

УДК 574.472:528.854.4

С. А. Станкевич, А. О. Козлова

Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України, Київ

Методика оцінювання біорізноманіття території за багатоспектральними космічними зображеннями середньої просторової розрізненості

Надійшла до редакції 20.02.07

Пропонується методика оцінювання біорізноманіття територій за багатоспектральними космічними знімками середньої просторової розрізненості, яка дозволяє врахувати вплив екологічних факторів на кількісний розподіл біологічного різноманіття. Наводяться результати оцінювання біорізноманіття південно-західної частини Кримського півострова за розробленою методикою.

ВСТУП

На сьогоднішній день до основних параметрів, що характеризують стан надорганізмівих біосистем, відносять біологічне різноманіття. У зв'язку з цим методи вивчення біорізноманіття, зокрема його кількісного оцінювання, набули особливого значення.

Традиційно дослідження біологічного різноманіття територій проводилось методом *in-situ* [4], але сьогодні перспективи дослідження біорізноманіття пов'язують з використанням аерокосмічної інформації та геоінформаційних (ГІС) технологій [32].

В напрямку дослідження біологічного і ландшафтного різноманіття вітчизняними спеціалістами була проведена значна за своїм обсягом та науковим значенням робота [3, 19], але питання залучення наведених технологій для автоматизації процесу оцінювання біорізноманіття досі залишається відкритим.

За кордоном успішно реалізуються проекти з інвентаризації, кількісного оцінювання та моні-

торингу біорізноманіття, до яких активно залучається інформація, отримана методами дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) [<http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/index.htm>, <http://abmp.arc.ab.ca>, http://www.ulrnc.org.ua/services/binu/index_ua.html]. Об'єктами досліджень цих проектів є різні компоненти біорізноманіття: ландшафти, лісові рослинні угруповання, ссавці, асоційовані з агроландшафтами, тощо.

Методика кількісного оцінювання біорізноманіття територій за багатоспектральними космічними знімками, яка б дозволила врахувати взаємозв'язки як між окремими компонентами біорізноманіття, так і з навколишнім середовищем, досі не реалізована. Необхідність її створення стає все більш актуальною.

ЗАДАЧА

Біорізноманіття часто асоціюється з кількістю видів як окремого угруповання, так і ландшафту

в цілому. У дослідженнях видового різноманіття, зокрема при його оцінці, широко використовується ентропійний індекс Шеннона B [14]

$$B = \sum_{i=1}^N P_i \log_2 P_i,$$

де N — кількість видів, P_i — значущість виду i .

Здатність індексу враховувати не лише багатство видів, а й рівномірність розподілу цих видів за будь-якою своєю ознакою, обумовлює трудомісткість його розрахунку. Залучення даних дистанційного зондування та сучасних цифрових технологій обробки аерокосмічних зображень, на нашу думку, може додати ряд переваг у процес розрахунку індексу видового різноманіття за Шенноном: значно розширити територію дослідження, відобразити реальну інформацію про просторовий розподіл рослинних угруповань та надавати можливість її постійного оновлення, а представлення даних у цифровому вигляді забезпечує їхню ефективну обробку.

Очевидно, що повне врахування всіх компонентів біорізноманіття на детальному рівні на скільки-небудь значній території поки що неможливе. Тому для оцінювання біорізноманіття найбільш адекватним, на нашу думку, є екосистемний підхід, при якому оцінка біорізноманіття може спиратися на будь-які інтегративні характеристики, які забезпечують представництво усіх компонентів [9].

Мета роботи — створення методики оцінювання біологічного різноманіття території за багатоспектральними космічними знімками середньої просторової розрізненості, яка б надала можливість визначити просторовий розподіл кількості видового різноманіття певної території з урахуванням факторів, що обумовлюють процеси диференціації біот.

ФАКТОРИ ВПЛИВУ

На питання про те, які фактори обумовлюють біорізноманіття, сьогодні важко знайти однозначну відповідь. Численні дослідження, спрямовані на пояснення причин закономірної локальної та широтної зміни різноманіття, спричинили чималу кількість гіпотез і теорій, кожна з яких справедлива у своєму випадку [12].

Видове багатство угруповань пов'язують із факторами, які прямо чи опосередковано визначають умови існування організмів. У першу чергу це так звані «географічні» фактори — широта і висота над рівнем моря, але вони скоріше відображають одночасні зміни низки факторів, які безпосередньо впливають на диференціацію біот. На регіональному рівні такими факторами можуть бути: надходження світла, прогрівання земної поверхні, вологість ґрунту, його тип та потужність. До факторів, що діють через фізичне середовище, також відносять еволюційний та екологічний час, мінливість та передбачуваність клімату, просторову гетерогенність, ізолюваність середовища [4, 12]. Крім того, видове різноманіття — наслідок не стільки безпосередньої дії факторів, скільки їхньої кількості, що призводить до зміни у пристосовуваності видів [5].

Не меншу роль відводять факторам, дія яких відбувається через біотичне середовище і визначається зовнішніми для угруповання впливами, а саме продуктивності, інтенсивності конкуренції і хижацтва, структурі угруповання.

Механізми впливу наведених факторів на темпи, форми і спрямованість диференціації біот широко висвітлені у роботах [4, 12, 18] та ін.

Для реалізації даної методики виникла необхідність встановлення факторів, вплив яких на диференціацію видів може бути кількісно визначений за матеріалами космічної зйомки. Серед факторів фізичного середовища до таких можна віднести надходження світла, температура поверхні та вологість ґрунту. Фактори ж біотичного середовища за даних умов враховуються лише опосередковано, оскільки їхнє кількісне визначення є складним навіть при залученні наземних методів дослідження. До того ж оптико-фізичні властивості приладів зйомки обмежують можливість ідентифікації елементів біорізноманіття до розрізнення типів рослинності. Достовірне визначення видового складу тваринних і рослинних угруповань (тут не йдеться про визначення породного складу рослинного покриву за декількома видами-едифікаторами) за матеріалами зйомки сенсора середньої просторової розрізнювальної здатності неможливе. Тому ми використовували фактори, які характеризують рослинний покрив, зокрема його кількість та структуру.

Таблиця 1. Фактори, що впливають на біорізноманіття території

Фактор	Показник	Діапазон значень
Світло	середньодобова опроміненість сонячним випромінюванням	0...300 Вт/м ²
Тепло	середньодобова температура ґрунту	-30...+50 °С
Вологість	нормалізований водний індекс NWI	-1...+1
Кількість рослинного покриву	вегетацийні індекси <i>NDVI</i> або <i>SAVI</i>	-1...+1
Структура рослинного покриву	листяний індекс <i>LAI</i>	0—6

У табл. 1 наведено показники, за якими слід враховувати зазначені фактори при оцінюванні біорізноманіття за багатоспектральними космічними зображеннями середньої просторової розрізненості.

Кількісні значення представлених показників можуть бути одержані як безпосередньо за космічними знімками (вегетацийні індекси *NDVI* та *SAVI*), так і з залученням відповідних алгоритмів обробки.

ДИСТАНЦІЙНІ ДАНІ

Фактори, наведені в табл. 1, можуть бути отримані за результатами оброблення каліброваних багатоспектральних космічних зображень середньої та високої просторової розрізненості. Для ряду розповсюджених багатоспектральних сенсорів розроблено пули стандартних алгоритмів обробки, атмосферної і геометричної корекції та калібрування, деякі з котрих до того ж відкриті й вільно розповсюджуються. Наприклад, для багатоспектральних супутникових сенсорів середньої просторової розрізнювальної здатності ETM+ (платформа Landsat), HRG (SPOT), LISS (IRS), ASTER (EOS) такі алгоритми налагоджено, верифіковано та імплементовано до стандартного програмного забезпечення обробки космічних знімків [20, 21]. Основні характеристики багатоспектральних супутникових сенсорів середньої просторової розрізнювальної здатності

Таблиця 2. Характеристики багатоспектральних супутникових сенсорів середньої просторової розрізнювальної здатності

Платформа	Сенсор	Кількість спектральних каналів*	Просторова розрізнювальна здатність, м	Розмір сцени, км
Landsat	ETM+	5 (<i>VNIR</i>)	30	183×185
		1 (<i>SWIR</i>) 1 (<i>TIR</i>)	30 60	
SPOT	HRG	3 (<i>VNIR</i>)	10	170×120
		1 (<i>SWIR</i>)	10	
IRS	LISS	3 (<i>VNIR</i>)	23.5	127×141
		1 (<i>SWIR</i>)	70.5	
EOS	ASTER	3 (<i>VNIR</i>)	15	60×60
		6 (<i>SWIR</i>)	30	
		5 (<i>TIR</i>)	90	
Ресурс-О	МСУ-Э	3 (<i>VNIR</i>)	45	76×2240
Монитор-Э	РДСА	3 (<i>VNIR</i>)	20	160×890

* — Спектральні діапазони: *VNIR* — видимий та ближній інфрачервоний (0.4...0.9 мкм), *SWIR* — середній інфрачервоний (1.5...2.5 мкм), *TIR* — дальній інфрачервоний (8...12.5 мкм)

містяться в табл. 2.

Порівняльний аналіз характеристик табл. 2 свідчить, що найбільш придатними для оцінювання біорізноманіття території є багатоспектральні супутникові сенсори ETM+ та ASTER, оскільки тільки їх обладнано спектральними каналами дальнього інфрачервоного діапазону. Між тим зображення саме дальнього інфрачервоного спектрального діапазону потрібні для визначення температури поверхні і листяних індексів території [22]. На жаль, супутникову платформу Landsat виведено з експлуатації в 2002 р., тому з цього моменту доступні тільки архівні знімки ETM+. Крім того, багатоспектральні зображення Landsat/ETM+ та EOS/ASTER найдоступніші за вартістю. Сенсори HRG і LISS одержують зображення в середньому інфрачервоному діапазоні, який використовується при обчисленнях водних і листяних індексів. Придатність багатоспектральних супутникових сенсорів МСУ-Э та РДСА до оцінювання біорізноманіття території дуже обмежена.

Вологість ґрунту та вологовміст рослинності зазвичай дистанційно оцінюються за зображеннями мікрохвильового або радіолокаційного діа-

пазонів [34]. Проте сучасні супутникові мікрохвильові радіометри дають вкрай низьку просторову розрізненість (одиниці — десятки км), а радіолокаційні знімки — занадто високу варіативність. Поряд з тим за результатами деяких досліджень вологість ґрунту добре корелюється з нормалізованими водними індексами, зокрема з *NWI* та *NDII* [15].

Додатково для оцінювання сонячної опроміненості та проведення ландшафтно-екосистемного районування території дослідження обов'язково потрібна відповідна карта рельєфу. Її можна отримати вже готовою (наприклад, у вільному доступі знаходяться опрацьовані глобальні дані *SRTM3v2.0* [30]) або одержати за результатами обробки стереопар знімків узгодженої просторової розрізненості (такі, наприклад, формують космічні системи *EOS/ASTER* та *SPOT/HRS*).

Характерні періоди динаміки біорізноманіття локальних територій складають роки, тому дистанційні дані при оцінюванні біорізноманіття мають інтегруватися протягом вегетаційного періоду, коли можна зробити точну класифікацію рослинного покриву. Інтегрування дистанційних даних не тільки дозволяє позбавитися несприятливих умов спостереження, але й підвищити точність визначення кількісних показників за рахунок усунення незначущих флуктуацій вимірів.

АЛГОРИТМИ ОБРОБКИ

Більшість допоміжних алгоритмів, що використовуються при оцінюванні біорізноманіття території, відомі, залишається лише скористатися ними в необхідній послідовності.

Розподіл середньодобової сонячної опроміненості M в даній точці території визначається географічною широтою φ , а також рельєфом місцевості, тобто ухилом α елемента поверхні в даній точці та азимутом A цього ухилу [24]:

$$\begin{aligned} M(\varphi, \alpha, A) &= \frac{\sin(h_0 - \alpha \cos A)}{\sin h_0} M(\varphi) = \\ &= \frac{\sin(h_0 - \alpha \cos A)}{\sin h_0} M_0 \exp(-k_0 \varphi^2). \end{aligned} \quad (1)$$

Тут функція

$$M(\varphi) = M_0 \exp(-k_0 \varphi^2)$$

приблизно описує широтну залежність середньодобового допливу сонячної радіації на горизонтальну поверхню у північній півкулі протягом року [31], $M_0 = 270 \text{ Вт/м}^2$ за добу, $k_0 = 0.1293 \cdot 10^{-3} \text{ град}^{-2}$, $h_0 = 90^\circ - \varphi + \delta_0$ — місцева висота Сонця над горизонтом у меридіані для літнього сонцестояння, $\delta_0 = 23.45^\circ$ — кут нахилу площини екліптики до площини небесного екватора.

Співвідношення (1) справедливе в діапазоні ухилів $-90^\circ \dots 90^\circ$ (вниз — позитивний) і азимутів $0 \dots 180^\circ$ (позитивні та негативні відхилення від напрямку $A = 180^\circ$ для розрахунків сонячної опроміненості еквівалентні) при $h_0 - \alpha \cos A > 0$ (інакше $M(\varphi, \alpha, A) \equiv 0$).

Абсолютну температуру земної поверхні T_0 можна оцінити безпосередньо за цифровими зображеннями дальнього інфрачервоного діапазону згідно із законом теплового випромінювання Планка:

$$T_0 = \frac{C_2}{\lambda \ln \left(\frac{\varepsilon_0 C_1}{L_{TIR} \lambda^5} + 1 \right)}, \quad (2)$$

де L_{TIR} ($\text{Вт} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{мкм}^{-1}$) — спектральна густина енергетичної світності, λ (мкм) — довжина хвилі, ε_0 — коефіцієнт теплового випромінювання поверхні, $C_1 = 3.74151 \cdot 10^{-4} \text{ Вт} \cdot \text{мкм}^4 \cdot \text{м}^{-2}$ та $C_2 = 14387.9 \text{ мкм} \cdot \text{К}$ — фізичні константи [10]. Для каліброваних зображень сенсора *ETM+* величина L_{TIR} знаходиться простим лінійним перетворенням

$$\begin{aligned} L_{TIR} &= \\ &= \frac{L_{TIRmax} - L_{TIRmin}}{E_{TIRmax} - E_{TIRmin}} (E_{TIR} - E_{TIRmin}) + L_{TIRmin}, \end{aligned}$$

де $L_{TIRmin} = 0$, $L_{TIRmax} = 17.04 \text{ Вт} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ср} \cdot \text{мкм}^{-1}$ — для низького підсилення (канал 6-1) або $L_{TIRmin} = 3.2$, $L_{TIRmax} = 12.65 \text{ Вт} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ср} \cdot \text{мкм}^{-1}$ — для високого підсилення (канал 6-2), E_{TIR} — цифровий код сигналу в дальньому інфрачервоному спектральному діапазоні. Для *ETM+* $E_{TIRmin} = 1$, $E_{TIRmax} = 255$, і співвідношення (2) спрощується:

$$T_0 = \frac{K_2}{\ln \left(\frac{K_1}{L_{TIR}} + 1 \right)}, \quad (3)$$

де $K_1 = 666.09 \text{ Вт} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ср} \cdot \text{мкм}^{-1}$ і $K_2 = 1282.71 \text{ К}$ — апаратно залежні константи сенсора ETM+ [10].

Для оцінки вологості ґрунту в межах території дослідження можна використовувати нормалізований водний індекс

$$NWI = \frac{E_{SWIR} - E_G}{E_{SWIR} + E_G}, \quad (4)$$

де E_{SWIR} , E_G — інтенсивності оптичного сигналу в середньому інфрачервоному та зеленому спектральних діапазонах відповідно (для Landsat/ETM+ це п'ятий та другий спектральні канали), оскільки регресійна залежність між ними близька до лінійної [29, 30].

Рослинний покрив класично описується нормалізованим вегетаційним індексом

$$NDVI = \frac{E_{VNIR} - E_R}{E_{VNIR} + E_R}, \quad (5)$$

де E_{VNIR} , E_R — інтенсивності оптичного сигналу у ближньому інфрачервоному та червоному спектральних діапазонах (для Landsat/ETM+ це четвертий та третій спектральні канали). Для рідкого рослинного покриву потрібна корекція значень $NDVI$ за сигнал від ґрунту, який домішується до сигналу рослинності. В цьому разі доцільніше використовувати удосконалений вегетаційний індекс EVI [25] або ґрунтовий вегетаційний індекс $SAVI$ [26]:

$$EVI = \frac{(E_{VNIR} - E_R)(1 + u)}{E_{VNIR} + z(E_R - E_B) + u}, \quad (6)$$

$$SAVI = \frac{(E_{VNIR} - E_R)(1 + w)}{E_{VNIR} + E_R + w}, \quad (7)$$

$$w = 1 - \frac{2E_{VNIR} + 1 - \sqrt{(2E_{VNIR} + 1)^2 - 8(E_{VNIR} - E_R)}}{2},$$

де u , z та w — емпіричні коефіцієнти.

Продуктивність рослинності характеризується долею $FPAR$ фотосинтетично активного сонячного випромінювання ($\lambda\lambda = 0.4...0.7 \text{ мкм}$), яка поглинається листям рослин, або безпосередньо пов'язаним з цим показником листяним індексом рослинності LAI — середньою кількістю шарів проекції листви на земну поверхню. Вели-

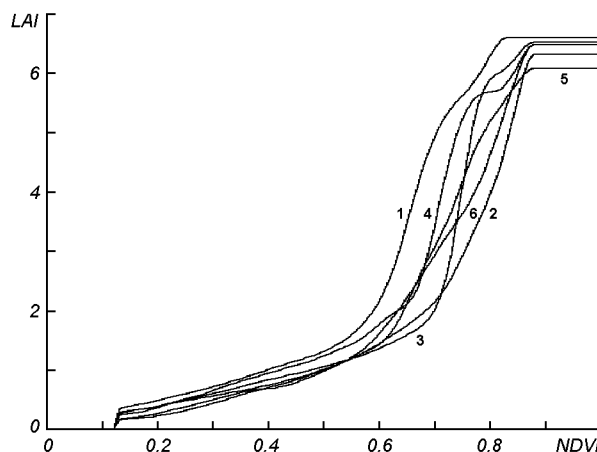


Рис. 1. Регресійні залежності $LAI(NDVI)$ для типових рослинних біомів: 1 — луки/злаки, 2 — чагарники, 3 — широколистяні насадження, 4 — степи/лісостепи, 5 — широколистяні ліси, 6 — вузьколистяні ліси

чину LAI може бути визначено прямими наземними вимірюваннями або опосередковано — за значенням $NDVI$ у конкретному пікселі зображення [33]. При цьому слід враховувати той факт, що характер нелінійної залежності $LAI(NDVI)$ різний для різних рослинних біомів (рис. 1) [27].

Класифікація покривів ландшафту території оцінювання проводиться за їхніми спектральними характеристиками одним з відомих способів за допомогою статистичних алгоритмів [16]. Але, як свідчить досвід, багатоспектральні аерокосмічні зображення середньої просторової розрізненості не забезпечують точної класифікації видового складу рослинності [17]. Тому саме для таких зображень доцільніше обмежитися рівнем класифікації до типів рослинних формацій, наявних на даній території. При цьому для підвищення точності класифікації потрібно залучати додаткові дистанційні та довідкові дані — про географічне розташування, рельєф місцевості, температуру і вологість ґрунту, кліматичні характеристики тощо. Процедура класифікації стає двоетапною: на першому етапі класифікуються типи рослинних формацій та абіотичних покривів ландшафту, на другому проводиться субкласифікація біомів на відповідні типи рослинних формацій, що приписані до них.

МОДЕЛЬ ОЦІНЮВАННЯ

Кількісне визначення впливу зовнішніх факторів на величини, що характеризують біорізноманіття, передбачає встановлення між ними або детермінованих, або статистичних зв'язків. У першому випадку мають будуватися причинно-наслідкові кількісні моделі, які описуватимуть феномен біорізноманіття та його взаємодію з факторами навколишнього середовища. Надзвичайна складність самого об'єкта моделювання, невизначеність поняття і методологічної бази біологічного різноманіття може негативно відбиватися на точності створюваних моделей. У другому випадку мають будуватися регресії, причому бажано для всього різноманіття природно-кліматичних комплексів регіону дослідження. Цей процес вимагає значної кількості наземних завіркових даних, що призводить до надмірного зростання обсягу польових досліджень. Обидва підходи мають позитивні та негативні сторони. Компромісним варіантом між ними може стати нечітко-логічний підхід. Нечіткі моделі дозволяють описувати класичні детерміновані взаємозв'язки з невизначеними або погано визначеними параметрами, визначати статистичні залежності з невідомими законами розподілу, а також формалізувати експертні уявлення про характер взаємодії об'єкту дослідження з чинниками, що на нього впливають. Ще одним аргументом на користь вибору нечітко-логічної моделі є слабка залежність результатів нечітких операцій від вигляду суб'єктивно апроксимованих функцій належності в широкому діапазоні значень нечітких величин. Нечітко-логічні моделі успішно застосовуються у складних системах керування та прийняття рішень, і на наш погляд, цілком придатні для оцінювання біорізноманіття [11].

Нечітко-логічну модель для оцінювання біорізноманіття території можна побудувати при відомих значеннях F всіх факторів, що на нього впливають. Спочатку для кожного класу земної поверхні визначається потенційно можливе біорізноманіття B_0 . Цим поняттям, в разі використання індексу Шеннона, називається кількість характерних видів окремої території N_0 , які мають однакову значущість. За таких умов біорізноманіття матиме найбільше з можливих значень і складатиме

$$B_0 = \log_2 N_0. \quad (8)$$

Зрозуміло, що подібна рівномірність розподілу у природі не спостерігається. Це пояснюють різним ступенем пристосованості видів до факторів середовища, під дією яких власне і відбувається просторова диференціація рослинних і тваринних угруповань [5]. Тому для кожного фактора, що зумовлює просторовий розподіл біорізноманіття, визначається вигляд функції $\mu(F)$ належності впливу для всього діапазону можливих значень F . Коли всі функції належності визначено, можна обчислити спільну функцію належності μ_0 вектора факторів. В основу таких розрахунків покладено концепцію, відому як закон мінімуму Лібіха. Робиться припущення, що біорізноманіття також обумовлюється одним або кількома зовнішніми факторами, доступна кількість яких найближча до необхідного мінімуму [12].

Природною операцією визначення спільної функції належності буде нечітка кон'юнкція:

$$\mu_0 = \&\mu(F). \quad (9)$$

Після визначення лімітної функції належності (9) та показника потенційного біорізноманіття (8) розраховується оцінка дійсного біорізноманіття B :

$$B = \mu_0 B_0. \quad (10)$$

Операції (11)—(13) здійснюються для всіх елементів розрізнення космічних зображень, що містять значення F .

Порядок оцінювання біорізноманіття в рамках нечітко-логічної моделі з використанням аерокосмічних зображень середньої просторової розрізненості багатоспектральних сенсорів, перелічених в табл. 2, описується схемою рис. 2.

В моделі на основі багатоспектральних аерокосмічних зображень, даних про цифровий рельєф території, наземних завіркових даних та додаткової інформації про особливості диференціації рослинних угруповань виконується двоетапне класифікування типів земної поверхні, спеціально адаптоване до розв'язання задачі оцінювання біорізноманіття, та розраховуються кількісні значення факторів впливу, наведених в табл. 1. Дійсне біорізноманіття (10) оцінюється на основі величини потенційного біорізноманіття (8) та врахування обмежень лімітного

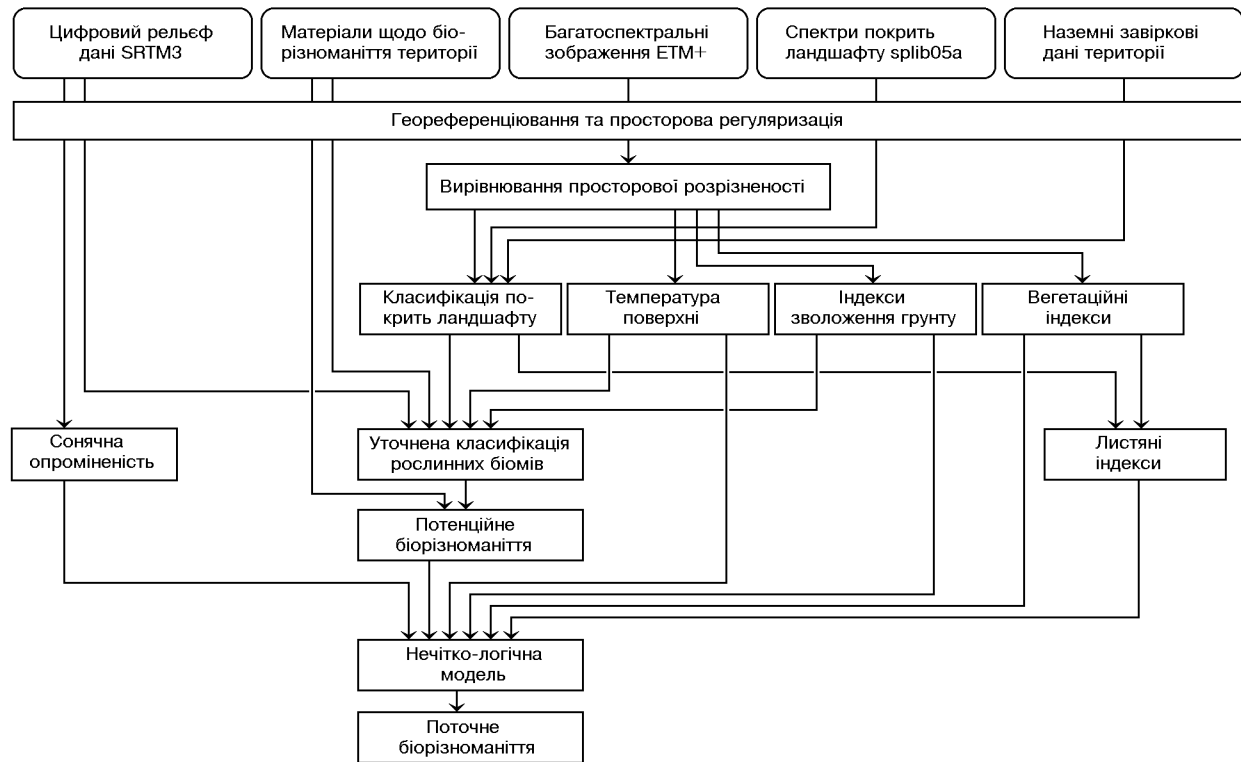


Рис. 2. Схема оцінювання біорізноманіття території

фактора (9). Всі просторові дані мають бути попередньо регуляризовані та геореференційовані. Оскільки в багатьох сучасних багатоспектральних аерокосмічних сенсорах середньої просторової розрізняювальної здатності наявні спектральні канали різної розрізняювальної здатності (наприклад, EOS/ASTER, Landsat/ETM+ та IRS/LISS табл. 1), для підвищення якості класифікації доцільно застосовувати спеціальну процедуру вирівнювання просторової розрізненості [13].

РЕЗУЛЬТАТИ

Для демонстрації можливостей описаної моделі проведено оцінювання біорізноманіття південно-західної частини Кримського півострова за космічним знімком Landsat/ETM+ (рис. 3, а).

Такий вибір території дослідження обумовлений рядом причин. По-перше, місцевість біо-

логічно багата через високе різноманіття екологічних умов і широкий діапазон їхнього прояву (від мінімальних до максимальних значень). По-друге, за оцінками спеціалістів [1], більша частина вибраної території має великий потенціал збереження біорізноманіття, і його кількісне оцінювання становитиме науково-практичний інтерес. Не останню роль зіграли також гарна вивченість регіону і доступність детальних описів природних угруповань та їхнього розподілу під дією зовнішніх факторів.

Кількісні значення факторів, наведених у табл. 1, розраховано на основі вказаного знімка із залученням сучасних методів обробки космічних зображень. Урахування рельєфу місцевості проводилося із використанням геореференційованих даних SRTM3 v2.0 на територію дослідження (рис. 3, в).

На основі карти висот місцевості за виразом (1) було розраховано середньодобові значення сонячного опромінення території (рис. 3, г).

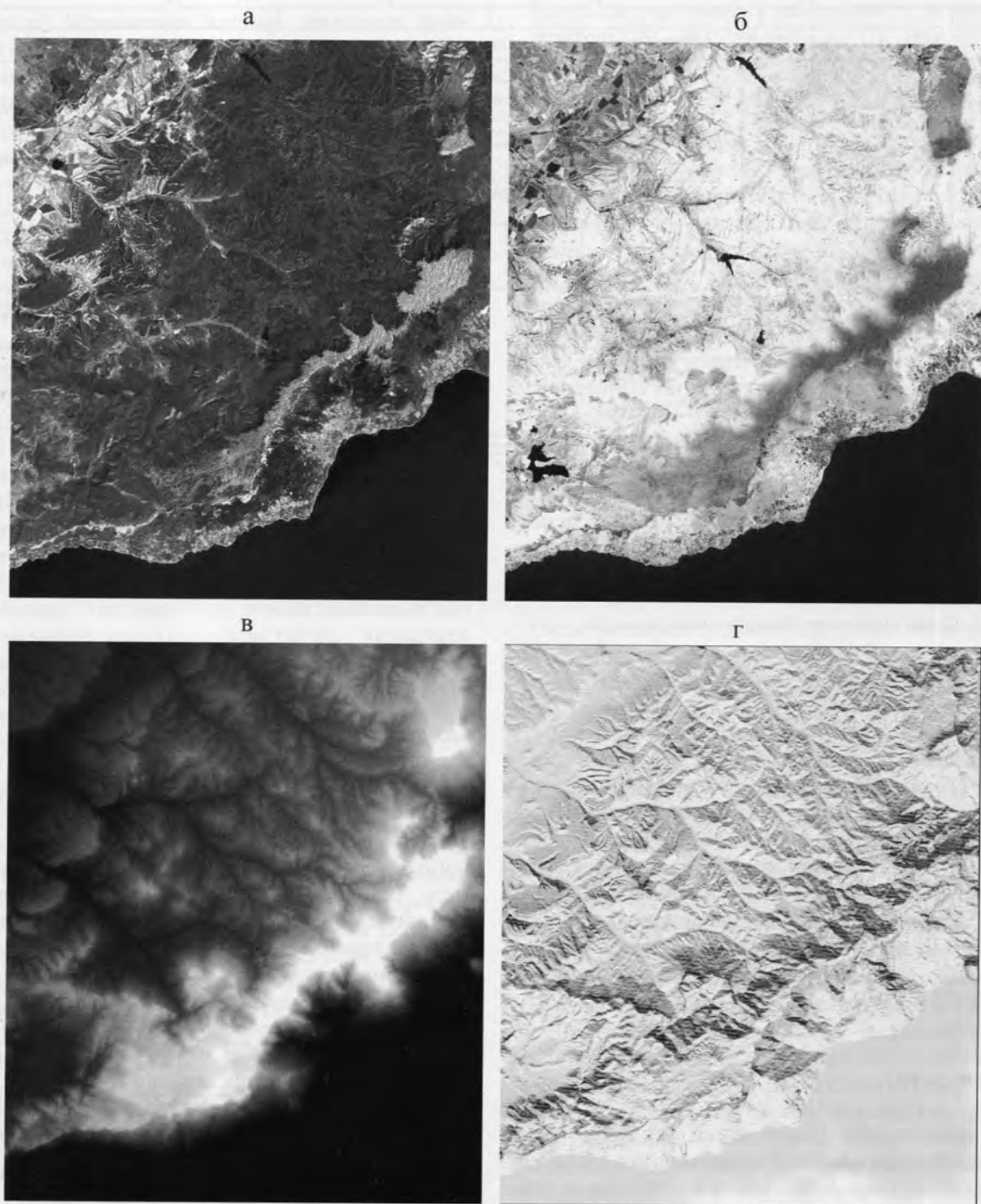


Рис. 3. Багатоспектральне аерокосмічне зображення фрагменту Кримського півострова та отримані розподіли деяких параметрів: *а* — вихідний знімок (Landsat/ETM+, 10 травня 2000 р., просторова розрізненість 30 м), *б* — розподіл вегетаційних та водного індексів, *в* — карта висот рельєфу, *г* — розподіл середньодобової сонячної опроміненості

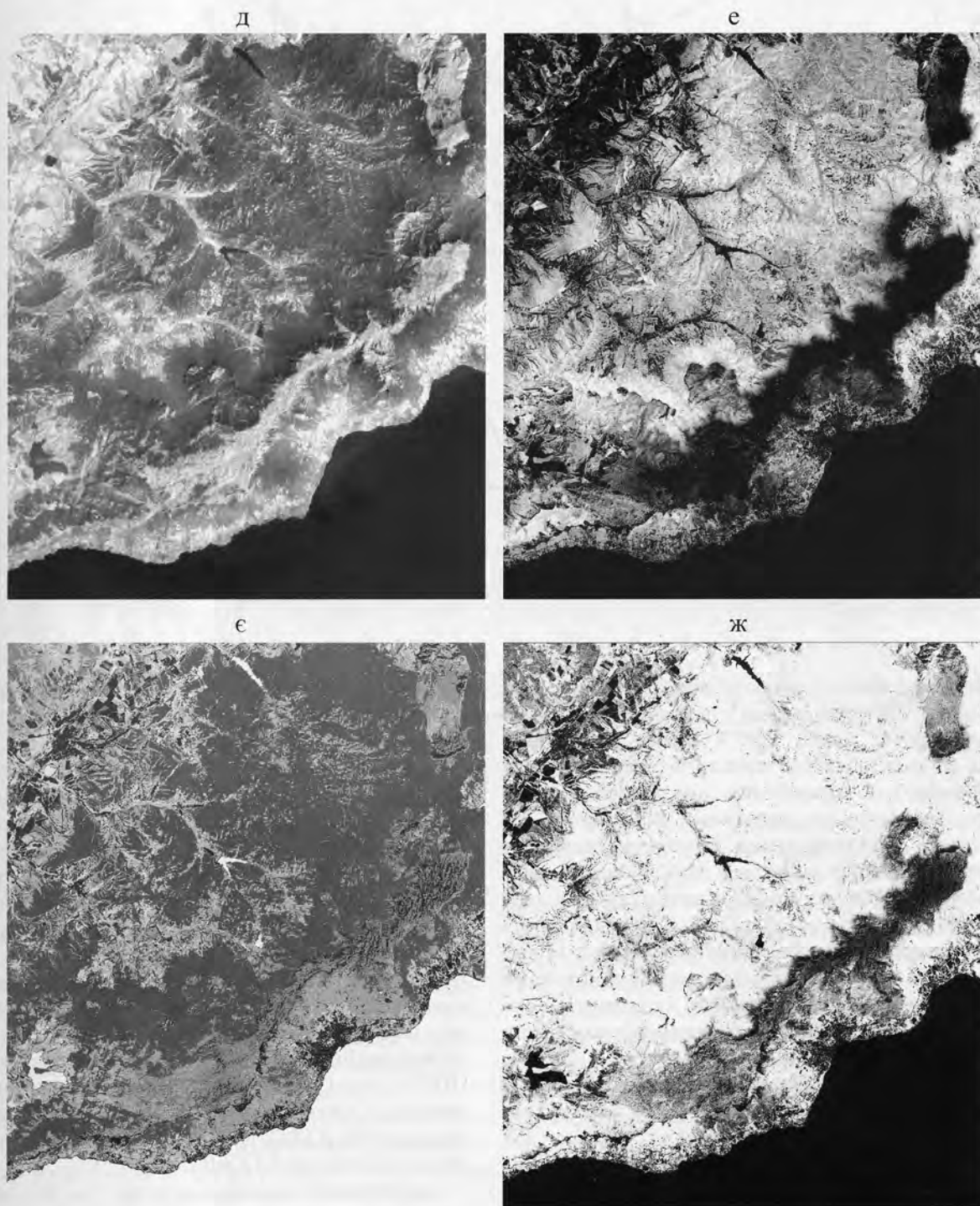


Рис. 3 (закінчення): *д* — розподіл температури поверхні, *е* — розподіл листяного індексу, *е* — класифікація рослинних екопів, *ж* — карта індексу біорізноманіття

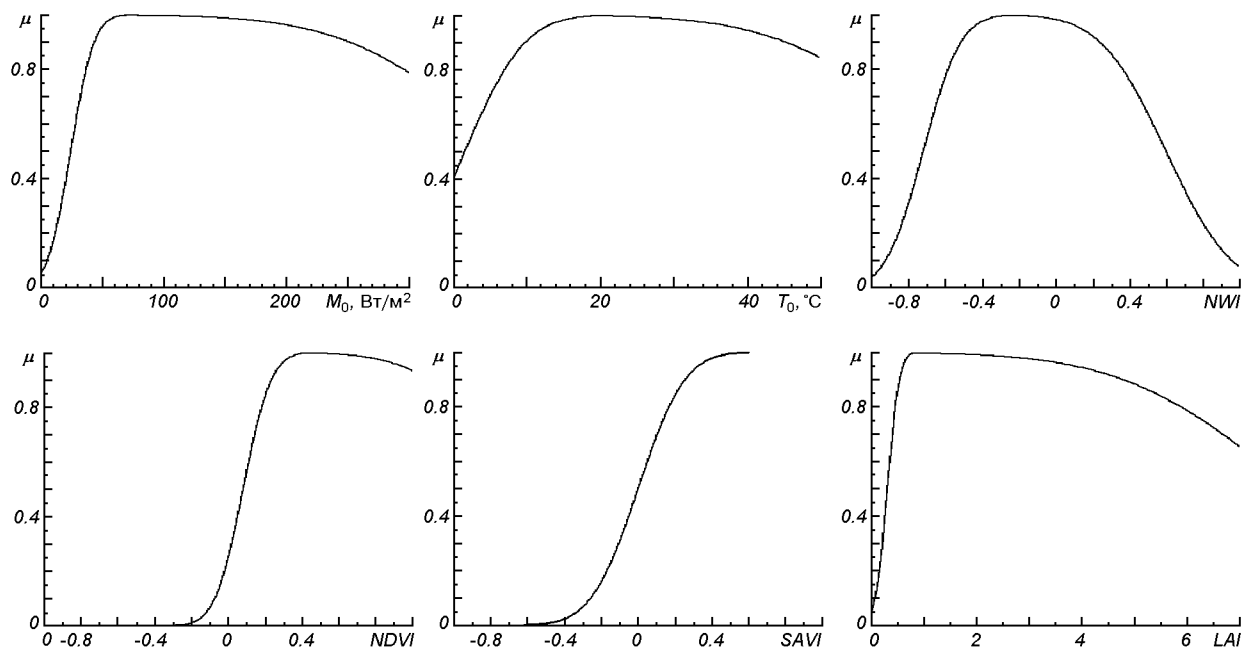


Рис. 4. Функції належності для сонячної опроміненості M_0 , температури T_0 поверхні, водного індексу NWI , вегетаційних індексів $NDVI$ та $SAVI$, листяного індексу LAI

Оскільки просторова розрізняльна здатність сенсора ETM+ в дальньому інфрачервоному діапазоні вдвічі гірша, ніж в інших діапазонах, саме до спектрального каналу 6 було застосовано процедуру підвищення просторової розрізняльності за рахунок додаткової інформації, що міститься у спектральних характеристиках покриттів ландшафту. Останні залучалися із спектральної бібліотеки *splib05a* американської геологічної служби (USGS) [23]. Для підвищення просторової розрізняльності було відібрано 12 типових зразків лабораторних спектрів штучних покриттів, рослинності, ґрунтів та водних об'єктів у діапазоні довжин електромагнітних хвиль $\lambda\lambda = 0.3...14$ мкм (рис. 5).

На основі інфрачервоного зображення підвищеної просторової розрізняльності спектрального каналу 6 сенсора ETM+ за виразом (3) обчислювалося поле температур поверхні (рис. 3, д). На основі зображень спектральних каналів 1, 3, 4 за виразами (5)–(7) отримано вегетаційні, а на основі зображень спектральних каналів 2 і 5 за виразом (4) — нормалізований водний індекс поверхні (рис. 3, б).

За типовими спектральними характеристиками проведено попереднє класифікування основних біомів території дослідження. Всього виділено п'ять класів — луки та зернові культури, широколистяні ліси, вузьколистяні ліси, чагарники та рідколісся. Крім того, було докладено певних зусиль, щоб розроблена класифікація не лише якнайкраще відображала особливості розподілу основних типів рослинних і тваринних угруповань території дослідження за фізіономічними ознаками, але й мала можливість узгодження з іншими загальновідомими та широкочисливими системами класифікації типів земної поверхні, зокрема системою класифікації Міжнародного проекту Геосфера-Біосфера (IGPB Land Cover Units), яка також використовується у продуктах MODIS [http://eosps.nasa.gov/ftp_ATBD/REVIEW/MODIS/ATBD-MOD-12/atbd-mod-12.pdf].

Додатковими класами «відкриті ґрунти і мінерали» та «водні об'єкти» представлені ділянки земної поверхні, для яких біорізноманіття вважається відсутнім або через надзвичайно малу його кількість, або через необхідність застосу-

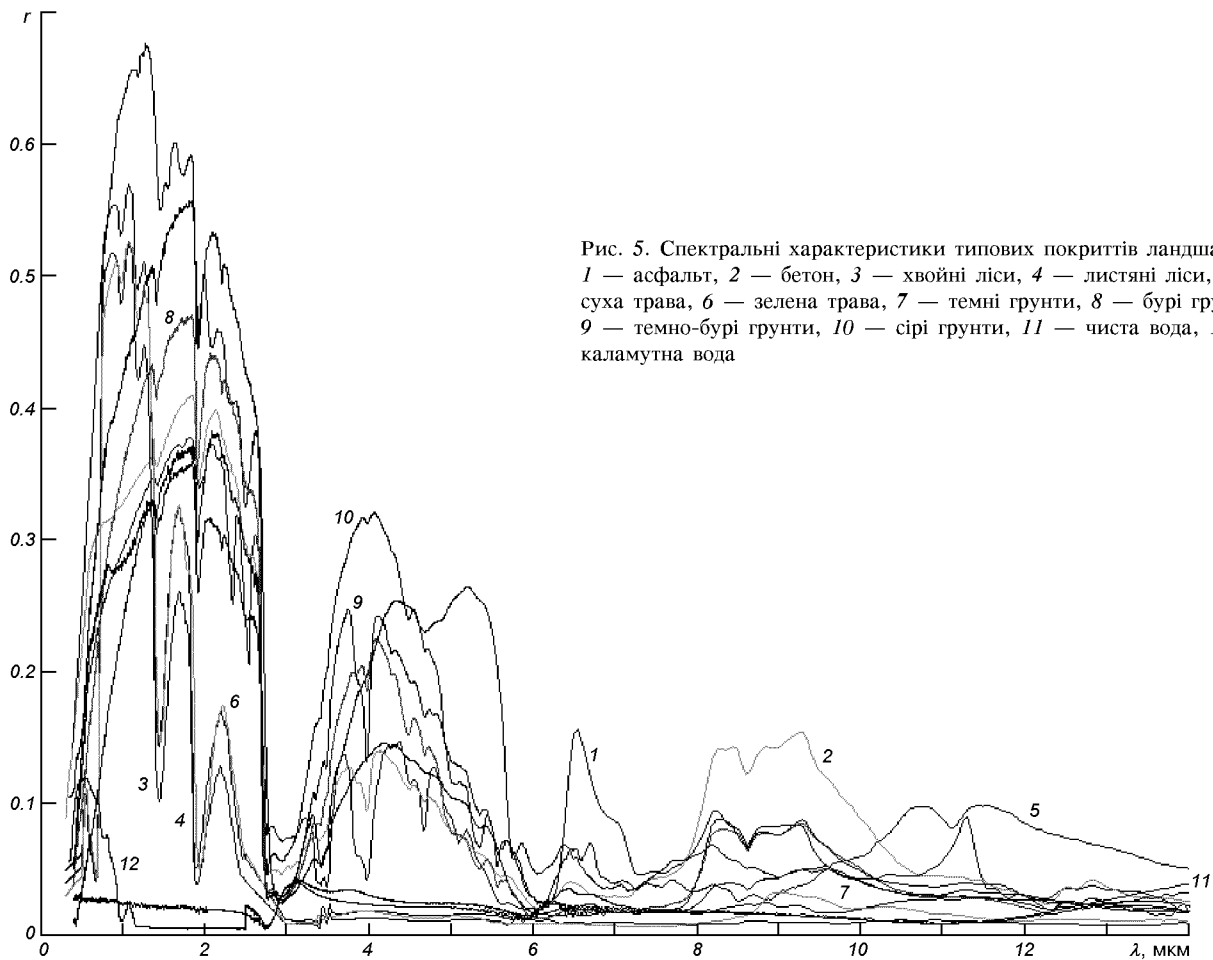


Рис. 5. Спектральні характеристики типових покриттів ландшафту: 1 — асфальт, 2 — бетон, 3 — хвойні ліси, 4 — листяні ліси, 5 — суха трава, 6 — зелена трава, 7 — темні ґрунти, 8 — бурі ґрунти, 9 — темно-бурі ґрунти, 10 — сірі ґрунти, 11 — чиста вода, 12 — каламутна вода

вання інших методів і підходів. В даному випадку мала кількість біорізноманіття необов'язково пов'язана з низьким біологічним потенціалом території, а скоріше з відсутністю видів, які беруться до уваги при оцінюванні біорізноманіття даної території.

Результат класифікування біомів території дослідження покладено в основу розрахунку значень листяного індексу за регресійними залежностями рис. 1. Розподіл листяного індексу території дослідження показано на рис. 3, *e*.

З використанням карти висот, наземних завіркових та допоміжних довідкових даних виконано другий етап класифікування — розділення класів біомів на підкласи.

Як і будь-яка класифікація, подібний поділ є суб'єктивним, обумовленим конкретною задачею: необхідністю деталізації виділених тери-

торій в контексті градієнтів середовища, що визначають загальний характер розподілу видів рослин і тварин. Оскільки для гірської місцевості, а вона становить більшу частину території дослідження, таким градієнтом є збільшення висоти над рівнем моря, в основу створеної класифікації покладено висотну пояси́сть рослинності Гірського Криму, описану в роботах [5—7]. Типи рослинних формацій виділялися на основі доміантних видів або форм зростання рослин. Через особливості розташування Кримських гір та кліматичні умови, які внаслідок цього сформувалися, склад і кількість видів рослинних формацій нижніх і середніх поясів значно варіюють залежно від орієнтації макросхилів відносно півдня та півночі. Дана ситуація також знайшла відображення у розробленій системі класифікації. Всього таким чином було

Таблиця 3. Класифікація рослинного покриву території дослідження та її видове багатство (складено на основі робіт Я. П. Дідуха (1992, 1985, 1988), Ю. Р. Шеляг-Сосонка (1985, 1988), А. І. Дулицького (2001, 1999))

Біом	N	Підклас	Висота над рівнем моря	Загальна кількість видів
Широколистяні ліси	1	Пухнастодубові ліси північного макросхилу	0—450	102
	2	Скельнодубові ліси північного макросхилу (із включеннями грабових и ясеневих лісів)	450—800	107
	3	Букові ліси (включення грабових, ясеневих, кленових лісів)	800—1400	101
	4	Скельнодубові ліси південного макросхилу	500—800	113
	5	Пухнастодубові ліси південного макросхилу	0—500	165
Луки та зернові культури	6	Сільгоспугіддя	0—400	50
	7	Справжні степи	400—600	105
	8	Лучні степи північного макросхилу	600—800	99
	9	Саваноїди	0—450	83
	10	Лучні степи південного макросхилу	450—800	112
	11	Лучні степи, томіяри, луки яйл	800—1545	123
Вузьколистяні ліси	12	Соснові ліси нижнього поясу північного макросхилу	0—400	79
	13	Соснові ліси середнього поясу північного макросхилу	400—1200	103
	14	Ліси з домінуванням сосни Коха	900—1400	104
	15	Соснові ліси середнього поясу південного макросхилу	400—900	144
	16	Соснові ліси нижнього поясу південного макросхилу	0—400	131
Чагарники	17	Шибляковоподібні зарості в комплексі з чагарниковими заростями типу шибляк	0—450	72
	18	Деревно-чагарникові зарості середнього поясу північного макросхилу	450—800	75
	19	Деревно-чагарникові зарості високогір'я	800—1400	88
	20	Шибляк з деревно-чагарниковими заростями	300—800	91
	21	Шибляк з вічнозеленим підліском	0—300	87
Рідколісся	22	Дубові рідколісся в комплексі зі степовою рослинністю	0—400	89
	23	Рідколісся середнього поясу північного макросхилу	400—800	86
	24	Високогірні (кленово-ясеневі) рідколісся	800—1300	90
	25	Дубові рідколісся середнього поясу південного макросхилу	450—800	87
	26	Рідколісся приморського поясу південного макросхилу	0—450	94

виділено 26 типів рослинних формацій-класів, і для кожного з них підраховано кількість видів рослин і тварин.

До підрахунку видового багатства вибраної території було включено 343 види вищих судинних рослин, 44 види ссавців і 33 види птахів,

середовища існування яких описані в літературі [5—8]. При аналізі флористичного різноманіття виділених класів враховувалися лише типові види з високим ступенем постійності зростання, які утворюють флористичне ядро формації певного типу. При розгляді фауністичного різно-

маніття робилося уточнення, що розподіл більшості видів тварин значно ширший за виділені рослинні формації, і його межі краще визначаються структурою рослинності, аніж видами рослин. Для кожного класу розраховано загальну кількість видів рослин і тварин (табл. 3).

Остаточна класифікація типів земної поверхні території дослідження, для якої визначалося потенційне біорізноманіття, показана на рис. 3, *є*.

Основою нечітко-логічної моделі оцінювання біорізноманіття є функції належності впливу відповідних факторів. Для врахування дії факторів табл. 1 ми використовували функції належності, запропоновані на основі попередніх досліджень біорізноманіття Криму [2, 5—8] та зіставлення їх з одержаними просторовими розподілами відповідних факторів. Слід зауважити, що вплив рослинного покриву, на відміну від інших факторів, було враховано ґрунтовим вегетаційним індексом *SAVI* та нормалізованим вегетаційним індексом *NDVI*. За першим визначався вплив даного фактору на біорізноманіття рідколісся, степових та лучних угруповань, за другим — на біорізноманіття решти біомів.

Вхідні дистанційні та допоміжні дані згідно із схемою рис. 2 перераховувалися до величин факторів, що впливають на біорізноманіття, далі за уточненою класифікацією типів рослинних формацій згідно з табл. 3 оцінювалося потенційне біорізноманіття (8), і на нього накладалися обмеження нечітко-логічної моделі (9), (10).

За результатами оцінювання біорізноманіття південно-західної частини Кримського півострову створено тематичну карту, яка кількісно відображає розподіл біологічного різноманіття на даній території (рис. 3, *ж*).

ОБГОВОРЕННЯ

З модельований розподіл біорізноманіття на території дослідження певною мірою відбиває співвідношення кількості видів різних класів, представлених у табл. 1. Надзвичайно високе біорізноманіття, як і передбачалося, спостерігається на території пухнастодубових лісів південного макросхилу. У межах класу простежується розподіл кількості біорізноманіття, який обумовлюється дією зовнішніх факторів і відповідає обмеженням, накладеним функціями

належності для показників цих факторів. Очікуване високе біорізноманіття соснових лісів південного макросхилу можна відмітити лише на деяких ділянках, імовірно тих, що мають добре сформований підлісок. Кількість біорізноманіття решти територій класу значно обмежується функцією належності для показника структури рослинного покриву — індексу листяної поверхні (*LAI*). Подібна ситуація спостерігається на ділянках лучних степів і луків яйл, але в даному випадку обмеження відбувається за функцією належності показника рослинного покриву ґрунтового вегетаційного індексу (*SAVI*). При аналізі результатів дослідження необхідно зважати і на те, що оцінювання провадилося за одним знімком, який відображає діапазон значень факторів лише на момент зйомки. Тому для більш достовірного відображення просторового розподілу біорізноманіття значення факторів варто усереднювати за вегетаційний період.

Встановлення достовірності одержаних результатів, а отже і самої моделі, як того вимагають правила моделювання, поки що не видається можливим. Головним чином це обумовлено відсутністю картографованого кількісного розподілу біорізноманіття дослідженої території необхідного масштабу, які можна було б використати для порівняння з результатами моделювання. Не доводиться говорити й про безпосереднє завірювання з об'єктом дослідження, оскільки воно вимагає значних фінансово-часових затрат і залучення чималого кола спеціалістів. Тому будь-які висновки щодо точності результатів дослідження не можна вважати повністю об'єктивними.

Візуальне зіставлення створеної тематичної карти з матеріалами, за якими можна судити про біорізноманіття досліджуваної території, дає підставу визнати результати моделювання прийнятними.

ВИСНОВКИ

Таким чином, дистанційні дані середньої просторової розрізненості є досить зручним та ефективним інструментом оцінювання біологічного різноманіття з урахуванням зовнішніх факторів, що обумовлюють його просторовий роз-

поділ.

Спільне використання стандартних інформаційних продуктів ДЗЗ та наземних завіркових даних може стати основою інформаційного сервісу не тільки оцінювання біорізноманіття, а й його моніторингу протягом років чи навіть сезонів.

Звичайно, запропонована нечітко-логічна модель є дуже примітивною, не враховує ряд сучасних досягнень у моделюванні гео- та екосистем і потребує суттєвих уточнень. Але, як свідчить досвід оброблення та інтерпретування даних ДЗЗ, дуже часто недосконалість застосованих моделей компенсується значним обсягом та якістю вихідних даних, зокрема точним знанням їхнього просторового розподілу. Особливо це стосується таких надскладних та слабкопридатних до моделювання систем, як екологічні. Тому запропонований підхід до оцінювання різноманіття з використанням дистанційних даних є актуальним і має широкі перспективи теоретичного розвитку та практичного застосування.

1. Атлас. Автономна республіка Крим: Електронна версія 4.1. — 2004. — (Розробники: Інститут географії НАН України, Таврійський національний університет ім. В. І. Вернадського, ЗАТ «Інститут передових технологій»).
2. Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы // Вопросы развития Крыма: Научно-практический и дискуссионно-аналитический сборник. — Симферополь: СОНАТ, 1999. — Вып. 11. — 180 с.
3. Выработка приоритетов: новый подход к сохранению биоразнообразия в Крыму // Результаты программы «Оценка необходимости сохранения биоразнообразия в Крыму», осуществленной при содействии Программы поддержки биоразнообразия BSP. — Вашингтон, 1999. — 257 с.
4. География и мониторинг биоразнообразия. — М.: Изд-во Науч. и учебно-метод. центра, 2002. — 432 с.
5. Дидух Я. П. Растительный покров горного Крыма (структура, динамика, эволюция и охрана). — Киев: Наук. думка, 1992. — 253 с.
6. Дидух Я. П., Шеляг-Сосонко Ю. Р. Государственный заповедник «Мыс Мартыан». — Киев, 1985.
7. Дидух Я. П., Шеляг-Сосонко Ю. Р. Ялтинский горнолесной государственный заповедник. — Киев, 1980.
8. Дулицкий А. И. Биоразнообразие Крыма. Млекопитающие. История, состояние, охрана, перспективы. — Симферополь: СОНАТ, 2001. — 208 с.
9. Киселев А. Н. Оценка и картографирование биологического разнообразия (на примере Приморья) // Геоботаническое картографирование. — 2000. — 3. — С. 3—15.
10. Криксунов Л. З. Справочник по основам инфракрасной техники. — М.: Сов. радио, 1978. — 400 с.
11. Круглов В. В., Длин М. И. Интеллектуальные информационные системы: компьютерная поддержка систем нечеткой логики и нечеткого вывода. — М.: Физматлит, 2002. — 254 с.
12. Пианка Э. Эволюционная экология: Пер. с англ. / Под ред. и с предисл. М. С. Гилярова. — М.: Мир, 1981. — 400 с.
13. Попов М. О., Станкевич С. А., Козлова А. О. Удосконалена процедура класифікування багатоспектральних аерокосмічних зображень при оцінюванні біорізноманіття Північно-Причорноморського регіону України // Тез. докл. междунар. науч. конф. «Фундаментальные исследования важнейших проблем естественных наук на основе интеграционных процессов в образовании и науке». — Севастополь: НПЦ ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. — С. 82—83.
14. Протасов А. А. Биоразнообразие и его оценка: Концептуальная диверсиколия. — Киев: Ин-т гидробиологии, 2002. — 107 с.
15. Сахацький О. І. Застосування супутникових даних для вирішення задач водообміну у геосистемах // Доп. НАН України. — 2006. — № 4. — С. 118—126.
16. Станкевич С. А. Статистичні моделі розділення класів об'єктів аерокосмічного моніторингу за цифровими зображеннями // Зб. матер. науково-практичної конф. «Актуальні проблеми військової екології». — Київ: ННДЦ ОТ і ВБ України, 2004. — С. 76—81.
17. Станкевич С. А., Козлова А. О. Особливості розрахунку індексу видового різноманіття за результатами статистичної класифікації аерокосмічних знімків // Уч. зап. Таврического нац. ун-та. — 2006. — 19 (58). — С. 144—150.
18. Уиттекер Р. Сообщества и экосистем: Пер. с англ. — М.: Прогресс, 1980. — 328 с.
19. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Дубина Д. В., Вакаренко Л. П. та ін. Збереження і невиснажливе використання біорізноманіття України: стан та перспективи / Відп. ред. Ю. Р. Шеляг-Сосонко. — Київ: Хімджест, 2003. — 246 с.
20. ASTER Higher-Level Product User Guide. — Pasadena: California Institute of Technology, 2001. — 80 p.
21. Bhogal A. S., Goodenough D. G., Chen H., et al. Automated Methods for Atmospheric Correction and Fusion of Multispectral Satellite Data for National Monitoring // Proc. International Geoscience and Remote Sensing Symp. IGARSS02. — Toronto: IEEE, 2002. — P. 1316—1319.
22. Bouman B. A. M. Accuracy of Estimating the Leaf Area Index from Vegetation Indices Derived from Crop Reflectance Characteristics // Int. J. Remote Sens. — 1992. — 16. — P. 3069—3084.
23. Clark R. N., Swayze G. A., Wise R., et al. USGS Digital Spectral Library splib05a. — USGS Open File Report 03-395, 2003. — 1340 p.
24. Dubayah R., Loechel S. Modeling Topographic Solar Radiation Using GOES Data // J. Appl. Meteorol. — 1997. — 36, N 2. — P. 141—154.
25. Huete A., Kim H.-J., Miura T. Scaling Dependencies and Uncertainties in Vegetation Index — Biophysical Retrievals in Heterogeneous Environments // Proceedings of the IGARSS'05 Symposium. — Seoul: IEEE, 2005. — P. 105—114.
26. Huete A. R., Liu H., van Leeuwen W. J. D. The Use of

- Vegetation Indices in Forested Regions: Issues of Linearity and Saturation // Proceedings of the IGARSS'97 Symposium. — Singapore: IEEE, 1997.—P. 1—3.
27. Lee K.-S., Cohen W. B., Kennedy R. E., et al. Hyperspectral versus Multispectral Data for Estimating Leaf Area Index in Four Different Biomes // Remote Sens. Environ.—2004.—91.—P. 508—520.
28. Lillesand T. M., Kiefer R. W., Chipman J. W. Remote Sensing and Image Interpretation. — Hoboken: John Wiley, 2004.—784 p.
29. Limaye A. S., Crosson W. L., Laymon C. A. Estimating Accuracy in Optimal Deconvolution of Synthetic AMSR-E Observations // Remote Sens. Environ.—2006.—100.—P. 133—142.
30. Rodriguez E., Morris C. S., Belz J. E., et al. An Assessment of the SRTM Topographic Products / Jet Propulsion Laboratory Technical Report D-31639. — Pasadena: JPL, 2005.—144 p.
31. Tovar-Pescador J., Pozo-Vazquez D., Ruiz-Arias J. A., et al. On the Use of the Digital Elevation Model to Estimate the Solar Radiation in Areas of Complex Topography // Meteorol. Appl.—2006.—13, N 3.—P. 279—287.
32. Turner W. Remote sensing for biodiversity and conservation // Trends Ecol. and Evol.—2003.—18, N 6.—P. 306—314.
33. Wang Q., Adiku S., Tenhunen J., Granier A. On the Relationship of NDVI with Leaf Area Index in a Deciduous Forest Site // Remote Sens. Environ.—2005.—94.—P. 244—255.
34. Wang X., Zhang Z. A Review: Theories, Methods and Development of Soil Moisture Monitoring by Remote Sensing // Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS'05 Proceedings. — Seoul: IEEE International, 2005.—Vol. 6.—P. 4505—4507.

BIODIVERSITY ESTIMATION TECHNIQUE USING MEDIUM SPATIAL RESOLUTION HYPERSPECTRAL IMAGERY

S. A. Stankevich, A. O. Kozlova

We propose a technique for terrain biodiversity estimation which is based on medium spatial resolution hyperspectral satellite imagery. The technique makes allowances for ecological factor influence on biodiversity spatial distribution. Our results of biodiversity estimation for the Crimean peninsula south-west part by fuzzy-logic model is presented.