

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**  
**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ**  
**І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Кваліфікаційна праця на правах  
рукопису

**ЗАДОРОЖНЮК РОМАН МИХАЙЛОВИЧ**

УДК [630\*5:582.475.4] 528.8

ДИСЕРТАЦІЯ

**ІНВЕНТАРИЗАЦІЯ СОСНОВИХ НАСАДЖЕНЬ ЗА ДАНИМИ**  
**СТЕРЕОГРАММЕТРИЧНОЇ ЗЙОМКИ З БПЛА**

205 «Лісове господарство»

20 «Аграрні науки та продовольство»

Подається на здобуття ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень.

Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на  
відповідне джерело

Р. М. Задорожнюк

Науковий керівник

**Білоус Андрій Михайлович**

доктор сільськогосподарських наук,  
професор

Київ – 2023

## АНОТАЦІЯ

**Задорожнюк Р. М. Інвентаризація соснових насаджень за даними стереограмметричної зйомки з БПЛА.** – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктор філософії за спеціальністю 205 «Лісове господарство». Національний університет біоресурсів і природокористування України. Київ, 2023.

У дисертації розглядаються питання щодо застосування безпілотних літальних технологій, оптичної зйомки та стереограмметричних методів для інвентаризації соснових насаджень на території України. Дисертація присвячена пошуку оптимальних параметрів дистанційної зйомки, що дадуть змогу виконувати найбільш точне оцінювання таксаційних показників соснових насаджень сучасними методами. Також розглядається питання застосування технології дистанційної зйомки для визначення таксаційних показників деревостанів, включно зі стовбуровим запасом деревини та компонентів фітомаси.

Насадження сосни звичайної займають третину площі лісового фонду України. Вони мають важливе екологічне та економічне значення у локальному регіональному та глобальному масштабах. За даними Державного агентства лісових ресурсів України (ДАЛРУ) загальна площа соснових лісів станом на 2019 рік становить 2,3 млн га. Збір інформації про ліси на таких значних територіях та їхнє комплексне оцінювання досить трудомісткі процеси. Наявність на території України земель забрудненими радіонуклідами, а також вибухонебезпечними предметами внаслідок війни створює загрозу для персоналу, що буде виконувати оцінювання таксаційних показників соснових насаджень на таких ділянках. У цьому випадку дистанційна стереограмметрична зйомка може бути важливим інструментом отримання інформації про лісові насадження. Дані дистанційного зондування Землі широко застосовуються для оцінювання показників лісових насаджень, а зображення, отримані з безпілотних літальних апаратів в оптичному діапазоні, та методи стереограмметрії дозволяють отримувати комплексні, достовірні та актуальні дані про стан лісів.

У дисертації розглянуто історичні передумови розвитку методів дистанційної зйомки в лісовому господарстві. Як показує проведений історичний аналіз, дистанційна зйомка представляє собою невід'ємну частину проведення ряду робіт. У сучасних умовах для отримання дистанційної інформації про лісові екосистеми використовується комплекс систем. Розглянуто переваги та недоліки застосування таких систем на різних рівнях. Досягнення сучасного світу, технології та цифровізація стали рушійною силою розвитку нових методів застосування даних дистанційної зйомки Землі для досліджень, зокрема в лісовому господарстві.

У контексті застосування безпілотних літальних технологій розглянуто особливості систем для збору даних лісових екосистем. Проаналізовано поширені методи дешифрування окремих дерев у насадженні та можливості встановлення їхніх таксаційних показників. Також розглянуто основні підходи до моделювання таксаційних показників насаджень, які використовують дані дешифрування окремих дерев у насадженні або застосовують дані розподілу цифрових моделей намету та працюють на основі ділянкового підходу.

Наявність відповідної нормативно-довідкової бази та тренувальних вибірок наземних вимірювань необхідні для успішного застосування дистанційних методів. Саме наповнення наявних нормативів визначає можливий потенціал показників, які будуть встановлюватися дистанційними методами. Тому автор наголошує на потребі максимальної цифровізації нормативно-довідкових матеріалів та даних наземної таксації.

У дослідженні використано 58 пробних площ природних і штучних насаджень сосни звичайної, що знаходяться на території Чорнобильської зони відчуження. Пробні площі кругового типу закладено у контрастних умовах методами вимірювально-перелічуваної таксації. Вплив параметрів збору даних із безпілотних літальних апаратів оцінювали на восьми пробних площах, які розташовані на одному полігоні. Полігоном є ділянка, на якій закладено пробні площі та виконано суцільну зйомку з безпілотного літального апарату. Оцінювання стовбурового запасу виконано із застосуванням стандартних таблиць (*Лісотаксаційний довідник*, 2020). Для оцінювання компонентів надземної

фітомаси застосовувалися регресійні моделі для модальних соснових деревостанів Українського Полісся (Лакида et al., 2013).

Вихідними матеріалами дистанційної стереограмметричної зйомки слугували створені растрові зображення цифрових моделей намету, що представляли тривимірну структуру досліджуваних насаджень. Дерева у насадженні ідентифіковано за допомогою функції пошуку локальних максимумів у пакеті «*ForestTools*», реалізованому в мові програмування R. Сегментація крон дерев виконувалася в тому ж пакеті за даними ідентифікованих верхівок та методом сегментації вододілу. Моделювання таксаційних показників деревостанів і пошук параметрів рівнянь здійснено з використанням методу множинної регресії.

Наявність великої кількості безпілотних систем вимагає проведення необхідних досліджень для встановлення відповідних критеріїв, що дозволять уніфікувати підходи до збору даних. У дослідженні розглянуто, які показники просторового розрізнення та перекриття зображень (що змінюються залежно від висоти та інтервалу зйомки) даватимуть змогу одержувати точне визначення таксаційних показників соснових насаджень. Для цього проведено дистанційну зйомку дослідного полігону на трьох рівнях висоти і перекриття, внаслідок чого отримано дев'ять комбінацій наборів зображень, які далі оброблялися фотограмметричними методами. У роботі встановлено, що для досліджень деревостанів необхідно дотримуватись параметрів збору даних зйомки з поздовжнім перекриттям зображень не менше 90 %. За використання меншого перекриття зображень виникають проблеми з їхнім вирівнюванням під час стереограмметричної обробки, а також значно зменшується частка відображення земної поверхні на цифровій моделі рельєфу.

Порівняння результатів, створених цифрових моделей рельєфу вказують, що частка класифікованого рельєфу за даними з просторовим розрізненням 2,2 та 3,3 см із дотриманням ідентичного перекриття не змінювалася, однак зменшення просторового розрізнення до 4,1 см погіршує можливості класифікації точок землі. Після оцінки показників якості дешифрування окремих дерев, їхньої висоти та середньої висоти деревостанів отримано незначні відхилення між застосуванням

зображень із просторовим розрізненням 3,3 і 2,2 см та збільшення похибок під час застосування зображень розрізненням 4,1 см.

Результати моделювання таксаційних показників вказують на можливість успішного застосування даних дистанційної зйомки для встановлення таких показників: кількості дерев, що займають верхнє положення у насадженні; середньої висоти, діаметра, суми площ поперечних перерізів, відносної повноти, запасу стовбурів насадження. За результатами дешифрування дерев встановлено, що достовірніші результати отримуються у більш простих деревостанах штучного походження. Загалом за даними дистанційної стереограмметричної зйомки на пробних площах, за різними моделями, вдалося охарактеризувати 79–90 % варіації показника середнього діаметра, 88–92 % стовбурового запасу та 61–87 % варіації суми площ поперечних перерізів.

За результатами моделювання надземної фітомаси насаджень сосни звичайної вдалося пояснити 87–92 % варіації показника фітомаси стовбура та 88–92 % варіації загальної надземної фітомаси. Показники фітомаси компонентів крони дерева мають значно гірші зв'язки: за розробленими моделями вдалося охарактеризувати 53–74 % варіації фітомаси хвої та 68–77 % фітомаси гілок.

Оцінювання таксаційних показників деревостанів можна успішно виконувати із застосуванням даних статистичного розподілу цифрової моделі намету та даних дешифрування дерев. Порівняння цих двох підходів до моделювання вказує на відсутність значної переваги застосування методу, що передбачає дешифрування дерев у насадженні. Відхилення між емпіричними показниками, встановленими за результатами наземного обліку і змодельованими за даними дистанційної зйомки, зменшується для деревостанів із відносною повнотою більшою 0,4. Оцінені похибки для деревостанів із відносною повнотою 0,4 і нижче вказують на необхідність врахування цього показника та потребу встановлення зімкнутості насадження за результатами дешифрування або ж коефіцієнта варіації цифрової моделі намету.

**Ключові слова:** стовбуровий запас, висота, надземна фітомаса, дешифрування дерев, цифрова модель намету, точність.

## ABSTRACT

**Zadorozhniuk R. M. Scots pine stands inventory using UAV stereophotogrammetry data.** Qualification scientific work on the rights of manuscript.

Thesis for Ph.D. degree by specialty 205 “Forestry”. National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Kyiv, 2023.

The dissertation examines a range of issues related to the application of unmanned aerial vehicle (UAV) technology, optical imaging, and stereophotogrammetry methods for the inventory of pine stands in Ukraine. The dissertation was prepared to find the optimal parameters for remote sensing that will enable the most accurate mensuration of pine stand parameters. It also discusses the use of remote sensing methods for the assessment of mensuration parameters of forest stands, stand volume, and the volume of biomass components.

In Ukraine, a considerable portion of forests comprises Scots pine stands, which hold important ecological and economic impacts within the country and globally. According to the State Forest Resources Agency, the total area of Scots pine forests in 2019 was 2.3 million hectares. Data collection information about forests and their comprehensive assessment of such an extensive territory is a very time-consuming process. The presence of areas contaminated with radioactive elements and hazardous remnants of objects from war poses a danger to personnel during pine stand mensuration on such territories. In such cases, remote photogrammetric data can be an important source of information about forest stands. Remote sensing data are widely used for forest mensuration, and optical images obtained from unmanned aerial vehicles and photogrammetry methods give a possibility for obtaining adequate, objective, and current data on forests.

The dissertation considered the historical background of implementing remote sensing methods in forestry. The history of using remote sensing data in forestry indicates that they are an integral part of a range of job processing. In dissertation has also evaluated the role of Earth remote sensing for forest science in the modern world. Was conducted an overview of the systems used to obtain information about forest ecosystems, and their advantages and disadvantages have been discussed. The achievements of the modern

world, technological development, and digitalization have become the driving force for the development of new methods of applying remote sensing data for research, including in forestry.

Considered were the specific features of data collection systems that apply to using unmanned aerial technologies. Analyzed the widely distributed methods of detecting individual trees in stands and the possibilities of measuring their characteristics. In addition, analyzed the main methods for modeling forest stands characteristics which can use individual tree detection data in a stand or area-based approach.

For the successful application of remote methods, essential is the availability of the necessary reference base and training samples of ground measurements. The completeness of the existing references base and training samples determines the potential of indicators that will be predicted by remote sensing methods. Therefore, the author emphasizes the need for maximum digitization of the reference base and ground-based forest inventory data.

The study used 58 sample plots of natural and artificial strands of Scots pine in the Chernobyl exclusion zone. The circular sample plots were located in contrasting conditions and assessed using forest mensuration methods. The assessment of stands volume and biomass inventories in the components using the Ukrainian reference base for typical Scots pine plantation. An assessment of the influence of data collection parameters from unmanned aerial systems was performed on eight sample plots located at the same polygon. A polygon is an area where sample plots are located and stereophotogrammetry data are collected using an unmanned aerial system. Assessment of stand volume was done using standard tables. Regression models were used to estimate aboveground phytomass components in modal pine stands of the Ukrainian Polissya region.

Raster images of digital canopy height models were created from the remote stereophotogrammetry survey data, which represented the three-dimensional structure of the measured stands. Individual tree detection was performed using the local maximum search function in the «ForestTools» package implemented in the R programming language. Crown segmentation was performed in the same package based on the

identified treetops and the watershed segmentation method. In this study, modeling of forest stands characteristics and the search for equation parameters was carried out using the multiple regression method.

A large number of unmanned aerial systems available for remote sensing data collection requires research to establish the standards that will unify approaches to data collection. The study considered which parameters of spatial resolution and image overlap (which vary depending on the flight height and photo interval) would allow for accurate measurement of forest stand characteristics in pine forests. For this purpose, a study polygon was UAV data collected at three different flight heights and overlaps, resulting in nine combinations of image sets that were after processed using photogrammetric methods. The study results found that for forest measurement, it is necessary to ensure data collection with a longitudinal overlap of at least 90%. According to the results, of the study for forest measurement, it is necessary to ensure data collection with a longitudinal overlap of at least 90%. Images with lower overlap are difficult to align during photogrammetric processing and significantly reduce the possibility of classifying the digital elevation model.

Comparing the results of the created digital elevation models, the proportion of classified terrain using spatial resolutions of 2.2 and 3.3 cm with identical overlaps did not change but reducing the spatial resolution to 4 cm deteriorated the ability to classify ground points. Assessing the quality indicators of individual tree detection, their height, and the average height of the forest stands, there were small deviations between using images with spatial resolutions of 3.3 and 2.2 cm, and an increase in errors when using images with a resolution of 4.1 cm.

The results of modeling forest stand characteristics indicate the possibility of successful application of UAV remote sensing data for prediction of the number of dominant trees in plots, average height, diameter, basal area, relative stocking, and stand volume. Better results for individual tree detection were obtained in simpler artificial forests. Overall, using remote photogrammetric surveying on sample plots, different models were able to describe 79-90% of the variation in the average diameter, 88-92% of stand volume, and up to 61-87% of the variation in the basal area.



According to the results of modeling the aboveground biomass of Scots pine stands, it was possible to describe 87-92% of the variation in stem biomass and 88-92% of the variation in total aboveground biomass. The biomass indicators of tree crown components have significantly lower relationships: the developed models were able to describe 53-74% of the variation in needle biomass and 68-77% of the variation in branch biomass.

Mensuration of Scots pine forest stands parameters can be successfully performed using statistical distribution data of the CHM and individual tree detection data. A comparison of two approaches to modeling Scots pine forest stand characteristics indicates no preference for using a method that requires individual tree detection in the stand. For stands with relative stocking of more than 0.4, the difference between observed and predicted stand characteristics was not significant. Therefore, it can be concluded that for the assessment of Scots pine forest stand characteristics, data from the statistical distribution of the canopy heights model and individual tree detection data can be successfully used. The estimated errors between predicted and observed stand characteristics with a relative stocking of 0.4 or lower indicate the necessity to allow this parameter, which can be taken into account using crown projection area coefficient of individual tree detection data or coefficient of variation of canopy height model.

**Keywords:** stand volume, height, aboveground biomass, tree detection, canopy height model, accuracy.

## СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

### Стаття у науковому фаховому виданні України

1. Білоус А. М., Дячук П. П., **Задорожнюк Р. М.**, Мацала М. С., Бур'янчук М. М. Точність вимірювання висоти дерев різними способами. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*. 2021. № 12 (1). С. 6–16. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку).*

2. **Задорожнюк Р. М.** Вплив параметрів збору даних з БПЛА на встановлення таксаційних показників соснових деревостанів. *Український журнал лісівництва та деревинознавства*. 2023. Т. 14. № 1. С. 39–54

### Статті у періодичних наукових виданнях, проіндексованих у базах даних **Web of Science Core Collection** та/або **Scopus**

3. Matsala M., Myroniuk V., Bilous A., Terentiev A., Diachuk P., **Zadorozhniuk R.** An indirect approach to predict deadwood biomass in forests of Ukrainian Polissya using Landsat images and terrestrial data. *Forestry Studies*. 2020. № 73 (1). P. 107–124. *(Здобувачем виконано валідацію даних дистанційної зйомки та аналіз їхнього застосування для оцінки параметрів насаджень).*

4. Holiaka D., Kato H., Yoschenko V., Onda Y., Igarashi Y., Nanba K., Diachuk P., Holiaka M., **Zadorozhniuk R.**, Kashparov V., Chyzhevskiy I. Scots pine stands biomass assessment using 3D data from unmanned aerial vehicle imagery in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Management*. 2021. № 295. 113319. *(Здобувачем виконано збір дослідних даних та аналіз методики застосування даних дистанційної стереограм-метричної зйомки для оцінювання таксаційних показників деревостанів).*

### Патенти України на корисні моделі

5. Білоус А. М., **Задорожнюк Р. М.**, Бур'янчук М. М., Мацала М. С., Макаревич А. М. Спосіб вимірювання висоти дерев: патент на корисну модель № 151065 Україна, МПК G01C 3/20 (2006.01); заявлено 09.11.2021; опубліковано 01.06.2022. Бюл. № 22. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання частини заявки на патент).*

6. Білоус А. М., **Задорожнюк Р. М.**, Бур'янчук М. М., Мацала М. С., Макаревич А. М. Спосіб вимірювання висоти дерев: патент на корисну модель № 151731 Україна, МПК G01C 3/20 (2006.01); заявлено 01.12.2021; опубліковано 07.09.2022. Бюл. № 36. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання частини заявки на патент).*

#### Тези наукових доповідей

7. Holiaka D., Kato H., Yoschenko V., Igarashi Y., Onda Y., Holiaka M., Gumeniuk V., Lesnik O., Diachuk P., **Zadorozhniuk R.** Identification and estimation of heights of the scots pine trees in the chernobyl exclusion zone using stereophotogrammetry method. Проблеми розвитку лісової таксації, лісовпорядкування та інвентаризації лісів: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 6–8 грудня 2018 року: тези доповіді. Київ, 2018. С. 21–22. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу).*

8. Holiaka D., Kato H., Yoschenko V., Onda Y., Igarashi Y., Nanba K., Dyachuk P., **Zahorodnuk R.** Estimation of biomass and stocks biologicaly mobility radionuclides using methods of processing aboveground and remote sensing data for radioactively contaminated forests in Ukraine. ERAN2019 Web Flash Talk Program, March 11<sup>th</sup>, 2020. Japan, 2020. *(Здобувачем виконано збір дослідного матеріалу).*

9. **Задорожнюк Р. М.**, Дячук П. П. Можливості ідентифікації дерев сосни звичайної за знімками високої роздільної здатності. Теперішнє та майбутнє лісів екотону середніх широт: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 11 червня 2021 року: тези доповіді. Київ, 2021. С. 52. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання тез доповідей).*

10. Дячук П. П., **Задорожнюк Р. М.**, Бур'янчук М. М. Точність вимірювання висоти дерев різними способами. Лісівнича наука: стан, проблеми, перспективи розвитку (УкрНДІЛГА – 90 років): Міжнародна науково-практична конференція, м. Харків, 23–24 червня 2021 року: тези доповіді. Харків, 2021. С. 285–286. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку).*

11. **Задорожнюк Р. М.**, Дячук П. П. Визначення висоти дерев методом дешифрування їх верхівок. Ліс, наука, молодь: ІХ Всеукраїнська науково-

практична конференція, м. Житомир, 24 листопада 2021 року: тези доповіді. Житомир, 2021. С. 90. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання тез доповідей).*

12. Задорожнюк Р. М. Впровадження дистанційних методів знімання в лісовому господарстві: передумови та ретроспективний аналіз. Ліси в умовах сучасних викликів: Міжнародна науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і здобувачів, м. Харків, 20 жовтня 2022 року: тези доповіді. Харків, 2022. С. 81–82.

13. Задорожнюк Р. М. Щодо важливості підбору параметрів дистанційного знімання лісових насаджень з використанням БПЛА. Ліси та урбоєкосистеми України в умовах війни: стан, збереження та відновлення: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 18 листопада 2022 року: тези доповіді. Київ, 2022. С. 36.

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	15
ВСТУП.....	16
РОЗДІЛ 1 АЕРОФОТОЗЙОМКА ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ.....	22
1.1 Ретроспективний огляд використання аерофотозйомки для потреб лісової галузі .....	22
1.2 Сучасні підходи до картування ландшафтів .....	27
1.2.1 Супутникова зйомка .....	29
1.2.2 Застосування технології LiDAR .....	34
1.2.3 Застосування стереограмметричної зйомки.....	35
1.3 Досвід використання БПЛА для дистанційного зондування лісових ділянок .....	38
1.3.1 Дешифрування та визначення таксаційних показників дерев.....	38
1.3.2 Моделювання таксаційних показників деревостанів .....	45
1.4 Оцінювання таксаційних показників лісових насаджень .....	49
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ТА МАТЕРІАЛИ ДОСЛІДЖЕННЯ .....	53
2.1 Характеристика соснових насаджень на території України .....	53
2.2 Методика дослідження .....	56
2.2.1 Польові роботи вимірювально-перелікової таксації .....	56
2.2.2 Польові роботи зі збору даних дистанційної зйомки .....	57
2.2.3 Технологія обробки вихідних даних цифрової аерофотозйомки.....	60
2.3 Характеристика дослідних даних .....	65
2.4 Характеристика даних дистанційної зйомки.....	71
2.4.1 Опис вихідних статистичних характеристик СНМ .....	71
2.4.2 Опис використаних даних для параметризації дистанційної зйомки.....	74
2.5 Технологія дешифрування дерев у насадженні за даними дистанційної зйомки.....	76
2.6 Методика оцінювання якості дешифрування дерев та визначення їх таксаційних показників.....	79

РОЗДІЛ 3 ТОЧНІСТЬ ДЕШИФРУВАННЯ ТАКСАЦІЙНИХ ПОКАЗНИКІВ ЗА ЗМІНИ ПАРАМЕТРІВ ЗЙОМКИ З БПЛА .....	84
3.1 Просторовий аналіз отриманих даних дистанційної зйомки .....	84
3.2 Особливості варіації цифрової моделі намету .....	89
3.3 Дешифрування та ідентифікація верхівок і крон дерев .....	98
3.3.1 Встановлення параметрів пошуку локальних максимумів дерев .....	98
3.3.2 Оцінювання якості дешифрування локальних максимумів дерев .....	103
3.4 Вплив параметрів збору та обробки даних із БПЛА на встановлення таксаційних показників деревостанів .....	110
РОЗДІЛ 4 МОДЕЛЮВАННЯ ТАКСАЦІЙНИХ ПОКАЗНИКІВ ДЕРЕВОСТАНІВ .....	120
4.1 Оцінювання просторового розміщення та форм крон намету деревостану .....	120
4.2 Залежності таксаційних показників соснових деревостанів від вихідних статистик СНМ .....	124
4.3 Моделювання таксаційних показників за даними стереофотограмметричної зйомки .....	129
4.3.1 Моделювання таксаційних показників за вихідними статистиками СНМ .....	129
4.3.2 Оцінювання таксаційних показників деревостанів за даними дешифрування дерев .....	138
4.4 Узагальнена характеристика достовірності моделювання таксаційних показників .....	147
ВИСНОВКИ .....	155
Рекомендації виробництву .....	157
Список використаних джерел .....	158
ДОДАТКИ .....	181

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

- AGB – надземна фітомаса (*англ. above ground biomass*)
- ALS – дистанційне лазерне сканування (*англ. aerial laser scanning*)
- CHM – цифрова модель намету (*англ. digital height model*)
- DAP – дистанційна стереограмметрична зйомка (*англ. digital aerial photogrammetry*)
- DEM – цифрова модель рельєфу (*англ. digital elevation model*)
- DSM – цифрова модель місцевості (*англ. digital surface model*)
- FDR – частка виникнення позитивних похибок (*англ. False Discovery Rate*)
- FN – хибні негативні (*англ. False Negative*)
- FNR – частка виникнення негативних похибок (*англ. False Negative Rate*)
- FP – хибні позитивні (*англ. False Positive*)
- GFOI – ініціатива глобального спостереження за лісами (*англ. Global Forest observation initiative*)
- GPS – глобальна система позиціонування (*англ. global position system*)
- LM – фільтр локальних максимумів (*англ. focal maxima filter*)
- REDD+ – зменшення викидів вуглецю під час вирубок лісів (*англ. Reducing Emissions from Deforestation, plus*)
- SAR – синтетичний апертурний радіолокаційний апарат (*англ. Synthetic-aperture radar*)
- SfM – технологія структури від руху (*англ. structure from motion*)
- TLS – наземне лазерне сканування (*англ. terrestrial laser scanning*)
- TN – вірні негативні (*англ. True Negative*)
- TP – вірні позитивні (*англ. True Positive*)
- БПЛА – безпілотний літальний апарат
- ГІС – геоінформаційна система
- ДАЛРУ – Державне агентство лісових ресурсів України
- ДЗЗ – дистанційне зондування Землі
- ПЗ – програмне забезпечення
- ПП – пробна площа

## ВСТУП

**Актуальність дослідження.** Стале ведення лісового господарства потребує постійного оновлення інформації про стан лісових насаджень. Практика впровадження лісової інвентаризації свідчить про необхідність отримання комплексних та неупереджених оцінок лісових ресурсів (McRoberts & Tomppo, 2007). Увага спільноти до проблеми вирішення питань змін клімату вимагає від лісоінвентаризаційних робіт виконувати оцінювання лісових ресурсів не тільки з господарської точки зору, а й розширювати поле інтересу щодо екологічного значення лісових ресурсів (Lesiv et al., 2018).

Досягнення та вимоги сучасного світу створили передумови застосування дистанційних технологій для оцінки лісових ресурсів. Результати останніх досліджень підкреслюють переваги застосування дистанційного зондування Землі для отримання даних про ліси та вказують на необхідність впровадження нових методів збору таксаційних показників лісових насаджень і методологічних підходів їхньої оцінки (Maltamo & Packalen, 2014). Не менш важливу роль відіграє забезпечення відкритості даних та одержання інформації про динаміку змін лісових ландшафтів. Цифровізація зазначених процесів на часі та необхідна, а застосування безпілотних технологій дає змогу максимально автоматизувати всі процеси, починаючи від збору даних і закінчуючи комплексним оцінюванням широкого спектра якісних та кількісних показників деревостанів.

Сучасні методи оцінки лісових ресурсів за даними дистанційної зйомки дають змогу підвищити рівень їхнього застосування: від допоміжної ролі до безпосереднього їх використання для оцінювання показників лісових ландшафтів. Розвиток цифрової аерофотограмметрії та безпілотних технологій перетворює їх на одне із джерел оперативного отримання актуальної інформації про ліси. Впровадження таких дистанційних технологій у господарські процеси в лісовому господарстві надає перспективи для скорочення витрат на проведення інвентаризації лісових ресурсів. Крім того, такі технології необхідні для виконання оцінки на важкодоступних територіях та безпечної роботи на ділянках із підвищеним ризиком для життя і здоров'я працівників. Це створює перспективи



для комплексного використання даних дистанційної зйомки в лісогосподарському секторі, зокрема, для оцінки поточного стану насаджень. Збереження архівної інформації дозволяє виконувати аналіз втрат або ж оцінювати динаміку в лісових екосистемах.

Для успішного впровадження використання даних дистанційної стереограмметричної зйомки в господарські процеси лісового сектору існує потреба в апробації методів оцінки таксаційних показників у насадженнях головних лісотвірних деревних видів України. Наявність досить широкого спектра безпілотних літальних апаратів і датчиків, що застосовуються для досліджень лісових насаджень створює потребу уніфікації підходів збору даних. Це дозволить визначити необхідні параметри для збору вхідних даних оптичної зйомки, які дозволять отримати найбільш точні оцінки таксаційних показників деревостанів.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дослідження за темою дисертаційної роботи становили складову частину таких науково-дослідних робіт: «Розробити науково-методичне забезпечення розвитку інвентаризації лісових ресурсів» (номер державної реєстрації 0118U000292), що виконувалося протягом 2018–2020 рр. на базі кафедри таксації лісу та лісового менеджменту НУБіП України та «Розроблення новітніх дистанційних технологій для обліку лісових ресурсів» (номер державної реєстрації 0121U110106), що виконувалося протягом 2021–2022 рр. на базі кафедри таксації лісу та лісового менеджменту НУБіП України, а також робота була підтримана українсько-японським проектом у рамках міжнародних спільних досліджень глобальних проблем під назвою «Партнерство наукових досліджень з науки та технологій для сталого розвитку» (SATREPS; номер гранту JPMJSA1603). Дисертант до виконання заданих науково-дослідних робіт залучався як виконавець окремих розділів та як відповідальний виконавець під час збору дослідних даних.

**Мета та завдання досліджень.** Мета дослідження – теоретичне обґрунтування та практична реалізація дистанційної стереограмметричної зйомки з БПЛА для встановлення таксаційних показників соснових деревостанів.

Відповідно до поставленої мети дослідження для виконання встановлено низку завдань:

- опрацювати історичні етапи розвитку і застосування методів дистанційного зондування Землі для досліджень лісових насаджень, обґрунтування їхньої ролі у лісовому секторі та визначити можливості для забезпечення інформації про лісові насадження;
- оцінити вплив зміни параметрів збору даних дистанційної зйомки лісових насаджень із безпілотних літальних апаратів на витрати часу та можливості їхньої фотограмметричної обробки;
- оцінити вплив зміни параметрів збору даних із БПЛА на можливість відтворення структури деревостанів сосни звичайної в умовах Українського Полісся;
- встановити оптимальні показники вхідних зображень для найбільш точного оцінювання показників дешифрування дерев та визначення їхньої висоти, а також розрахунку середньої висоти деревостану;
- визначити кореляцію між таксаційними показниками насаджень сосни звичайної і статистичних показників цифрових моделей намету, отриманими за даними дистанційної стереограмметричної зйомки;
- оцінити залежності таксаційних показників деревостанів і компонентів надземної фітомаси від статистичних показників цифрової моделі намету та даними дешифрування окремих дерев;
- визначити переваги і недоліки оцінювання таксаційних показників деревостанів та компонентів їхньої фітомаси за різними способами.

*Об'єкт дослідження* – дистанційна стереограмметрична зйомка лісових насаджень.

*Предмет дослідження* – оцінювання таксаційних показників соснових деревостанів за даними дистанційної стереограмметричної зйомки з БПЛА.

**Методи досліджень.** У дослідженні використано загальнонаукові методи дослідження для планування, моделювання і аналізу результатів експерименту.

Відповідно до галузі знань та поставленого завдання застосовувалися спеціальні методи дослідження: лісотаксаційні – для визначення біометричних показників дерев на пробних площах та таксаційних показників деревостанів; дистанційного зондування Землі – для здійснення оптичної дистанційної зйомки дослідних деревостанів з допомогою БПЛА. Для обробки зображень, їхнього перетворення у геоінформаційні дані задіювалися методи фотограмметрії. Пошук локальних максимумів дерев і дешифрування їхніх крон здійснювалися із застосуванням методів обробки зображень, а саме: функції пошуку локальних максимумів та сегментації вододілу. Таксаційні показники деревостанів за даними дистанційної зйомки визначалися за допомогою методів статистичного аналізу та моделювання. Методи синтезу, порівняння та аналізу застосовували для узагальнення результатів дослідження, а саме: встановлення оптимальних параметрів збору зображень дистанційної зйомки, проведення порівняння між підходами, які використовували для встановлення таксаційних показників деревостанів та компонентів їхньої фітомаси.

### **Наукова новизна одержаних результатів**

#### *Вперше:*

- для дешифрування окремих дерев застосовано змінний фільтр, який обмежує радіус пошуку між їхніми верхівками, за функціональної залежності радіуса крон від висоти дерев на рівні 2,5 % процентилю розподілу спостережень;
- доведено вплив просторового розрізнення та перекриття зображень, зібраних із БПЛА, на точність визначення висоти і дешифрування дерев сосни звичайної в умовах Українського Полісся.

#### *Обґрунтовано:*

- можливості застосування БПЛА та дистанційної стереограмметричної зйомки для інвентаризації соснових насаджень.

#### *Набули подальшого розвитку:*

- параметризація збору даних дистанційної зйомки з БПЛА для соснових деревостанів;

- обґрунтування вибору статистичних показників розподілу цифрової моделі намету та даних дешифрування дерев для моделювання таксаційних показників деревостанів сосни звичайної;
- методичні підходи до встановлення таксаційних показників і компонентів фітомаси деревостанів за даними дистанційної стереограмметричної зйомки з БПЛА.

**Практичне значення отриманих результатів досліджень** полягає в обґрунтуванні ключових показників просторового розрізнення і перекриття зображень, зібраних із БПЛА, для встановлення таксаційних показників деревостанів. Крім цього, у роботі представлено підходи, які можна застосовувати для визначення кількості дерев, зімкнутості покриву і відносної повноти, оцінювання запасу стовбурів та компонентів надземної фітомаси соснових деревостанів. Результати роботи можна використовувати для проведення лісотаксаційних робіт на важкодоступних територіях та ділянках з підвищеною небезпекою для персоналу.

**Особистий внесок здобувача.** Здобувачем самостійно отримано основні результати досліджень і виконано їхнє експериментальне обґрунтування, проведено аналіз попередніх досліджень інших авторів та аналіз методів, що застосовуються для досліджень лісових насаджень за даними, зібраними з БПЛА. Збір експериментального матеріалу виконувався особисто здобувачем спільно з вченими та аспірантами кафедри таксації лісу та лісового менеджменту і науковцями Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології НУБіП України, що зазначені у вступі дисертації.

**Апробація результатів дослідження.** Основні положення дисертаційного дослідження висвітлено на: Міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми розвитку лісової таксації, лісовпорядкування та інвентаризації лісів» (м. Київ, 2018 р.), міжнародній науково-практичній конференції «Лісівнича наука: стан, проблеми, перспективи розвитку» (м. Харків, 2021 р.), міжнародній науково-практичній конференції «Теперішнє та майбутнє лісів екотону середніх широт»

(м. Київ, 2021 р.), Всеукраїнській науково-практичній конференції «Ліс, наука, молодь» (м. Житомир, 2021 р.), міжнародній науково-практичній конференції молодих учених, аспірантів і здобувачів «Ліси в умовах сучасних викликів» (м. Харків, 2022), міжнародній науково-практичній конференції «Ліси та урбоекосистеми України в умовах війни: стан, збереження та відновлення» (м. Київ, 2022 р.).

**Публікації.** За темою дисертаційного дослідження опубліковано 11 наукових праць, із них 7 тез доповідей, 2 статті у міжнародних наукових виданнях, що індексуються в базі даних *Scopus*, 2 статті у наукових фахових виданнях України. Отримано 2 патенти на корисну модель.

**Структура та обсяг дисертаційної роботи.** Дисертація викладена на 194 сторінках комп'ютерного тексту, обсяг основного тексту – 141 сторінка. Робота складається з анотацій українською та англійською мовами, вступу, чотирьох розділів, що містять 19 таблиць, 69 рисунків, висновки, рекомендації виробництву, список використаних джерел, куди ввійшли 184 найменувань (157 латиницею), додатки.

Автор висловлює щирю вдячність науковому керівнику Андрію Михайловичу Білоусу – за наставництво та супровід наукової діяльності, Дмитру Миколайовичу Голяці – за наукові консультації, а також Віктору Валентиновичу Миронюку – за наукові поради і колегам та аспірантам кафедри таксації лісу та лісового менеджменту – Олександр Миколайовичу Лесніку, Петру Петровичу Дячуку, Максиму Миколайовичу Бур'янчуку, Максиму Станіславовичу Мацалі за допомогу у зборі дослідних даних та наукове товариство.

## РОЗДІЛ 1

### АЕРОФОТОЗЙОМКА ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ

#### 1.1 Ретроспективний огляд використання аерофотозйомки для потреб лісової галузі

У сучасних умовах життя людей важко уявити без карт земної поверхні. Тематичне картування земної поверхні можна застосовувати у широкій сфері досліджень, адже карти слугують досить важливим джерелом представлення інформації. Карты створювалися людиною ще до винайдення літальних апаратів та виникнення такої сфери, як дистанційне зондування Землі. Можна стверджувати, що створення карт було досить непростим завданням, адже перше картування Землі проводилося з використанням простих геодезичних інструментів, за рахунок спостереження та аналітики навколишнього середовища (Congalton & Green, 2009). Лісові насадження на початку розвитку карт розглядалися передусім як елемент географічного ландшафту.

Аерофотозйомка давно посіла свою нішу під час проведення лісгосподарських робіт. Зображення лісових масивів представляють собою важливу частину допоміжної інформації для застосування класичних в Україні методів лісовпорядкування (*Інструкція з впорядкування, 2006; Про затвердження Порядку здійснення лісовпорядкування, 2023*).

Спостереження за поверхнею Землі з повітря або космосу, а також фіксація даних про стан її поверхні з використанням сенсорів різного типу, створило нову парадигму в контексті досліджень нашої планети. Першими для дослідження поверхні Землі, за даними ДЗЗ, було використано «повітряні кулі» – що є першим прикладом застосування людиною дистанційних технологій для отримання зображень земної поверхні з повітря ще у 1858 році. Також у літературі існують згадки про використання повітряних зміїв у 1882 році та ракет у 1897-му як носіїв обладнання для зйомки. Перші дистанційні зображення з пілотованих літальних апаратів з'явилися в 1909 році, коли Wilbur Wright зняв перший кінофільм на борту літака (Colomina & Molina, 2014).

Початок використання даних ДЗЗ, одержаних із борту літака, для потреб ведення лісового господарства датуються початком 1920-х років (Korpela, 2004; Seely, 1929; Standish, M., 1945; Wulder, 1998). Саме цей період відзначається зародженням аерофотозйомки та її впровадженням для використання різних завдань. Одна з перших карта лісових масивів з їхнім поділом на типи, в основі якої використані саме дані аерофотозйомки, створена в 1919 році, а результати були опубліковані в журналі Каліфорнійського університету (Wilson, 1920). Наступні півтора десятиліття характеризуються активними дослідженнями зі створення карт лісових масивів (Taniguchi, 1961).

Початок застосування даних дистанційної зйомки Землі у лісовому господарстві зумовлено потенційним зменшенням економічних витрат на проведення комплексу робіт, підвищення точності та ефективності їхнього виконання, а також можливістю швидко й своєчасно отримувати інформацію (McRoberts & Tomppo, 2007). На відміну від традиційних наземних вимірювань, таких як закладання пробних площ, дані ДЗЗ дозволили оцінювати низку важливих показників, необхідних для ведення лісового господарства, повністю охоплюючи його територію. Наявність картографічних матеріалів допомагає виконувати велику кількість лісооблікових завдань, усуваючи потребу виїзду на місцевість, доприкладу, моніторинг території. Однак виконання деяких завдань завжди потребуватиме проведення польових робіт для наземного визначення таксаційних показників. Наявності одних лише фотограмметричних матеріалів на даний час недостатньо. Польові дані здатні відображати істинний стан насаджень і використовуються для тренування, калібрування та перевірки матеріалів ДЗЗ (Korpela, 2004; Nyuysönen, 1995).

З появою аерофотознімків все ширше стали розглядатися можливості їхнього застосування в лісовому господарстві. Очевидно, вони мали велику перспективу для виготовлення картографічних матеріалів, контурного дешифрування виділів та інших робіт. Другим напрямом використання матеріалів дистанційної зйомки є визначення з їхньою допомогою низки таксаційних показників насаджень. Отримані матеріали у поєднанні з ручними методами стереофотограмметрії дали

поштовх до оцінювання якісних і кількісних характеристик насаджень (Avery, 1958; Smelser et al., 1975). Перші дослідження в цьому напрямі були сконцентровані на визначенні кількості дерев у насадженні, зімкнутості насадження, дешифрування деревних видів, визначення висоти дерев за допомогою стереофотограмметричного обладнання. Зображення невеликого масштабу використовувались для оцінювання наслідків від пожеж, шкідників або буреломів (Sarvas, 1938; Willingham, 1957; Avery, 1958; Næsset, 1992).

Однією із задач, що вирішувалася за допомогою зображень під час виконання інвентаризаційних робіт, була стратифікація лісових насаджень. Поділ лісових масивів на однотипні ділянки, що відповідають певним категоріям у поєднанні з польовими даними, дає змогу екстраполювати їх на всю площу відповідно до страти. Якщо вдало розділити лісові масиви на категорії за матеріалами аерофотозйомки, можна суттєво зменшити витрати часу на польові роботи в процесі лісовпорядкування або інвентаризації. Очевидно, що в різних країнах принципи ведення лісового господарства відрізняються. На це впливає історичний доробок, економічний розвиток, клімат та особливості флори і фауни конкретної території. Зважаючи на це, розробленим нормативам для поділу лісових масивів притаманні певні відмінності, залежно від регіону.

Доцільно коротко охарактеризувати основні показники, які визначаються за зображеннями та використовуються для поділу насаджень на категорії. Зокрема, це середня висота насаджень, група віку, відсоток зімкнутості, тип покриття за складом насадження (хвойні, листяні, мішані). Інколи застосовують тип пошкодження або інші показники. Переважно всі одержані показники розподілялися на чотири групи (Taniguchi, 1961).

Площа лісових насаджень визначалася на аерофотоплані з горизонтальною проекцією. Для цього використовували типові палетки з сіткою, які накладалися на знімки та точкувалися. Площі зображень оцінювали методом радіальних ліній. Для встановлення топографічних особливостей місцевості застосовували стереоскоп (Smelser et al., 1975). Аналіз агрономічних і геологічних особливостей ділянок проводився з урахуванням топологічних характеристик місцевості, характеристики



рослинного покриву, ідентифікації ерозійних процесів, а також аналізувалися історичні процеси, пов'язані з таненням льодовиків та ін. Зімкнутість насадження виражається відношенням площі проєкції крон у насадженні до загальної його площі, що визначали такими методами: з використанням палетки з сіткою точок; застосуванням спеціальних шкал, на яких відображено щільність крон, відповідно до класів зімкнутості; методом проведення трансептів. Діаметр крон розраховували з використанням: відповідних шкал, мікрометра, або стереоскопічного мікрометра, додатково застосовували відповідні масштабні таблиці. Оцінювання висоти деревостану або окремого дерева виконували з допомогою методів: зміщення, різниці паралаксів та за тінню дерев (Spurr, 1948; Taniguchi, 1961).

Актуальним постало питання пошуку залежностей між таксаційними показниками, що встановлюються дистанційно з діаметром на висоті грудей, запасом у насадженні. Першими прикладами визначення запасів насаджень за матеріалами дистанційної зйомки були таблиці об'ємів деревостанів із такими вхідними параметрами, як висота дерев та діаметр крон. У Німеччині було створено дослідний центр фотограмметрії, в якому до 30-х років ХХ століття активно займалися картографією. З використанням аерофотознімків здійснювалися дослідження щодо вимірювання висоти дерев методами паралаксової різниці, проводилося картування крон дерев. Вагомих успіхів досягли шведські лісівники, де стереофотограмметрія широко застосовувалася як допоміжний інструмент під час інвентаризації (Spurr, 1955; Taniguchi, 1961).

Деякі країни Азії почали використовувати аерофотознімки приблизно в той же період, що й у Європі. Так, можна знайти згадки про використання дистанційної зйомки для інвентаризації лісів Японії в період з 1930-го по 1935 рік. Після Другої світової війни було виконано зйомку всіх островів Японії військово-повітряними силами США, після чого ці зображення передали для полегшення промислового розвитку. Японські лісівники також отримали зазначені зображення в 1948 році та активно їх використовували для планування лісового господарства (Hara & Hori, 1949; Taniguchi, 1961).

Особливий інтерес викликають дослідження з визначення запасу насаджень за матеріалами аерофотозйомки. Перші такі дослідження проводилися німецькими вченими в 1925-1933 рр. Пізніше, за даними Taniguchi (1961), цим займалися й лісівники Канади: Wilson, Seely та Andrews. Вдалі результати їх досліджень почали використовувати лісівники інших країн. Впроваджено таблиці для визначення запасів насаджень, так звані «*aerial stand volume tables*», із вхідними параметрами зімкнутості та висоти насадження, що зіставлялися з класичними таблицями запасів з аналогічними вхідними. Інколи в цих таблицях дослідники використовували додаткові вхідні параметри, такі як середній діаметр крони дерева, кількість дерев на один гектар та середня висота. Згадані таблиці призначені для доволі грубого оцінювання запасів, оскільки на той час вхідні показники матеріалів дистанційної зйомки були обмежені (Taniguchi, 1961).

У літературі трапляється досить багато прикладів досліджень запасу деревостанів за матеріалами аерофотозйомки у Фінляндії для сосни, ялини та берези (Nash, 1948; Colgan, 1949; Pope, 1950; Gingrich & Meyer, 1955; Meyer & Worley, 1957), а також ряду хвойних і листяних порід у США (Spurr, 1948, 1955).

Облік лісових ресурсів із використанням аерофотозйомки на початку ХХ століття викликав значний інтерес у дослідників (Gingrich & Meyer, 1955; Spurr, 1955; Taniguchi, 1961; Smelser et al., 1975). Використовувати подібні технології почали більшість високо розвинутих на той час країн, за наявності відповідного обладнання та високого рівня дослідних інститутів у сфері лісового господарства.

Разом із тим, період становлення аерофотозйомки відзначався великою кількістю недоліків. Деякі з них призводили до гальмування розвитку застосування даних дистанційної зйомки у галузі лісового господарства. Зокрема, для здійснення аерофотозйомки потрібен був літак та відповідне обладнання для цього, що значною мірою підвищувало вартість виконання таких робіт. Відсутність систем для автоматизації зйомки та систем геолокаційного позиціонування ускладнювала проведення робіт. Пілоти вимушені були здійснювати політ за визначеним попередньо паперовим планом без застосування відповідної автоматизації польоту, що вимагає їхньої високої професійної підготовки. Зважаючи на всі наведені

фактори, доступ до аерофотознімків був досить обмеженим, що суттєво гальмувало розвиток наукової діяльності в цій сфері (Smelser et al., 1975; Taniguchi, 1961).

## **1.2 Сучасні підходи до картування ландшафтів**

Ведення лісового господарства потребує точних та актуальних даних. Для цього у світовій практиці постійно зростає використання набору різних високотехнологічних сенсорних інструментів та удосконалення аналітичних підходів. Це дає змогу більш якісно ухвалювати конкретні економічні, екологічні та господарські рішення у секторі лісового господарства для забезпечення всього ланцюга виробництва продукції, починаючи від створення лісових культур і закінчуючи обліком готової продукції (Seifert et al., 2019).

На сучасному етапі за традиційні платформи для дистанційного зондування Землі слугують супутникові системи та літальні апарати. Дані, зібрані з допомогою таких платформ уже досить широко застосовуються в сільському й лісовому господарстві, а також повсякденно використовуються звичайними користувачами для непромислових цілей (рис. 1.1).

Зазначені системи постійно розвиваються: поліпшується просторове розрізнення даних, збільшується набір спектральних характеристик, зменшуються витрати на отримання даних та збільшується частота оновлення (Pádua et al., 2017).

Кожна з наведених платформ відрізняється своїми перевагами та недоліками стосовно: оперативності збору або отримання даних, їх доступності, забезпечення необхідним просторовим розрізненням та набором спектральних характеристик, вартістю матеріалів та ін. (Klemas, 2015; Pádua et al., 2017).

Безпілотники, як відносно новий вид засобу для збору даних дистанційного зондування, покликані доповнити наявні традиційні системи. БПЛА звісно не дають можливості покривати великі території, але дозволяють оперативно виконувати збір інформації, що матиме досить високу деталізацію та низьку вартість (Pádua et al., 2017).

Дані сканування LiDAR використані Mutlu et al. (2008) для картування розподілу горючих матеріалів на некритих лісом та лісових ділянках. Для

моделювання поведінки вогню автори, крім класифікації зображень супутникових знімків *QuickBird* та моделей місцевості DEM, використали ще й дані класифікації LiDAR. Після застосування даних сканування як додаткової змінної, виявлено, що дані з високим просторовим розрізненням дозволяють поліпшити точність картування горючих матеріалів на 13 %. За підрахунком, для моделювання пожежі на площі близько 4,7 тис. га додаткове застосування даних сканування спричинило здорожчання таких робіт майже в десяток разів. Однак потенційна економія втрат, яким можна запобігти у разі отримання точніших моделей поведінки вогню, може заощадити більше коштів.

 Супутники	<b>Переваги</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Високе покриття території</li> <li>• Широкі спектральні можливості</li> </ul>	<b>Недоліки</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Низька роздільна здатність</li> <li>• Низька оперативність отримання зображення</li> <li>• Недостатнє покриття в деяких районах</li> <li>• Вплив хмарності на якість</li> </ul>
 Пілотовані літальні апарати	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Велика площа зйомки за політ</li> <li>• Висока роздільна здатність</li> <li>• Широкі спектральні можливості</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Дорого (особливо для дрібних користувачів)</li> <li>• Низька оперативність отримання зображення</li> <li>• Чутливість до погодних умов</li> <li>• Вплив хмарності на якість</li> <li>• Немає доступності на далеких відстанях</li> </ul>
 БПЛА з нерухомим крилом  Мультироторні БПЛА	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Дешевизна</li> <li>• Висока роздільна здатність</li> <li>• Можливість зйомки під хмарами</li> <li>• Точність визначення позиції зйомки</li> <li>• Не вимагають довготривалої та особливої підготовки</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Низьке покриття</li> <li>• Проблеми із заборонами застосування</li> <li>• Чутливість до погодних умов</li> <li>• Проблеми з реконструкцією однорідних ділянок</li> </ul>
 Наземні технології	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Висока точність визначення позиції зйомки</li> <li>• Менший об'єм даних</li> <li>• Дуже висока роздільна здатність</li> <li>• Рекогностування даних під час збору</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Трудовитратні</li> <li>• Вимагають безпосереднього перебування на території</li> <li>• Вимагають прямої видимості об'єкта вимірювання</li> </ul>

Рис. 1.1. Сучасні системи для збору даних дистанційними методами та їх переваги й недоліки (Pádua et al., 2017)

### 1.2.1 Супутникова зйомка

Космічні місії з'явилися у відносно недавній період часу. Активне виведення космічних носіїв на орбіту нашої планети стало важливим кроком для оцінювання лісових ресурсів у глобальних масштабах. Ліси досить широко представлені й визначені при цьому складним типом земного покриву, звідси дистанційне зондування слугує важливим засобом для їх моніторингу (Wulder, 1998). Особливо актуальним питанням стало використання супутникових даних для оперативної інвентаризації лісів. Натепер існує досить велика кількість космічних місій, дані з яких можна використати для оцінювання лісів, зокрема: Landsat TM, Spot PAN і XS, ERS-1/2 PRI і SLC (Нуурпӓ et al., 2000). Це значно розширює можливості для досліджень знеліснення та його впливу на біорізноманіття, ерозію, гідрологічний цикл і деградацію ґрунту (Lu, 2006), або аналізу відновлення на ділянках, де відбуваються лісові сукцесійні процеси (Matsala, Vilous, Myroniuk, Diachuk, et al., 2021).

Результати статистичного оцінювання лісів у поєднанні з матеріалами ДЗЗ дозволяють отримувати їхню просторову складову у вигляді карт. Окрім картування лісового покриву, дані ДЗЗ широко застосовують для оцінювання видового складу, а також ряду інших таксаційних показників (McRoberts et al., 2010). Фінляндія, Швеція, та США відомі як найбільш успішні країни у сфері використання матеріалів ДЗЗ для потреб лісової інвентаризації (Tomppo et al., 2010), де такі підходи активно використовуються на практиці (McRoberts, 2011). Зокрема, дані ДЗЗ стали основним джерелом для досліджень біомаси (Lu, 2006) та мортмаси (Matsala, Myroniuk, et al., 2021) лісів. Дані дистанційного зондування Землі забезпечують необхідну звітність для міжнародних організацій, де вони розцінюються як елемент одержання достовірної інформації (Vaccini et al., 2012).

Наявність архівів супутникових знімків представляють собою важливу базу для оцінювання деградації лісів, знеліснення або інших процесів, що виступає вагомою складовою національних систем моніторингу лісів. Отримані результати для лісових екосистем аналізуються та використовуються як інформаційна підтримка розробки заходів із пом'якшення наслідків змін клімату. Супутникові

знімки Landsat мають історичні записи зображень, які наявні з початку 70-х років минулого століття (Woodcock et al., 2008). Із 2008 року спільними зусиллями геологічної служби США та NASA, після тестування пілотного проєкту, архів зображень було завантажено до хмарного середовища з вільним доступом (Woodcock et al., 2008). У роботі Fassnacht et al. (2016) узагальнено дослідження щодо класифікації видового складу лісових екосистем та виявлено тенденцію до зростання кількості публікацій, починаючи з 1980 року. Дані дистанційного зондування отримуються з певною періодичністю для всієї земної кулі. Саме тому такі оптичні й радарні матеріали великого і середнього просторового розрізнення є одним з основних джерел для глобальних досліджень лісових екосистем (GFOI, 2016).

Варто зауважити, що в доступності глобальних продуктів важливу роль відіграли дані таких сенсорів, як: AVHRR, SPOT VEGETATION, MODIS, MERIS (Миронюк, 2020). Враховуючи низьке просторове розрізнення вказаних сенсорів, їхнє використання дещо ускладнюється для ділянок, із високим рівнем фрагментації (Лесів et al., 2012) та отримуються задовільні результати для ділянок із простою структурою (Lu, 2006).

Безперечна перевага використання супутникових технологій полягає в тому, що вони забезпечують дані в глобальних масштабах. Вільний доступ до архівів космічних знімків значно розширює можливості для наукових досліджень. На сучасному етапі спостерігається тенденція до впровадження даних ДЗЗ у практику інвентаризації лісових ресурсів (Миронюк, 2020).

Просторове розрізнення супутникових зображень характеризується розміром їхнього пікселя на місцевості. У науковій спільноті не існує єдиної прийнятої класифікації даних ДЗЗ за розміром пікселя. Загалом їх розділяють на три класи.

Відповідно до GFOI (GFOI, 2016) за просторовим розрізненням супутникові дані можна розділити на такі три класи:

- оптичні дані малого розрізнення. Це досить грубі дані з розміром пікселя 250 м і більше, або понад 100 м за класифікацією Lu (2006). Джерелами

таких даних слугують супутникові знімки MODIS VIIRS, CBERS-2 та SENTANEL 3;

- оптичні дані з середнім розрізненням, найпоширеніший розмір пікселя на місцевості таких знімків коливається від 10 до 80 м, або до 100 м за (Lu, 2006). До них можна віднести: Landsat 7, Landsat 8, CBERS-4, Sentinel 2;
- дані з високим розрізненням, знімки з розміром пікселя менше 10 м (Spot, Rapid-Eye, IKONOS та QuickBird, GeoEye-1).

Картографування земного покриття з класифікацією мультиспектральних зображень засноване на пошуку залежностей між отриманими показниками відбиття та наявної вибірки наземних даних (Wulder, 1998). Додатковими вхідними параметрами, що поліпшують якість класифікації, стало залучення матеріалів, які відображають екологічні показники росту рослин. Зокрема, це матеріали цифрової моделі рельєфу (ріст і розвиток фітоценозів значною мірою залежить від висоти над рівнем моря), за яких досягається поліпшення результатів класифікації (Franklin, 1986; Wulder, 1998).

Використання даних з пасивними датчиками ускладнюється природними факторами, такими як стан атмосфери та хмарність (Миронюк, 2020). Для усунення цих факторів використовуються часові серії супутникових знімків із застосуванням алгоритмів створення безхмарних композитних зображень (Hansen et al., 2011; Roy et al., 2010).

Мультиспектральні сенсорні системи, дані з яких найчастіше слугують основою для класифікації земного покриття, відрізняються широким діапазоном фіксації відбиття земної поверхні (Миронюк, 2020). Супутники реєструють світло в різних діапазонах: звичайних видимих (синій, голубий, червоний канали), обладнані багатоканальним мультиспектральним датчиком, а також датчиком інфрачервоного випромінювання (Puletti et al., 2018). Крім показників відбиття, для аналізу також розраховуються спектральні індекси: NDVI – нормалізований різницевий вегетаційний індекс (*англ. Normalized Difference Vegetation*), SRI – відношення між коефіцієнтом відбиття в ближньому інфрачервоному та червоному

індексах (*англ. Simple Ratio*) та інших (Puletti et al., 2018). Загалом багато дослідників (Banskota et al., 2014; Миронюк, 2020) сходяться на думці щодо розділення всього набору спектральних змінних, що можна отримати з сенсорів супутників, на чотири категорії: спектральні канали, відносні спектральні індекси, перетворення типу «ковпак з кистю» (*англ. TCP - Tasseled Cap Transformation*), індекси спектральних сумішей.

Розвиток радарних технологій, зокрема таких як SAR (*англ. Synthetic Aperture Radar*), які принципово відрізняються від оптичних знімків, також дають можливість оцінювати лісові насадження (Hirschmugl et al., 2020). У дослідженні Нуурпää et al. (2000) виявлено, що радарні дані дозволяють оцінювати вертикальні профілі лісових насаджень з розрізненням 100 м. Для них характерна вища точність відображення профілю лісового покриву порівняно з оптичними зображеннями. Такі дані можна застосовувати для визначення середньої висоти та стовбурового об'єму насадження.

У контексті визначеного варто вказати на значну кількість робіт із дешифрування видового складу лісових насаджень за часовими серіями супутникових знімків (Hill et al., 2010; Sheeren et al., 2016). Також у багатьох дослідженнях приділяється увага моделюванню структури насаджень та їх надземної біомаси (Миронюк, 2020; Matsala, Myroniuk, et al., 2021). Згадані показники є цільовими з господарської точки зору, що у свою чергу впливають на оцінювання наслідків знеліснення за програмою REDD+ (GFOI, 2016). Відповідно до досліджень вуглецевого бюджету в тропічних лісах Vaccini et al. (2012), виявили перевищення на 21% запасів CO<sub>2</sub>, ніж було заявлено в Global Forest Resources Assessment (2010).

Як показує аналіз попередніх досліджень Lu (2006), хвойні деревостани за рахунок своєї простішої структури отримали більше публікацій з оцінювання надземної біомаси, тоді як проведення таких досліджень у тропічних лісах ускладнюється їх різноманітним видовим складом та швидкою зміною запасів.

Методи дешифрування лісових насаджень залежать від особливостей поставлених задач. У літературі наводяться приклади значної кількості випадків



успішного застосування параметричних методів для класифікації лісових насаджень, а статистичними методами доведено зв'язок індексів NDVI із запасом надземної біомаси лісів (Dong et al., 2003). Метод моделі логістичної регресії було успішно застосовано для визначення частки лісових насаджень із використанням даних супутника Landsat та матеріалів інвентаризації лісів (McRoberts, 2010).

Серед методів моделювання заслуговують на увагу непараметричні моделі, такі як Random Forest. Непараметричні методи моделювання земного покриву порівняно з регресійними моделями забезпечують точніші та якісніші результати (Coulston et al., 2012; Freeman et al., 2016). Також у цій ніші набула популярності модель найближчого сусіда k-NN (*англ. k-Nearest Neighbors*). За дослідженнями McRoberts et al. (2002), застосування цього методу для картування лісових насаджень досить просте й ефективне і потребує в п'ять разів менше даних порівняно із стратифікованою вибіркою лісової інвентаризації. На відміну від регресійних методів моделювання або типових методів машинного навчання, доприкладу як k-NN, ансамблеві моделі можна вважати відносно новими (Chrysafis et al., 2017). Ще одним із популярних методів машинного навчання, що все частіше застосовується для моделювання фітомаси, є ансамблева модель SGB – стохастичного градієнтного підсилення (*англ. Stochastic Gradient Boosting*), яка характеризується адаптивним поетапним підбором моделі (Dube et al., 2014). Також можна виділити іншу ансамблеву модель, таку як GBM – градієнт бустингових машин (*англ. Gradient Boosting Machines*). Особливістю для неї визначено тренування, що відбуваються за принципом поступового поліпшення моделі, а не у випадковому порядку (Friedman, 2021).

Беззаперечною цінністю становлять відкриті набори дослідних даних. До таких відносяться матеріали глобальної просторової інформації ведення лісового господарства (Lesiv et al., 2022) або оцінки факторів втрат тропічних лісів (Laso Bayas et al., 2022). Такі платформи, як Geo-Wiki (<https://www.geo-wiki.org/>), дають можливість скомпонувати роботу залучених до цього дослідників в одному середовищі, що у свою чергу значно спрощує логістику та уніфікує процес збору інформації. Особливо це важливо під час збору великих обсягів даних у

глобальному масштабі. Ще однією такою відкритою платформою, що дозволяє оцінювати просторову ситуацію та процеси деградації лісових екосистем у глобальному масштабі слід вказати Global Forest Watch ([www.globalforestwatch.org](http://www.globalforestwatch.org)).

### 1.2.2 Застосування технології LiDAR

Використання технологій лазерного сканування LiDAR (*англ. Light detection and ranging*) на сьогодні дозволяє отримувати інформацію про об'єкти, забезпечуючи високе просторове розрізнення, при цьому з досить якісним представленням вертикальної структури насаджень (Corte et al., 2022). Технологія LiDAR у сукупності з аероносієм – це система ДЗЗ з активним сенсором, що визначає відстані або діапазони до об'єкта за рахунок лазерного випромінювання (тобто обчислення швидкості руху електромагнітного випромінювання та часу, за який вони відбиваються від об'єкта на поверхні землі) (Lim et al., 2003). Ці системи можуть різнитися між собою за рядом ключових характеристик: довжиною хвилі, що випромінюється лазером, частотою повторення й тривалістю імпульсів, потужністю, розміром та розбіжністю променів, особливостями реєстрації даних для кожного відбитого імпульсу (Lefsky et al., 2002).

У лазерних сканерів наявні певні подібності з багатьма космічними спектральними сканерами (Landsat MSS, Thematic Mapper TM, Skylab) через використання оптико-механічних сканувальних вузлів. Головна відмінність лазерних систем полягає в їхній активності, адже сама система випромінює лазерний промінь та фіксує його після відбиття і повернення. Тому, під час лазерного сканування враховуються два оптичні промені: перший – той, що випромінюється системою; другий – частка променя, яка відбилася від поверхні та повертається на датчик (Wehr & Lohr, 1999).

Використання технологій активного сканування, що дозволяють представляти тривимірні просторові моделі лісових насаджень, доповнюють пасивні системи ДЗЗ, які мають обмеження в проникаючій здатності (Lefsky et al., 2002). На даний час неможливо знехтувати перевагою супутникових систем в охопленні території та наявності архіву зображень. У зв'язку з цим технологія

лазерного сканування може забезпечувати додаткові дані про тривимірну структуру насаджень (отриманих за допомогою ALS, TLS або фотограмметрії) для дешифрування супутникових зображень (Queinnec et al., 2021). Зі збільшенням обчислювальних потужностей та доступності технологій сканування, формування тренувальної вибірки для оцінки лісових насаджень може здійснюватися за допомогою наземних спостережень, ALS та TLS. Системи сканування здатні замінити ручні методи під час визначення таксаційних показників (de Conto et al., 2017; Queinnec et al., 2021; Silva et al., 2016).

Дистанційне зондування з використанням лазерного сканування, звичайно, не дає змоги проводити безпосередні вимірювання всього можливого спектра таксаційних показників дерев, проте відкриває широкі можливості для оперативного збору даних лісових насаджень. Дані з високим просторовим розрізненням дозволяють отримувати таксаційні показники на рівні окремого дерева (Stereńczak et al., 2020). Загалом LiDAR вважається найшвидшим інструментом відображення структури лісових екосистем у вигляді хмари точок. Використання технології LiDAR може мати свої переваги та недоліки залежно від того, чи застосовується вона у наземному форматі, чи на борту БПЛА. Вибір формату повинен відповідати поставленим завданням. Разом із тим варто зазначити, що використання таких систем обмежене через їх високу вартість (Mora et al., 2020).

### **1.2.3 Застосування стереограмметричної зйомки**

За зйомки БПЛА з оптичними сенсорами можна досить оперативно отримувати зображення з високим просторовим розрізненням. Застосування таких апаратів багатоцільове, тоді як експлуатаційні витрати нижчі порівняно з супутниками, літаками або використанням LiDAR. Це дозволяє розглядати безпілотники, обладнані RGB сенсорами, як альтернативу традиційним платформам збору даних дистанційного зондування Землі для їхнього застосування в лісовому господарстві (Salamí et al., 2014; Pádua et al., 2017).

Удосконалення алгоритмів оцінювання характеристик рельєфу та триангуляції за допомогою оптичних зображень, що об'єднуються в стереопари,

стимулювало розвиток стереофотограмметрії та широке її впровадження в різні сфери природокористування (Westoby et al., 2012). Цифрова аерофотограмметрія (англ. *digital aerial photogrammetry* – DAP) вважається відносно новою технологією, основний принцип якої полягає у формуванні хмари точок, подібної до тієї, що отримується під час лазерного сканування (Graham et al., 2020). Цифрова фотограмметрія розвивалася із появою доступних цифрових технологій та обчислювальних машин у поєднанні з недорогими цифровими фотоапаратами, які можна використовувати для досліджень Земної поверхні з високим розрізненням. (Niculiță et al., 2020).

Початок 80-х років XX століття характеризується починком застосування на практиці підходу «структури від руху» (англ. *structure-from-motion* – SfM), де вперше було застосовано комп'ютерний зір для реконструкції позицій зображень, що перекривають одне одного у просторі (Niculiță et al., 2020). Як окремий метод, SfM бере свій початок із 90-х років минулого століття з розробкою та впровадженням перших готових алгоритмів реконструкції 3D сцен (Westoby et al., 2012).

Основний принцип роботи SfM такий же, як у стереоскопічній фотограмметрії, що використовується в лісовому господарстві. Тобто, відображення тривимірної структури географічних ландшафтів чи лісових масивів відбувається завдяки застосуванню перекриваючих одне одного зображень. Основна відмінність у застосуванні SfM полягає у повній автоматизація процесів відбудови геометрії місцевості. Таким чином, положення пар зображень та розрахунок тривимірних характеристик відбувається з мінімальним людським втручанням і виконується автоматично з використанням набору відповідних процедур, що мають ітераційний характер. Однак, для досягнення кращих результатів збільшуються вимоги до ступеня перекриття зображень (Westoby et al., 2012). Основні відмінності технологій SfM з LiDAR полягають у відсутності активного датчика та фіксуванні тільки тих променів, які відбиваються з поверхні елементів без проникаючої здатності під намет насадження. Технологія структури

від руху цілком придатна для створення 3D моделей елементів ландшафту (Pádua et al., 2017).

Окремі зображення з БПЛА раніше також використовувались для оцінювання дерев за рахунок аналізу їх текстури. Розвиток обчислювальних технологій і перехід стереограмметричної науки в цифровий формат витіснив ці методи та знизив їхню актуальність, а оцінювання деяких таксаційних показників дерев переніс на рівень аналізу тривимірної хмари точок (Mohan et al., 2017).

За проведеними дослідженнями Matese et al. (2015) ефективності й вартості застосування БПЛА, одночасно порівнюючи їх з даними, зібраними за допомогою супутникової зйомки та літака, дійшли висновку, що для однорідних ділянок вони однаково ефективні. Для ділянок із більшою неоднорідністю дані з низьким розрізненням не дають змоги відобразити мінливості показників у середині таких ділянок. На основі порівняння економічних витрат доведено (Matese et al., 2015), що застосування зйомки з БПЛА на невеликих територіях до п'яти гектарів є дешевшим, якщо порівняти з іншими системами, одночасно перевершуючи їхні можливості в просторовому розрізненні. На ділянках до 50 га згадані системи також можуть бути досить конкурентоспроможними.

Для ряду досліджень окремих ростучих дерев фотограмметрія забезпечує більший потенціал, ніж активна технологія сканування LiDAR на борту безпілота. Адаже останні для побудови 3D моделей окремого дерева не дають змоги повністю відобразити поверхневу структуру крони. При цьому використання наземних систем сканування для отримання хмари точок високої щільності досить вартісне і трудомістке (Gatziolis et al., 2015; Popescu & Zhao, 2008).

Доцільність застосування фотограмметрії очевидна у випадках, коли потрібно представити поверхню об'єкта без сканування її внутрішньої будови. З точки зору збору даних про лісові насадження, перевагами слід вказати низьку вартість і доступність оптичних камер, тоді як недоліком – необхідність проведення ресурсномістких фотограмметричних обрахунків. Активні сенсори в цьому аспекті мають перевагу, адже дозволяють одразу отримати тривимірну інформацію про об'єкти. Ще одним недоліком застосування пасивних датчиків

вирізняється обмежена можливість розрахунку хмари точок для частин території, що знаходяться під деревним наметом. Також можуть виникати проблеми через недостатнє та нерівномірне освітлення або однорідну текстуру досліджуваних об'єктів (Gomes Pereira & Wicherson, 1999). За перевагу оптичних сенсорів, якщо порівняти з LiDAR, незважаючи на проблеми з відображенням структури під наметом лісу, слугує збільшена кількість інформації, яку можна вилучити із зображень. Це дозволяє на основі фотографій легко розділяти вкриті лісом землі та неvkриті, а також виконувати класифікацію за групами деревних видів.

### **1.3 Досвід використання БПЛА для дистанційного зондування лісових ділянок**

#### **1.3.1 Дешифрування та визначення таксаційних показників дерев**

Оцінювання показників на рівні окремого дерева передусім потребує його ідентифікації, тобто сегментації отриманої хмари точок та виділення в ній окремих дерев з точністю, що потенційно влаштовуватиме користувача (Stereńczak et al., 2020). Можливість визначення показників лісових насаджень із даних, отриманих за допомогою фотограмметричної обробки зображень або зйомки LiDAR, залежить насамперед від якості ідентифікації верхівок окремих дерев (Silva et al., 2016; Plowright, 2020).

При цьому надійніші результати оцінювання таксаційних показників за даними дистанційної зйомки отримуються для хвойних насаджень, що пояснюється їхньою простішою структурою (див. підрозділ 1.2.1). Більша точність під час виявлення окремих дерев очікується для хвойних деревних видів, що займають верхнє положення в насадженні (Heurich, 2008; Stereńczak, 2013). За підсумком ряду досліджень Stereńczak (2020) виділив основні фактори, що впливають на точність оцінювання кількості дерев та їхніх показників:

- біологічні – фактори, пов'язані з морфологічними особливостями дерев (форма крони) та їхнім ростом у насадженні;
- оперативні – до цих факторів належать параметри збору даних, що у свою чергу впливають на щільність отриманої хмари точок (висота польоту та

просторове розрізнення зображень, його планування, технічні особливості обладнання для зйомки) (Hirata, 2004; Нуурпӓ et al., 2005);

- технічні – фактори, що залежать від процесу обробки даних.

Методи, які використовуються для сегментації дерев у насадженні Stereńczak (2020) пропонує розділити за типом даних на дві групи:

- до першої належать методи, що працюють з тривимірною хмарою точок та розподіляють їх за класами;
- до другої належать методи, що застосовуються до створених на основі хмари точок вихідних растрових зображень моделей висоти намету (виконують сегментацію пікселей растру, який відображає верхню частину насадження).

У свою чергу Duncanson et al. (2014) поділив усі можливі методи, що можуть застосовуватися для сегментації окремих дерев у насадженні на три категорії:

- виявлення локальних максимумів дерев;
- сегментація на основі алгоритму вододілу (*англ. watershed segmentation*);
- кластеризації щільної хмари точок.

Один із методів дешифрування та сегментації окремих дерев, на основі даних LiDAR, представлений Wang et al. (2008), в якому виконується вертикальне моделювання форми крони з наступним 3D відтворенням окремих дерев. Виявлення лісового намету відбувається із застосуванням функції ймовірності розподілу висоти. Завдяки особливостям даних, отриманих з LiDAR, більша кількість відбитих точок припадає на деревну рослинність. Отриманий набір точок розподіляється за рівнями висоти, на кожному з яких виділяються елементи крон окремих дерев. Спочатку у верхньому кластері хмари точок виділяється верхівка дерева, далі створюються контури крон у нижніх кластерах. У результаті створюється серія контурів крон на різних рівнях висоти. Цей процес базується на застосуванні алгоритму вододілу (*watershed segmentation*). Для уникнення помилкового виділення елементів крони дерева на кожному наступному рівні використовується дерево рішень. Виокремлення кожного наступного контуру

крони відбувається за виконання певних умов. Після дешифрування окремих дерев на всіх рівнях виконується їхнє тривимірне відтворення.

На основі візуального аналізу метод вертикального моделювання форми крони за діапазонами виявився надійним. Серед переваг цього методу можна виділити можливість моделювання не тільки крони верхнього ярусу насадження, а й під його наметом. Відтворення моделі крони дерева надає перспективи у дослідженнях класифікації деревних видів на основі їхньої форми, а також визначення її параметрів для досліджень в інших напрямках. Все-таки цей метод не вирішує всіх проблем сегментації та, в деяких випадках, призводить до помилкового виділення крони, особливо якщо у неї складна структура. Другим недоліком визначається необхідність застосування досить щільної хмари точок для отримання надійніших результатів, що, у свою чергу, підвищує операційні витрати на збір даних та їхній аналіз. Також цей метод не усуває похибок у складних та щільних насадженнях (Wang et al., 2008). Збір даних, необхідних для виконання такої сегментації, можна забезпечити тільки за технологією LiDAR, проте вона відносно дорога.

Підхід до оцінювання просторового розподілу домінуючих та субдомінуючих дерев із застосуванням фільтра локальних максимумів був застосований Richardson and Moskal (2011). Ідея полягає в ідентифікації максимумів дерев на основі цифрових моделей намету як у верхньому ярусі деревостану, так і на нижніх його рівнях. Для цього виконується аналіз СНМ із застосуванням фільтра локальних максимумів на різних рівнях висоти, попередньо виключивши всі точки з висотою нижче 1,8 м, щоб не враховувати низьку чагарникову рослинність. Ідентифікація максимумів на кожному з рівнів проводиться на основі фільтра локальних максимумів. На першому етапі він застосовується на моделі висоти намету, сформованої з найвищих точок, із відстанню пошуку 0,61 м з наступним його розширенням, поки вся область не сегментується на дискретні полігони. Після виділення об'єктів намету на СНМ растрах всіх рівнів висоти для оцінювання кількості дерев застосовується регресійне рівняння. На кількість дерев у кожному класі тісно впливають визначені



площі сегментованих полігонів. За цього методу отримано задовільні результати для оцінювання домінуючих дерев у вертикальній структурі насадження і продемонстровано ще один перспективний підхід, що може використовуватися у господарських цілях. Однак він не вирішує проблему з недооцінкою дерев у нижніх ярусах.

Алгоритм середнього зсуву (англ. *mean shift algorithm* – MS) було запропоновано для виконання сегментації лісових насаджень на основі хмари точок ALS та апробовано у різновіковому, багаторярусному насадженні з неоднорідною вертикальною структурою (Ferraz et al., 2012). Аналіз хмари точок LiDAR проводився з використанням алгоритму MS, де розподіл точок хмари мультимодальний, а кожна мода за висотою і щільністю представляє вершину дерева. На першому етапі роботи алгоритму будують гістограми висот дослідних ділянок, за якими визначають такі класи: верхня межа дерев, рослинність під наметом та живий надґрунтовий покрив. Після цього хмару точок можна розбити за відповідними профілями. Алгоритм передбачає проведення кількох ітерацій, після кожної з яких змінюється пропускна здатність та видаляються класифіковані точки, що дозволяє поліпшити результати дешифрування. Як перевагу згаданого методу слід вказати можливість оцінювати живий надґрунтовий покрив під лісовим наметом, що може виявитися корисним у певних сферах досліджень. Загалом структура насаджень значною мірою впливає на якість класифікації дерев. Досить вдало вдається класифікувати домінуючі у насадженні дерева, з точністю на рівні 90%, тоді як для дерев під наметом лісу рівень надійності класифікації надто коливається (35 %, 63 %). Ще одна з переваг зазначеного – він не залежить від щільності даних ALS, проте не вирішує проблеми відсутності потрібної кількості відбитих даних для пригнічених та дерев, що зростають під наметом.

Комбінований підхід до сегментації запропоновано Reitberger et al. (2009), де сегментація виконується в кілька етапів з використанням ряду різних методів. На першому етапі проводиться визначення панівних дерев, використовуючи аналіз СНМ растру за застосування методу сегментації вододілу. Після цього пов'язані з такими деревами точки переносяться на відносно невелику висоту від землі та

визначаються позиції стовбурів шляхом групування точок у хмарі. Далі виконується побудова стовбурів дерев за допомогою підходу RANSAC (*англ. Random sample consensus*). Для поліпшення сегментації на основі CHM застосовується метод нормалізованих розрізів (*англ. normalized cut method*), що дає можливість виділити дерева під наметом лісу. Визначення параметрів під час сегментації проводилося емпірично, що не створює передумов для автоматизації та широкого використання методу. Пізніше цю саму методику застосовано Yao et al. (2014), де апробовано попередні результати та здійснено дослідження зі зміною ключових параметрів алгоритмів виявлення дерев, щоб оптимізувати їх до різних біофізичних параметрів деревостану та особливостей збору даних LiDAR. Результатом стало визначення параметрів, що найзначніше впливають на точність дешифрування дерев у підліску та встановлення недоцільності великих витрат на отримання даних хмари точок із надзвичайно високою щільністю.

Застосування багатокрокового підходу для визначення параметрів окремих дерев було запропоновано Duncanson et al. (2014). Основна ідея полягає в попередньому виділенні дерев з використанням CHM за допомогою сегментації вододілу, з наступним аналізом хмари точок LiDAR. Після першого етапу сегментації кожен ідентифікований максимум може відповідати як одному дереву, так і кільком. Після цього межі крон дерев використовуються як область інтересу для аналізу розподілу хмари точок LiDAR з метою виявлення дерев у підліску на основі аналізу гістограми розподілу. Для кожної області інтересу, де виявлено скупчення хмари точок у піднаметовому шарі, генеруються окремі моделі висоти намету, відсікаючи верхній рівень. Для кожної CHM процес сегментації вододілу повторюється для виявлення нових дерев.

Пізніше Paskalen et al. (2015) використав алгоритми сегментації вододілу для удосконалення встановлення показників крон окремих дерев на кругових пробних площах, що використовуються під час інвентаризації лісів. Для виявлення крон було сформовано вісім моделей висоти намету, розділених за класами висот. Це дозволило поліпшити дані інвентаризації лісів завдяки встановленню зімкнутості насадження. Наведений підхід дозволяє виявляти частини крони дерев у радіусі

пробної площі (хоча основа може знаходитися за її межами) та відсікати їх поза межами проби. Як наслідок, це зменшує похибки моделювання запасу на пробних площах.

Простішими з усіх методів, що застосовуються для оцінювання параметрів окремих дерев, за даними фотограмметрії або сканування LiDAR, вважаються методи пошуку локальних максимумів. Однак суттєвий їх недолік – це неможливість ідентифікувати дерева, що зростають під наметом лісу (Kaartinen et al., 2012). Хоча непараметричні методи класифікації хмари точок мають перевагу у виділенні дерев під наметом насадження, отримані попередні результати вказують на суттєві похибки та значну залежність від якості ідентифікації локальних максимумів на першому етапі (Breidenbach et al., 2010).

Для виявлення локальних максимумів дерев на основі вихідних растрових зображень із даних LiDAR або фотограмметричної обробки зображень досить часто застосовується фільтр локальних максимумів (*англ. focal maxima filter – LM*) (Wulder et al., 2000; Popescu et al., 2002, 2003). Фільтр локальних максимумів – поширений метод ідентифікації окремих дерев та використовується для аналізу вихідних зображень хмари точок, отриманих як за допомогою лазерного сканування, так і фотограмметрії. Застосування згаданого методу, за даними RGB зображень, обґрунтовується наявністю у вершини дерева найбільшої відбивної здатності з усієї крони дерева. Для даних LiDAR обґрунтовано тим, що промені, які відбилися від верхівки дерева мають найвищі значення у хмарі точок. Найважливішою змінною фільтра локальних максимумів для коректного дешифрування дерев визначено фільтр вікна пошуку (*англ. filter window size*). Вибір розмірів цього вікна впливатиме на пропуск верхівок (у разі якщо величина зависока), та «визначення» хибних верхівок (якщо підібрані замалі значення). Зазначений метод застосовується з фіксованим або змінним розміром фільтра.

Використання фіксованого розміру вікна часто не узгоджується із складною структурою насаджень. Складні деревостани представлені деревами з кронами різного розміру, проте фіксований розмір вікна фільтра цього не враховує. Зважаючи на зміну особливостей методів збору дистанційних даних, особливостей

ландшафтної структури об'єктів досліджень, а також технічної складової збору та обробки даних, растрові зображення отримуються завжди з різним просторовим розрізненням, що також не враховується згаданим фільтром. Тому доцільнішим способом ідентифікації дерев стає використання фільтра змінного розміру, який враховував би мінливості та особливості в морфологічній будові насаджень.

Для виконання задач ідентифікації дерев рекомендовано застосовувати дані з високою роздільною здатністю, в яких на крону одного дерева припадатиме достатня для сегментації кількість пікселів СНМ. Менше просторове розрізнення СНМ призводить до спотворення показника висоти дерева внаслідок інтерполяції сусідніх у просторі пікселів із різними показниками висоти. Дані з вищим просторовим розрізненням якісніше відображатимуть вертикальну структуру крони дерев, повніше описуватимуть мінливості розміру їхніх крон та висоти на рівні насадження (Дячук, 2020а; Wulder et al., 2000).

У випадках, коли встановлення таксаційних показників дерев потребує оперативності, детальним аналізом із використанням хмари точок та проведення досліджень з її класифікацією доцільно знехтувати. Прийнятно застосовувати ГІС системи або програмне забезпечення для стереофотограмметрії з вбудованими інструментами для аналізу лінійних параметрів зелених об'єктів за матеріалами ДЗЗ (Bidolakh, 2020). Встановлення зімкнутості намету деревостану можна проводити з використанням робочих інструментів ArcGIS, де виконується класифікація ортофотопланів. Методом навчальної вибірки розділяються деревні насадження та інші категорії покриття, що не належать до деревної рослинності. Це дозволяє встановлювати показники горизонтальної зімкнутості насаджень, забезпечуючи неупереджені результати (Bidolah et al., 2020).

Встановлення висоти окремих дерев також виконується на етапі фотограмметричної обробки матеріалів зйомки з БПЛА або після формування вихідних растрових матеріалів СНМ в ArcGIS з застосуванням інструментів *focal statistic* (Дячук, 2020b). Зазначені способи апробовано в модальних соснових насадженнях Українського Полісся, де вони порівнювалися з класичними лісотаксаційними приладами для вимірювання висоти. Порівняння отриманих

результатів вимірювання висоти окремих дерев за різними способами та фактичними висотами виконували з рубкою модельних дерев. Результати підтвердили переваги використання СНМ моделей для встановлення висоти окремих дерев, що дозволяє усунути похибки вимірювання у разі застосування ручних висотомірів.

Протягом останнього десятиліття широкого застосування набули методи машинного навчання, зокрема для дистанційного зондування почали використовувати нейронні мережі (Santos et al., 2019). Останні все ширше застосовуються для класифікації типів земного покриву, дешифрування дерев, а також класифікації деревних видів та дають змогу розширити потенціал використання зображень з високою роздільною здатністю для потреб лісового господарства (Santos et al., 2019; Kattenborn et al., 2021; Veras et al., 2022).

Загалом дослідження з оцінювання показників деревостанів за даними дистанційної зйомки представлені у широкому спектрі лісових формацій. Натепер дослідження переважно сконцентровані на оцінюванні показників насаджень на рівні пробної площі, а стосовно деревних видів перевагу надають дослідженням хвойних насаджень (Kaartinen et al., 2012).

### **1.3.2 Моделювання таксаційних показників деревостанів**

Пошук залежностей між таксаційними показниками і даними, які одержують у результаті дистанційної зйомки, викликає інтерес від самого початку їхнього застосування в лісовому господарстві (Taniguchi, 1961). Зважаючи на сучасні тенденції дослідження проблематики зміни клімату, поряд з оцінками основних показників лісових насаджень (стовбуровий запас), все більшого значення набуває визначення об'ємів біомаси в лісових насадженнях. При цьому використання методів дистанційного зондування дозволяє проводити оцінювання наведених показників у більшому масштабі (Popescu, 2007). Саме тому вичерпна кількість досліджень із застосуванням даних лазерного сканування та фотограмметрії сконцентрувалися на моделюванні лісової біомаси (Chen et al., 2007; Popescu, 2007; Næsset, 2011; Zolkos et al., 2013; Kotivuori et al., 2016; Magnussen et al., 2018, 2018). Такі напрацювання важливі з наукової точки зору та відіграють роль проміжної

ланки (між локальними наземними дослідженнями та глобальними продуктами) в оцінюванні зменшення викидів вуглецю внаслідок рубок і деградації лісових екосистем, а також моніторингу та вивчення динаміки вуглецевого бюджету в лісових насадженнях (GFOI, 2016). За допомогою даних ALS і DAP можна отримувати неупереджені результати оцінювання показників лісових екосистем на локальному рівні, проте вважається, що для їх широкого впровадження ще існує багато проблем (Næsset, 2011).

Для визначення надземної фітомаси лісових насаджень або інших таксаційних показників використовується досить широкий спектр підходів до моделювання та підбору вхідних змінних (Zolkos et al., 2013). Оцінивши актуальні на той час публікації, Zolkos (2013) розділяє підходи до визначення фітомаси на два основні типи:

- ділянковий підхід «*area-based models*» на основі керованого вибору даних та аналізу статистичних показників хмари точок і растрових матеріалів з використанням параметричних моделей або алгоритмів машинного навчання (Næsset & Gobakken, 2008; Næsset, 2011; Bohlin et al., 2012; Kotivuori et al., 2016, 2020; Magnussen et al., 2018);
- алгоритми, що обмежуються алометричними залежностями масштабування та опираються на показники висоти деревостану або окремих дерев, характеристики крони дерев, щільності зімкнутості намету (Breidenbach et al., 2010; Srinivasan et al., 2014; Bouvier et al., 2015; Holiaka et al., 2021; Dalla Corte et al., 2022).

Підхід, що базується на «*area-based models*», вважається найпоширенішим на зазначеному етапі. Він не потребує значних витрат на виконання дешифрування дерев та визначення їх таксаційних показників. Цей підхід продемонстрував можливість моделювання AGB на великих ділянках з використанням моделей, за методом найменших квадратів та інших (Magnussen et al., 2018).

Хоча хмару точок можна отримати як за допомогою ALS, так і з DAP, порівняння двох платформ за результатами досліджень вчених вказує на очевидні

відмінності серед розподілу точок у хмарах, що залежить від технічних розбіжностей збору та обробки даних (Guimarães et al., 2020). Різна характеристика розподілу точок у лісових насадженнях, зібраних відмінними методами, не дозволяє використовувати моделі одного типу для всіх даних та вимагає окремого оцінювання впливу вхідних даних (White et al., 2015).

Застосування показників, які встановлені на основі ділянкового методу, для прогнозування атрибутів за допомогою непараметричних моделей досить широкі. Це дає можливість значно поліпшити результати інвентаризації лісових насаджень (Falkowski et al., 2010; Hudak et al., 2014).

У свою чергу для типових насаджень сосни звичайної для Українського полісся (Holiaka et al., 2020) апробовано можливості визначення надземної фітомаси насаджень з використанням DAP, застосувавши два підходи до моделювання: на основі характеристик вихідних растрових зображень СНМ, а також на основі аналізу показників дешифрування окремих дерев у насадженнях.

Використання даних ALS і DAP забезпечує окремий потенціал для інвентаризації лісових екосистем, але підхід до моделювання «на рівні окремого дерева» загалом витратніший порівняно з моделюванням на рівні ділянки. Основні перспективи проведення дешифрування окремих дерев полягають у збільшенні кількості вхідних параметрів, що значно розгортає спектр оцінювання різних таксаційних показників. Відомо багато робіт з дослідження методів сегментації окремих дерев, що необхідно для вилучення інших їхніх таксаційних показників (див. підрозділ 1.3.1). Однак підходи до моделювання на рівні окремого дерева не так широко представлені, як ділянковий підхід (Silva et al., 2016).

Моделювання показників деревостанів за визначеними даними окремих дерев (або аналізу їх розподілу в деревостані) на рівні одного дерева першочергово вимагає проведення дешифрування окремих дерев та вилучення їхніх показників. Результати моделювання насамперед залежать від якості ідентифікації окремих дерев у насадженні (Kankare et al., 2015), що у свою чергу залежать від використаних алгоритмів дешифрування (Vauhkonen et al., 2012). Тому це вносить

у процес моделювання ступінчастий характер, який Silva et al. (2016) та Kankare et al. (2015) узагальнюють та розділяють до трьох окремих кроків:

- ідентифікація окремих дерев на ділянці з наступним визначенням їхніх показників (висота, площа крони, вид та ін.);
- оцінювання відповідності дешифрованих дерев за матеріалами дистанційної зйомки з польовими даними;
- моделювання та прогнозування.

Для моделювання таксаційних показників лісових насаджень за даними дешифрування на рівні окремих дерев існують приклади застосування параметричних моделей (Chen et al., 2007), а також широкий спектр непараметричних моделей (Vastaranta et al., 2014).

Для моделювання фітомаси лісових насаджень досить часто немає потреби в даних з надвисоким просторовим розрізненням. Детальним аналізом вертикальної структури деревостанів можна знехтувати, а для моделювання найчастіше використовуються показники середньої висоти деревостанів та зімкнутості крон на ділянці (Popescu et al., 2003; Chen et al., 2007; Popescu, 2007). Просторове розрізнення даних дистанційного зондування повинно забезпечувати можливість якісної сегментації окремих дерев, що у свою чергу забезпечує визначення їхньої висоти, яка найбільшою мірою впливає на зменшення похибок під час моделювання таксаційних показників деревостанів (Нууррӓ et al., 2005).

Одним із важливих питань залишається визначення горизонтальних показників крони дерев, адже це в багатьох випадках безпосередньо впливає на підбір необхідних параметрів для сегментації насаджень. Доприкладу, метод LM, як досить простий алгоритм, можна застосовувати для даних, отриманих з LiDAR, так і DAP. Такий алгоритм вимагає вибору показників вікна фільтру пошуку під час дешифрування. Для поліпшення врахування мінливості розмірів та форм крон дерев у насадженні Popescu et al. (2002) визначив відповідні параметри змінного вікна, що засновані на припущенні: чим вище дерево – тим більша його крона. За польовими даними було перевірено різні типи параметричних і непараметричних



моделей для встановлення зв'язку, що відтворює залежність розміру крони від висоти дерева, де оцінюючи отримані коефіцієнти детермінації лінійної регресії з однією незалежною змінною, за висотою дерева одержано задовільні результати.

Для моделювання стовбурового запасу деревостанів на кругових ділянках інвентаризації лісів шляхом застосування регресійних моделей з вхідними предикторами середньої висоти деревостанів та його зімкнутості (АВА), кращі результати можна отримувати з передбачуваними атрибутами крон на пробних площах (ЕАВА) (Paskalen et al., 2015).

#### **1.4 Оцінювання таксаційних показників лісових насаджень**

Фітомаса деревних видів як предмет досліджень завжди була та залишається актуальною для багатьох наукових ініціатив у світі, а також в Україні. Русійними чинниками, що змусили сконцентрувати увагу науковців на дослідженнях фітомаси деревних насаджень стали ряд соціальних, екологічних та економічних проблем. Наявні проблеми привернули увагу світової спільноти до вирішення питань змін глобального клімату на нашій планеті та до оцінювання екосистемних функцій лісових насаджень. Зважаючи на здатність лісів поглинати вуглекислий газ, концентрація якого збільшується в атмосфері, особлива увага приділяється лісовим насадженням та визначенню їхньої ролі у сповільненні змін клімату, що втілено у ряді нормативних документів під час рамкової конференції ООН та закріпленим до неї Кіотським протоколом (Лакида П. І. та ін., 2011).

Незважаючи на швидкий розвиток дистанційних технологій та збільшення їх застосування в лісовому господарстві, наземні дослідження лісових насаджень завжди залишаються актуальними. Польові дані цих досліджень широко використовуються для проведення інвентаризації лісів, забезпечують отримання інформації, що застосовується для обліку лісових ресурсів з різних (комбінованих) джерел (Миронюк, 2020).

Окрема увага спрямовується на виготовлення нормативно-довідкового забезпечення для оцінювання компонентів рослинної біомаси лісових насаджень, що дозволяє надавати необхідне інформаційне забезпечення для сфери лісового

господарства (Лакида П. І. та ін., 2011; Білоус, 2021). Такі матеріали у формі моделей і таблиць, які відображають пряму залежність кількісних показників компонентів біомаси та конверсійних коефіцієнтів компонентів біомаси, дають змогу виконувати їхнє оцінювання в типових лісових насадженнях України. Такі нормативи застосовуються для оцінювання показників лісових насаджень на пробних площах, які слугують базою для тренування даних дистанційного зондування Землі. Наявність цих матеріалів значною мірою скорочує витрати на проведення польових робіт, зменшуючи кількість необхідних досліджуваних показників у процесі закладання пробних площ (Лакида et al., 2013).

Процес створення нормативних матеріалів для оцінювання фітомаси компонентів дерева досить складне завдання, що потребує великої кількості дослідних матеріалів з метою забезпечення репрезентативності даних для основних лісотвірних порід України. Над дослідженнями та збором дослідних даних у сфері оцінювання фітомаси працювала велика кількість науковців, зокрема: над найпоширенішими природними та штучними деревостанами сосни звичайної у Поліссі та Лісостепу – П. І. Лакида і І.П. Лакида. (Lakyda et al., 2016); з насадженнями, що представляють локальніший характер у межах країни, зі своїми особливостями відносно видового складу та умов місцезростання – В. І. Фомін, А. Ю. Трентьєв, Ю. П. Швець, Ю. В. Плугатар, Г. С. Домашовець (Lovynska et al., 2021). Дослідження насаджень Українських Карпат з представленими деревостанами ялини, ялиці та бука стали пріоритетними для: В. П. Пастернака, Р. Д. Василюшина, О. М. Василюшина, С. І. Миклуша. Результати вивчення дубових деревостанів в умовах Українського Полісся, деревостанів ясена, граба та дуба у лісостеповій частині представлені у роботах А. Г. Лашенка, Р. В. Сендзюка, М. М. Лашенка, Ю. М. Марчука, О. В. Морозюк, І. В. Матейка та Дебкалюги О. А. Насадження м'яколистяних деревних видів берези, тополі та вільхи досліджували Л. М. Матушевич, І. В. Блищик, А. М. Білоус, В. І. Блищик (Лакида et al., 2012). Усі ці роботи об'єднуються в одну нормативну базу, що є вагомим внеском для досліджень, в яких проводиться визначення фітомаси насаджень в межах України (Лакида & Матушевич, 2006; Василюшин et al., 2013; Лакида et al., 2013; Kovbasa,

2017; Lesnik & Girs, 2017; Schepaschenko et al., 2017; Vasylyshyn et al., 2023). Однак ще досі не сформовано вичерпний перелік деревних видів для оцінювання фітомаси, який би репрезентативно представляв їх у всіх лісорослинних зонах України. Це змушує, в деяких випадках, користуватися наближеними методами оцінювання фітомаси, обираючи деревні види-замінники (Лакида П. І та ін., 2011).

Вирішення завдань з оцінювання біопродуктивності лісових насаджень слугує базою для інших досліджень, пов'язаних з визначенням ресурсного потенціалу лісових насаджень, чи то вибірково-статистичними методами, чи методами дистанційного зондування з використанням всього спектра носіїв обладнання для виконання зйомки. Окрему увагу потрібно приділити уніфікації методів визначення компонентів фітомаси лісових насаджень та отриманню однотипних вихідних матеріалів. Це спрощує їх застосування під час використання у сфері дистанційного зондування та моделювання надземної біомаси на локальнішому рівні, що дає змогу отримати точніші результати у порівнянні з іншими глобальними продуктами (Vilous A. et al., 2017). Незважаючи на те, що вже створено досить насичену базу дослідних даних з оцінювання компонентів фітомаси основних лісотвірних порід України, залишається вичерпний перелік деревних видів, що потребують наповнення (Білоус, 2021).

Одним із прикладів нормативного забезпечення матеріалами для оцінювання біомаси головних лісотвірних деревних видів Північної Євразії стали моделі і таблиці Швиденка (Shvidenko et al., 2007, 2008), що містять напівемпіричну інформацію продуктивності та росту лісів. Набір моделей створено для описування особливостей компонентів фітомаси стосовно лісорослинних зон, деревних видів та вікової динаміки насаджень для вичерпного набору компонентів надземної і підземної фітомаси.

### ***Висновки до розділу 1***

1. Розвиток технологій дистанційної зйомки спричиняє збільшення їхньої доступності, зменшення вартості та розширює кількість методів, які можна застосовувати для досліджень лісів. Завдяки цим факторам роль даних

дистанційної зйомки для впорядкування та інвентаризації лісів змінюється – з допоміжної до можливості встановлення спектра таксаційних показників лісових насаджень без проведення польових лісотаксаційних робіт.

2. БПЛА відносно нова платформа для збору даних дистанційної зйомки. Результати досліджень засвідчують, що технологія оптичної зйомки та підхід «структури від руху» можна успішно застосовувати для досліджень окремих дерев та лісових насаджень.

3. Використання безпілотних літальних апаратів забезпечує ряд переваг порівняно з даними, отриманими з супутників, а саме: доступність та дешевизна приладів для збору даних, можливість оперативного збору матеріалів, а також можливість отримання даних із високим просторовим розрізненням.

4. Для моделювання таксаційних показників деревостанів використовуються статистичні характеристики хмари точок чи растрових зображень. Дешифрування дерев у насадженні та показників крон збільшує можливості для оцінювання показників насаджень. Постійний розвиток та вдосконалення методів дешифрування окремих дерев дозволяє отримувати більший обсяг інформації про ліси за даними дистанційної зйомки, що розширює можливості їхнього застосування.

5. Дані дистанційної зйомки у поєднанні з доробками наземних досліджень лісової продуктивності, надають можливість виконувати оцінювання широкого комплексу таксаційних показників деревостанів та їхньої фітомаси.

Наукові результати, висвітлені у розділі 1, опубліковані у працях (Matsala, 2020; Noliaka at al., 2021; Vilous at al., 2021; Дячук at al., 2021; Задорожнюк & Дячук, 2021, Задорожнюк, 2022).

## РОЗДІЛ 2

### МЕТОДИ ТА МАТЕРІАЛИ ДОСЛІДЖЕННЯ

#### 2.1 Характеристика соснових насаджень на території України

Дані національної інвентаризації лісів слугують одним із надійних джерел інформації про лісові насадження на території України, хоча власне процес знаходиться на етапі виконання робіт. На цьому етапі найповніші обсяги даних про лісові насадження зосереджені у ВО «Укрдержліспроект». Так, останні зведені та представлені дані про лісові ресурси стосовно всієї країни можна отримати з матеріалів державного обліку лісів (*Довідник лісового фонду, 2012*).

Територія України досить велика як для європейського континенту, а загальна площа всіх 25 областей становить 60354,8 тис. га, у тому числі суходолу 57929,1 тис. га. Ліси України залежно від характерних для них функцій поділяються на категорії. Українським лісам притаманна особливість зростання у різноманітних природно-кліматичних умовах. Останнє зумовлює різноманітність та впливає на видовий склад, ріст і розвиток лісових насаджень. Розподіл лісового покриву на території України – нерівномірний (рис. 2.1) (Миронюк, 2020).

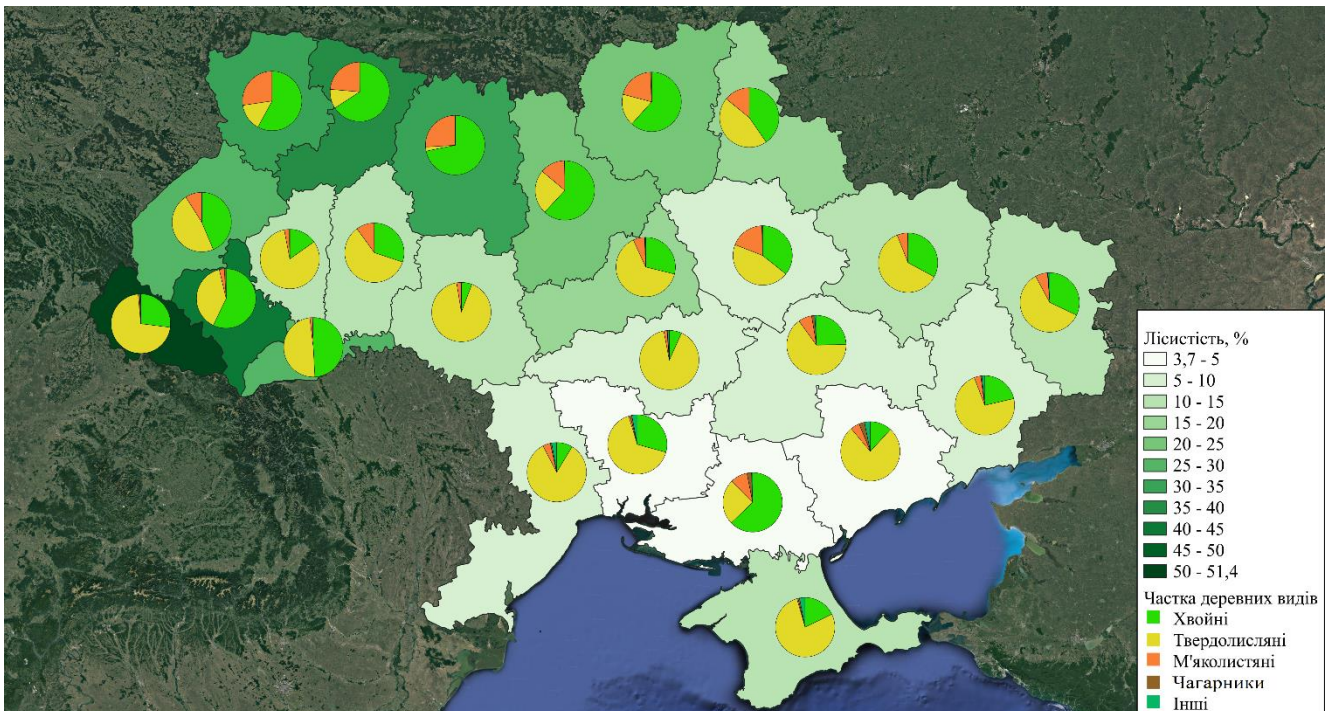


Рис. 2.1. Лісистість та розподіл за часткою груп деревних видів за територіальними одиницями (ліси ДАЛРУ), підкладка – Google Maps

Хвойні насадження є переважаючими на Поліссі, а також у гірській частині України. Про це свідчить відносний розподіл площ хвойних деревостанів за областями України за основними деревними видами (рис. 2.2) (Довідник лісового фонду, 2012).

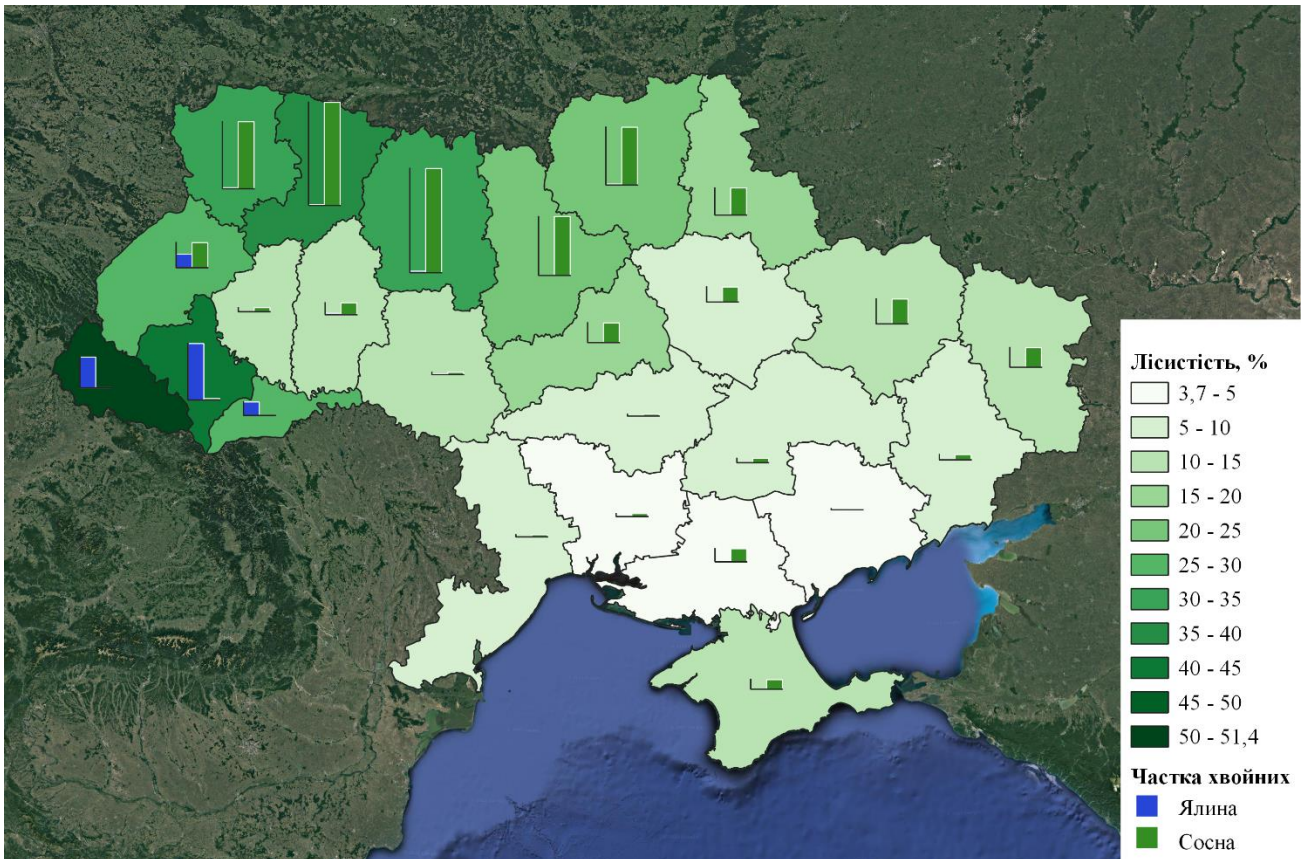


Рис. 2.2. Лісистість та відношення площі основних лісотвірних хвойних деревних видів за областями (ліси ДАЛРУ), підкладка – Google Maps

Станом на 2019 рік, за даними Державного лісового кадастру, загальна площа соснових насаджень, що входять до вкритих лісовою рослинністю земель становить 2,3 млн га – 34% площі всіх земель, вкритих лісом Державного агентства лісових ресурсів. Запасом хвойних насаджень становить 612 млн м<sup>3</sup> або 37% від усіх лісотвірних деревних видів України. Зокрема в експлуатаційних лісах зосереджено 301 млн м<sup>3</sup>, де за площею на соснові насадження припадає 40,4 % від загальної площі лісів.

Сосна звичайна у межах України виступає однією з головних лісотвірних деревних видів. Загальна площа соснових насаджень становить близько 3,1 млн га або 33 %. Зважаючи на це варто вказати на їхнє важливе економічне та екологічне

значення. Найбільші запаси штучних насаджень згаданого деревного виду сконцентровані в межах Житомирської (21,7 %) і Чернігівської (20,5 %) областей, тоді як найменші у Львівській, Сумській та Хмельницькій (від 3,2 % до 5,3 %). У решти областей Українського Полісся частка насаджень сосни звичайної коливаються від 13 % до 17 % (Лакида et al., 2016).

Середній вік соснових насаджень у межах Державного агентства лісових ресурсів становить 57 років. Віковий розподіл насаджень досліджуваного деревного виду на території Українського Полісся нерівномірний. При цьому найбільшу площу охоплюють середньовікові насадження (Лакида et al., 2016). Порівнюючи в межах областей, старіші деревостани розташовуються в межах Сумської області (середній вік 67 років), Чернігівської (64 роки) та Харківської (61 рік). Середній вік насаджень сосни звичайної в інших областях знаходиться в межах від 54 до 59 років (*Довідник лісового фонду*, 2012). Стосовно походження спостерігається переважання середньовікових насаджень штучного походження. Природні сосняки представлені переважно пристигаючими деревостанами (зазвичай у Житомирській, Київській та Рівненській областях) (Лакида et al., 2016).

За класами бонітету територія Українського Полісся представлена в основному високопродуктивними деревостанами. За розподілом площ частка високопродуктивних деревостанів із I<sup>a</sup> і I класами бонітету досягають 70 %. Найбільше таких насаджень зосереджено в Чернігівській та Житомирській областях. Розподіл штучних насаджень сосни звичайної в середньому характеризуються відносною повнотою 0,7 та 0,8. Для деревостанів природного походження середнє значення відносної повноти становить 0,7 (Лакида et al., 2016).

Площа вкритих лісовою рослинністю земель на дослідній території, яка підпорядкована Державному спеціалізованому комплексному підприємству «Чорнобильська пуща» становить 150 тис. га (дані лісовпорядкування станом на 2006 рік) (Зібцев et al., 2015). За динамікою зміни типів земного покриву відзначається безперервне збільшення лісових насаджень на дослідній території до 2020 року (Matsala, Vilous, Myroniuk, Holiaka, et al., 2021), які формуються новими деревостанами природного походження.

## 2.2 Методика дослідження

### 2.2.1 Польові роботи вимірювально-перелікової таксації

Пробні площі розташовані на північній частині Київської області, що відносяться до Українського Полісся відповідно до лісорослинного районування.

Збір наземних дослідних даних проводився в період з березня по кінець серпня 2020 року. Для дослідження відібрано 58 пробних площ, які представлені насадженнями сосни звичайної (*Pinus sylvestris L.*). Пробні площі розташовані в межах 13 дослідних полігонів. Полігоном є ділянка, на якій виконано суцільну дистанційну стереограмметричну зйомку з БПЛА. Залежно від фрагментації насаджень кількість пробних площ у межах дослідних полігонів варіювалася від однієї до десяти одиниць. Для оцінювання впливу параметрів збору даних із БПЛА на точність встановлення таксаційних показників відібрано один полігон, на якому закладено вісім пробних площ.

Дослідні ділянки розташовані як у штучних насадженнях, створених до аварії на Чорнобильській АЕС, так і в насадженнях природного походження, зокрема частина пробних площ не належала до вкритих лісом земель. Такі насадження зростають без впливу господарських заходів, а деякі ділянки колишніх сільськогосподарських земель активно заростають лісовою рослинністю (Holiaka et al., 2020; Matsala, Vilous, Myroniuk, Diachuk, et al., 2021).

Для збору дослідних даних закладалися кругові пробні площі. Дані вимірювально-перелікової таксації, зібрані на кругових пробних площах, прийнятні для проведення інвентаризаційних робіт та для тренування даних дистанційної зйомки (Миронюк, 2020). Для уникнення додаткових витрат часу на обмір великої кількості дерев використовували ділянки зі змінним радіусом. Площі ділянок змінювалися від 50 м<sup>2</sup> у випадках, де насадження мають дуже велику густоту, до 1000 м<sup>2</sup> у насадженнях із низькою повнотою. Головною умовою вибору розміру ділянки було забезпечення наявності 30 живих дерев досліджуваного деревного виду на вибірковій одиниці, що дає змогу забезпечити обсяг малої вибірки. На ділянках у деревостанах молодшого віку, тобто ділянках, на яких



відбуваються процеси природного заростання земель та які характеризуються меншою зімкнутістю, площа проби підбиралася для забезпечення 20 дерев на ній.

Під час закладання пробних площ використано програмне забезпечення для картування дерев *MapSmart*<sup>®</sup>, що являє собою програмний продукт від *LaserSoft*<sup>®</sup> (*LaserSoft MapSmart*, 2022). Указане програмне забезпечення повністю відповідає вимогам закладання пробних площ. Картування дерев на ділянці виконувалося із застосуванням лазерного далекоміра-кутоміра *Trupulse 360B*, що передає на ПЗ азимуту та відстані до дерев. Дані були автоматично збережені до фрейму даних із наступним встановленням таксаційних показників дерев на пробі. Закріплення центрів пробних площ відбувалось в натурі, а також фіксувалися географічні координати в системі WGS 84 із використанням GPS навігатора *Dakota 10*.

Для встановлення таксаційних показників деревостанів на пробних площах виконували суцільний облік дерев, у яких висота становила 1,3 м і більше. В усіх дерев вимірювали діаметри на висоті 1,3 м. Висоту вимірювали у 9-15 модельних дерев у зімкнутих насадженнях. У молодняках, які характеризувалися низькою зімкнутістю, висоту вимірювали для більшості дерев.

### **2.2.2 Польові роботи зі збору даних дистанційної зйомки**

Збір даних за допомогою БПЛА проводився після визначення центрів пробних площ у натурі. Перед виконанням дистанційної зйомки кожний центр пробної площі, для наступної їхньої ідентифікації на зображеннях, було закріплено за допомогою маркерів (рис. 2.3).

Збір даних дистанційної зйомки дослідних ділянок виконували з використанням оптичного сенсора, що змонтований на квадрокоптері *DJI phantom 4 Pro*. БПЛА обладнаний камерою з сенсором 1" CMOS, матрицею на 20М пікселів та об'єктивом із FOV 84°. Зйомки на всіх ділянках здійснено на висоті над рівнем землі 120 м. У результаті отримано відповідне просторове розрізнення зображень 3,27 см.

Для збору даних дистанційної зйомки використано програмне забезпечення, створене для планування і виконання комплексу завдань, пов'язаних зі збором інформації з БПЛА (рис. 2.4). У дослідженні застосовано два таких продукти: *Pix4D*

та *Litchi* (*Litchi*, б. д.; *Pix4D*, 2021). Збір даних за допомогою БПЛА проводився в автоматичному режимі з ручним коригуванням квадрокоптера під час виконання зльоту та посадки.



Рис. 2.3. Фіксування центру кругової ПП: фото з БПЛА та приклад встановлення маркера

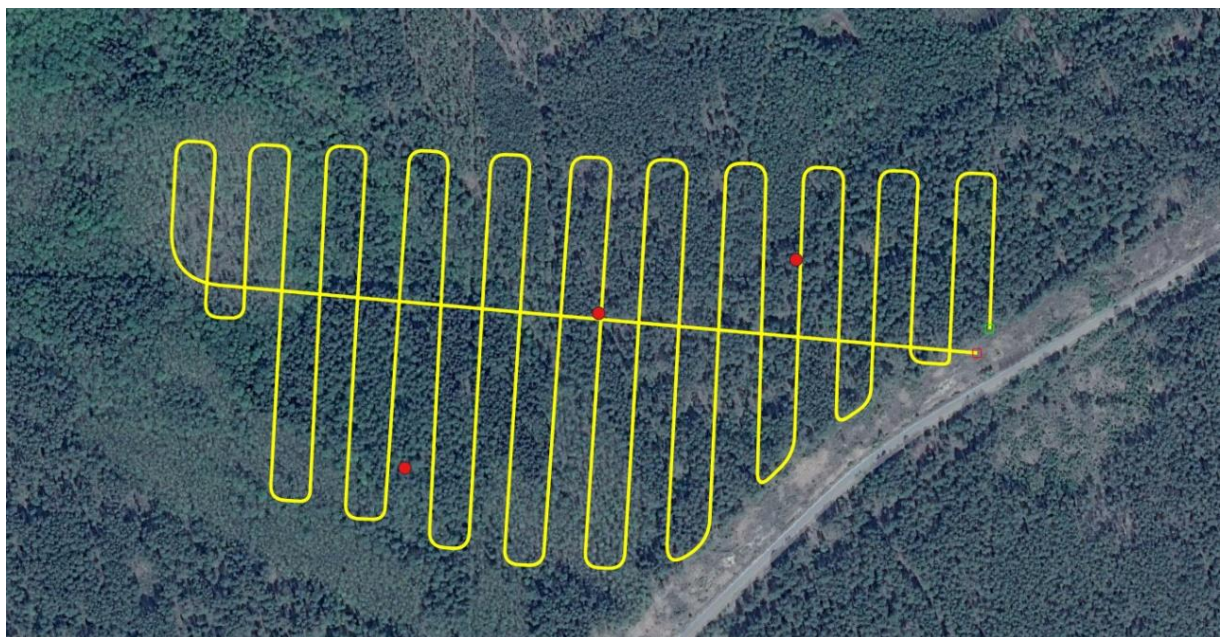


Рис. 2.4. Шейп файли: червоним  $\cdot$  визначені з допомогою GPS центри пробних площ; жовтим  $\sim$  план руху БПЛА

Для виконання дослідження впливу параметрів збору даних з БПЛА на точність встановлення таксаційних показників деревостанів із загального набору пробних площ відібрано один полігон. У межах цього полігону розміщено вісім пробних площ. Під час вибору ділянки для проведення досліду необхідно було забезпечити: наявність більшої кількості пробних площ на дослідному полігоні, ПП повинні бути максимально контрастними за таксаційними показниками, характеристика рельєфу на дослідній території повинна бути нерівномірною.

Збір даних із різними параметрами зйомки виконувався для наступного визначення характеристик цифрової моделі намету, що у свою чергу дасть можливість встановити доцільність застосування збору дослідного матеріалу за допомогою БПЛА на малих висотах і високим ступенем перекриття. Крім того, це дозволить оцінити вплив різних параметрів збору даних на зміну витрат часу для виконання зйомки та фотограмметричну обробку зображень. Наступним етапом стало визначення можливостей ефективного застосування технології SfM для побудови хмари точок і визначення її вихідних характеристик. Також оцінювали вплив показників просторового розрізнення зображень і їхнього перекриття на особливості їхньої фотограмметричної обробки та вихідні характеристики цифрових моделей намету. Таким чином це дасть змогу отримати уявлення про доцільність застосування тих чи інших параметрів збору даних із БПЛА та оцінити їх можливий вплив на визначення таксаційних характеристик деревостанів під час аналізу цифрових моделей намету.

Вибір висоти зйомки проводився з урахуванням законодавчих особливостей, які регулюють виконання польотів на території України (*Положення про використання повітряного простору України, 2017*), що був чинним станом на серпень 2020 року. Площа дослідного полігону становила 18,5 га. Висота 150 м була максимальною, яку можна застосувати з використанням програмного забезпечення для планування зйомки в програмному забезпеченні *Pix4D* (рис. 2.5). Нижня межа висоти зйомки встановлена 80 м, адже це мінімальний показник, за якого можна виконати збір даних без заміни батареї БПЛА (забезпечуючи максимальний ступінь перекриття). Також здійснено збір даних на висоті 120 м, яка

знаходиться у найпоширеніших межах, що використовуються дослідниками (Larrinaga & Brotons, 2019; Moe et al., 2020; Young et al., 2021; Lin et al., 2023). Також зйомку здійснено зі зміною ступеня перекриття зображень. Для кожної з висот зйомки виконано збір даних із поздовжнім перекриттям: 90 %, 80% та 70 %.



Рис 2.5. Приклад виконання збору дослідних даних на дослідному полігоні за різних параметрів: а) висота – 80 м, перекриття – 90 %; б) висота – 150 м, перекриття – 70 %

Збір даних зйомки виконується в найближчі строки після закладання пробних площ.

### 2.2.3 Технологія обробки вихідних даних цифрової аерофотозйомки

Камеральні роботи під час застосування DAP виконували за допомогою алгоритмів «структури від руху». Було здійснено комплексний процес фотограмметричних робіт. У кінцевому результаті застосування цифрової фотограмметрії отримано матеріали, що відображають тривимірну структуру дослідних об'єктів. Такі матеріали безпосередньо застосовуються для визначення таксаційних показників деревостанів (Goodbody et al., 2019). Фотограмметричний комплекс охоплював технічну складову – комп'ютерне обладнання та програмну частину – програмне забезпечення, що дає змогу вирішувати фотограмметричні задачі, застосовуючи їх до серії цифрових спектральних зображень (Goodbody et al., 2019). Серед найпоширеніших програмних продуктів, що використовуються для аналізу зображень та побудови хмари точок можна виділити: *Pix4Dmapper*, *PhotoScan (Metashape)*, *Drone Deploy*, *Smart3Dcapture*, *Autodesk* та численну кількість менш відомих продуктів.

Процес побудови хмари точок і вихідних растрових зображень відбувався в автоматичному режимі на основі алгоритмів SfM програмного середовища. Користувачем у ручному режимі проводився вибір параметрів на всіх етапах обробки зображень, що задовольнятимуть його вимоги до кінцевих вихідних матеріалів. Виконання фотограмметричної обробки зображень починається з їх вилучення з БПЛА та завантаження в програмне середовище з наступним контролем усіх етапів обробки (рис. 2.6).

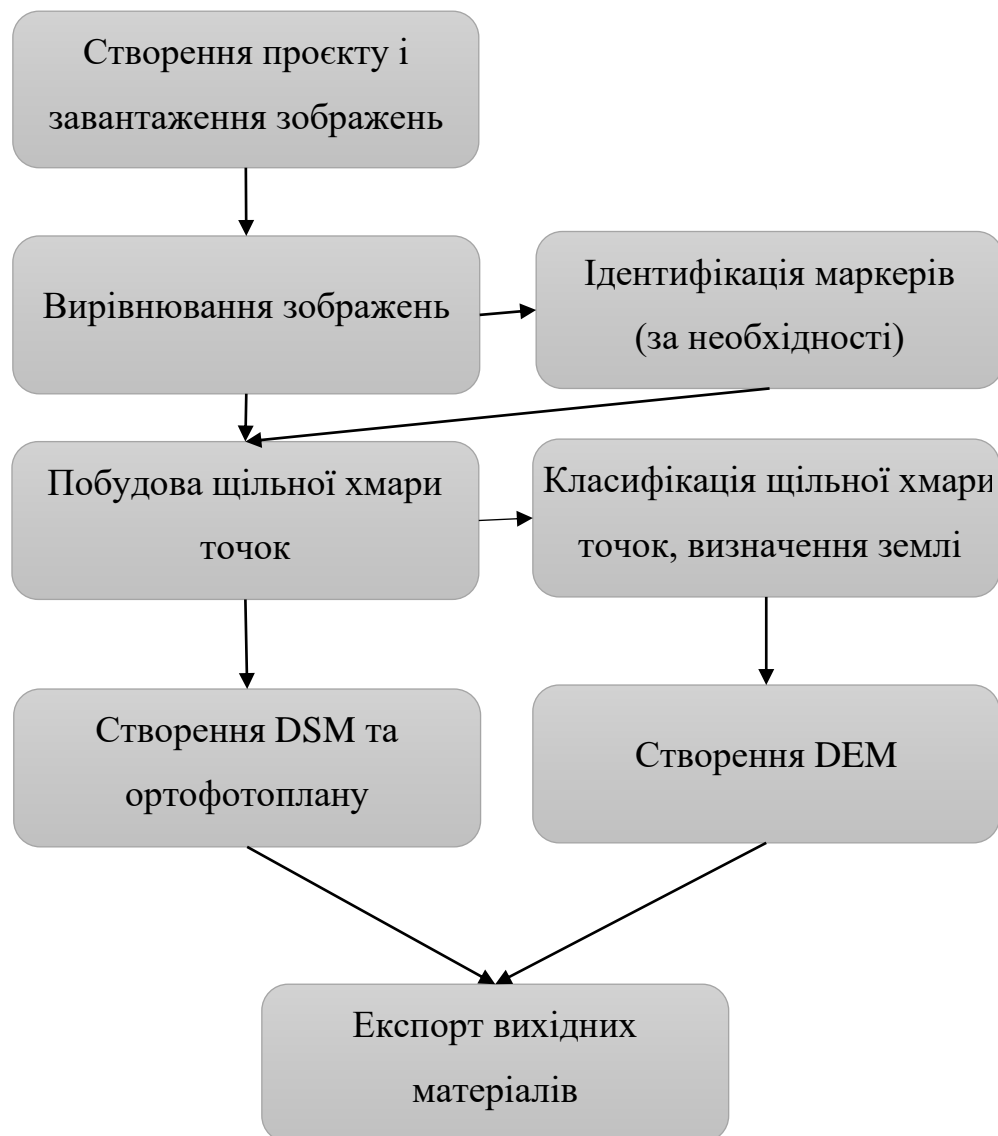


Рис. 2.6. Блок-схема виконання фотограмметричної обробки зображень цифрової аерофотозйомки

Обробку вихідних матеріалів ДЗЗ виконано за поширеною технологією SfM, що застосовується для досліджень лісових екосистем із використанням недорогих БПЛА, які обладнані пасивними сенсорами (Wallace et al., 2016; Torresan et al., 2017). Для проведення фотограмметричної обробки зображень використано програмне забезпечення *Metashape* (<https://uas-australia.com.au/metashape/>).

Зображення, отримані з БПЛА, містять метадані з координатами їхнього позиціонування у просторі та показниками орієнтації камери під час зйомки. Після завантаження зображень дистанційної зйомки до проєкту виконується їхнє вирівнювання та пошук зв'язуючих точок між парами зображень (рис. 2.7).

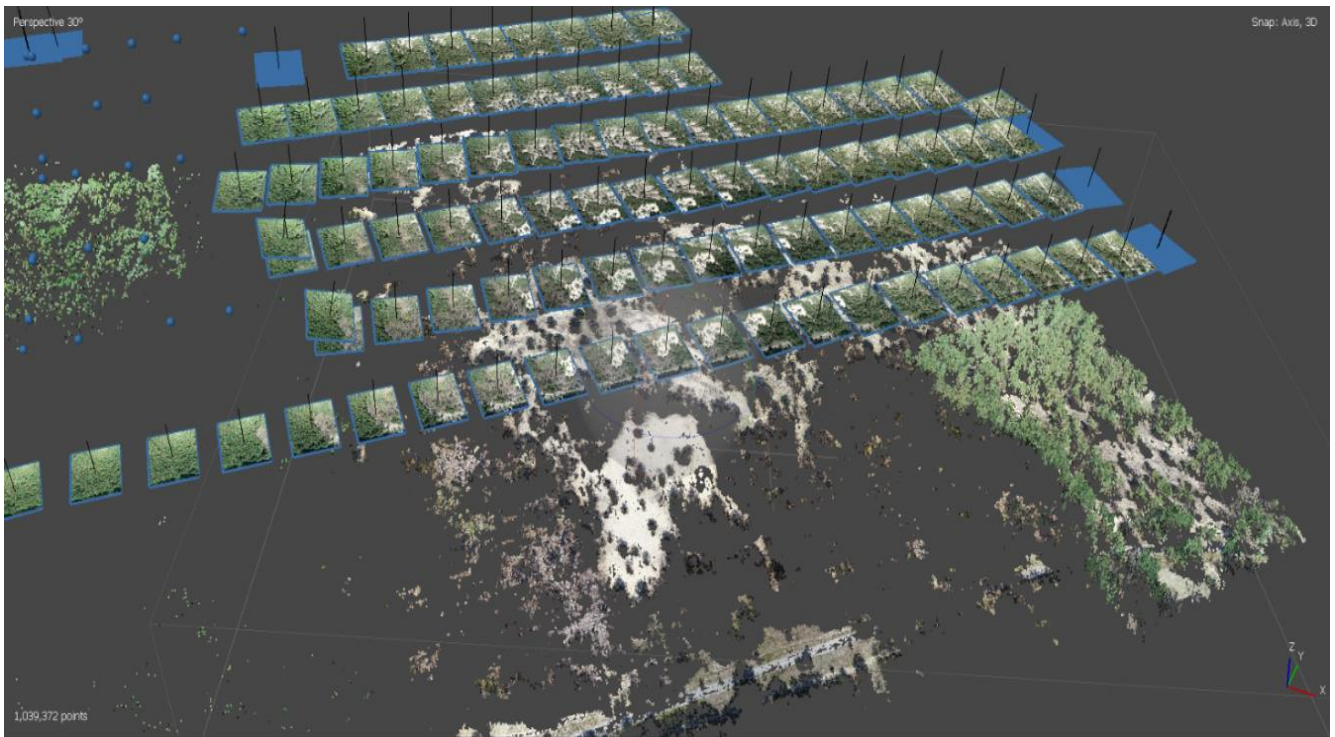


Рис. 2.7. Інтерпретація етапу вирівнювання фотографій із відображенням розрідженої хмари точок

На основі розрахованих співпадінь виконується уточнення положення кожної камери та проводиться вирівнювання всієї серії зображень між собою. Під час вирівнювання зображень отримується зріджена хмара точок зв'язку та розраховані «карти глибини». Додатково процес вирівнювання можна поліпшити використанням маркерів як упізнаних точок, які мають унікальний колір та відрізняються від навколишнього ландшафту. Маркери застосовували для

визначення центрів кругових пробних площ. Для позначення меж ділянок іншої форми маркери встановлюються по периметру на їхніх кутах.

На наступному етапі виконується безпосередній розрахунок щільної хмари точок (*англ. mesh*), що являє собою визначення хуз координат кожної з точок хмари, а також її кольору. Побудова хмари точок відбувається із встановленням ступеня фільтрації.

Хмару точок (відібраного полігону для досліду з оцінювання впливу параметрів зйомки) будували із застосуванням агресивної та м'якої фільтрації для виконання оцінки впливу параметрів фотограмметричної обробки. Після цього проводили оцінювання впливу згаданих параметрів на точність встановлення кількості дерев у насадженні, визначення висоти окремих дерев, середньої висоти деревостану та частки класифікованої цифрової моделі рельєфу.

Побудову хмари точок всіх дослідних полігонів, використаних для моделювання таксаційних показників насаджень, виконували з агресивною фільтрацією. Під час вибору такого показника фільтрації враховано результати оцінювання його впливу на точність встановлення таксаційних показників. Частина розрахованої хмари точок має наступний вигляд (рис. 2.8).



Рис. 2.8. Приклад розрахованої хмари точок одного з полігонів

Для визначення точок із класом «земля», які застосовуються для створення DEM, виконується класифікація побудованої щільної хмари (рис. 2.9). Для проведення класифікації точок землі застосовано автоматичні алгоритми, реалізовані у програмному забезпеченні. Під час автоматичної класифікації розрахунок точок землі проводиться від найнижчої точки щільної хмари з дотриманням встановленого показника максимального кута перепаду на відрізьку ділянки. Корикування класифікації відбувається присвоєнням відповідного класу в ручному режимі користувачем на основі візуальної ідентифікації земної поверхні в щільній хмарі.

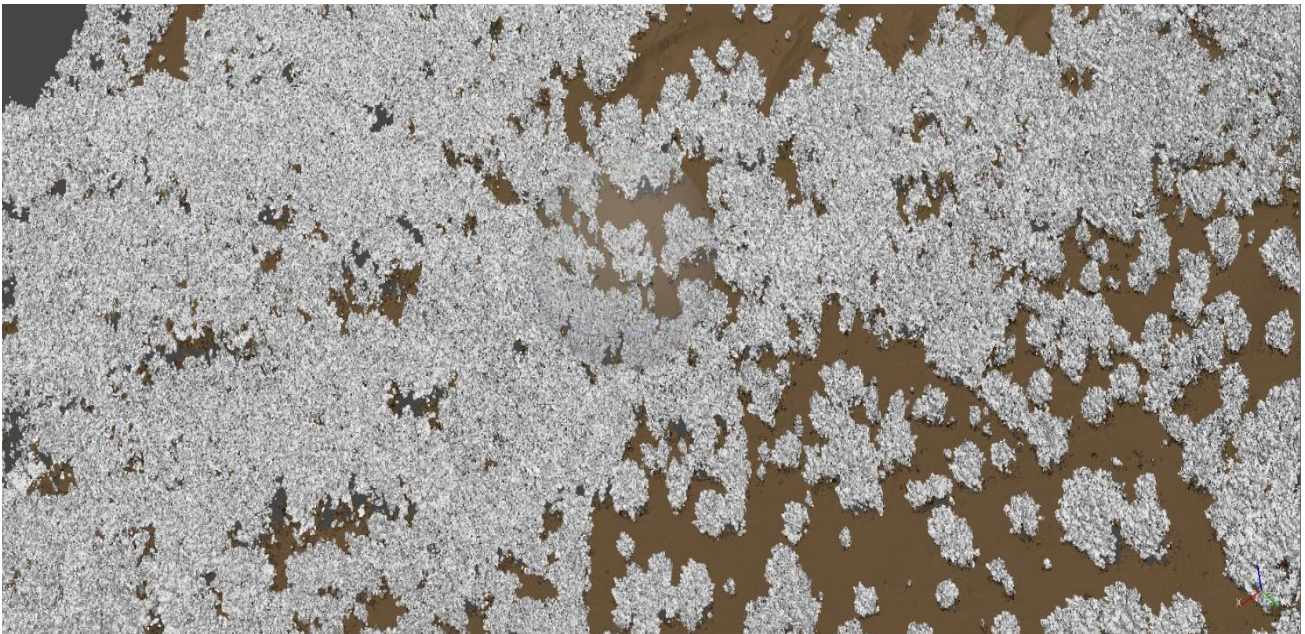


Рис. 2.9. Щільна хмара точок, де коричневим кольором відображені точки, що класифіковані як «земля»

На основі точок з класом «земля» створюється DEM, причому всі «сліпі зони» в цифровій моделі рельєфу заповнюються методом інтерполювання. DSM створюється на основі всіх точок щільної хмари (рис. 2.10). Виняток становлять точки з класом «шум», яким притаманні екстремальні значення, що визначаються під час класифікації та не включаються до побудови растрових зображень.

Вихідні растрові матеріали слугують для створення щільної моделі намету (CHM), яка розраховується за формулою 2.1:

$$CHM = DSM - DEM. \quad (2.1)$$



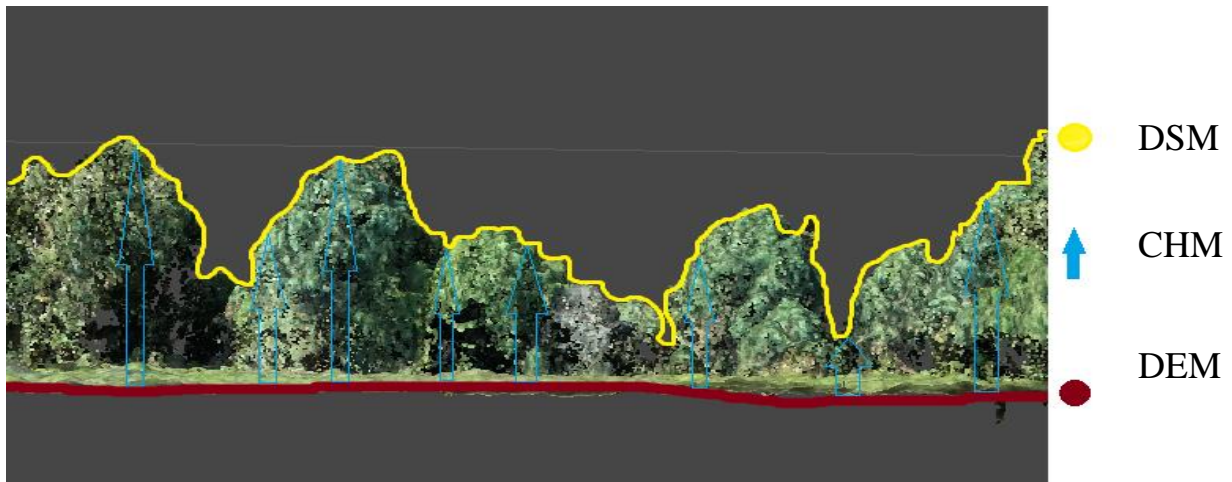


Рис. 2.10. Візуальне відображення розрахунку щільної моделі намету

### 2.3 Характеристика дослідних даних

Для оцінювання таксаційних показників та надземної фітомаси у насадженнях на території ЧЗВ закладено 58 кругових ПП (рис. 2.11).

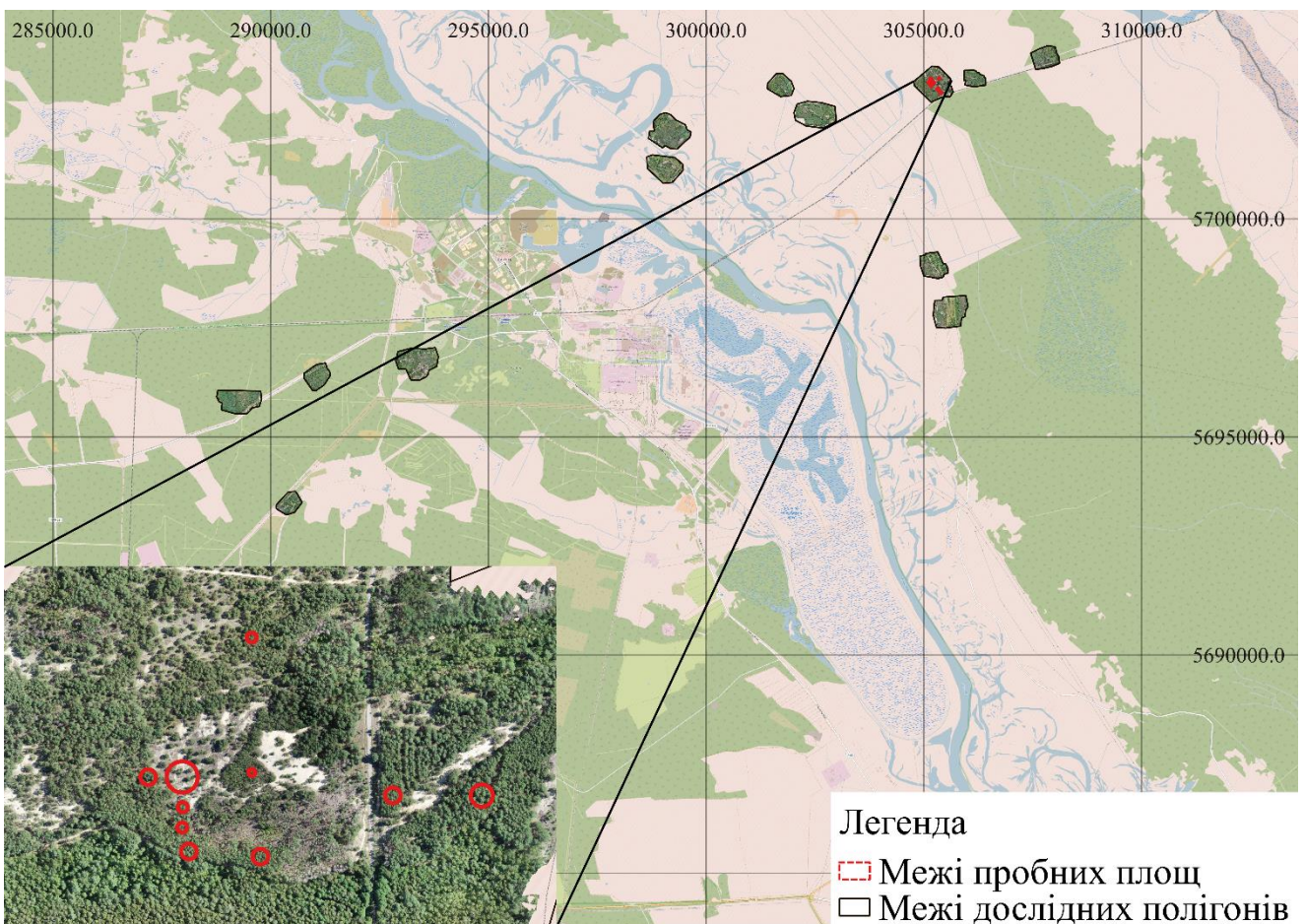


Рис. 2.11. Територія досліджень з розміщеними полігонами та пробними площами, підкладка OSM, системи координат ESPG: 32636

Пробні площі на території дослідження згруповані до окремих полігонів. Кількість ПП варіювалася від однієї до десяти одиниць на дослідному полігоні залежно від фрагментації лісового фонду. Загалом усі пробні площі розміщені на 13 полігонах. Групування пробних площ у межах полігонів забезпечує можливість виконання їхньої дистанційної зйомки за один прийом збору даних з БПЛА. При висоті зйомки 120 м ефективна площа збору даних за допомогою БПЛА *Phantome 4 Pro* становить близько 25 га.

На кругових ПП у цілому обліковано й виміряно 2848 дерев для встановлення їхніх таксаційних показників. На ПП у насадженнях сосни звичайної до обліку потрапили дерева інших деревних видів, таких як: осика, вільха, береза, дуб. Крім вимірювання діаметра і висоти дерев визначався їх стан (живе чи мертве). Насадження на дослідній території вже кілька десятиліть зростають без втручання людини та не зазнавали господарського впливу. Штучні насадження відрізняються від природних за просторовим розміщенням дерев, оскільки вони зростають відповідно до схеми посадки. У свою чергу, велика частка природних насаджень утворилася після аварії на Чорнобильській АЕС та активно почали утворюватися на землях, що знаходилися у сільськогосподарському використанні (Matsala, Vilous, Myroniuk, Diachuk, et al., 2021). Таким чином всі ділянки можна розділити на дві основні групи насаджень: природного та штучного походження. У насадженнях природного походження закладено 20 ПП, тоді як у насаджень штучного – 38 пробних площ які наведені у додатку А.

Для забезпечення обсягу малої вибірки дерев головної породи пробні площі закладалися змінного радіуса. За своєю площею ПП варіюють від 50 м<sup>2</sup> до 1000 м<sup>2</sup>, а саме: одна пробна площа 50 м<sup>2</sup>; 100 м<sup>2</sup> – 13 ПП; 250 м<sup>2</sup> – 25 ПП; 500 м<sup>2</sup> – 12 ПП; 1000 м<sup>2</sup> – 7 ПП;

За розподілом діаметрів облікованих дерев на пробних площах стосовно насаджень штучного та природного походження можна зробити висновок, що велика частка малих дерев (до 10 см) припадає саме на деревостани природного походження (рис. 2.12).

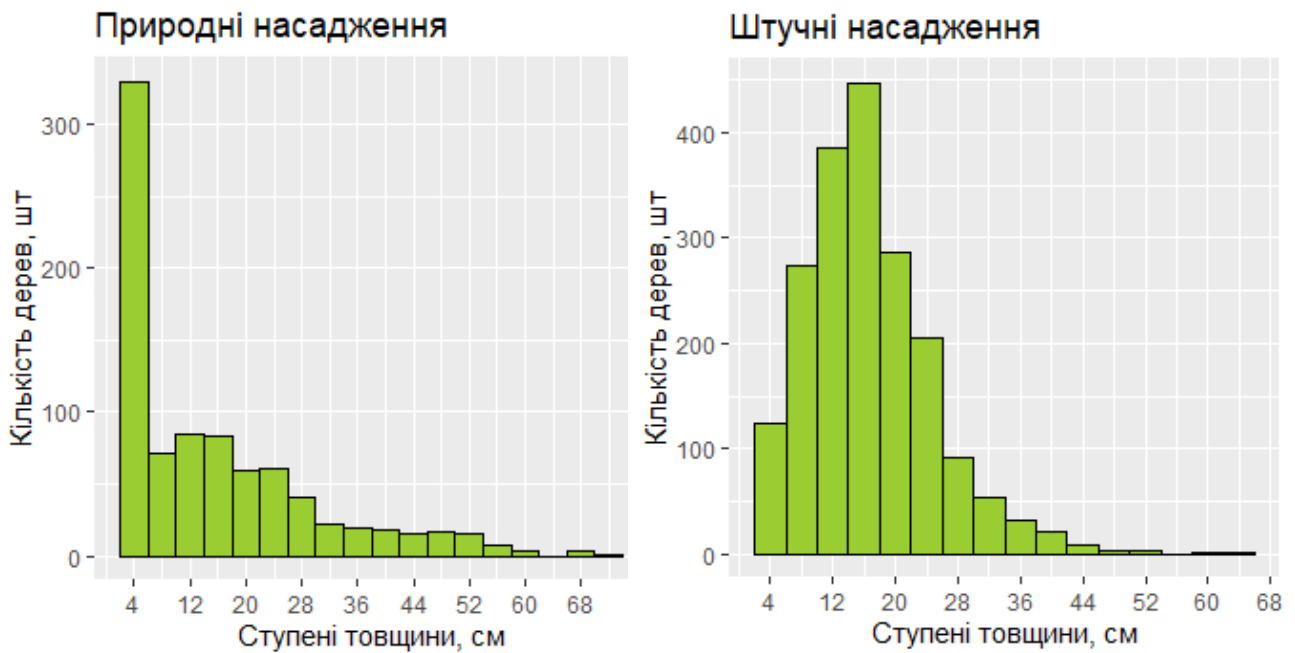


Рис. 2.12. Розподіл дерев на пробних площах за діаметрами

Пробні площі в насадженнях природного походження більшою мірою характеризуються меншими класами віку, адже вони утворилися після аварії на ЧАЕС. Частина ПП деревостанів природного походження розташовані не на лісових землях, а на тих, що відносилися до земель сільськогосподарського призначення. Інша частина таких ПП являють собою насадження, утворені за рахунок природного поновлення до аварії та належать до вкритих лісом земель (рис. 2.13). Пробні площі насаджень штучного походження з низькими середніми показниками за діаметром та висотою могли бути дуже пошкоджені й мати значний відпад. Такі низькі показники росту штучних насаджень спричинені передусім досить бідними умовами їхнього місцезростання і в свою чергу низькими класами бонітету.

Відповідно природні насадження характеризуються меншими відносними повнотами та облікованою кількістю дерев на один гектар (рис. 2.14). Подібний розподіл пояснюється відсутністю у згаданих насадженнях щільно сформованого деревного покриву на території.

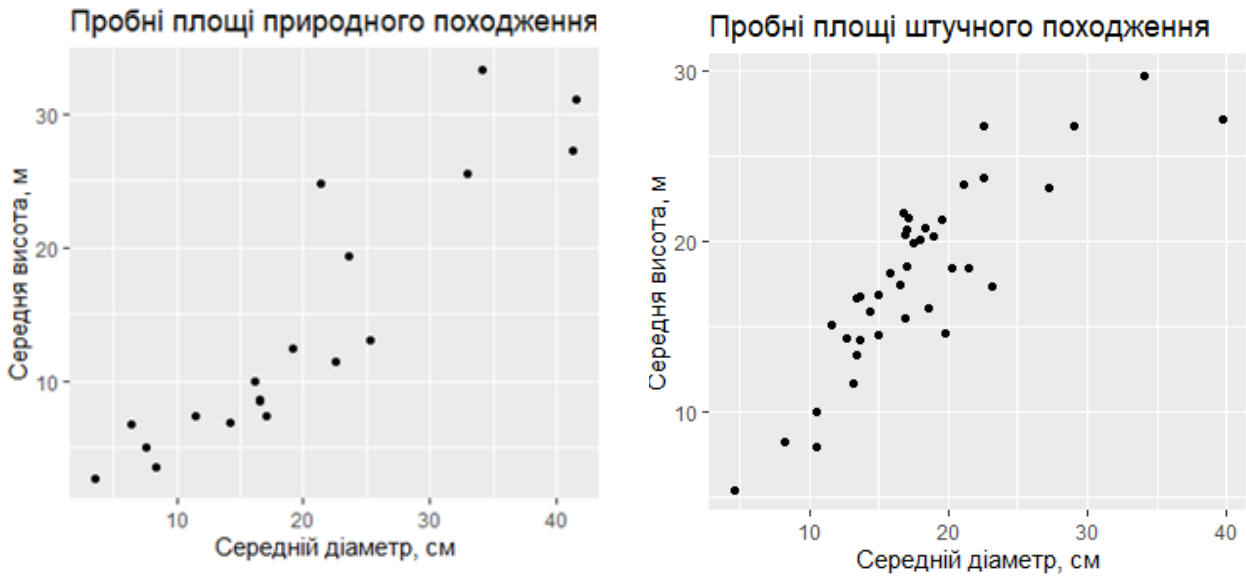


Рис. 2.13. Співвідношення середніх висот і діаметрів на пробних площах

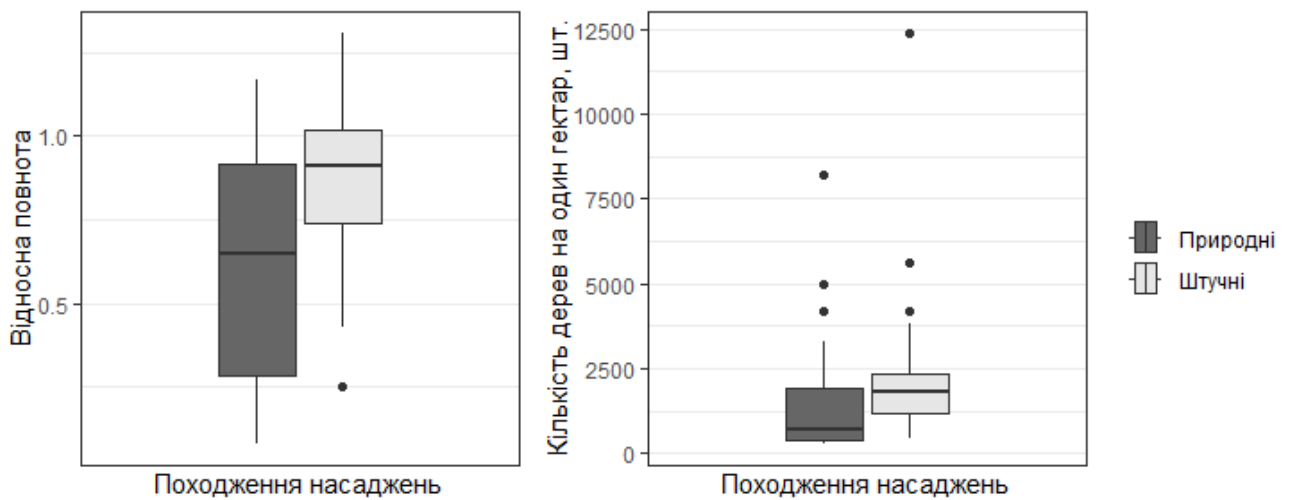


Рис. 2.14. Коробкові діаграми розподілу пробних площ за відносною повнотою та кількістю дерев на один гектар

Відсутність заходів ведення лісового господарства на згаданій території призводить до формування високоповнотних деревостанів, що підтверджується розподілом штучних насаджень за відносною повнотою. Таким чином, більша частина ПП, що закладені в деревостанах штучного походження мають відносну повноту, близьку до 1,0.

Участь супутніх деревних видів, що потрапляли в перелік на ПП представлена чотирма видами (рис 2.15). Деревостани штучного походження характеризуються меншою кількістю супутніх деревних видів берези та осики.

ПП природного походження

ПП штучного походження

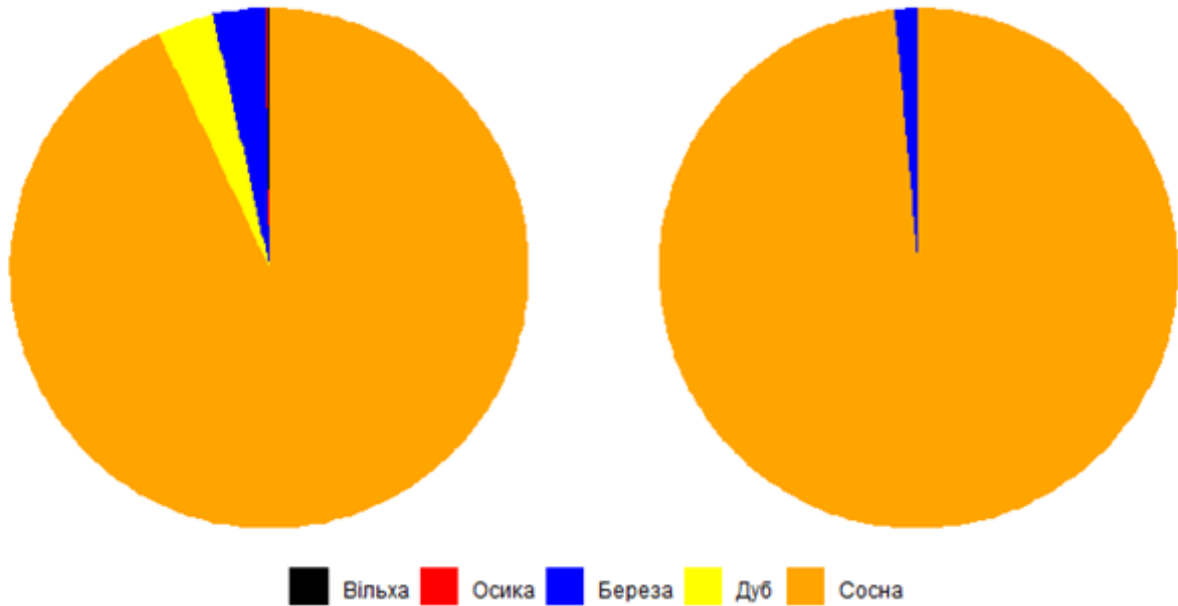


Рис. 2.15. Частка участі другорядних порід на пробних площах

Запас компонентів фітомаси дослідних деревостанів сосни звичайної визначалася за їхніми середніми таксаційними показниками. Середній діаметр деревостану на пробних площах розрахований від суми площ поперечних перерізів облікованих дерев за формулою 2.2.

$$D = 200 \cdot \sqrt{\frac{G}{\pi \cdot n}}, \quad (2.2)$$

де  $D$  – середній діаметр деревостану, см;  $G$  – сума площ поперечних перерізів на пробній площі, м;  $n$  – кількість дерев на пробній площі, шт.

Середня висота деревостану розрахована за кривою висот, що будувалася в табличному редакторі *Microsoft Excel* методом найменших квадратів (Миронюк et al., 2019). Вік деревостанів встановлювався за матеріалами лісовпорядкування, для насаджень природного походження вік уточнювали за підрахунком річних кілець, відібраних за допомогою вікового бура *Haglof*. Відносна повнота деревостану та їхній запас оцінювалися з використанням стандартних таблиць (*Лісотаксаційний довідник*, 2020).

Оцінювання компонентів фітомаси виконано із застосуванням регресійних рівнянь для модальних деревостанів сосни звичайної (Лакида et al., 2013), за наступними формулами (2.3-2.9).

Рівняння для оцінювання компонентів фітомаси для штучних деревостанів сосни звичайної:

$$Ph_{ст} = 1,441 \cdot D^{-0,191} \cdot H^{1,748} \cdot P^{1,008}, \quad (2.3)$$

$$Ph_{хв} = 5,096 \cdot D^{0,526} \cdot H^{-0,526} \cdot P^{0,792}, \quad (2.4)$$

$$Ph_{гил} = 1,709 \cdot D^{1,111} \cdot H^{-0,506} \cdot P^{0,332}, \quad (2.5)$$

Для природних деревостанів сосни звичайної:

$$Ph_{ст} = 2,288 \cdot D^{-0,162} \cdot H^{1,592} \cdot P^{1,018}, \quad (2.6)$$

$$Ph_{хв} = 2,625 \cdot D^{-0,0013} \cdot H^{0,138} \cdot P^{0,722}, \quad (2.7)$$

$$Ph_{гил} = 3,056 \cdot D^{0,675} \cdot H^{-0,355} \cdot P^{0,434}, \quad (2.8)$$

де  $Ph_{ст}$  – фітомаса стовбура в корі, т·га<sup>-1</sup>;  $Ph_{хв}$  – фітомаса хвої; т·га<sup>-1</sup>;  $Ph_{гил}$  – фітомаса гілок, т·га<sup>-1</sup>;  $D$  – середній діаметр деревостану, см;  $H$  – середня висота деревостану, м;  $P$  – відносна повнота.

Загальна надземна фітомаса розраховувалася як сума оцінених компонентів фітомаси за формулою 2.9:

$$Ph_{дс} = Ph_{ст} + Ph_{хв} + Ph_{гил}, \quad (2.9)$$

де  $Ph_{дс}$  – запас загальної надземної фітомаси, т·га<sup>-1</sup>.

Описові статистики основних таксаційних показників на пробних площах виявилися наступними (табл. 2.1). За складом 39 пробних площ є чистими сосновими насадженнями без домішки другорядних деревних видів, тоді як 12 пробних площ налічують десять одиниць сосни звичайної з домішкою у складі берези повислої, дубу звичайного та осики. Дві пробні площі характеризуються складом насадження 9Сз1Дз та домішкою тих самих деревних видів. Чотири ПП з віком до 60 років мають склад 8Сз2Бп та одна проба зі складом 7Сз3Бп. На всіх пробних площах дерева сосни звичайної переважні або ж є чистими насадженнями цього деревного виду. Невелика частка пробних площ характеризується домішкою берези повислої та дубу звичайного у складі насадження.

Таблиця 2.1

**Описові статистики розподілу основних таксаційних показників деревостанів  
на пробних площах**

Описова статистика	Таксаційні показники досліджуваних деревостанів				
	Середній діаметр, см	Середня висота, м	Вік, років	Клас бонітету	Стовбуровий запас, м <sup>3</sup> га <sup>-1</sup>
Середнє значення	17,7	16,3	55	II	297
Медіана	17,0	16,9	58	II	298
Мода	15,0	18,4	58	I	345
Мінімальне значення	1,9	2,7	10	V <sup>b</sup>	3
Максимальне значення	41,5	33,4	150	I <sup>b</sup>	892
Кількість спостережень	58	58	58	58	58

Дослідні ділянки представлені досить контрастними насадженнями за їхніми таксаційними показниками. Насадження штучного походження високоповнотні, тоді як природного мають більшу дисперсію розподілу.

## **2.4 Характеристика даних дистанційної зйомки**

### **2.4.1 Опис вихідних статистичних характеристик СНМ**

Для оцінювання залежностей таксаційних показників деревостанів сосни звичайної виконується розрахунок вихідних статистик СНМ. Статистики цифрових моделей намету отримуються за допомогою інструментів растрового аналізу в геоінформаційному середовищі *QGIS 3.22.5* (QGIS Development Team, 2021). Для розрахунку використано інструменти *SAGA «Raster Statistics For Polygons»*, де були визначені основні растрові статистики в межах кожної пробної площі кругового типу. У дослідженні використано розраховані показники розподілу СНМ растру

(табл. 2.2). Крім класичних описових статистик оцінено показники розподілу СНМ за процентилями, а саме: кожен десятий процентиль, перший і третій квартилі розподілу й медіана, нижній п'ятий та верхній 95 процентилі розподілу.

Таблиця 2.2

### Перелік статистичних показників СНМ

№ показника	Показник	Опис
1	chm_min_h	Мінімальне значення висоти в розподілі, м
2	chm_max_h	Максимальне значення висоти, м
3	chm_range_h	Діапазон значень – різниця між максимальним та мінімальним значенням висот в цифровій моделі, м
4	chm_mean_h	Середнє арифметичне значення висоти, м
5	chm_varian_h	Показник дисперсії, м
6	chm_stdev_h	Показник стандартної похибки, м
7	chm_p05	Показники процентилів розподілу пікселів, де 50 процентиль також являє собою медіану, м
8	chm_p10	
9	chm_p20	
10	chm_p25	
11	chm_p30	
12	chm_p40	
13	chm_p50	
14	chm_p60	
15	chm_p70	
16	chm_p75	
17	chm_p80	
18	chm_p90	
19	chm_p95	
20	CoV	Коефіцієнт варіації



Високе просторове розрізнення СНМ растрів, що отримується за матеріалами дистанційної стереограмметричної зйомки, дає можливість розрахувати велику кількість показників їхнього статистичного розподілу.

Виконані розподіли СНМ растрів, отриманих за даними дистанційної зйомки, оцінюємо стосовно походження деревостанів (рис. 2.16, рис. 2.17). На коробкових діаграмах відображено медіани розподілів СНМ, перший і третій квартилі розподілу, міжквартильні діапазони та викиди. Лісові ділянки з штучними деревостанами загалом відзначаються висотами понад 10 м, що передбачувано, оскільки на дослідній території останніми роками лісових культур не створювали. Для насаджень, в яких розподіл висот знаходиться на рівні нижче 10 м спостерігаються IV-V<sup>a</sup> класи бонітетів.

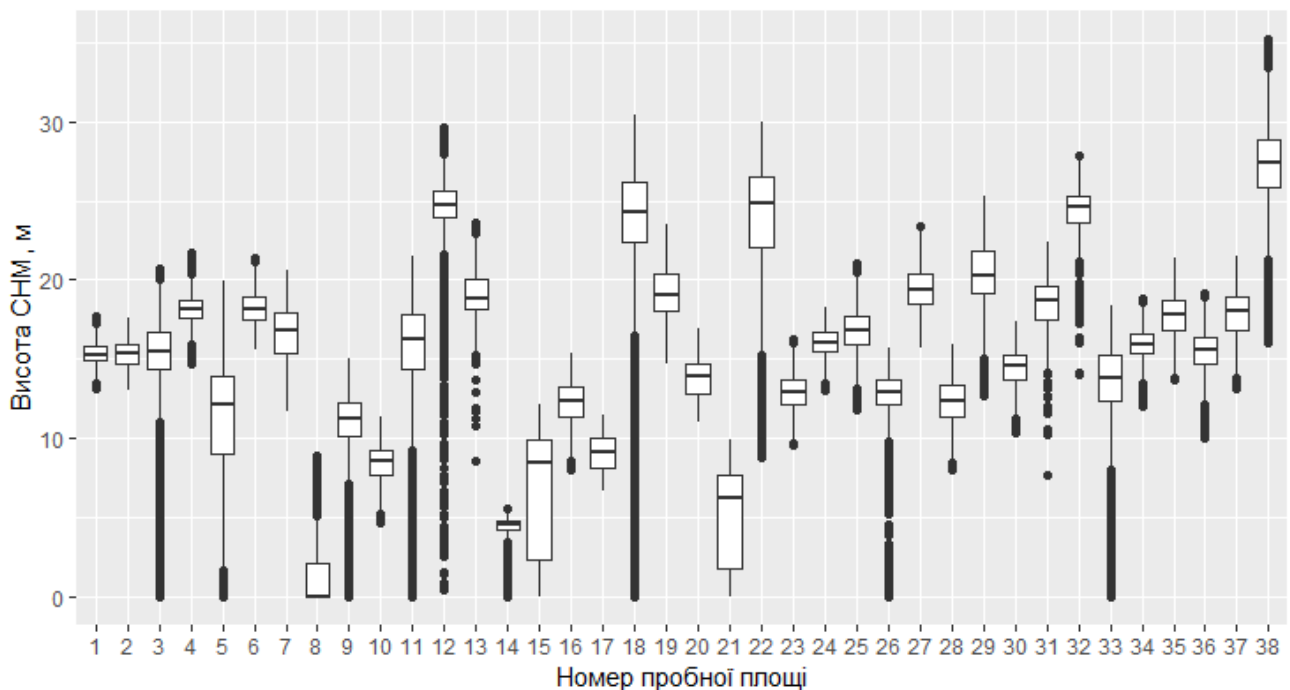


Рис. 2.16. Коробкова діаграма розподілу СНМ у штучних насадженнях

Природні деревостани, які певною мірою представлені молодими деревами, що утворилися після аварії мають низькі показники за розподілами висоти. Частина деревостанів природного походження з більшими показниками висот стиглі, в деяких випадках їхній вік перевищує 100 років. На пробних площах, які характерні досить рідким розміщенням дерев (300–1000 шт.·га<sup>-1</sup>), висоти в розподілах припадають на рівень поверхні землі, а дерева представлені «викидами».

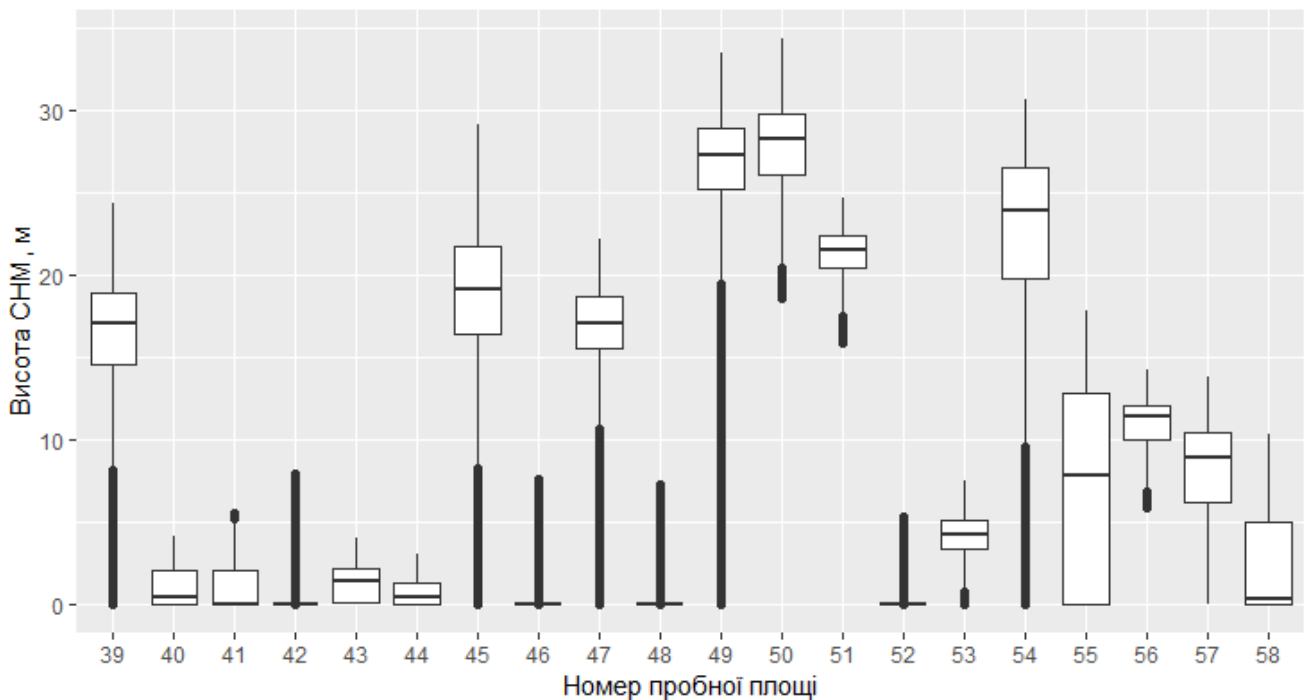


Рис. 2.17. Коробкова діаграма розподілу СНМ у природних насадженнях

Для ділянок природного походження з відносною повнотою до 0,15 показники розподілу СНМ наближаються до нульового рівня (землі). У такому разі для досліджень насаджень із рідким розміщенням дерев потрібно додатково враховувати фактор низької зімкнутості таких деревостанів.

#### 2.4.2 Опис використаних даних для параметризації дистанційної зйомки

Оцінювання ефективності застосування різних параметрів зйомки території насамперед характеризується кількістю та якістю отриманих матеріалів і витратами часу на виконання робіт. Доцільно навести загальні показники збору вхідних даних, що являють собою зображення отримані за різних параметрів висоти (просторового розрізнення) та перекриття (табл. 2.3). Корисна площа полігону, на якому виконано дослідження, 18,5 га.

Отримані показники необхідні для їхнього порівняння з результатами фотограмметричної обробки зображень. Результати аналізу повинні дати уявлення про доцільність використання певних параметрів зйомки територій за допомогою БПЛА у лісових насадженнях. Також оцінити переваги і недоліки використання параметрів, що забезпечують більше просторове розрізнення зображень на місцевості. Одним із завдань дослідження визначено доведення або спростування

доцільності використання тих чи інших показників вхідних зображень, які залежать від параметрів дистанційної зйомки. Збір таких даних, так само як і збір наземних матеріалів під час інвентаризації лісів, має забезпечувати можливість якісного визначення таксаційних показників насаджень. Оцінювання показників за даними дистанційної зйомки повинно виконуватися з мінімізацією витрат на проведення збору даних та їхньої обробки. При цьому також забезпечуючи необхідний рівень інформативності та точності отриманих даних.

Таблиця 2.3

### Витрати часу на збір даних з допомогою БПЛА та їхня характеристика

Номер комбінації	Висота зйомки, м	Перекриття поздовжнє (поперечне), %	Тривалість зйомки хв:сек	Кількість фото, шт.	Довжина шляху БПЛА, м	Просторове розрізнення, см
1	80	90(81)	21:06	513	4296	2,18
2	80	80(72)	11:01	209	3529	2,18
3	80	70(63)	06:52	129	2805	2,18
4	120	90(81)	15:24	329	4282	3,27
5	120	80(72)	08:14	125	2929	3,27
6	120	70(63)	07:01	95	3107	3,27
7	150	90(81)	12:07	233	3771	4,09
8	150	80(72)	07:30	102	2868	4,09
9	150	70(63)	07:00	82	2871	4,09

На наступному етапі проводили фотограмметричну обробку зібраних даних. Для цього кожна серія фото завантажувалася до окремого проєкту. Процес фотограмметричної обробки відбувався у повній відповідності до схеми (див. рис. 2.6). На цьому етапі здійснюється оцінювання можливості отримання задовільних результатів тривимірного відтворення насаджень у вигляді хмари точок. Також зверталася увага на успішність виконання всіх етапів, що проводяться під час процесу фотограмметричної обробки фото. Додатково фіксували витрати обчислювальних потужностей під час перебігу всіх етапів обробки. Всі процеси проводилися на одному ПК зі сталими комплектуючими: об'єм оперативної пам'яті

24 GB, процесор Intel(R) Core(TM) i5-7400 CPU @ 3,00GHz, відеокарта NVIDIA GeForce 1050 Ti. Порівняння витрат обчислювальних потужностей доцільно представити у вигляді часу, необхідного на обробку матеріалів. Насамперед звертається увага на вдалість вирівнювання фото, адже, як показала практика, низьке перекриття зображень часто призводить до унеможливлення пошуку зв'язків у серії фото. У свою чергу невдале вирівнювання серій фото спричиняє неможливість отримання кінцевого результату або обмежує розрахунок хмари точок для всієї досліджуваної території.

## **2.5 Технологія дешифрування дерев у насадженні за даними дистанційної зйомки**

Дешифрування дерев виконується за допомогою алгоритмів мови програмування R (<https://cran.r-project.org/>) із застосуванням фільтра пошуку локальних максимумів, що реалізований у пакеті {ForestTools} (Plowright & Koontz, 2020). Попередньо завантаживши СНМ растр до робочого середовища, в автоматичному режимі виконується пошук його локальних максимумів СНМ растру, що представляють собою верхівки окремих дерев.

Робота алгоритму базується на припущенні, що просторово сусідні пікселі СНМ растру з найвищими значеннями висоти є верхівками дерев. Успішність ідентифікації дерев залежить від підбору радіуса фільтра вікна пошуку локальних максимумів, тому для цього вводиться функція, яка визначає відстань від ідентифікованої верхівки одного дерева до потенційної верхівки іншого.

Радіус пошуку верхівок змінний і залежить від висоти кожного окремого ідентифікованого дерева. Малий радіус пошуку може призводити до ідентифікації гілок окремих дерев як верхівок та завищувати результати переліку, тоді як великий – до пропускання верхівок близько розташованих між собою дерев. Отже, коректність дешифрування дерев у насадженні залежить від підбору параметрів змінного вікна пошуку, який має відповідати структурі насадження.

На основі регресійного аналізу можна встановити залежність діаметра крони дерева від його висоти або вказати на її відсутність. Для цього на ортофотоплані

проводиться векторизація крон окремих дерев та визначення їхньої площі, а також діаметрів (Bidolakh et al., 2020). У випадку відсутності емпіричних даних для побудови моделі взаємозв'язку діаметра крони від висоти дерев у межах ділянки, доцільно використовувати фільтр радіуса пошуку фіксованого розміру.

Визначення зімкнутості насадження виконується з використанням інструментів векторного аналізу за допомогою програмного середовища QGIS та R відповідно до наведених блок-схем (рис. 2.18, рис. 2.19).



Рис. 2.18. Блок-схема процесу дешифрування дерев у насадженні та визначення таксаційних показників

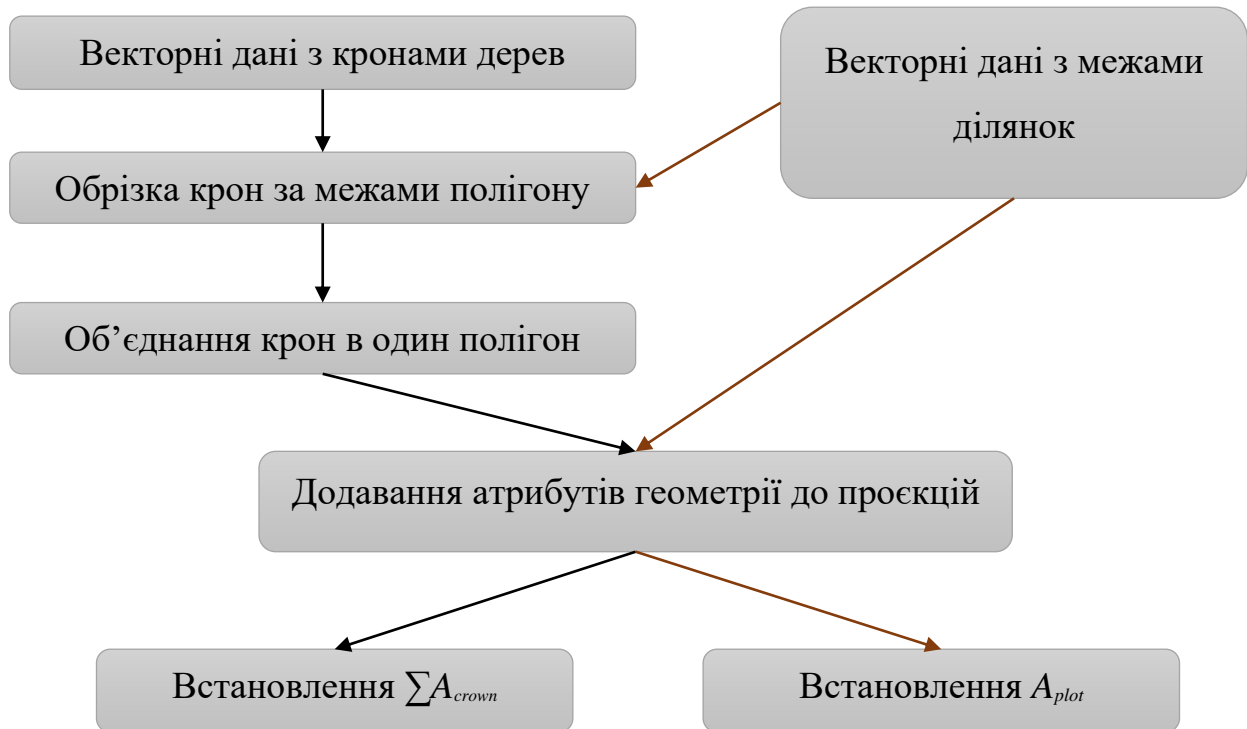


Рис. 2.19. Схема розрахунку зімкнутості деревостанів у межах дослідних ділянок

Дешифрування крон дерев здійснюється в пакеті {ForestTools} (Plowright & Koontz, 2020) за допомогою функції *mcws*, сегментація крони кожного окремого дерева виконується на основі їхніх ідентифікованих локальних максимумів. Функція *mcws* працює на основі алгоритму сегментації вододілу. Якщо в насадженні наявна густа піднаметова рослинність, важливо встановлювати показник мінімальної висоти крони дерев, якщо немає потреби дешифрувати чагарники.

Відношення сумарної площі крон ( $\sum A_{crown}$ ) до площі виділу ( $A_{plot}$ ) використовується для оцінювання зімкнутості деревостану ( $P_{crown}$ ), що розраховується за формулою (2.10). На основі опрацьованої методики можливо визначити середню зімкнутість для кожного таксаційного виділу.

$$P_{crown} = \frac{\sum A_{crown}}{A_{plot}} \cdot 100, \quad (2.10)$$

де  $A_{crown}$  – площа крон дерев у межах виділу або ділянки, м<sup>2</sup>;  $A_{plot}$  – площа ділянки, м<sup>2</sup>.

Крони після дешифрування не мають правильної форми, тому діаметр крони кожного дерева розраховується через їхню площу за формулою:

$$D_{crown} = 2 \cdot \sqrt{\frac{A_{crown}}{\pi}}. \quad (2.11)$$

Радіус крони дерева відповідно:

$$R_{crown} = \sqrt{\frac{A_{crown}}{\pi}}. \quad (2.12)$$

За наведеною методикою дешифрування окремих дерев отримують вихідні матеріали з координатами дешифрованих верхівок дерев та показниками їхньої висоти. Також одержують векторні шари крон окремих дерев, які містять показники їхньої площі та діаметра. Виконується розрахунок зведених показників результатів дешифрування в межах пробних площ.

## **2.6 Методика оцінювання якості дешифрування дерев та визначення їх таксаційних показників**

З метою візуального оцінювання якості дешифрування отримані результати експортуються до середовища ГІС у вигляді шейп-файлів (\*.SHP). Результати порівнюються з ортофотопланом, де візуально здійснюється контроль коректного дешифрування дерев.

Під час оцінювання дешифрування створюється матриця похибок (Congalton & Green, 2009; Maxwell et al., 2021). Фактичні верхівки дерев визначаються за ортофотопланом та за допомогою зібраних наземних даних, які містять координати дерев. Координати дешифрованих верхівок порівнюються з фактичними даними, внаслідок чого й виконується оцінювання точності їхнього дешифрування за допомогою візуального аналізу.

Матриця похибок створювалася наступним чином: правильно дешифровані дерева позначаються як *True Positive* (TP); пропущені верхівки – *False Negative* (FN); ідентифіковані хибні верхівки – *False Positive* (FP); потенційно хибним локальним максимумам, які не були дешифровані присвоювався клас *True Negative* (TN). Однак згаданий клас не використовується під час оцінювання якості дешифрування дерев (Goutte & Gaussier, 2005; Mohan et al., 2017).

У випадку порівняння кількох ітерацій обліку отримується типова матриця похибок, за якою розраховуватимуться показники якості дешифрування верхівок дерев (табл. 2.4). Під час класичного визначення якості дешифрування у користувачів не виникає класу TN. У цьому випадку зазначений клас присутній завдяки тому, що одна і та ж ділянка обліковується певну кількість ітерацій з використанням СНМ, сформованих за різних параметрів збору та обробки даних. Таким чином, клас TN присвоюється у випадку, коли на одному з СНМ растрів дешифровано хибний локальний максимум, тоді як з використанням іншого СНМ хибного локального максимуму не виявлено.

Таблиця 2.4

### Матриця похибок для оцінювання точності дешифрування верхівок

Загальна сукупність дослідних даних		Емпіричні дані	
		Позитивні	Негативні
Результати дешифрування	Позитивні	TP	FP
	Негативні	FN	TN*

\* Якщо виконана тільки одна ітерація дешифрування клас TN не визначається.

Для оцінювання якості дешифрування застосовується показник *F-score* (F-міри). F-міра розраховується на основі найпоширеніших показників, які використовуються під час оцінювання якості класифікації «чутливість» (англ. *Recall*) та «точність» (англ. *Precision*). Наведені метрики еквівалентні для традиційних показників у дистанційному зондуванні. Таким чином *Recall* слугує еквівалентом PA (точність виробника), а *Precision* – UA (точність користувача).

Додатково, на основі отриманих даних визначаються показники частки виникнення пропущених значень (англ. *False Negative Rate* – *FNR*), а також показника, який описує частку виникнення хибних помилкових значень (англ. *False Discovery Rate* – *FDR*). Останні два показники не типові для застосування в дистанційному зондуванні, водночас їх використання може бути доцільним для порівняльного аналізу похибок (Maxwell et al., 2021).



Розрахунок показників якості дешифрування виконується за наступними формулами:

$$\text{Точність виробника} \quad r = \frac{TP}{TP + FN} \quad (2.13)$$

$$\text{Точність користувача} \quad p = \frac{TP}{TP + FP} \quad (2.14)$$

$$F\text{-міра} \quad F = \frac{2 * r * p}{r + p} \quad (2.15)$$

$$\begin{array}{l} \text{Коефіцієнт пропущених} \\ \text{верхівок} \end{array} \quad FNR = \frac{FN}{TP + FN} \quad (2.16)$$

$$\begin{array}{l} \text{Коефіцієнт хибних} \\ \text{верхівок} \end{array} \quad FDR = \frac{FP}{TP + FP} \quad (2.17)$$

Оцінювання якості визначення таксаційних показників дистанційними методами або результатів моделювання виконується із застосуванням ряду стандартних статистичних показників, які розраховують за формулами (2.18-2.23) (Lindberg & Hollaus, 2012; Su et al., 2020):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}; \quad (2.18)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |(\hat{y}_i - y_i)|; \quad (2.19)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{n}}; \quad (2.20)$$

$$RMSE \% = 100 * \frac{RMSE}{\bar{y}}; \quad (2.21)$$

$$Bias = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)}{n}; \quad (2.22)$$

$$Bias \% = 100 * \frac{Bias}{\bar{y}} , \quad (2.23)$$

де  $\hat{y}_i$  – модельоване значення таксаційного показника;  $y_i$  – фактичне значення таксаційного показника;  $\bar{y}$  – середнє арифметичне значення досліджуваного таксаційного показника;  $n$  – кількість дослідних ділянок або окремих дерев.

Для оцінювання похибок визначення таксаційних показників за різних способів і розроблених моделей використовується розрахований відсоток відхилення прогнозованого таксаційного показника від розрахованих емпіричних показників на пробних площах. Відхилення розраховувалися за формулою 2.24.

$$\Delta y = (\hat{y} - y)/y, \quad (2.24)$$

де  $\Delta y$  – коефіцієнт відхилення прогнозованого показника;  $\hat{y}$  – таксаційний показник визначений дистанційним способом;  $y$  – таксаційний показник за емпіричними наземними даними.

### ***Висновки до розділу 2***

1. Реалізація системи національної інвентаризації лісів для отримання достовірних даних про стан і динаміку лісового фонду в Україні потребує велику кількість часу та коштів на виконання робіт. Необхідність оперативного локального моніторингу стану насаджень створює передумови впровадження дистанційних методів для таксації деревостанів під час виконання інвентаризації та інших лісотаксаційних робіт.

2. На території ЧЗВ, в умовах відсутності ведення господарства спостерігається тенденція до збільшення площі лісових насаджень, тоді як зменшення площі лісів відбувається переважно під впливом пожеж. Динамічні зміни лісових насаджень на територіях забруднених радіонуклідами вимагають їхнього постійного моніторингу, що можна забезпечити використовуючи дані, отримані з допомогою БПЛА.

3. Збір дослідних даних дистанційної зйомки з БПЛА необхідно виконувати враховуючи законодавчі вимоги, що регулюють застосування

безпілотних літальних технологій на певній території і може бути ускладнене під час особливого та воєнного стану.

4. Пробні площі представлені насадженнями штучного і природного походження, що дасть змогу встановити доцільність застосування даних із БПЛА для оцінювання лісів, створених до аварії на ЧАЕС, а також колишніх сільськогосподарських угідь, на яких відбуваються природні сукцесійні процеси.

5. Отриманий розподіл пробних площ дозволяє оцінити можливості застосування технологій стереограмметричної зйомки з БПЛА для деревостанів із контрастними таксаційними показниками.

6. Через відсутність впливу господарських заходів на ріст і розвиток насаджень дослідні ділянки штучного походження представлені високоповнотними деревостанами. Водночас розподіл повнот має значну дисперсію. Особливості структури дослідних насаджень можуть впливати на точність дешифрування окремих дерев та оцінювання їхніх таксаційних показників за даними дистанційної зйомки.

7. Можливості сучасного обладнання для збору даних дистанційної зйомки з БПЛА та їхньої фотограмметричної обробки дозволяють виконувати ці процеси з високим рівнем автоматизації, що скорочує витрати часу на проведення збору польових даних дистанційної зйомки.

Наукові результати, висвітлені у розділі 2, опубліковані у працях (Holiaka at al., 2018; Holiaka at al., 2020; Задорожнюк & Дячук, 2021а; Задорожнюк & Дячук, 2021б; Задорожнюк 2022; Zadorozhniuk, 2023).

## РОЗДІЛ 3

### ТОЧНІСТЬ ДЕШИФРУВАННЯ ТАКСАЦІЙНИХ ПОКАЗНИКІВ ЗА ЗМІНИ ПАРАМЕТРІВ ЗЙОМКИ З БПЛА

#### 3.1 Просторовий аналіз отриманих даних дистанційної зйомки

Оцінювання витрат розрахункової потужності, необхідної для обробки матеріалів зйомки, що отримані за різних параметрів збору, представляють один із ключових елементів дослідження. Загалом проведено фотограмметричну обробку одного полігону за даними, зібраними дев'ятьма різними комбінаціями, які включали в себе зміну висоти (просторового розрізнення) та зміну перекриття зображень. Вирівнювання зображень, побудова щільної хмари точок та виведення растрових зображень виконані за ідентичних параметрів обробки. Це дає змогу оцінити вплив параметрів збору даних на наступні витрати для їхньої обробки (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

#### Зведені показники, отримані під час вирівнювання зображень

Номер комбінації	Показники вирівнювання зображень				Витрати часу, год:хв:с	Розраховане просторове розрізнення, см	Розрахована висота зйомки, м	Загальна похибка вирівнювання, м
	Загальна кількість	Вирівняно	Відношення вирівняних зображень, %	Доцільність застосування				
1	513	513	100	Так	33:40:00	1,92	82,3	2,19
2	209	169	81	Частково	09:35:00	1,99	82,1	5,16
3	129	89	69	Ні	00:33:00	1,98	82,1	5,29
4	329	329	100	Так	23:38:00	2,98	125	2,92
5	125	102	82	Частково	06:59:00	3,10	127	5,97
6	95	71	75	Ні	0:25:00*	3,11	125	5,72
7	233	233	100	Так	16:33:00*	4,30	157	3,46
8	102	102	100	Так	06:41:00*	4,30	158	4,92
9	82	64	78	Ні	04:33:00*	4,38	161	4,64

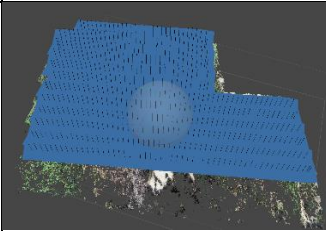
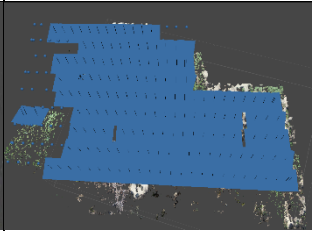
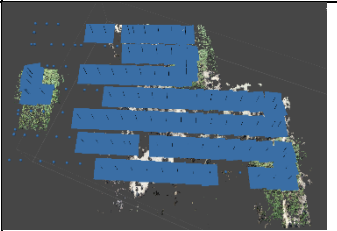
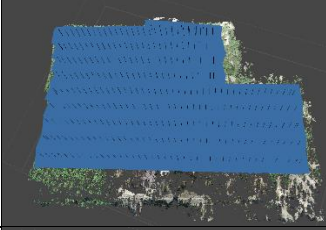
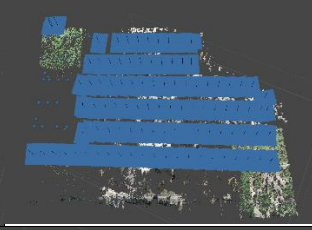
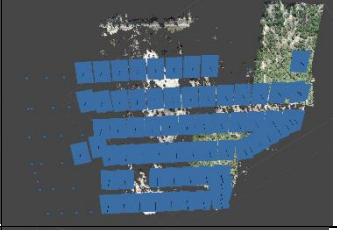
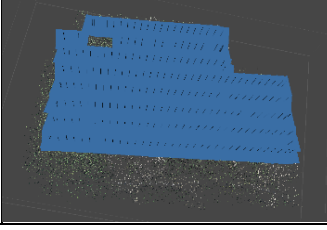
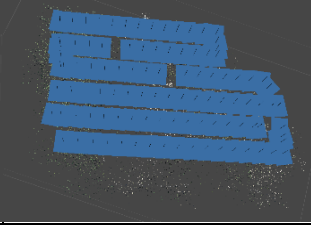
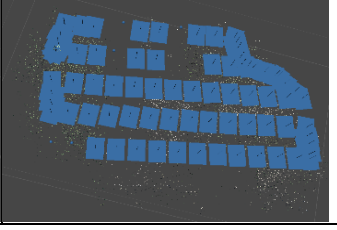
\* Для досягнення результату кількість зв'язуючих точок було збільшено.

На цьому етапі можна зробити висновок, що дотримання високого ступеня перекриття зображень необхідне під час збору даних дистанційної зйомки. Особливо важливо використовувати високий ступінь перекриття з щільною зімкнутістю насаджень. Також важливим показником відзначається розрахована вихідна похибка вирівнювання зображень, яка для усіх трьох випадків значно менша при поздовжньому перекритті 90% та поперечному 80%.

Алгоритму не вдалося вирівняти зображення, які припали на досить щільну частину насаджень берези повислої. Тому під час вибору перекриття потрібно керуватися саме різноманітністю кольорової гами досліджуваних насаджень (табл. 3.1, 3.2). Високим перекриттям (для зменшення витрат на виконання робіт) можна знехтувати, якщо виконується зйомка в насадженнях малої зімкнутості. У таких насадженнях земна поверхня добре проглядається під наметом лісу, а також вони мають контрастнішу гаму кольорів на зображеннях. Таким чином вибір меншого перекриття дає змогу значно скоротити витрати часу на виконання збору дослідних даних та їхню фотограмметричну обробку.

Таблиця 3.2

### Результати вирівнювання зображень за різних параметрів збору даних

Перекриття, %	90 (81)	80 (72)	70 (63)
Висота, м			
80			
120			
150			

Збільшення висоти зйомки дозволяє вирівняти більшу частку зображення, що теоретично може бути результативним для певних завдань. З іншого боку зменшення просторового розрізнення зображень призводить до значного погіршення відтворення щільної хмари точок. Таким чином на висоті 150 м збір дослідних даних виконано з розрахунковим просторовим розрізненням 4,09 см, а фактичні показники в результаті фотограмметричної обробки становили 4,30-4,38 см. Однак, за такого просторового розрізнення для успішного вирівнювання зображень встановлено максимально можливу кількість зв'язуючих точок, тоді як більшого просторового розрізнення і перекриття достатньо їхньої обмеженої вибірки (див. підрозділ 2.2.3). Також зростають похибки вирівнювання зображень, розраховані у програмному забезпеченні (табл. 3.3).

З огляду на вищезазначене, збір дослідних даних з низьким перекриттям зображень доцільно виконувати під час інвентаризації лісових насаджень, де елементи ландшафту вирізняються високою контрастністю кольорової гами. Однак загалом для дослідження лісових насаджень необхідно виконувати зйомку з високим ступенем перекриття зображень. Поступаючись витратами часу на збір даних та їхню фотограмметричну обробку, отримані матеріали з більшою вірогідністю будуть вдало використані для побудови щільної хмари точок.

Таблиця 3.3

### Показники похибок вирівнювання зображень

Номер комбінації	Просторове розрізнення, см	Перекриття поздовжнє (поперечне), %	Похибки за проєкцією				Загальна похибка, м
			x, м	y, м	z, м	xy, м	
1	2,2	90(81)	1,407	1,665	0,213	2,180	2,190
2	2,2	80(72)	3,891	3,366	0,354	5,145	5,157
3	2,2	70(63)	3,955	3,469	0,544	5,261	5,289
4	3,3	90(81)	2,219	1,860	0,409	2,896	2,925
5	3,3	80(72)	4,554	3,566	1,499	5,784	5,975
6	3,3	70(63)	4,687	3,188	0,800	5,668	5,724
7	4,1	90(81)	2,681	2,011	0,614	3,410	3,465
8	4,1	80(72)	3,701	3,203	0,492	4,895	4,919
9	4,1	70(63)	3,434	2,990	0,914	4,553	4,644

З отриманих результатів можна зробити висновок, що для комбінацій, де частка вирівняних зображень менше 100% значно зростають похибки в усіх проєкціях. Для ділянок з усіма успішно відкаліброваними зображеннями похибки зростають зі збільшенням висоти зйомки (зменшенням просторового розрізнення зображень), а також зі зменшенням перекриття.

Наступний етап – порівняння характеристик розрахованої хмари точок. Хмара точок була розрахована для всіх комбінацій збору зображень, включно з невдало вирівняними серіями. Це дозволить представити витрати розрахункових потужностей для всіх комбінацій параметрів збору дослідних даних (рис. 3.1).

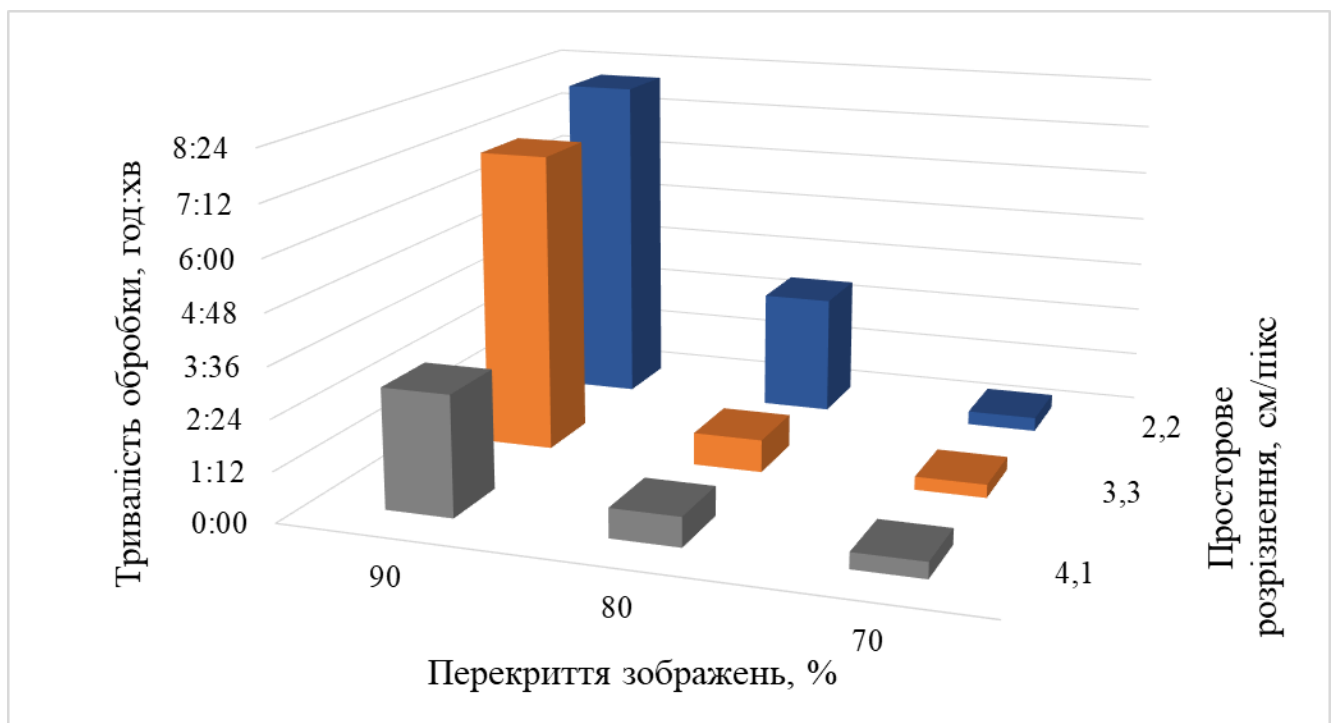


Рис. 3.1. Витрати часу на створення щільної хмари точок

Від кількості точок у хмарі залежить якість побудови вихідних растрових матеріалів. На графіках відображено середню кількість точок щільної хмари, розрахованої на 1 м<sup>2</sup> дослідного полігону, що отримуються за різних параметрів збору даних (рис. 3.2). Тут чітко простежуються, що з просторовим розрізненням зображень 2,2 та 3,3 см зі зменшенням перекриття кількість розрахованих точок у хмарі непропорційно різко зменшується. Така тенденція спостерігається через неповну частку вирівняних фото, також зменшується загальна площа відтворення та щільність точок на 1 м<sup>2</sup>. Дані дистанційної зйомки, зібрані зі зменшеним

перекриттям, не рекомендовано застосовувати. В іншому випадку використовувати хмару точок тільки для тієї частини дослідної території, яка задовільно відтворена.

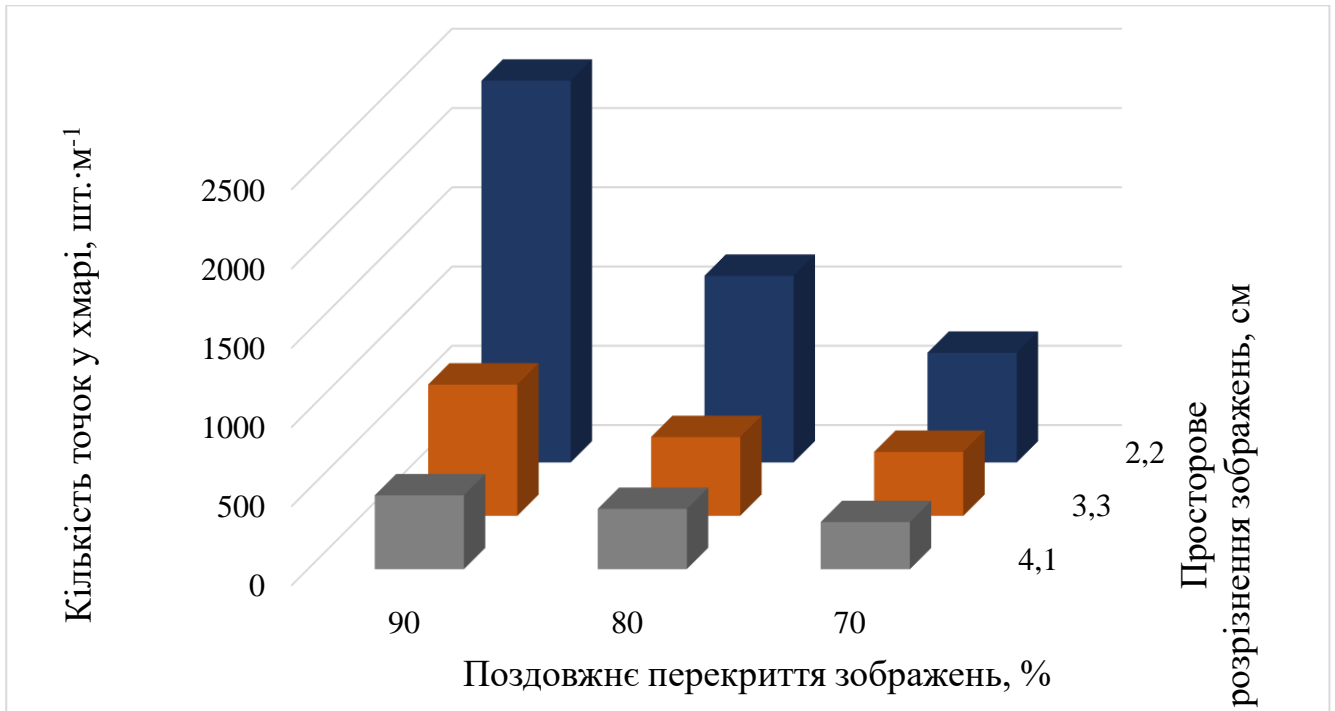


Рис. 3.2. Вихідні показники щільної хмари точок

Оцінюючи хмару точок, а саме їх кількість та щільність, що отримуватиметься за різних параметрів збору даних, передусім необхідно звертати увагу на можливість класифікації земної поверхні та відтворення з неї цифрової моделі рельєфу. DEM необхідна для розрахунку СНМ та дозволяє перейти від абсолютних висот над рівнем моря до відносних, за якими визначаються таксаційні показники деревостанів (рис. 3.3).

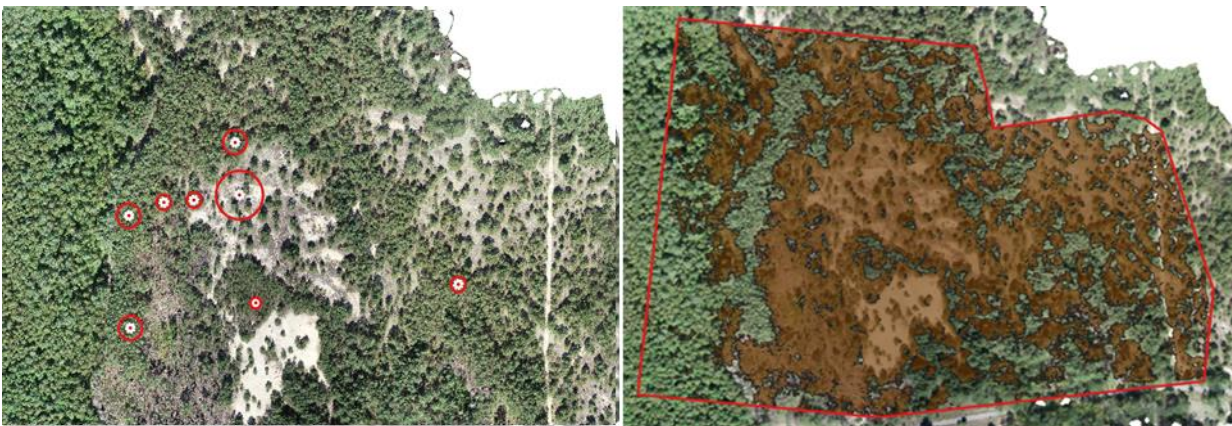


Рис. 3.3. Дослідний полігон: ліворуч з центрами пробних площ, праворуч векторний шар з класифікованою DEM



Дослідний полігон характеризується досить контрастним покривом та нерівномірним рельєфом, а саме: наявна частина відкритого ландшафту, зростають деревостани різного віку, походження, зімкнутості та видового складу. Таким чином, отримані результати оцінюються для контрастних умов.

За всіма комбінаціями збору даних вдалося класифікувати більшу частину DEM на ділянках з відкритою місцевістю або там, де наявні деревостани з низькою зімкнутістю. У частинах дослідного полігону, де деревостани характеризуються досить високою зімкнутістю, можливості класифікації DEM зменшувалися. Оцінивши частку площі DEM до полігону при просторовому розрізненні 2,2 см, частка класифікованої землі становить 59 %, при розрізненні 3,3 см також 59 %, а при 4,1 см – 52 % та при тому ж розрізненні зі зменшеним перекриттям – 42 %. Отже встановлено, що використання зображень просторового розрізнення 4,1 см і більше погіршуватиме можливості побудови DEM, особливо на ділянках з високою зімкнутістю намету. Слід дотримувати більшого перекриття зображень, що дасть змогу відтворити більшу кількість точок щільної хмари для побудови DEM.

На цьому етапі дослідження можна зробити висновок, що варто дотримуватися максимального поздовжнього перекриття зображень (–90 %). Надалі більше уваги буде приділено впливу просторового розрізнення зображень на визначення таксаційних показників деревостанів та окремих дерев.

### **3.2 Особливості варіації цифрової моделі намету**

Через розбіжності в підходах до збору даних та їх фотограмметричної обробки у характеристиках вихідних растрових зображень наявні відмінності. З попереднього підрозділу вже зрозуміло, що для успішного формування СНМ потрібна хмара точок, яка дозволила б успішно та точно побудувати цифрову модель рельєфу. На відміну від технології LiDAR, де за рахунок проникаючої здатності електромагнітного випромінювання отримується достатньо даних про «землю», фотограмметрія вимагає серій зображень із високим ступенем перекриття (особливо для ділянок з монотонною кольоровою гамою та деревостанів високої зімкнутості). Першим показником, що описує вихідні растрові матеріали (СНМ) є

їх просторове розрізнення. Однак у випадку з фотограмметрією значний інтерес становлять показники розподілу СНМ. Цифрова модель намету в дослідженнях лісових екосистем виступає відображенням вертикальної структури насаджень із високим просторовим розрізненням. Показники СНМ використовують для визначення таксаційних показників окремих дерев та деревостанів. Показники розподілу цифрових моделей намету безпосередньо застосовують для моделювання запасу насаджень і фітомаси (див. підрозділ 1.3.2).

Головним критерієм якості СНМ визнано забезпечення найбільш точного відображення вертикальної структури деревостанів. СНМ розраховується з растрів, сформованих на основі щільної хмари точок. Якщо під час побудови DEM завжди застосовується інтерполювання, то для побудови DSM необхідно мати достатню кількість даних, щоб повністю відобразити вертикальну структуру насаджень. Оскільки формування щільної хмари точок залежить від параметрів збору даних з БПЛА, вони впливатимуть на характеристики розподілів DSM та СНМ.

Вплив перекриття зображень на формування DEM дає розуміння того, що дані, зібрані з перекриттям, нижчим 90 %, можна відхилити вже на цьому етапі дослідження за кількома критеріями. По-перше, не вдається вирівняти всі зображення та повною мірою відтворити хмару точок дослідних об'єктів. По-друге, обґрунтовано негативний вплив даних із низьким перекриттям на формування DEM. Отже, такі дані будуть призводити до похибок під час розрахунку СНМ.

Показники варіації СНМ оцінюватимуться для даних, зібраних з перекриттям 90 %, на всіх трьох рівнях просторового розрізнення та розрахованою хмарою точок із застосуванням двох параметрів фільтрації (агресивної та м'якої). Таким чином, було сформовано шість варіацій розподілів СНМ для дослідного полігону, також розділених окремо для кожної пробної площі.

Перевірка відмінностей між цифровими моделями намету (сформованими за різних параметрів збору даних) виконувалася із застосуванням двовибіркового тесту Колмогорова–Смирнова (КС) (Conover, 1999). Згаданий тест проводився окремо в межах кожної пробної площі для вибірок, сформованих із центрів пікселів СНМ растрів. Отриманим вибіркам присвоєно значення висоти кожної з варіацій

цифрової моделі намету. У результаті для кожної пробної площі сформовано матрицю відповідностей розподілів СНМ (табл. 3.4). Результати тестів відмінності розподілів СНМ для кожної пробної площі наведені в додатку Б.

Таблиця 3.4

**Результати перевірки відмінності розподілів СНМ растрів із використанням двовибіркового КС тесту з кількістю пробних площ**

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05 – 8	p > 0,05 – 4 p < 0,05 – 4	p < 0,05 – 8	p > 0,05 – 2 p < 0,05 – 6	p < 0,05 – 8	p < 0,05 – 8
m2,2		p > 0,05 – 8	p < 0,05 – 8	p > 0,05 – 1 p < 0,05 – 7	p < 0,05 – 8	p < 0,05 – 8
a3,3			p > 0,05 – 8	p > 0,05 – 1 p < 0,05 – 7	p < 0,05 – 8	p < 0,05 – 8
m3,3				p > 0,05 – 8	p < 0,05 – 8	p < 0,05 – 8
a4,1					p > 0,05 – 8	p < 0,05 – 8
m4,1						p > 0,05 – 8

Примітка. «2,2, 3,3, 4,1» – просторове розрізнення зображень; «a, m» – параметри фільтрації фотограмметричної обробки (агресивна, м'яка).

За аналізом результатів нульова гіпотеза про рівність розподілів вихідних растрових зображень приймалася для половини пробних площ зі зміною параметра фільтрації щільної хмари, де використані зображення з найвищим просторовим розрізненням. Рівні розподіли отримано для СНМ, сформованих із зображень просторового розрізнення 2,2 см та застосуванням м'якої й агресивної фільтрації хмари точок. Загалом результати аналізу свідчать про наявність відмінностей у розподілах вихідних растрових матеріалів у разі зміни показників збору дослідних даних та параметрів їх фотограмметричної обробки.

Візуальне представлення розподілів СНМ дає змогу детальніше оцінити особливості відмінностей їхньої варіації. Усі СНМ експортувалися з просторовим розрізненням 15 см. Розподіли статистичних показників виконаний за процентилями, один з можливих способів представлення варіації СНМ растрів (рис. 3.4). Результати вказують на значні зміни розподілу в нижніх процентилях, а також мінімальних значеннях для даних, отриманих з просторовим розрізненням 4,1 см, порівняно з розподілами, отриманими за використання зображень меншого просторового розрізнення.

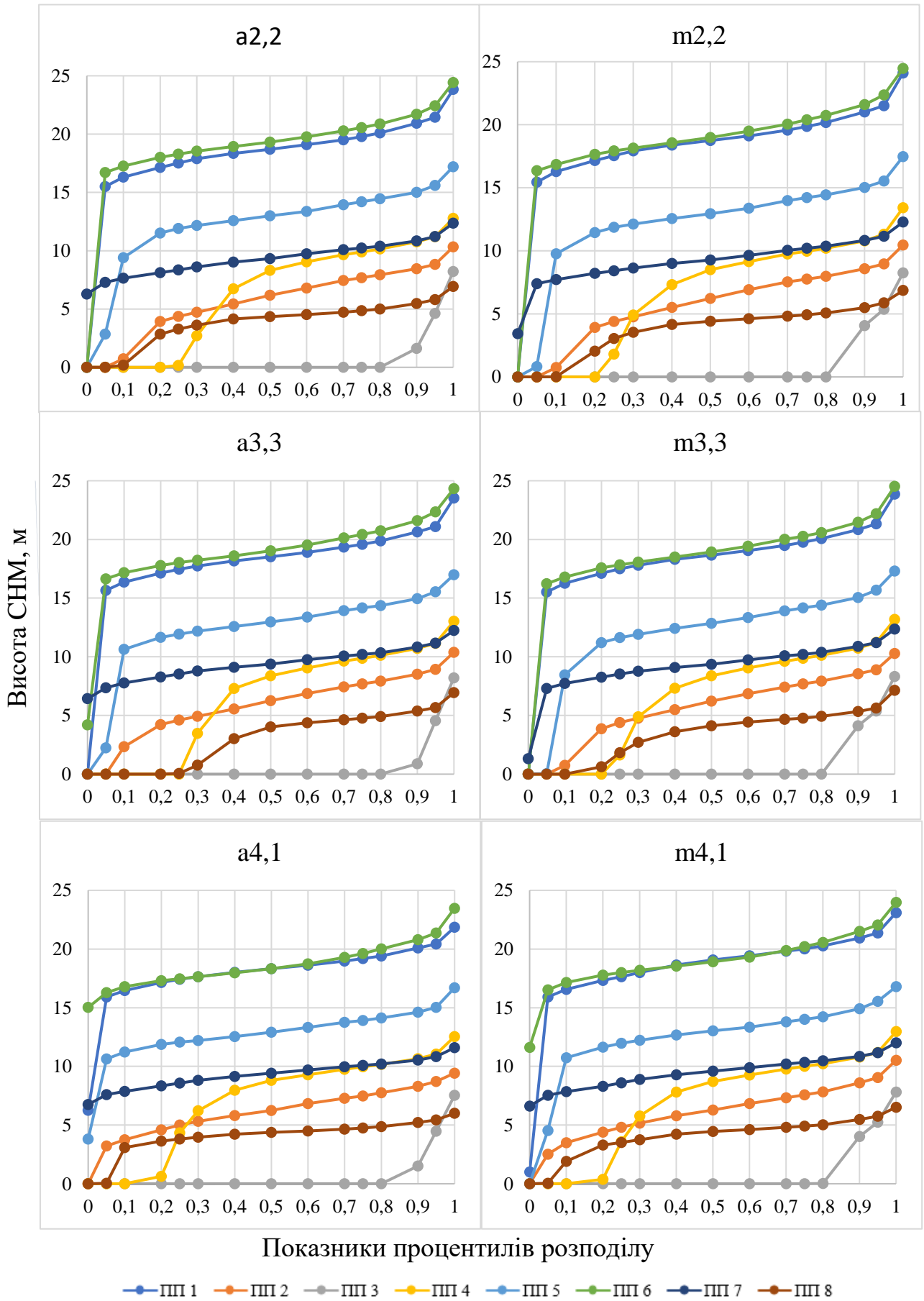


Рис. 3.4. Розподіли цифрової моделі намету за процентілями в межах пробних площ

З аналізу коробкових діаграм (рис. 3.5, рис. 3.6) виявлено (див. табл. 3.4) зниження дисперсії у розподілах СНМ. Отже, зі зменшенням роздільної здатності зображень зменшується кількість точок, отриманих під наметом деревостану. Особливо ця відмінність спостерігається на матеріалах з розрізненням зображень 4,1 см. Також слід звернути увагу на тенденції зниження показника 95 перцентилю. Оскільки згаданий показник прийнято застосовувати для моделювання, потрібно враховувати його мінливість та можливий вплив на виникнення похибок під час розрахунків.

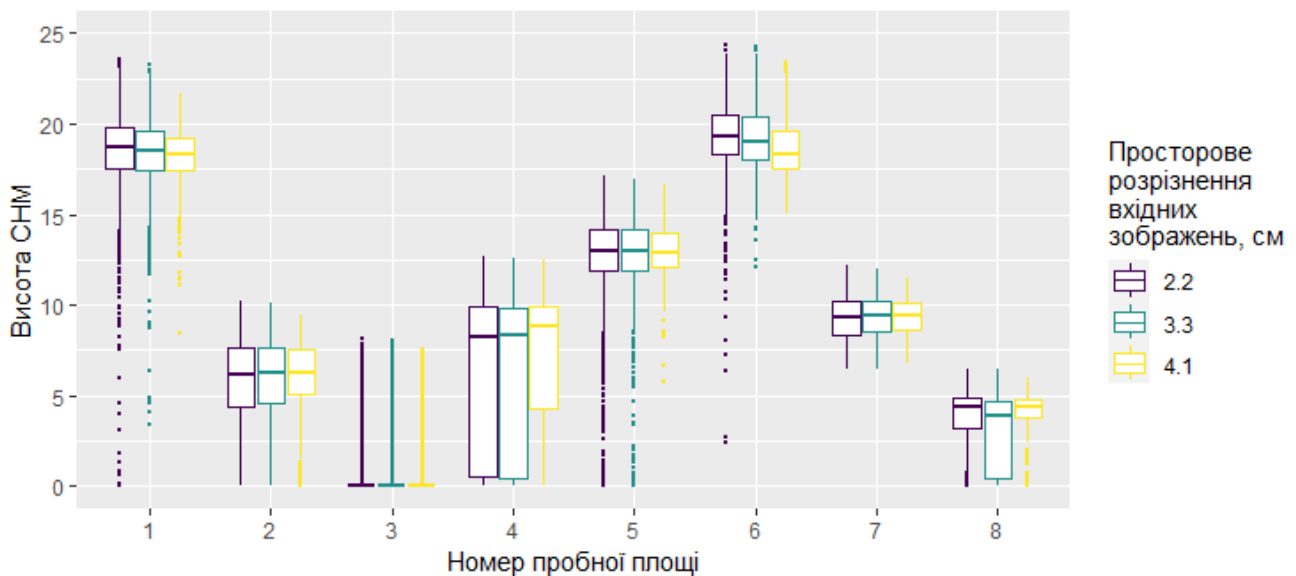


Рис. 3.5. Коробкова діаграма показників СНМ, отриманих з агресивною фільтрацією хмари точок

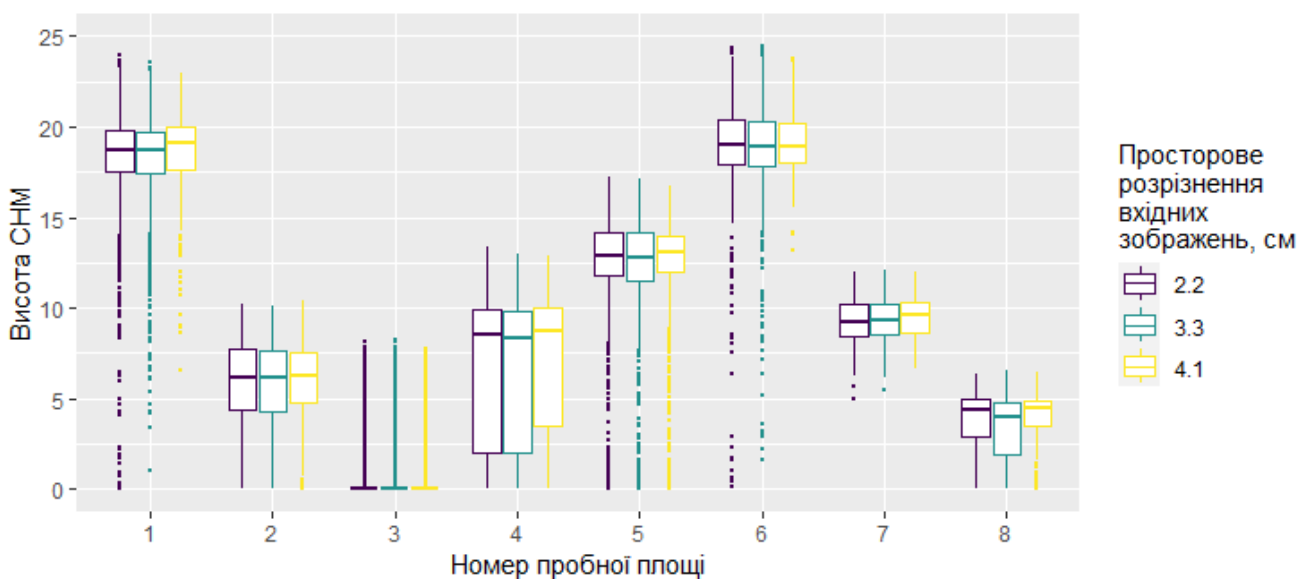


Рис 3.6. Коробкова діаграма показників СНМ, отриманих з м'якою фільтрацією хмари точок

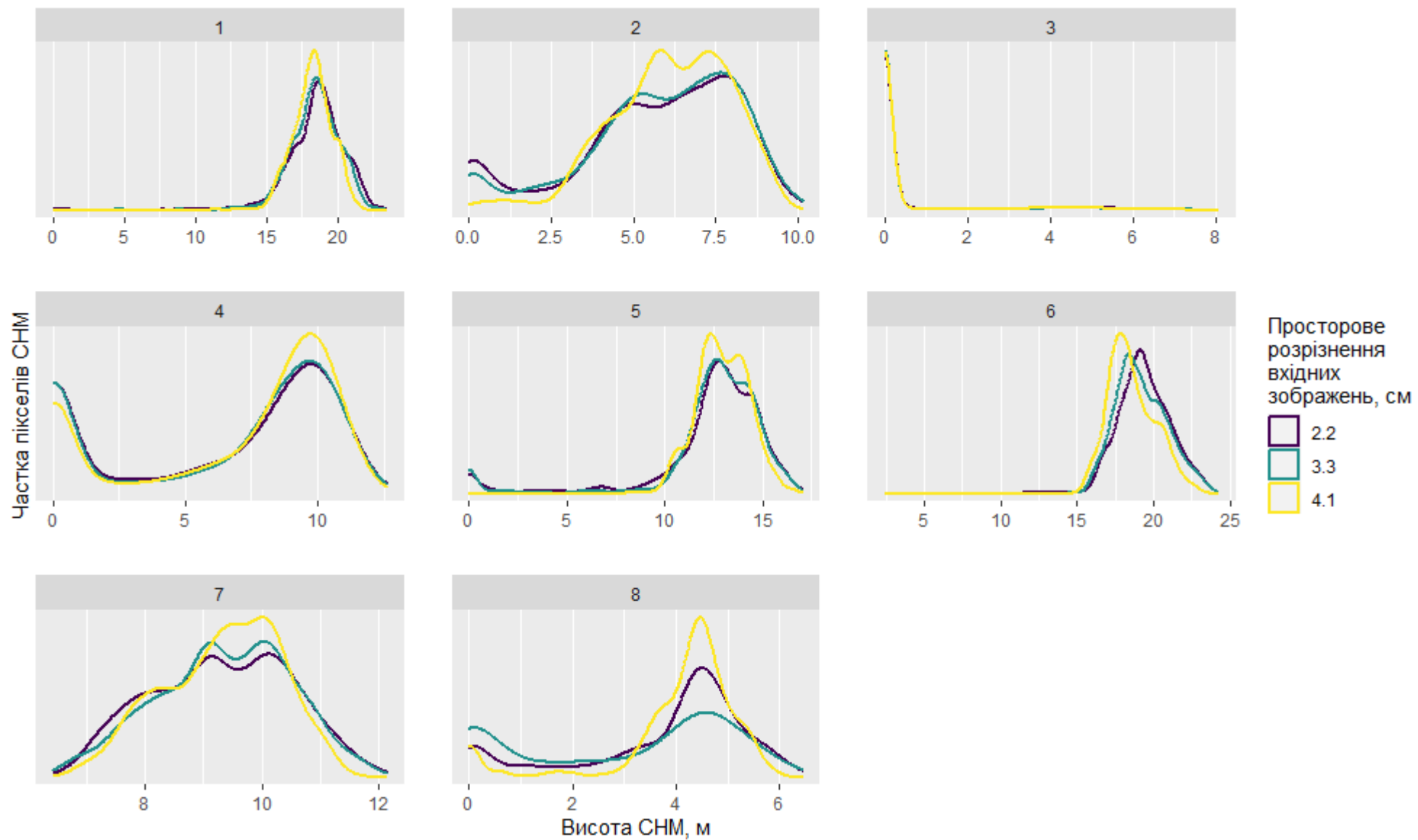


Рис. 3.7. Розподіл СНМ за висотами на ПП (агресивна фільтрація)

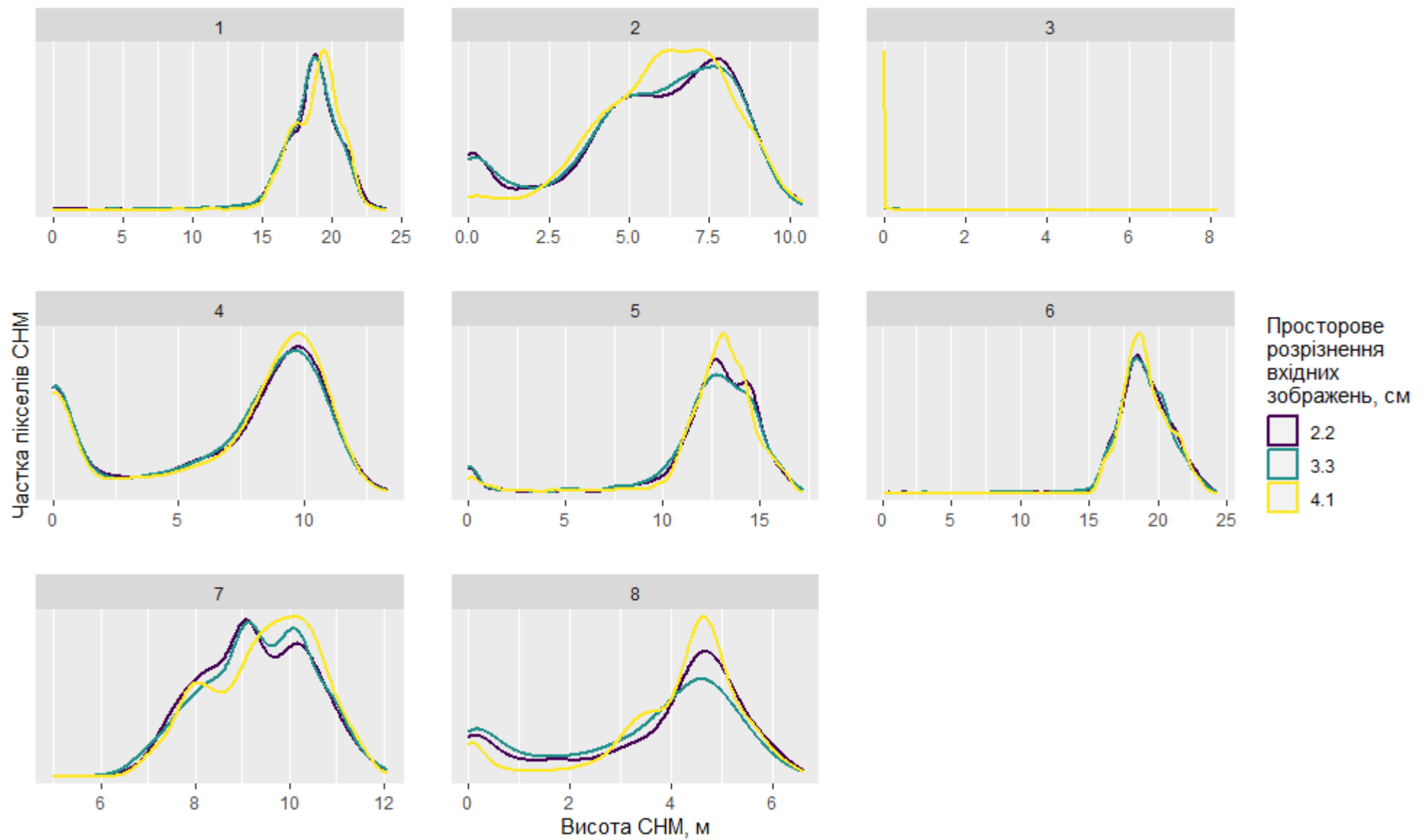


Рис. 3.8. Розподіл СНМ за висотами на ППІ (м'яка фільтрація)

Варіація частки пікселів цифрової моделі намету вказує на відносну схожість подібність розподілів, отриманих з просторовим розрізненням зображень 2,2 та 3,3 см (рис. 3.7). Для даних, отриманих із розрізненням 4,1 см підтверджується зменшення дисперсії в розподілі для деревостанів з відотною повнотою близько 1,0, тоді як однорідніші розподіли одержуються для деревостанів з відотною повнотою 0,6 і 0,1. Загалом це вказує на погіршення відтворення вертикальної структури насадження зі зменшенням просторового розрізнення вхідних зображень. Однак матеріали, отримані з використанням м'якої фільтрації характеризуються одноріднішими розподілами, якщо порівняти їх з розподілами, отриманими з агресивним параметром (рис. 3.8).

У сформованих на початковому етапі цифрових моделей намету спостерігалось значно менше просторове розрізнення (80 м – 3,84 см; 120 м – 5,92 см; 150 м – 7,68 см), а для аналізу експортувалися з розрізненням 15 см. За рис. 3.9, де кожний локальний максимум трансекти являє собою потенційну верхівку окремого дерева, дані, отримані з висоти зйомки 150 м (просторове розрізнення зображень 4,1 см) значно зменшують варіативність вертикального розподілу СНМ. Матеріали, отримані з просторовим розрізненням 2,2 та 3,3 см детальніше описують просторові характеристики крон дерев, а також чіткіше відображають потенційні локальні максимуми дерев.

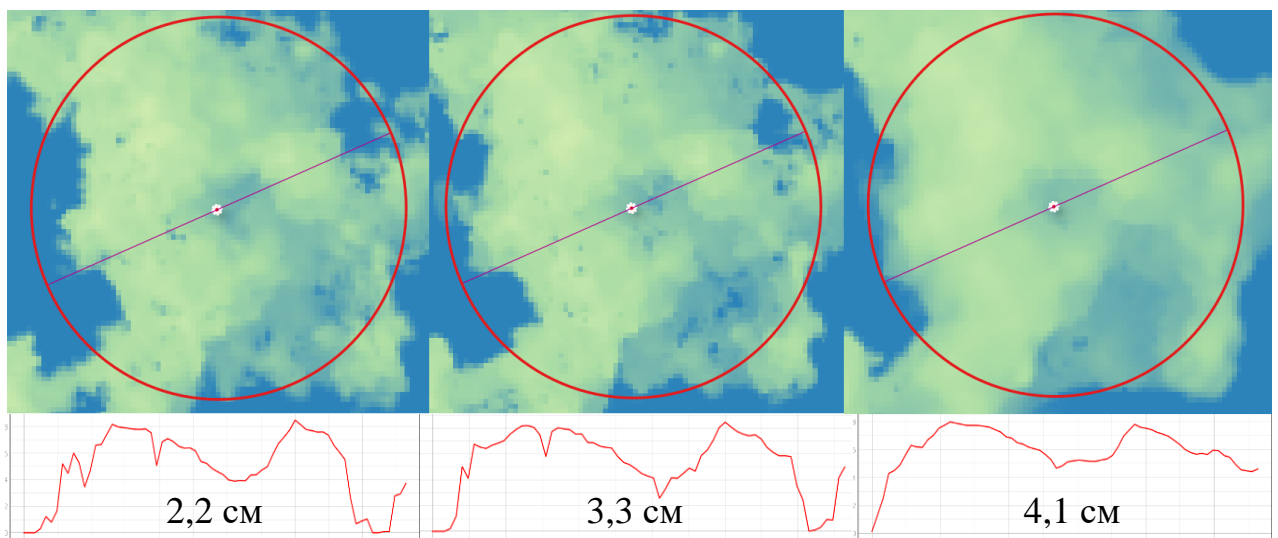


Рис. 3.9. СНМ растри з трансектами, отримані за різних показників просторового розрізнення зображень, зібраних із БПЛА



Розподіл для пробної площі природного походження та відносною повнотою 0,14 не типовий. Насадження з досить низькою зімкнутістю складно описати з використанням статистик цифрових моделей намету, адже висока частка точок землі з показником 0 м витягує весь масив у розподілі до значень цього показника (рис. 3.10). Також у цьому випадку 95 перцентиль не представляє верхню висоту насадження та знаходиться нижче показника його середньої висоти. Фактично дерева в наведеному випадку представлені викидами. Отже, для досліджень насаджень з повнотою, близькою до 0,1, потрібно проводити додаткову фільтрацію точок землі, або ж використовувати максимальне значення висоти.



Рис. 3.10. Ортофотоплан пробної площі № 3

Оцінені варіації цифрових моделей намету вказують на те, що параметри збору даних впливають на можливості відображення тривимірної структури лісових насаджень. Найбільші відмінності виявлені для цифрових моделей намету, сформованих із даних, з просторовим розрізненням 4,1 см.

### **3.3 Дешифрування та ідентифікація верхівок і крон дерев**

#### **3.3.1 Встановлення параметрів пошуку локальних максимумів дерев**

На сучасному етапі не вдається досягти ідеальних результатів дешифрування окремих дерев за даними ДЗЗ. Незважаючи на значну кількість способів, що надають можливість ідентифікувати верхівки окремих дерев у насадженні та виконувати сегментацію їхніх крон, для них усіх властиві недоліки (див. підрозділ 1.3.1). З іншого боку, виконання максимально вдалого дешифрування дерев, що займають панівне положення в деревостані, дає змогу оцінити показники його продуктивності, а порівняння результатів дистанційного дешифрування з даними наземної таксації дозволяє якісно оцінити похибки.

Ідентифікація дерев у насадженні за допомогою LM зводиться до вибору «найвищих» локальних пікселів СНМ растру, що являють собою верхівки окремих дерев. Таким чином, для досягнення максимально точних результатів дешифрування дерев потрібно забезпечити умови:

- розподіл пікселів у цифровій моделі висоти намету повинен якісно відтворювати вертикальну характеристику досліджуваних насаджень;
- СНМ розрахована на основі якісної цифрової моделі рельєфу, що дозволить уникнути похибок визначення висоти та відображення малих дерев;
- обґрунтувати і представити оптимізовану функціональну залежність пошуку дерев за допомогою фільтра LM.

Після успішно сформованих растрових зображень, якість ідентифікації дерев залежить від фільтра локальних максимумів дерев. Згаданий фільтр встановлює обмеження у пошуку сусідніх верхівок та критично необхідний для відсіювання хибних максимумів. Встановлення занадто малого значення фільтра призведе до ідентифікації хибних верхівок (доприкладу гілок дерев), а великого – до пропущення сусідніх дерев та ідентифікації групи дерев як одного. Залежно від обсягу даних та поставлених завдань, можна застосовувати фільтр як фіксованого розміру, так і змінного. Фіксований розмір фільтра доцільно застосовувати для штучно створених ділянок, де дерева ростуть за відповідною схемою посадки, відстань між якими можна передбачити. Таким чином, якщо

потрібно виконати дешифрування для одного таксаційного виділу, використання фільтра з фіксованим розміром виправданим. Однак коли на дослідній території наявні дерева різного віку з досить значними відмінностями за висотою і розміром крон, застосування фіксованого фільтра не дасть позитивних результатів, адже він задовільно працюватиме тільки у однорідних деревостанах.

Для обліку дерев на великих ділянках, де таксаційні показники насаджень або окремих дерев не однотипні (доприкладу різновікові деревостани), потрібно застосовувати фільтр зі змінним радіусом. Застосування фільтра змінного радіуса пошуку робить його адаптивним до зміни таксаційних показників дерев. Таким чином, під час ідентифікації дерев із використанням змінного вікна пошуку враховується зміна діаметрів крон дерев різного віку та висоти, це ще можна описати через кількість дерев на одиниці території (гектар).

Ще один ключовий параметр – це форма фільтра. Доприкладу, ділянку навколо верхівки дерева можна обмежити прямокутним вікном. Однак форма горизонтальної проєкції крони хвойних деревостанів найбільше відповідає колу.

Отже, для вдалої ідентифікації дерев розмір фільтра повинен відображати проєкцію крони дерева та реагувати на зміни показників висоти СНМ. Під час вибору розміру фільтра необхідно керуватися припущенням, що розмір крони дерева залежний від його висоти. Для визначення залежності розміру крони дерева від його висоти використано дані дистанційної зйомки дослідної території, а саме: ортофотоплан та СНМ растр. Проведено попередню ідентифікацію дерев на дослідній території та сегментацію їхніх крон, після чого сформовано вибірку з успішно сегментованими деревами. Для моделювання показників крони дерев сосни звичайної від їх висоти використано масив із 110 дерев. Регресійний аналіз виконано методом найменших квадратів, де радіус крони дерева виступав залежною змінною (рис. 3.11).

За результатами моделювання отримана формула, якій призначатиметься значення висоти СНМ після ідентифікації кожного дерева та, відповідно, фільтруватимуться всі інші потенційні локальні максимуми навколо встановленого радіуса:

$$r_F = 0,446 \cdot \ln(h) + 0,204, \quad (3.1)$$

де  $r_F$  – радіус фільтра LM, м;  $h$  – висота дерева, м.

Ідентифікація верхівок дерев виконувалася із встановленими обмеженнями за мінімальною висотою дерева 1,3 м та висотою крони 0,3 м.

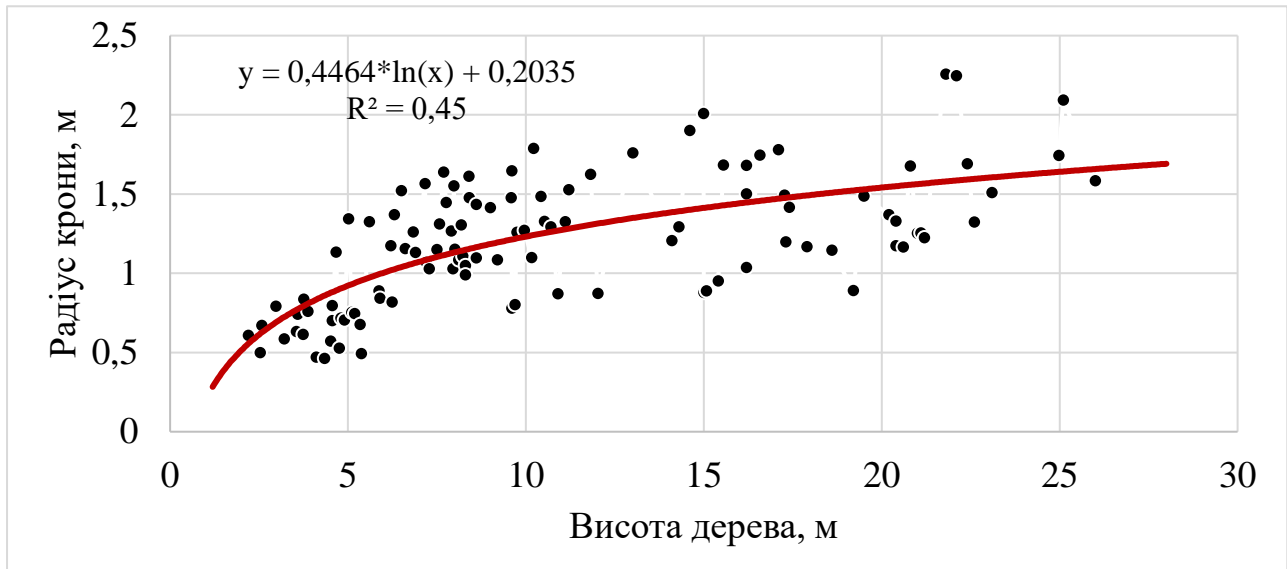


Рис. 3.11 Залежність радіуса крони від висоти дерева (радіус крони визначений за формулою (2.4))

Візуальне оцінювання результатів дешифрування засвідчує, що з використанням формули (3.1) отримано значну кількість пропущених верхівок (рис. 3.12). Це пояснюється тим, що моделювання показника радіуса крони дерева, для його більш вдалого застосування потребує коригування. Отже, застосування моделі, створеної на основі використання всіх радіусів крон дерев, призводить до пропусків верхівок, що знаходяться нижче осі рівняння.

Для уникнення пропусків дерев, розташованих поряд, потрібно знайти залежність, яка б описувала нижню межу радіусів крон від висоти дерев. У протилежному випадку досить часто спостерігається пропуск верхівок дерев, що знаходяться близько між собою. Отже, якщо показники функції описують середній показник радіуса крони дерева у розподілі, вони більші, ніж мінімальний можливий проміжок між верхівками двох сусідніх дерев.

Зважаючи на незадовільний результат дешифрування, вибірку дерев було збільшено до 380 шт. Додаткові дослідні дерева відбиралися з інших дослідних полігонів. Зі збільшенням масиву дерев коефіцієнт  $R^2$  загалом показує негативну

тенденцію. Розподіл розміру крон дерев характеризувався значною мінливістю на групах висот від 1 до 15 м, тоді як за висот дерев 15 м і більше динаміка зростання розміру крони сповільнюється (рис. 3.13).

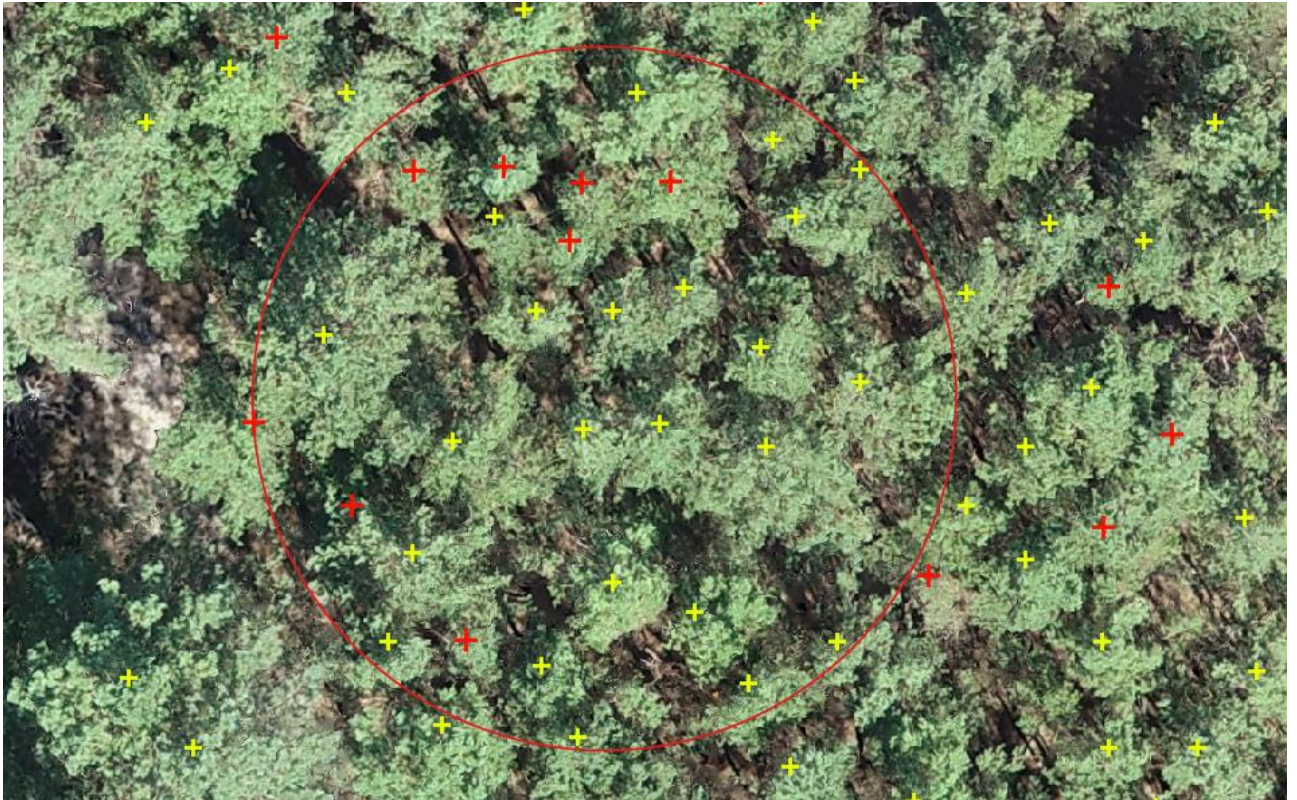


Рис. 3.12. Геопросторове відображення результатів дешифрування верхівок дерев (+ - дешифровані верхівки, + - верхівки, що були пропущені)

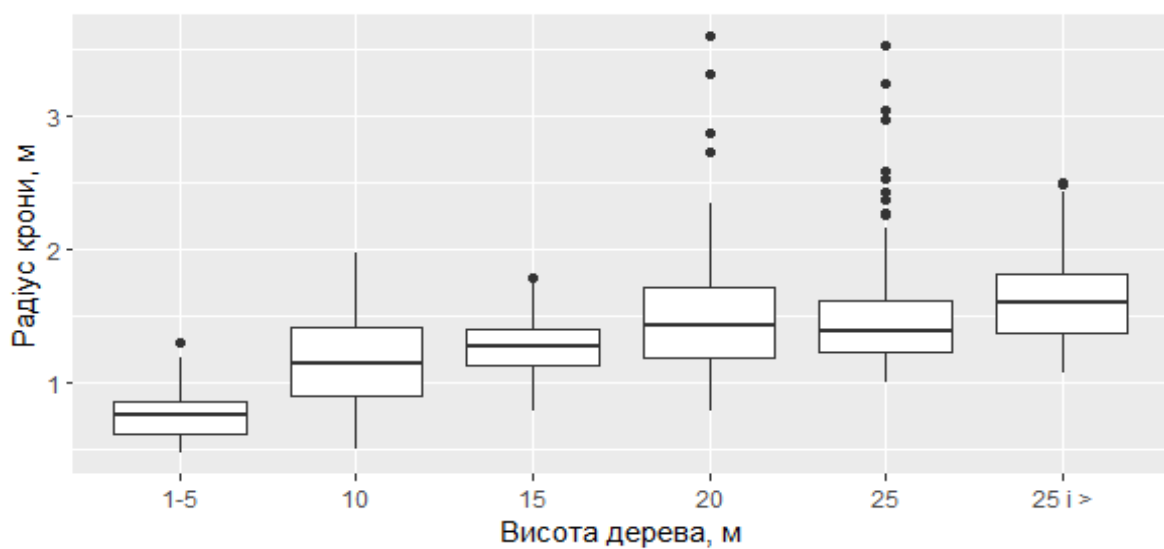


Рис. 3.13. Коробкова діаграма з розподілом радіусів крони дослідних дерев за групами висот

Моделювання виконано із застосуванням логарифмічної залежності. Для визначення нижньої і верхньої меж у розподілі радіуса крон дерев побудовано довірчі інтервали для параметрів моделі (CI) при ймовірності 95 % (рис 3.14). Довірчі інтервали параметрів для встановленої залежності знайдено за допомогою функції *confint* у мові програмування R.

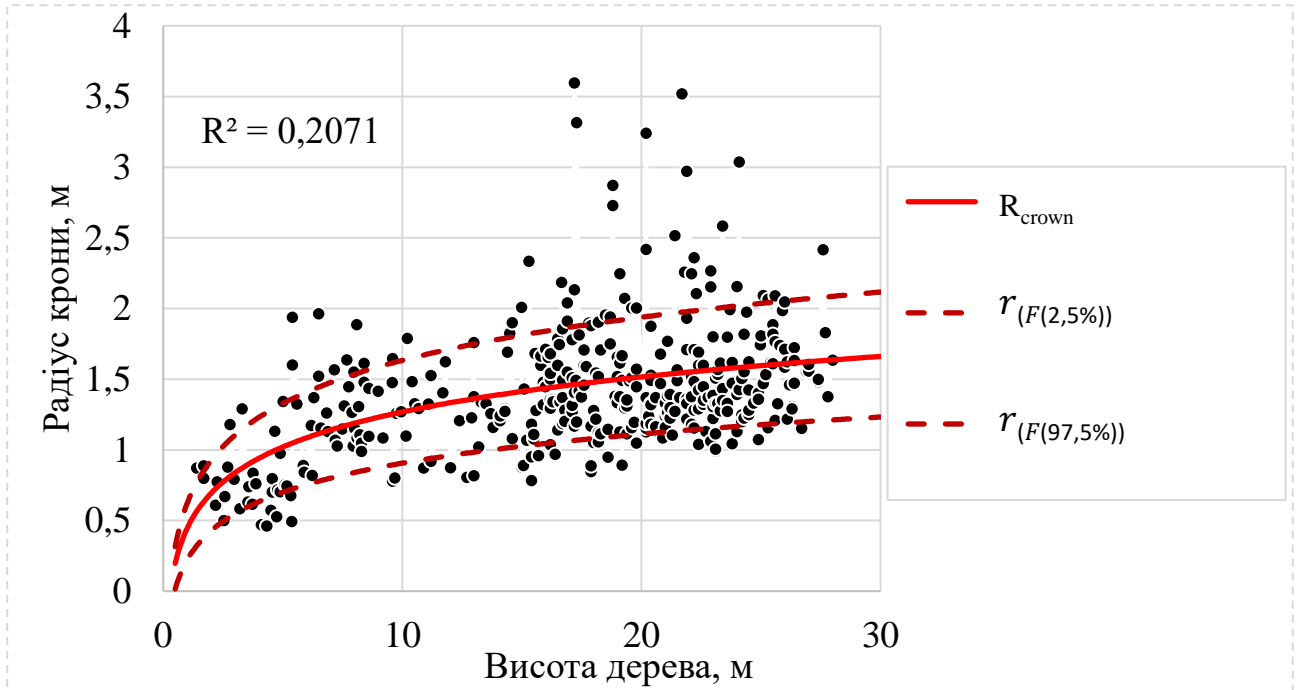


Рис. 3.14. Залежність радіуса крони дерева від його висоти з прогнозними довірчими інтервалами моделі

За результатами моделювання отримано наступні функції (3.2-3.3):

$$r_F = 0,369 \cdot \ln(h) + 0,421 \quad (3.2)$$

$$r_{F(2,5\%)} = 0,297 \cdot \ln(h) + 0,221 \quad (3.3)$$

Ідентифікацію верхівок дерев здійснено з використанням довірчого інтервалу на рівні 2,5 % (формули 3.3), який описує нижню межу в розподілі радіусів крони дерев за їх висотами. Дешифрування дерев виконано за ідентичних параметрів із використанням усіх сформованих варіацій СНМ. Додатково облік дерев проведено із застосуванням фільтра згладжування «Гауса» СНМ, розміром 5x5 пікселів та без нього. Застосування згладжування СНМ теоретично має усунути хибні локальні максимуми дерев, спричинені їх гілками. Після встановлення радіуса пошуку не виконується ніяких змін у

параметрах, крім використання різних цифрових моделей намету. Це дасть змогу оцінити вплив просторового розрізнення вхідних зображень, зібраних із БПЛА як на характеристики варіації цифрових моделей, так і на встановлення таксаційних показників насаджень.

### **3.3.2 Оцінювання якості дешифрування локальних максимумів дерев**

Загальна кількість дерев – це перше, на що звертається увага під час обліку, адже в такому разі з'являється можливість швидко оцінити результати дешифрування. Відношення кількості фактичних до дистанційно дешифрованих дерев наступне (табл. 3.5).

Кодування СНМ растрів зберігається, а саме: «a, m» – параметри фільтрації під час створення хмари точок (агресивна, м'яка); «2,2; 3,3; 4,1» – просторове розрізнення вхідних зображень, зібраних із БПЛА; якщо облік дерев виконано з згладжуванням пікселів, додається підпис «SMTH».

Порівняння кількості дешифрованих дерев з їхньою фактичною кількістю на пробних площах ще раз підтверджує неможливість дешифрувати всі дерева на ділянці (див. табл. 3.5). Без візуального оцінювання дешифрування дерев досить складно встановити його якість, порівнюючи з даними наземного обліку, особливо, якщо відсутні дані про кількість дерев у верхньому ярусі насадження.

Зважаючи на той факт, що СНМ фактично відображає верхню структуру насадження, дешифрування дерев під наметом неможливе з використанням такого підходу. Навіть технології і методики застосування даних LiDAR не забезпечують відмінних результатів ідентифікації дерев, що знаходиться під наметом (Wang et al., 2008; Ferraz et al., 2012). Таким чином, порівнювати результати дешифрування дерев доцільно з використанням наземних даних із координатами дерев як допоміжного джерела, та отриманого вихідного ортофотоплану як основного. Візуальне накладання координат дерев на ортофотоплан високої роздільної здатності дає змогу зрозуміти, де знаходиться дерево: у верхньому ярусі чи ні. Також виконувалося порівняння діаметрів дерев за їх координатами. Доприкладу, якщо з деревом діаметром 20 см поряд росте

дерево 4 см швидше за все менше дерево знаходиться під наметом та його верхівка непомітна на ортофотоплані.

Таблиця 3.5

**Кількість дешифрованих дерев порівняно з даними наземного переліку**

Джерело обліку	ПП1	ПП2	ПП3	ПП4	ПП5	ПП6	ПП7	ПП8	Загальна кількість, шт.	Від наземних даних, %
Наземний облік	50	56	30	42	44	60	39	62	383	100
a2,2	27	23	40	25	14	30	17	14	190	50
a2,2_SMTH	29	15	29	23	14	28	14	12	164	43
m2,2	29	15	42	25	14	26	15	14	180	47
m2,2_SMTH	27	16	29	21	14	28	14	13	162	42
a3,3	29	20	31	26	13	26	14	14	173	45
a3,3_SMTH	27	15	29	23	13	25	13	14	159	42
m3,3	32	23	51	27	17	28	17	12	207	54
m3,3_SMTH	27	21	39	27	14	26	14	13	181	47
a4,1	27	11	25	18	11	20	11	7	130	34
a4,1_SMTH	25	9	21	18	10	20	11	7	121	32
m4,1	28	10	25	20	8	24	13	7	135	35
m4,1_SMTH	27	10	21	20	8	23	11	5	125	33

Перевірка якості дешифрування виконується завдяки візуальному аналізу належності кожного ідентифікованого локального максимуму фактичній верхівці дерева. Також виконується оцінювання хибно ідентифікованих верхівок (гілок дерев) та пропущених верхівок.

Оцінюючи результати дешифрування слід пам'ятати, що згадані пробні площі знаходяться на території ЧЗВ. Головна відмінність досліджуваних насаджень – це відсутність активного ведення лісогосподарської діяльності, зокрема відсутність рубок догляду за лісом. Отже, за відсутності впливу господарських заходів деревостани на пробних площах сформовані за природним ходом росту, внаслідок чого велика частка дерев зростає під наметом, яку неможливо дешифрувати. Відсутність рубок формування лісів є ускладнюючим фактором для дешифрування окремих дерев за даними



дистанційної зйомки на таких територіях. На пробних площах обліковано велику кількість маломірних і сухостійних дерев, в результаті не ідентифікованих дистанційно (див. табл. 3.5). Дерев двійчатки також досить складно оцінити дистанційно, на відміну від правил виконання наземного переліку (*Лісотаксаційний довідник*, 2020). Під час дистанційного обліку ключовим фактором слугує наявність у дерева однієї чи двох виражених верхівок.

Для оцінювання кількості верхівок дерев у наметі використовували ортофотоплани, сформовані за різних параметрів збору дослідних даних. Наявність кількох ортомозаїк дало змогу підібрати найбільш відповідний ортофотоплан для виконання оцінки результатів дешифрування окремих дерев для кожної з пробних площ (рис. 3.15).

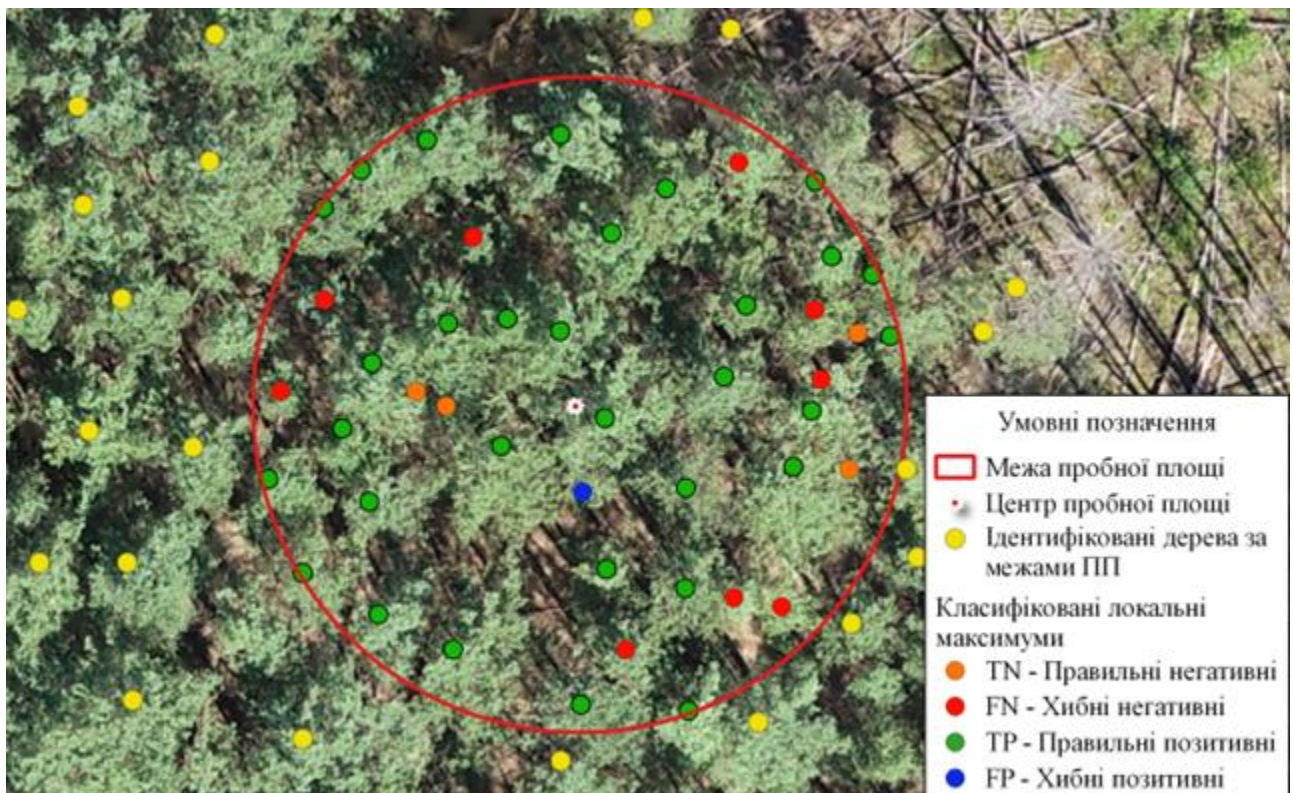


Рис. 3.15. Геопросторове відображення матриці похибок на пробній площі

За результатами перевірки дешифрованих дерев сформовані матриці похибок для кожної з СНМ, на основі яких виконано розрахунок показників, що характеризують якість класифікації. У процесі оцінювання якості дешифрування верхівок дерев показник TN не отримується та не використовується для розрахунків точності. У цьому випадку показник TN отримувався внаслідок

виконання певної кількості ітерацій дешифрування верхівок на одній ділянці із застосуванням різних СНМ.

На основі виконаної класифікації та створених матриць похибок розраховано показники точності класифікації, згруповані за типом цифрової моделі намету (табл.3.6). Матриці похибок для кожної ПП окремо наведено в додатку В. Головним результуючим показником, що визначає якість класифікації верхівок дерев слугує  $F$ -міра.

Загалом виконано оцінювання 12 ітерацій обліку та 246 локальних максимумів сумарно на всіх пробних площах. Також виявлено 63 ідентифікованих хибних верхівок, яким, залежно від даних обліку кожної ітерації, присвоєно показник FP або FN. За результатами оцінювання якості обліку можна констатувати, що за даними СНМ, сформованими при просторовому розрізненні вхідних зображень 2,2 та 3,3 см, показник  $F$ -міри становить 0,75-0,78. Якість дешифрування верхівок зменшується із використанням СНМ, сформованої на даних, зібраних із розрізненням 4,1 см.

Таблиця 3.6

### Сумарні показники матриць похибок та коефіцієнти точності класифікації

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F-міра	FNR	FDR
a2,2	246	172	23	74	40	0,70	0,88	0,78	0,30	0,12
a2,2-SMTH	246	165	10	81	53	0,67	0,94	0,78	0,33	0,06
m2,2	246	168	24	78	39	0,68	0,88	0,77	0,32	0,13
m2,2-SMTH	246	164	12	82	51	0,67	0,93	0,78	0,33	0,07
a3,3	246	166	23	80	40	0,67	0,88	0,76	0,33	0,12
a3,3-SMTH	246	155	10	91	53	0,63	0,94	0,75	0,37	0,06
m3,3	246	178	40	68	24	0,72	0,82	0,77	0,28	0,18
m3,3-SMTH	246	168	28	78	35	0,68	0,86	0,76	0,32	0,14
a4,1	246	135	9	111	54	0,55	0,94	0,69	0,45	0,06
a4,1-SMTH	246	129	6	117	57	0,52	0,96	0,68	0,48	0,04
m4,1	246	138	9	108	54	0,56	0,94	0,70	0,44	0,06
m4,1-SMTH	246	133	7	113	56	0,54	0,95	0,69	0,46	0,05

Розподіл показників якості дешифрування дерев у межах пробних площ вказує на те, що виникнення таких похибок залежить від таксаційних показників насадження (рис. 3.16). Найгірші результати дешифрування отримані на пробній площі №8, яка характеризується досить щільним розміщенням дерев ( $\approx 12,4$  тис. шт. $\cdot$ га $^{-1}$ ). Отже, густі насадження з низькими деревами складно дешифрувати з використанням даних фотограмметрії, а використання вхідних зображень із просторовим розрізненням  $\geq 4.1$  см погіршуватиме результати дешифрування до дуже низького рівня.

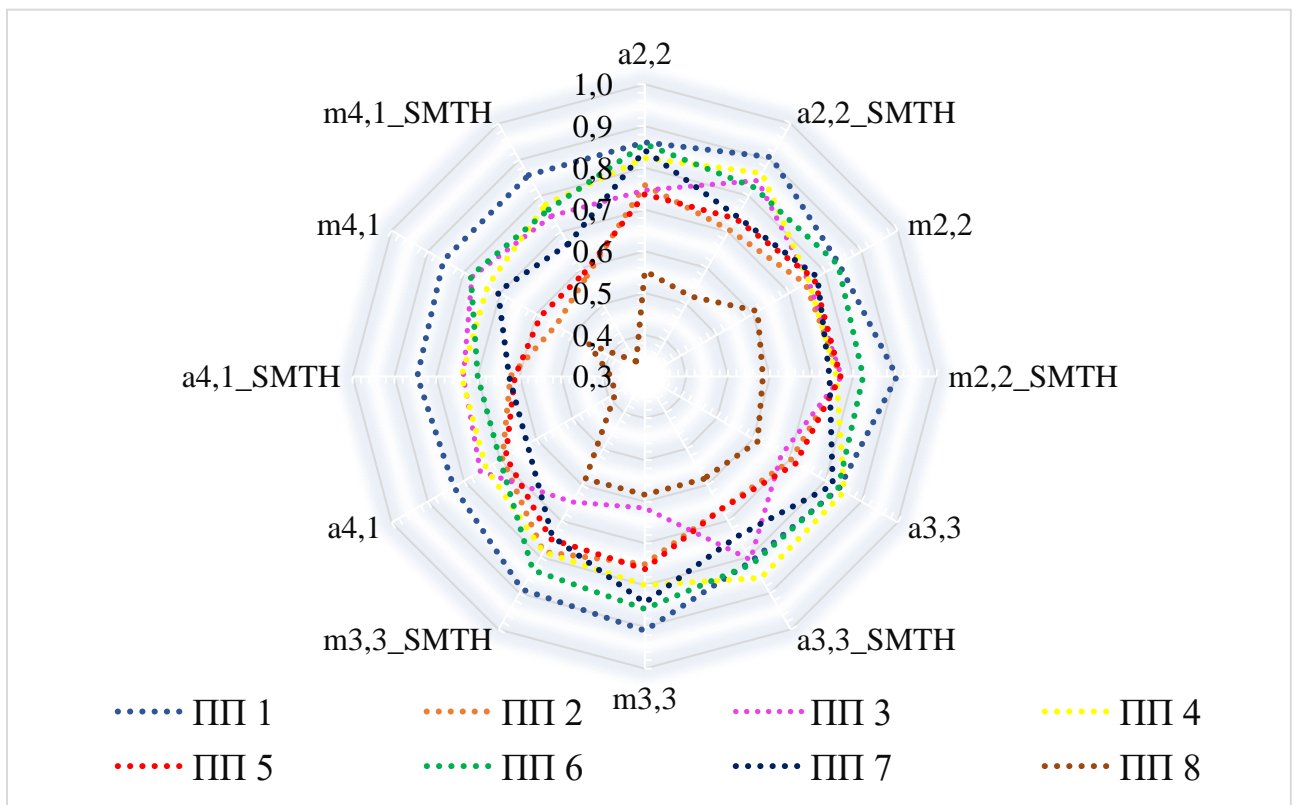


Рис. 3.16. Показники розрахованої F-міри у розрізі пробних площ та типів СНМ

На пробній площі з відносною повнотою 0,14, на якій у дерев наявні надмірно розлогі крони, вищі показники якості дешифрування отримано із застосуванням згладжування СНМ. Аналіз загального показника F-міри свідчить, що згладжування цифрової моделі намету не дає змоги поліпшити результати дешифрування дерев, окрім даних, зібраних на висоті 80 м (вхідним просторовим розрізненням зображень 2,2 см) (рис. 3.17).

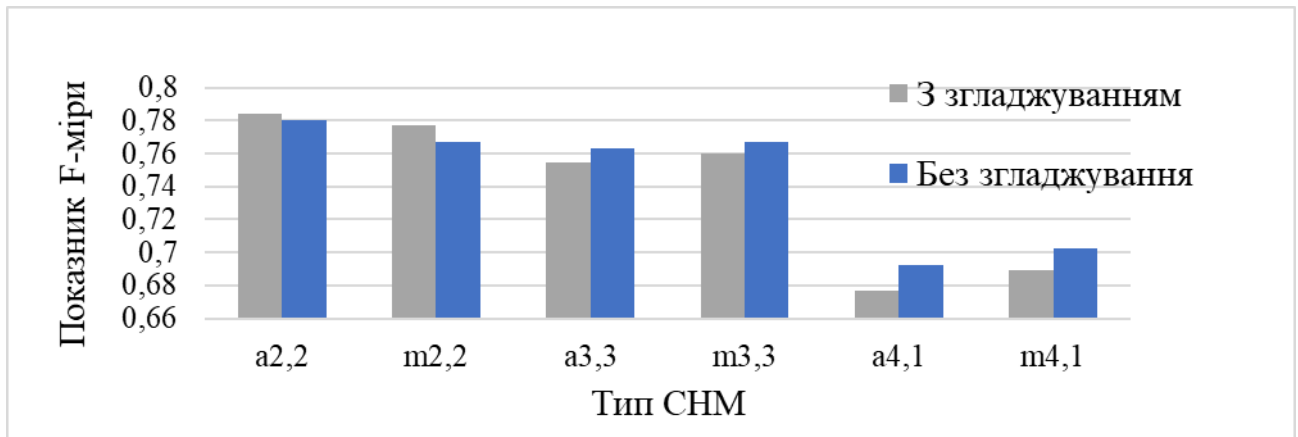


Рис. 3.17. Якість дешифрування дерев за застосованим згладжуванням CHM растру

Критерії FNR та FDR дозволяють оцінити причини зменшення показника F-міри (рис. 3.18). Із використанням зображень просторового розрізнення  $\geq 4.1$  см похибка дешифрування виникає через збільшення кількості необлікованих верхівок дерев. Якщо оцінювати вплив ступеня фільтрації щільної хмари точок та сформованих на їх основі CHM на виникнення похибок дешифрування, доцільно буде побудувати їхній графічний розподіл (рис. 3.19). Отже, якщо розділити показники похибок за типом ступеня фільтрації, чітко помітні ефекти, до яких призводить зміна параметрів збору та обробки даних.

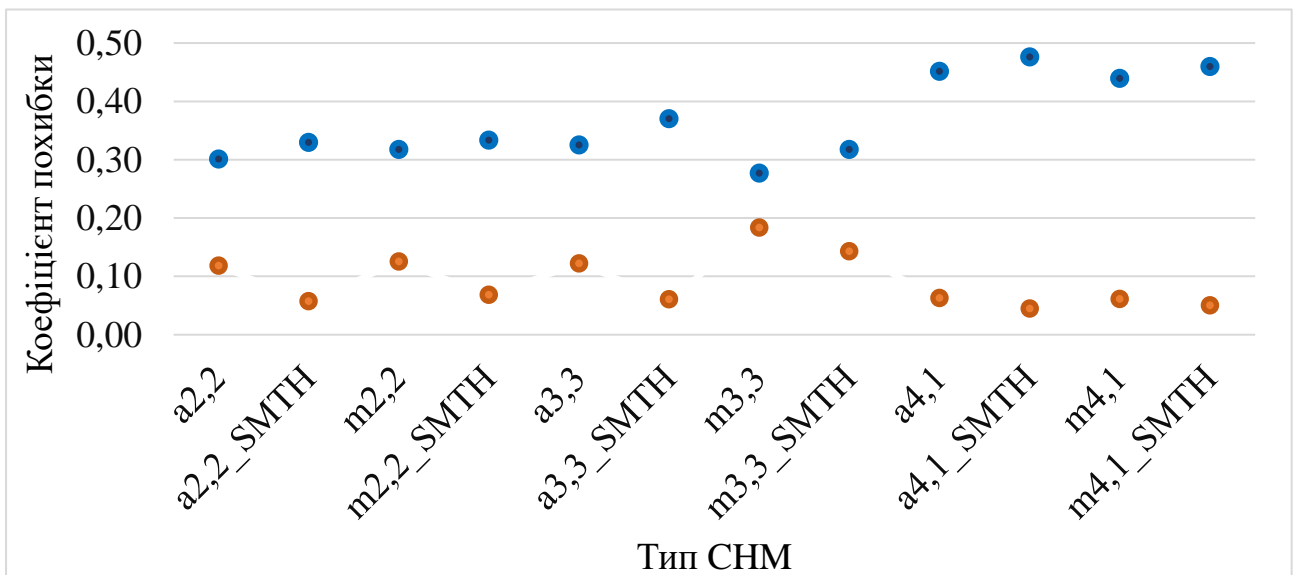


Рис. 3.18. Показники частоти виникнення похибок дешифрування: ● – коефіцієнт пропущених верхівок (FNR); ● – коефіцієнт хибних верхівок (FDR)

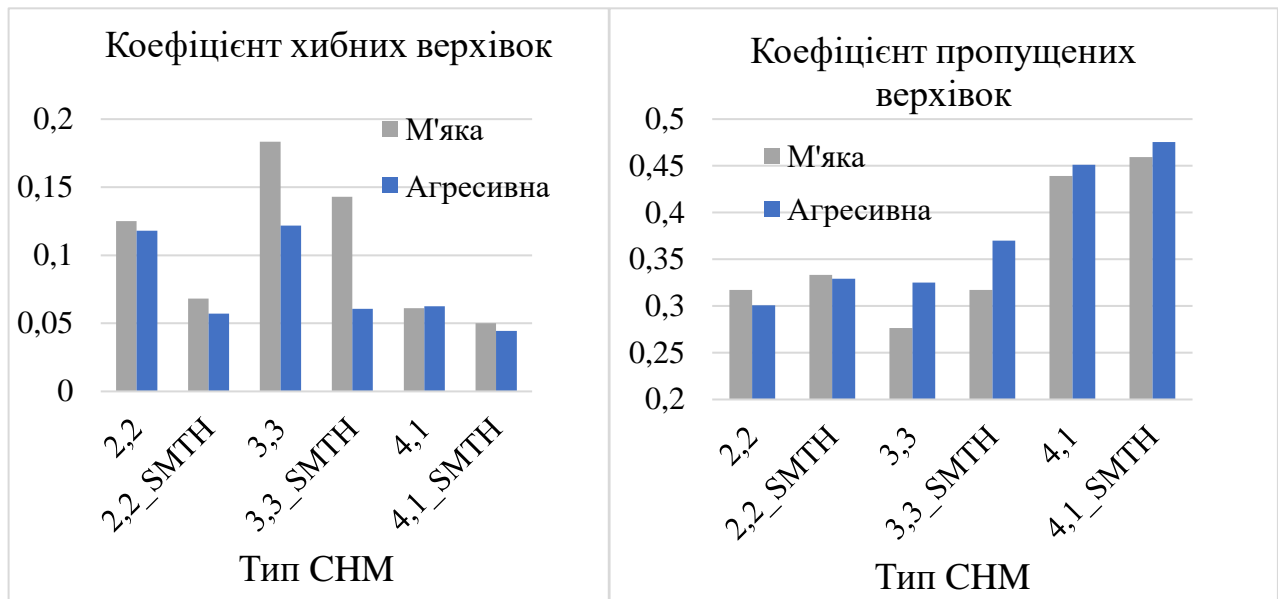


Рис. 3.19. Показники частоти виникнення похибок за ступенем фільтрації щільної хмари точок

За вищенаведеним рисунком стає зрозуміло, що використання м'якого ступеня фільтрації під час фотограмметричної обробки зображень спричиняє виникнення хибно позитивних похибок. У такому випадку гіпотеза використання агресивного ступеня фільтрації під час формування хмари точок для зменшення кількості хибних локальних максимумів правильна. Цікавим спостереженням є те, що зображення, зібрані з просторовим розрізненням 3,3 см, виявилися найбільш чутливими до виникнення похибок в разі зміни ступеня фільтрації хмари точок.

Оцінюючи відмінності у розподілах СММ для растрів, створених на основі зображень, зібраних з просторовим розрізненням 3,3 см та м'яким ступенем фільтрації, виявлено найбільшу кількість рівності розподілів із даними, отриманими при розрізненні 2,2 м та 3,3 м агресивною фільтрацією (див. табл. 3.4). Така цифрова модель намету характеризується найбільшою часткою позитивних похибок та найменшою негативних. Незважаючи на рівність розподілів отримано різні результати якості дешифрування верхівок та похибок дешифрування, що свідчить про наявність відмінності у розподілах СММ. Отримані результати підтверджують наявність впливу параметрів збору та обробки даних на точність дешифрування дерев.

### 3.4 Вплив параметрів збору та обробки даних із БПЛА на встановлення таксаційних показників деревостанів

Для перевірки результатів визначення висоти окремих дерев за використання СНМ моделей різного походження відібрано локальні максимуми ідентифікованих дерев із показниками їхньої висоти. У вибірку відібрані лише ті дерева, для яких наявні результати наземних вимірювань висоти та їхні верхівки дешифровані під час всіх ітерацій дистанційного обліку. Дерев, верхівки яких ідентифіковані хоча б на одному із СНМ растрів, відсіювалися з вибірки. Таким чином масив дерев для порівняння результатів визначення висот налічує 30 шт.

Похибки визначення показника висоти окремих дерев дистанційним способом розраховані із застосуванням формул (2.19 – 2.23), дані наземних вимірювань використані як істинні значення висоти (табл. 3.7). Візуальне співвідношення встановлених висот дистанційним способом відносно висот, визначених за наземними даними зображено на рис. 3.20.

Таблиця 3.7

**Показники точності визначення висоти окремих дерев**

<i>Tun</i> СНМ	<i>MAE</i> , м	<i>RMSE</i> , м	<i>RMSE</i> %	<i>Bias</i> , м	<i>Bias</i> %
a2,2	0,68	0,86	6,71	-0,14	-1,07
a2,2_SMTH	0,72	0,91	7,11	-0,31	-2,43
m2,2	0,61	0,82	6,41	-0,16	-1,23
m2,2_SMTH	0,63	0,91	7,11	-0,31	-2,43
a3,3	0,63	0,87	6,84	-0,35	-2,72
a3,3_SMTH	0,74	0,98	7,66	-0,47	-3,66
m3,3	0,62	0,81	6,32	-0,21	-1,67
m3,3_SMTH	0,60	0,83	6,47	-0,34	-2,64
a4,1	1,09	1,28	10,07	-0,95	-7,42
a4,1_SMTH	1,15	1,35	10,55	-1,02	-8,00
m4,1	0,79	0,94	7,34	-0,56	-4,39
m4,1_SMTH	0,81	0,98	7,67	-0,62	-4,86

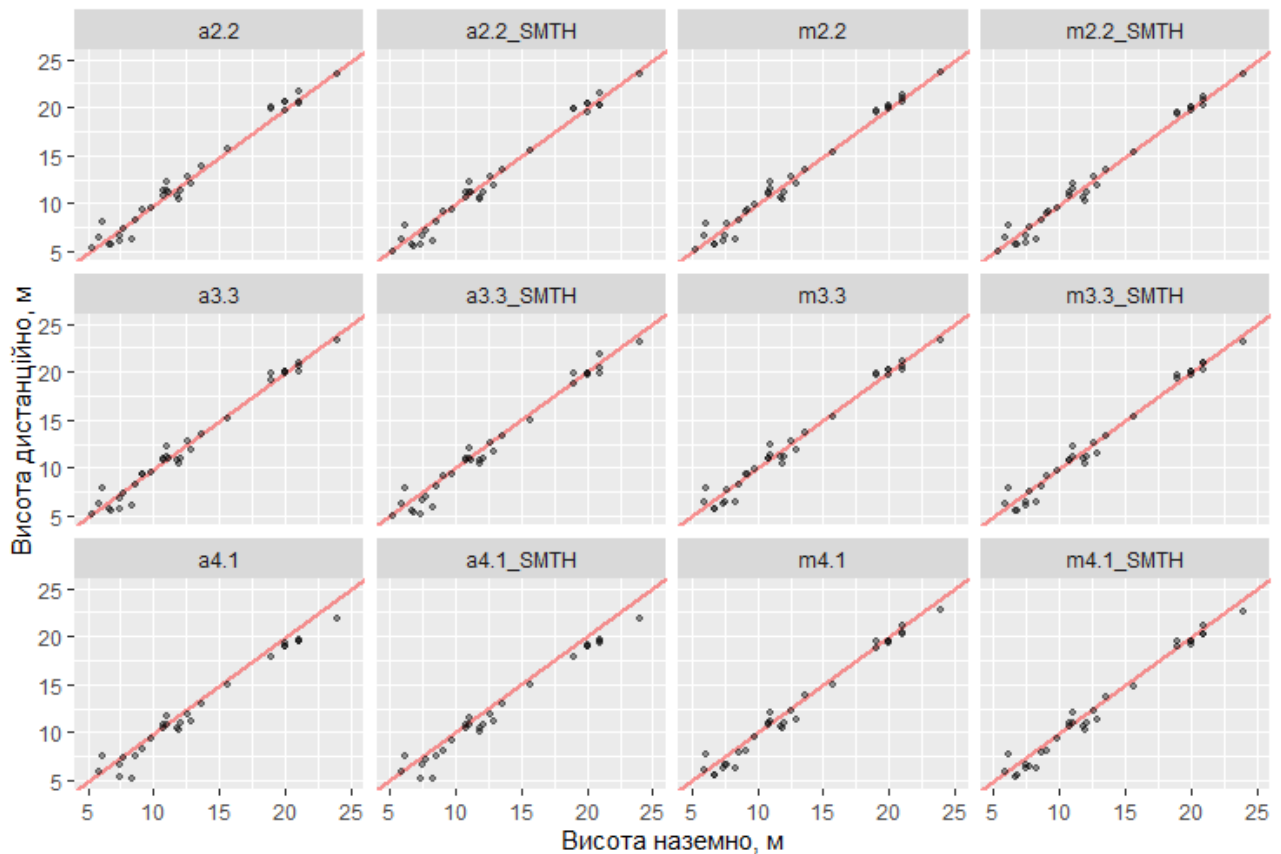


Рис. 3.20. Діаграми розсіювання встановлених висот окремих дерев дистанційним способом за типами СНМ відносно наземних даних

Аналіз статистичних показників засвідчує, що за дистанційним методом у середньому простежується тенденція до заниження показника висоти дистанційним способом (див. табл. 3.7), що підтверджує показник *Bias*. Також чітко спостерігається заниження показника висоти за дистанційним способом для окремих дерев із висотою до 10 м (див. рис. 3.20). Для дерев із висотами 10-20 м дані дистанційного оцінювання зіставні  $\approx 1:1$  з наземними даними, тоді як для дерев висотою понад 20 м за дистанційними даними – висоти завищені (зображення більшого просторового розрізнення). Загалом, показник зміщення для моделей, сформованих із зображень просторового розрізнення 2,2 см, знаходиться у межах від -0,1 м до -0,3 м; для моделей, сформованих із розрізненням зображень 3,3 см – у межах від -0,2 м до -0,5 м.

У наведеному випадку складно визначити причини заниження показників висоти, отримані за матеріалами дистанційного дешифрування для дерев із висотою в межах 5-10 м. Імовірно, це може виникати за рахунок: а) завищення

висоти низькорослих дерев під час їх вимірювання висотомірами; б) на відкритих ділянках відбувається завищення показників DEM за рахунок класифікації низької рослинності як земної поверхні, внаслідок чого під час розрахунку за формулою 2.1 висота окремих дерев на відкритих ділянках занижуватиметься.

Найбільші відхилення визначення висоти окремих дерев, отримуються за СНМ растрами, сформованими з вхідних зображень зібраних, із просторовим розрізненням 4,1 см. У випадку застосування даних СНМ растрів тенденція до заниження висот окремих дерев посилюється. Розраховані похибки (див. табл. 3.7) підтверджують цю закономірність. Також збільшення похибки у бік заниження висоти виникає у випадку використання СНМ з агресивною фільтрацією хмари точок. Похибки зміщення середнього прогнозованого показника знаходяться в межах від -0,6 м до -1,0 м. За наведеними раніше матеріалами виявлено, що із використанням зображень, зібраних з висоти 150 м (еквівалентно просторовому розрізненню зображень 4,1 см), зменшуються верхні показники в розподілах СНМ растрів (див. підрозділ 3.2). Тобто можна стверджувати, що на якість оцінювання таксаційних показників впливає не тільки правильно застосована методика дешифрування, а й показники просторового розрізнення зображень дистанційної зйомки. Оцінені похибки встановлення висоти дерев ще раз підтверджують, що за інших рівних умов використання зображень просторового розрізнення  $\geq 4,1$  см погіршує можливості відтворення верхівок дерев, які являють собою локальні максимуми розподілу СНМ растру.

Визначення показників крон окремих дерев залежить насамперед від якості дешифрування верхівок. Сегментація крони кожного дерева проводиться із застосуванням алгоритму сегментації вододілу. Під час виконання цього алгоритму верхівки дешифрованих дерев виступають аргументом. Мінливість у розподілах дешифрованих крон зі зміною типу цифрової моделі намету досить тісно пов'язана зі зміною коефіцієнта пропущених верхівок, визначеного під час оцінювання якості дешифрування верхівок. Таким чином, для отримання точніших показників площ та діаметрів крон дерев потрібно звертати увагу на



точність дешифрування верхівок дерев. Порівняння графіків похибок дешифрування та розподілу діаметрів крон дерев (див. рис. 3.18; рис. 3.21, рис. 3.22) засвідчує те, що негативні похибки дешифрування верхівок дерев призводять до завищення середнього показника діаметра крони дерева.

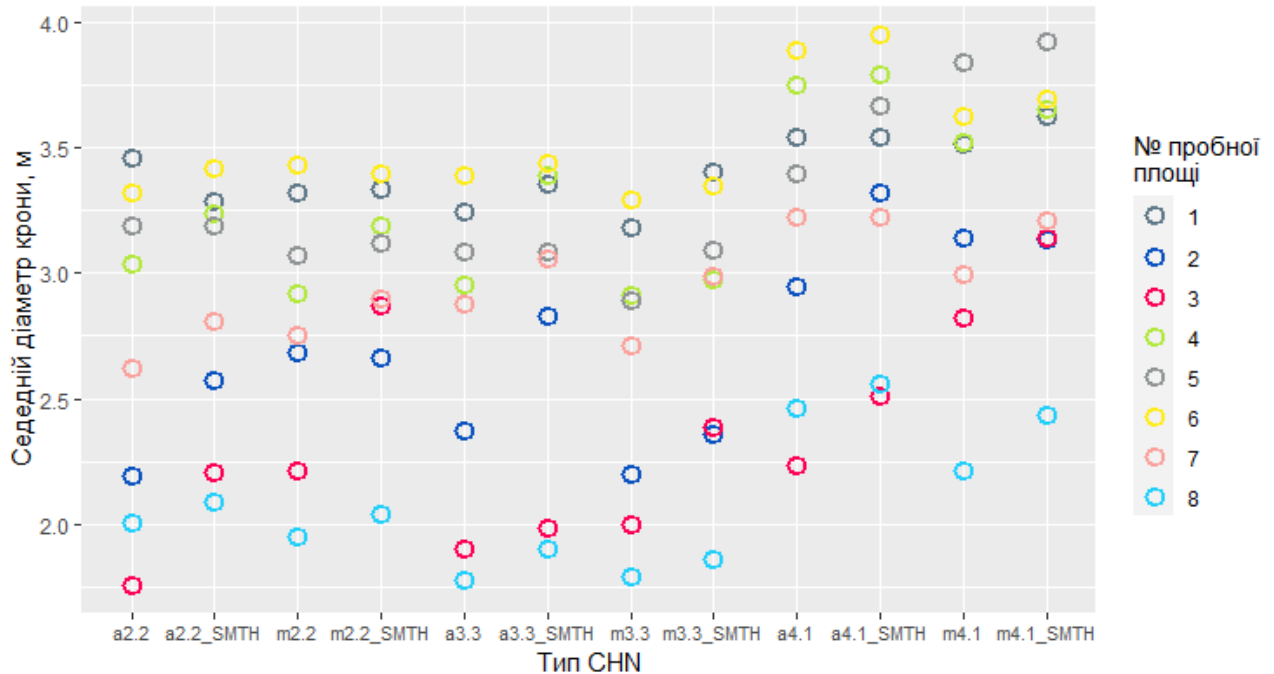


Рис. 3.21. Зміна дешифрованого діаметра крони за пробними площами і типами СНМ

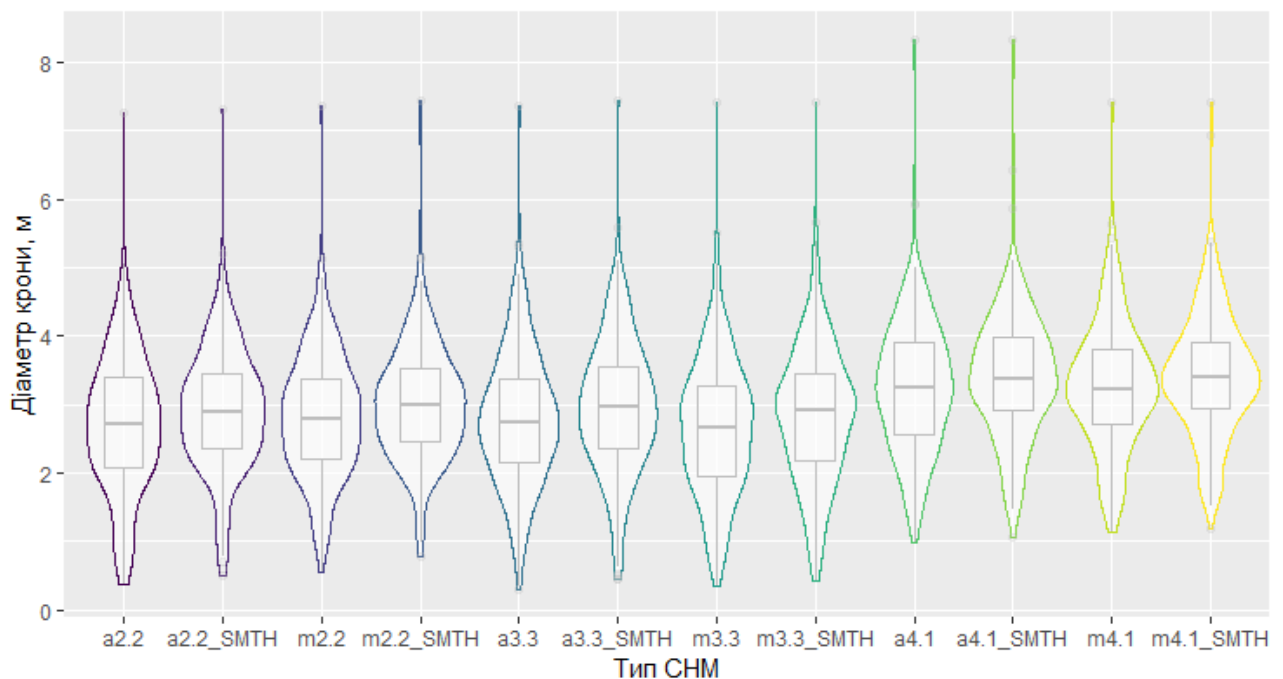


Рис. 3.22. Коробкові діаграми розподілів діаметра крон дерев із діаграмами їх частоти

Завищення площі крони відбувається за рахунок необлікованих верхівок дерев. Після дешифрування хибних верхівок буде відбуватись розділення крони на кілька частин, що у свою чергу занижуватиме показники крон. У цьому випадку можна спостерігати різку зміну в бік збільшення показників крони дерев, оцінених із застосуванням СНМ растрів, створених із зображень просторового розрізнення 4,1 см. Зменшення показника точності класифікації на 10% (за просторового розрізнення зображень 4,1 см) спричинило збільшення середнього діаметра крони (див. табл. 3.6).

Виконання оцінювання середньої висоти, розрахованої за даними дистанційного зондування порівняно з середньою висотою на пробних площах визначеною за кривою висот, показано наступним чином (рис. 3.23).

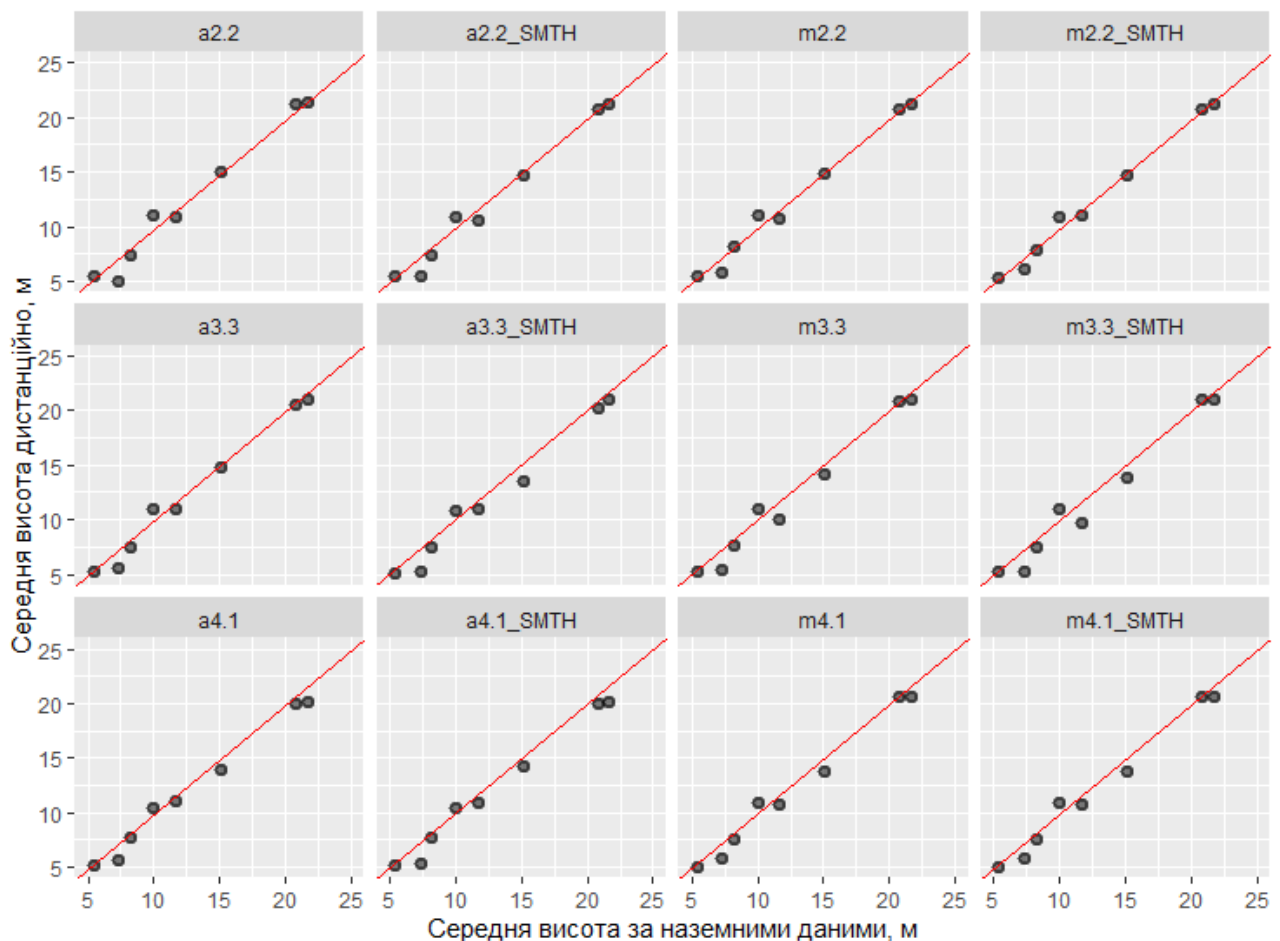


Рис. 3.23. Діаграма розсіювання встановлених середніх висот дистанційним способом та наземними даними за типами СНМ

Середня висота, що встановлюється дистанційним методом не залежна від середнього діаметра, як доприкладу прийнято розраховувати під час ручних

вимірювань. Однак за даними дешифрування висота розраховується на основі всіх дерев, а не тільки модельних.

Порівняння встановленої середньої висоти насаджень виконано на основі восьми пробних площ та набору СНМ растрів, сформованих за зміни параметрів збору даних із БПЛА. Головна ідея виконаної роботи полягає у встановленні ефектів, які виникають у разі зміни показників збору даних, а саме просторового розрізнення вхідних зображень, що еквівалентно зміні висоти зйомки з БПЛА. Крім просторового розрізнення інтерес становить зміна параметрів налаштувань під час розрахунку щільної хмари точок (зміни ступеня фільтрації). Третім досліджуваним фактором став вплив використання фільтра згладжування для створених СНМ растрів, який можна застосовувати під час дешифрування локальних максимумів та сегментації крон дерев.

На пробних площах розраховано відхилення встановленої середньої висоти дистанційним способом за типами цифрових моделей намету (табл. 3.8). Середня висота деревостану за використання різних типів СНМ моделей суттєво не відрізняється, а показник зміщення знаходиться на рівні 3-6%. Середня квадратична похибка становить близько 1 м для всіх моделей висоти намету.

Таблиця 3.8

**Показники точності визначення середньої висоти дистанційним способом**

<i>Tun CHM</i>	<i>MAE, м</i>	<i>RMSE, м</i>	<i>RMSE %</i>	<i>Bias, м</i>	<i>Bias %</i>
a2,2	0,73	1,00	7,98	-0,38	-2,99
a2,2_SMTH	0,71	0,92	7,34	-0,49	-3,89
m2,2	0,56	0,78	6,23	-0,31	-2,50
m2,2_SMTH	0,53	0,92	7,34	-0,49	-3,89
a3,3	0,70	0,84	6,72	-0,48	-3,79
a3,3_SMTH	0,93	1,08	8,59	-0,73	-5,79
m3,3	0,87	1,07	8,52	-0,60	-4,79
m3,3_SMTH	1,01	1,21	9,68	-0,71	-5,69
a4,1	0,88	1,01	8,04	-0,75	-5,99
a4,1_SMTH	0,88	1,03	8,26	-0,75	-5,99
m4,1	0,85	0,95	7,57	-0,63	-4,99
m4,1_SMTH	0,85	0,95	7,57	-0,63	-4,99

За оцінювання показника зміщення все-таки простежується аналогічна тенденція, що й під час визначення висот окремих дерев, а саме: зменшення якості просторового розрізнення зображень призводить до заниження показників середньої висоти (див. табл. 3.7).

У дослідженнях (Popescu & Wynne, 2004; Ottoy *et al.*, 2022) описано, що для дешифрування дерев у насадженнях з відмінними таксаційними показниками необхідне встановлення залежності радіуса крони до його висоти. На відміну від попередніх публікацій, для уникнення пропусків верхівок дерев застосовано довірчі інтервали параметрів встановленої регресійної залежності радіуса крони від висоти дерев. Таким чином використано показники довірчого інтервалу параметрів встановленої регресійної залежності при ймовірності 95 %, щоб зменшити показники функції фільтра локальних максимумів.

У виконаній роботі не було виявлено значних переваг у застосуванні фільтра згладжування цифрової моделі намету, як зазначено в роботі M. Mohan *et al.* (2017). Відмінності в отриманих результатах можуть залежати від якості застосованих вхідних зображень, хмари точок, просторового розрізнення СНМ або показників досліджуваних деревостанів. Встановлено, що на похибки під час дешифрування дерев найбільшою мірою впливала якість зображень дистанційної зйомки із БПЛА. Так, у дослідженні J. Torres-Sánchez *et al.* (2018) наведено, що точніші результати дешифрування отримуються за максимального ступеня перекриття зображень.

Використано дані матриці похибок, що дозволяє оцінити які похибки погіршують показники якості дешифрування. Виявлено проблеми з ідентифікацією дерев менше 2 м, що зростали на ділянці природного походження. Для досліджень низьких деревостанів потрібно застосовувати дані, зібрані з меншої висоти, ніж використано у дисертаційній роботі та більшого просторового розрізнення (Lin *et al.*, 2023). У праці A. Vilous *et al.* (2021) вказується, що результати вимірювання висоти дерев сосни звичайної у стиглих деревостанах, за даними СНМ, точніші, ніж із використанням ручних висотомірів.

Зі зміною просторового розрізнення даних дистанційної зйомки показник середньої квадратичної похибки для визначеної середньої висоти деревостану не має значних відмінностей, що підтверджується дослідженням S. Kameyama & K. Sugiura (2021). Зменшення просторового розрізнення вхідних даних дистанційної зйомки призводить до збільшення середньої квадратичної похибки у визначенні висоти окремих дерев. Якщо оцінювати показник *Bias* для встановлених середніх висот, все-таки спостерігається та ж тенденція до їх заниження. Висоти занижені на ділянці природного походження з відносною повнотою 0,14 та низькими деревами. Ефект заниження висоти дистанційним способом спостерігався в роботі L. Lin *et al.* (2023), де досліджувалися низькі дерева.

Похибки визначення висоти дерев також залежать від точності класифікації цифрової моделі рельєфу. Це особливо важливо на ділянках із зімкнутими деревостанами, де земна поверхня важко проглядається, а також на ділянках зі складним рельєфом. Тому важливо застосовувати найбільш детальні цифрові моделі рельєфу для встановлення таксаційних показників деревостанів.

### ***Висновки до розділу 3***

1. Встановлено, що для досліджень лісових насаджень потрібно дотримувати збору даних дистанційної зйомки з поздовжнім перекриттям зображень не менше 90 %. Зменшення перекриття зображень призводить до неможливості вирівнювання зображень, а також до зменшення кількості точок на одиницю площі щільної хмари.

2. Зміна параметрів збору даних дистанційної оптичної зйомки впливає на розподіл вихідних цифрових моделей намету. Тому, крім витрат часу при виборі параметрів збору оптичних даних дистанційної зйомки, необхідно враховувати можливість якісного відтворення структури лісових насаджень за отриманими матеріалами зйомки. Зменшення перекриття зображень призводить до погіршення можливості класифікації земного рельєфу в лісових насадженнях. Зменшення просторового розрізнення вхідних зображень до 4,1 см також

погіршує можливості створення DEM. Між вхідними зображеннями з просторовим розрізненням 2,2 см та 3,3 см із дотриманням ідентичного перекриття не виявлено відмінностей у частці класифікованого рельєфу.

3. Дешифрування верхівок окремих дерев сосни звичайної, що займають панівне положення в деревостані та визначення їхніх таксаційних показників можна виконувати за допомогою методів пошуку локальних максимумів СНМ растрів.

4. Для застосування змінного фільтра, що обмежує радіус пошуку між верхівками дерев на ділянках із неоднорідними таксаційними показниками, необхідно встановлювати залежність між радіусами крони дерев від їх висоти. Така залежність повинна базуватися на нижньому рівні варіації радіусів крони дерев, що дає змогу уникнути пропусків верхівок між сусідніми деревами. Фільтру змінного радіуса пошуку доцільно присвоювати показники виразу встановленого довірчого інтервалу 2,5 % залежності радіуса крони дерев від їхньої висоти.

5. За результатами розділу встановлено, що дані дистанційної зйомки з вищим просторовим розрізненням за рядом критеріїв найсприятливіші для визначення таксаційних показників соснових деревостанів. За матеріалами зйомки з висоти 80 м (просторове розрізнення 2,2 см) отримано найменші похибки визначення висоти та дешифрування верхівок. За оцінкою якості дешифрування верхівок дерев показник  $F$ -міри знаходився в межах 0,77-0,78. За даними зйомки з просторовим розрізненням 3,3 см результати були наближені до попередніх, а показник  $F$ -міри знаходився в межах 0,75-0,77. Найгірші показники отримано з використанням вхідних зображень просторового розрізнення 4,1 см, а показник точності дешифрування становив 0,68-0,70.

6. Середнє відхилення встановлених висот окремих дерев у разі використання зображень дистанційної зйомки з просторовим розрізненням 2,2 см становить від -0,14 до -0,31 м, зміщення визначеної дистанційним способом середньої висоти деревостану – від -0,31 до -0,49 м. Із використанням вхідних зображень просторового розрізнення 3,3 см показник  $Bias$  визначеної

висоти окремих дерев становив від -0,21 до -0,47 м, для середньої висоти – від -0,48 до -0,73 м (найменша похибка зміщення середнього прогнозованого показника отримується при застосуванні хмари точок з агресивною фільтрацією та без фільтрування СНМ). За використання зображень дистанційної зйомки з просторовим розрізненням 4,1 см підвищується відхилення середнього прогнозованого показника висоти окремих дерев (*Bias* у межах від -0,56 до -1,02 м), а також розрахованої середньої висоти деревостану від -0,63 до -0,75 м. Із застосуванням агресивного ступеня фільтрації щільної хмари точок збільшуються похибки визначення висоти.

Наукові результати, висвітлені у розділі 3, опубліковані у працях (Holiaka at al., 2020; Vilous at al., 2021; Дячук at al., 2021; Задорожнюк, 2022; Zadorozhniuk, 2023).

## РОЗДІЛ 4

### МОДЕЛЮВАННЯ ТАКСАЦІЙНИХ ПОКАЗНИКІВ ДЕРЕВОСТАНІВ

#### 4.1 Оцінювання просторового розміщення та форм крон намету деревостану

Дешифрування дерев у насадженнях виконано за тією ж методикою ідентифікації локальних максимумів, сегментації крон дерев та визначення їхніх показників (див. підрозділ 2.5). Під час цього етапу дослідження враховано висновки та похибки оцінювання таксаційних показників деревостанів за різними параметрами збору даних із БПЛА. Скорочення часу на збір польових даних дистанційної зйомки відіграє важливу роль, тому дослідні дані, зібрано дотримуючись просторового розрізнення 3,3 см та з забезпеченням високого ступеня поздовжнього перекриття (90 %). Вибрано агресивний ступінь фільтрації щільної хмари точок під час обробки. Застосування м'якого ступеня фільтрації не поліпшує результати дешифрування дерев, проте він досить чутливий до виникнення похибок дешифрування хибних верхівок. Фільтру пошуку локальних максимумів LM присвоєно значення за формулою (3.3). Для оцінювання якості дешифрування створена матриця похибок, на основі якої визначено показники якості  $F$ -міри (див. підрозділ 2.4.2).

Якість дешифрування верхівок дерев є точнішою для штучних насаджень, зокрема для них кількість позитивних похибок дешифрування верхівок значно менша, ніж для природних. Дисперсії показників точності користувача та точності виробника більші для природних насаджень. Велика різниця спостерігається у відмінності показника точності користувача, що свідчить про більшу кількість хибно ідентифікованих верхівок у природних деревостанах. Медіана показника точності користувача для штучних деревостанів знаходиться на досить високому рівні (понад 0,95), тоді як зменшення якості дешифрування дерев відбувається через пропущення їхніх верхівок (рис. 4.1).

Застосування стереограмметричної зйомки для обліку дерев прийнятніше для штучних соснових деревостанів. Відсутність рубок догляду на пробних площах визнано ускладнюючим фактором для якісного дешифрування верхівок



дерев, а застосування наведеного способу в соснових деревостанах, де проводяться господарські заходи, повинно бути точнішим.

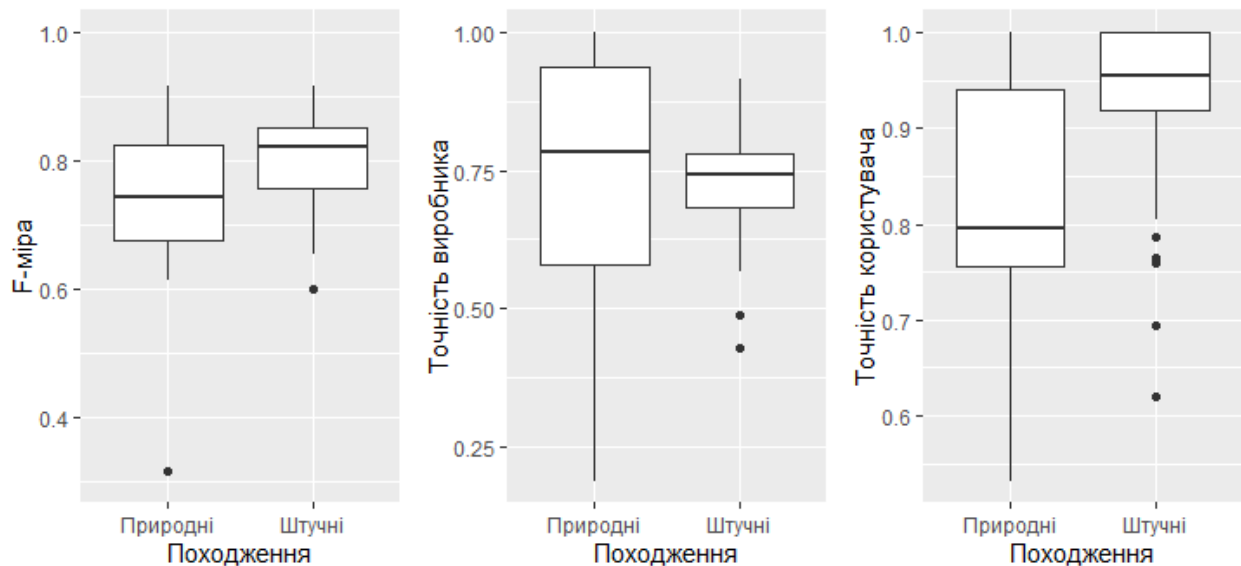


Рис. 4.1. Розраховані показники якості дешифрування дерев на пробних площах

На одній з пробних площ природного походження з середньою висотою 2,7 м за результатами фотограмметричної обробки не вдалося відтворити низькі дерева. Візуальний аналіз вказує на те, що такі дерева не відтворилися в хмарі точок алгоритмом або ж їхня висота була надто занижена. Загалом під час візуальної оцінки якості дешифрування дерев виявлено проблеми з фотограмметричним відтворенням низьких дерев (висотою до 3 м) на пробних площах.

На основі дешифрованих верхівок дерев здійснено сегментацію крон дерев (див. підрозділ 2.4.1). Отримані дані перспективні для застосування з метою оцінки можливості встановлення морфологічних особливостей крони окремих дерев. Для виконання таких завдань зазвичай використовують дані, отримані з LiDAR, досить часто це поєднання даних наземного лазерного сканування та сканування з БПЛА. Встановимо можливість застосування вже наведеної у роботі методики для оцінювання параметрів крони дерев. Для векторних шарів, отриманих завдяки сегментації в межах кожної крони дерева, розраховуються основні статистики СНМ растру. Розраховані наступні показники: площа крони,

радіус, діаметр, мінімальна і максимальна висоти, протяжність крони як різниця між максимальною й мінімальною висотами, середня висота, коефіцієнт варіації, стандартна похибка, процентилі розподілу висот у межах крони.

Проведене графічне порівняння вказує на можливість виникнення похибок встановлення протяжності крон за даними дешифрування. На розподілі чітко простежується лінія з похибками, де показник встановленої протяжності крони дорівнює висоті дерева (рис. 4.4 а). Такі похибки виникають через помилкове присвоєння окремих пікселів СНМ, що знаходяться близько рівня землі, до дешифрованої верхівки. Для уникнення виявлених похибок всім деревам із протяжністю крони понад  $1/3$  висоти дерева показник протяжності розраховано не від мінімальної висоти, а від показника 10 процентиля розподілу (рис. 4.2 б). Однак за згаданим способом не можна визначити висоту першої живої гілки, звідки береться відлік початку крони під час наземних досліджень.

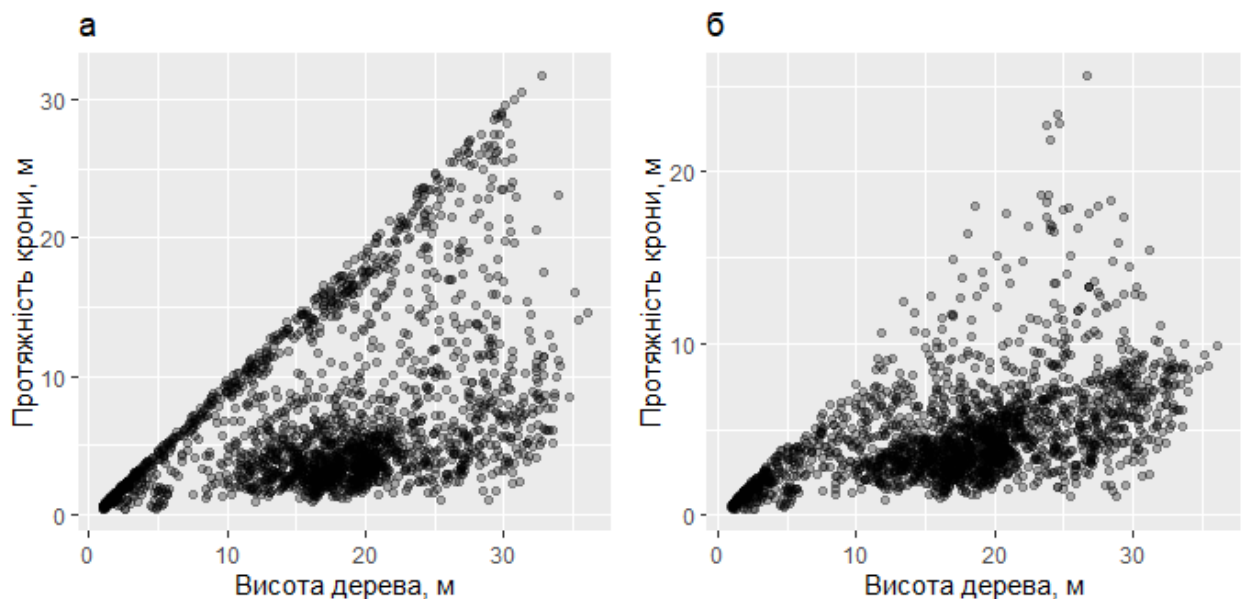


Рис. 4.2. Відношення протяжності крони дерев до їхньої висоти: а) з похибками; б) зі зміненим методом розрахунку

Показником протяжності крони в цьому випадку слугує висота нижніх гілок, які відтворені на СНМ проєкції крони дерева. Таким чином вказаний спосіб занижатиме показник протяжності крони дерева порівняно з наземними даними. Незважаючи на виявлені похибки, все-таки з'являється можливість

встановлювати низку показників на рівні крони окремих дерев. Доприкладу, коробкова діаграма розподілу встановленої дистанційним способом протяжності крони дерев за групами висот та походженням має наступний вигляд (рис. 4.3 а). Чітко можна простежити збільшення протяжності крони для дерев у природних деревостанах із висотами від 10 до 30 м. Радіуси крони дерев більші для природних деревостанів, крім дерев висотою до 10 м (рис. 4.3 б).

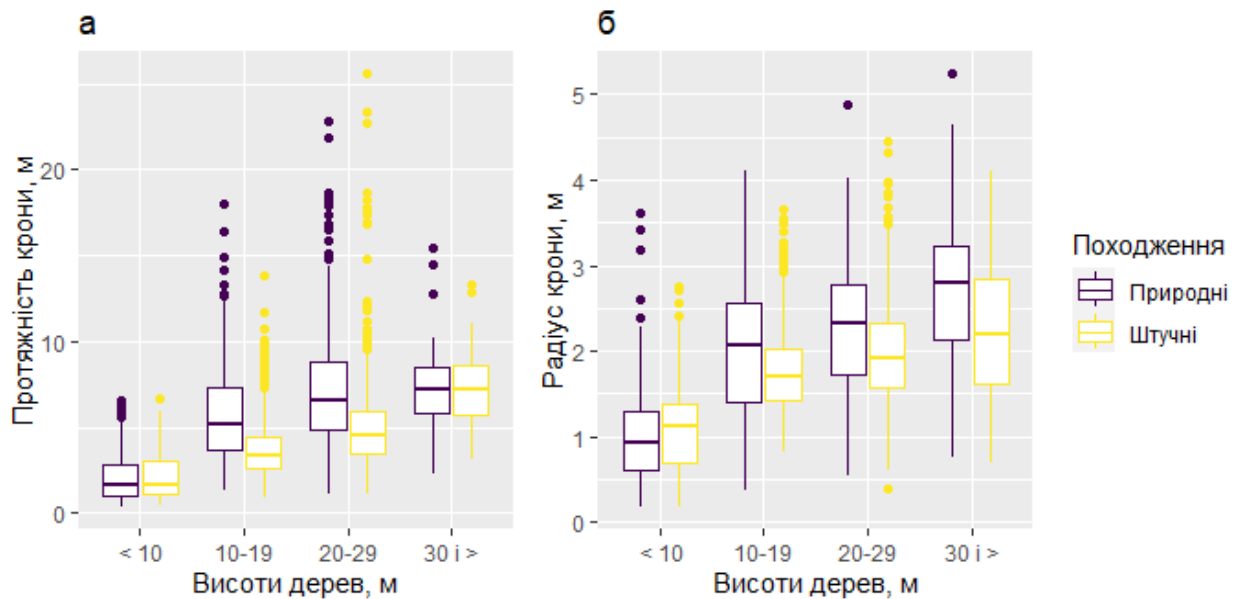


Рис. 4.3. Коробкові діаграми розподілу показників крони дерева за групами висот за походженням: а) протяжність крони; б) радіус крони

Виявлені похибки встановлення вертикальних показників крони дерев обмежують їхнє подальше застосування у дослідженні. Для поліпшення оцінювання вертикальної структури крони дерев необхідно змінювати підходи до збору даних дистанційної зйомки та методи їхнього дешифрування.

Виконання оцінювання показників крони на рівні окремих дерев може виявитися досить корисним для низки досліджень. У роботі Rocha et al., (2023) дані дешифрування показників крони окремих дерев успішно використані для моделювання запасу горючих матеріалів у насадженнях. Визначення показників крони дерев, їхніх об'ємів, а також геопросторового розміщення необхідні для моделювання інтенсивності та швидкості поширення верхових пожеж (Nunes et al., 2022). У дослідженні Erdody & Moskal (2010) підтверджено, що застосування даних LiDAR дозволяє поліпшити точність картування запасу горючих речовин

у наметі деревостанів. Результати подібних досліджень будуть корисними для прийняття рішень у рамках управління лісовими пожежами (Skowronski et al., 2011; Botquim et al., 2019).

#### **4.2 Залежності таксаційних показників соснових деревостанів від вихідних статистик СНМ**

Таксаційні показники деревостанів можна встановлювати за двома підходами: за результатами дешифрування окремих дерев і за вихідними статистичними характеристиками СНМ. Визначення статистик СНМ набагато простіший процес, ніж проведення дешифрування окремих дерев та вимагає менше витрат ресурсів на розрахунок. Розподіл висот пікселів у СНМ відображає структуру насаджень, на яких виконано фотограмметричну зйомку. Аналіз вертикального розподілу пікселів цифрової моделі намету дає змогу отримати набір статистичних показників у межах пробних площ: мінімальне значення, максимальне значення, діапазон значень, сума пікселів, середнє значення, дисперсія, стандартна похибка, показники процентилів на різних рівнях та коефіцієнт варіації (див. табл. 2.2).

Оцінювання залежності таксаційних показників деревостанів, отриманих за даними наземної таксації від вихідних статистичних показників СНМ, виконано із застосуванням методу RF (*англ. Random Forest*). За цим методом проводиться оцінювання важливості вихідних показників СНМ за рахунок визначення внеску кожної змінної у зменшення середньої квадратичної похибки.

Найважливішими показниками розподілу СНМ растру для моделювання середнього діаметра визначено: показник максимальної висоти растру, діапазон значень висоти, процентилі (95 та 90 %), а також показник стандартного відхилення (рис. 4.4).

Встановлено, що для моделювання середньої висоти, найбільшу важливість мають показники процентилів розподілу (75 % і вище) та показник максимальної висоти значень СНМ. Низький рівень важливості отримали показники, що відображають значення розподілу, які знаходяться нижче медіани.

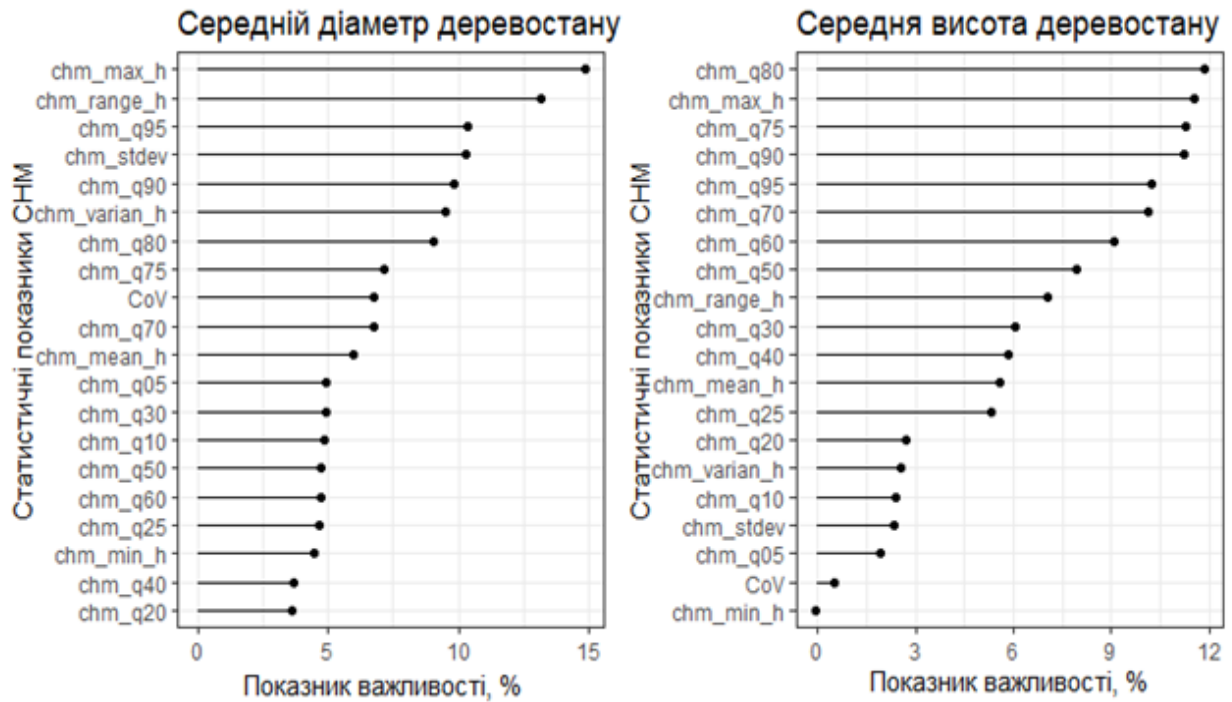


Рис. 4.4. Важливість вихідних показників СНМ для встановлення середнього діаметра та висоти

Для встановлення суми площ поперечних перерізів найважливіші показники нижчих процентилів розподілу й мінімальна висота, медіана та середня висота (рис. 4.5). У цьому випадку вплив середніх висот значніший, ніж верхніх показників розподілу. Важливість нижніх процентилів пояснюється тим, що в насадженнях із малою повнотою їхні значення рівні нулю, а зростають згадані показники переважно в деревостанах більшої зімкнутості. Подібна ситуація й з показником відносної повноти.

Встановлено, що зі зменшенням відносної повноти (RS) збільшується показник варіації СНМ (CoV), коефіцієнт детермінації для цієї залежності становить 0,73 (рис. 4.6). Збільшення значення CoV за 1,0 слугує індикатором низькоповнотних деревостанів, адже на пробних площах природного походження з низькою повнотою середнє значення висоти розподілу СНМ буде меншим, ніж показник стандартної похибки.

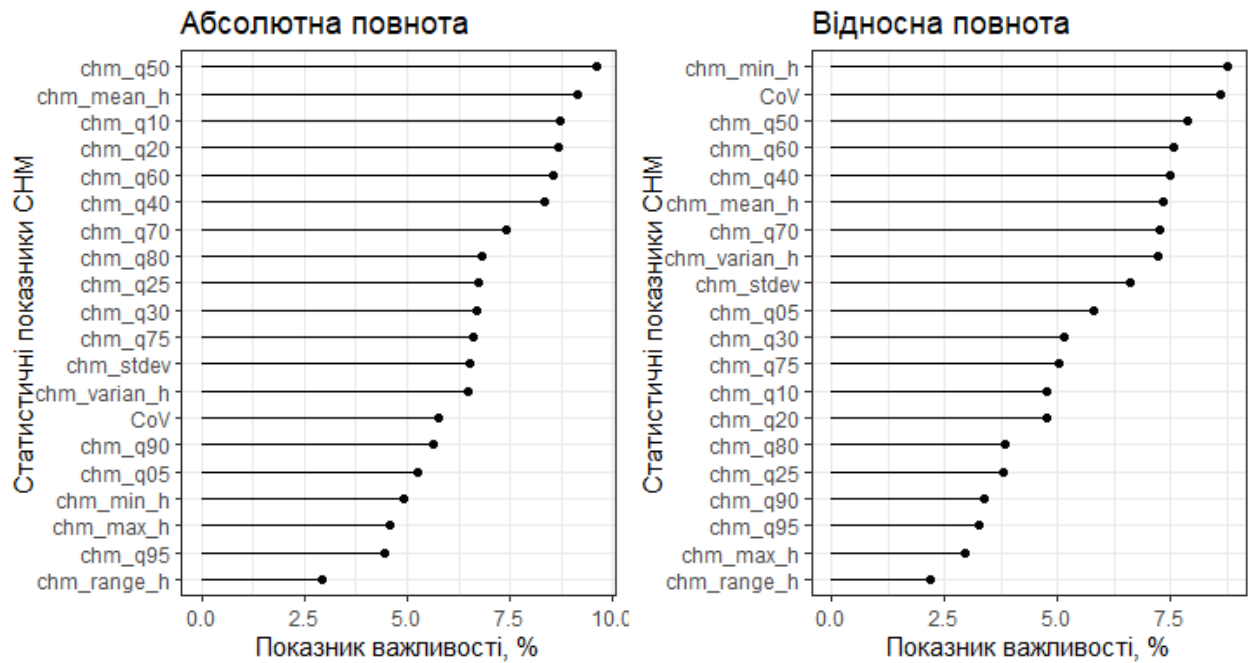


Рис. 4.5. Важливість вихідних показників СНМ для встановлення суми площ поперечних перерізів та відносної повноти

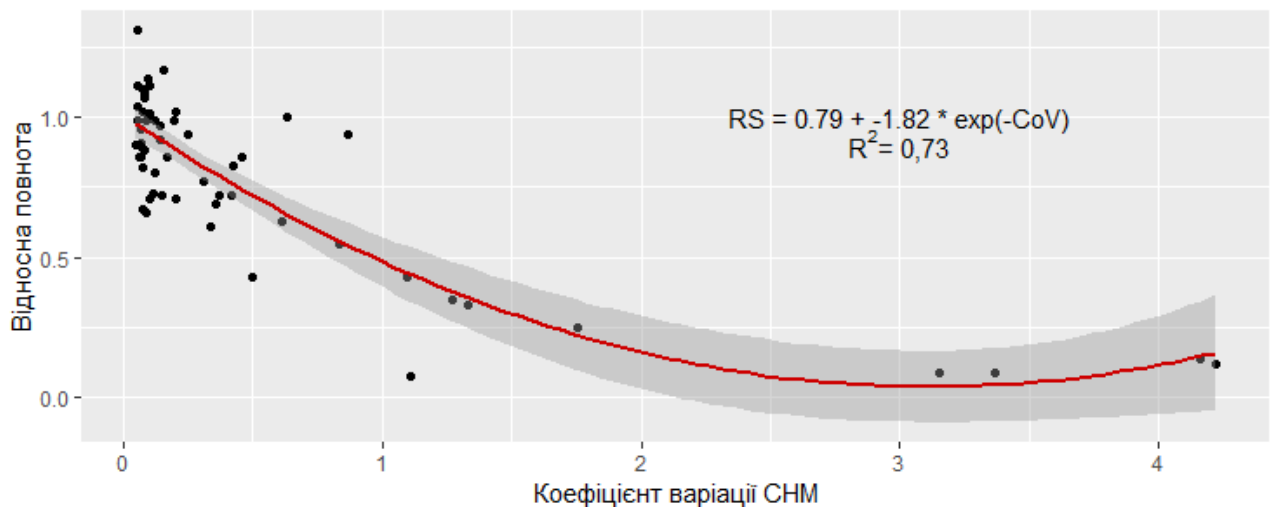


Рис. 4.6. Графік залежності відносної повноти від коефіцієнта варіації

Запас стовбурів та надземна фітомаса деревостану відзначаються високим ступенем залежності від усіх розрахованих статистичних показників СНМ, окрім: нижніх центилів (5, 10 %) і мінімальної висоти, коефіцієнту варіації, діапазону висоти, дисперсії та стандартної похибки (рис. 4.7).

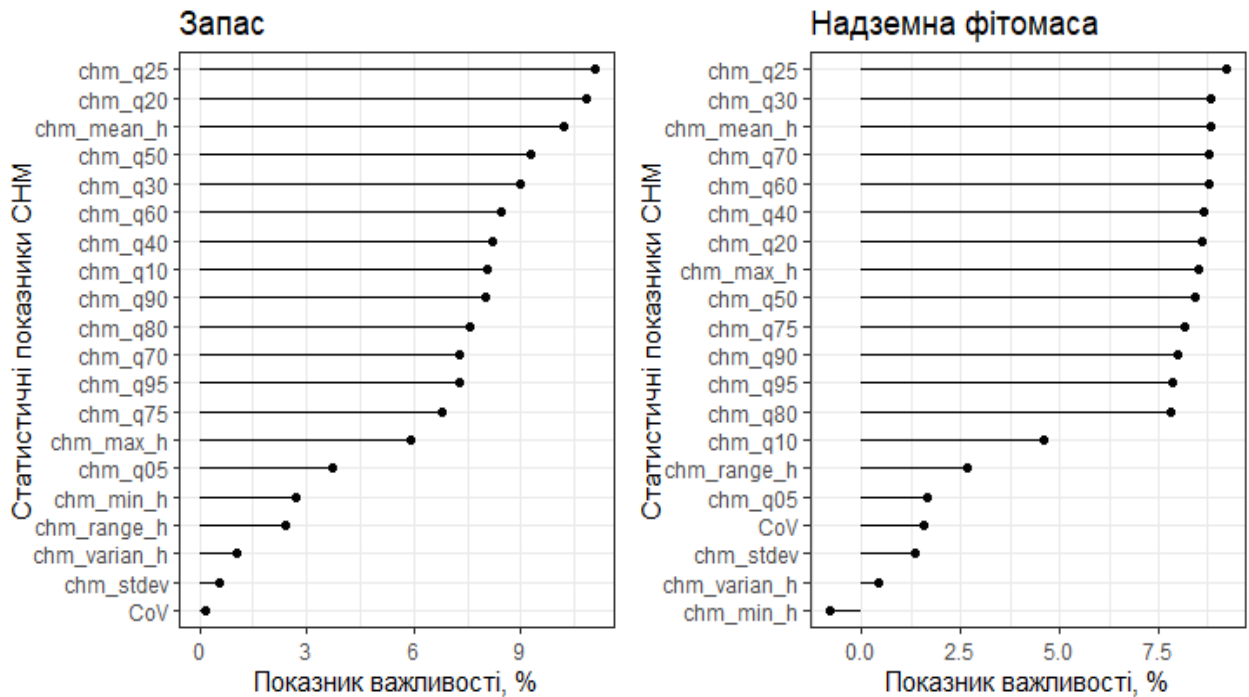


Рис. 4.7. Важливість вихідних показників СНМ для встановлення запасу та надземної фітомаси

Тісноту кореляції залежності таксаційних показників від статистичних показників розподілу СНМ також оцінено за допомогою розрахованого коефіцієнта кореляції Спірмена (рис .4.8). Майже всі значення кореляційної матриці знаходяться нижче критичного  $p$ -value на рівні 0,05. Найбільші значення кореляційних коефіцієнтів отримано для таких таксаційних показників деревостанів: середня висота, стовбуровий запас та загальна надземна фітомаса. Високі кореляційні коефіцієнти мають всі значення СНМ: процентилі, середня та максимальна висоти. За компонентами фітомаси найбільш високі кореляційні коефіцієнти спостерігаються для фітомаси стовбура ( $Ph_{ст}$ ), менші для фітомаси крони ( $Ph_{кр}$ ) і гілок ( $Ph_{гіл}$ ), де для фітомаси хвої ( $Ph_{хв}$ ) встановлено найменші показники кореляції. Розділені за походженням деревостанів матриці коефіцієнтів парної кореляції наведено в додатку Г. Для штучних деревостанів показники коефіцієнтів кореляції менші, чим для природних. Найбільші коефіцієнти кореляції у штучних деревостанах зберігаються для показників висоти, запасу, стовбурової та загальної надземної фітомаси насаджень.

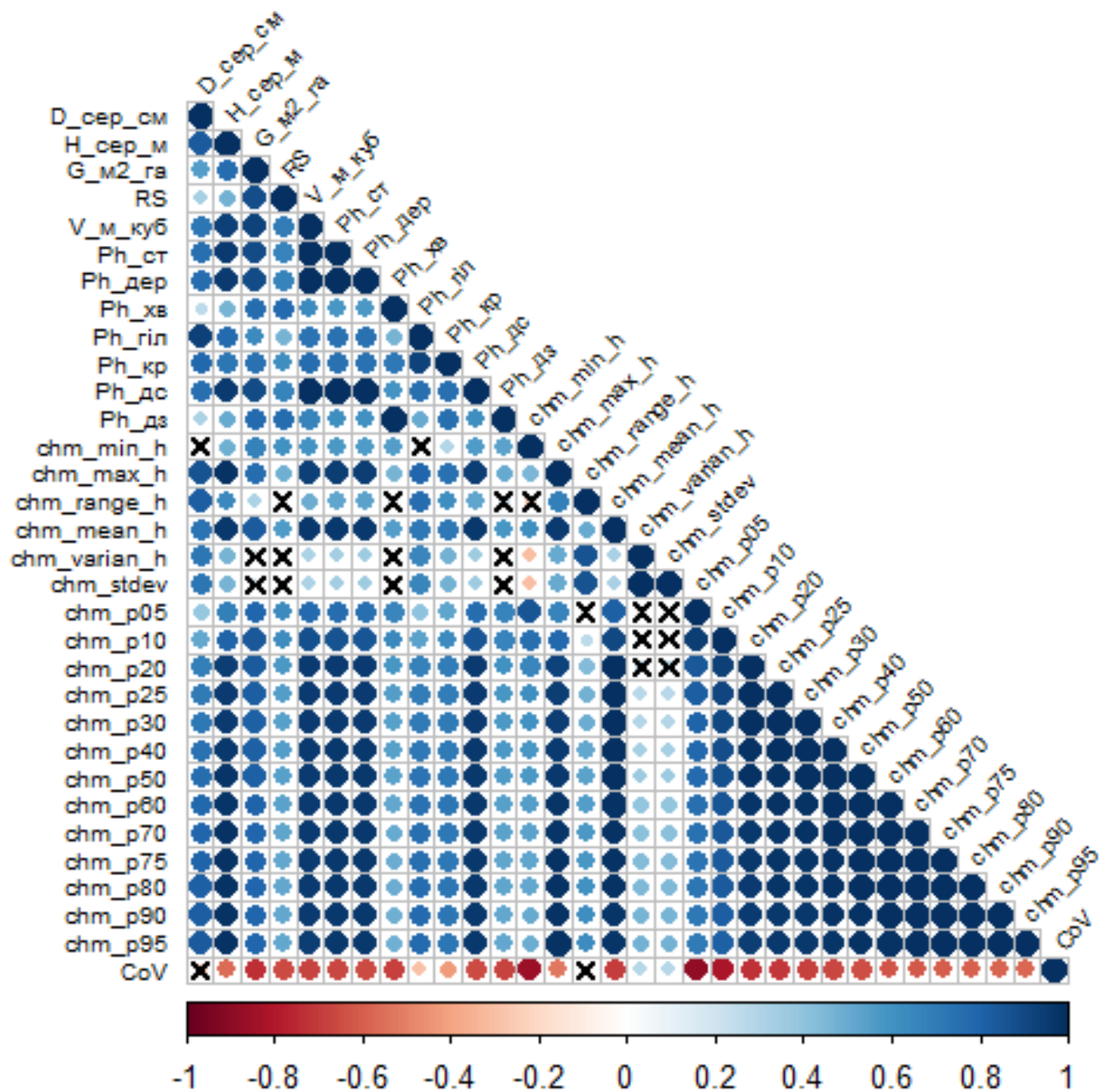


Рис. 4.8. Кореляційна матриця залежності таксаційних показників деревостанів від вихідних статистик СНМ

Примітка: x – критичне значення p-value > 0,05.

Результати оцінювання залежності таксаційних показників соснових деревостанів від даних розподілу СНМ вказують на наявність можливості їхнього моделювання за даними дистанційної стереограмметричної зйомки.



### **4.3 Моделювання таксаційних показників за даними стереофотограмметричної зйомки**

Для моделювання таксаційних показників деревостанів використовуються як вихідні статистики цифрових моделей намету, так і показники, що встановлені за результатами дешифрування окремих дерев. Для визначення деяких показників деревостанів цілком достатньо застосовувати дані розподілу СНМ. Використання останніх не вимагає додаткових витрат на виконання дешифрування окремих дерев та визначення їхніх показників. Таким чином, з точки зору економії витрат ресурсів, для даних СНМ притаманний значно більший потенціал для широкого і швидкого застосування. Варто зазначити, що показники верхніх процентилів розподілу DAP і LiDAR подібні найбільшою мірою, отже моделі, де використано такі показники можуть бути реалізовані для обох типів даних (White et al., 2015; Toivonen et al., 2021).

Проведення дешифрування дерев дозволяє посилити набір незалежних змінних показниками, що встановлюються на рівні окремого дерева. Показники крони окремих дерев, що дешифруються можуть бути використаними для моделювання таксаційних показників та компонентів фітомаси деревостанів. Отже, для моделювання таксаційних показників окремо буде використано дані СНМ та результати дешифрування окремих дерев у насадженні.

#### **4.3.1 Моделювання таксаційних показників за вихідними статистиками СНМ**

Під час моделювання таксаційних показників враховувались результати оцінювання важливості статистик СНМ, встановлені методом *Random Forest*. Другим фактором відбору статистик СНМ для моделювання слугують результати оцінювання коефіцієнтів кореляційних залежностей. Також оцінюється наявність критичного значення *p-value* застосованого показника та його вплив на зменшення похибки залишкової дисперсії моделі, середньої квадратичної похибки, а також зміщення середнього прогнозованого показника.

Для моделювання висоти деревостану використано показники СНМ із найбільшою важливістю (50-й центиль), а також показники середньої висоти

розподілу, максимальної висоти та 95-й процентиль. Моделювання виконано із застосуванням методу найменших квадратів (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

**Результати моделювання показника середньої висоти деревостану від статистик розподілу СММ**

Показник СММ	Модель	R <sup>2</sup>	RMSE, м	$\sigma$	Номер моделі
chm_p50	$H = 3,991 + 0,912 \cdot chm\_p50$	0,94	1,81	1,85	(4.1)
chm_p95	$H = 1,477 + 0,915 \cdot chm\_p95$	0,97	1,36	1,38	(4.2)
chm_max_h	$H = -0,245 + 0,908 \cdot chm\_max\_h$	0,97	1,32	1,34	(4.3)
chm_mean_h	$H = 3,829 + 0,945 \cdot chm\_mean\_h$	0,93	2,04	2,08	(4.4)

За результатами моделювання середньої висоти деревостанів найменші середні квадратичні похибки отримано з використанням показників верхньої висоти та 95 процентиля розподілу СММ. Графічний аналіз результатів моделювання вказує на те, що використання максимальної висоти та 95 процентиля дають змогу уникнути похибок недооцінки показника висоти у низьких деревостанах природного походження (рис. 4.9). Низькі деревостани природного походження переважно представлені низькоповнотними насадженнями. Хоча для інших показників розподілу СММ коефіцієнт кореляції і детермінації близькі до 1, моделювання висоти ускладнюється для низьких та низькоповнотних деревостанів.

У деревостанах із низькою повнотою велика частка пікселів цифрової моделі намету представляє поверхню землі, тому показники розподілу будуть дещо заниженими у рідколіссі, порівняно з деревостанами більшої повноти.

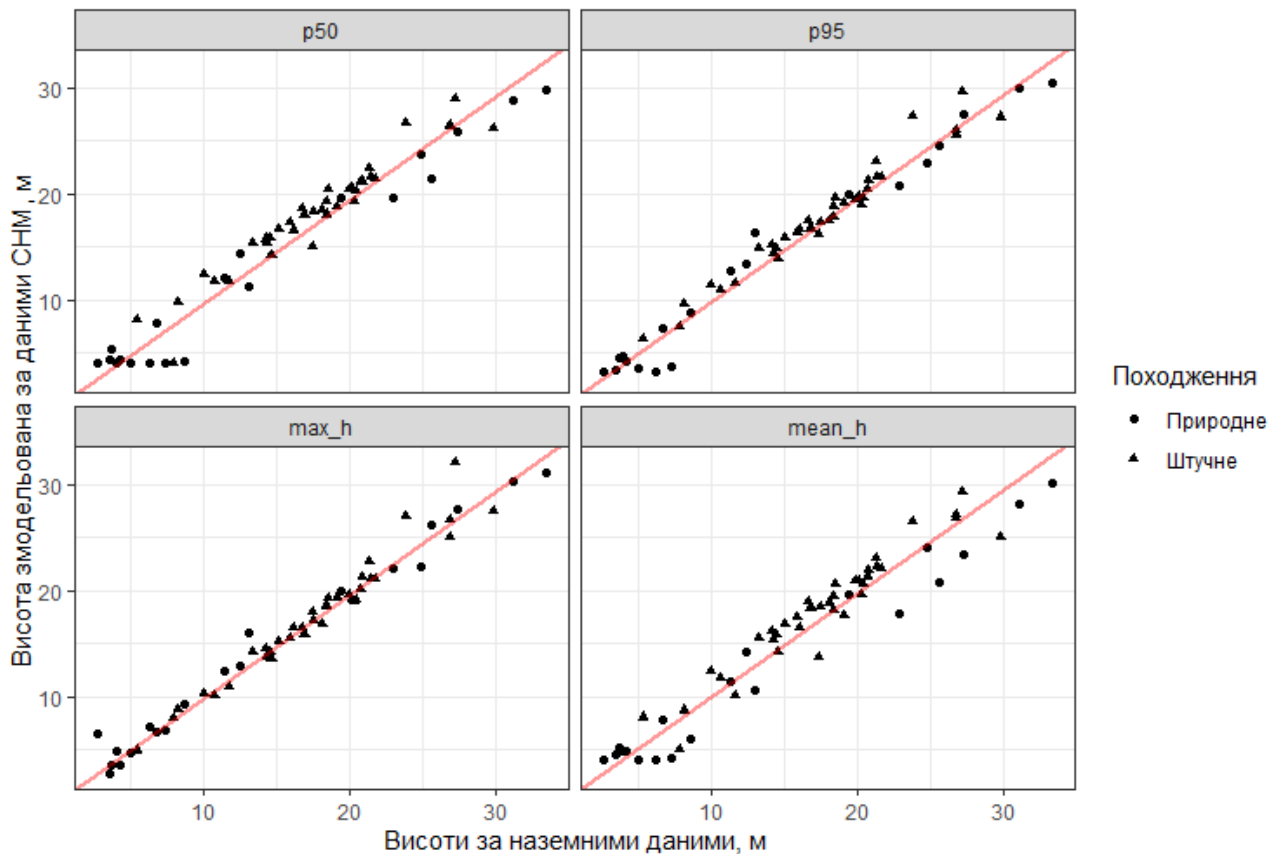


Рис. 4.9. Діаграми розсіювання моделей висоти за використання різних показників СНМ у співвідношенні з емпіричними даними пробних площ

Для моделювання середнього діаметра на пробних площах використано показники максимальної висоти цифрових моделей, а також показник діапазону висот (табл. 4.2). Результати моделювання показників діаметрів, коефіцієнти детермінації та середні квадратичні похибки наведені на діаграмах (рис. 4.10).

Таблиця 4.2

#### Результати моделювання середнього діаметра за даними СНМ

Модель	R <sup>2</sup>	Bias / Bias (%)	Номер моделі
$D = -1,033 + 1,029 \cdot chm\_max\_h$	0,79	0,03/ 0,20	(4.5)
$D = -1,270 + 0,688 \cdot chm\_max\_h + 0,510 \cdot chm\_range\_h$	0,88	-0,01/ -0,03	(4.6)
$D(\text{штучні}) = -0,884 + 0,935 \cdot chm\_max\_h$ $D(\text{природні}) = -0,691 + 1,209 \cdot chm\_max\_h$	0,87	0,01/ 0,06	(4.7)

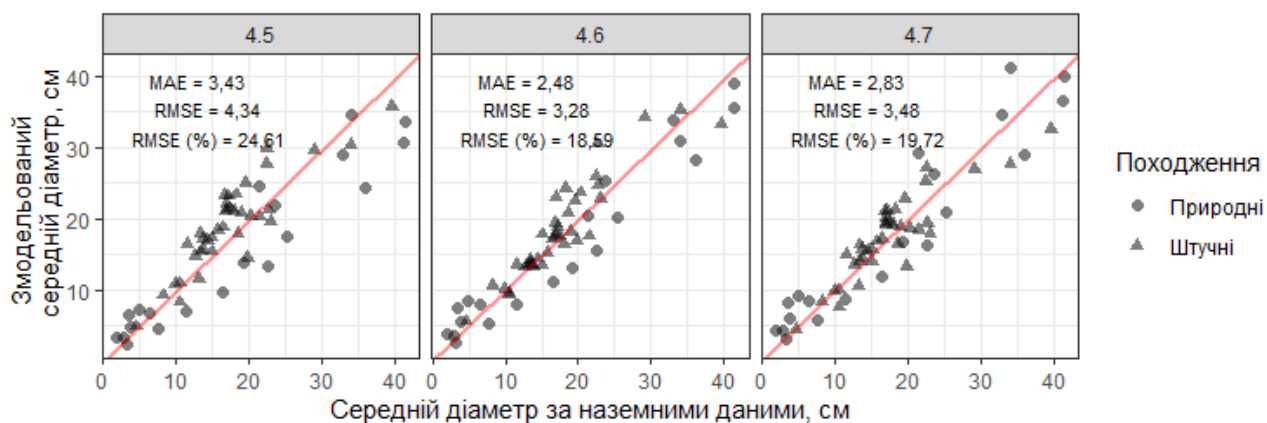


Рис. 4.10. Діаграма розсіювання моделей середнього діаметра у співвідношенні з середніми діаметрами на пробних площах

Модель для середнього діаметра деревостану з використанням максимального показника висоти розподілу СНМ (формула 4.5) характеризується найбільшим показником середньої квадратичної похибки – 25 %. Застосування окремих моделей для природних і штучних деревостанів дозволяє знизити середню квадратичну похибку до 19 % (формула 4.6). Однак за даними дистанційного зйомки не завжди можна оцінити походження деревостанів, а виконання розподілу насаджень за походженням вимагатиме проведення додаткових операцій.

У цьому випадку показник діапазону значень висот СНМ дав змогу поліпшити результати моделювання середнього діаметра без розподілу деревостанів за походженням (формула 4.7). Показник діапазону висот чутливий до зміни вхідних показників збору даних, зімкнутості досліджуваних насаджень та наявності рослинності під наметом. Тобто включення діапазону висот СНМ у модель дало змогу поліпшити результати його використання, однак це може призвести до виникнення похибок.

Для моделювання суми площ поперечних перерізів застосовано показники медіани розподілу ( $chm\_p50$ ), а також 10 центиль розподілу ( $chm\_p10$ ), у другій моделі використано коефіцієнт варіації як незалежну змінну (формула 4.9). Результати моделювання наведено у формулі 4.8 та представлено графічно (рис. 4.11). Коефіцієнт детермінації становить 0,83, а середня квадратична похибка  $6,8 \text{ м}^2 \cdot \text{га}^{-1}$ , середнє значення прогнозів моделі дорівнює середньому

значенню даних пробних площ – показник *Bias* становить  $-7,2 \cdot 10^{-6} \text{ м}^2 \cdot \text{га}^{-1}$  ( $-2,2 \cdot 10^{-5} \%$ ), а середня абсолютна похибка  $5,62 \text{ м}^2 \cdot \text{га}^{-1}$ .

Із застосуванням коефіцієнта варіації як предиктора низькоповнотних деревостанів  $R^2 = 0,84$ , вдалося зменшити середню квадратичну похибку (див. рис. 4.11). Показник *Bias* вказує на відсутність зміщення (систематичного відхилення) середнього значення прогнозів до емпіричних даних пробних площ, а середня абсолютна похибка становить  $5,47 \text{ м}^2 \cdot \text{га}^{-1}$ .

$$G = 7,780 + 1,159 \cdot chm\_p50 + \sqrt{13,151 \cdot chm\_p10}, \quad R^2=0,83 \quad (4.8)$$

$$G = 5,178 + 1,489 \cdot chm\_p50 + \exp(\text{CoV}^{-0,350}). \quad R^2=0,84 \quad (4.9)$$

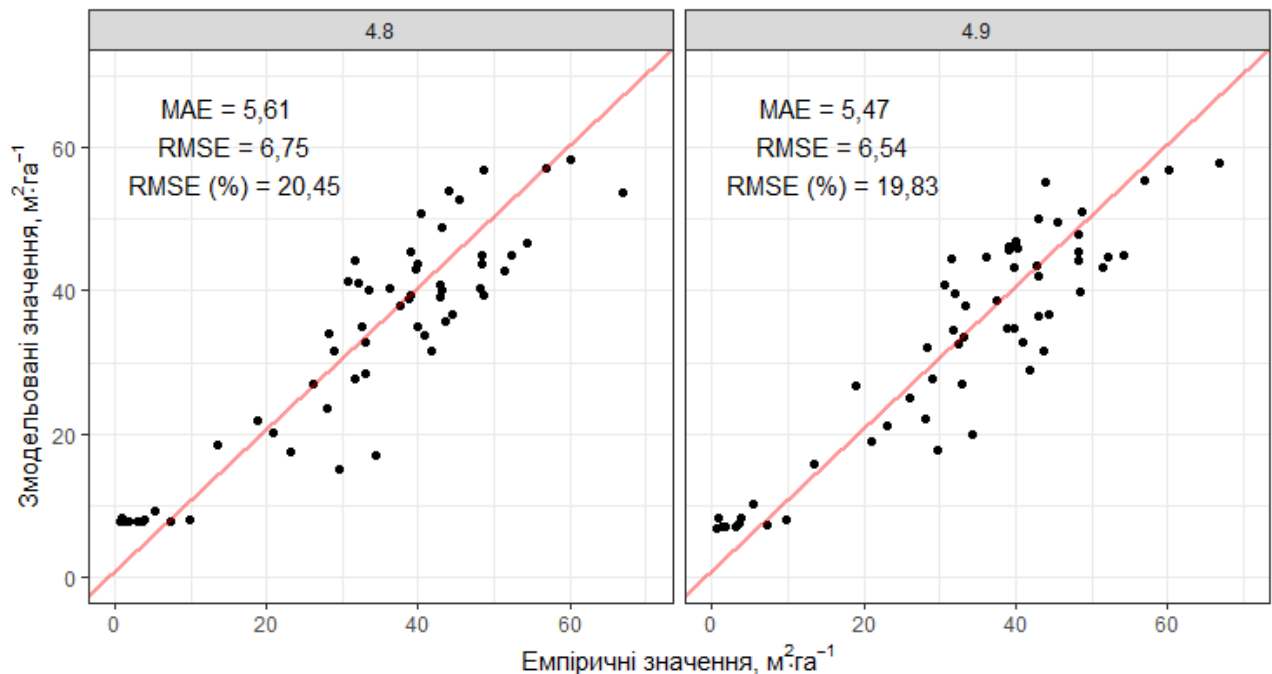


Рис. 4.11. Діаграма розсіювання змодельованої абсолютної повноти у співвідношенні з показниками на пробних площах

Для моделювання стовбурового запасу деревостанів сосни звичайної за вихідними статистиками СНМ використано показники середньої висоти і 20 перцентилу розподілу для першої моделі ( $R^2 = 0,92$ ), для другої – показник 95 перцентилу ( $R^2 = 0,88$ ) (формули 4.10, 4.11). Також під час моделювання було застосовано перетворення квадратного кореня залежної змінної.

Таблиця 4.3

## Результати моделювання запасу деревостанів

Модель	R <sup>2</sup>	Bias / Bias (%)	Номер моделі
$\sqrt{V} = 3,320 - 0,409 \cdot chm\_p20 + 1,301 \cdot chm\_mean\_h$	0,92	-2,62/ -0,88	(4.10)
$V = 5,530 \cdot chm\_p95^{1,407}$	0,88	2,08/ 0,70	(4.11)

Вибір показників для моделі 4.10 ґрунтувався на результатах аналізу методом *Random Forest*. Застосування показника 95 перцентиля за даними розподілу СНМ обґрунтовується наявністю тісного зв'язку цього показника з аналогічним у розподілі даних лазерного сканування, що засвідчують супутні дослідження (White et al., 2015; Toivonen et al., 2021).

Коефіцієнт детермінації та середня квадратична похибка за формулою (4.10) вказують, що 20 перцентиль та середня висота СНМ більшою мірою пояснюють варіацію запасів на пробних площах, однак отримано більше зміщення середнього прогнозованого значення (2,62 м<sup>3</sup>·га<sup>-1</sup>). Для порівняння моделей використано середні відхилення і середні абсолютні похибки, коефіцієнти детермінації та середні квадратичні похибки (рис. 4.12, табл. 4.3).

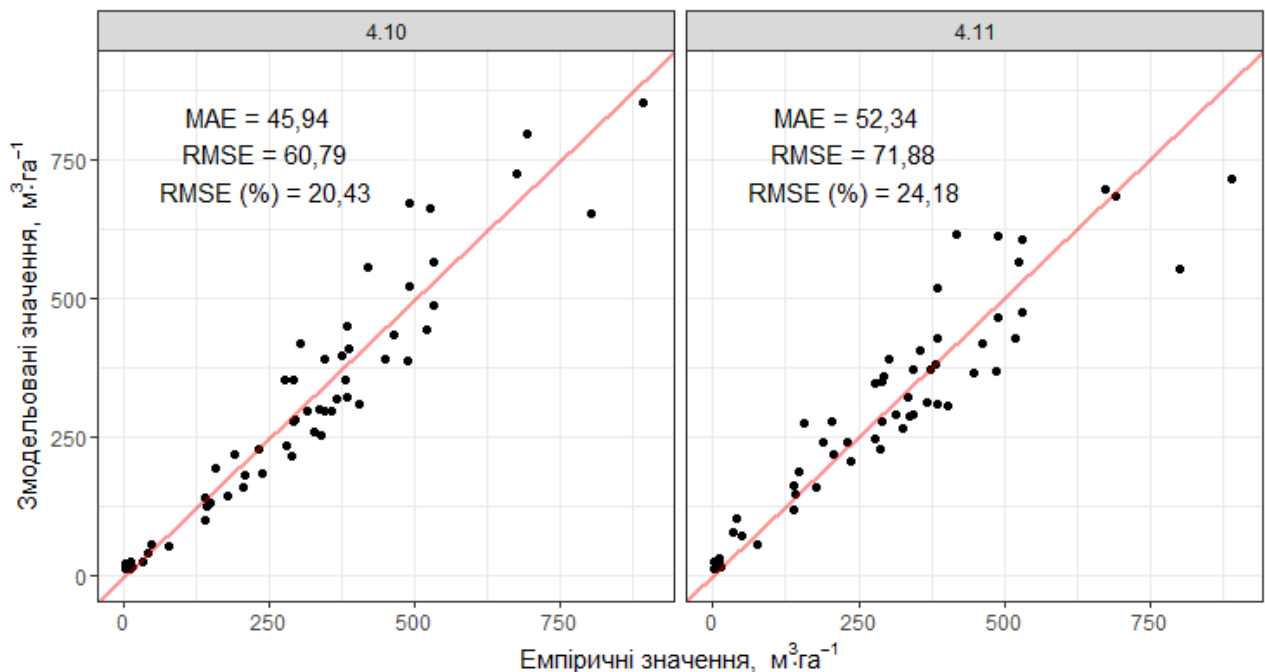


Рис. 4.12. Діаграма розсіювання змодельованого стовбурового запасу та емпіричних показників на пробних площах

Дані вихідних статистик СНМ отримані за матеріалами дистанційної стереофотограмметричної зйомки можна використовувати для оцінювання низки таксаційних показників деревостанів сосни звичайної. Встановлено, що дані з БПЛА та підхід «*area-based model*» дають змогу визначати таксаційні показники на рівні деревостану (середня висота, діаметр, сума площ поперечних перерізів та запас стовбурів). Графічне відображення застосування моделей для встановлення запасу насаджень за даними СНМ має такий вигляд (рис. 4.13).

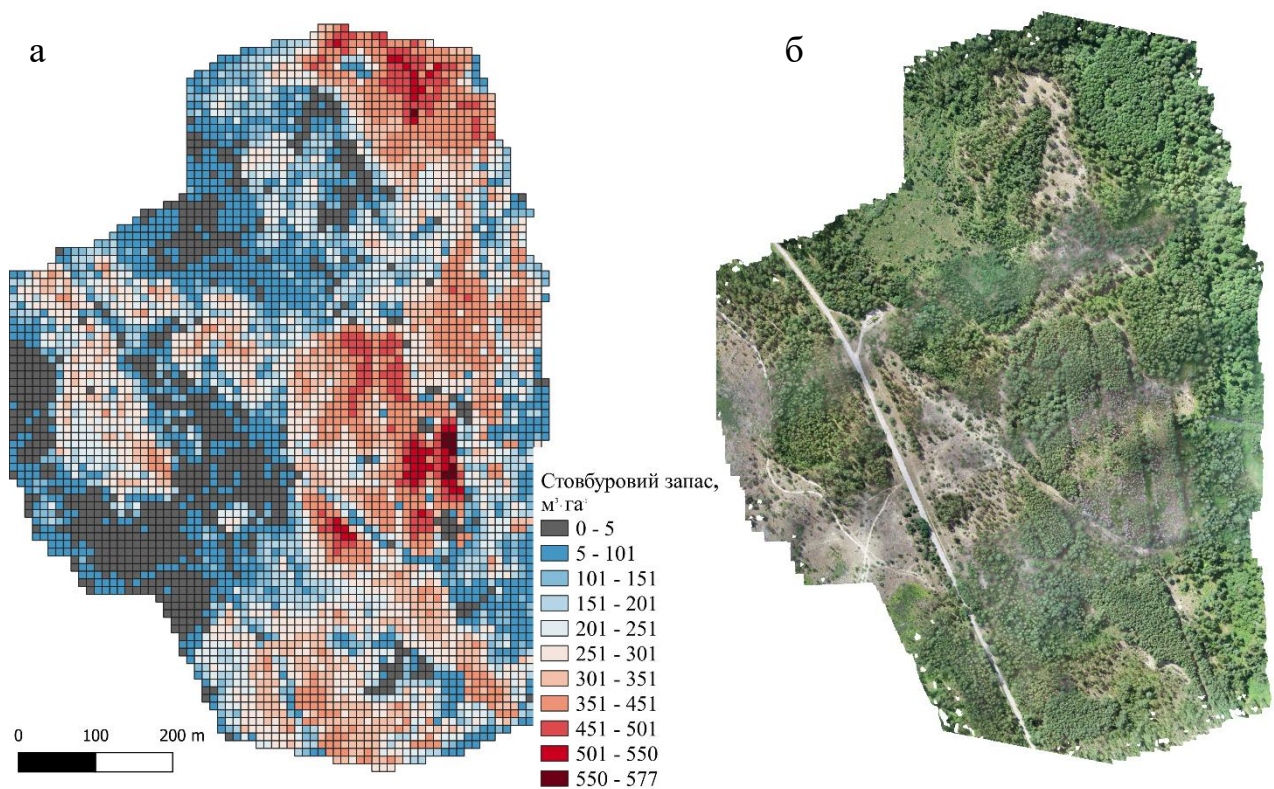


Рис. 4.13. Приклад реалізації результатів моделювання запасу соснових насаджень на полігоні (а), та ортофотоплан дослідного полігону (б)

Побудовані регресійні моделі (табл. 4.4; формули 4.12 - 4.23) підтверджують можливість застосування вихідних статистичних показників СНМ для оцінювання компонентів фітомаси типових деревостанів сосни звичайної. Згаданий метод не вимагає проведення дешифрування окремих дерев або визначення інших типових таксаційних показників деревостанів (вік, повнота, середній діаметр). Загалом отримані регресії пояснюють до 90 % варіацій фітомаси стовбурів і загальної надземної фітомаси та до 80 % фітомаси компонентів крони в деревостанах сосни звичайної (рис. 4.14, рис. 4.15).

Показник середньої арифметичної висоти СНМ ( $chm\_mean\_h$ ), використаний для моделювання показників компонентів фітомаси, за даними ДАР, краще пояснює їхню варіацію. Однак для моделей, що використовують середню висоту спостерігається більше відхилення середнього прогнозованого показника від середнього емпіричного значення на пробних площах. За використання показника коефіцієнта варіації ( $CoV$ ) можна повніше описати залежності компонентів фітомаси крони дерева від показників СНМ, однак збільшується середнє відхилення прогнозованого значення для загальної та стовбурової фітомаси.

Таблиця 4.4

**Регресійні рівняння оцінювання компонентів надземної фітомаси соснових деревостанів за даними СНМ**

Модель	R <sup>2</sup>	Bias / Bias (%)	Номер моделі
$Ph_{ст} = 0,939 \cdot chm\_p95^{1,665}$	0,87	0,23/ 0,21	(4.12)
$Ph_{ст} = 1,355 \cdot chm\_mean\_h^{1,633}$	0,91	-1,78/ -1,62	(4.13)
$Ph_{ст} = 0,489 \cdot chm\_p95^{1,745} \cdot CoV^{-0,193}$	0,92	-0,98/ -0,89	(4.14)
$Ph_{xb} = 1,397 \cdot chm\_p95^{0,437}$	0,53	0,03/ 0,67	(4.15)
$Ph_{xb} = 2,016 \cdot chm\_mean\_h^{0,341}$	0,65	0,03/ 0,58	(4.16)
$Ph_{xb} = 1,685 \cdot chm\_p95^{0,233} \cdot CoV^{-0,205}$	0,68	0,03/ 0,62	(4.17)
$Ph_{гил} = 1,751 \cdot chm\_p95^{0,575}$	0,73	0,01/ 0,12	(4.18)
$Ph_{гил} = 3,451 \cdot chm\_mean\_h^{0,369}$	0,66	-0,01/ -0,17	(4.19)
$Ph_{гил} = 1,698 \cdot chm\_p95^{0,634} \cdot CoV^{0,075}$	0,76	0,03/ 0,30	(4.20)
$Ph_{дс} = 1,513 \cdot chm\_p95^{1,542}$	0,88	-0,19/ -0,16	(4.21)
$Ph_{дс} = 2,226 \cdot chm\_mean\_h^{1,498}$	0,91	-2,56/ -2,08	(4.22)
$Ph_{дс} = 0,873 \cdot chm\_p95^{1,605} \cdot CoV^{-0,169}$	0,92	-1,49/ -1,21	(4.23)



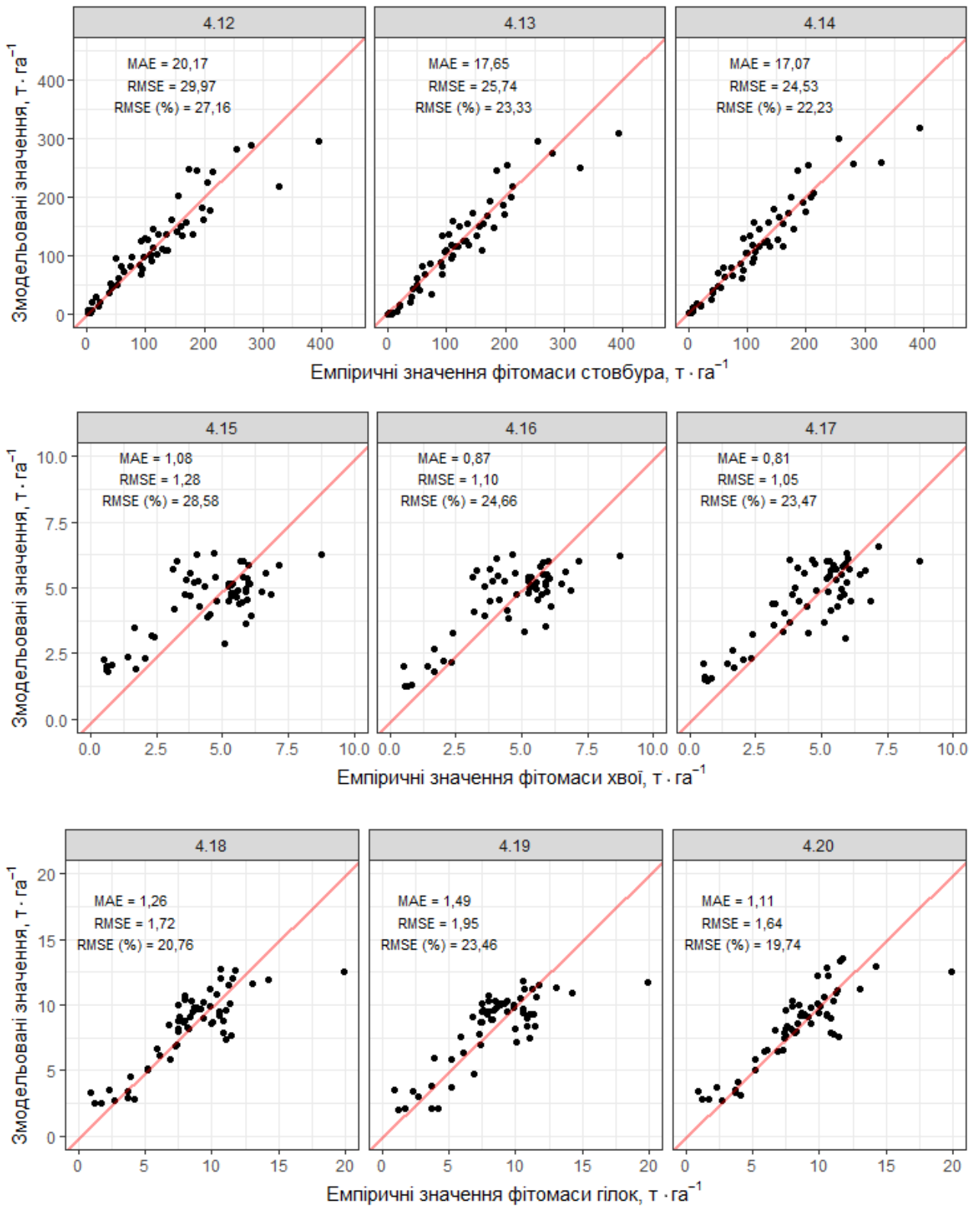


Рис. 4.14. Діаграма розсіювання змодельованих показників компонентів фітомаси деревостанів сосни звичайної до емпіричних даних на пробних площах

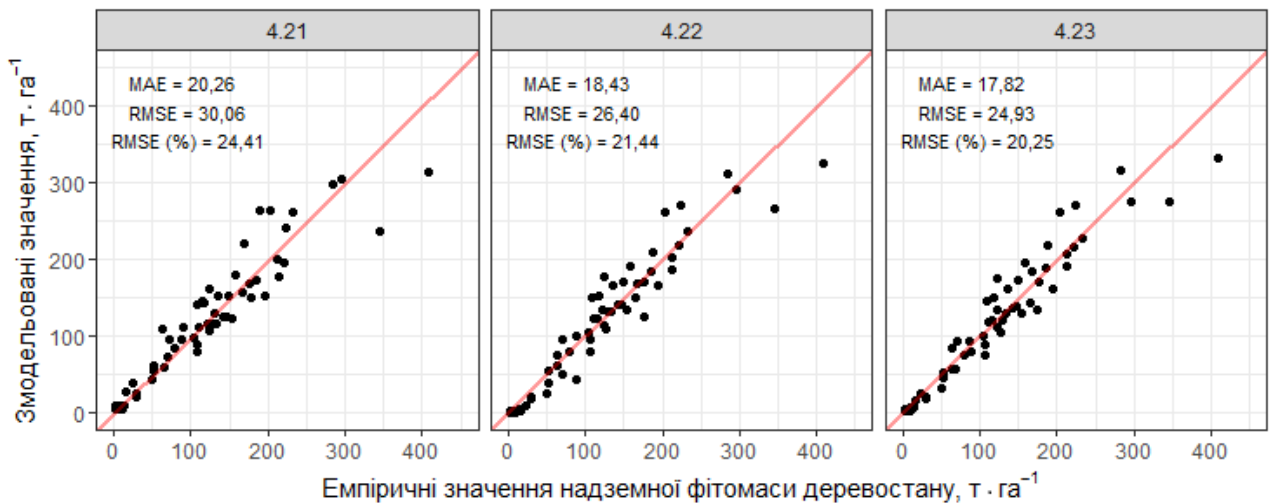


Рис. 4.15. Діаграми розсіювання змодельованої загальної надземної фітомаси деревостанів сосни звичайної до емпіричних показників на пробних площах

Статистичні показники розподілу СНМ растрів можна використовувати для оцінювання таксаційних показників деревостанів сосни звичайної, стовбурового запасу та їхньої надземної фітомаси.

#### 4.3.2 Оцінювання таксаційних показників деревостанів за даними дешифрування дерев

Результати дешифрування окремих дерев у насадженні детально описано у підрозділі 4.1. Указаний метод найсприятливіший для ідентифікації та сегментації дерев, що займають домінуюче положення в насадженні, на показники яких припадає значна частка запасу деревостанів. Порівняння кількості дешифрованих дерев до загальної облікованої на пробних площах засвідчує, що вдалося дешифрувати тільки частину облікованих дерев. Унаслідок того, що на пробах не проводилися рубки догляду, середній коефіцієнт дешифрованої кількості дерев на пробних площах становить 0,58 для штучних деревостанів та 0,81 на ПП природного походження. Графічний аналіз вказує на відсутність зв'язку між коефіцієнтом дешифрування дерев і повнотою деревостанів, однак зі збільшенням кількості дерев на одиницю площі зменшується частка дешифрованих деревостанів. На ділянках, де кількість дерев на один гектар становила менше 500, спостерігається переоцінка кількості дерев.

Встановлені середні висоти за даними дешифрування дерев досить точно описують показники середньої висоти на пробних площах. Коефіцієнт детермінації для визначених середніх висот дистанційним способом становив 0,94, середня абсолютна похибка визначення висоти 1,3 м, а показник зміщення середнього прогнозованого показника висот -0,45 %. Похибки під час обліку дерев призводять до похибок встановлення середньої висоти на пробних площах. Зниження середньої висоти для деревостанів зі згаданим показником до 10 м, спостерігається переважно у пробних площах природного походження з відносною повнотою 0,5 і менше (рис. 4.16 б).

Застосування максимальної висоти облікованих дерев дає можливість уникнути похибок визначення висоти, що з'являються за рахунок похибок дешифрування дерев (рис. 4.16 а). Отже, середню висоту деревостану доцільніше встановлювати за допомогою моделювання, ніж за даними дешифрування всіх дерев. Залежність середньої висоти на пробній площі від максимальної висоти облікованих дерев наводиться у формулі 4.24.

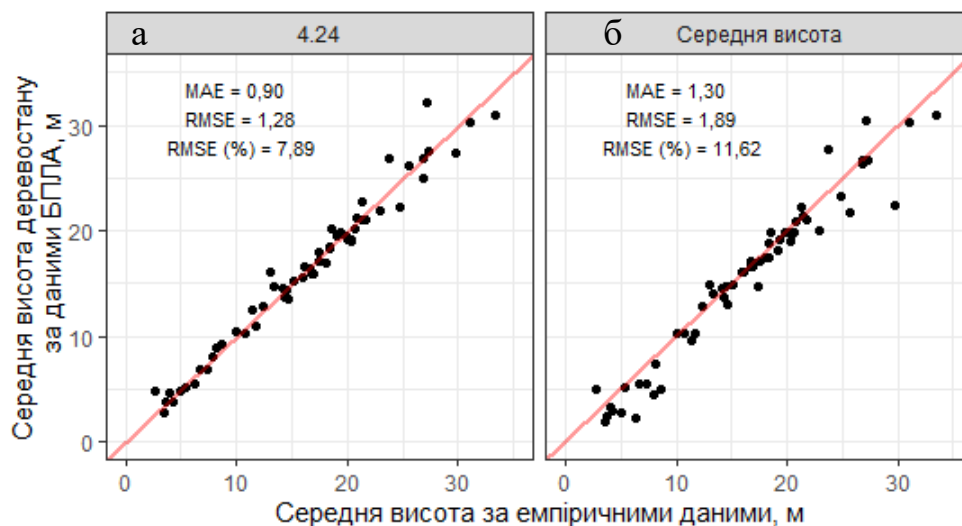


Рис. 4.16. Діаграма розсіювання середньої висоти, встановленої за даними дешифрування дерев у співвідношенні з даними пробних площ

Середня абсолютна похибка за результатами оцінки статистик моделювання становила 0,90 м, зміщення середнього прогнозованого показника близьке до нуля. Результати використання максимальної висоти облікованого дерева відповідають застосуванню максимального показника розподілу СНМ (формула 4.9).

$$H = -0,014 + 0,892 \cdot H_{max}, \quad R^2=0,97 \quad (4.24)$$

де  $H_{max}$  – максимальна висота облікованого дерева на пробній площі, м.

Під час моделювання за показниками дешифрування дерев у насадженні вдалося пояснити 80–90 % варіацій показника середнього діаметра на пробних площах. Для моделювання використано показники середньої висоти дешифрованих дерев та максимальну їхню висоту, а також показник середнього діаметра крони дерев (табл. 4.5). Для показника верхньої висоти дешифрованих дерев характерна більша статистична значущість для моделювання діаметрів порівняно з розрахованою середньою висотою за даними дешифрування. Застосування показників середньої висоти та середнього діаметра крони дешифрованих дерев дає змогу детальніше пояснити варіації середніх діаметрів за емпіричними даними та зменшити середню абсолютну похибку і похибку зміщення середнього прогнозованого показника (рис. 4.17).

Для моделювання показника суми площ поперечних перерізів використано показники середньої висоти облікованих дерев та зімкнутості деревостану. Зімкнутість деревостану визначена як частка суми площ дешифрованих крон дерев від загальної площі дослідної ділянки (формула 2.10). Зімкнутість деревостанів розрахована дистанційним способом засвідчує високий рівень значущості (на рівні  $p = 99$  %) для моделювання їхньої відносної та абсолютної повноти. Для моделювання суми площ поперечних перерізів застосовано перетворення квадратного кореня показника залежної змінної. Таким чином вдалося пояснити 87 % варіацій розподілу абсолютної повноти деревостанів на дослідних ділянках (формула 4.28).

Зімкнутість деревостанів, розрахована дистанційним способом, дає змогу визначати відносну повноту деревостанів ( $R^2=0,69$ ). Спостерігається тісна залежність зменшення зімкнутості деревостанів зі зміною показника їхньої відносної повноти нижче 0,5, що робить її надійним індикатором низькоповнотних деревостанів (рис. 4.18 б). Однак у цьому випадку досить складно описати варіацію відносних повнот деревостанів, у яких це значення більше 0,5 за рахунок їхніх високих показників зімкнутості. Середня

квадратична похибка моделювання відносної повноти деревостанів становила 0,17 (21,29 %). Виявлено, що застосування показника зімкнутості для моделювання суми площ поперечних перерізів, як однієї з незалежних змінних (формула 4.33), значно поліпшує результати моделі та дозволяє зменшити похибки для деревостанів із низькими повнотами.

Таблиця 4.5

**Результати моделювання середнього діаметра та повнот деревостанів за даними дешифрування дерев**

Модель	R <sup>2</sup>	Bias / Bias (%)	Номер моделі
$D = 0,692 \cdot H_{max}^{1,108}$	0,80	-0,12/ -0,65	(4.25)
$D = 0,525 \cdot H_{max}^{0,772} \cdot D_{crown\ mean}^{0,973}$	0,86	-0,15/ -0,86	(4.26)
$D = 0,355 \cdot H_{max}^{1,894} \cdot H_{mean}^{-1,006} \cdot D_{crown\ mean}^{0,878}$	0,90	-0,04/ -0,23	(4.27)
$\sqrt{G} = -1,641 + 1,607 \cdot \log(H_{mean}) + 1,250 \cdot \exp(P_{crown})$	0,87	-0,32/ -0,96	(4.28)
$P = 0,168 \cdot e^{P_{crown} \cdot 1,755}$	0,69	0,003/ 0,37	(4.29)

Примітка.  $H_{max}$  – максимальна висота дешифрованих дерев, м;  $H_{mean}$  – середня висота дешифрованих дерев, м;  $D_{crown\ mean}$  – середній діаметр крони дешифрованих дерев, м;  $P_{crown}$  – зімкнутість деревостану.

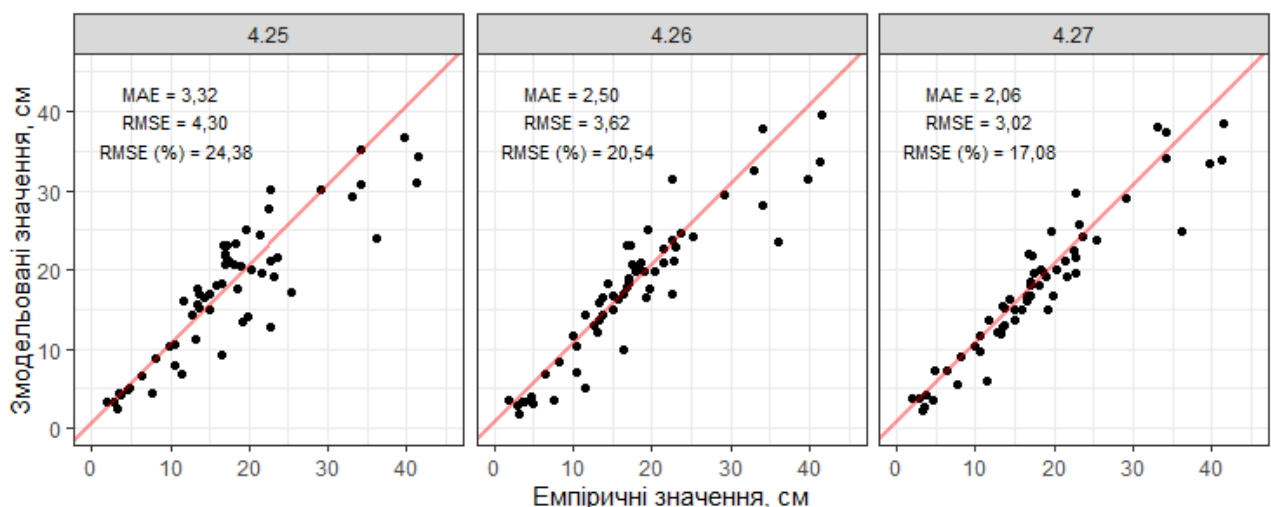


Рис. 4.17. Діаграма розсіювання змодельованого середнього діаметра за даними дешифрування дерев із даними на ПП

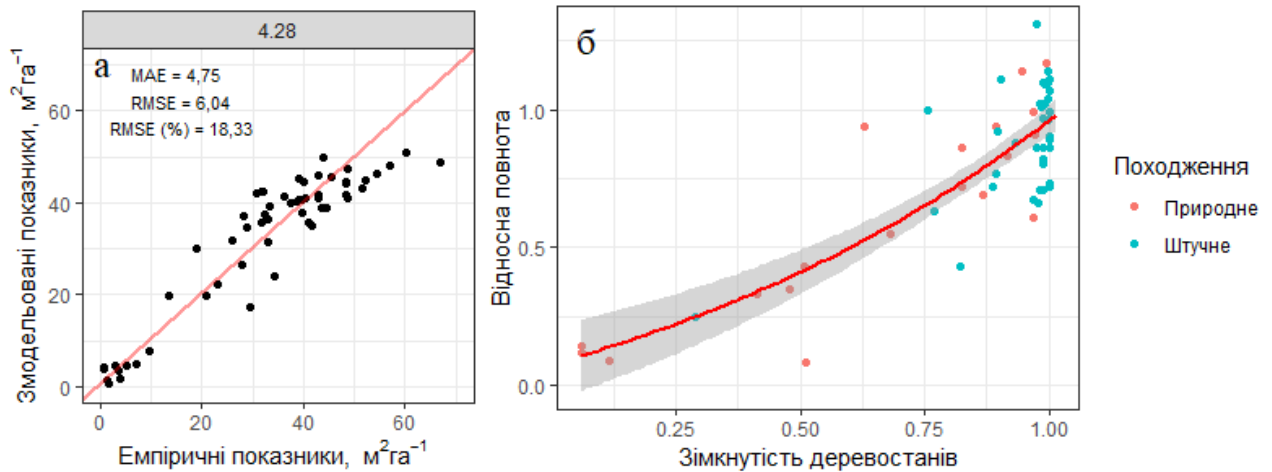


Рис. 4.18. Результати моделювання повнот деревостанів: а) діаграма розсіювання суми площ поперечних перерізів; б) залежність відносної повноти від зімкнутості деревостанів

Залежність запасу стовбурів насаджень від даних, отриманих за результатами дешифрування окремих дерев у насадженні, описується степеневим рівнянням від середньої висоти дешифрованих дерев та коефіцієнта зімкнутості насаджень (формула 4.31).

Застосування лише показника середньої висоти дозволило отримати коефіцієнт детермінації 90% (формула 4.30). Загалом щодо моделі, де враховано зімкнутість намету деревостану, спостерігається вищий коефіцієнт детермінації, а також менші середня квадратична та середня абсолютна похибки. Похибка зміщення середнього прогнозованого показника менша із застосуванням тільки середньої висоти.

Додаткове введення показника зімкнутості та розрахованого середнього діаметра крони дерев поліпшує відсоток пояснення варіації запасів, що описуються моделлю. Однак сукупне використання показників зімкнутості деревостанів та діаметра крони не забезпечує бажаного результату збільшення точності прогнозу, а призводить до перенавчання моделі й збільшує похибку зміщення середнього прогнозованого показника.

Результати моделювання запасу стовбурів насаджень за даними дешифрування дерев виявилися наступними (табл. 4.6, рис. 4.19).

Таблиця 4.6

## Результати моделювання запасу насаджень за даними дешифрування дерев

Модель	R <sup>2</sup>	Bias / Bias (%)	Номер моделі
$V = 5,590 \cdot H_{mean}^{1,422}$	0,90	1,98/ 0,67	(4.30)
$V = 4,677 \cdot H_{mean}^{1,510} \cdot P_{crown}^{1,522}$	0,93	-3,19/ -1,07	(4.31)

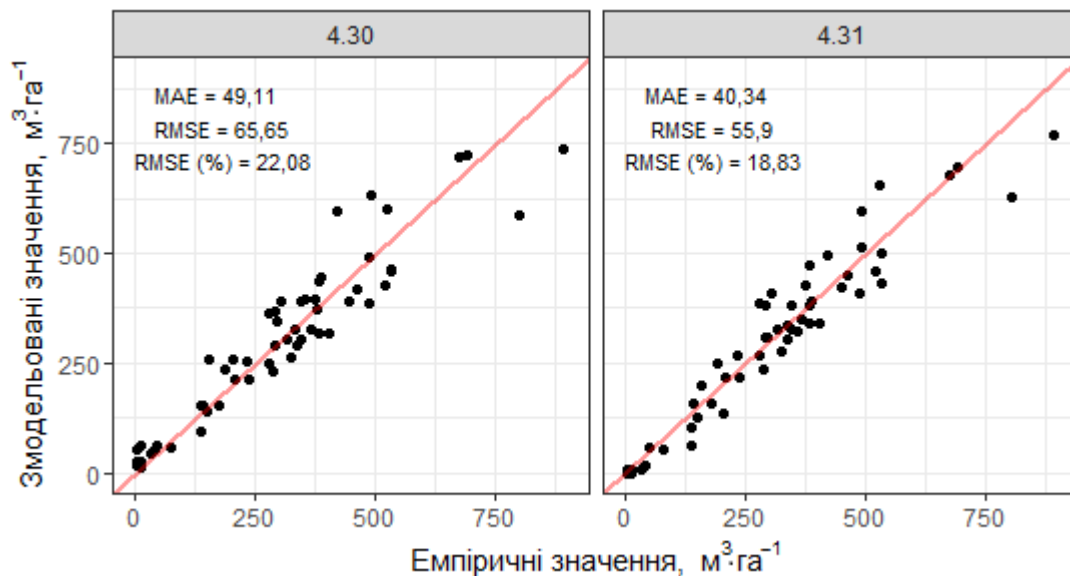


Рис. 4.19. Діаграма розсіювання змодельованого стовбурового запасу насаджень за даними дешифрування до їхнього показника на пробних площах

Для моделювання загальної надземної фітомаси соснових деревостанів, за даними дешифрування показників окремих дерев застосовано такі показники: середня висота дешифрованих дерев на пробній площі, розраховані за результатами дешифрування крони дерев показники зімкнутості деревостанів та середнього діаметра крони дешифрованих дерев. У результаті отримано регресійні рівняння, розроблені на основі даних дешифрування дерев в соснових деревостанах (табл. 4.7). Змодельовані показники компонентів та загальної надземної фітомаси порівнюються розрахованими показниками, на основі даних пробних площ за моделями Лакиди та ін. (2013) із розрахованими середніми абсолютними похибками та *RMSE* (4.20-4.21).

Таблиця 4.7

**Регресійні рівняння оцінювання компонентів надземної фітомаси соснових  
деревостанів за даними дешифрування окремих дерев**

Модель	R <sup>2</sup>	Bias / Bias (%)	Номер моделі
$Ph_{ст} = 0,964 \cdot H_{mean}^{1,678}$	0,89	0,18/ 0,16	(4.32)
$Ph_{ст} = 0,710 \cdot H_{mean}^{1,806} \cdot P_{crown}^{1,508}$	0,91	-1,61/ -1,46	(4.33)
$Ph_{xb} = -0,410 + 1,919 \cdot \log(H_{mean})$	0,56	-1,60E-09/ -3,58E-08	(4.34)
$Ph_{xb} = -1,020 + 0,880 \cdot \log(H_{mean}) +$ $+3,869 \cdot P_{crown}$	0,70	-4,80E-09/ -1,07-E07	(4.35)
$Ph_{xb} = -0,368 + 1,658 \cdot \log(H_{mean}) +$ $+3,884 \cdot P_{crown} - 0,758 \cdot D_{crown\ mean}$	0,74	2,19E-07/ 4,90E-07	(4.36)
$Ph_{гил} = 1,830 \cdot H_{mean}^{0,566}$	0,68	0,01/ 0,11	(4.37)
$Ph_{гил} = 1,500 \cdot H_{mean}^{0,358} \cdot D_{crown\ mean}^{0,602}$	0,73	0,02/ 0,28	(4.38)
$Ph_{дс} = 1,542 \cdot H_{mean}^{1,556}$	0,90	-0,29/ -0,24	(4.39)
$Ph_{дс} = 1,253 \cdot H_{mean}^{1,647} \cdot P_{crown}^{1,188}$	0,91	-2,25/ -1,83	(4.40)

Найповніше за даними дешифрування вдалося пояснити показники фітомаси стовбура та загальної надземної фітомаси насаджень на пробних площах. Коефіцієнт детермінації для цих показників становив R<sup>2</sup>=0,89–0,91. Найбільшим статистичним значенням на встановлення показників компонентів надземної фітомаси, за даними дешифрування, характеризується середня арифметична висота дешифрованих дерев.



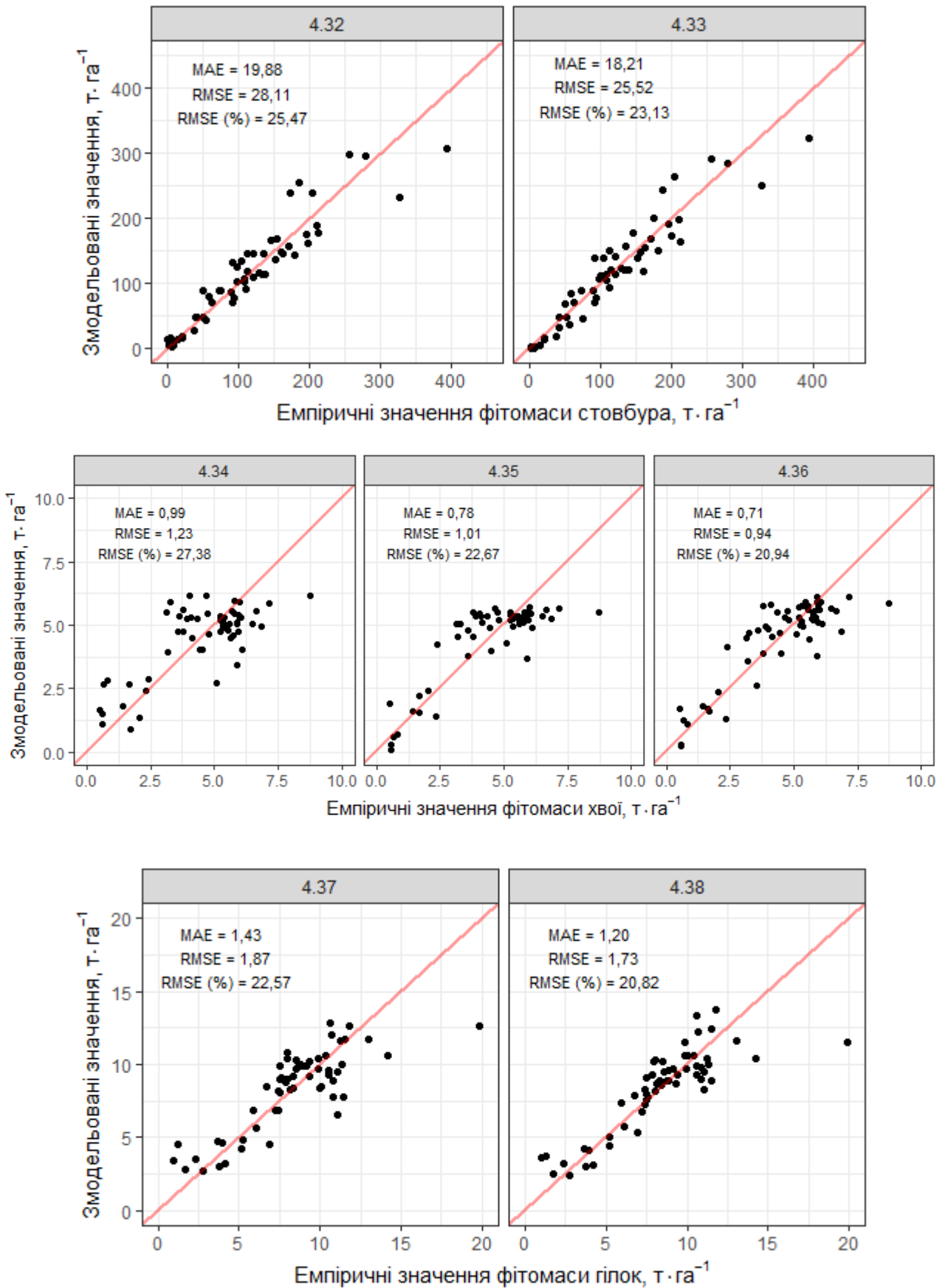


Рис. 4.20. Діаграми розсіювання змодельованих показників компонентів фітомаси деревостану з емпіричними даними на пробних площах

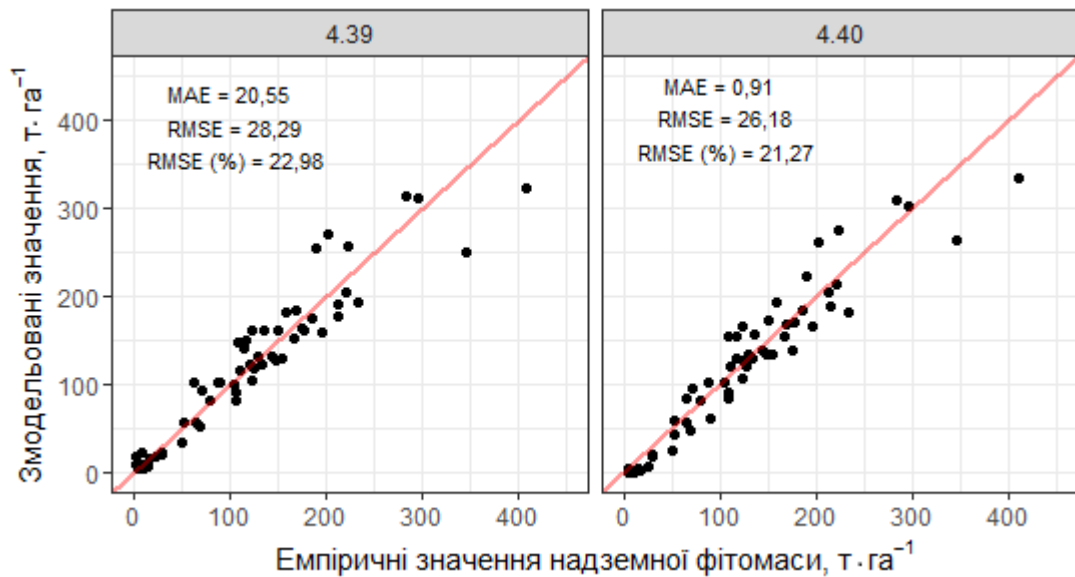


Рис. 4.21. Діаграма розсіювання змодельованої загальної надземної фітомаси у співвідношенні з емпіричними даними пробних площ

Встановлено, що показника середньої висоти дешифрованих дерев цілком достатньо, щоб описати запас фітомаси стовбура та загальної надземної фітомаси насаджень. Однак, використання, розрахованої дистанційним способом зімкнутості насаджень дає змогу зменшити середню квадратичну похибку й поліпшити коефіцієнт детермінації під час визначення загальної надземної та фітомаси стовбура. Розрахований за результатами дешифрування показник середнього діаметра крони дерев не досягнув відповідної статистичної значущості, порівняно із зімкнутістю та призводив до збільшення похибок.

Найменші середні квадратичні похибки було отримано під час моделювання загальної надземної та фітомаси стовбурів.

Показник середнього діаметра крони виявився досить вагомим для моделювання компонентів фітомаси крони дерев. Таким чином, найбільший відсоток варіацій розподілу фітомаси хвої вдалося пояснити за допомогою формули 4.36. На відміну від всіх компонентів фітомаси, які мають степеневу залежність від показників дешифрованих дерев, залежність фітомаси хвої описується логарифмічним рівнянням від висоти дешифрованих дерев як незалежної змінної та лінійною залежністю від зімкнутості насадження і дешифрованим середнім діаметром крони дерев.

Встановлено, що для моделювання фітомаси гілок сосни звичайної показник зімкнутості насадження не має статичної значущості. Результати моделювання фітомаси гілок відображено рівняннями 4.37–4.38. Використання показника діаметра крони дає змогу значно поліпшити результати моделювання.

Залучення у регресійні рівняння до показника середньої висоти, показників зімкнутості насаджень та середнього діаметра крони, забезпечують поліпшення коефіцієнтів детермінації та зменшення середніх квадратичних похибок моделювання. Однак з ускладненням моделі завжди збільшується відхилення середнього прогнозованого показника (див. табл. 4.7).

#### **4.4 Узагальнена характеристика достовірності моделювання таксаційних показників**

Обидва розглянуті підходи дають можливість досліджувати таксаційні показники деревостанів сосни звичайної. Дешифрування окремих дерев дозволяє отримати більше інформації про насадження, а дані, одержані на рівні окремого дерева теоретично мали б розширювати можливості встановлення таксаційних показників деревостанів. У роботі дані дешифрування дерев не стали рушієм суттєвого покращення пояснення варіації таксаційних показників, запасу стовбурів та компонентів фітомаси, встановлених за емпіричними даними на пробних площах. Як виняток слід вказати запас фітомаси хвої, для визначення якої використані показники зімкнутості деревостану та середнього діаметра крон забезпечили можливість пояснити 74 % варіації згаданого показника.

Показник зімкнутості деревостанів, що отримується за результатами дешифрування, виявився досить значущим для моделювання таксаційних показників деревостанів. Зокрема зімкнутість деревостанів дозволяє реагувати на похибки, що виникали на ділянках природного походження представленими рідколіссями. Ще раз наголошуємо на складності (в більшості випадків неможливості) ідентифікації дерев у другому ярусі за даними стереограмметричної зйомки. Морфологічні особливості дерев на відкритих ділянках (двійчатки, дерева з широкими кронами) призводять до появи додаткових похибок у процесі їхнього дешифрування. Визначення зімкнутості,

у свою чергу дає змогу регулювати похибки, що виникають під час дешифрування. Як встановлено, коефіцієнт варіації розподілу СНМ растру також виявляє досить тісну залежність із повнотою деревостанів, що дозволяє реагувати на зміну варіації таксаційних показників у рідколіссях та низькоповнотних деревостанах.

Після розрахунку відхилень за формулою 2.24, проаналізовано їхні показники стосовно методів визначення таксаційних показників (СНМ – за даними розподілу растру цифрової моделі намету або ділянковий підхід, ІТД – за даними дешифрування окремих дерев) та розроблених моделей. Окремо, для дослідження впливу морфологічних особливостей деревостанів на точність встановлення таксаційних показників, проаналізовано похибки за ступенями повнот деревостанів. Таким чином, розраховані середні відхилення згруповано окремо для низькоповнотних деревостанів та рідколісся (пробні площі з повнотою 0,05–0,4), деревостанів із середніми повнотами (повнота >0,4–0,8) та високоповнотних деревостанів (повнота >0,8). Цей розподіл дає змогу оцінити наявність чи відсутність впливу особливостей росту деревостанів на похибки встановлення таксаційних показників за різними способами.

Порівняння розрахованих похибок вказує, що за всіма способами найбільші відхилення отримано для групи деревостанів із відносною повнотою до 0,4 (рис. 4.22). Найбільші похибки спостерігаються за результатами дешифрування окремих дерев для деревостанів із низькими та середніми повнотами. Застосування максимальної висоти за обома способами демонструє завищення висот для деревостанів із низькими повнотами. Найменші похибки визначення середньої висоти деревостану отримано з застосуванням 95 % розподілу СНМ растру його середньої висоти (формули 4.2, 4.4). Однак за моделлю, що використовує як незалежну змінну середню висоту цифрової моделі намету, збільшується невизначеність для деревостанів із середніми та високими повнотами.

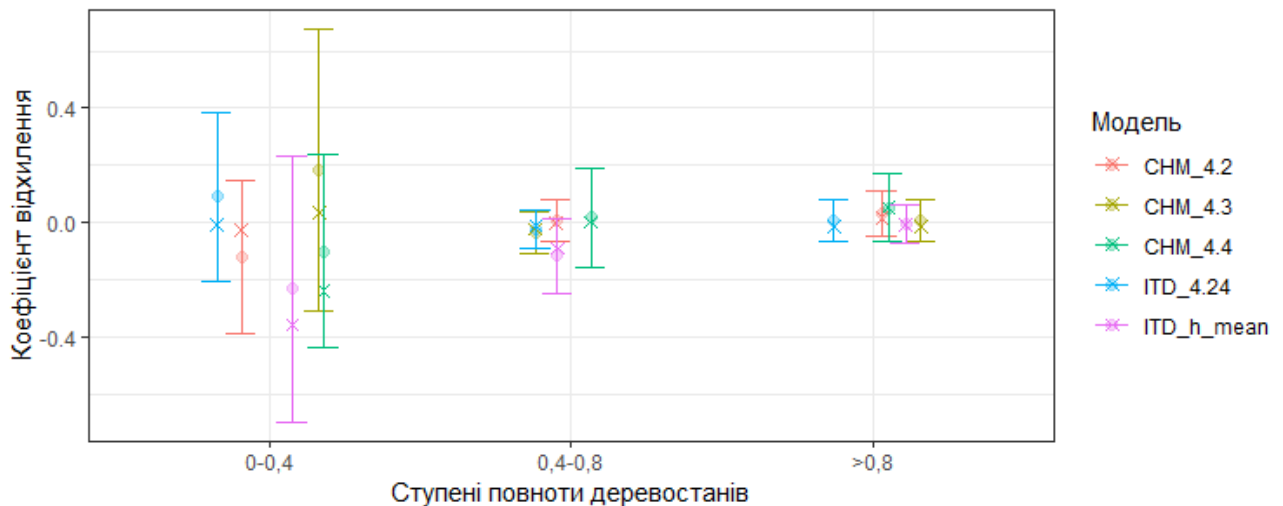


Рис. 4.22. Порівняння похибок визначення висоти за різних способів

Примітка:  $\blacklozenge$  – середнє значення похибок,  $\top$  – показник стандартної похибки,  $\ast$  – медіана

Збільшення невизначеності передбачення інших таксаційних показників зберігає таку ж тенденцію – найбільші похибки спостерігаються для низькоповнотних деревостанів (рис. 4.23). Можна стверджувати, що розподіл деревостанів за походженням (формула 4.7) не поліпшив результатів моделювання середніх діаметрів. Найменші відхилення встановлення середніх діаметрів отримано за моделями, що використовують максимальну висоту як незалежну змінну. Хоча середні показники похибок моделей наближаються до нульового значення, рівень їхніх стандартних похибок залишається високим.

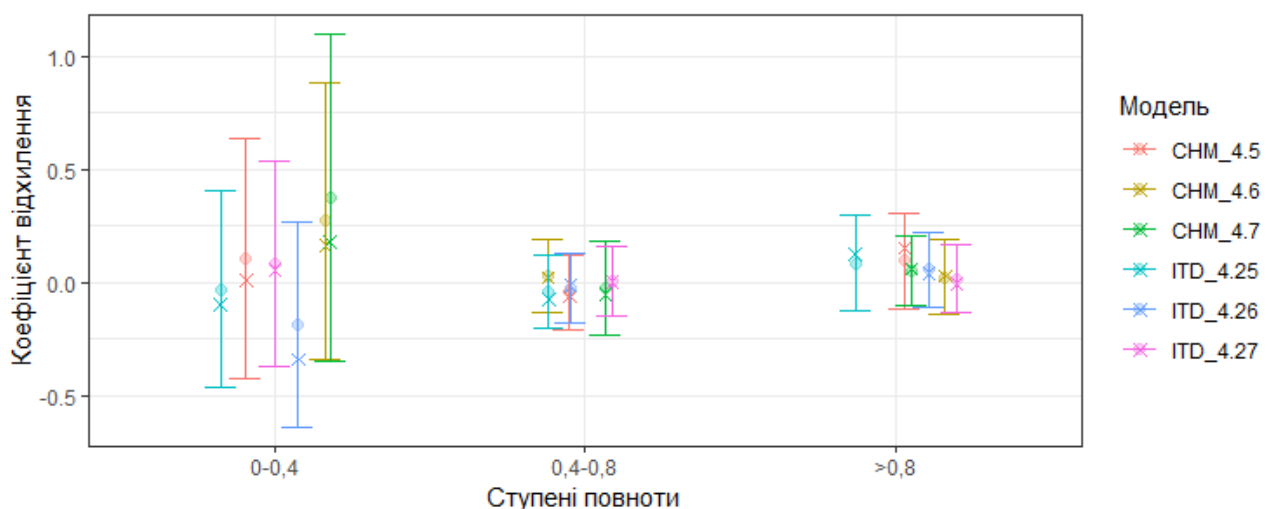


Рис. 4.23. Відхилення змодельованих середніх діаметрів від емпіричних значень за різних способів

Порівняння результатів розрахованого показника суми площ поперечних перерізів спростовує можливість застосування коефіцієнта варіації СНМ растру

як індикатора низькоповнотних деревостанів (рис. 4.24). Модель 4.9, у якій використовується показник  $CoV$ , не зменшує похибки встановлення показника суми площ поперечних перерізів у низькоповнотних деревостанах. Найбільш наближені значення в таких деревостанах отримано за результатами дешифрування дерев, де модель враховує зімкнутість намету деревостанів. Зі збільшенням відносної повноти деревостанів відхилення встановлення суми площ поперечних перерізів за всіма способами наближаються до нуля. Також зі збільшенням повноти насаджень зменшується стандартна похибка відхилень між прогнозованими та емпіричними даними суми площ поперечних перерізів, що свідчить про зменшення дисперсії між відхиленнями.

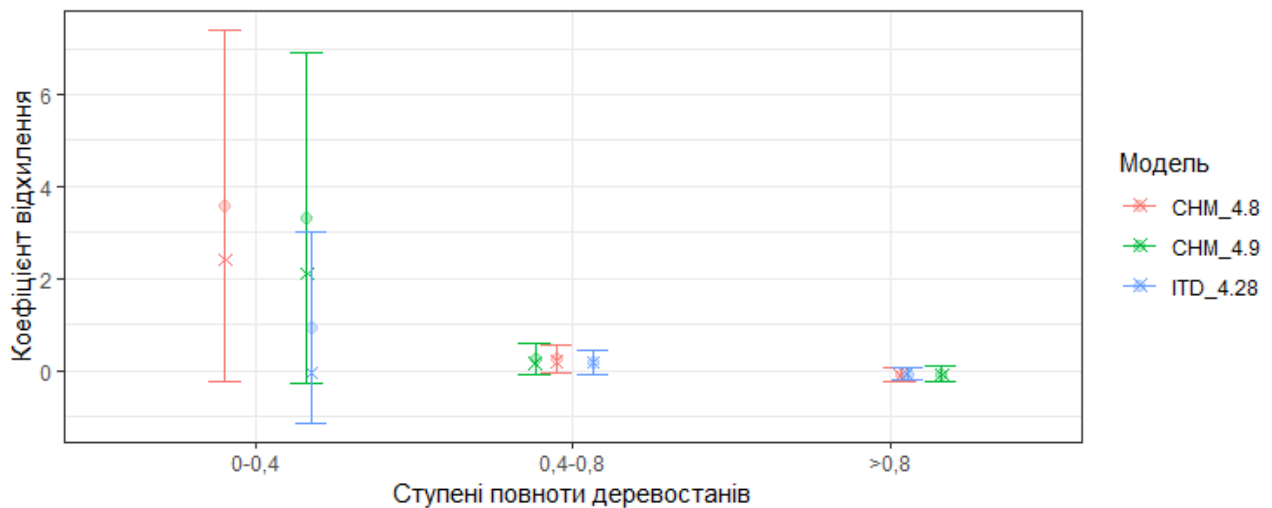


Рис. 4.24. Відхилення змодельованих показників суми площ поперечних перерізів від емпіричних значень за різних способів

Порівняння відхилень встановленого стовбурового запасу вказує на наявність значних похибок моделювання згаданого показника для насаджень із низькими запасами та низькою відносною повнотою (рис. 4.25 а). Таким чином, спостерігаються досить суттєві похибки визначення стовбурового запасу для ділянок, у яких цей показник не досягає  $50 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$  (рис. 4.25 б). Найбільші відхилення відзначено за даними дешифрування дерев без застосування показника зімкнутості. Використання розрахованого показника зімкнутості деревостану дозволяє зменшити похибки встановлення запасу порівнянно з емпіричними даними наземного обліку.

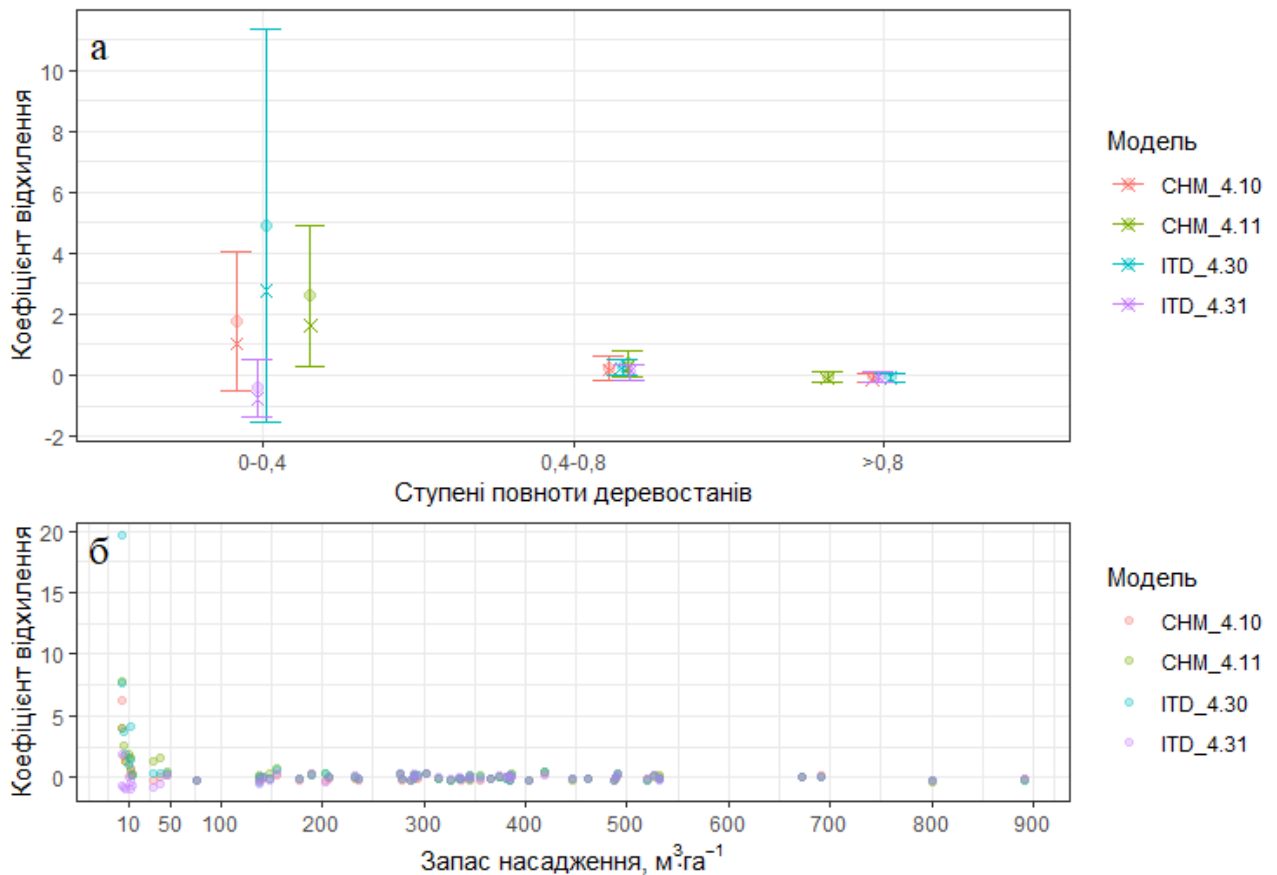


Рис. 4.25. Відхилення змодельованого запасу стовбурів стосовно використаних моделей: а) за ступенями повнот; б) за зміною запасу деревостану

За результатами моделювання компонентів фітомаси стовбура також найбільші похибки спостерігаються для деревостанів із низькою повнотою (рис.4.26). Для таких деревостанів найбільші відхилення прогнозованої фітомаси стовбура отримано за результатами дешифрування дерев без урахування зімкнутості деревостанів.

Під час моделювання запасу компонентів фітомаси для деревостанів сосни звичайної з відносною повнотою 0,4 і вище, не виявлено суттєвої різниці у застосуванні різних підходів. Хоча й відзначається кратне перевищення змодельованого запасу компонентів фітомаси для низькоповнотних деревостанів, їхня роль у загальному балансі фітомаси насаджень не суттєва. Про це свідчать розраховані статистики, а саме зміщення середнього прогнозованого показника. За всіх розроблених моделей показник зміщення середнього прогнозованого показника не перевищував 2 %.

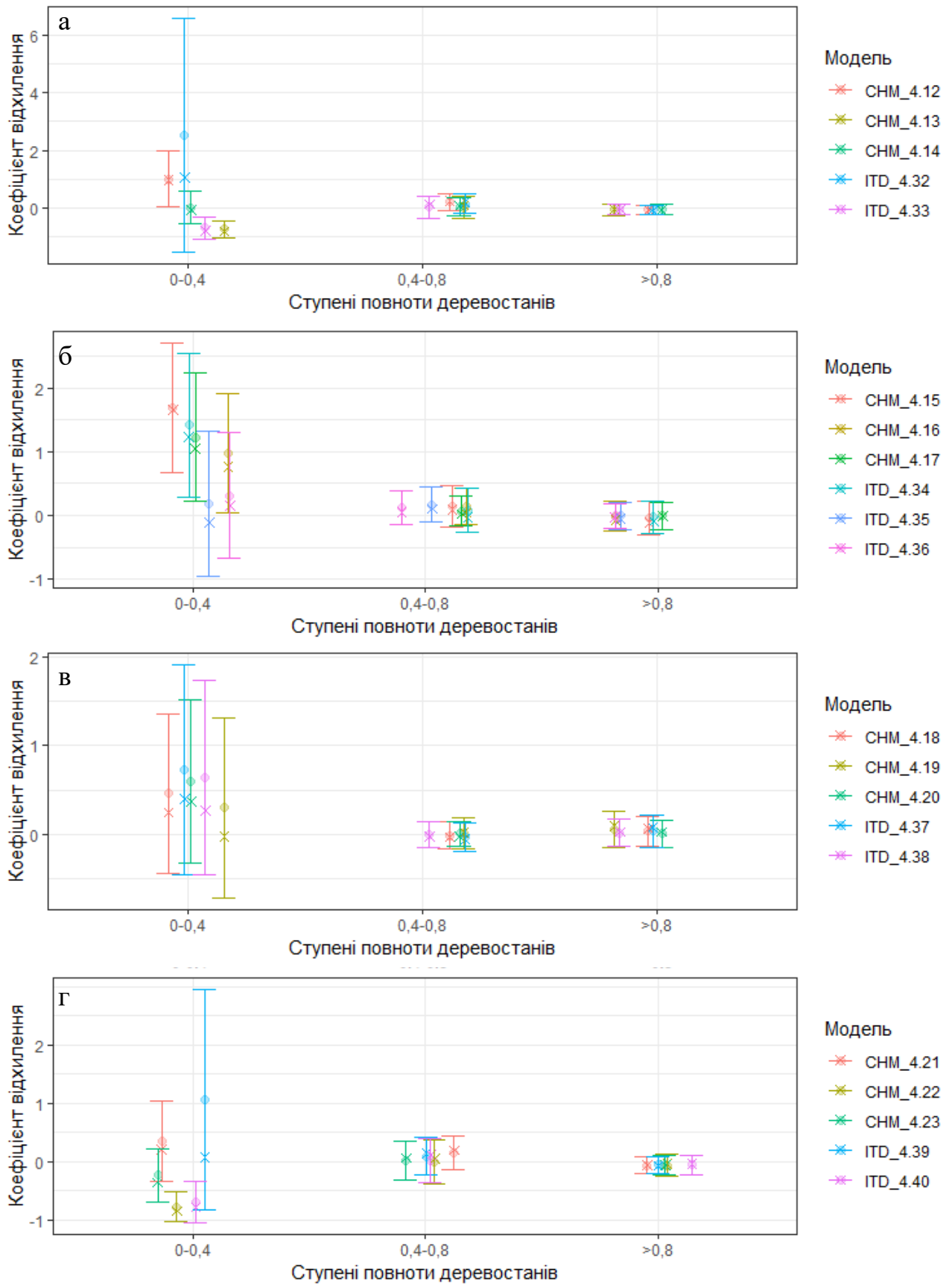


Рис. 4.26. Відхилення прогнозованих показників компонентів фітомаса від даних наземного обліку: а) фітомаса стовбура, б) фітомаса хвої, в) фітомаса гілок, г) загальна надземна фітомаса



За сукупністю оцінених відхилень визначення таксаційних показників можна констатувати, що похибки дешифрування дерев у низькоповнотних насадженнях найбільшою мірою впливають на відхилення прогнозованого значення таксаційних показників. Таким чином, більше ніж десятикратно завищено показники запасу та фітомаси на пробних площах із стовбуровим запасом до 10 м<sup>3</sup>, на яких низькі дерева не дешифровано. Щоб уникнути таких похибок, необхідно проводити розрахунок зімкнутості насаджень. Для деревостанів із відносною повнотою більше 0,4 похибки моделювання таксаційних показників мають менші відхилення прогнозованих значень.

#### ***Висновки до розділу 4***

1. Матеріали дистанційної фотограмметричної зйомки з БПЛА можна застосовувати для оцінювання таксаційних показників деревостанів сосни звичайної. Встановлено, що дані статистичного розподілу СНМ та ідентифікації окремих дерев дають змогу визначати такі таксаційні показники насаджень, як середній діаметр, зімкнутість, суму площ поперечних перерізів, відносну повноту, стовбуровий запас та компоненти фітомаси соснових деревостанів.

2. У штучних насадженнях сосни звичайної отримано точніші показники дешифрування верхівок окремих дерев, ніж у природних. Це пояснюється морфологічними показниками дерев природного походження. Наявність широких крон дерев у рідколіссях, їх групове розміщення призводить до дешифрування хибних верхівок. Також виявлено проблеми ідентифікації та оцінювання низьких дерев за допомогою методів фотограмметрії.

3. Виявлено складнощі фотограмметричного відтворення малих дерев з висотою до 5 м. Отже, дослідження ділянок природного походження які незімкнуті та на яких зростають такі дерева, а також лісових культур потребують проведення додаткового калібрування та визначення необхідних параметрів вхідних зображень дистанційної зйомки.

4. Застосування алгоритму вододілу для дослідження вертикальної структури крони окремих дерев має обмеження. Це пояснюється похибками, що виникають через зарахування окремих пікселів СНМ до крони дерева.

5. Встановлено можливості визначення таксаційних показників насаджень сосни звичайної за двома способами: даними статистичного розподілу СНМ та даними дешифрування окремих дерев. Такі підходи апробовані на ділянках, із різним походженням та таксаційними показниками.

6. Найменші відхилення прогнозованих значень, за даними БПЛА, отримано для визначення показника середньої висоти та середніх діаметрів деревостану.

7. Точність оцінювання таксаційних показників за двома підходами для деревостанів із відносною повнотою 0,4 і вище не відрізняється. Для обох підходів отримано більші похибки для ділянок із відносною повнотою, меншою за 0,4. Для зменшення відхилень у таких деревостанах необхідно застосовувати показник зімкнутості деревостанів або коефіцієнт варіації СНМ.

Наукові результати, висвітлені у розділі 4, опубліковані у працях (Ноліака at al., 2020; Ноліака at al., 2021; Vilous at al., 2021; Задорожнюк & Дячук, 2021).

## ВИСНОВКИ

У дисертації обґрунтовано можливості застосування дистанційної стереограмметричної зйомки з БПЛА для оцінювання таксаційних показників деревостанів сосни звичайної в умовах Українського Полісся. Встановлено, які показники збору даних дистанційної зйомки у оптичному діапазоні оптимальніші для оцінювання таксаційних показників деревостанів.

1. Вибір параметрів збору даних дистанційної зйомки лісових насаджень виступає важливою передумовою якісної фотограмметричної обробки зображень. Саме тому збір дослідних даних необхідно виконувати з поздовжнім перекриттям зображень на рівні 90 % і вище. Показники просторового розрізнення та параметри обробки зображень дистанційної зйомки виявляють вплив на похибки визначення таксаційних показників деревостанів та дешифрування окремих дерев.

2. Найменші відхилення встановлення таксаційних показників деревостанів отримано із застосуванням зображень просторового розрізнення 3,3 та 2,2 см. За використання зображень із просторовим розрізненням 4,1 см спостерігається збільшення похибок дешифрування дерев, визначення висоти окремих дерев та середньої висоти деревостану, а також втрачаються можливості класифікації цифрової моделі рельєфу.

3. Збільшення висоти зйомки значно скорочує час на забір дослідних даних та їх фотограмметричну обробку. Разом із тим, це призводить до збільшення похибок встановлення таксаційних показників. Якістю вхідних зображень буде доцільно знехтувати за необхідності отримання ортофотопланів на великих ділянках, що дозволить досягнути менше викривлену перспективу у матеріалах зйомки.

4. Виявлено тісні кореляційні залежності показників розподілу СММ растру та даних дешифрування окремих дерев з основними таксаційними показниками деревостанів сосни звичайної. Виконання дешифрування окремих дерев дає змогу встановлювати зімкнутість насаджень та показники крон дерев, що у свою чергу поліпшує результати моделювання компонентів фітомаси

крони, а також основних таксаційних показників у низькоповнотних деревостанах.

5. Дані дешифрування окремих дерев та показники статистичного розподілу СНМ можна використовувати для оцінювання запасу стовбурів насаджень, їхнього середнього діаметра, суми площ поперечних перерізів та компонентів фітомаси соснових насаджень. Не встановлено суттєвих переваг застосування даних дешифрування окремих дерев порівняно з показниками статистичного розподілу СНМ. Зі збільшенням відносної повноти деревостанів простежується тенденція до зменшення відхилення прогнозованих значень таксаційних показників. Найбільші відхилення за обома способами спостерігаються для деревостанів із відотною повнотою до 0,4.

6. За даними фотограмметричної зйомки вдалося пояснити до 90 % варіацій показника середнього діаметра на пробних площах, до 93 % варіацій запасу стовбурів у корі та до 87 % варіацій суми площ поперечних перерізів. Підтверджено можливість застосування даних дистанційної зйомки для встановлення основних таксаційних показників деревостанів, що дозволяє уникати необхідності проведення наземних вимірювань.

7. За результатами оцінювання компонентів надземної фітомаси деревостанів сосни звичайної в умовах Українського Полісся за даними фотограмметричної зйомки з БПЛА вдалося пояснити 87–92 % варіацій фітомаси стовбура та 88–92 % варіацій загальної надземної фітомаси. Результати оцінювання показників фітомаси компонентів крон дерев засвідчують, що за розробленими моделями вдалося пояснити 53–74 % варіацій фітомаси хвої та 66–77 % фітомаси гілок.

## РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

Використовувати матеріали дистанційної зйомки з БПЛА, що забезпечить скорочення витрат часу на проведення лісоінвентаризаційних робіт, а також зниження ризику для працівників під час обстеження територій забруднених радіонуклідами та вибухонебезпечними предметами після проведення бойових дій.

Виконувати збір даних дистанційної зйомки з БПЛА з дотриманням мінімального просторового розрізнення зображень до 3,3 см та витриманням поздовжнього перекриття зображень на рівні 90 %. Для виконання оцінювання показників лісових культур або молодняків використовувати зображення з просторовим розрізненням, меншим за 2,2 см, та можливою зміною кута нахилу камери.

Оцінювати показники стовбурового запасу та надземної фітомаси деревостанів сосни звичайної в умовах Українського Полісся рекомендовано за розробленими у дисертаційній роботі регресійними рівняннями.

Впроваджувати дистанційні методи збору даних та виконувати їхню архівацію для аналізу зміни таксаційних показників насаджень сосни звичайної в різні ревізійні періоди. Крім того, це дозволить оцінювати втрати запасу та надземної фітомаси, що відбулися внаслідок рубок та природних порушень.

**СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ**

- Білоус, А. М. (2021). *Біопродуктивність та екосистемні функції м'якилистяних лісів Українського Полісся* (НУБіП України). ТОВ «Видавничий дім «Бук-Друк».
- Василишин, Р. Д., Терентьєв, А. Ю., Бала, О. П., & Василишин, О. М. (2013). Хід росту штучних модальних букових деревостанів в умовах Українських Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України*, 10(23), 14–20.
- Довідник лісового фонду України за матеріалами державного обліку лісів станом на 01.01.2011 р.* (2012).
- Дячук, П. П. (2020a). Визначення висоти дерев за даними растрових зображень різної роздільної здатності. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 11(3), Article 3.
- Дячук, П. П. (2020b). Точність вимірювання висоти дерев різними способами. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 11(3), Article 3.
- Дячук П. П., Задорожнюк Р. М., Бур'янчук М. М. (2021). Точність вимірювання висоти дерев різними способами. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції «Лісівнича наука: стан, проблеми, перспективи розвитку» (УкрНДЦЛГА – 90 років). (23–24 червня 2021 року). Тези доповідей. Харків, 2021, 285-286.
- Задорожнюк Р. М., Дячук П.П. (2021). Можливості ідентифікації дерев сосни звичайної за знімками високої роздільної здатності. Міжнародна науково-практична конференція: «Теперішнє та майбутнє лісів екотону середніх широт». (11 червня 2021 року). Тези доповідей, Київ, 2021, 52.
- Задорожнюк Р. М., Дячук П. П. (2021). Визначення висоти дерев методом дешифрування їх верхівок. Ліс, наука, молодь: матеріали ІХ Всеукр. наук.-практ. конф. (24 листопада 2021 р.). Тези доповідей. Житомир: Поліський національний університет, 2021, 90.
- Задорожнюк, Р.М. (2022). Впровадження дистанційних методів знімання в лісовому господарстві: передумови та ретроспективний аналіз. Ліси в умовах сучасних викликів. Матеріали міжнародної науково-практичної

- конференції молодих учених, аспірантів і здобувачів (20 жовтня 2022 року, м. Харків), Харків: УкрНДІЛГА, 2022, 81–82. Задорожнюк Р.М. (2022). Щодо важливості підбору параметрів дистанційного знімання лісових насаджень з використанням БПЛА. Тези доповідей учасн. міжнародної науково-практичної конференції: «Ліси та урбоєкосистеми України в умовах війни: стан, збереження та відновлення» (18 листопада 2022р), м. Київ, 2022, 36
- Зібцев, С. В., Миронюк, В. В., & Гілітуха, Д. В. (2015). Динаміка лісового покриву Чорнобильської зони відчуження за даними глобальної карти лісових екосистем високого просторового розрізнення. *Лісове і садово-паркове господарство*, 6. [http://ejournal.studnubip.com/zhurnal-6/ukr/zibtsev\\_myronyuk](http://ejournal.studnubip.com/zhurnal-6/ukr/zibtsev_myronyuk)
- Інструкція з впорядкування лісового фонду України.* (2006).
- Лакида, П. І., Білоус, А. М., Блищик, В. І., Васишин, Р. Д., Васишин, О. М., Домашовець, Г. С., Ковалевський, С. С., Лакида, І. П., Лащенко, А. Г., Матейко, І. М., Матушевич, Л. М., Морозюк, О. В., Фомін, В. І., & Швець, Ю. П. (2013). *Нормативи оцінки компонентів надземної фітомаси деревостанів головних лісотвірних порід України.* Корсунь-Шевченківський : ФОП Гавришенко В. М.
- Лакида, П. І., Білоус, А. М., Васишин, Р. Д., Матушевич, Л. М., & Макаруч, Я. І. (2012). *Біопродуктивність та енергетичний потенціал м'яколистяних деревостанів Українського Полісся.* ФОП Гавришенко В. М.
- Лакида, П. І., Васишин, Р. Д., Терентьєв, А. Ю., Лакида, І. П., Домашовець, Г. С., Володимиренко, В. М., Білоус, А. М., Матушевич, Л. М., Мельник, О. М., Лакида, М. О., Алексіюк, І. Л., Ловинська, В. М., & Старій, Н. В. (2016). *Хвойні деревостани України: Фітомаса та експериментальні дані.* Корсунь-Шевченківський : ФОП Гавришенко В. М.
- Лакида, П. І., & Матушевич, Л. М. (2006). *Фітомаса березових лісостанів Українського Полісся: Монографія.* К.: ННЦ ІАЕ.

- Лесів, М. Ю., Щепашенко, Д. Г., Швиденко, А. З., & Бунь, Р. А. (2012). Побудова карти лісів України за даними глобальних цифрових карт земельного покриву. *Науковий вісник НЛТУ України*, 22.9, 24–30.
- Лісотаксаційний довідник*. (2020). ЛІРА.
- Миронюк, В. В. (2020). *Інвентаризація рівнинних лісів України за даними супутникової зйомки*. АТ «Харківська книжкова фабрика «ГЛОБУС».  
[https://www.researchgate.net/publication/346788204\\_Inventarizacia\\_rivninnih\\_lisiv\\_Ukraini\\_zo\\_danimi\\_suputnikovoi\\_zjomki\\_monografia](https://www.researchgate.net/publication/346788204_Inventarizacia_rivninnih_lisiv_Ukraini_zo_danimi_suputnikovoi_zjomki_monografia)
- Миронюк, В. В., Свинчук, В. А., Білоус, А. М., & Василюшин, Р. Д. (2019). *Лісова таксація: Навчальний посібник*. НУБіП України.
- П. І. Лакида та інші. (2011). *Нормативи оцінки компонентів надземної фітомаси дерев головних лісотвірних порід України*. Видавничий дім «ЕКО-інформ».
- Положення про використання повітряного простору України*. (2017). Постанова Кабінету Міністрів України від 6 грудня 2017 року № 954.  
<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/954-2017-%D0%BF#Text>
- Про затвердження Порядку здійснення лісовпорядкування*. (2023). Постанова Кабінету Міністрів України. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/112-2023-%D0%BF#Text>
- Avery, G. (1958). Helicopter stereo-photography offorest plots. *Photogrammetric Engineering*, 4(24), 617–624.
- Baccini, A., Goetz, S. J., Walker, W. S., Laporte, N. T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P. S. A., Dubayah, R., Friedl, M. A., Samanta, S., & Houghton, R. A. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2(3), 182–185. <https://doi.org/10.1038/nclimate1354>
- Banskota, A., Kayastha, N., Falkowski, M. J., Wulder, M. A., Froese, R. E., & White, J. C. (2014). Forest Monitoring Using Landsat Time Series Data: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 40(5), 362–384.  
<https://doi.org/10.1080/07038992.2014.987376>



- Bidolakh, D. I., Bilous, A. M., & Kuzevich, V. S. (2020). Determination of the canopy density of forest stand by the materials of UAV survey. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.31548/forest2020.01.013>
- Bidolakh, D. I. (2020). Визначення горизонтальних параметрів елементів благоустрою за матеріалами зйомки безпілотними літальними апаратами. *Forestry and Forest Melioration*, 136, 95–101. <https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.95>
- Bidolakh, D. I., Bilous, A. M., & Kuziovych, V. S. (2020). Визначення параметрів горизонтальних проєкцій крон дерев за матеріалами зйомки безпілотними літальними апаратами. *Forestry and Forest Melioration*, 135, 123–129. <https://doi.org/10.33220/1026-3365.135.2019.123>
- Bilous, A. M., Diachuk, P. P., Zadorozhniuk, R. M., Matsala, M. S., & Burianchuk, M. M. (2021). Accuracy of selected methods of measurement of tree heights. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.31548/forest2021.01.001>
- Bilous, A., Myroniuk, V., Holiaka, D., Bilous, S., See, L., & Schepaschenko, D. (2017). Mapping growing stock volume and forest live biomass: A case study of the Polissya region of Ukraine. *Environmental Research Letters*, 12(10), 13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8352>
- Bohlin, J., Wallerman, J., & Fransson, J. E. S. (2012). Forest variable estimation using photogrammetric matching of digital aerial images in combination with a high-resolution DEM. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(7), 692–699. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.686625>
- Botequim, B., Fernandes, P. M., Borges, J. G., González-Ferreiro, E., & Guerra-Hernández, J. (2019). Improving silvicultural practices for Mediterranean forests through fire behaviour modelling using LiDAR-derived canopy fuel characteristics. *International Journal of Wildland Fire*, 28(11), 823. <https://doi.org/10.1071/WF19001>

- Bouvier, M., Durrieu, S., Fournier, R. A., & Renaud, J.-P. (2015). Generalizing predictive models of forest inventory attributes using an area-based approach with airborne LiDAR data. *Remote Sensing of Environment*, *156*, 322–334. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.004>
- Breidenbach, J., Næsset, E., Lien, V., Gobakken, T., & Solberg, S. (2010). Prediction of species specific forest inventory attributes using a nonparametric semi-individual tree crown approach based on fused airborne laser scanning and multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, *114*(4), 911–924. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.12.004>
- Chen, Q., Gong, P., Baldocchi, D., & Tian, Y. Q. (2007). Estimating Basal Area and Stem Volume for Individual Trees from Lidar Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, *73*(12), 1355–1365. <https://doi.org/10.14358/PERS.73.12.1355>
- Chrysafis, I., Mallinis, G., Gitas, I., & Tsakiri-Strati, M. (2017). Estimating Mediterranean forest parameters using multi seasonal Landsat 8 OLI imagery and an ensemble learning method. *Remote Sensing of Environment*, *199*, 154–166. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.018>
- Colgan, R. S. (1949). *Aerial volume tables for white pine in central New York*. New York State College of Forestry.
- Colomina, I., & Molina, P. (2014). Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *92*, 79–97. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.02.013>
- Congalton, R. G., & Green, K. (2009). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices* (2nd ed). CRC Press/Taylor & Francis.
- Conover, W. J. (1999). *Practical nonparametric statistics* (3rd ed). Wiley.
- Corte, A., da Cunha Neto, E., Rex, F., Souza, D., Behling, A., Mohan, M., Sanquetta, M., Silva, C., Klauberg, C., Sanquetta, C., Veras, H., de Almeida, D., Prata, G., Zambrano, A., Trautenmüller, J., de Moraes, A., Karasinski, M., & Broadbent, E. (2022). High-Density UAV-LiDAR in an Integrated Crop-Livestock-Forest

- System: Sampling Forest Inventory or Forest Inventory Based on Individual Tree Detection (ITD). *Drones*, 6(2), 48. <https://doi.org/10.3390/drones6020048>
- Coulston, J. W., Moisen, G. G., Wilson, B. T., Finco, M. V., Cohen, W. B., & Brewer, C. K. (2012). Modeling Percent Tree Canopy Cover: A Pilot Study. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 78(7), 715–727.
- Dalla Corte, A. P., de Vasconcellos, B. N., Rex, F. E., Sanquetta, C. R., Mohan, M., Silva, C. A., Klauberg, C., de Almeida, D. R. A., Zambrano, A. M. A., Trautenmüller, J. W., Leite, R. V., do Amaral, C. H., Veras, H. F. P., da Silva Rocha, K., de Moraes, A., Karasinski, M. A., Sanquetta, M. N. I., & Broadbent, E. N. (2022). Applying High-Resolution UAV-LiDAR and Quantitative Structure Modelling for Estimating Tree Attributes in a Crop-Livestock-Forest System. *Land*, 11(4), 507. <https://doi.org/10.3390/land11040507>
- de Conto, T., Olofsson, K., Görgens, E. B., Rodriguez, L. C. E., & Almeida, G. (2017). Performance of stem denoising and stem modelling algorithms on single tree point clouds from terrestrial laser scanning. *Computers and Electronics in Agriculture*, 143, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.10.019>
- Dong, J., Kaufmann, R. K., Myneni, R. B., Tucker, C. J., Kauppi, P. E., Liski, J., Buermann, W., Alexeyev, V., & Hughes, M. K. (2003). Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: Carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*, 84(3), 393–410. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00130-X)
- Dube, T., Mutanga, O., Elhadi, A., & Ismail, R. (2014). Intra-and-Inter Species Biomass Prediction in a Plantation Forest: Testing the Utility of High Spatial Resolution Spaceborne Multispectral RapidEye Sensor and Advanced Machine Learning Algorithms. *Sensors*, 14(8), 15348–15370. <https://doi.org/10.3390/s140815348>
- Duncanson, L. I., Cook, B. D., Hurtt, G. C., & Dubayah, R. O. (2014). An efficient, multi-layered crown delineation algorithm for mapping individual tree structure across multiple ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 154, 378–386. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.044>

- Erdody, T. L., & Moskal, L. M. (2010). Fusion of LiDAR and imagery for estimating forest canopy fuels. *Remote Sensing of Environment*, *114*(4), 725–737. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.11.002>
- Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Crookston, N. L., Gessler, P. E., Uebler, E. H., & Smith, A. M. S. (2010). Landscape-scale parameterization of a tree-level forest growth model: A k-nearest neighbor imputation approach incorporating LiDAR data. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, *40*(2), 184–199. <https://doi.org/10.1139/x09-183>
- Fassnacht, F. E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L. T., Straub, C., & Ghosh, A. (2016). Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, *186*, 64–87. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.08.013>
- Ferraz, A., Bretar, F., Jacquemoud, S., Gonçalves, G., Pereira, L., Tomé, M., & Soares, P. (2012). 3-D mapping of a multi-layered Mediterranean forest using ALS data. *Remote Sensing of Environment*, *121*, 210–223. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.020>
- Franklin, J. (1986). Thematic mapper analysis of coniferous forest structure and composition. *International Journal of Remote Sensing*, *7*(10), 1287–1301. <https://doi.org/10.1080/01431168608948931>
- Freeman, E. A., Moisen, G. G., Coulston, J. W., & Wilson, B. T. (2016). Random forests and stochastic gradient boosting for predicting tree canopy cover: Comparing tuning processes and model performance. *Canadian Journal of Forest Research*, *46*(3), 323–339. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0562>
- Friedman, J. H. (2021). Greedy Function Approximation: A Gradient Boosting Machine. *The Annals of Statistics*, *29*(5), 1189–1232. <https://doi.org/10.2307/2699986>
- Gatziolis, D., Lienard, J. F., Vogs, A., & Strigul, N. S. (2015). 3D Tree Dimensionality Assessment Using Photogrammetry and Small Unmanned Aerial Vehicles. *PLOS ONE*, *10*(9), e0137765. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137765>

- GFOI. (2016). *Integration of remote-sensing and ground-based observations for estimation of emissions and removals of greenhouse gases in forests: Methods and Guidance from the Global Forest Observations Initiative* (Edition 2.0).
- Gingrich, S. F., & Meyer, H. A. (1955). Construction of an aerial stand volume table for Upland oak. *Forest science*, 140–147.
- Global Forest Resources Assessment 2010 – Terms and Definitions* (Working paper 144/E; c. 27). (2010). FAO. <http://www.fao.org/docrep/014/am665e/am665e00.pdf>
- Gomes Pereira, L. M., & Wicherson, R. J. (1999). Suitability of laser data for deriving geographical information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54(2–3), 105–114. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(99\)00007-6](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(99)00007-6)
- Goodbody, T. R. H., Coops, N. C., & White, J. C. (2019). Digital Aerial Photogrammetry for Updating Area-Based Forest Inventories: A Review of Opportunities, Challenges, and Future Directions. *Current Forestry Reports*, 5(2), Article 2. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00087-2>
- Goutte, C., & Gaussier, E. (2005). A Probabilistic Interpretation of Precision, Recall and F-Score, with Implication for Evaluation. B. D. E. Losada & J. M. Fernández-Luna (Ред.), *Advances in Information Retrieval* (Вип. 3408, с. 345–359). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-31865-1\\_25](https://doi.org/10.1007/978-3-540-31865-1_25)
- Graham, A. N. V., Coops, N. C., Tompalski, P., Plowright, A., & Wilcox, M. (2020). Effect of ground surface interpolation methods on the accuracy of forest attribute modelling using unmanned aerial systems-based digital aerial photogrammetry. *International Journal of Remote Sensing*, 41(9), 3287–3306. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1694722>
- Guimarães, N., Pádua, L., Marques, P., Silva, N., Peres, E., & Sousa, J. J. (2020). Forestry Remote Sensing from Unmanned Aerial Vehicles: A Review Focusing on the Data, Processing and Potentialities. *Remote Sensing*, 12(6), Article 6. <https://doi.org/10.3390/rs12061046>

- Hansen, M. C., Egorov, A., Roy, D. P., Potapov, P., Ju, J., Turubanova, S., Kommareddy, I., & Loveland, T. R. (2011). Continuous fields of land cover for the conterminous United States using Landsat data: First results from the Web-Enabled Landsat Data (WELD) project. *Remote Sensing Letters*, 2(4), 279–288. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.519002>
- Hara, C., & Hori, M. (1949). The use value of aerial photographs having a scale of 1: 40,000. In forest inventory. *Forestry Technique*, 3.
- Heurich, M. (2008). Automatic recognition and measurement of single trees based on data from airborne laser scanning over the richly structured natural forests of the Bavarian Forest National Park. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2416–2433. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.022>
- Hirata, Y. (2004). The effects of footprint size and sampling density in airborne laser scanning to extract individual trees in mountainous terrain. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, W2(36), 102–107.
- Hirschmugl, M., Deutscher, J., Sobe, C., Bouvet, A., Mermoz, S., & Schardt, M. (2020). Use of SAR and Optical Time Series for Tropical Forest Disturbance Mapping. *Remote Sensing*, 12(4), 727. <https://doi.org/10.3390/rs12040727>
- D. Holiaka, H. Kato, V. Yoschenko, Y. Igarashi, Y. Onda, M. Holiaka, V. Gumeniuk, O. Lesnik, P. Diachuk, R. Zadorozhniuk. (2018). Identification and estimation of heights of the scots pine trees in the chernobyl exclusion zone using 11 stereophotogrammetry method. Проблеми розвитку лісової таксації, лісовпорядкування та інвентаризації лісів; Міжнародна науково-практична конф. Тези доповіді. Київ: НУБіП України, 2018, 21-22.
- Holiaka, D., Kato, H., Yoschenko, V., Onda, Y., Igarashi, Y., Nanba, K., Diachuk, P., Holiaka, M., Zadorozhniuk, R., Kashparov, V., & Chyzhevskiy, I. (2021). Scots pine stands biomass assessment using 3D data from unmanned aerial vehicle imagery in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Management*, 295, 113319. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113319>

- Holiaka, D., Kato, H., Yoschenko, V., Onda, Y., Igarashi, Y., Nanba, K., Dyachuk, P., & Zahorodnuk, R. (2020). *Estimation of biomass and stocks biologically mobility radionuclides using methods of processing aboveground and remote sensing data for radioactively contaminated forests in Ukraine*. <http://www.ied.tsukuba.ac.jp/ernc/wp-content/uploads/2020/06/%E8%8B%A5%E6%89%8B%E5%A0%B1%E5%91%8A%E6%9B%B82.pdf>
- Hudak, A. T., Haren, A. T., Crookston, N. L., Liebermann, R. J., & Ohmann, J. L. (2014). Imputing Forest Structure Attributes from Stand Inventory and Remotely Sensed Data in Western Oregon, USA. *Forest Science*, *60*(2), 253–269. <https://doi.org/10.5849/forsci.12-101>
- Hyypä, J., Hyypä, H., Inkinen, M., Engdahl, M., Linko, S., & Zhu, Y.-H. (2000). Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecology and Management*, *128*(1–2), 109–120. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00278-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00278-9)
- Hyypä, J., Mielonen, T., Hyypä, H., Maltamo, M., Yu, X., Honkavaara, E., & Kaartinen, H. (2005). *Using individual tree crown approach for forest volume extraction with aerial images and laser point clouds*. 144–149.
- Kaartinen, H., Hyypä, J., Yu, X., Vastaranta, M., Hyypä, H., Kukko, A., Holopainen, M., Heipke, C., Hirschmugl, M., Morsdorf, F., Næsset, E., Pitkänen, J., Popescu, S., Solberg, S., Wolf, B. M., & Wu, J.-C. (2012). An International Comparison of Individual Tree Detection and Extraction Using Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing*, *4*(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/rs4040950>
- Kameyama, S., & Sugiura, K. (2021). Effects of Differences in Structure from Motion Software on Image Processing of Unmanned Aerial Vehicle Photography and Estimation of Crown Area and Tree Height in Forests. *Remote Sensing*, *13*(4), 626. <https://doi.org/10.3390/rs13040626>
- Kankare, V., Liang, X., Vastaranta, M., Yu, X., Holopainen, M., & Hyypä, J. (2015). Diameter distribution estimation with laser scanning based multisource single

- tree inventory. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 108, 161–171. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.07.007>
- Kattenborn, T., Leitloff, J., Schiefer, F., & Hinz, S. (2021). Review on Convolutional Neural Networks (CNN) in vegetation remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 173, 24–49. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.12.010>
- Klemas, V. V. (2015). Coastal and Environmental Remote Sensing from Unmanned Aerial Vehicles: An Overview. *Journal of Coastal Research*, 315, 1260–1267. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00005.1>
- Korpela, I. (2004). *Individual tree measurements by means of digital aerial photogrammetry*. The Finnish Soc. of Forest Science.
- Kotivuori, E., Korhonen, L., & Packalen, P. (2016). Nationwide airborne laser scanning based models for volume, biomass and dominant height in Finland. *Silva Fennica*, 50(4). <https://doi.org/10.14214/sf.1567>
- Kotivuori, E., Kukkonen, M., Mehtätalo, L., Maltamo, M., Korhonen, L., & Packalen, P. (2020). Forest inventories for small areas using drone imagery without in-situ field measurements. *Remote Sensing of Environment*, 237, 111404. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111404>
- Kovbasa, Ya. V. (2017). STRUCTURE OF THE VEGETABLE BIOMASS OF BIRCH FORESTS IN CHERNIGIV REGION. *Scientific Bulletin of UNFU*, 27(6), 29–32. <https://doi.org/10.15421/40270605>
- Lakyda, M. O., Lakyda, I. P., & Vasylyshyn, R. D. (2016). MODELLING OF LOCAL DENSITY OF LIVE BIOMASS COMPONENTS OF SCOTS PINE TREE STEMS IN ZALISSYA STATE RESIDENCE. *Scientific Bulletin of UNFU*, 26(7), 99–105. <https://doi.org/10.15421/40260715>
- Larrinaga, A., & Brotons, L. (2019). Greenness Indices from a Low-Cost UAV Imagery as Tools for Monitoring Post-Fire Forest Recovery. *Drones*, 3(1), 6. <https://doi.org/10.3390/drones3010006>
- LaserSoft MapSmart*. (2022, Липень 14). [lasertech.com](https://lasertech.com). <https://lasertech.com/product/mapsmart->



software/?fbclid=IwAR3DWCynmVg5SvGsvpVdAPeJkujMusgSTMkGgfhE1qzQM5LsrLa6iEB31yg

- Laso Bayas, J. C., See, L., Georgieva, I., Schepaschenko, D., Danylo, O., Dürauer, M., Bartl, H., Hofhansl, F., Zadorozhniuk, R., Burianchuk, M., Sirbu, F., Magori, B., Blyshchyk, K., Blyshchyk, V., Rabia, A. H., Pawe, C. K., Su, Y.-F., Ahmed, M., Panging, K., ... Fritz, S. (2022). Drivers of tropical forest loss between 2008 and 2019. *Scientific Data*, 9(1), 146. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01227-3>
- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Parker, G. G., & Harding, D. J. (2002). Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. *BioScience*, 52(1), 19. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0019:LRSFES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0019:LRSFES]2.0.CO;2)
- Lesiv, M., Schepaschenko, D., Buchhorn, M., See, L., Dürauer, M., Georgieva, I., Jung, M., Hofhansl, F., Schulze, K., Bilous, A., Blyshchyk, V., Mukhortova, L., Brenes, C. L. M., Krivobokov, L., Ntie, S., Tsogt, K., Pietsch, S. A., Tikhonova, E., Kim, M., ... Fritz, S. (2022). Global forest management data for 2015 at a 100 m resolution. *Scientific Data*, 9(1), 199. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01332-3>
- Lesiv, M., Shvidenko, A., Schepaschenko, D., See, L., & Fritz, S. (2018). A spatial assessment of the forest carbon budget for Ukraine. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9795-y>
- Lesnik, O. M., & Girs, O. A. (2017). COMPARISON OF THE DEVELOPED OBJECT STANDARDS AND SIZE-QUALITY STRUCTURE OF AESCULUS HIPPOCASTANUM IN GREEN STANDS OF KYIV CITY WITH EXISTING ANALOGUES. *Scientific Bulletin of UNFU*, 27(5), 34–37. <https://doi.org/10.15421/40270506>
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., & Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 27(1), 88–106. <https://doi.org/10.1191/0309133303pp360ra>

- Lin, L., Hao, Z., Post, C. J., & Mikhailova, E. A. (2023). Protection of Coastal Shelter Forests Using UAVs: Individual Tree and Tree-Height Detection in *Casuarina equisetifolia* L. Forests. *Forests*, *14*(2), 233. <https://doi.org/10.3390/f14020233>
- Lindberg, E., & Hollaus, M. (2012). Comparison of Methods for Estimation of Stem Volume, Stem Number and Basal Area from Airborne Laser Scanning Data in a Hemi-Boreal Forest. *Remote Sensing*, *4*(4), 1004–1023. <https://doi.org/10.3390/rs4041004>
- Litchi* (Litchi for DJI drones). (б. д.). <https://flylitchi.com/>
- Lovynska, V., Terentiev, A., Lakyda, P., Sytnyk, S., Bala, O., & Gritsan, Y. (2021). Comparison of Scots pine growth dynamics in Polissya and Steppe zone of Ukraine. *Journal of Forest Science*, *67*(11), 533–543. <https://doi.org/10.17221/93/2021-JFS>
- Lu, D. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, *27*(7), 1297–1328. <https://doi.org/10.1080/01431160500486732>
- Magnussen, S., Nord-Larsen, T., & Riis-Nielsen, T. (2018). Lidar supported estimators of wood volume and aboveground biomass from the Danish national forest inventory (2012–2016). *Remote Sensing of Environment*, *211*, 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.015>
- Maltamo, M., & Packalen, P. (2014). Species-Specific Management Inventory in Finland. В М. Maltamo, E. Næsset, & J. Vauhkonen (Ред.), *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning* (Вип. 27, с. 241–252). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8663-8\\_12](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8663-8_12)
- Matese, A., Toscano, P., Di Gennaro, S., Genesio, L., Vaccari, F., Primicerio, J., Belli, C., Zaldei, A., Bianconi, R., & Gioli, B. (2015). Intercomparison of UAV, Aircraft and Satellite Remote Sensing Platforms for Precision Viticulture. *Remote Sensing*, *7*(3), 2971–2990. <https://doi.org/10.3390/rs70302971>
- Matsala, M., Bilous, A., Myroniuk, V., Diachuk, P., Burianchuk, M., & Zadorozhniuk, R. (2021). Natural forest regeneration in Chernobyl Exclusion Zone: Predictive

- mapping and model diagnostics. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1–13. <https://doi.org/10.1080/02827581.2021.1890816>
- Matsala, M., Bilous, A., Myroniuk, V., Holiaka, D., Schepaschenko, D., See, L., & Kraxner, F. (2021). The Return of Nature to the Chernobyl Exclusion Zone: Increases in Forest Cover of 1.5 Times Since the 1986 Disaster. *Forests*, 12(8), 1024. <https://doi.org/10.3390/f12081024>
- Matsala, M., Myroniuk, V., Bilous, A., Diachuk, P., & Zadorozhniuk, R. (2021). An indirect approach to predict deadwood biomass in forests of Ukrainian Polissya using Landsat images and terrestrial data. *Forestry Studies*, 73, 107–124.
- Maxwell, A. E., Warner, T. A., & Guillén, L. A. (2021). Accuracy Assessment in Convolutional Neural Network-Based Deep Learning Remote Sensing Studies—Part 1: Literature Review. *Remote Sensing*, 13(13), 2450. <https://doi.org/10.3390/rs13132450>
- McRoberts, R. E. (2010). Probability- and model-based approaches to inference for proportion forest using satellite imagery as ancillary data. *Remote Sensing of Environment*, 114(5), 1017–1025. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.12.013>
- McRoberts, R. E. (2011). Satellite image-based maps: Scientific inference or pretty pictures? *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 715–724. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.013>
- McRoberts, R. E., Cohen, W. B., Næsset, E., Stehman, S. V., & Tomppo, E. (2010). Using remotely sensed data to construct and assess forest attribute maps and related spatial products. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25(4), 340–367. <https://doi.org/10.1080/02827581.2010.497496>
- McRoberts, R. E., Nelson, M. D., & Wendt, D. G. (2002). Stratified estimation of forest area using satellite imagery, inventory data, and the k-Nearest Neighbors technique. *Remote Sensing of Environment*, 82(2–3), 457–468. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00064-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00064-0)
- McRoberts, R. E., & Tomppo, E. (2007). Remote sensing support for national forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, 110(4), 412–419. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.09.034>

- Meyer, H. A., & Worley, D. P. (1957). Volume determinations from aerial stand volume tables and their accuracy. *Jour. Forestry*, *55*, 368–372.
- Moe, K., Owari, T., Furuya, N., & Hiroshima, T. (2020). Comparing Individual Tree Height Information Derived from Field Surveys, LiDAR and UAV-DAP for High-Value Timber Species in Northern Japan. *Forests*, *11*(2), 223. <https://doi.org/10.3390/f11020223>
- Mohan, M., Silva, C., Klauberg, C., Jat, P., Catts, G., Cardil, A., Hudak, A., & Dia, M. (2017). Individual Tree Detection from Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Derived Canopy Height Model in an Open Canopy Mixed Conifer Forest. *Forests*, *8*(9), 340. <https://doi.org/10.3390/f8090340>
- Mora, O. E., Chen, J., Stoiber, P., Koppanyi, Z., Pluta, D., Josenhans, R., & Okubo, M. (2020). Accuracy of stockpile estimates using low-cost sUAS photogrammetry. *International Journal of Remote Sensing*, *41*(12), 4512–4529. <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1723167>
- Mutlu, M., Popescu, S. C., & Zhao, K. (2008). Sensitivity analysis of fire behavior modeling with LIDAR-derived surface fuel maps. *Forest Ecology and Management*, *256*(3), 289–294. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.014>
- Næsset, E. (1992). *Tolkning av treslagsfordeling i infra-røde og pankromatiske flybilder. Interpretation of tree species mixture on infrared and panchromaticaerial photos.* *44*(10), 20.
- Næsset, E. (2011). Estimating above-ground biomass in young forests with airborne laser scanning. *International Journal of Remote Sensing*, *32*(2), 473–501. <https://doi.org/10.1080/01431160903474970>
- Næsset, E., & Gobakken, T. (2008). Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, *112*(6), 3079–3090. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.004>
- Nash, A. J. (1948). Some volume tables for use in air survey. *Forestry Chronicle*, *24*, 4–14.
- Niculiță, M., Mărgărint, M. C., & Tarolli, P. (2020). Using UAV and LiDAR data for gully geomorphic changes monitoring. *B Developments in Earth Surface*

- Processes* (Вип. 23, с. 271–315). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64177-9.00010-2>
- Nunes, L., Pasalodos-Tato, M., Alberdi, I., Sequeira, A. C., Vega, J. A., Silva, V., Vieira, P., & Rego, F. C. (2022). Bulk Density of Shrub Types and Tree Crowns to Use with Forest Inventories in the Iberian Peninsula. *Forests*, 13(4), 555. <https://doi.org/10.3390/f13040555>
- Nyyssönen, A. (1995). On the estimation of the growingstock from aerial photographs. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 1(46), 1–57.
- Ottoy, S., Tziolas, N., Van Meerbeek, K., Aravidis, I., Tilkin, S., Sismanis, M., Stavrakoudis, D., Gitas, I. Z., Zalidis, G., & De Vocht, A. (2022). Effects of Flight and Smoothing Parameters on the Detection of Taxus and Olive Trees with UAV-Borne Imagery. *Drones*, 6(8), 197. <https://doi.org/10.3390/drones6080197>
- Packalen, P., Strunk, J. L., Pitkanen, J. A., Temesgen, H., & Maltamo, M. (2015). Edge-Tree Correction for Predicting Forest Inventory Attributes Using Area-Based Approach With Airborne Laser Scanning. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8(3), 1274–1280. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2402693>
- Pádua, L., Vanko, J., Hruška, J., Adão, T., Sousa, J. J., Peres, E., & Morais, R. (2017). UAS, sensors, and data processing in agroforestry: A review towards practical applications. *International Journal of Remote Sensing*, 38(8–10), Article 8–10. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1297548>
- Pix4D*. (2021). <https://www.pix4d.com/product/pix4dcapture>
- Plowright, A. (2020). *Canopy analysis in R using Forest Tools*. <https://cran.r-project.org/web/packages/ForestTools/vignettes/treetopAnalysis.html>
- Plowright, A., & Koontz, M. (2020). *ForestTools*. GitHub. <https://github.com/andrew-plowright/ForestTools>
- Pope, R. B. (1950). Aerial photos volume tables. *Photogrammetric Engineering*, 16, 325–327.

- Popescu, S. C. (2007). Estimating biomass of individual pine trees using airborne lidar. *Biomass and Bioenergy*, 31(9), 646–655. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.06.022>
- Popescu, S. C., & Wynne, R. H. (2004). Seeing the Trees in the Forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(5), 589–604. <https://doi.org/10.14358/PERS.70.5.589>
- Popescu, S. C., Wynne, R. H., & Nelson, R. F. (2002). Estimating plot-level tree heights with lidar: Local filtering with a canopy-height based variable window size. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37(1–3), Article 1–3. [https://doi.org/10.1016/S0168-1699\(02\)00121-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1699(02)00121-7)
- Popescu, S. C., Wynne, R. H., & Nelson, R. F. (2003). Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(5), 564–577. <https://doi.org/10.5589/m03-027>
- Popescu, S. C., & Zhao, K. (2008). A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees. *Remote Sensing of Environment*, 112(3), 767–781. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.06.011>
- Puletti, N., Chianucci, F., & Castaldi, C. (2018). Use of Sentinel-2 for forest classification in Mediterranean environments. *Annals of Silvicultural Research*, 1. <https://doi.org/10.12899/asr-1463>
- QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <https://qgis.org>
- Queinnec, M., Tompalski, P., Bolton, D. K., & Coops, N. C. (2021). FOSTER—An R package for forest structure extrapolation. *PLOS ONE*, 16(1), e0244846. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244846>
- Reitberger, J., Schnörr, Cl., Krzystek, P., & Stilla, U. (2009). 3D segmentation of single trees exploiting full waveform LIDAR data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(6), 561–574. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2009.04.002>

- Rocha, K. D., Silva, C. A., Cosenza, D. N., Mohan, M., Klauberg, C., Schlickmann, M. B., Xia, J., Leite, R. V., Almeida, D. R. A. de, Atkins, J. W., Cardil, A., Rowell, E., Parsons, R., Sánchez-López, N., Prichard, S. J., & Hudak, A. T. (2023). Crown-Level Structure and Fuel Load Characterization from Airborne and Terrestrial Laser Scanning in a Longleaf Pine (*Pinus palustris* Mill.) Forest Ecosystem. *Remote Sensing*, *15*(4), 1002. <https://doi.org/10.3390/rs15041002>
- Roy, D. P., Ju, J., Kline, K., Scaramuzza, P. L., Kovalsky, V., Hansen, M. C., Vermote, E., & Zhang, C. (2010). Web-enabled Landsat Data (WELD): Landsat ETM+ composited mosaics of the conterminous United States. *Remote Sensing of Environment*, *114*(1), 35–49. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.011>
- Salamí, E., Barrado, C., & Pastor, E. (2014). UAV Flight Experiments Applied to the Remote Sensing of Vegetated Areas. *Remote Sensing*, *6*(11), 11051–11081. <https://doi.org/10.3390/rs61111051>
- Santos, A. A. dos, Marcato Junior, J., Araújo, M. S., Di Martini, D. R., Tetila, E. C., Siqueira, H. L., Aoki, C., Eltner, A., Matsubara, E. T., Pistori, H., Feitosa, R. Q., Liesenberg, V., & Gonçalves, W. N. (2019). Assessment of CNN-Based Methods for Individual Tree Detection on Images Captured by RGB Cameras Attached to UAVs. *Sensors*, *19*(16), 3595. <https://doi.org/10.3390/s19163595>
- Sarvas, R. (1938). Ilmavalokuvauksen merkityksestä metsätaloudessamme. Über die Bedeutung Luft-fotogrammetrie in unserer Waldwirtschaft. *Silva Fennica*, *48*, 49.
- Schepaschenko, D., Shvidenko, A., Usoltsev, V., Lakyda, P., Luo, Y., Vasylyshyn, R., Lakyda, I., Myklush, Y., See, L., McCallum, I., Fritz, S., Kraxner, F., & Obersteiner, M. (2017). A dataset of forest biomass structure for Eurasia. *Scientific Data*, *4*, 170070. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.70>
- Seely, H. E. (1929). COMPUTING TREE HEIGHTS FROM SHADOWS IN AERIAL PHOTOGRAPHY. *The Forestry Chronicle*, *5*(4), 24–27. <https://doi.org/10.5558/tfc5024-4>
- Seifert, E., Seifert, S., Vogt, H., Drew, D., van Aardt, J., Kunneke, A., & Seifert, T. (2019). Influence of Drone Altitude, Image Overlap, and Optical Sensor

- Resolution on Multi-View Reconstruction of Forest Images. *Remote Sensing*, 11(10), 1252. <https://doi.org/10.3390/rs11101252>
- Shvidenko, A., Schepaschenko, D., Nilsson, S., & Bouloui, Y. (2007). Semi-empirical models for assessing biological productivity of Northern Eurasian forests. *Ecological Modelling*, 204(1–2), 163–179. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.040>
- Shvidenko, A., Schepaschenko, D., Nilsson, S., & Buluy, Yu. I. (2008). *Tables and models of growth and productivity of forests of major forest forming species of Northern Eurasia (standard and reference materials)*.
- Silva, C. A., Hudak, A. T., Vierling, L. A., Loudermilk, E. L., O'Brien, J. J., Hiers, J. K., Jack, S. B., Gonzalez-Benecke, C., Lee, H., Falkowski, M. J., & Khosravipour, A. (2016). Imputation of Individual Longleaf Pine (*Pinus palustris* Mill.) Tree Attributes from Field and LiDAR Data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(5), 554–573. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1196582>
- Skowronski, N. S., Clark, K. L., Duveneck, M., & Hom, J. (2011). Three-dimensional canopy fuel loading predicted using upward and downward sensing LiDAR systems. *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 703–714. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.012>
- Smelser, R. L., Jr, & Patterson, A. W. (1975). *Photointerpretation Guide for Forest Resource Inventories* (National Aeronautics and Space Administration, Houston, Tex Lyndon B Johnson Space Center). Lockheed Electronics Co, Inc, Houston, Tex.
- Spurr, S. H. (1948). Aerial photographs in forestry. *New York*.
- Spurr, S. H. (1955). History of forest photogrammetry and aerial mapping. *A collection of papers on forest photo-interpretation compiled for use of interpretation Committee of American Society of Photogrammetry*.
- Srinivasan, S., Popescu, S. C., Eriksson, M., Sheridan, R. D., & Ku, N.-W. (2014). :10.1016/j.rse.2009.12.004. *Forest Ecology and Management*, 318, 304–317. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.038>



- Standish, M. (1945). The Use of Aerial Photographs in Forestry. *Journal of Forestry*, 43, 252–257.
- Stereńczak, K. (2013). Factors influencing individual tree crowns detection based on airborne laser scanning data. *Forest Research Papers*, 74(4), 323–333. <https://doi.org/10.2478/frp-2013-0031>
- Stereńczak, K., Kraszewski, B., Mielcarek, M., Piasecka, Ż., Lisiewicz, M., & Heurich, M. (2020). Mapping individual trees with airborne laser scanning data in an European lowland forest using a self-calibration algorithm. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 93, 102191. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102191>
- Su, H., Shen, W., Wang, J., Ali, A., & Li, M. (2020). Machine learning and geostatistical approaches for estimating aboveground biomass in Chinese subtropical forests. *Forest Ecosystems*, 7(1), 64. <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00276-7>
- Taniguchi, S. (1961). Forest inventory by Aerial Photographs. *Research bulletins of the college experiment forest Hokkaido university*, 1(21), 1–80.
- Toivonen, J., Korhonen, L., Kukkonen, M., Kotivuori, E., Maltamo, M., & Packalen, P. (2021). Transferability of ALS-based forest attribute models when predicting with drone-based image point cloud data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 103, 102484. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102484>
- Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M., & McRoberts, R. E. (Ред.). (2010). *National forest inventories: Pathways for common reporting*. Springer.
- Torresan, C., Berton, A., Carotenuto, F., Di Gennaro, S. F., Gioli, B., Matese, A., Miglietta, F., Vagnoli, C., Zaldei, A., & Wallace, L. (2017). Forestry applications of UAVs in Europe: A review. *International Journal of Remote Sensing*, 38(8–10), Article 8–10. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1252477>
- Torres-Sánchez, J., López-Granados, F., Borra-Serrano, I., & Peña, J. M. (2018). Assessing UAV-collected image overlap influence on computation time and

- digital surface model accuracy in olive orchards. *Precision Agriculture*, 19(1), 115–133. <https://doi.org/10.1007/s11119-017-9502-0>
- Vastaranta, M., Saarinen, N., Kankare, V., Holopainen, M., Kaartinen, H., Hyyppä, J., & Hyyppä, H. (2014). Multisource Single-Tree Inventory in the Prediction of Tree Quality Variables and Logging Recoveries. *Remote Sensing*, 6(4), 3475–3491. <https://doi.org/10.3390/rs6043475>
- Vasylyshyn, R., Lakyda, I., Lakyda, M., & Blyshchyk, V. (2023). Net Primary Production of Forest Vegetal Biomass in Kyiv Region. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 24(1), 38–45. <https://doi.org/10.12912/27197050/154908>
- Vauhkonen, J., Ene, L., Gupta, S., Heinzl, J., Holmgren, J., Pitkanen, J., Solberg, S., Wang, Y., Weinacker, H., Hauglin, K. M., Lien, V., Packalen, P., Gobakken, T., Koch, B., Naesset, E., Tokola, T., & Maltamo, M. (2012). Comparative testing of single-tree detection algorithms under different types of forest. *Forestry*, 85(1), Article 1. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpr051>
- Veras, H. F. P., Ferreira, M. P., da Cunha Neto, E. M., Figueiredo, E. O., Corte, A. P. D., & Sanquetta, C. R. (2022). Fusing multi-season UAS images with convolutional neural networks to map tree species in Amazonian forests. *Ecological Informatics*, 71, 101815. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101815>
- Wallace, L., Lucieer, A., Malenovsky, Z., Turner, D., & Vopěnka, P. (2016). Assessment of Forest Structure Using Two UAV Techniques: A Comparison of Airborne Laser Scanning and Structure from Motion (SfM) Point Clouds. *Forests*, 7(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/f7030062>
- Wang, Y., Weinacker, H., & Koch, B. (2008). A Lidar Point Cloud Based Procedure for Vertical Canopy Structure Analysis And 3D Single Tree Modelling in Forest. *Sensors*, 8(6), 3938–3951. <https://doi.org/10.3390/s8063938>
- Wehr, A., & Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning—An introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54(2–3), 68–82. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(99\)00011-8](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(99)00011-8)

- Westoby, M. J., Brasington, J., Glasser, N. F., Hambrey, M. J., & Reynolds, J. M. (2012). 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, *179*, 300–314. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>
- White, J., Stepper, C., Tompalski, P., Coops, N., & Wulder, M. (2015). Comparing ALS and Image-Based Point Cloud Metrics and Modelled Forest Inventory Attributes in a Complex Coastal Forest Environment. *Forests*, *6*(12), 3704–3732. <https://doi.org/10.3390/f6103704>
- Willingham, J. W. (1957). The indirect determination of forest stand variables from vertical aerial photographs. *Photogrammetric Engineering*, *1*(231), 892–893.
- Wilson, E. (1920). The use of seaplanes in forest mapping. *Jour. Forestry*, *1*(18), 1–5.
- Woodcock, C. E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W., Gao, F., Goward, S. N., Helder, D., Helmer, E., Nemani, R., Oreopoulos, L., Schott, J., Thenkabail, P. S., Vermote, E. F., Vogelmann, J., Wulder, M. A., & Wynne, R. (2008). Free Access to Landsat Imagery. *Science*, *320*(5879), 1011a–1011a. <https://doi.org/10.1126/science.320.5879.1011a>
- Wulder, M. (1998). Optical remote-sensing techniques for the assessment of forest inventory and biophysical parameters. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, *22*(4), 449–476. <https://doi.org/10.1177/030913339802200402>
- Wulder, M., Niemann, K. O., & Goodenough, D. G. (2000). Local Maximum Filtering for the Extraction of Tree Locations and Basal Area from High Spatial Resolution Imagery. *Remote Sensing of Environment*, *73*(1), 103–114. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00101-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00101-2)
- Yao, W., Krull, J., Krzystek, P., & Heurich, M. (2014). Sensitivity Analysis of 3D Individual Tree Detection from LiDAR Point Clouds of Temperate Forests. *Forests*, *5*(6), 1122–1142. <https://doi.org/10.3390/f5061122>
- Young, D., Koontz, M., & Weeks, J. (2021). *Optimizing aerial imagery collection and processing parameters for drone-based individual tree mapping in structurally*

*complex conifer forests* [Preprint]. Life Sciences.

<https://doi.org/10.32942/OSF.IO/P7YGU>

Zadorozhniuk, R. (2023) UAV data collection parameters impact on accuracy of Scots pine stand mensuration. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*. 14(1), 39-54. URL: <https://doi.org/10.31548/forest/1.2023.39>.

Zolkos, S. G., Goetz, S. J., & Dubayah, R. (2013). A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 128, 289–298. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.017>

**ДОДАТКИ**

**Додаток А**  
**Характеристика пробних площ**

*Таблиця А 1*

**Основні таксаційні показники деревостанів на кругових пробних площах**

Код ділянки	Радіус, м	Номер полігону	Походження	Дерев на ділянці, шт	Середній діаметр, см	Середня висота, м	Сума площ поперечних перерізів, м <sup>2</sup> ·га <sup>-1</sup>	Склад	Вік, років	Клас бонітету
1	5,64	1	а	25	15	16,9	39	10Сз	58	III
2	5,64	1	а	32	13,7	16,8	42,8	10Сз	58	III
3	12,62	1	а	63	20,3	18,4	38,8	10Сз	58	II
4	8,92	1	а	53	17,5	19,9	48,3	10Сз	58	II
5	17,84	1	а	46	23,1	17,4	18,9	10Сз	58	II
6	8,92	2	а	42	18	20,1	39,9	8Сз2Бп	45	Ia
7	8,92	2	а	23	21,5	18,4	32	10Сз	45	I
8	8,92	2	а	21	10,5	7,9	7,3	8Сз2Бп	45	V
9	12,62	2	а	51	19,8	14,6	29	10Сз	50	III
39	17,84	3	п	32	36,1	22,9	31,7	10Сз	105	III
40	5,64	3	п	33	1,9	4,2	0,9	7Сз3Бп	15	III
10	5,64	3	а	34	9,9	10,7	26,1	10Сз+Бп	45	IV
41	5,64	3	п	33	3,8	4	3,7	10Сз	45	Va
42	12,62	3	п	46	4,9	6,3	1,8	10Сз	20	II
43	5,64	3	п	82	2,9	3,7	5,4	10Сз+Дз	10	II
11	12,62	3	а	42	22,7	19,1	33,1	10Сз	65	II
44	5,64	3	п	50	3,2	3,5	3,9	10Сз+Ос	20	IV
45	17,84	4	п	40	33	25,6	33,4	10Сз+Дз+Бп	120	II
12	12,62	4	а	33	29,1	26,8	44	10Сз	83	I
13	8,92	5	а	50	18,3	20,8	48,3	10Сз	58	I
14	3,99	5	а	62	4,6	5,4	20,9	10Сз	58	Va

Примітка. а – штучні деревостани; п – природні деревостани.

Продовження таблиці А 1

46	17,84	5	n	30	11,5	7,3	3,1	10Сз+Бп	50	V
15	8,92	5	a	42	13,2	11,7	23,1	10Сз	58	IV
16	8,92	5	a	83	12,7	14,3	40,9	10Сз	36	I
17	5,64	5	a	39	10,5	10	33	10Сз+Бп	70	V
47	12,62	5	n	53	23,6	19,4	42,9	10Сз+Бп	55	I
48	8,92	6	n	17	3,5	2,7	0,7	10Сз	48	Vb
49	17,84	8	n	37	41,5	31,1	48,7	10Сз+Бп	120	I
18	17,84	8	a	45	34,1	29,8	40,3	10Сз+Бп	95	I
50	12,62	8	n	33	34,1	33,4	60,1	9Сз1Дз+Ос+Бп	85	Ib
19	8,92	5	a	60	16,8	21,7	52,2	10Сз	58	I
20	5,64	5	a	44	11,6	15,1	44,4	10Сз	58	III
21	5,64	5	a	56	8,2	8,2	29,6	10Сз	58	V
22	12,62	6	a	59	22,6	23,8	45,5	10Сз	60	Ia
23	5,54	6	a	30	13,7	14,2	39,8	10Сз	60	III
24	5,64	6	a	36	13,4	16,7	48,2	10Сз	60	III
25	8,92	9	a	33	19	20,3	30,7	10Сз	43	Ib
26	8,92	9	a	46	15	14,5	32,5	10Сз+Бп+Ос	43	II
27	8,92	9	a	50	17,2	21,4	39	10Сз+Бп	56	I
51	8,92	9	n	32	21,4	24,8	43	10Сз	64	Ia
52	12,62	10	n	17	7,6	5	1,4	10Сз+Бп	18	II
28	8,92	10	a	53	13,4	13,3	28,3	8Сз2Бп	45	III
29	8,92	10	a	49	19,6	21,3	54,3	10Сз	59	I
53	5,64	10	n	42	6,4	6,7	13,5	10Сз	15	I
30	8,92	10	a	62	14,4	15,9	37,6	10Сз	59	III
31	8,92	10	a	53	17	20,7	31,6	10Сз	59	I
32	8,92	10	a	47	22,5	26,8	66,9	10Сз	70	Ia
33	8,92	10	a	40	18,6	16,1	43,6	10Сз	35	Ia
54	17,84	11	n	27	41,3	27,3	36,2	10Сз	150	II
34	8,92	12	a	63	15,8	18,1	43	9Сз1Дз+Бп	48	I

*Продовження таблиці А 1*

35	8,92	12	a	67	16,9	20,4	51,4	10Сз	60	I
36	8,92	13	a	59	16,5	17,5	48,6	10Сз	31	Ib
37	8,92	11	a	50	17	18,5	39,7	10Сз	63	II
38	12,62	11	a	27	39,7	27,2	56,9	8Сз2Бп	100	I
55	8,92	10	n	17	25,3	13	34,3	10Сз	35	I
56	8,92	14	n	36	19,2	12,4	41,8	10Сз	35	II
57	12,62	14	n	35	22,6	11,4	28	10Сз	35	II
58	12,62	14	n	23	16,5	8,6	9,8	10Сз	20	I



## Додаток Б

**Перевірка відмінностей варіації розподілів СНМ за результатами  
двовибіркового КС тесту**

Таблиця Б 1

**Результати КС тесту для пробної площі 1**

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05	p < 0,05
m4,1						p > 0,05

Таблиця Б 2

**Результати КС тесту для пробної площі 2**

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		1	p < 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05	p < 0,05
m4,1						p > 0,05

Таблиця Б 3

**Результати КС тесту для пробної площі 3**

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05	p < 0,05
m4,1						p > 0,05

Таблиця Б 4

**Результати КС тесту для пробної площі 4**

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05 1	p < 0,05
m4,1						p > 0,05

Таблиця Б 5

## Результати КС тесту для пробної площі 5

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05	p < 0,05
m4,1						p > 0,05

Таблиця Б 6

## Результати КС тесту для пробної площі 6

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05	p < 0,05
m4,1						p > 0,05

Таблиця Б 7

## Результати КС тесту для пробної площі 7

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05	p < 0,05
m4,1						p > 0,05

Таблиця Б 8

## Результати КС тесту для пробної площі 8

p-value	a2,2	m2,2	a3,3	m3,3	a4,1	m4,1
a2,2	p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m2,2		p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a3,3			p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
m3,3				p > 0,05	p < 0,05	p < 0,05
a4,1					p > 0,05	p < 0,05
m4,1					3	p > 0,05

## Додаток В

**Матриці похибок та результати якості дешифрування дерев за  
пробними площами**

Таблиця В 1

**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 1**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F-міра	FNR	FDR
a2,2	40	31	1	9	4	0,78	0,97	0,86	0,23	0,03
a2,2_SМTH	40	34	1	6	4	0,85	0,97	0,91	0,15	0,03
m2,2	40	31	3	9	2	0,78	0,91	0,84	0,23	0,09
m2,2_SМTH	40	33	0	7	5	0,83	1,00	0,90	0,18	0,00
a3,3	40	31	3	9	2	0,78	0,91	0,84	0,23	0,09
a3,3_SМTH	40	28	1	12	4	0,70	0,97	0,81	0,30	0,03
m3,3	40	35	2	5	3	0,88	0,95	0,91	0,13	0,05
m3,3_SМTH	40	32	0	8	5	0,80	1,00	0,89	0,20	0,00
a4,1	40	29	1	11	4	0,73	0,97	0,83	0,28	0,03
a4,1_SМTH	40	30	1	10	4	0,75	0,97	0,85	0,25	0,03
m4,1	40	30	0	10	5	0,75	1,00	0,86	0,25	0,00
m4,1_SМTH	40	30	0	10	5	0,75	1,00	0,86	0,25	0,00

Таблиця В 2

**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 2**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів в	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F-міра	FNR	FDR
a2,2	31	22	5	9	3	0,71	0,81	0,76	0,29	0,19
a2,2_SМTH	31	18	2	13	6	0,58	0,90	0,71	0,42	0,10
m2,2	31	19	1	12	7	0,61	0,95	0,75	0,39	0,05
m2,2_SМTH	31	20	1	11	7	0,65	0,95	0,77	0,35	0,05
a3,3	31	19	4	12	4	0,61	0,83	0,70	0,39	0,17
a3,3_SМTH	31	16	1	15	7	0,52	0,94	0,67	0,48	0,06
m3,3	31	21	4	10	4	0,68	0,84	0,75	0,32	0,16
m3,3_SМTH	31	22	3	9	5	0,71	0,88	0,79	0,29	0,12
a4,1	31	17	1	14	7	0,55	0,94	0,69	0,45	0,06
a4,1_SМTH	31	14	0	17	8	0,45	1,00	0,62	0,55	0,00
m4,1	31	12	1	19	7	0,39	0,92	0,55	0,61	0,08
m4,1_SМTH	31	13	1	18	7	0,42	0,93	0,58	0,58	0,07

Таблиця В 3

**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 3**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F-міра	FNR	FDR
a2,2	28	25	14	3	20	0,89	0,64	0,75	0,11	0,36
a2,2_SMTH	28	24	5	4	29	0,86	0,83	0,84	0,14	0,17
m2,2	28	26	15	2	19	0,93	0,63	0,75	0,07	0,37
m2,2_SMTH	28	22	7	6	27	0,79	0,76	0,77	0,21	0,24
a3,3	28	20	11	8	23	0,71	0,65	0,68	0,29	0,35
a3,3_SMTH	28	23	6	5	28	0,82	0,79	0,81	0,18	0,21
m3,3	28	24	26	4	8	0,86	0,48	0,62	0,14	0,52
m3,3_SMTH	28	22	18	6	16	0,79	0,55	0,65	0,21	0,45
a4,1	28	20	5	8	29	0,71	0,80	0,75	0,29	0,20
a4,1_SMTH	28	18	3	10	31	0,64	0,86	0,73	0,36	0,14
m4,1	28	21	5	7	29	0,75	0,81	0,78	0,25	0,19
m4,1_SMTH	28	19	4	9	30	0,68	0,83	0,75	0,32	0,17

Таблиця В 4

**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 4**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F-міра	FNR	FDR
a2,2	28	21	2	7	10	0,75	0,91	0,82	0,25	0,09
a2,2_SMTH	28	22	1	6	11	0,79	0,96	0,86	0,21	0,04
m2,2	28	20	5	8	7	0,71	0,80	0,75	0,29	0,20
m2,2_SMTH	28	19	3	9	9	0,68	0,86	0,76	0,32	0,14
a3,3	28	23	3	5	9	0,82	0,88	0,85	0,18	0,12
a3,3_SMTH	28	21	0	7	12	0,75	1,00	0,86	0,25	0,00
m3,3	28	22	5	6	7	0,79	0,81	0,80	0,21	0,19
m3,3_SMTH	28	22	6	6	6	0,79	0,79	0,79	0,21	0,21
a4,1	28	17	1	11	11	0,61	0,94	0,74	0,39	0,06
a4,1_SMTH	28	17	1	11	11	0,61	0,94	0,74	0,39	0,06
m4,1	28	18	3	10	9	0,64	0,86	0,73	0,36	0,14
m4,1_SMTH	28	19	2	9	10	0,68	0,90	0,78	0,32	0,10

Таблиця В 5

**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 5**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F-міра	FNR	FDR
a2,2	24	14	0	10	2	0,58	1,00	0,74	0,42	0,00
a2,2_SMTH	24	14	0	10	2	0,58	1,00	0,74	0,42	0,00
m2,2	24	15	0	9	2	0,63	1,00	0,77	0,38	0,00
m2,2_SMTH	24	15	0	9	2	0,63	1,00	0,77	0,38	0,00
a3,3	24	14	1	10	1	0,58	0,93	0,72	0,42	0,07
a3,3_SMTH	24	13	2	11	0	0,54	0,87	0,67	0,46	0,13
m3,3	24	16	2	8	0	0,67	0,89	0,76	0,33	0,11
m3,3_SMTH	24	15	1	9	1	0,63	0,94	0,75	0,38	0,06
a4,1	24	13	1	11	1	0,54	0,93	0,68	0,46	0,07
a4,1_SMTH	24	11	1	13	1	0,46	0,92	0,61	0,54	0,08
m4,1	24	10	0	14	2	0,42	1,00	0,59	0,58	0,00
m4,1_SMTH	24	10	0	14	2	0,42	1,00	0,59	0,58	0,00

Таблиця В 6

**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 6**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F-міра	FNR	FDR
a2,2	39	30	1	9	0	0,77	0,97	0,86	0,23	0,03
a2,2_SMTH	39	28	1	11	0	0,72	0,97	0,82	0,28	0,03
m2,2	39	28	0	11	1	0,72	1,00	0,84	0,28	0,00
m2,2_SMTH	39	28	1	11	0	0,72	0,97	0,82	0,28	0,03
a3,3	39	28	0	11	1	0,72	1,00	0,84	0,28	0,00
a3,3_SMTH	39	27	0	12	1	0,69	1,00	0,82	0,31	0,00
m3,3	39	30	1	9	1	0,77	0,97	0,86	0,23	0,03
m3,3_SMTH	39	28	0	11	1	0,72	1,00	0,84	0,28	0,00
a4,1	39	21	0	18	1	0,54	1,00	0,70	0,46	0,00
a4,1_SMTH	39	21	0	18	1	0,54	1,00	0,70	0,46	0,00
m4,1	39	25	0	14	1	0,64	1,00	0,78	0,36	0,00
m4,1_SMTH	39	24	0	15	1	0,62	1,00	0,76	0,38	0,00

Таблиця В 7

**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 7**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F- міра	FNR	FDR
a2,2	22	16	0	6	1	0,73	1,00	0,84	0,27	0,00
a2,2_SMTH	22	13	0	9	1	0,59	1,00	0,74	0,41	0,00
m2,2	22	14	0	8	1	0,64	1,00	0,78	0,36	0,00
m2,2_SMTH	22	13	0	9	1	0,59	1,00	0,74	0,41	0,00
a3,3	22	16	1	6	0	0,73	0,94	0,82	0,27	0,06
a3,3_SMTH	22	13	0	9	1	0,59	1,00	0,74	0,41	0,00
m3,3	22	16	0	6	1	0,73	1,00	0,84	0,27	0,00
m3,3_SMTH	22	13	0	9	1	0,59	1,00	0,74	0,41	0,00
a4,1	22	10	0	12	1	0,45	1,00	0,63	0,55	0,00
a4,1_SMTH	22	10	0	12	1	0,45	1,00	0,63	0,55	0,00
m4,1	22	12	0	10	1	0,55	1,00	0,71	0,45	0,00
m4,1_SMTH	22	11	0	11	1	0,50	1,00	0,67	0,50	0,00

Таблиця В 8

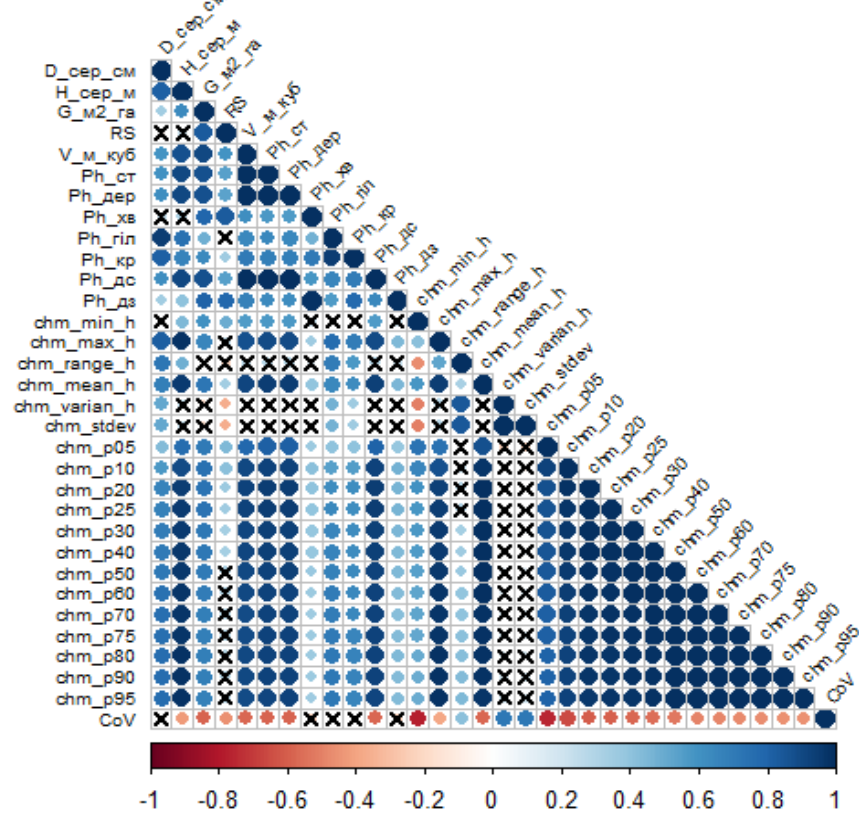
**Матриця похибок та розраховані показники точності дешифрування на  
пробній площі 8**

Тип СНМ	Кількість локальних максимумів	TP	FP	FN	TN	Точність виробника	Точність користувача	F- міра	FNR	FDR
a2,2	34	13	0	21	0	0,38	1,00	0,55	0,62	0,00
a2,2_SMTH	34	12	0	22	0	0,35	1,00	0,52	0,65	0,00
m2,2	34	15	0	19	0	0,44	1,00	0,61	0,56	0,00
m2,2_SMTH	34	14	0	20	0	0,41	1,00	0,58	0,59	0,00
a3,3	34	15	0	19	0	0,44	1,00	0,61	0,56	0,00
a3,3_SMTH	34	14	0	20	0	0,41	1,00	0,58	0,59	0,00
m3,3	34	14	0	20	0	0,41	1,00	0,58	0,59	0,00
m3,3_SMTH	34	14	0	20	0	0,41	1,00	0,58	0,59	0,00
a4,1	34	8	0	26	0	0,24	1,00	0,38	0,76	0,00
a4,1_SMTH	34	8	0	26	0	0,24	1,00	0,38	0,76	0,00
m4,1	34	10	0	24	0	0,29	1,00	0,45	0,71	0,00
m4,1_SMTH	34	7	0	27	0	0,21	1,00	0,34	0,79	0,00

## Додаток Г

Матриці коефіцієнтів детермінації Спірмена залежності таксаційних параметрів деревостанів за походженням

Кореляційна матриця для штучних деревостанів



Кореляційна матриця для природних деревостанів

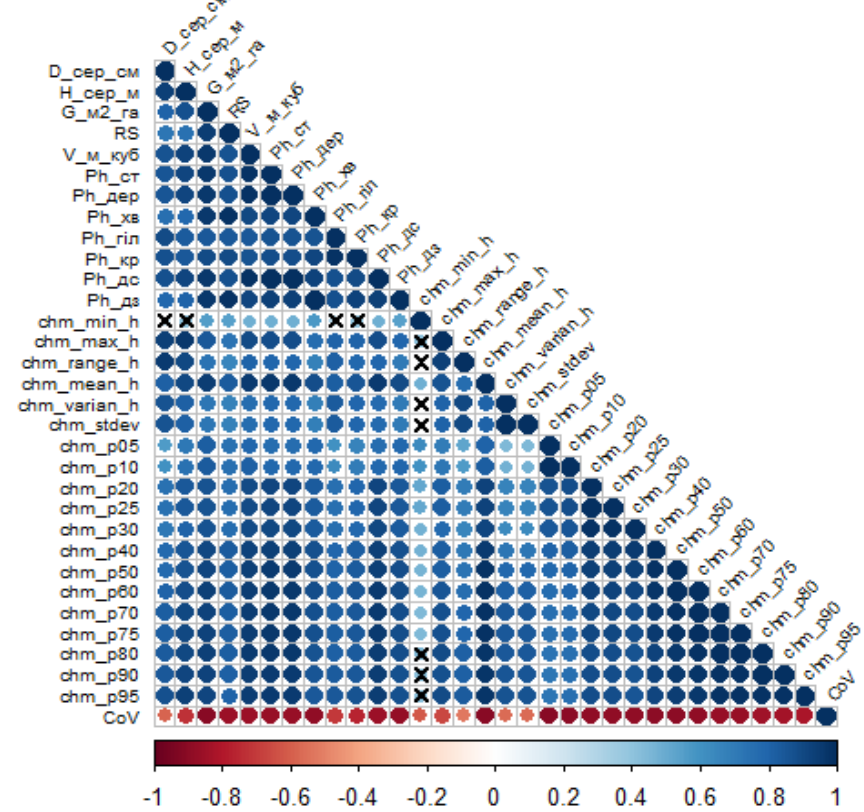


Рис. В.1. Кореляційні матриці залежності таксаційних показників деревостанів від вихідних статистик СНМ

## Додаток Д

### Стаття у науковому фаховому виданні України

1. Білоус А. М., Дячук П. П., **Задорожнюк Р. М.**, Мацала М. С., Бур'янчук М. М. Точність вимірювання висоти дерев різними способами. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*. 2021. № 12 (1). С. 6–16. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку).*

2. **Задорожнюк Р. М.** Вплив параметрів збору даних з БПЛА на встановлення таксаційних показників соснових деревостанів. *Український журнал лісівництва та деревинознавства*. 2023. Т. 14. № 1. С. 39–54

### Статті у періодичних наукових виданнях, проіндексованих у базах даних **Web of Science Core Collection** та/або **Scopus**

3. Matsala M., Myroniuk V., Bilous A., Terentiev A., Diachuk P., **Zadorozhniuk R.** An indirect approach to predict deadwood biomass in forests of Ukrainian Polissya using Landsat images and terrestrial data. *Forestry Studies*. 2020. № 73 (1). P. 107–124. *(Здобувачем виконано валідацію даних дистанційної зйомки та аналіз їхнього застосування для оцінки параметрів насаджень).*

4. Holiaka D., Kato H., Yoschenko V., Onda Y., Igarashi Y., Nanba K., Diachuk P., Holiaka M., **Zadorozhniuk R.**, Kashparov V., Chyzhevskiy I. Scots pine stands biomass assessment using 3D data from unmanned aerial vehicle imagery in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Management*. 2021. № 295. 113319. *(Здобувачем виконано збір дослідних даних та аналіз методики застосування даних дистанційної стереограм-метричної зйомки для оцінювання таксаційних показників деревостанів).*

### Патенти України на корисні моделі

5. Білоус А. М., **Задорожнюк Р. М.**, Бур'янчук М. М., Мацала М. С., Макаревич А. М. Спосіб вимірювання висоти дерев: патент на корисну модель № 151065 Україна, МПК G01C 3/20 (2006.01); заявлено 09.11.2021; опубліковано 01.06.2022. Бюл. № 22. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання частини заявки на патент).*



6. Білоус А. М., **Задорожнюк Р. М.**, Бур'янчук М. М., Мацала М. С., Макаревич А. М. Спосіб вимірювання висоти дерев: патент на корисну модель № 151731 Україна, МПК G01C 3/20 (2006.01); заявлено 01.12.2021; опубліковано 07.09.2022. Бюл. № 36. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання частини заявки на патент).*

#### **Тези наукових доповідей**

7. Holiaka D., Kato H., Yoschenko V., Igarashi Y., Onda Y., Holiaka M., Gumeniuk V., Lesnik O., Diachuk P., **Zadorozhniuk R.** Identification and estimation of heights of the scots pine trees in the chernobyl exclusion zone using stereophotogrammetry method. Проблеми розвитку лісової таксації, лісовпорядкування та інвентаризації лісів: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 6–8 грудня 2018 року: тези доповіді. Київ, 2018. С. 21–22. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу).*

8. Holiaka D., Kato H., Yoschenko V., Onda Y., Igarashi Y., Nanba K., Dyachuk P., **Zahorodnuk R.** Estimation of biomass and stocks biologicaly mobility radionuclides using methods of processing aboveground and remote sensing data for radioactively contaminated forests in Ukraine. ERAN2019 Web Flash Talk Program, March 11<sup>th</sup>, 2020. Japan, 2020. *(Здобувачем виконано збір дослідного матеріалу).*

9. **Задорожнюк Р. М.**, Дячук П. П. Можливості ідентифікації дерев сосни звичайної за знімками високої роздільної здатності. Теперішнє та майбутнє лісів екотону середніх широт: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 11 червня 2021 року: тези доповіді. Київ, 2021. С. 52. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання тез доповідей).*

10. Дячук П. П., **Задорожнюк Р. М.**, Бур'янчук М. М. Точність вимірювання висоти дерев різними способами. Лісівнича наука: стан, проблеми, перспективи розвитку (УкрНДІЛГА – 90 років): Міжнародна науково-практична конференція, м. Харків, 23–24 червня 2021 року: тези доповіді. Харків, 2021. С. 285–286. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку).*

11. **Задорожнюк Р. М.**, Дячук П. П. Визначення висоти дерев методом дешифрування їх верхівок. Ліс, наука, молодь: ІХ Всеукраїнська науково-

практична конференція, м. Житомир, 24 листопада 2021 року: тези доповіді. Житомир, 2021. С. 90. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання тез доповідей).*

12. Задорожнюк Р. М. Впровадження дистанційних методів знімання в лісовому господарстві: передумови та ретроспективний аналіз. Ліси в умовах сучасних викликів: Міжнародна науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і здобувачів, м. Харків, 20 жовтня 2022 року: тези доповіді. Харків, 2022. С. 81–82.

13. Задорожнюк Р. М. Щодо важливості підбору параметрів дистанційного знімання лісових насаджень з використанням БПЛА. Ліси та урбоекосистеми України в умовах війни: стан, збереження та відновлення: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 18 листопада 2022 року: тези доповіді. Київ, 2022. С. 36.