



УДК 632.51:93

<sup>1</sup>Кунах О. М., <sup>2</sup>Папка О. С.

**ГЕОМОРФОЛОГІЧНІ ЕКОГЕОГРАФІЧНІ ЗМІННІ, ЯКІ ВИЗНАЧАЮТЬ  
ОСОБЛИВОСТІ ЕКОЛОГІЧНОЇ НІШИ ВАТОЧНИКА СИРІЙСЬКОГО  
(*ASCLEPIAS SYRIACA* L.)**

<sup>1</sup>Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара

Email: [olga-kunakh@rambler.ru](mailto:olga-kunakh@rambler.ru)

<sup>2</sup>Полтавская государственная аграрная академия

Email: [ksenija\\_papka@mail.ru](mailto:ksenija_papka@mail.ru)

У роботі висвітлена роль геоморфологічних екогеографічних змінних, які одержані за допомогою цифрової моделі рельєфу, створеної на основі даних дистанційного зондування Землі, як маркерів екологічної ніши бур'янів на прикладі ваточника сирійського (*Asclepias syriaca* L.). Полігоном дослідження обрана територія, як знаходиться навколо населеного пункту Вовнянка (Полтавська область). Полігон має лінійні розміри 26 кілометрів у напрямку зі сходу на захід та 15 кілометрів – у напрямку з півночі на південь, загальна площа полігону складає 390 км<sup>2</sup>. У якості геоморфологічних змінних у роботі розглянуто топографічний індекс вологості, індекс топографічного положення, індекс балансу геомаси, фактор ерозії, пряма та розсіяна інсоляція, висота над русоловою мережею, різномасштабний індекс гребнів височин та різномасштабний індекс тальвегів, векторна міра пересіченості місцевості. Встановлено, що за сукупністю геоморфологічних показників, одержаних за допомогою цифрової моделі рельєфу, можна стверджувати, що у межах окремого сільськогосподарського поля формується широке різноманіття мікроумов, яке обумовлене рельєфними особливостями. Вірогідно, варіювання теплового та водного режимів, перерозподіл вологи, а також результативності механічного обробітку ґрунту та зусиль по контролю чисельності бур'янів складають фон, у межах якого можливим стає розселення шкідливих рослин, у тому числі ваточника сирійського.

Ключові слова: ваточник сирійський, цифрова модель рельєфу, екологічна ніша, дистанційне зондування Землі

<sup>1</sup>Кунах О. Н., <sup>2</sup>Папка О. С.

**ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКИЙ ЭКОГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ПЕРЕМЕННЫЕ,  
ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ НИШИ ВАТОЧНИКА  
СИРИЙСКОГО (*ASCLEPIAS SYRIACA* L.)**

<sup>1</sup>Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара

Email: [olga-kunakh@rambler.ru](mailto:olga-kunakh@rambler.ru)

<sup>2</sup>Полтавская государственная аграрная академия

Email: [ksenija\\_papka@mail.ru](mailto:ksenija_papka@mail.ru)

В работе показана роль геоморфологических екогеографических переменных, которые получены с помощью цифровой модели рельефа, созданной на основе данных дистанционного зондирования Земли, как маркеров экологической ниши сорняков на примере ваточника сирійського (*Asclepias syriaca* L.). Полигоном исследования выбрана территория, которая находится в окрестности населенного пункта Вовнянка (Полтавская область). Полигон имеет линейные размеры 26 километров в направлении с востока на

---

ISSN 2225-5486 (Print), ISSN 2226-9010 (Online). Біологічний вісник МДПУ. 2016. №1



запад и 15 километров – в направлении с севера на юг, общая площадь полигона составляет 390 км<sup>2</sup>. В качестве геоморфологических переменных рассмотрен топографический индекс влажности, индекс топографического положения, индекс баланса геомассы, фактор эрозии, прямая и рассеянная инсоляции, высота над русловою сетью, разномасштабный индекс гребней возвышенностей и разномасштабный индекс тальвегов, векторная мера пересеченности местности. Установлено, что по совокупности геоморфологических показателей, полученных с помощью цифровой модели рельефа, можно утверждать, что в пределах отдельного сельскохозяйственного поля формируется широкое разнообразие микроусловий, которое обусловлено рельефными особенностями. Вероятно, варьирование теплового и водного режимов, перераспределение влаги, а также результативность механического обработки почвы и усилий по контролю численности сорняков составляют фон, в пределах которого становится возможным расселение сорных растений, в том числе ваточника сирийского.

Ключевые слова: ваточник сирийский, цифровая модель рельефа, экологическая ниша, дистанционное зондирование Земли

<sup>1</sup>Kunah O. M., <sup>2</sup>Papka O. S.

GEOMORPHOLOGICAL ECOGEOGRAPHICAL VARIABLES DEFINING  
FEATURES OF ECOLOGICAL NICHE OF COMMON MILKWEED (*ASCLEPIAS  
SYRIACA* L.)

<sup>1</sup> Oles Gonchar Dnipropetrovsk national university

Email: [olga-kunakh@rambler.ru](mailto:olga-kunakh@rambler.ru)

<sup>2</sup>Poltava state agrarian academy

Email: [ksenija\\_papka@mail.ru](mailto:ksenija_papka@mail.ru)

The role of geomorphological ecogeographical variables have been shown, which are received by means of the digital elevation model created on the basis of remote sensing data as markers of an ecological niche of weeds on an example common milkweed (*Asclepias syriaca* L.). The research range chooses territory which is in settlement Vovnjanka district (the Poltava region). The range has the linear sizes of 26 kilometres in a direction from the east on the west and 15 kilometres in a direction from the north on the south, the range total area makes 390 км<sup>2</sup>. As geomorphological variables the topographical wetness index, topographic position index, mass balance index, erosion LS-factor, direct and disseminated insolation, altitude above channel network, multiresolution valley bottom flatness, multiresolution ridge top flatness index, vector ruggedness measure have been considered. It is established, that on set of the geomorphological indicators received by means of digital model of a relief, it is possible to assert, that within a separate agricultural field a wide variety of microconditions which is caused by relief features is formed. Possibly, the variation of thermal and water modes, moisture redistribution, and also productivity mechanical processings of soil and efforts under the control of number of weeds make a background in which limits there is possible a moving of weed plants, including common milkweed.

*Keywords: common milkweed, digital elevation model, ecological niche, remote sensing*

## ВВЕДЕННЯ

На території Полтавщини майже не залишилося екосистем і рослинних угруповань, які тією чи іншою мірою не зазнали впливу людини. Пасовища, вигони, схили балок, склад і структура яких змінюється під впливом витоптування, випасання і старіння посівів, стають все більш репрезентативними для поселення бур'янів, в тому числі і адвентивних, з широкою екологічною амплітудою. Саме цьому ваточник сирійський (*Asclepias syriaca* L.) почав вклинюватись на пасовища, вигони, в розріджені яри, схили балок тощо. Лише в незаймані природні ценози, які зберігають достатню різноманітність видового складу, цей небезпечний чужинець не проникає. Флора пасовищ і сіножатей – це антропоотолерантний варіант регіональної флори, який об'єднує фрагменти двох типів її антропогенної трансформації – збідненої флори, здатної до відновлення, та окультуреної флори напівприродних екотопів, обов'язковим компонентом якої є культурні або інтродуковані рослини (Телешек и др., 1985; Шевчук и др., 1998, Манжос, 2002).

Пасовища – це деградуєчі напівприродні екотопи, що зазнають сильного, але частіше сезонного антропогенного впливу, основними факторами якого є витоптування, механічне пошкодження та вилучення надземної маси (Протопопова, 1991). Безсистемне, інтенсивне випасання худоби на цих угіддях викликає сильне ущільнення верхніх шарів ґрунту, псування дернини і зрідження травостою. Внаслідок цього на пасовищах і сіножатях господарства зустрічаються такі шкідливі грубостебельні бур'яни, як татарник звичайний (*Onopordon acanthium* L.), нетреба звичайна (*Xanthium strumarium* L.), нетреба колюча (*Xanthium spinosum* L.), щавель кінський (*Rumex confertus* Willd.) тощо (Манжос, 2002; Папка, 2015).

За останні роки, внаслідок старіння фітоценозів багаторічних трав, засміченість пасовищ і сіножатей значно зросла. Такі антропогенно перетворені угруповання, що знаходяться на різних стадіях пасквальної дигресії, стали абсолютно відкритими для заселення бур'янами – чужинцями.

Аналіз особливостей розповсюдження ваточника сирійського в межах Полтавської області наведено в нашій публікації (Папка, 2015). Проведений нами аналіз адвентивної фракції бур'янів на пасовищах, сіножатях і вигонах свідчить про значну кількість адвентивних видів – еунеофітів – полину гіркого (*Artemisia absinthium* L.), будяку пониклого (*Carduus nutans* L.), амброзії полинолистої (*Ambrosia artemisiifolia* L.), чорнощирю звичайного (*Cyclachaena xanthiifolia* (Nutt.) Fresen.). За нашими спостереженнями ці види найбільше розповсюдились на таких кормових угіддях, де проводилось довільне безсистемне випасання худоби. Рослинність на таких пасовищах надмірно стравлена, і тому травостій їх знаходиться у пригніченому стані.

У таких місцезростаннях дедалі збільшуються осередки ваточника, нагромаджуючі значні запаси насіння в ґрунті. Висока насіннева



продуктивність, тривалий період схожості, невибагливість до умов існування поставили бур'ян у більш вигідне становище в порівнянні з місцевими видами (Ременюк, 2013). Останні, ослаблені постійним витоптуванням худобою, загальним погіршенням умов зростання, поступаються перед високою конкурентною здатністю ваточника. Проте його роль у подібних рослинних угрупованнях ще незначна. Тому ваточник віднесений нами до малоактивних видів бур'янів на пасовищах, вигонах і схилах балок Полтавщини. Але, навіть незначна присутність цього небезпечного бур'яну на пасовищах і вигонах становить велику небезпеку. Його погано поїдають тварини, а навіть невеликі домішки ваточника сирійського до сіна є причиною шлункових захворювань худоби (Флора ССРСР, 1959). Тому в господарстві необхідно постійно контролювати поширення цього небезпечного бур'яну і взагалі не допускати його проникнення, а тим більше зростання на пасовищах, вигонах і сіножатях.

Слід відзначити, що фрагментарні обліки бур'янів надають тільки часткове уявлення про особливості поширення рослин та фактори, які на них впливають. Питання про багаторівневу оцінку структури екологічної ніши шкідливих видів рослин може бути вирішено за допомогою розробки підходів застосування даних дистанційного зондування Землі.

Стрімкий розвиток технологій обробки просторово-координованих даних з концептуально нових позицій дозволив підійти для вирішення актуальних теоретичних проблем агроєкології та практичних завдань сільськогосподарського виробництва (Жуков и др., 2013; Жуков и др., 2015; Демидов и др., 2013; Диченко та ін., 2015). Розвиток методів дистанційного зондування Землі та різноманітних аналітичних інструментів геоінформаційних систем забезпечив потужну основу для розуміння ландшафтно-ї структури та ландшафтних функцій, а також можливість просторового аналізу та моделювання на рівні ландшафту. Загалом ландшафтний аналіз включає в себе вивчення структури ландшафту та взаємодії між його структурними елементами у просторі та часі (Кучма, 2015).

Просторова неоднорідність екологічних систем, у тому числі й агроєкосистем, є їх найважливішою властивістю, що визначає їхню стійкість, структурну та функціональну своєрідність (Диченко та ін., 2015).

Активне впровадження підходів, процедур і методів просторової агроєкології в практику наукових досліджень і для прикладного застосування неможливо без вирішення важливої проблеми одержання первинних просторово-координованих даних. Геоінформаційні системи за своїм призначенням мають здатність обробки колосального обсягу інформаційних масивів. Однак, одержання екологічних або ґрунтознавчих характеристик за допомогою традиційних методик для вирішення завдань просторового моделювання ускладнено внаслідок їх трудомісткості, витратності часу і

фінансів. З іншого боку, традиційні показники мають значну теоретичну обґрунтованість, можуть бути змістовно інтерпретовані, по них накопичений великий обсяг експериментальних даних (Диченко і ін., 2015).

Моніторингові програми оцінки стану бур'янів потребують значного часу та є дуже витратними. Збір даних є повільним, виникають труднощі при картографуванні значних популяцій бур'янів або тих, які мають широке географічне поширення. Мінливість у появі однорічних бур'янів рік від року доповнюють вказані труднощі (Pitt, Miller, 1988; Auld, 1995). Висока вартість спостережень не сприяє повторюваності для визначення змін інвазії в часі. Труднощі у точній ідентифікації місць спалахів інвазій можливі без використання системи глобального позиціонування (Global Positioning Systems – GPS) (Lass, Callihan, 1993).

Дані дистанційного зондування Землі звичайно застосовуються для картографування широких класів рослинності або типів земель, або загалом типів сільськогосподарських земель або пасовищ. Картографування окремих видів рослин дуже важко здійснити, так як рослини рідко мають унікальні та незмінні спектральні характеристики (Fitzpatrick et al., 1990; Price, 1994). Навіть якщо бур'ян має спектральні характеристики, які сильно відрізняються від інших рослин, зміни можуть відбуватися внаслідок родючості ґрунту, кількості поживних речовин або вологи, впливу захворювань або тварин, та застосування гербіцидів. Все це значно ускладнює застосування даних дистанційного зондування, особливо для картографування інвазій на значних територіях (McGowen, 1998). Але, відмінності у розмірах рослин, швидкості росту, швидкості настання зрілості, структури та забарвлення у певні періоди часу можуть сприяти дискримінації. Наприклад, багато спектральних особливостей виникають коли рослини, які викликають інтерес, квітнуть (Lass et al., 1996). Найважливішим аспектом у вивченні за допомогою дистанційного зондування бур'янів є ідентифікація ключових стадій росту бур'янів для визначення того моменту, коли вони найкращим чином можуть бути відрізані від інших рослин (Everitt et al., 1992; Gardiner et al., 1998). Тенденція серед багатьох бур'янів зростати у окремих осередках з декількома рослинами можуть сприяти дискримінації (Cardina et al., 1997; Rew et al., 1997).

Дистанційне зондування дає приклади успішного картографування деяких бур'янів. Аерофотографія була застосована у багатьох дослідженнях переважно для ідентифікації бур'янів з квітами, які можна чітко розрізнити (наприклад, арктотека *Arctotheca calendula*) (Arnold et al., 1985). Багатоспектральна аерофотографія застосована для картографування значного діапазону бур'янів у сільгоспутіллях (Brown et al., 1994; Lamb et al., 1999) та на пасовищах. Такі знімки швидко можуть бути опрацьовані та стати основою для локального застосування хімічних засобів контролю відповідно, що дає їх економію (Everitt et al., 1995, 1996a, 1996b; Lass et al., 1996).





Значно менше прикладів картографування бур'янів на регіональному рівні за допомогою супутникових даних. Видатним зразком є картографування помірних та значних інвазій орляка звичайного у межах Шотландії за допомогою знімків мультиспектрального сканера Landsat (Landsat Multispectral Scanner – MSS) у поєднанні з аналізом топографічних даних та даних про властивості ґрунтів (Miller et al, 1990). Багато успішних результатів було одержано на регіональному рівні при картографуванні лісових бур'янів (Everitt et al., 1996a, 1996b; Gardiner et al., 1998).

Головне обмеження сучасних систем дистанційного зондування полягає у розрізненні світла та розсіюванні інвазії бур'янів. Найбільшим пріоритетом є встановлення нових територій, на які поширюється інвазія бур'янів (Moody, Mack 1988). У багатьох дослідженнях лімітом виявлення бур'янів було проективне покриття 20–30 %, навіть коли застосувалися аеросенсиори з метровою та субметровою розрізняючою здатністю. Але цей ліміт варіює у залежності від виду бур'яну та типу сенсора. Така проблема виникає найчастіше коли розмір осередків бур'янів співрозмірний з розміром пікселя (Lass et al. 1996; Lass, Callihan, 1997; Lamb, 1998; McGowen, 2000). Це обмеження може бути частково вирішено завдяки картографуванню найбільш вірогідних міст інвазії або тих типів рослинного покриву або асоціацій, у які найбільш вірогідно можуть проникнути бур'яни (Dewey et al., 1991; Peters et al., 1992).

Дані дистанційного зондування Землі окремо ніколи не зможуть дати необхідної точності у картографуванні просторового розміщення бур'янів. Додаткові дані від традиційного збирання даних, кліматичні, топографічні, гідрографічні та ґрунтові дані повинні бути поєднані з даними дистанційного зондування для одержання найкращих результатів (Pitt, Miller, 1988; Fitzpatrick et al., 1990; Miller et al., 1990).

Метою даної роботи є висвітлити роль геоморфологічних екогеографічних змінних, які одержані за допомогою цифрової моделі рельєфу, створеної на основі даних дистанційного зондування Землі, як маркерів екологічної ніши бур'янів на прикладі ваточника сирійського (*Asclepias syriaca* L.).

### **МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ**

Полігоном дослідження обрана територія, як знаходиться навколо населеного пункту Вовнянка (Полтавська область). Полігон має лінійні розміри 26 кілометрів у напрямку зі сходу на захід та 15 кілометрів – у напрямку з півночі на південь (рис. 1). Таким чином, загальна площа полігону складає 390 км<sup>2</sup>. На північному заході полігону знаходиться районний центр Миргород. Також у межах полігону знаходяться декілька інших населених пунктів, таких як с. Лещенки, с. Милашенкове, с. Купівщина та деякі інші. На північній частині полігону знаходиться залізничне полотно. На північному заході та південному заході знаходяться асфальтні багатополосні автомобільні траси.

Також у межах дослідженої території є двополосні автомобільні та ґрунтові до горохи для сполучення між населеними пунктами та руху технологічного транспорту. Увагу шляхам приділено тому, що вони є одним із факторів розселення бур'янів, у тому числі і ваточника сирійського (Папка, 2015).

Облік місцеперебувань ваточнику сирійського здійснювався маршрутним методом. У межах полігону було досліджене полотно залізниці, околиці асфальтних та ґрунтових доріг, лісові смуги, схили балок та сільськогосподарські поля. Для подальшого дослідження властивостей екологічної ніши ваточника сирійського застосовані екогеографічні зміни, одержані за допомогою даних дистанційного зондування Землі, розрізняюча здатність яких складає 30 м. Тому при обліку ваточнику сирійського у якості точки фіксації були поодинокі рослини, або їх скупчення, розміри яких не переважали 30 м. Фіксація координат проводилась за допомогою GPS-навігатора Magellan 315.

У якості геоморфологічних змінних у роботі розглянуто наступні похідні цифрової моделі рельєфу.

1. *Топографічний індекс вологості*. Концепція топографічного індексу вологості (*topographic wetness index* – TWI) вперше була запропонована К. Бівеном і Н. Кіркбі (1979). Топографічний індекс вологості обчислюється за формулою:  $TWI = \ln(a/\tan\beta)$ , де  $a$  – дренажна площа (площа водозбору, розрахована на одиницю довжини замикаючого контуру),  $\beta$  – крутість схилу (Moore et al., 1993; Жуков и др., 2011).

2. *Індекс топографічного положення*. Індекс топографічного положення (*Topographic position index* – TPI) являє собою різниця між абсолютною висотою даної точки (або осередку) і середньою висотою точок у певному буфері навколо вихідної точки. Позитивні значення TPI відповідають опуклостям земної поверхні; негативні – зниженням; значення, близькі до нуля, можуть указувати як на рівнинну поверхню, так і середню частину схилу (Guisan et al., 1999; Демидов и др., 2013).

3. *Індекс балансу геомаси*. Індекс балансу геомаси (*Mass Balance Index*) розкриває топографічні передумови до руйнування та відкладення ґрунтів. Даний показник дозволяє виявити ділянки з високим ступенем імовірності розвитку обсіпних схилових процесів (Moeller et al., 2008). Негативні значення індексу вказують на ділянки з нагромадженням геомаси, такі як депресії рельєфу або заплави рік. Позитивні значення вказують на ділянки з високим ступенем ризику ерозійних процесів. Значення індексу, близьке до нуля, указує на ділянки з рівновагою спаду та прибутку геомаси (Жуков и др., 2011; Демидов и др., 2013).

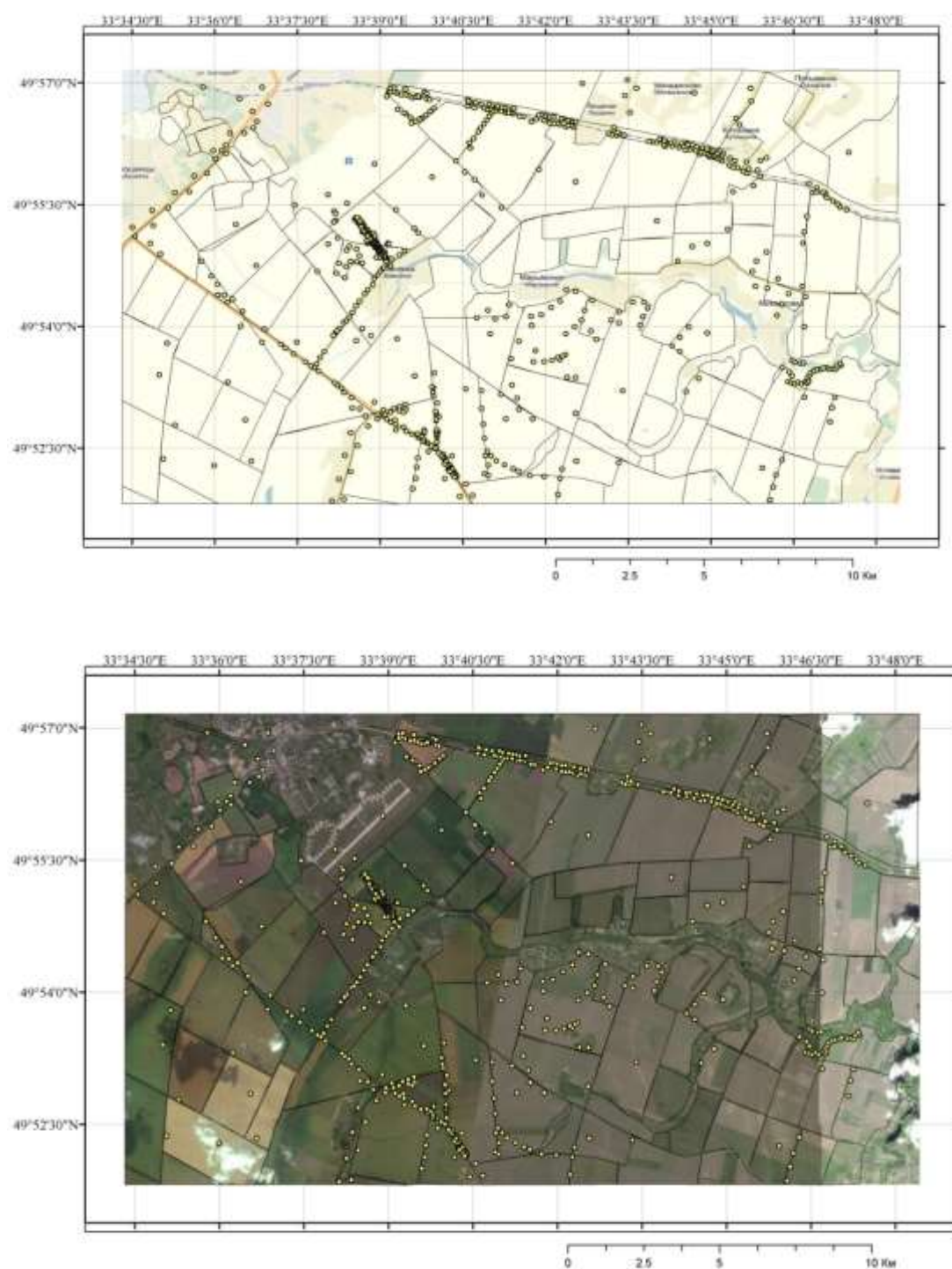


Рис. 1. Карта (зверху) та космічний знімок (знизу) дослідженої території.  
Точками позначені місця зустрічей осередків ваточника сирійського



*Фактор ерозії LS.* Ерозійний потенціал рельєфу LS є одним з компонентів універсального рівняння ґрунтової ерозії (*Universal Soil Loss Equation* – USLE). LS є добутком L- і S-факторів. L-фактор визначає значення довжини схилу (*slope length*), а S-фактор – крутості (*slope steepness*). Універсальне рівняння ерозійних втрат ґрунту (USLE), або рівняння Уішмейєра-Сміта, виведене в США як метод розрахунку середньорічних втрат ґрунту на основі узагальнення результатів спостережень на стандартних стокових площах довжиною 22,13 м з ухилом 9 %, проведених більш ніж на 8000 ділянках в 21 штаті (Митчел, Бубензер, 1984; Лисецкий, Половинко, 2012). У першій редакції USLE для опису впливу крутості схилу використали тангенс, а для показника ступеня при довжині схилу – постійну величину, рівну 0,5. Пізніше тангенс кута нахилу поверхні замінили на синус, тому що було встановлено, що з допомогою цієї функції вдається більш точно відбити вплив ухилу на схилах крутістю більше 3° (Wischmeier, Smith, 1978). Ерозійні втрати ґрунту набагато більш чутливі до зміни крутості схилів, ніж до зміни довжини, тому вдосконалена модель USLE – RUSLE була спрямована на найбільш точну оцінку фактора крутості схилів (McCool et al., 1994; Лисецкий, Половинко, 2012).

4. *Пряма та розсіяна інсоляції.* Пряма й розсіяна інсоляції належать до категорії топокліматичних показників (Boehner, Antonic, 2009). Найбільш відмітні варіації кліматичних патернів виникають через топокліматичні процеси, що відбуваються в прикордонному шарі Землі та мають характеристичну розмірність не більш ніж  $10^1$  км (мезо  $\beta$  масштаб) і до  $10^{-3}$  км (мікро  $\beta$  масштаб) (масштабні рівні наведені за Orlanski, 1975). Топокліматологія є частиною кліматології, що займається вивченням впливу земної поверхні на клімат. Земна поверхня переважно контролює просторову диференціацію приземних атмосферних процесів і пов'язаних із цим кліматичних варіацій (Boehner, Antonic, 2009). Сонячна радіація, що попадає на земну поверхню, складається із двох складових – короткохвильової та довгохвильової. Для обчислення короткохвильової складової необхідно враховувати оцінку прямої та дифузійної компонент, які попадають на відкриту поверхню з оцінкою всіх ефектів, які викликані топографією поверхні та специфічних для кожного компоненту (Boehner, Antonic, 2009).

Стосовно завдань сільського господарства особливе значення має розрахунок потенційних (максимальних) показників сумарної та фотосинтетично активної (ФАР) радіації, тобто частини сонячної енергії, яка може бути застосована рослинами для фотосинтезу. Моделювання ФАР ґрунтується на інформації про географічне положення території (широта та довгота) та визначених модельних характеристиках атмосфери (Глотов, 2013). Цифрова модель рельєфу може бути застосована для оцінки впливу рельєфу на характер розподілу сонячної енергії. ФАР складається з двох компонент загальної сонячної радіації – прямої та розсіяної та може бути розрахована за

формулою:  $\Phi AP = 0,6 PP + 0,4 RP$ , де  $PP$  – кількість розсіяної радіації, а  $RP$  – кількість прямої радіації (Дзяконов, 1991).

5. *Висота над русловою мережею*. Висота над русловою мережею (*Altitude above channel network*), або вертикальна дистанція до руслової мережі (*Vertical Distance to Channel Network* –  $VDTCN$ ), є різницею між висотою рельєфу та висотою руслової мережі (Olaya, Conrad, 2008) (рис. 2). Цей показник є надійним маркером рівня ґрунтових вод і може бути використаний для картографії ґрунтів (Bock, Kothe, 2008).

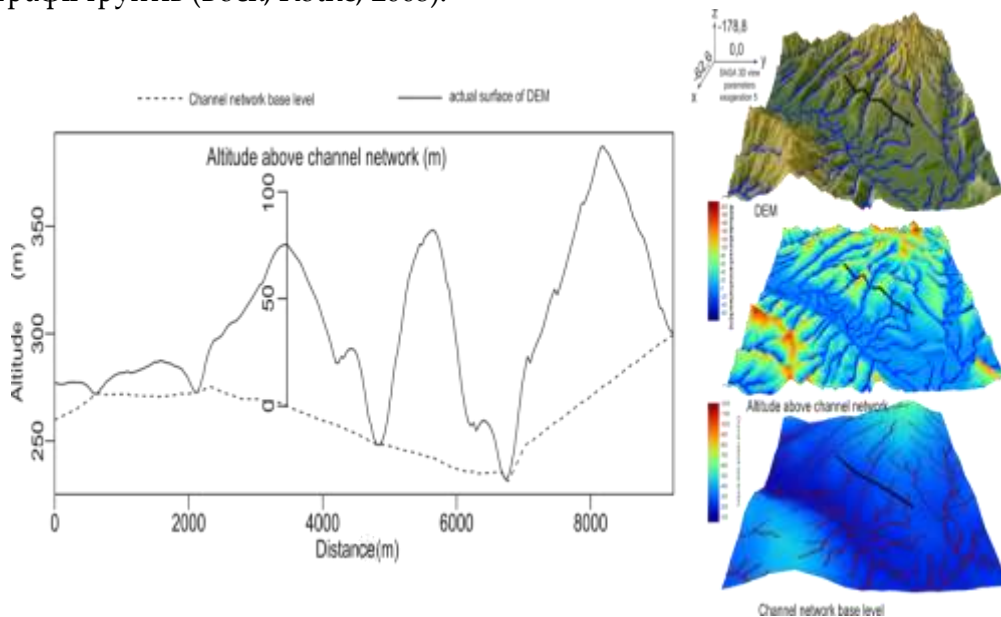


Рис. 2. Схема, що пояснює висоту над русловою мережею (<http://sourceforge.net/p/saga-gis/discussion/790705/thread/32283cc3/>).

6. *Різномасштабний індекс гребенів височин і різномасштабний індекс тальвегів*. Алгоритм розрахунку різномасштабного індексу тальвегів (*Multiresolution valley bottom flatness* –  $MRVBF$ ) ідентифікує тальвеги ґрунтуючись на наступних припущеннях: (1) тальвеги більш виположені та перебувають нижче їхнього оточення; (2) тальвеги виникають у широкому діапазоні масштабів; (3) більші тальвеги є більш плоскими, ніж дрібні (Gallant, Dowling, 2003). Значення індексу менш 0,5 указують на те, що дана територія не є тальвегом. Значення 0,5–1,5 указують на самі круті та малі тальвеги. Більш плоскі та більші за розмірами тальвеги маркуються значеннями індексу більше 2,5.

Різномасштабний індекс гребенів височин (*Multiresolution ridge top flatness index* –  $MRRTF$ ) є комплементарним показником попереднього індексу. У більшості клітин растра один з індексів ( $MRVBF$  або  $MRRTF$ ) буде мати значення менше, ніж 0,5, що буде вказувати або на наявність височини, або

тальвегу. Якщо обидва індекси мають значення менше 0,5, то в такому випадку ділянка буде віднесена до схилу.

7. *Векторна міра пересіченості місцевості*. Векторна міра пересіченості місцевості (*Vector Ruggedness Measure – VRM*) оцінює дисперсію ортогональних до поверхні рельєфу векторів. Значення VRM низьке як для плоскої місцевості, так і для крутої місцевості, але високе для крутої та пересіченої (Sappington et al., 2007). Пересіченість розуміється як негладкість поверхні.

Для створення цифрової моделі рельєфу інформацію одержано з ресурсу EarthExplorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). За основу взято інформаційний продукт SRTM 1 Arc-Second Global. Продукт SRTM (Топографічна радарна місія шаттлов – Shuttle Radar Topography Mission) представляє інформацію про висоту поверхні Землі з заповненими пустотами з розрізняючою здатністю 1 арксекунда (біля 30 м). Просторові дані було оброблені за допомогою програми ArcGis 10.0. Похідні від цифрової моделі рельєфу одержані за допомогою програми SAGA 2.2.2 ([www.saga-gis.org](http://www.saga-gis.org)).

### **РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ**

Досліджена територія характеризується високим рівнем сільськогосподарського засвоєння. Якщо не враховувати огороди та локальні сади, то площа сільськогосподарських угідь у межах дослідженого полігону складає 324,59 км<sup>2</sup>, або 83, % від загальної площі полігону. Площа сільськогосподарських угідь розподілена між 116 полями. Площа полів у середньому складає 279,82 ± 19,07 га (у діапазоні 22–1025 га). Медіанне значення цього показнику складає 214 га. У 95 відсотках площа сільськогосподарських полів знаходиться у діапазоні 26–782 га.

Деякі сцени базової цифрової моделі рельєфу ще мають пустоти, які виступають у якості дефектів моделей. На відображенні рельєфу ці пустоти непомітні (або майже непомітні), але при обрахунках інших похідних інформаційних геоморфологічних шарів ці дефекти суттєвим чином впливають на якість одержаних даних. Справа у тому, що похідні від цифрової моделі рельєфу інформаційні шари одержуються як результат диференціювання первинних даних (нахил – перша похідна, кривизна – друга похідна).

Процедура диференціювання дуже чутлива до властивості суцільності масиву даних, або його нерозривності, що є умовою наявності похідної. Власне, пустоти порушують суцільність та роблять неможливим одержання адекватних похідних від цифрової моделі рельєфу. Тому заповнення первинного растру та корекція інших дефектів є необхідною умовою подальшого аналізу. Це завдання нами було вирішено за допомогою застосування до первинного растру з даними по висоті рельєфу процедури кріпінгу (рис. 3). Варіограма характеризується наступними показниками: нагет – 23,5; частковий поріг – 79,89; радіус впливу – 19829 м.

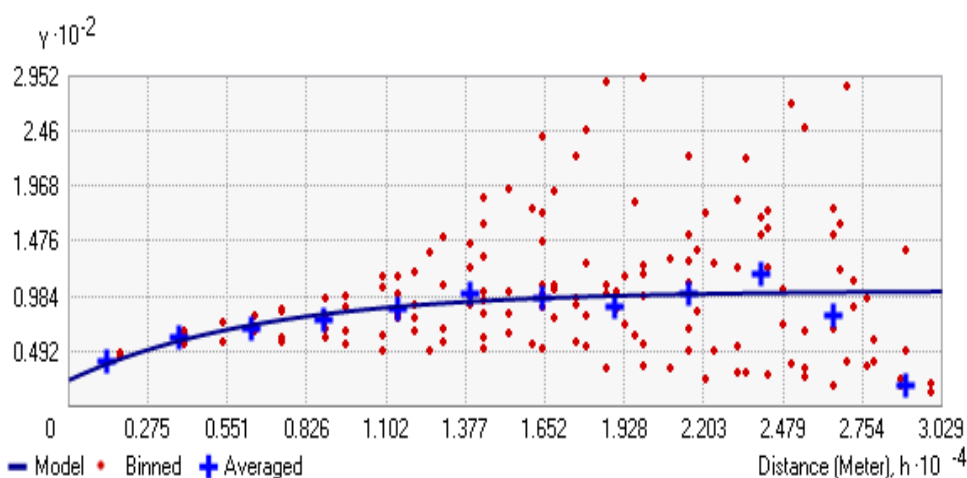


Рис. 3. Варіограма первинних даних растру з даними по висоті рельєфу

Цифрова модель рельєфу, одержана після процедури крігінгу, наведена на рис. 4. Як показали подальші розрахунки похідних інформаційних шарів, цифрова модель не має суттєвих дефектів, які могли б впливати на якість одержаних даних.

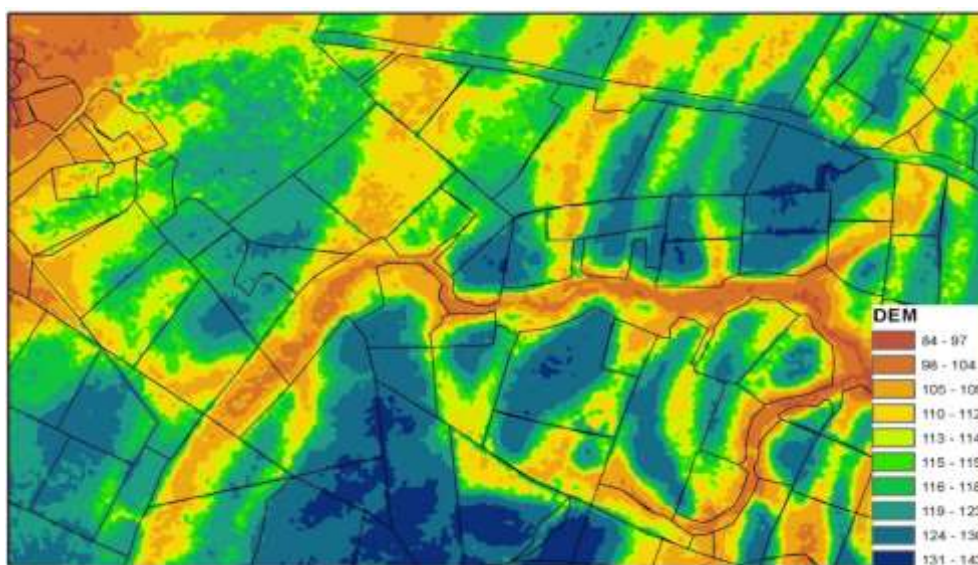


Рис. 4. Цифрова модель рельєфу (DEM) (сіткою показані межі сільськогосподарських полів)

Досліджена територія знаходиться у межах привододільно-балкового рельєфу, для якого характерним є розрізаність плакорних площин балковими депресіями рельєфу. Аналіз цифрової моделі рельєфу свідчить про те, що



спостережувані висоти у межах дослідженого полігону знаходяться в діапазоні 84–143 м, таким чином перепад висот складає 55 м. У середньому висота рельєфу знаходиться на рівні 115 м.

Висота рельєфу, де розташовані сільськогосподарські поля, у середньому становить  $115,33 \pm 0,77$  м. Поля займають переважно плакорні позиції, тому максимальне значення висоти рельєфу на полях співпадає з максимальним рівнем висоти рельєфу по усій місцевості. Мінімальне значення висоти рельєфу становить 90 м, що значно вище мінімального показника по місцевості. Перепад висот у межах поля становить у середньому  $21,71 \pm 0,81$  м та знаходиться у діапазоні від 5 до 43 м. Між розміром поля та діапазоном перепаду висот існує позитивний кореляційний зв'язок ( $r = 0,45$ ;  $p = 0,001$ ), дані по площі попередньо логарифмовані), що свідчить про те, що за умов у цілому рівнинного рельєфу великі за розміром поля можуть заходити у зону початку депресії рельєфу. Між розміром поля та середнім показником висоти рельєфу також існує позитивний зв'язок ( $r = 0,36$ ;  $p = 0,001$ ), що також свідчить про те, що великі поля знаходяться у плакорних позиціях, а маленькі більшою мірою розташовані у зоні, наближеній до балкових депресій.

Важливим похідним від цифрової моделі рельєфу є топографічний індекс вологості (TWI, рис. 5). Цей показник ураховує дві компоненти водного балансу: прибуткову, а саме – локальну площу водозбірного басейну, та витратну – кут (тангенс кута) нахилу рельєфу, який впливає на швидкість утікання води при її міграції у межах ландшафту. Процедура логарифмування робить одиниці виміру цього показника одиницями порядку добутку прибуткової компоненти (площа, м<sup>2</sup>) до одиниць нахилу рельєфу (тангенс кута, також добуток двох катетів).

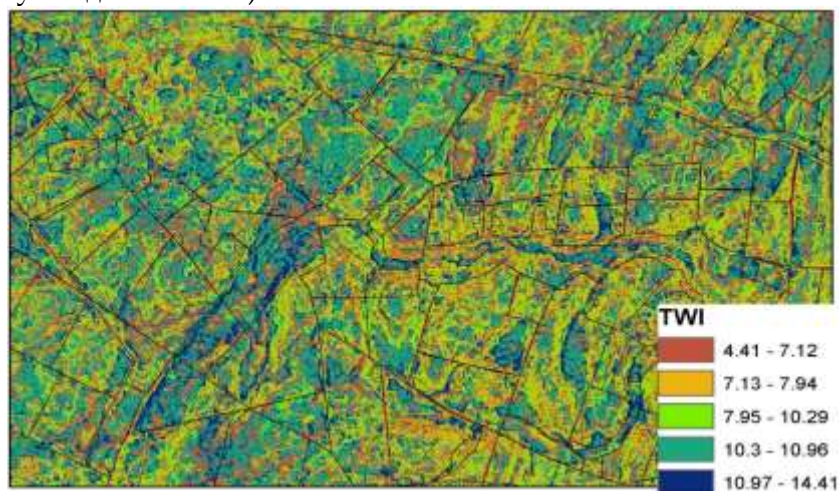


Рис. 5. Просторове варіювання топографічного індексу вологості (сіткою показані межі сільськогосподарських полів)



Топографічний індекс вологості у межах дослідженого полігону варіює від 3,75 до 9,96. У середньому він знаходиться на рівні 6,62. Розподіл цього показника вказує на наявність двох максимумів – один відповідає значенням 6,5, а другий – 9,01.

Для сільськогосподарських полів значення індексу TWI в середньому становить  $8,88 \pm 0,03$  з діапазоном варіювання від 7,97 до 9,73. У межах окремого поля діапазон значень індексу TWI може складати  $7,97 \pm 0,06$ , що свідчить про значний рівень варіювання умов вологості в межах полів. Між площею поля та середнім значенням індексу TWI кореляція статистично не вірогідна ( $r = 0,08$ ;  $p = 0,45$ ), що свідчить про загальний вирівняний водний режим серед полів. Між розміром поля та діапазоном варіювання показника TWI кореляція статистично вірогідна ( $r = 0,60$ ;  $p = 0,001$ ), що свідчить про те, що зі збільшенням розмірів поля зростає рівень неоднорідності умов вологості у його межах.

Для оцінки топографічних передумов площинного змиву застосовується індекс LS-фактору (*Length-Steepness Factor*). Розподіл цього показнику суттєво асиметричний (переважна кількість пікселів має значення показнику, наближених до нуля), тому для відображення він попередньо був трансформований за Боксом-Коксом (рис. 6).

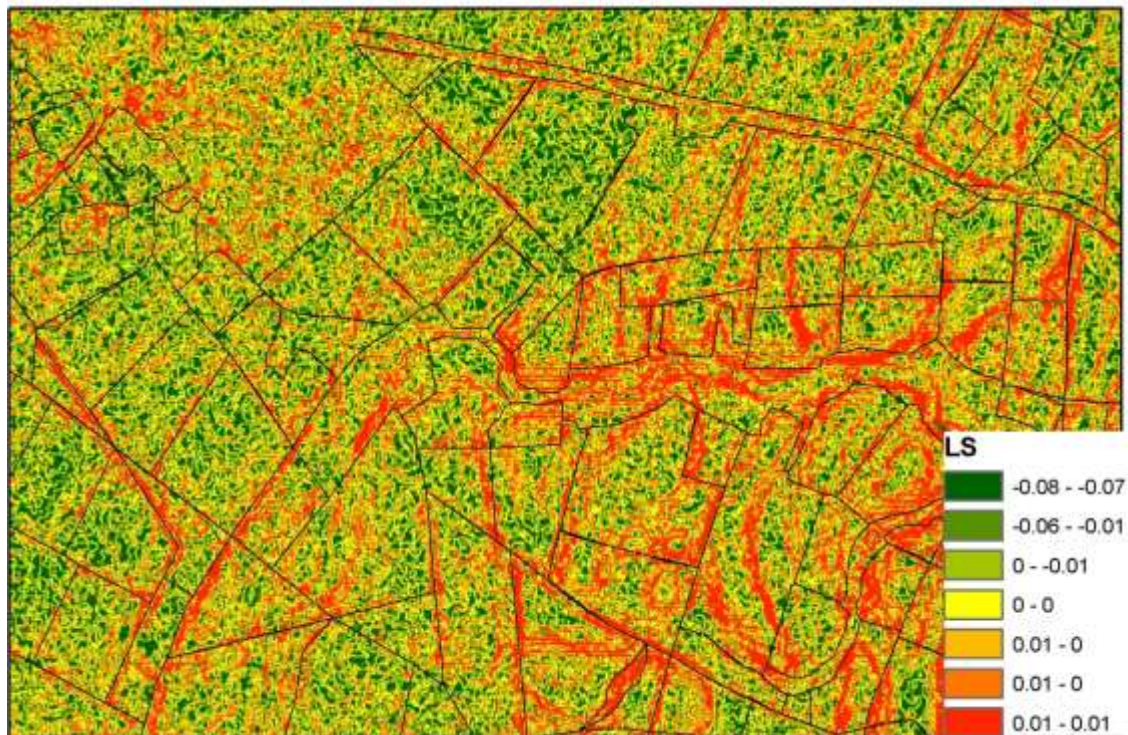


Рис. 6. Просторове варіювання LS-фактору ерозії ґрунтів (дані перетворені за Боксом-Коксом, сіткою показані межі сільськогосподарських полів)

Ерозійні процеси є механізмів порушення ґрунтового покриву та пов'язаного з цим впливу на рослинний покрив, який сформований у межах агроєкосистем культурними рослинами. Вірогідно, піонерні угруповання, які формуються у місцях інтенсивної ерозії, можуть бути провідниками поширення інвазійних видів бур'янів. Тому показник LS-фактору доцільно дослідити у якості предиктора розселення бур'янів, у тому числі і ваточника сирійського.

Значення показнику LS-фактору в сільськогосподарських полях у середньому становить  $0,22 \pm 0,01$  та варіює у межах 0–9,32. Кореляція між розміром поля та показником LS-фактору має характер чітко вираженої тенденції ( $r = -0,16$ ;  $p = 0,08$ ), яка свідчить про те, що малі поля, які закладені у більш низьких позиціях рельєфу можуть знаходитися у зоні більшої активності ерозійного впливу.

Між розміром поля та діапазоном мінливості режимів ерозії існує сильний позитивний зв'язок ( $r = 0,36$ ;  $p = 0,00$ ), який свідчить про те, що у більш великому полі завжди існують осередки з підвищеним ризиком розвитку ерозійних процесів.

Слід відзначити, що у середньому в Європі показник LS-фактору становить 1,63 з діапазоном варіювання від 0 до 99. Значення, яке перевищує 25 було знайдене тільки в межах 0,1 % Європи. До країн, з низьким значенням цього індексу віднесені ті, у яких він в середньому не перевищує 0,2 (Panagos et al., 2015). Таким чином, переважна більш дослідженої території знаходиться у межах з низьким рівнем ерозійних процесів, для яких LS-фактор менший 0,2. Але в межах деяких полів можуть зустрічатися локуси, для яких цей показник ерозії ґрунту може набувати досить великих значень.

Одержані дані свідчать про те, що пряма сонячна радіація у середньому становить  $849,96 \pm 0,23$  КВт×год/м<sup>2</sup> (рис. 7).

Мінімальне значення цього показнику становить в цілому по полігону – 714,70 КВт×год/м<sup>2</sup>, а серед сільськогосподарських полів – 749,51 КВт×год/м<sup>2</sup>. Максимального значення цей показник сягає на сільськогосподарських полях – 899,22 КВт×год/м<sup>2</sup>. Діапазон варіювання прямої сонячної активності у межах окремого поля становить у середньому  $66,19 \pm 1,63$  КВт×год/м<sup>2</sup>. Цей показник позитивно корелює з розмірами поля ( $r = 0,41$ ;  $p = 0,00$ ), що свідчить про значну варіабельність екологічних умов у межах більш великих полів.

Важливо відзначити, що контрастні умови прямої радіації утворюються як в природних депресіях рельєфу (балки, яри), так і в антропогенних утвореннях, таких як автомагістралі, залізниці та штучні лісові насадження. Ці відмінності можна ідентифікувати навіть по знімкам з космосу з відповідною роздільною здатністю.



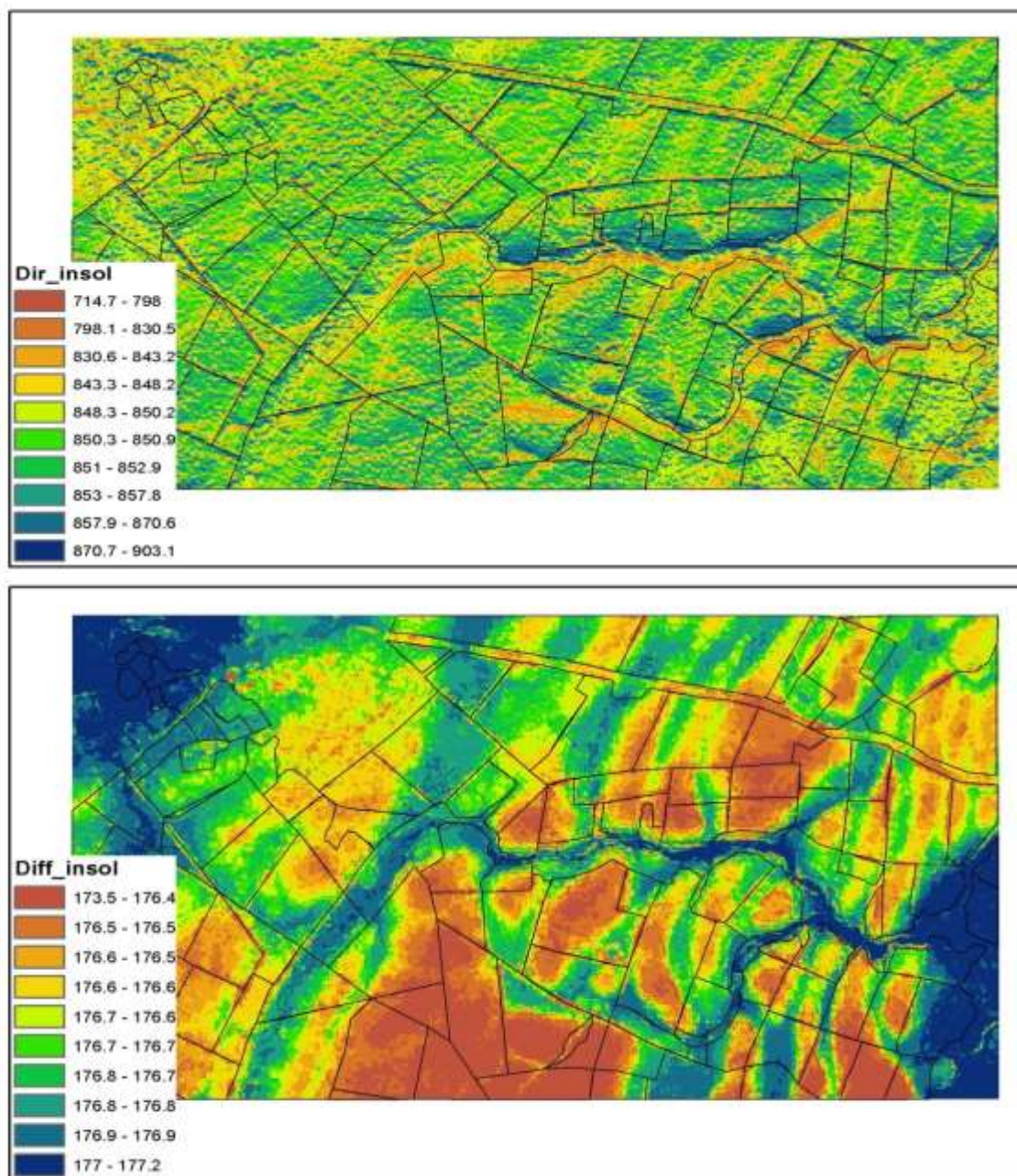


Рис. 7. Просторове варіювання прямої (верхній рисунок) та дифузної (нижній рисунок) інсоляції (з 10 квітня по 30 серпня 2015 р., в КВт×год/м<sup>2</sup>)

Дифузна радіація меншою мірою залежить від локальних особливостей рельєфу, але краще відбиває загальні тренди організації рельєфу місцевості, а

саме – співвідношення плакору (одержує більшу кількість радіації) та балочних комплексів (одержують меншу кількість радіації).

Дифузна радіація у середньому потрапляє на поверхню у кількості  $176,60 \pm 0,01 \text{ кВт} \times \text{год} / \text{м}^2$ . Мінімальне значення цього показника становить 174,40, а максимальне – 177,1  $\text{кВт} \times \text{год} / \text{м}^2$ . Як ми бачимо, цей показник дуже мало варіабельний. У межах полів діапазон варіабельності становить  $0,84 \pm 0,04 \text{ кВт} \times \text{год} / \text{м}^2$ . За цим показником сільськогосподарські поля досить одноманітні.

Таким чином, серед складових фотосинтетично активної радіації в умовах дослідженого полігону найбільш варіабельною є пряма сонячна радіація, тоді як дифузна радіація досить рівномірно розподілена за умов рівнинного рельєфу.

Фотосинтетично активна радіація у межах дослідженого полігону змінюється у межах від 390,00 до 466,70  $\text{кВт} \times \text{год} / \text{м}^2$  (рис. 8).

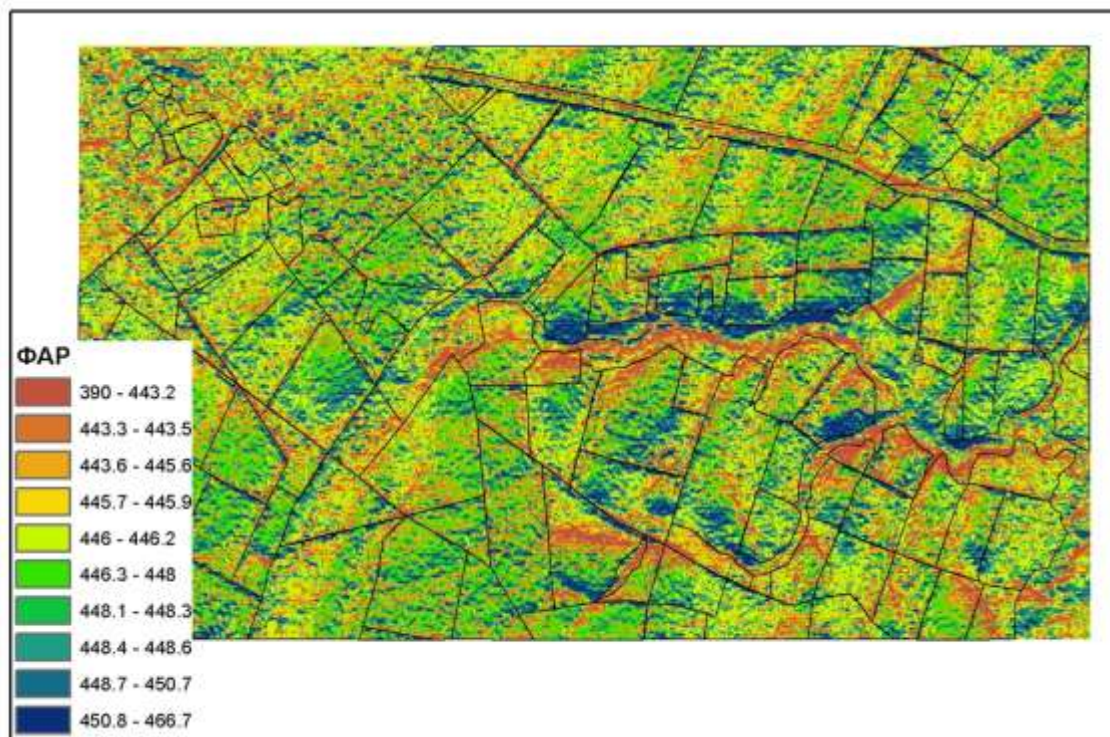


Рис. 8. Просторове варіювання фотосинтетично активної радіації (ФАР, з 10 квітня по 30 серпня 2015 р., в  $\text{кВт} \times \text{год} / \text{м}^2$ )

У середньому, ФАР становить  $445,94 \pm 0,09 \text{ кВт} \times \text{год} / \text{м}^2$ . У межах полів діапазон цього показнику становить  $26,54 \pm 0,67 \text{ кВт} \times \text{год} / \text{м}^2$ . Загалом, встановлені показники ФАР свідчать про те, що сонячна радіація у лісостеповій зоні України не є лімітуючим фактором продуктивності сільгоспкультур.



Індекс топографічного положення (*Topographic position index* – TPI) являє собою різницю між абсолютною висотою даної точки і середньою висотою точок у певному буфері навколо вихідної точки. Позитивні значення TPI відповідають опуклостям земної поверхні; негативні – зниженням; значення, близькі до нуля, можуть указувати як на рівнинну поверхню, так і середню частину схилу (Guisan et al., 1999). Варіювання форми рельєфу може спричиняти локальні зміни перерозподілу вологи, що знаходить своє відображення в потускулах та аридускулах (Бельгард, 1971). Просторове варіювання індексу TPI представлене на рис. 9.

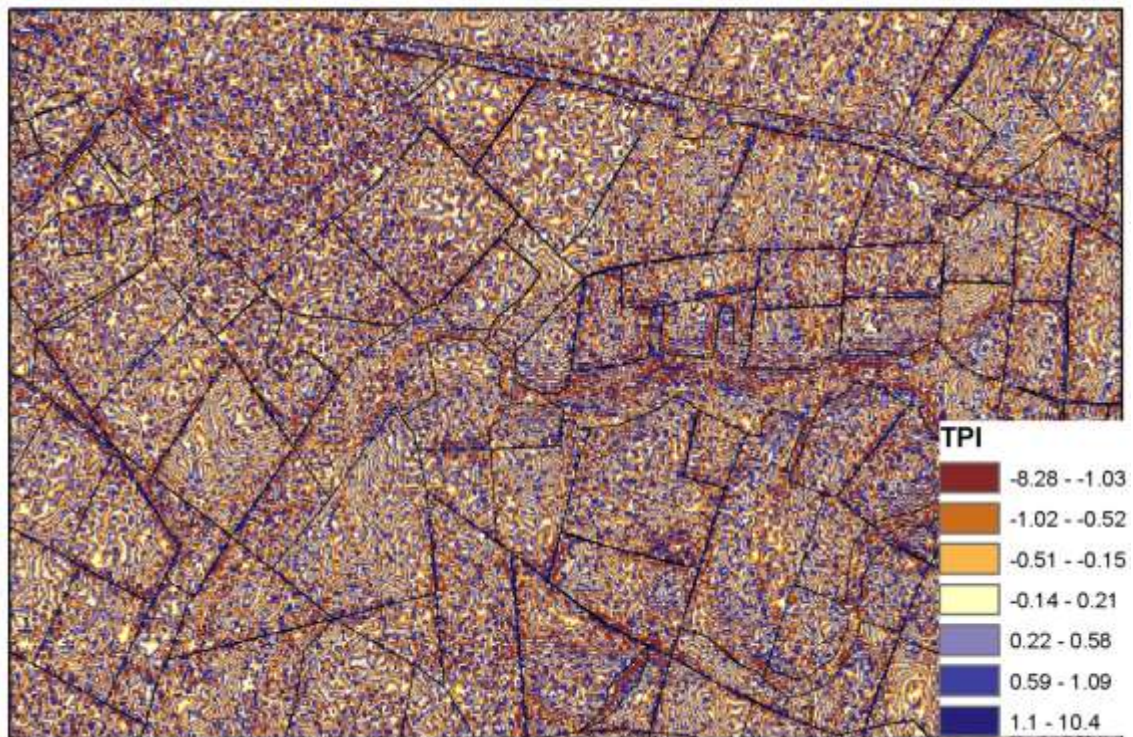


Рис. 9. Просторове варіювання топографічного індексу положення (TPI, сіткою показані межі сільськогосподарських полів)

Аналіз просторового розміщення цього показника свідчить про те, що поряд з закономірними варіаціями форм рельєфу у межах його депресій (балки, яри) візуально вирівнянні ділянки представляють собою строкате сполучення сайтів вигнутих та сайтів увігнутих. Крім того, на одержаній мапі прослідковуються варіації індексу TPI, які пов'язані з антропогенною трансформацією рельєфу, а саме залізничне полотно, автомобільні дороги та варіювання форм рельєфу поблизу штучних лісових смуг. Ці ж утворення можуть виступати у якості шляхів розселення ваточнику сирійського.



У середньому по території полігону індекс ТРІ становить значення, наближене до нуля –  $-0,04$  з варіюванням у межах від  $-8,28$  до  $+10,40$ . Якщо розрахунки провести тільки для сільськогосподарських полів, то значення індексу ТРІ становить  $0,011 \pm 0,006$  у діапазоні варіювання від  $-7,37$  до  $+7,59$ . Таким чином, поля займають переважно більш опуклі позиції, крім того, для полів характерна менша варіабельність форми поверхні, ніж це спостерігається у цілому в межах дослідженого полігону.

У межах окремого поля діапазон мінливості показника ТРІ складає  $8,24 \pm 0,17$ , що свідчить про те, що на фоні загального вирівняного рельєфу в межах сільськогосподарських полів спостерігається сполучення опуклих та увігнутих ділянок, що ще чинником перерозподілу екологічних факторів та засобів контролю чисельності бур'янів. За таких умов, вірогідно, можуть формуватися мікроумови, в межах яких формуватимуться мікростації, де можливий рости та розвиток бур'янів, у тому числі й ваточнику сирійського.

Висота над русловою мережею (*Altitude above channel network*), або вертикальна дистанція до руслової мережі (*Vertical Distance to Channel Network – VDTCN*), є різницею між висотою рельєфу та висотою руслової мережі (Olaya, Conrad, 2008) (рис. 10). Є надійним маркером рівня ґрунтових вод і може бути використаний для картографії ґрунтів (Bock, Kothe, 2008).

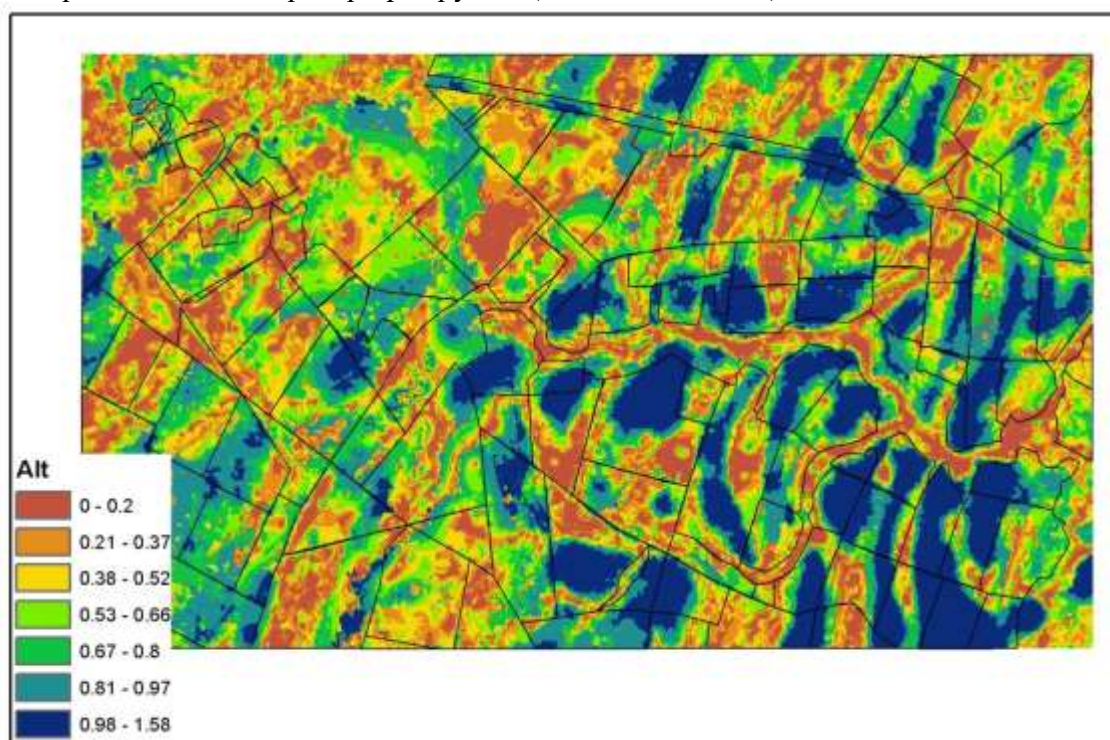


Рис. 10. Просторове варіювання висоти над русловою сіткою (м, дані лог-перетворені)



В середньому по сільськогосподарським полям висота над русловою сіткою становить  $3,75 \pm 0,24$  м. Цей показник варіює у межах від 0 до 36,99 м. У межах одного поля діапазон цього показнику складає  $13,59 \pm 0,56$  м. Діапазон варіювання у межах поля корелює з його розмірами ( $r = 0,31$ ,  $p = 0,00$ ), що є також свідченням значної строкатості умов у межах поля. Таким чином, варіювання висоти рельєфу над русловою мережею вказує на високий рівень строкатості ґрунтових умов, які виникають під впливом такого ґрунтоутворюючого фактору, як рельєф.

Алгоритм розрахунку різномасштабного індексу тальвегів (*Multiresolution valley bottom flatness* – MRVBF) ідентифікує тальвеги ґрунтуючись на наступних припущеннях: (1) тальвеги більше виположені та перебувають нижче їхнього оточення; (2) тальвеги виникають у широкому діапазоні масштабів; (3) більші тальвеги є більше плоскими, чим дрібні (Gallant, Dowling, 2003). Значення індексу менше 0,5 указують на те, що дана територія не є тальвегом. Значення 0,5–1,5 указують на самі круті та малі тальвеги. Більше плоскі та більші за розмірами тальвеги маркуються значеннями індексу більше 2,5. Різнномасштабний індекс гребенів височин (*Multiresolution ridge top flatness index* – MRRTF) є комплементарним показником попереднього індексу. У більшості клітинок растру один з індексів (MRVBF або MRRTF) буде мати значення менше, ніж 0,5, що буде вказувати або на наявність височини, або тальвегу. Якщо обидва індекси мають значення менше 0,5, то в такому випадку ділянка буде віднесений до схилу.

На рис. 11 чітко позначені зони, які відповідають малим крутим та більш великим та пологим тальвегам. На сільськогосподарських полях показник MRVBF у середньому становить  $0,95 \pm 0,04$ , що свідчить про те, що розміщення полів природно не співпадає з такими значними депресіями рельєфу, якими є тальвеги. Тем не менш, діапазон варіювання цього показнику на полях становить від 0 до 5,87, що вказує на те, що деякі ділянки тальвегів все таки розорані та застосовуються у сільськогосподарському виробництві.

У межах окремого поля показник MRVBF знаходиться на рівні  $3,76 \pm 0,04$ , тобто в умовах поля у деяких випадках спостерігається наявність значних депресій рельєфу, які змінюють екологічні умови та якість механічного обробітку ґрунту. Вірогідно, такі обставини слід розглядати як передумову розселення бур'янів, у тому числі і ваточника сирійського. Індекс MRRTF у середньому становить 0,32 та змінюється у діапазоні від 0 до 5,95. В межах сільськогосподарських полів цей показник становить  $0,34 \pm 0,03$  та знаходиться в діапазоні від 0 до 5,95. Діапазон варіювання MRRTF в межах одного поля складає  $3,59 \pm 0,08$ , що свідчить на наявність окремих чітко об означених височин у межах окремого поля.



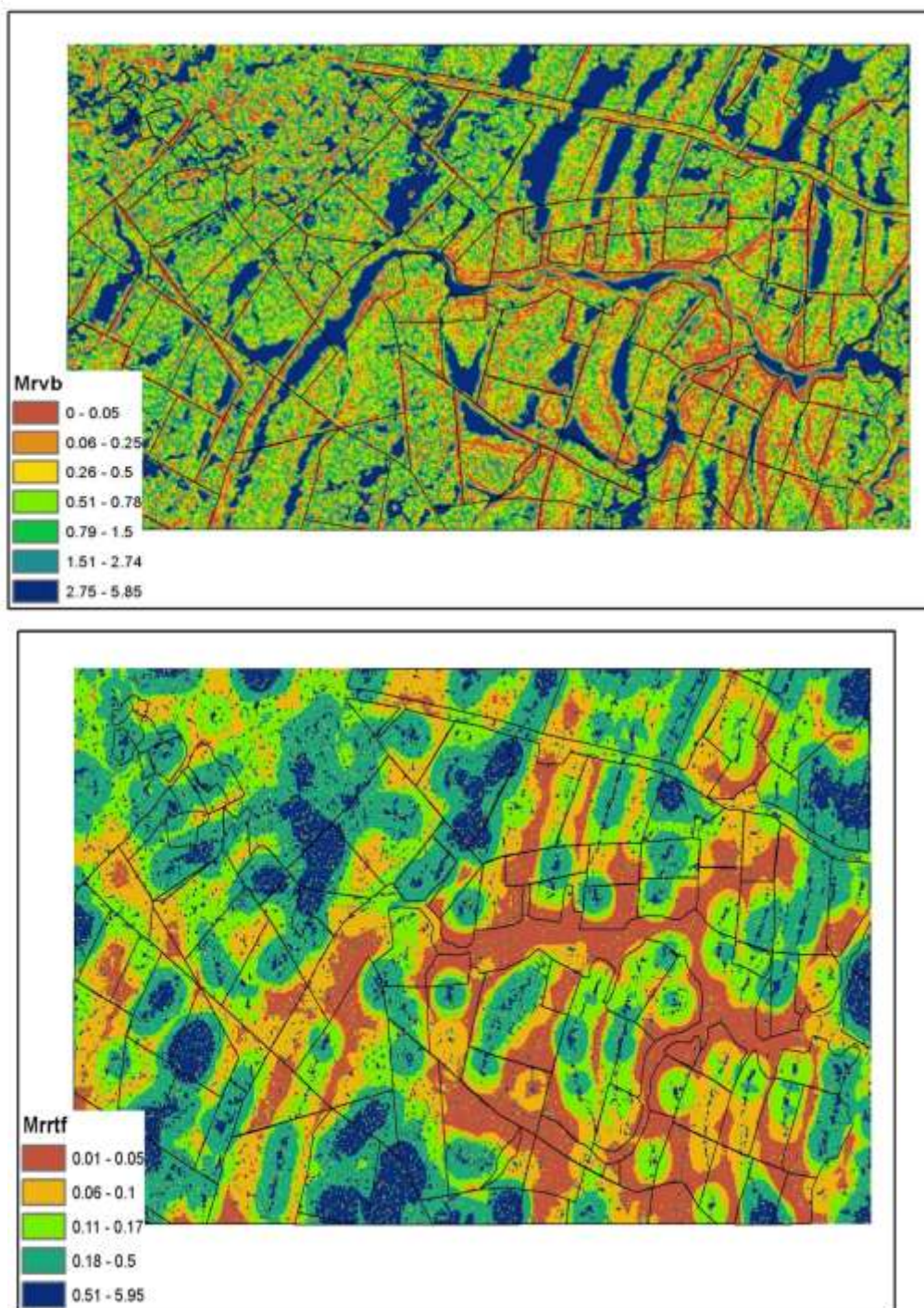


Рис. 11. Просторове варіювання різномасштабного індексу тальвегів (*Multiresolution valley bottom flatness* – MRVBF, верх) та різномасштабного індексу гребенів височин (*Multiresolution ridge top flatness index* – MRRTF)



## ВИСНОВКИ

Таким чином, за сукупністю геоморфологічних показників, одержаних за допомогою цифрової моделі рельєфу, можна стверджувати, що у межах окремого сільськогосподарського поля формується широке різноманіття мікроумов, яке обумовлене рельєфними особливостями. Вірогідно, варіювання теплового та водного режимів, перерозподіл вологи, а також результативності механічного обробітку ґрунту та зусиль по контролю чисельності бур'янів складають фон, у межах якого можливим стає розселення шкідливих рослин, у тому числі ваточника сирійського.

## ПЕРЕЛІК ЛІТЕРАТУРИ

1. Бельгард А. Л. Степное лесоведение / А. Л. Бельгард // М.: Лесная промышленность, 1971. – 336 С.
2. Глотов А. А. Применение данных о рельефе для эффективного использования сельскохозяйственных земель / А. А. Глотов // Геопрофи. – 2013. – № 4. – С. 20–22.
3. Демидов А. А. Пространственная агроэкология и рекультивация земель: монография / Демидов А.А., Кобец А.С., Грицан Ю.И., Жуков А.В. – Днепропетровск: Изд-во «Свидлер А.Л.», 2013. – 560 с.
4. Диченко О. Ю. Просторова агроекологія як основа прогнозу чисельності шкідників / О. Ю. Диченко, П. В. Писаренко, О. М. Кунах, О. В. Жуков. Навчальний посібник. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2015. – 139 с. DOI: 10.13140/RG.2.1.1014.4485
5. Дьяконов К. Н. Геофизика ландшафта. Биоэнергетика, модели, проблемы. / К.Н. Дьяконов – М.: Изд-во МГУ, 1991. – 96 с.
6. Жуков А. В. Ландшафтный аспект экологической ниши слепышей / А. В. Жуков, О. Н. Кунах, Т. М. Коновалова // Біологічний вісник МДПУ ім. Б. Хмельницького – 2011. – № 3. – С. 13–27.
7. Жуков А. В. Ландшафтная экология как основа пространственного анализа продуктивности агроценозов / А. В. Жуков, О. Н. Кунах, Г. А. Задорожная, Е. В. Андрусевиц // Екологія та ноосферологія, 2013. – Т. 24, № 1–2. – С. 68–80.
8. Жуков О. В. Дослідження просторових параметрів екологічної ніші зяблика (*Fringilla coelebs*) за допомогою даних дистанційного зондування Землі / О. В. Жуков, О. Л. Пономаренко, А. А. Зимарова // Вісник Львівського національного університету. Серія Біологічна. – 2015. – Вип. 70. – С. 110–121.
9. Жуков О. В. Оцінка варіювання у просторі та часі рослинного покриву засобами дистанційного зондування Землі / О. В. Жуков, П. В. Писаренко, О. М. Кунах, О. Ю. Диченко // Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету. – 2015. – №2 (36). – С. 105–112.



10. Жуков О. В. Аналіз просторових даних в екології та сільському господарстві / О. В. Жуков. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2015. – 124 с. DOI: 10.13140/RG.2.1.3480.2406
11. Кучма Т. Л. Індикація ландшафтного різноманіття за даними дистанційного зондування Землі : дис. канд. с.-г. наук : 03.00.16 / Кучма Тетяна Леонідівна – Київ, 2015. – 175 с.
12. Лисецкий Ф. Н. Эрозионные катены на земляных фортификационных сооружениях / Ф. Н. Лисецкий, В. В. Половинко // Геоморфология. – 2012. – № 2. – С. 65–78.
13. Митчел Дж.К. Расчеты потерь почвы / Дж.К. Митчел, Г.Д. Бубензер. – Эрозия почв. М.: Колос, 1984. – С. 34–95.
14. Папка О. С. Особливості розповсюдження ваточника сирійського в межах Полтавської області / О. С. Папка // Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету. – 2015. – №4 (38). – С. 70–73.
15. Папка О. С. Агроэкологическая оценка эффективности систем обработки почвы как метода контроля ваточника сирийского (*Asclepias syriaca* L.) / О. С. Папка // Acta Biologica Sibirica. – 2015. – № 3–4. – С. 244–257.
16. Arnold G.W. The capeweed content of pastures in south-west Western Australia / G.W. Arnold, P.G. Ozanne, K.A. Galbraith, F. Dandridge // Australian Journal of Experimental Agriculture. – 1985. – Vol. 25(1). – P. 117–123.
17. Auld B.A. A brief overview of weed survey methods / B.A. Auld // Survey Workshop, Proceedings of a workshop, Wagga Wagga, NSW, December 1995, eds. D. Lemmerle and S. Corey. Cooperative Research Centre for Weed Management Systems: Adelaide, SA, Australia. – 1995. – P. 3–4.
18. Bock M. Predicting the Depth of hydrologic Soil Characteristics / M. Bock, R. Köthe // Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie – 2008. Heft 19. – S. 13–22.
19. Boehner J. Land Surface Parameters Specific to Topo-Climatology / J. Boehner, O. Antonic // Hengl, T. & Reuter, H.I. [Eds.]: Geomorphometry – Concepts, Software, Applications. – 2009. – P. – 195–226.
20. Brown R.B. Remote sensing for identification of weeds in no-till corn / R.B. Brown, J.-P.G.A. Steckler, G.W. Anderson // Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. – 1994. – Vol. 37(1). – P. 297–302.
21. Cardina J. The nature and consequence of weed spatial distribution / J. Cardina, G.A. Johnson, D.H. Sparrow // Weed Science. – 1997. – Vol. 45(3). – P. 364–373.
22. Dewey S.A. Satellite remote sensing to predict potential distribution of dyers woad (*Isatis tinctoria*) / S.A. Dewey, K.P. Price, D. Ramsey // Weed Technology. – 1991. – Vol. 5(3). – P. 479–484.
23. Everitt J.H. Using spatial information technologies to map Chinese Tamarisk (*Tamarix chinensis*) infestations / J.H. Everitt, D.E. Escobar, M.A. Alaniz, M.R. Davis, J.V. Richerson // Weed Science. – 1996. – Vol. 44 (1). – P. 194–201.





24. Everitt J.H. Integration of airborne videography, GPS and GIS technologies for mapping plant species and insect infestations / J.H. Everitt, D.E. Escobar, M.R. Davis // Proceedings of the 2nd International Remote Sensing Conference and Exhibition, 24-27th June 1996, San Francisco, California, U.S.A., 1. – 1996. – P. 239-258.
25. Everitt J.H. Use of remote sensing for detecting and mapping Leafy Spurge (*Euphorbia esula*) / J.H. Everitt, G.L. Anderson, D.E. Escobar, M.R. Davis, N.R. Spenser, R.J. Andrascik // Weed Technology. – 1995. – Vol. 9(3). – P. 599–609.
26. Everitt J.H. Distinguishing brush and weeds on rangelands using video remote sensing / J.H. Everitt, D.E. Escobar, M.A. Alaniz, R. Villarreal, M.R. Davis // Weed Technology. – 1992. – Vol. 6(4). – P. 913–921.
27. Fitzpatrick B.T. Mapping and monitoring of weed infestations using satellite remote sensing data / B.T. Fitzpatrick, G.J.E. Hill, G.D. Kelly // Proceedings 5th Australasian Remote Sensing Conference, Perth, Western Australia, 8th-12th October 1990. – 1990. – P. 598–601.
28. Gallant J.C. A multiresolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas / Gallant, J.C., T.I. Dowling // Water Resources Research. – 2003. – Vol. 39/12. – P. 1347-1359.
29. Gardiner D.B. A quantitative appraisal of woody shrub encroachment in Western New South Wales / D.B. Gardiner, G.J. Tupper, G.S. Dudgeon // Rangeland Journal. – 1998. – Vol. 20(1). – P. 26–40.
30. Guisan A. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution / A. Guisan, S. B. Weiss, A. D. Weiss // Plant Ecology. – 1999. – Vol. 143. – P. 107–122.
31. Lamb D.W. Opportunities for satellite and airborne remote sensing of weeds in Australian crops / D.W. Lamb, // Precision Weed Management of Crops and Pastures, ed. R.W. Medd and J.E. Pratley. Proceedings of a workshop, 5th – 6th May 1998, Charles Sturt University, Wagga Wagga, NSW, Australia. Cooperative Research Centre for Weed Management Systems: Adelaide, SA, Australia. – 1998. – 154 p.
32. Lass L.W. The effect of phenological stage on detectability of yellow hawkweed (*Hieracium pratense*) and oxeye daisy (*Chrysanthemum leucanthemum*) with remote multispectral digital imagery / L.W. Lass, R.H. Callihan // Weed Technology. – 1997. – Vol. 11(2), – P. 248–256.
33. Lass L.W. Detection of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) and common St. Johnswort (*Hypericum perforatum*) with multispectral digital imagery / L.W. Lass, H.W. Carson, R.H. Callihan // Weed Technology. – 1996. – Vol. 10(3). – P. 466–474.
34. Lass L.W. GPS and GIS for weed surveys and management / L.W. Lass, R.H. Callihan // Weed Technology. – 1993. – Vol. 7(1). – P. 249–254.
35. McCool D.K. The Revised Universal Soil Loss Equation / D.K. McCool, K.G. Renard, G.R. Foster // Proceedings of an International Workshop on Soil Erosion.



The Center for Technology Transfer and Pollution Prevention, Purdue University. West Lafayette, IN., USA. – 1994. – P. 45–59.

36. McGowen I.J. Remote sensing - background to the technology and opportunities for mapping of pasture weeds / I.J. McGowen // Precision Weed Management of Crops and Pastures, ed. R.W. Medd and J.E. Pratley. Proceedings of a workshop, 5th – 6th May 1998, Charles Sturt University, Wagga Wagga, NSW, Australia. Cooperative Research Centre for Weed Management Systems: Adelaide, SA, Australia. – 1998. – 154 p.

37. Miller D.R. Bracken distribution and spread in upland Scotland: An assessment using digital mapping techniques / D.R. Miller, J.G. Morrice, P.L. Whitworth // Australian Institute of Agricultural Science Occasional Publication No. 40, July 1990. Proceedings of an International Conference - Bracken 89, University of Sydney, NSW, Australia, 18-21 July 1989, eds. J.A. Thompson and R.T. Smith. – 1990. – P. 121–132.

38. Moeller M. Placing soil-genesis and transport processes into a landscape context: A multiscale terrain-analysis approach / M. Moeller, M. Volk, K. Friedrich, L. Lymburner // Journal of Plant Nutrition and Soil Science. – 2008. – Vol. 171. – P. 419–430.

39. Moody M.E. Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci / M.E. Moody, R.N. Mack // Journal of Applied Ecology. – 1988. – Vol. 25. – P. 1009–1021.

40. Moore I. Soil attribute prediction using terrain analysis / I. Moore, P. Gessler, G. Nielsen, G. Peterson // Soil Sci. Soc. Am. J. – 1993. – Vol. 57. – P. 443–452.

41. Olaya V. Geomorphometry in SAGA / V. Olaya, O. Conrad // Hengl T. & Reuter H.I. (Eds.): Geomorphometry: concepts, software, applications. Elsevier. – 2008. – 765 P.

42. Orlanski J. A rational subdivision of scales for atmospheric processes / J. Orlanski // Bull. Amer. Meteor. Soc. – 1975. – Vol. 56. – P. 527–530.

43. Panagos P. A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water / P. Panagos, P. Borrelli, K. Meusburger // Geosciences. – 2015. – Vol. 5. – P. 117–126.

44. Peters A.J. Remote sensing of brome snakeweed (*Gutierrezia sarothrae*) with NOAA-10 spectral image processing / A.J. Peters, B.C. Reed, M.D. Eve, K.C. McDaniel // Weed Technology. – 1992. – Vol. 6(4). – P. 1015–1020.

45. Pitt J.L. A review of survey techniques for the detection of weeds with particular reference to *Mimosa pigra* L. / J.L. Pitt, I.L. Miller // Australia and Thailand. Plant Protection Quarterly. – 1988. – Vol. 3(4). – P. 149–155.

46. Price J.C. How unique are spectral signatures? / J.C. Price // Remote Sensing of Environment. – 1994. – Vol. 49(3). – P. 181–186.



47. Rew L.J. The importance of patch spraying resolution for sprayer control / L.J. Rew, P.C.H. Miller, M.E.R. Paice // *Aspects of Applied Biology – Optimising Pesticide Applications*. – 1997. – Vol. 48. – P. 49–55.
48. Sappington J. M. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using desert bighorn sheep in the Mojave Desert / J. M. Sappington, K. M. Longshore, D. B. Thompson // *Journal of Wildlife Management*. – 2007. – Vol. 71(5). – P. 1419–1426.
49. Wischmeier W. H. Predicting rainfall erosion losses / W. H. Wischmeier, D. D. Smith. – *Agricultural handbook*. Washington. – 1978, № 537 – 65 p.

### REFERENCES

- Belgard, A. L. (1971). *Stepnoe lesovedenie*. Moscow: Lesnaya promyshlennost.
- Glotov, A. A. (2013) *Primenenie dannyh o relefe dlya effektivnogo ispolzovaniya selskohozyaystvennyih zemel*. Geoprofi. 4, 20–22.
- Demidov, A. A., Kobets, A.S., Gritsan, Yu.I., Zhukov, A.V. (2013). *Prostranstvennaya agroekologiya i rekultivatsiya zemel: monografiya*. Dnepropetrovsk: «Svidler A.L.».
- Dichenko, O. Yu., Pisarenko P.V., Kunah, O. M., Zhukov, O. V. (2015). *Prostorova agroekologiya yak osnova prognozu chiselnosti shkidnikov*. Dnipropetrovsk. DOI: 10.13140/RG.2.1.1014.4485
- Dyakonov, K. N. (1991). *Geofizika landshafta. Bioenergetika, modeli, problemy*. Moscow: Izd-vo MGU.
- Zhukov, A. V., Kunah, O. N., Konovalova, T. M. (2011). *Landshaftnyiy aspekt ekologicheskoy nishi slepyishey*. Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytsky Melitopol State Pedagogical University. 3, 13–27.





Zhukov, A. V., Kunah, O. N., Zadorozhnaya, G. A., Andrusevich, E. V. (2013).

Landshaftnaya ekologiya kak osnova prostranstvennogo analiza  
produktivnosti agrotsenozov. Ekologiya ta noosferologiya. 24 (1–2), 68–80.

Zhukov, O. V., Ponomarenko, O. L., Zymaroyeva, A. A. (2015). Doslidzhennya  
prostorovykh parametriv ekolohichnoyi nishi zyablyka (*Fringilla coelebs*) za  
dopomohoyu danykh dystantsiynoho zonduvannya Zemli. Visnyk  
L'vivs'koho natsional'noho universytetu. Seriya Biolohichna. 5(70), 110–121.

Zhukov, O. V., Pysarenko, P. V., Kunakh, O. M., Dychenko, O. Yu. (2015). Otsinka  
variyuvannya u prostori ta chasi roslynnoho pokryvu zasobamy  
dystantsiynoho zonduvannya. Visnyk Dnipropetrovs'koho derzhavnoho  
aharno-ekonomichnoho universytetu. 2 (36), 105–112.

Zhukov, O. V. (2015). Analiz prostorovykh danykh v ekolohiyi ta sil's'komu  
hospodarstvi. Dnipropetrovs'k. DOI: 10.13140/RG.2.1.3480.2406

Kuchma, T. L. (2015). Indykatsiya landshaftnoho riznomanittya za danymy  
dystantsiynoho zonduvannya Zemli : dys. kand. s.-h. nauk : 03.00.16. Kyiv.

Lisetskiy, F. N., Polovinko V. V. (2012). Erozionnyie katenyi na zemlyanyih  
fortifikatsionnyih sooruzheniyah. Geomorfologiya. 2, 65–78.

Mitchel, D.K., Bubenzer, G.D. (1984). Raschetyi poter pochvyi. Eroziya pochv.  
Moscow: Kolos.



- Arnold, G.W., Ozanne, P.G., Galbraith, K.A., Dandridge F. (1985). The capeweed content of pastures in south-west Western Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 25(1), 117–123.
- Papka, O. S. (2015). Osoblyvosti rozpovsyudzhennya vatochnyka syriys'koho v mezhakh Poltavskoy oblasti. *Visnyk Dnipropetrovs'koho derzhavnoho ahrarno-ekonomichnoho universytetu*. 4 (38), 70–73.
- Papka, O. S. (2015). Agroekologicheskaya otsenka effektivnosti sistem obrabotki pochvyi kak metoda kontrolya vatochnika siriyskogo (*Asclepias syriaca* L.). *Acta Biologica Sibirica*. 3–4, 244–257.
- Auld, B.A. (1995). A brief overview of weed survey methods. *Survey Workshop, Proceedings of a workshop, Wagga Wagga, NSW, December 1995*, eds. D. Lemmerle and S. Corey. Cooperative Research Centre for Weed Management Systems: Adelaide, SA, Australia. 3–4.
- Bock, M., Köthe, R. (2008). Predicting the Depth of hydrologic Soil Characteristics. *Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie*. 19, 13–22.
- Boehner, J., Antonic, O. (2009). Land Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. Hengl, T. & Reuter, H.I. [Eds.]: *Geomorphometry. Concepts, Software, Applications*. 195–226.



- Brown, R.B., Steckler, J.-P.G.A., Anderson, G.W. (1994). Remote sensing for identification of weeds in no-till corn. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. 37(1), 297–302.
- Cardina, J., Johnson, G.A. (1997). The nature and consequence of weed spatial distribution. *Weed Science*. 45(3), 364–373.
- Dewey, S.A., Price, K.P., Ramsey, D. (1991). Satellite remote sensing to predict potential distribution of dyers woad (*Isatis tinctoria*). *Weed Technology*. 5(3), 479–484.
- Everitt, J.H., Escobar, D.E., Alaniz, M.A., Davis, M.R., Richerson J.V. (1996). Using spatial information technologies to map Chinese Tamarisk (*Tamarix chinensis*) infestations. *Weed Science*. 44 (1), 194–201.
- Everitt, J.H., Escobar, D.E., Davis, M.R. (1996). Integration of airborne videography, GPS and GIS technologies for mapping plant species and insect infestations. *Proceedings of the 2nd International Remote Sensing Conference and Exhibition, 24-27th June 1996, San Francisco, California, U.S.A.* 1, 239-258.
- Everitt, J.H., Anderson, G.L., Escobar, D.E., Davis, M.R., Spenser, N.R., Andrascik, R.J. (1995). Use of remote sensing for detecting and mapping Leafy Spurge (*Euphorbia esula*). *Weed Technology*. 9(3), 599–609.
- Everitt, J.H., Escobar, D.E., Alaniz, M.A., Villarreal, R., Davis, M.R. (1992). Distinguishing brush and weeds on rangelands using video remote sensing. *Weed Technology*. 6(4), 913–921.





- Fitzpatrick, B.T., Hill, G.J.E., Kelly, G.D. (1990) Mapping and monitoring of weed infestations using satellite remote sensing data. Proceedings 5th Australasian Remote Sensing Conference, Perth, Western Australia, 8th-12th October 1990. 598–601.
- Gallant, J.C., Dowling, T.I. (2003). A multiresolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas. *Water Resources Research*. 39/12, 1347-1359.
- Gardiner, D.B., Tupper, G.J., Dudgeon, G.S. (1998). A quantitative appraisal of woody shrub encroachment in Western New South Wales. *Rangeland Journal*. 20(1), 26–40.
- Guisan, A., Weiss, S. B., Weiss, A. D. (1999). GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology*. 143, 107–122.
- Lamb, D.W. (1998). Opportunities for satellite and airborne remote sensing of weeds in Australian crops. *Precision Weed Management of Crops and Pastures*, ed. R.W. Medd and J.E. Pratley. Proceedings of a workshop, 5th – 6th May 1998, Charles Sturt University, Wagga Wagga, NSW, Australia. Cooperative Research Centre for Weed Management Systems: Adelaide, SA, Australia.
- Lass, L.W., Callihan, R.H. (1997). The effect of phenological stage on detectability of yellow hawkweed (*Hieracium pratense*) and oxeye daisy (*Chrysanthemum leucanthemum*) with remote multispectral digital imagery. *Weed Technology*. 11(2), 248–256.



- Lass, L.W., Carson, H.W., Callihan, R.H. (1996). Detection of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) and common St. Johnswort (*Hypericum perforatum*) with multispectral digital imagery. *Weed Technology*. 10(3), 466–474.
- Lass, L.W., Callihan, R.H. (1993). GPS and GIS for weed surveys and management. *Weed Technology*. 7(1), 249–254.
- McCool, D.K., Renard, K.G., Foster, G.R. (1994) The Revised Universal Soil Loss Equation. Proceedings of an International Workshop on Soil Erosion. The Center for Technology Transfer and Pollution Prevention, Purdue University. West Lafayette, IN., USA. 45–59.
- McGowen, I.J. (1998). Remote sensing - background to the technology and opportunities for mapping of pasture weeds. *Precision Weed Management of Crops and Pastures*, ed. R.W. Medd and J.E. Pratley. Proceedings of a workshop, 5th – 6th May 1998, Charles Sturt University, Wagga Wagga, NSW, Australia. Cooperative Research Centre for Weed Management Systems: Adelaide, SA, Australia. 154.
- Miller, D.R., Morrice, J.G., Whitworth, P.L. (1990). Bracken distribution and spread in upland Scotland: An assessment using digital mapping techniques. *Australian Institute of Agricultural Science Occasional Publication No. 40*, July 1990. Proceedings of an International Conference. Bracken 89, University of Sydney, NSW, Australia, 18-21 July 1989, eds. J.A. Thompson and R.T. Smith. 121–132.



- Moeller, M., Volk, M., Friedrich, K., Lymburner, L. (2008). Placing soil-genesis and transport processes into a landscape context: A multiscale terrain-analysis approach. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 171, 419–430.
- Moody, M.E., Mack, R.N. (1998). Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*. 25, 1009–1021.
- Moore, I., Gessler, P., Nielsen, G., Peterson, G. (1993). Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 443–452.
- Olaya, V., Conrad, O. (2008). *Geomorphometry in SAGA*. Hengl T. & Reuter H.I. (Eds.): *Geomorphometry: concepts, software, applications*. Elsevier. 765.
- Orlanski, J. (1975). A rational subdivision of scales for atmospheric processes. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 56, 527–530.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K. (2015). A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. *Geosciences*. 5, 117–126.
- Peters, A.J., Reed, B.C., Eve, M.D., McDaniel, K.C. (1992). Remote sensing of brome snakeweed (*Gutierrezia sarothrae*) with NOAA-10 spectral image processing. *Weed Technology*. 6(4), 1015–1020.
- Pitt, J.L., Miller, I.L. (1988). A review of survey techniques for the detection of weeds with particular reference to *Mimosa pigra* L. Australia and Thailand. *Plant Protection Quarterly*. 3(4), 149–155.
- Price, J.C. (1994). How unique are spectral signatures? *Remote Sensing of Environment*. 49(3), 181–186.





- Rew, L.J., Miller, P.C.H., Paice, M.E.R. (1997). The importance of patch spraying resolution for sprayer control. *Aspects of Applied Biology – Optimising Pesticide Applications*. 48, 49–55.
- Sappington, J. M., Longshore, K. M., Thompson, D. B. (2007). Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using desert bighorn sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management*. 71(5), 1419–1426.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. *Agricultural handbook*. Washington.

*Поступила в редакцию 15.02.2016*

**Как цитировать:**

Kunah, O.M, Papka, O.S. (2016). Geomorphological ecogeographical variables defining features of ecological niche of common milkweed (*Asclepias Syriacal.*). *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytskyi Melitopol State Pedagogical University*. 6 (1), 243-275.  
**crossref** <http://dx.doi.org/10.15421/201614>

© Кунах, Папка, 2016

Users are permitted to copy, use, distribute, transmit, and display the work publicly and to make and distribute derivative works, in any digital medium for any responsible purpose, subject to proper attribution of authorship.



This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 3.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/)