Deutsch C. V. «*The whole study on the hole effect*», *Geostatistical Association of Australasia, Newsletter*, 18, pp. 1-16.
19. Reyes-Martínez, M. J. et al. (2015) «*Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: An urban vs. natural beach system approach*», *Marine Environmental Research*. Elsevier, 103, pp. 36–45. doi: 10.1016/j.marenvres.2014.11.005.
20. Schlacher T. A. et al. (2008) «*Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impact*», *Marine Ecology*, 29(1), pp. 70–90. doi: 10.1111/j.1439-0485.2007.00204.x.
21. Schlacher T. A. et al. (2014) «*Metrics to assess ecological condition, change, and impacts in sandy beach ecosystems*», *Journal of Environmental Management*, 144, pp. 322–335. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.05.036.
22. Schlacher T. A. et al. (2015) «*Golden opportunities: A horizon scan to expand sandy beach ecology*», *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 157, pp. 1–6. doi: 10.1016/j.ecss.2015.02.002.
23. Zaitsev Yu. (2012) «*A key role of sandy beaches in the marine environment*», *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 18(2), pp. 114–127.
24. Aleksandrov B. G. (2017) «*Contemporary views on the contour structure of the aquatic environment and new approaches to monitoring the Black and Azov Seas*» [«*Suchasni uiavlennia pro konturnu strukturu vodnoho seredovyscha ta novi pidkhody do monitorynhu Chornoho i Azovskoho moriv*»], *Visnyk NAN Ukrainy*, 12, pp. 42-49.
25. Vinarskij M. V., Kramarenko S. S., Lazutkina E. A., Andreeva S. I., Andreev N. I. (2012) «*Statistical methods in the study of continental mollusks*» [«*Statisticheskie metody v izuchenii kontinental'nykh mollyuskov*»], *Statisticheskie metody analiza v biologii i meditsine*, pp. 5-94
26. Vykhovanets G. V., Murkalov A. B., Stoyan A. A. (2014) «*Dynamic sustainability of sandy beaches zizes in the Black Sea coastal zone*» [«*Dinamicheskaya ustojchivost' razmerov peschan'nykh plyazhej v beregovej zone CHernogo morya*»], *Visnyk ONU. Seriya: Heohrafichni ta heolohichni nauky*, 19(1), pp. 63–68.
27. Zaitsev Yu. (2015) «*The key role of contour biotopes and their biocenoses in the ecology of the marine environment*» [«*Klyuchevaya rol' konturnykh biotopov i ikh biotsenozov v ehkologii morskoy sredy*»], *Naukovi zapysky Ternopil'skoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Seriya: Biolohiia.*, 3-4, pp. 235-238.
28. Kopij V. G. (2014) «*Macrozoobenthos communities of sandy pseudo-littoral off the Black Sea coast of Crimea*» [«*Soobshhestva makrozoobentosa peschanoy psevdolitorali u chernomorskikh beregov Kryma: Avtoreferat dissertatsii na soiskanie uchyonoj stepeni kandidata biologicheskikh nauk: «03.02.10» – gidrobiologiya*»], *Sevastopol*, 2014. – 25 p.
29. Savel'ev A. A., Mukharamova S. S., Pilyugin A. G., CHizhikova N. A. (2012) «*Geostatistical data analysis in ecology and nature management (using the R package)*» [«*Geostatisticheskij analiz dannykh v ehkologii i prirodopol'zovanii (s primeneniem paketa R)*»], *Kazan, Kazanskij universitet*, 120 p.
30. Son M. O. (2015) «*Habitats of the supralittoral zone of the northwestern Black Sea*» [«*Mestobitaniya supralitorali severo-zapadnoj chasti CHernogo morya*»], *Naukovi zapysky Ternopil'skoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Seriya: Biolohiia.*, 64(3–4), pp. 616–619.