

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ
Інститут кормів та сільського господарства Поділля



**МЕТОДИ ПІДВИЩЕННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ
ЛУЧНИХ УГІДЬ НА ОСНОВІ ЕКОЛОГО-
БІОЛОГІЧНИХ ПРИНЦИПІВ УПРАВЛІННЯ
ПРОДУКЦІЙНИМ ПРОЦЕСОМ**

НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

Вінниця-2021

УДК 65.011.46: 633.2.03: 636.2

Методи підвищення продуктивності лучних угідь на основі еколого-біологічних принципів управління продукційним процесом: науково-методичні рекомендації / В. Ф. Петриченко, Ю. А. Векленко, В. А. Ящук, О. Ф. Ліцький. Вінниця, 2021. 60 с.

Авторський колектив:

В.Ф. Петриченко – доктор сільськогосподарських наук, професор, академік НААН, радник при дирекції з наукової роботи ІКСГП НААН;

Ю.А. Векленко – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач відділу польових кормових культур, сіножатей та пасовищ ІКСГП НААН;

В.А. Ящук – старший науковий співробітник ІКСГП НААН;

О.Ф. Ліцький – провідний фахівець ІКСГП НААН.

*Рекомендовано до друку вченою радою Інституту кормів та сільського господарства
Поділля НААН протокол №12 від 15 грудня 2021 р.*

Публікація містить концептуальні положення з основних принципів екологічного відновлення природних ландшафтів, схилкових земель, гірських територій та інших біогеоценотичних об'єктів, в тому числі і вироджених кормових угідь. Вони базуються на фундаментальних положеннях екології - принципах флористичної і ценотичної неповночленності сучасних пасовищних біоценозів, принципах відповідності еколого-ценотичної конструкції створюваних пасовищних екосистем зональним типам біогеоценотичних структур, адаптивної стратегії рослин і принципах диференціації екологічних ніш на основі взаємодоповнюваності різних видів, екотипів, сортів рослин в процесі формування вузлових пасовищних фітоценозів. Розкрито стратегічні напрямки та методологію збереження біорізноманіття на основі ефективних методів екологічної реставрації порушених лучних угідь.

Розраховано на науковців, спеціалістів сільського господарства екологічного та органічного спрямування, фермерів, фахівців агроформувань правобережного Лісостепу, які розробляють і впроваджують екологічно-безпечні технології поліпшення природних кормових угідь, екологічної реставрації деградованих земель, створення різних типів пасовищ і сіножатей, оптимізованих за продуктивністю, структурно-функціональною організацією та стійкістю.

УДК 65.011.46: 633.2.03: 636.2

© В.Ф. Петриченко, Ю.А. Векленко, В.А. Ящук,
О.Ф. Ліцький. Вінниця, 2021

© Інститут кормів та сільського господарства
Поділля НААН, 2021

ЗМІСТ

Вступ.....	4
1. Різноманітність природних умов і порушення екологічної рівноваги лучних екосистем як передумови для відновлення і підвищення продуктивності природних кормових угідь в Україні.....	8
2. Екологічна оцінка стану рослинності лукопасовищних угідь.....	12
3. Екологічні принципи реставрації деградованих пасовищних агроландшафтів.....	15
3.1. Принцип флористичної і ценотичної неповночленності фітоценозів...	15
3.2. Принцип відповідності еколого-ценотичних конструкцій створюваних пасовищних екосистем зональним типам природних біогеоценотичних структур.....	15
3.3. Принцип адаптивної стратегії рослин.....	16
3.4. Принцип диференціації екологічних ніш і взаємної доповнюваності видів у фітоценозах.....	17
4. Геоботанічні, екологічні та хімічні методи дослідження лучних фітоценозів.....	18
5. Основні еколого-біологічні методи відновної динаміки та горизонтальної структури трав'яних фітоценозів, розміщених на складному рельєфі.....	19
5.1. Відновлення та реабілітація деградованих екосистем і відновлення видів, що знаходяться в загрозовому становищі / небезпеці.....	21
5.2. Контроль за інвазійними чужорідними видами.....	22
5.3. Варіанти сталого розвитку туризму і сталого використання.....	23
6. Теоретичні положення про демуаційну динаміку трав'яних фітоценозів.....	25
7. Вплив органічної системи удобрення на формування фітоценозів за екологічної реконструкції вироджених лучних угідь.....	29
8. Підвищення продукційного процесу за рахунок біологічних чинників.....	33
9. Агроекологічний потенціал та перспективи альтернативного використання природних кормових ресурсів для біоенергетики.....	39
Список використаних джерел.....	54

ВСТУП

Будь-яка ділянка суші, зайнята рослинами, не представляє собою випадкового поєднання видів і біотипів, що живуть незалежно один від одного. Кожне рослинне угруповання виникає і розвивається за певних умов зовнішнього середовища, в результаті складної взаємодії між рослинами та іншими компонентами середовища їх місцезростання [87]. Про це вчить розділ біологічної науки - фітоценологія, що вивчає закономірності формування рослинних угруповань, їх взаємодію з середовищем.

В кінці 19 століття в ряді країн у результаті вивчення рослинного покриву виникло уявлення про закономірності поєднання рослин, що спільно ростуть - природних рослинних угруповань, було обґрунтовано необхідність їх дослідження як особливого об'єкта і сформульовано завдання наукової дисципліни, що вивчає рослинні співтовариства [2, 87]. Назва «фітоценологія» набуло поширення в СРСР і деяких країнах Європи; в інших країнах використовуються терміни «фітосоціологія» і «екологія рослин» [1].

До завдань фітоценології входить вивчення флористичного, екобіоморфного і ценопопуляційного складу фітоценозів, взаємовідносин між рослинами, структури, екології, динаміки, поширення, класифікації і історії виникнення фітоценозів [87]. В результаті цих досліджень виявляють видовий склад фітоценозів (включаючи судинні рослини, мохи, лишайники, водорості, гриби, бактерії і актиноміцети), склад ценопопуляцій, структуру, динаміку, в тому числі зміни, викликані діяльністю людини, з'ясовують умови, що забезпечують максимальну продукцію фітоценозів, включаючи створення штучних високопродуктивних фітоценозів [2].

Основи цієї науки в нашій країні заклав академік В. Н. Сукачев [1972-1975]. Великий внесок у розвиток фітоценології внесли радянські ботаніки. Вони вивчали рослинність однієї шостої частини території Землі, розробили теоретичні проблеми і методи вивчення фітоценозів: В.В. Алєхин [1938], Е.М. Лавренко [1959], А.П. Шенников [1964], Л.Г. Раменский [1971], В.Б. Сочава [1979] та інші.

Нині фітоценологія є теоретичною основою охорони, правильного використання і підвищення продуктивності природних і створених людиною фітоценозів. Результати фітоценологічних досліджень використовуються для планування і раціонального використання лісових, кормових і інших угідь, в геологічних і гідрогеологічних дослідженнях тощо [19].

Основним об'єктом вивчення фітоценології є фітоценоз - конкретне рослинне співтовариство на певній території, що характеризується своїм складом, будовою і взаємодією між рослинами, а також між ними і середовищем [87]. Ці взаємодії проявляються в різних напрямках. Перш за все в фітоценозі відбувається конкуренція між різними видами і особинами в межах виду за світло, воду, мінеральні речовини, простір. Ця конкуренція призводить до відмирання величезної кількості особин в період формування рослинної спільноти, до пригніченості значного числа видів і спричиняє вплив на формування рослин фітоценозу [98].

У той же час в рослинному угрупованні одні види рослин створюють для інших сприятливі і навіть необхідні умови життя. Так, деревні рослини створюють сприятливі умови для лісових чагарників, трав, мохів, лишайників. Необхідні умови життя створюють автотрофні рослини для гетеротрофних (сапрофітів і паразитів), а також рослини-симбіонти, наприклад мікотрофні гриби [98].

Так як в утворенні фітоценозу беруть участь рослини різних видів і життєвих форм, що володіють різними екологічними особливостями, угруповання набуває особливої структури у формі ярусності. Ярусність властива будь-яким фітоценозам, але особливо яскраво вона виражена в лісі. Найбільш високі дерева тут складають перший ярус, менш високі - другий, чагарники підліску - третій, чагарники, трави, мохи та лишайники - четвертий і п'ятий. Тимчасово рослини можуть перебувати в невласивому їм ярусі, наприклад, сходи дерев - в п'ятому, підріст - в положі четвертого або третього ярусу [98, 19].

Основною таксономічною одиницею в геоботаніці є рослинна асоціація. Асоціація - це найбільш дрібна, добре уловлювальна фізіономічна одиниця рослинного покриву, сукупність ділянок рослинності, які мають однакову фізіономічність, структуру, видовий склад і розташовані в подібних умовах місцеперебування. Таким чином, асоціація - це подібні угруповання рослин. Асоціації фітоценозів відрізняються рядом ознак - видовим і флористичним складом, ярусністю, великою кількістю видів, проєктивним покриттям, кількісним співвідношенням видів. Асоціації об'єднують в групи асоціацій, групи асоціацій - в формації, формації - в класи формацій і типи рослинності [2, 19].

При більш детальному вивченні структури фітоценозів виділяють парцели - територіально відокремлені рослинні мікрогрупування. При встановленні рослинної асоціації основним показником є видовий склад ярусів рослинності. Але між видами, що входять в асоціацію, дуже важливо виділяти ті, які визначають структуру угруповання і обумовлюють створення особливого середовища, властивого даному угрупованню. Такі види рослин називають едифікаторами асоціацій [2].

Таким чином, рослинну асоціацію можна визначити, як сукупність фітоценозів, однорідних по взаєминах між видами рослин відповідно до умов середовища, однорідних за структурою, видовим складом ярусів, що займають умови місцезростання з однорідним комплексом екологічних факторів. Рослинна асоціація є основною систематичною одиницею рослинності. Подібно виду в систематиці рослин кожній рослинній асоціації також дається певна назва, зазвичай подвійна. Перше слово назви - родове, відповідає назві едифікатора асоціації; друге (видове) найчастіше дають за назвою характерної рослини іншого ярусу, трав'яного або мохового покриву або за назвами рослин-індикаторів [19].

Відповідно до цього, рослинна асоціація характеризується в основному однорідним видовим складом, однорідною синузальною структурою, що відображає відповідний склад екологічних типів рослин, і певний склад

факторів середовища, які впливають на фітоценотичний процес. Для визначення рослинної асоціації зазвичай використовують назви видів рослин, але в одних випадках - тих, що відіграють в спільноті провідну роль (едафікаторів і домінантів), а в інших - видів, що мають діагностичне значення (так званих притаманних, диференційованих, і константних); різняться й способи побудови назв. Рослинні асоціації об'єднуються в групи, вони можуть бути також поділені на більш дрібні таксони - субасоціації.

Рослинні асоціації з подібними нижніми ярусами, але які відрізняються складом пануючого ярусу, називаються заміщеними (вікаруючими). Якщо рослинні угруповання, що об'єднуються в одну рослинну асоціацію, мають не однорідне складення, а являють собою мозаїку фрагментів різних спільнот, то таку рослинну асоціацію називають мозаїчною. Закономірно повторюване чергування спільнот декількох рослинних асоціацій, представлених відносно невеликими ділянками, визначається як комплекс асоціацій [19].

Одна з головних умов відновного природокористування - експлуатація ресурсів природи таким чином, щоб не порушувався їх відтворювальний потенціал і не виникала необхідність у спеціальних і дорогих відновлювальних заходах. Цей принцип - «охорона біологічних ресурсів через їх розумну експлуатацію» - проголошений в Конвенції про збереження біологічного різноманіття (1992). Розумно експлуатований ресурс повинен, опираючись на механізми екологічної саморегуляції, самостійно відновлювати свою чисельність до рівня експлуатаційної (промислової). Значні обсяги широкомасштабних видів людської діяльності давно і з успіхом використовують цей принцип.

Вчення російських лісівників Г. Ф. Морозова і Н. С. Нестерова, висвітлені в кінці XIX - початку XX ст., на перше місце висували охорону ресурсів, а практичний результат - на друге. По суті, народилася найважливіша наука про ощадну експлуатацію всіх біологічних природних ресурсів. Економічний ефект від її застосування в масштабах Землі визначається в сотні мільярдів, якщо не в трильйонах, доларів.

З екологічних позицій еколого-ценотичні заходи відновлення кормових угідь - це цілеспрямований перерозподіл потоків речовини та енергії в екосистемах, привнесення в лукопасовищні угіддя нової біомаси та джерел енергії з метою підвищення їх продуктивності, збільшення біорізноманіття та біомаси кормової сировини. З прикладної точки зору - це сукупність прийомів, призначених для поліпшення продукційного процесу багаторічної рослинності, збереження, підвищення та відновлення біологічної продуктивності кормових угідь. Такі заходи можуть бути спрямовані безпосередньо на рослини і на середовище їх зростання. Найбільший ефект дають зусилля щодо усунення або пом'якшення лімітуючих факторів середовища і збереження та відновлення екологічної мозаїки ландшафтів з метою максимального використання відновлювальних ресурсів. Раціональне застосування таких принципів з успіхом використовується у сільському господарстві Канади, США, Франції, Великобританії, Німеччини та інших країн.

У нас в країні в останні десятиріччя основний напрямок досліджень був спрямований на інтенсифікацію лучного кормовиробництва на основі застосування високих доз мінеральних добрив на злакових, і невисоких – бобово-злакових фітоценозах. На основі досліджень встановлено, що бобово-злакові травосумішки по урожайності прирівнювались до злакових трав на фоні 180-200 кг д. р. азоту. Переваги еколого безпечних технологій, в т. ч. органічних, які передбачені темою наукових досліджень спрямовані на підвищення ефективності накопичення біологічного азоту, удосконалення технологій створення і використання бобово-злакових травостоїв на основі різних видів бобових трав, їх кількісного співвідношення у фітоценозах та подовження їх довголіття.

Основною ідеєю закладено підвищення продуктивності природних старосіяних травостоїв шляхом застосування екологічно безпечних технологій в т. ч. екологічного відновлення, науковою основою якого являється керування відновлювальними сукцесійними процесами, здатними збільшити кількість цінних видів.

Реконструкції рослинності ландшафтів - найкорисніший відновний захід, оснований на екологічних принципах. Під нею розуміють комплекс робіт, спрямованих на відновлення господарської, біологічної та естетичної цінності порушених (деградованих) ландшафтів. Розрізняють технічний (планування, формування укосів, зняття, транспортування, нанесення ґрунтів і родючих порід, будівництво доріг, гідротехнічних та інших споруд) і біологічний (заходи щодо відновлення родючості, поновленню біоти) етапи. Реконструкція має не тільки технологічне та реставраційне значення, сприяючи відновленню величезних площ кормових територій, їх флори і фауни, що приносить мільярди доларів прямої і непрямої прибутку. Вона підвищує культуру виробничої діяльності людини, не дозволяючи йому залишати за своєю спиною безплідні «місячні ландшафти».

Для відновлення великих і складних природних об'єктів необхідно використання комплексу заходів, склад яких залежить від характеру і стану об'єкта. Типовий приклад - відновлення ґрунтової родючості, сільського господарства та біогеоценозів Великих рівнин у США. Другий широко відомий приклад - часткове відновлення природної системи Великих озер в цій же країні. Близько 15% території України відносяться до зон екологічного неблагополуччя, і тут застосування комплексних заходів щодо відновлення природної рослинності могло б принести великий ефект. У важкому становищі багато заплавлених великих річок, в яких необхідні масштабні роботи з комплексу лукомеліоративних робіт тощо.

Дуже важливою умовою для реалізації принципів екологічного відновлення природних угідь є перехід суспільства на екологічну парадигму розвитку, який в нашій країні затримується, незважаючи на численні й обґрунтовані побажання. Суть нової екологічної парадигми полягає в збереженні дикої природи; створенні більш справедливої соціо-економічної системи природокористування; переході від філософії війни до філософії світу і партнерства; переході до здорового способу життя; повазі і любові до

майбутніх поколінь. Тому, на наш погляд, слід провести глибокий і всебічний аналіз досягнень відновного природокористування - спочатку на окремих геоботанічних об'єктах, а потім - на еталонних зональних ландшафтах, розробити філософію і методологію відродження природи, відібрати найбільш ефективні та перспективні методи, приділяючи значну увагу економічним і соціальним аспектам проблеми, створити концепцію регіональних програм і структуру для їх реалізації.

1. РІЗНОМАНІТНІСТЬ ПРИРОДНИХ УМОВ І ПОРУШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ РІВНОВАГИ ЛУЧНИХ ЕКОСИСТЕМ ЯК ПЕРЕДУМОВИ ДЛЯ ВІДНОВЛЕННЯ І ПІДВИЩЕННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ ПРИРОДНИХ КОРМОВИХ УГІДЬ В УКРАЇНІ

Згідно з результатами ґрунтових обстежень, площа еродованих ґрунтів в Поліссі – становить близько 420 тис. га, або 8% від площі ріллі; в Лісостепу – 2630 тис. га, або 22% від площі ріллі; в Степу – 5180 тис. га від площі ріллі. Частка еродованих земель нині становить 57,4% території, із них 32% зазнають впливу вітрової ерозії, 22% – водної ерозії, а 3,4% – сумісної дії водної та вітрової ерозії [10].

За даними Держземінспекції України на даний час у структурі земельного фонду держави деградовані та малородючі ґрунти становлять близько 5 млн. га, у тому числі понад 3 млн. га ріллі. Крім того 50 тис. га земель забруднені радіонуклідами та важкими металами. Площа сільськогосподарських угідь, що розташовані на схилах більше 50, складає близько 1,3 млн. га. Водній та вітровій ерозії піддаються близько 15 млн. га сільськогосподарських угідь, у тому числі близько 11 млн. га орних земель. Природні кормові угіддя в Україні займають площу біля 7 млн. га і складають від 14 до 80% с-г угідь залежно від регіону [32, 38].

Площа розораних земель в Україні складає біля 82%, а у Вінницькій, Кіровоградській, Тернопільській області більше 90%. Це призводить до щорічної деградації біля 80 тис. га земель сільськогосподарського призначення та втрати біля 600 млн. т. гумусу. Для порівняння розораний фонд у США складає біля 12, Англії – 18,5, Німеччині – 32% [89].

Географічне розташування Лісостепу та особливості його природно-ресурсного потенціалу зумовлюють визначальну роль аграрного сектору в економічному розвитку регіону. Завдяки сприятливим ґрунтово-кліматичним умовам, можливий інтенсивний розвиток сільськогосподарської галузі. Проте надмірне антропогенне навантаження на земельні ресурси призвело до порушення оптимальних, екологічно-обґрунтованих нормативів співвідношення земельних угідь. Можна вважати оптимальним, коли відношення дестабілізуючих чинників (рілля, сади) до стабілізуючих (природні кормові угіддя, ліси, лісосмуги) не перевищує пропорції 1:1 [8]. Це означає, що розораність території повинна становити для лісостепової зони України лише в межах 40-45 % від загальної площі.

Високими темпами збільшуються площі змитих земель. Так, порівняно з 1960-м, у 1990 році площа еродованих сільськогосподарських угідь збільшилася в 1,7 рази, в тому числі еродованої ріллі – в 2,4 рази. В останні 10 років продовжувалося збільшення площ змитих ґрунтів. Погіршилися агрофізичні, агрохімічні властивості, знизилася потенційна родючість ґрунту [13].

Важливим елементом у системі ґрунтозахисного землеробства є обробіток ґрунту, від якого залежить не тільки рівень родючості ґрунту, а й інтенсивність ерозійних процесів. Дослідження, проведені різними науково-дослідними установами, показали, що інтенсивність ерозійних процесів значною мірою залежить від способів, якості і кількості обробітків [80, 83, 102].

У 2002 р. Україна ратифікувала "Конвенцію ООН про боротьбу з спустошенням земель та засухами". Поставлено завдання скоротити на 10-12 млн. га орні землі і перевести їх у природні кормові угіддя та заліснення, збільшити площі культурних пасовищ у 2,7 рази. Продуктивність лук і пасовищ не відповідає їх потенціальним можливостям.

З часом використання, розвитком дернового процесу та внаслідок діяльності людини відбувається ущільнення ґрунту, погіршуються процеси аерації, проникнення вологи опадів, поживних речовин у зону кореневої системи, накопичуються шкідливі гази. Це призводить до погіршення ботанічного складу травостою, найцінніші трави випадають з травостою, кормова цінність угіддя погіршується.

Відновлення ботанічного складу та кормової цінності травостою логічно і доцільно було б вирішувати шляхом підсіву необхідних травосумішок у дернину існуючого травостою. Ця операція не завжди є вдалою через конкуренцію існуючої хоча і малоцінної, але стійкої до виживання рослинності, яка глушить молоді сходи підсіяних трав або взагалі не допускає їх появи [12].

На сучасному етапі досить ґрунтовно вивчені біологічні, екологічні, фітоценотичні та агрогосподарські особливості лучних трав, ступінь їх біологічної сумісності в ценозах і розроблено основні принципи добору та склад травосумішок для різних типів лук і способів господарського використання [10].

Різна тривалість життя у великому біологічному циклі, різниця в максимумах урожайності за роками та взаємозаміна багаторічних трав на різних етапах розвитку дає можливість створити лучні сумісні посіви, найповніше пристосовані до несприятливих погодних та ґрунтових умов місця знаходження [79].

Збільшення площі сінокосів і пасовищ в Україні є безальтернативним. Адже площа всіх сінокосів і пасовищ в Україні на сьогодні становить 7,4 млн. га або 12,8% в структурі сільськогосподарських угідь. У світі цей показник в середньому у 5,6 рази більший. Збільшення площі лукопасовищних угідь в Україні планується здійснити в основному за рахунок орних земель на схилах. Скорочення ріллі за рахунок вилучення з обробітку схилових еродованих

земель і створення на них природних кормових угідь поліпшить кормову базу тваринництва. Це обумовлює можливість залишати нетоварну частину рослинницької продукції в полі, а також повернути за рахунок тваринництва вектор потоку біофільних речовин із кормових угідь на поля, що інтенсивно використовуються. [8].

Відтворення лукопасовищних угідь на виведених із ріллі землях потребує здійснення широкої програми заходів, складові частини якої залежать від природно-кліматичних умов тієї чи іншої зони, економічного стану господарств і напрямів їх спеціалізації, господарського призначення ділянки та її розташування і екологічної ролі в агроландшафті. У зв'язку з цим на сучасному етапі розвитку суспільства у технологічному плані можуть мати місце і вже тією чи іншою мірою реалізуються у виробництві кілька підходів до вирішення зазначеної проблеми – інтенсивний, екстенсивний та змішаний. Інтенсивний напрямок відтворення і ведення лукопасовищного господарства має значне поширення у багатьох розвинутих країнах Європи і світу, а також у економічно сильних великих колективних господарствах нашої країни з перевагою молочного напрямку виробництва і наявністю високопродуктивного поголів'я корів.

Ця система базується на створенні переважно сіяних травостоїв з використанням кращих селекційних сортів багаторічних трав. Вона передбачає підтримання високої їх продуктивності шляхом застосування інтенсивної технології догляду, своєчасного перезалуження, запровадження чітко організованої системи використання із залученням сировинно-кормових і пасовищних конвеєрів та крупно або дрібно загіної чи порційної системи випасання худоби, яка визнана найкращою, оскільки дозволяє надійно керувати відновлювальними процесами рослинного покриву і технологією спасування його протягом доби та сезону з урахуванням видового складу травостою в загонах та фізіологічної потреби тварин в кормі. При цьому для уникнення деградації багаторічних травостоїв у всіх випадках має бути впроваджена раціональна система використання лукопасовищних угідь, яка базується на чіткому балансуванні антропо– та зоогенного навантаження з недопущенням перевищення відчуження надземної маси рослинних угруповань у Лісостепу 75-80 % річного її приросту, що регулюється запровадженням пасовищ і сінокосозмін як важливих чинників управління видовою структурою та продуктивністю фітоценозів, підтримання на оптимальному рівні збалансованих у процесі еволюції регуляційних механізмів самовідновлення та функціонування екосистем.

Екстенсивний напрямок, у більшості випадків як вимушена міра, зорієнтований на використання природних механізмів відтворення лукопасовищних угідь із малим вкладенням субсидій у створення травостоїв та організацію їх використання. При цій системі максимально використовується ефект спонтанного (стихійного) заростання вилучених з інтенсивного обробітку земель, іноді з певним регулюванням процесу відтворення травостоїв шляхом насичення їх насіннєвим матеріалом із кращих сформованих природних фітоценозів та застосуванням агротехнічних заходів

боротьби із злісними бур'янами (осот польовий, злинка канадська і т.д.), особливо на початкових етапах формування рослинних угруповань та у процесі їх використання на корм. Для спонтанного відновлення адаптованої до місцевих умов господарсько-цінної рослинності, хід якого залежить від багатьох факторів: попередньої історії поля, вихідного банку насіння у ґрунті, розташування ділянки у ландшафті, макро- та мікрорельєфу, впливу оточуючих екосистем тощо – необхідно від 4-5 до 7-10 років, а в окремих випадках, особливо на бідних ґрунтах та у незабезпечених вологою районах – 17-20 років [7].

За цей період відбувається поступове заростання та природна трансформація рослинного покриву із закономірним проходженням серії послідовних стадій стихійної демутації аборигенної трав'янистої рослинності у напрямку від рудерально-польової з домінуванням однорічних рослин через бур'янисто-кореневищну та кореневищно-різнотравну до субзональної і, нарешті, до зонально-обумовленої та глибоко адаптованої до місцевих умов, волостійкої трав'янистої рослинності з високою здатністю до саморегуляції [113].

У багатьох господарствах, залежно від структури поголів'я, потреби в кормах, економічних умов та розміщення земель у ландшафті, значного поширення набуватиме змішана система відтворення і використання лукопасовищних угідь, тобто система з поєднанням інтенсивних та екстенсивних чинників.

Багаторічні трави, на відміну від однорічних кормових культур, в зв'язку із своїми біологічними особливостями, забезпечують більш надійний захист ґрунтового покриву від ерозії. Цьому сприяє формування густого травостою, добре розвинута коренева система та довговічність багатьох видів трав.

Для оптимізації агроландшафтів і усунення ерозійних процесів частина ріллі, що схильна до водної та вітрової ерозії, також потребує залуження й переведення під сінокоси (або пасовища при крутизні схилів 8-10 ° і більше). Багаторічна трав'яниста рослинність зменшує змив ґрунту в 2-5 разів порівняно з ріллею, різко ослабляє розвиток вітрової ерозії, особливо за створення багатоярусної рослинності з різних життєвих форм кормових видів (напівчагарники у поєднанні з травами) [96].

Відповідно, багаторічні трави та їх сумішки в гірських умовах та схилових масивах найбільш ефективно захищають еродовані ґрунти та відновлюють їх родючість. Після залуження не тільки припиняється змив ґрунту, але й зростає віддача залуженого угіддя в 1,5-2,2 рази. При цьому краще створювати травостої довготривалого використання, оскільки захисна роль багаторічних трав особливо сильно проявляється при тривалому періоді (три роки і більше) використання, а часте перезалуження еродованих схилів не тільки вимагає значних коштів, а й у таких умовах не завжди гарантоване.

2. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ РОСЛИННОСТІ ЛУКОПАСОВИЩНИХ УГІДЬ

Пасовищні екосистеми володіють найважливішою властивістю - здатністю до щорічного природного самовідновлення і самовідтворення рослинної маси, збереження та підтримання ґрунтової родючості. Значення природних пасовищних екосистем виходить далеко за межі інтересів тваринництва. Як найважливіший компонент біосфери, вони володіють не тільки кормовими ресурсами, а й визначають стан земельних ресурсів, родючості ґрунтів, біологічне різноманіття флори і фауни, а також якість середовища проживання людини в цілому.

Сформована в Україні за останні 45-50 років практика пасовищекористування за своєю суттю є нераціональною і антиекологічною. Крім безпосереднього наднормативного використання пасовищних ресурсів, серйозної шкоди природним пасовищам завдає нераціональне природокористування, пов'язане з промисловою, транспортною, будівельною та іншими видами господарської діяльності. В даний час, велика частина пасовищних екосистем серйозно порушена. Чимало цінних в кормовому відношенні видів рослин зникли або стали рідкісні. Колись флористично і фітоценотично повночленні рослинні угруповання перетворилися в неповночленні, біологічно збіднені. Ґрунти сильно виснажені. Втрати гумусу в них складають 25 - 30% і вони не відновлюються. Вітровій ерозії піддається 60% пасовищних земель, понад 50% ґрунтів в тій чи іншій мірі засолені.

Сукупність цих негативних процесів викликала зубожіння біорізноманіття, зниження продуктивності природних пасовищних екосистем і, як наслідок, погіршення кормової бази тваринництва, а слідом за ним і якості життя населення, що проживає в сільській місцевості. Для половини деградованих пасовищ негативні зміни набули практично незворотного характеру - без великих вкладень антропогенної енергії їх самовідновлення або неможливе, або для цього потрібен тривалий період заповідного режиму. Такий незадовільний стан пасовищних екосистем висуває завдання розробки методів їх прискореної екологічної реставрації та підвищення продуктивності.

Трансформація вилучених з інтенсивного обробітку земель у природні клімаксові фітоценози є складним, тривалим та динамічним у просторі і часі процесом. Консервація деградованих та малопродуктивних земель передбачена законодавчо і пропонується проводитися у двох напрямках: шляхом залуження та заліснення. Проте, на сьогоднішній день поняття «залуження» не має навіть законодавчого визначення [12].

В умовах економічної кризи витрати на залуження новостворених перелогів, як одного із природоохоронних заходів зводяться до мінімуму. Тому, після виведення земельних угідь з активного сільськогосподарського використання на них переважно починаються безконтрольні процеси відновлення природного рослинного покриву. У процесі залуження перелогів, яке відбувається без втручання людини, за визначенням Б.С. Якубенка, має місце поєднання ряду моделей сукцесій: автогенного відновлення, сприяння,

толерантності, інгібування, нейтральності, які на різних етапах формування клімаксових фітоценозів поєднуються із складними автогенними та алогенними моделями сукцесійних змін [114].

А.В. Боговін у свою чергу виділяє градацію та особливості перебігу стадій на перелогах [13]:

1) бур'яниста з переважанням однорічних бур'янів ценофобного ряду – бур'янисто-польова стадія;

2) бур'янисто-кореневищна з переважанням багаторічних бур'янів та довгокореневищних злаків;

3) короткокореневищно-різнотравна з пануванням багаторічного субзонального ценофільного різнотрав'я при помітній домішці нещільнокущових та щільнокущових дернинних злаків;

4) вторинна цілина, тобто добре асоційована та адаптована до зональних і місцевих екологічних умов стійка рослинність з високою здатністю до самовідновлення і саморегулювання.

Отже, піонерною стадією спонтанного відновлення рослинного покриву будь-якої вилученої з інтенсивного обробітку орної ділянки є бур'янова. Вона характеризується переважанням однорічних видів рослин з групи бур'янів. Їх частка сягає до 40–46%. Це євритопні рослини, що зростають в умовах порушених едафотопів. Також для цієї стадії властива динамічність складу рослинного покриву, швидка зміна фаз.

Н.А. Пашкевич та С.О. Гаврилов звернули увагу на те, що видовий склад рослинних угруповань на перших етапах сукцесії перелогів значною мірою визначається банком насіння у ґрунті та навколишніми фітоценозами, що оточують ділянку [88]. Відчутний вплив на видовий склад та стан рослинного покриву мають антропогенні чинники, наприклад, режим використання ділянки, пасторальне чи рекреаційне навантаження [12, 55].

Отже, на перелогах 1–2 років формується травостій, що містить у своєму складі індикаційні групи рослин, які приурочені до порушених екотопів. Це однорічники та малорічники стрижнекорневих біоморф [96]. Для початкової стадії сукцесійних змін перелогів найбільш характерними є фази з домінуванням таких видів, як *Setaria viridis* (L.) Beauv., *Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv., *Galinsoga parviflora* Cav., *Chenopodium album* L., *Capsella bursapastoris* L., *Coniza canadensis* L. Такі рослинні угруповання не мають господарської цінності і служать джерелом насіння й осередками забур'янення прилеглих полів. Часто у складі рослинного покриву є висока частка ксерофітів – *Coniza canadensis* L., *Amaranthus retroflexus* L., *Torilis arvensis* Link., *Reseda lutea* L.

Неконтрольований процес фітоценогенезу перелогу супроводжується зниженням видового розмаїття травостою, що негативно впливає на його продуктивність та кормову цінність [23, 25]. Як зазначалося вище, провідними факторами, що визначають видовий склад рослинного покриву є едафічні. Також тип рослинності зумовлюється екологічними умовами та насінневим банком [144].

У зв'язку з низькою родючістю вилучених з інтенсивного обробітку земель та ерозійними процесами, для рослинного покриву характерна мозаїчність, невелике проективне покриття. Із збільшенням тривалості знаходження ділянки в стані перелогу відбуваються зміни, що направлені на стабілізацію видового складу рослинного покриву, формування його надземної і підземної структури, покращення фізико-хімічних властивостей ґрунту.

Узагальнюючи дані багаторічних стаціонарних та маршрутних польових досліджень Б.Є. Якубенко пропонує наступну класифікацію стадій сукцесій на перелогах: бур'янова, кореневищна, кореневищно-нещільнокущова та щільнодернинна [115].

– бур'янова стадія – характеризується неоднорідністю та динамічністю видового складу, домінуванням однорічних видів рослин, що на 30-40% збереглися від попередніх материнських угруповань.

– кореневищна стадія – крім однорічних видів із переважно стрижнекореневою системою, з'являються дворічні та багаторічні коренепаросткові та кореневищні види. Наприклад, види родів *Elytrigia*, *Calamagrostis*, *Bromopsis*, *Agrostis*.

– кореневищно-нещільнокущова стадія – представлена злаковими фазами угруповань: *Poa*, *Agrostis*, *Festuca*. Починається утворення дернини, зростає біорізноманітність, покращуються фізико-хімічні властивості ґрунтів. На цій стадії запускаються процеси утворення рослинних асоціацій, структуризації рослинних угруповань та утворення ценотичних взаємозв'язків. Відбувається накопичення фітомаси. Підземна фітомаса переважає над надземною, що сприяє відтворенню родючості, накопиченню гумусу та органіки у ґрунті.

– щільнодернинна стадія – характеризується подальшим ущільненням та структуризацією ґрунтового профілю, підвищенням флористичної та синтаксономічної різноманітності. Для неї властивим є формування клімаксових фітоценозів та накопичення органічної речовини.

Слід відмітити, що всі стадії сукцесій є оборотними і можуть тривати різну кількість років. Тривалість перебігу стадій та окремих фаз залежить як від вихідних умов утворення перелогу: ступеня еродованості, фізико-хімічних показників та родючості ґрунту, оточуючих фітоценозів, так і від антропогенної діяльності. Відтворення вихідних природних клімаксових фітоценозів триває в середньому до 25 років. У зв'язку із зростанням кількості перелогів, які переважно розташовані на малопродуктивних ділянках та потребують максимум часу для відновлення їх продуктивності природним шляхом, актуальним є дослідження методів оцінки та заходів, щодо діагностики таких угідь. А також практичних рекомендацій, щодо способів пришвидшення процесів відновлення таких ділянок та оптимізацію подальшого їх використання. Отже, попередні дослідження Б.Є. Якубенко, М.М. Пташніка, А. В. Боговіна, С.О. Гаврилова, Н.А. Пашкевич та ін. свідчать, що відомості про сукцесійні зміни перелогів в майбутньому можна використовувати, як один із шляхів реабілітації та відновлення родючості малопродуктивних земель та ренатуралізації природних рослинних комплексів.

3. ЕКОЛОГІЧНІ ПРИНЦИПИ РЕСТАВРАЦІЇ ДЕГРАДОВАНИХ ПАСОВИЩНИХ АГРОЛАНДШАФТІВ

Для вирішення цього завдання ми опираємося на фундаментальні положення екології - принципи флористичної і ценотичної неповночленності сучасних пасовищних біоценозів, принципи відповідності еколого-ценотичної конструкції створюваних пасовищних екосистем зональним типам біогеоценотичних структур, адаптивної стратегії рослин і принцип диференціації екологічних ніш на основі взаємодоповнюваності різних видів, екотипів, сортів рослин в процесі формування вузлових пасовищних фітоценозів. Коротко розглянемо суть цих біогеоценотичних принципів, що виявилися досить ефективними при розробці методів екологічної реставрації деградованих пасовищних екосистем.

3.1. Принцип флористичної і ценотичної неповночленності фітоценозів

Природні пасовищні екосистеми лісостепової зони України характеризуються флористичною і ценотичною неповночленністю. Всі сучасні лучні екосистеми без винятку - це вторинні, антропогенні утворення. Під впливом перевипасу, випалювання, оранки, їх продуктивність значно знижена, у порівнянні з потенційно можливою при даних ресурсах тепла, вологи, мінерального живлення тощо. Видова і ценотична неповночленність пасовищних екосистем виражається в порівняно спрощеній структурній організації, збідненні ботанічного складу травостою, низькій наповненості органами рослин біогоризонтів лучних екосистем. Внаслідок цього, в таких спільнотах ресурси рослинами використовуються неповно, залишаються нереалізованими потенційні можливості фітоценозів до виробництва максимально можливої кількості органічної речовини в даних умовах.

Положення про наявність екологічних резервів і ресурсів, які не використовуються флористично і ценотично неповночленними пасовищними екосистемами, експериментально обґрунтовано в ряді наших робіт. Екологічна реставрація деградованих пасовищних екосистем повинна ґрунтуватися на використанні полікультур - тобто суміші трав, їстівного різнотрав'я, чагарників, напівчагарників. Такі суміші здатні до більш повного використання матеріально-енергетичних ресурсів в лучних умовах і можуть самі створювати нові екологічні ніші для інших організмів.

3.2. Принцип відповідності еколого-ценотичних конструкцій створюваних пасовищних екосистем зональним типам природних біогеоценотичних структур

Кожній природній зоні властивий свій зональний тип біогеоценозу, який представляє групу близьких варіантів елементарних екосистем, об'єднаних єдиною структурною організацією, подібним середнім рівнем

біопродукційного процесу, що збігається або є близьким за ритмом функціональних зв'язків головних компонентів комплексу (Залетаев, 1976).

Саме зональний тип біогеоценозу забезпечує максимальний вихід біомаси і накопичення енергетичних ресурсів на одиницю площі. Основним носієм зонального типу біогеоценотичної структури, згідно Г.М. Зозулина (1977), є життєва форма рослин. Для умов правобережного Лісостепу основною життєвою формою - головними будівниками природних пасовищних біогеоценотичних структур є нещільнокущові, кореневищні, нерідко щільнокущові багаторічні трави (*Agropyron*, *Stipa*, *Elymus* і інші), а нерідко - і напівчагарники (ряд видів полину *Artemisia*, багаторічні види лободових з родів *Kochia*, *Camphorosma* і ін.). При відновленні пасовищних екосистем більш повне і інтенсивне використання ресурсів середовища досягається в тих конструйованих угрупованнях, які змодельовані за типом природних зональних біогеоценотичних структур. Стосовно до суходільних лучних угідь, особливо тих, які розміщені на схилі землях, це будуть різні комбінації ксеромезофітних нещільнокущових або кореневищних злаків, стрижнекорневих видів бобових, а можливо у зв'язку із посушливістю умов – і ксерофітних напівчагарників, галофітних багаторічних рослин.

3.3. Принцип адаптивної стратегії рослин

У процесі формування сучасних біоценозів йшов відбір видів рослин, здатних існувати в умовах середовища, що виявляє періодичну мінливість як в річному, так і в добовому циклі. У кожного виду утворилася своя особлива стратегія життя - сукупність пристосувань, що забезпечують виду можливість жити спільно з іншими організмами і займати певне положення в відповідних біоценозах. Л.Г. Раменский в 1925 г. виділив три типи адаптивної стратегії у рослин: віоленти, патієнти і експлеренти. Аналогічні типи життєвих стратегій пізніше виділяв Дж. Грайм, назвавши їх, відповідно, конкуренти (С), стрес-толеранти (S) і рудерали (R).

Рослини, що відносяться до типу віолентів (С-види), енергійно розвиваючись, захоплюють територію і утримують її за собою, пригнічуючи конкурентів енергією життєдіяльності і повнотою використання ресурсів середовища. До них можна віднести в наших умовах полин Лерха (*Artemisia lerchiana*), верболіз (*Kochia prostrata*), різні житняки (*Agropyron spp.*) і тонконіг цибулинний (*Poa bulbosa*).

Патієнти витривалі до крайніх умов середовища, здатні існувати в не оптимальних для себе умовах - за дефіциту вологи або за нестачі елементів живлення, світла, тепла, іноді при поєднанні цих або інших (засоленість, кислотність ґрунту) факторів, що лімітують. До цього типу життєвої стратегії в лучних фітоценозах можна віднести солянку східну (*Salsola orientalis*), камфоросми Лессінга (*Camphorosma lessingii*), клімакоптеру повстяну (*Climacoptera lanata*), солерос (*Salicornia europaea*), полин солончаковий (*Artemisia halophila*).

Експлеренти (R-види) мають низьку конкурентну потужність, але зате здатні дуже швидко захоплювати вивільнювані території. Вони, по суті, заповнюють проміжки в часі і в просторі між віолентами. До цього типу життєвої стратегії можна віднести стоколос покрівельний (*Bromus tectorum*), мортук східний (*Eremopyrum orientale*), стрігозеллу великоквіткову (*Strigosella grandiflora*), пажитник великоквітковий (*Trigonella grandiflora*) та ін.

Рослини лісостепової зони найчастіше представлені групою видів, що поєднують віолентні і патієнтні властивості. Настільки ж характерні і види з переважанням патієнтних властивостей. Достатня пластичність видів кормових напівчагарників і багаторічних трав, відібраних в результаті інтродукційно-селекційної роботи, дозволяє при формуванні стійких пасовищних екосистем посилювати будь-яку з ознак - віолентність, патієнтність або експлерентність. Звідси випливає висновок, що має важливе значення для практики: якщо ми висуваємо в якості основної мети при відновленні пасовищних екосистем в лісостеповій зоні досягнення високої продуктивності і стійкості, то повинні домогтися оптимізованого фітоценотичного балансу, при якому забезпечується максимальна реалізація потенціалу різних типів адаптивної стратегії. Шлях до цього лежить через посилення диференціації екологічних ніш видів і використання при формуванні пасовищних угруповань взаємодоповнюючих ознак і властивостей рослин.

Властивості віолентності належить основна роль в забезпеченні високої продуктивності і підтримки стабільності в рослинній спільноті. Тому для екологічної реставрації порушених пасовищних екосистем треба, в першу чергу, відбирати види рослин, що проявляють віолентні властивості. У той же час види і екотипи рослин, що відносяться до патієнтної групи, не менш важливі в процесі створення екологічно сталих угруповань. Абсолютно зрозуміло, що специфічні місцезростання в степових районах (наприклад, солончаки, солонці, такири) можуть бути освоєні під пасовищні екосистеми тільки за допомогою кормових рослин патієнтного типу адаптивної стратегії. Рослини, що володіють властивостями експлерентності (наприклад, ефемери і інші однорічники), можуть бути використані при створенні багаторічних пасовищ в якості видів, які доповнюють напівчагарники і багаторічні трави шляхом ярусного, сезонного і сукцесійного заміщення в період від посіву до утворення повноцінних зімкнутих травостоїв, і при формуванні мозаїчних пасовищних екосистем.

3.4. Принцип диференціації екологічних ніш і взаємної доповнюваності видів у фітоценозах

Диференціація екологічних ніш в процесі екологічної реставрації деградованих пасовищних екосистем досягається за рахунок суміщення видів рослин з різним типом розподілу органів (коренів, пагонів тощо) в ґрунті і над поверхнею землі, з різною потребою в елементах мінерального живлення і в

освітленні, з різною здатністю засвоєння важкодоступних форм ґрунтової вологи, фосфору і калію, з різною ритмікою сезонного розвитку.

У наших роботах було експериментально обґрунтовано положення про те, що більш повне освоєння та інтенсифікація використання ресурсів середовища досягаються в тих пасовищних екосистемах, які змодельовані за типом зональних біогеоценозів і складаються з суміші екологічно і біологічно відмінних трав. Саме в таких пасовищних екосистемах найбільш повно реалізується принцип взаємної доповнюваності видів кормових рослин на основі диференціації екологічних ніш.

Загальна продуктивність пасовищної екосистеми визначається не тільки індивідуальним адаптивним потенціалом рослинних організмів, але, більшою мірою, адаптивним потенціалом екосистеми в цілому. А він формується в результаті взаємодії сортів, екотипів, видів і життєвих форм кормових рослин, що входять до складу даної екосистеми. Звідси при визначенні напрямку і методів екологічної реставрації найважливішим завданням є вивчення механізму взаємодії життєвих форм, видів, екотипів, сортів кормових рослин при спільному їх виростанні.

4. ГЕОБОТАНІЧНІ, ЕКОЛОГІЧНІ ТА ХІМІЧНІ МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЛУЧНИХ ФІТОЦЕНОЗІВ

В якості основної таксономічної одиниці прийнята асоціація, яка виділяється за спільністю складу домінуючих і содомінуючих видів, за флористичним ядром пов'язаних видів і розглядається в якості одиниці нижчого рангу. Асоціація об'єднує ділянки рослинного покриву з одними і тими ж видами пануючого ярусу, загальним набором характерних видів і однією і тією ж успішною тенденцією [2].

Для оцінки кількісного багатства особин окремих видів існує ряд шкал, з яких найбільшого поширення має окомірна шкала Друде [35]. При цьому методі зазвичай береться до уваги не тільки чисельність виду, але і ступінь покриття ним поверхні. Оцінка за Друде проводиться окремо для кожної групи видів рослин, схожих за розмірами. У цій шкалі ступінь рясності того чи іншого виду позначається балами (словами або цифрами) [122]. Шкала Друде представлена в таблиці 1.

Таблиця 1

Шкала оцінки рясності видів за Друде

За Друде	За шестибальної системи	
	цифрової	словесної
Socialis (soc)	6	Рослини рясні, утворюють фон, зникаються
Copiosus (cop ³)	5	Рослин дуже багато
Copiosus (cop ²)	4	Рослин багато, розкидані
Copiosus (cop ¹)	3	Зрідка
Sparsae (sp)	2	Рослини в невеликих кількостях, вкраплення
Solitariae (sol)	1	Рослини поодинокі
Unicum (un)	+	Зустрічаються поодинокі екземпляри

Геоботанічні майданчики розміром 1 м² закладаються випадковим методом [19], а також методом трансект [1], комбінуючи випадковий і систематичний відбір.

Для екологічного аналізу флори зазвичай застосовують класифікацію екоморф (гідроморф і геліоморф). Класифікація заснована на типах відносин рослин до водного режиму ґрунтів для гідроморф і типах відносини рослин до сонячного освітлення - геліоморф. При виділенні життєвих форм рослин використовувалися найбільш відомі біоморфологічні класифікації Х. Раункієра [154] і І.Г. Серебрякова [101].

Для проведення хімічного аналізу на вміст забруднюючих речовин відбираються зразки ґрунтів. Відбір проб ґрунту, їх зберігання, транспортування та підготовка до аналізу здійснюються відповідно до ГОСТ 17.4.4.02-84 «Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб почвы для химического, бактериологического и гельминтологического анализа» [1984]. Вміст важких металів і фенолів в зразках ґрунтів визнається згідно М-МВИ-80-2008 [78]. Вимірювання проводились на атомно-емісійному спектрометрі з індуктивно-зв'язаною плазмою іСАР 6500 (Thermo Scientific, USA) для важких металів і на спектрофотометрі UV-2401 PC - для фенолів. Визначення рН ґрунтових зразків проводиться за допомогою рН-метра «Експерт-001».

5. ОСНОВНІ ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ МЕТОДИ ВІДНОВНОЇ ДИНАМІКИ ТА ГОРИЗОНТАЛЬНОЇ СТРУКТУРИ ТРАВ'ЯНИХ ФІТОЦЕНОЗІВ, РОЗМІЩЕНИХ НА СКЛАДНОМУ РЕЛЬЄФІ

На основі перерахованих принципів розроблені ефективні методи екологічної реставрації порушених лучних угідь. Їх економічна, екологічна ефективність і господарська доцільність доведені в численних польових стаціонарах, апробованих у ряді господарств правобережного Лісостепу. При екологічній реставрації деградованих земель можна конструювати різні типи пасовищ, оптимізованих за продуктивністю, структурно-функціональною організацією та стійкістю. Це досягається за рахунок поєднання різних зонально-типових доміантних видів і життєвих форм кормових рослин, що відносяться до різних типів адаптивної стратегії. Конструкції подібних пасовищних екосистем являють собою полідомінантні угруповання в поєднанні з віолентними і патієнтними чагарниками, напівчагарниками, ксерофільними багаторічними травами і експлерентними однорічними травами (за рахунок банку насіння).

Останнім часом почали інтенсивно вивчатися популяційні стратегії гірських рослин (Del Moral, 1983, 1985; Del Moral *et al.*, 1985; Schimpf, Baum, 1983; Urbanska, 1984; Grabherr *et al.*, 1987). В районі Беррокаль-де-ла-Еспінера (Іспанія) досліджували видове різноманіття рослинних угруповань за градієнтом глибини ґрунту (Puerto, Gomes, 1978). Застосовуються різні індекси різноманітності (інформаційний показник Шеннона - Вівера, вирівняність по Е. Пелу, загальна кількість видів). Описи проведені на 3 трансектах (перша

трансекта "розбита" на 4 відрізки, друга - на 2, третя - на 3); розмір облікових майданчиків - 10x10 см. На 216 описах зареєстровано 66 видів рослин. Проведено дослідження зміни показників різноманітності при зміні уздовж градієнта глибини ґрунту. Зроблено висновок про можливість впливу на різноманітність топографічних ефектів, пов'язаних з різними умовами зволоження. Для кожного відрізка трансекти побудовані криві участі видів в травостоях.

На звільненому в наслідок порушення рослинного покриву просторі приживається, як правило, досить вузьке коло адаптованих видів. В екстремальних умовах навколишнього середовища насіннєве розмноження часто відіграє менш значну роль в порівнянні з вегетативним (Billings, 1974; Eriksson, 1992). F.R. Tschurt (1992) підкреслює значення для регенерації альпійських рослин часу ушкодження - пори року і стадії життєвого циклу особини (наприклад, сім'ядольні листя не відновлюються; здатність до регенерації в певному віці втрачається; коренева система деяких альпійських рослин регенерує найкраще навесні, а найгірше влітку тощо). Це особливо важливо для маленьких популяцій і популяцій з швидким проходженням життєвого циклу. Автор зазначає, що багато альпійських видів при пошкодженні нарощують велику біомасу, ніж була до того.

На думку ряду дослідників альпійських і високоширотних рослинних угруповань, механізм їх демутації може бути пояснений за допомогою моделі толерантності J.N. Connell і R.O. Slatyer (1977). Так, K. Zobel *et al.* (1997) спостерігали за відновленням ділянки субарктичної луки у фінській Лапландії, з якої були штучно вилучені всі багаторічні рослини, а також лишайниковий покрив для полегшення проростання насіння з ґрунтового банку. Більшість видів, характерних для пізніх стадій сукцесії, спочатку були присутні на експериментальній ділянці. Було відзначено лише кілька видів, які були відсутні в навколишній непорушеній рослинності.

Роль видів різних стадій сукцесії на альпійських луках центральних Гімалаїв і Індії показана в роботі Н.С. Rikhari *et al.* (1993). У двох типах високогірних травостоїв (з домінуванням *Trachydium roylei* і *Danthonia cachemiriana*) в інтервалі абсолютних висот від 3100 до 3750 м були вивчені різновікові (від 0 до 40 років) стійбища худоби. На кожній з 24 досліджених ділянок було закладено по 20 облікових майданчиків розміром 50x50 см. Види рослин були розділені на 4 категорії - високі трави (вище 30 см); низькі трави (менше 30 см); щільнокущові і сланкі трави; злаки і осоки. Для всіх видів вимірювали проективне покриття і надземну біомасу; була підрахована кількість видів на одиницю площі (флористична насиченість). Був проведений кореляційний аналіз між віком стійбища, проективним покриттям видів, загальною кількістю пагонів і їх біомасою. У піонерній стадії домінували високі трави (*Rumex nepalensis*, *Cirsium wallichii*), але в середній частині вікового градієнта (12-22 року) їх участь значно знижується і поступово сходить нанівець, а домінантами стають низькі й ґрунтопокривні трави - *Plantago major*, *Polygonum filicaule* і *Trachydium roylei*. На стійбищах старше 23 років поряд з *Trachydium roylei* помітно збільшується покриття *Potentilla*

nepalensis і *Geum elatum*, а також *Danthonia cachemiriana* зі злаків і *Carex alpina* з осок. В цілому простежується чітка тенденція: з віком стійбищ розміри рослин і загальна біомаса зменшуються, а кількість пагонів на одиницю площі і флористична насиченість зростають. У міру впровадження видів різних форм росту ускладнюється структура біомаси травостою.

Можна резюмувати, що внаслідок локальних порушень високогірної рослинності тип угруповання, як правило, не змінюється. В силу суворих умов середовища відновлення відбувається повільно. В процесі демутації бере участь вузький набір адаптованих видів, майже немає видів, які не зустрічаються в навколишній непорушеній рослинності.

Для вивчення змін, що відбуваються в складі і структурі порушеної рослинності на схилових землях необхідні довготривалі спостереження при постійному порівнянні з контрольними ділянками. Найчастіше для аналізу швидкості демутації використовуються показники загального проективного покриття та флористичного багатства, це ж стосується і для оцінки участі окремих видів. Більш точний, хоча і більш трудомісткий спосіб - підрахунок чисельності пагонів з диференціацією їх за спектром вікових станів. Застосування цього методу обліку дозволяє адекватно виявити роль видів різних популяційних стратегій в процесі відновлення порушеної рослинності схилів.

5.1. Відновлення та реабілітація деградованих екосистем і відновлення видів, що знаходяться в загрозовому становищі / небезпеці

Цілісність екосистем крутих гірських схилів і високогірних ландшафтів в великій мірі залежить від підтримки належного ґрунтового покриву і стабільності, що залежать в свою чергу від густоти рослинного покриву і застосування належних відповідних методів управління [139]. Через високий ступінь уразливості тендітних гірських екосистем до деградації, їх відновлювальні здатності, необхідні для відновлення основних функціональних особливостей після порушень, надзвичайно низькі, особливо у високогірних районах. Відновлення та реабілітація являють собою два основні підходи до нейтралізації деградування екосистем. Ключовими елементами відновлення і реабілітації екосистем є відновлення традиційних методів управління, зменшення навантаження, що викликає деградацію, боротьба з інвазійними чужорідними видами і цілеспрямовані заходи, що ведуть до відновлення середовища існування [117].

Проводиться багато заходів з метою відновлення екологічних функцій деградованих гірських екосистем. Наприклад, відновлення місцевої рослинності на території торфовищ, на якій ведуться розробки корисних копалин [121], і реінтродукції зниклих видів місцевих ссавців, таких як снігові барани, здійснюються в Скелястих горах на території Сполучених Штатів [160]. У Норвегії проводяться випробування видів для оцінки їх придатності при відновленні деградованих гірських земель [130], а в Гімалаях також практикується застосування підходів з активною участю громадськості в

роботі по відновленню екосистем в деградованих районах [141]. Збір вихідної інформації про придатність видів та валідація протоколів для відновлювальних цілей проводяться в гірських районах Південної Африки [133] і Середземномор'я [120]. В цілі національної стратегії Австрії щодо збереження біорізноманіття безпосередньо розглядаються питання біорізноманіття гірських районів в рамках закликів до відновлення популяції видів тварин альпійських районів, що знаходяться в загрозовому становищі. У Колумбії здійснюються в даний час проекти з оцінки стану популяцій і потреб в розробці планів по відновленню видів хребетних тварин, що знаходяться в загрозовому становищі.

Як зазначено в статті 9 Конвенції про біологічне різноманіття [134], заходи по збереженню *ex-situ* доповнюють заходи, що вживаються для відновлення і реабілітації видів, перебувають під загрозою і для їхньої реінтродукції у місця природного проживання за відповідних умов. Гірські екосистеми є базами генів сільськогосподарських культур і там зароджується велика частина їх генетичного різноманіття. За допомогою проведення дослідження комплексного управління природними ресурсами Міжнародний центр картоплі та інші центри майбутніх врожаїв, що входять до Загальносистемної програми з генетичних ресурсів Консультативної групи з міжнародних досліджень в галузі сільського господарства, сприяють відновленню і реабілітації генетичних ресурсів рослин шляхом реалізації заходів, пов'язаних із збереженням *in-situ* і *ex-situ*. При проведенні даної роботи застосовується підхід за активної участі громадськості у відповідності до положень Міжнародного проекту в області генетичних ресурсів рослин для виробництва продуктів харчування і ведення сільського господарства. Колекції зародкової плазми Загальносистемної програми з генетичних ресурсів доручені від імені міжнародної спільноти міжурядовому органу Продовольчої і сільськогосподарської організації Об'єднаних Націй (ФАО) [172].

5.2. Контроль за інвазійними чужорідними видами

У своїх тематичних доповідях про гірські екосистеми деякі країни (Канада, Польща, Південна Африка) вказали, що інвазійні чужорідні види є однією з основних причин деградації і втрати біорізноманіття гірських екосистем. На шостому засіданні Конференція Сторін прийняла в рішенні VI / 23 керівні принципи щодо здійснення статті 8 h) Конвенції, в якій йдеться про запобігання інтродукції чужорідних видів, які загрожують екосистемам, місцям помешкання або видам, боротьбі з ними і їх знищення. В рамках Глобальної програми з інвазійних видів (ГПІВ) була видана брошура з набором інструментальних засобів, що стосуються застосування передових методів запобігання інтродукції інвазійних чужорідних видів та контролю за ними (UNEP / CBD / SBSTTA / 6 / INF / 10). Були також опубліковані і інші керівні принципи і посібники з описом найефективніших засобів контролю за інвазивними чужорідними видами [171].

У керівних принципах і також в керівних вказівках МСОП [134] зізнається, що проблема інвазійних видів може носити особливо гострий характер на території островів і в інших екосистемах з ізольованим еволюційним розвитком, таких як гірські вершини і гірські озера. МСОП також дав вказівки щодо розробки організаційно-правової структури для боротьби з чужорідними інвазійними видами, а також для розгляду правових і організаційних наслідків їх інтродукції та боротьби з ними (UNEP / CBD / SBSTTA / 6 / INF / 8).

5.3. Варіанти сталого розвитку туризму і сталого використання

Неконтрольований туризм може чинити сильний вплив на тендітне гірське середовище, від впливу на рослинність і фауну до засмічення території. Хоча можна привести безліч прикладів нестійкого розвитку туризму в гірських районах, країни всюди в світі розвивають туристичну галузь або починають виявляти цікавість до її розвитку в якості засобу для сталого використання біорізноманіття, збереження культурних цінностей і підвищення рівня життя сільського населення. В рамках програми ПРООН-ЮНЕП-Світового банку по наданню підтримки планування діяльності, пов'язаної із збереженням біорізноманіття, надається допомога розробникам національної діяльності по збереженню біорізноманіття та проводиться дослідження, метою якого є введення в туристичну галузь передових методів врахування аспектів збереження біорізноманіття. У нього включені тематичні дослідження, що проводилися в гірських країнах, і в тому числі в Канаді, Казахстані, Мексиці, Перу і Чилі.

У деяких випадках працівників служби охорони природи вдавалося вмовити і вони дозволяли здійснювати туристичні проекти в охоронюваних гірських районах. В результаті з'явився, наприклад, Європейський статут розвитку сталого туризму в охоронюваних районах. Цей статут повинен допомагати постачальникам туристичних послуг і організаторам туристичних поїздок забезпечувати стійке управління туристичною галуззю. Як тільки сторони добровільно приєднуються до Статуту, вони беруть на себе зобов'язання забезпечувати дотримання принципів сталого туризму. На поточний момент Статут підписало 18 національних і природних парків, чимало з яких розташовані в гірській місцевості, і в їх число входять Національний парк Хое Тауерн в Австрії та Національні морські парки Абрुцці і Альпі в Італії.

Конвенція про захист Альп також надає правову структуру для вирішення питань, пов'язаних з туризмом в високогірних районах сторін. Гірський туризм в охоронюваних районах повинен, однак, безпосередньо сприяти збереженню природи і приносити користь місцевому населенню. У різкому протиріччі з цим знаходиться положення в горах Азії і Африки, де велика частина доходів витрачається в інших місцях, а для обслуговування парку не забезпечується адекватного фінансування.

У тематичних доповідях про гірські екосистеми Європейський союз, Канада, Перу та Швейцарія представили інформацію про свої керівні принципи і передові методи розвитку сталого туризму. Існує необхідність в проведенні довгострокових оцінок впливу туризму на біорізноманіття гірських районів і на культурне розмаїття. Деякі країни вказали в своїх тематичних доповідях, що вони проводять або провели певні оцінки біорізноманіття гірських районів на генетичному рівні (Австрія, Швейцарія), на видовому рівні (види-індикатори в Польщі, і лікарські рослини в Алжирі), а також в ландшафтному масштабі (Швейцарія). Європейське співтовариство шляхом організації мережі ПРИРОДА 2000 забезпечить включення в неї екологічних оцінок гірських екосистем.

У тематичних доповідях наводиться опис оцінок уразливості або крихкості гірських екосистем, проведених або на місцях, або за посередництвом міжнародно визнаних механізмів, таких як Червоні списки МСОП, Глобальна таксономічна ініціатива і міжнародне обстеження птахів, що проводиться Товариством Одюбона. Європейська екологічна оцінка надає детальну інформацію про біорізноманіття гірських місцепроживань і про існуючі чинники загрози гірським угрупованням і екосистемам (активізація туристичної діяльності, зміна видів землекористування, глобальна зміна клімату).

Майже всі країни, які представили тематичні доповіді, вказали, що вони планують або вже проводять оцінки прямих і непрямих причин деградації екосистем в гірських умовах. Необхідно провести додаткову роботу з вироблення соціально-економічних критеріїв та індикаторів втрати і деградації біорізноманіття гірських районів для надання сприяння подальшому проведенню оцінок і документування тенденцій в області біорізноманіття гірських районів, і особливо в тропіках.

Існує кілька глобальних ініціатив з проведення моніторингу та оцінки гірських екосистем. Глобальна оцінка біорізноманіття гірських районів ДІВЕРСИТАС є науково-дослідницькою мережею, метою якої є узагальнення знань про біологічне багатство і функції всіх основних гірських районів світу і тенденцій, що відбуваються в них. В рамках Глобальної ініціативи по дослідженню методом спостереження в навколишньому середовищі Альп створюється мережа довгострокових спостережень для виявлення впливу зміни клімату на біоту гір в глобальному масштабі. Коло повноважень Ініціативи по вивченню гір, здійснюваної в рамках Міжнародної геобіосферної програми, включає проведення довгострокового моніторингу, вивчення процесів і питання комплексного моделювання і стійкості. В даний час розробляється ще одна ініціатива по вивченню впливу глобальних змін на гірське середовище з використанням біосферних заповідників ЮНЕСКО.

Університет ООН в партнерстві з університетом Берна розробляє за посередництвом робочої групи комплексну програму сталого розвитку гірських районів. Однією з її цілей є сприяння більш глибокому розумінню стану різних гірських систем в зв'язку з подіями глобальними змінами, тиску, які зазнають ці гори, включаючи наслідки такого тиску на різні ресурси

(людські, природні, економічні), і реагування різних соціальних груп і гірських спільнот на навантаження. У рішенні VI / 7 А Конференція Сторін схвалила керівні принципи щодо включення тематики біорізноманіття в законодавства і / або процеси, що регулюють проведення оцінки екологічних наслідків, і в стратегічну екологічну оцінку та настійно закликала Сторони, інші уряди і організації застосовувати їх.

На регіональному рівні Європейське співтовариство здійснює ряд оцінок і проектів з моніторингу: Молар (програма наукових досліджень гірських озер) і ЕКОМОНТ (вивчення екологічного впливу зміни видів землекористування в наземних гірських екосистемах Європи). В Андах за сприяння Консорціуму за сталий розвиток Андського екорегіону розробляються докладні карти з включенням в них даних соціально-екологічних оглядів і аналізу гідрологічної ситуації в відібраних Андських країнах. Урядові та неурядові установи використовують ці карти в якості одного з основних інструментів планування землекористування та водокористування.

6. ТЕОРЕТИЧНІ ПОЛОЖЕННЯ ПРО ДЕМУТАЦІЙНУ ДИНАМІКУ ТРАВ'ЯНИХ ФІТОЦЕНОЗІВ

Демутаційна, або відновна, динаміка - це зміни, що відбуваються в фітоценозах після будь-яких екзо- або ендегенних порушень рослинного покриву. В результаті порушень виникають джерела доступних ресурсів для особин, що вижили і нових колоністів (Glenn-Lewin, van der Maarel, 1992). Таким чином, впливаючи на умови співіснування рослин, різні типи порушень мають велике значення для підтримки видового різноманіття фітоценозів (Grime, 1977, 1979; White, 1979; Pickett, 1980; Sousa, 1984; Denslow, 1985; van der Maarel, 1993).

З пов'язаних із порушеннями механізмів підтримки видового різноманіття широкого поширення набули концепції регенераційної ніші і альтернативних стратегій життєвого циклу (популяційних, еколого-фітоценотичних стратегій). Згідно із запропонованою Р. Grubb (1977) концепції регенераційної ніші, можливе успішне співіснування видів, що мають подібні екологічні потреби зростання, але істотно розрізняються за умовами приживання в ювенільному віці. Дослідники лісових угруповань вважають найважливішим фактором їх організації різномасштабних мозаїчних порушень, що дозволяє кожному виду дерев знаходити оптимальні умови для відновлення (Річардс, 1961, Коротков, 1991; Східноєвропейські ..., 1994).

Концепція еколого-фітоценотичних стратегій, що бере початок з робіт Л.Г. Раменського (1924,1938), отримала подальший розвиток в працях ряду дослідників (Grime, 1977, 1979; Миркин, 1983; Работнов, 1985; Ценопопуляції рослин, 1988, Романовський, 1989). Т.А. Работнов (1983) визначає життєву стратегію як "сукупність пристосувань, що забезпечують виду можливість жити з іншими організмами і займати певне положення в відповідних біоценозах". До таких пристроїв відносяться: тривалість життя, життєва форма, швидкість росту при різному рівні забезпеченості ресурсами,

максимальна висота, здатність переносити затінення, спосіб розмноження, плодючість, здатність колонізувати простір, що звільнився завдяки вегетативній рухливості або поширенню насіння та ін. (Drury, 1994). Т.А. Работнов (1985) зазначає, що основні стратегії характеризують напрями добору і проявляються у вигляді комплексу адаптацій, тому доцільно розглядати більшу чи меншу (по відношенню до інших видів, популяцій, рас і т. п.) ступінь прояву експлерентності, патіентності або віолентності [97, 98, 79].

Глибина ґрунту відноситься до одного з важливих екологічних факторів. Західні автори при описі прикладів демутації після локальних порушень, в ході яких спостерігається зміна домінантних видів, часто вживають терміни "відновна сукцесія" ("revegetation succession") або "мікросукцесія" ("microsuccession"), хоча тип рослинності при цьому не змінюється. Ми дотримуємося визначення сукцесії, даного Т.А. Работновим (1983): "... незворотний, спрямований процес змін рослинного покриву, виявляється в зміні одного фітоценозу іншими". Спеціальна класифікація сукцесій була розроблена В.Н. Сукачевим (1954). Т.А. Работнов (1993) пише, що "зміни, пов'язані з відновленням рослинності на порушених місцях, можна розглядати як внутрішні сукцесії фітоценозу. Від типових сукцесій вони відрізняються тим, що відбуваються на незначних за площею ділянках в оточенні і під впливом непорушеної рослинності" [104, 97].

За механізмами сукцесій найбільш відомою є робота J.N. Connell і R.O. Slatyer (1977), які запропонували три моделі можливих механізмів сукцесії. Модель стимуляції передбачає, що види кожної стадії сукцесії покращують умови середовища для настання наступної (відповідає уявленням Ф. Клементса).

Модель толерантності передбачає, що види, які першими заселили простір, істотно не поліпшують і не погіршують середовище, але в умовах зімкнутих угруповань більш тіньовитривалі і конкурентоспроможні види наступних стадій витісняють перших поселенців.

Відповідно до моделі інгібування, піонерні види конкурентно стримують наступ видів більш пізніх стадій, але, будучи більш схильні до впливу шкідників і хвороб, рано чи пізно змінюються видами більш пізніх стадій.

Основні параметри процесу демутації - напрямок і швидкість. К. Prach *et al.* (1993) пропонують оцінювати швидкість сукцесії за допомогою індексів подібності – різниці у видовому складі, порівнюючи описи, зроблені на постійних площадках через певний проміжок часу. S. Tsuyuzaki (1991) виражає швидкість зміни видів через відношення суми їх кількості, що з'явилися і зникли з спостережуваних майданчиків в даному році в порівнянні з минулим (або з початковим роком спостережень) до загальної кількості зареєстрованих в даному році на всіх майданчиках видів. Т. Czaran і S. Bartha (1992) пропонують визначати швидкість сукцесії методом обчислення Евклідової відстані між обраними тимчасовими зрізами за показником середнього проективного покриття видів на постійних ділянках.

Напрямок та швидкість процесу відновлення порушеної рослинності залежать від фізико-географічних умов, типу біогеоценозу, типу порушення, його масштабу, інтенсивності та періодичності (Glenn-Lewin, van der Maarel, 1992).

Фізико-географічні умови. Найбільш інтенсивний вплив кліматичних умов на хід сукцесії характерний для арктичних і високогірних екосистем (Bliss, 1962; Тишков і ін., 1986; Bilings, 1987; Zobel et al., 1997). У несприятливий рік відновлення може змінюватися регресією. Виживання видів залежить від ступеня їх стійкості до стресу. У зв'язку з цим період зміни видового складу угруповання може бути розтягнутий на невизначений термін порядку тисячоліть. В противагу цьому в максимально сприятливих умовах, наприклад, у водних екосистемах, період такої зміни - декілька днів або навіть годин (Svoboda, Henry, 1987).

Крім загального клімату, має значення фактор родючості ґрунту - на багатих ґрунтах швидкість сукцесії вища, ніж на бідних (Prach et al., 1993). S. Tsuyuzaki (1991), який спостерігав за відновленням рослинності після виверження вулкана на острові Хоккайдо, підкреслює, що через нестабільність ґрунтової товщі домінантами найімовірніше можуть стати рослини з добре розвиненою кореневою системою.

Тип біогеоценозу відіграє істотну роль у визначенні особливостей сукцесії. У лісових екосистемах виділяється зазвичай 4-5 стадій процесу, в інших - 2-3 (Тишков і ін., 1986). У тундрових насадженнях відновлювальні процеси характеризуються незмінною міграцією, повільним періодичним заселенням, повільним перетворенням біотопу живими організмами, швидкою стабілізацією. Тип рослинності при цьому не змінюється (Макмагон, 1982).

Тип порушення. Порушення рослинного та ґрунтового покриву можуть бути викликані найрізноманітнішими причинами: зоо- і антропогенним впливом, пожежею, затопленням, буреломом, вітроломом тощо. У трав'яних екосистемах часто зустрічаються зоогенні порушення (Watt, 1971; Collins, Barber, 1985; Parish, Turkington, 1990). У працях Spatz і Mueller-Donbois, Pratt, Hobbs (Василевич, 1993) на основі спостережень на ділянках зоогенних порушень рослинного покриву було показано, що при їх заростанні перевагу мають види, насіння яких можуть поширюватися на відносно велику відстань. У субальпійських, альпійських і арктичних широтах діяльність дрібних тварин - землерийок призводить до мозаїчності рослинного покриву, змін флористичного складу і сприяє підвищенню флористичного розмаїття (Chambers, 1993).

Масштаб порушення. Від розміру пошкодженої ділянки багато в чому залежить, які види займуть простір, що звільнився. Маленьке «вікно» має велике відношення периметра до площі, що може істотно вплинути на демутації (Veblen, 1992). H.R. Blanford (1929), Річардс, (1961), досліджуючи вічнозелений ліс Малаккського півострова, встановили, що найкраще відновлення домінантів відбувається у вікнах не більше 20 футів (близько 6 м) в поперечнику; в більших вікнах відновлення домінантів в центрі не спостерігалось. За даними JM Bullock et al., (1995) в трав'яних спільнотах

маленькі (менше 5 м) "вікна" заселяються переважно за рахунок колоніальної експансії оточуючих рослин, тоді як в "вікнах" площею понад 7 м² найімовірніше насінневе поновлення, причому частка колоністів генеративного походження зростає в міру віддалення від краю "вікна".

S.L. Collins і S.C. Barber (1985) на підставі досліджень, проведених в північноамериканській високо-травній прерії, прийшли до висновку, що порушення на маленькій площі не розхитує динамічну рівновагу настільки, щоб туди могли потрапити види-колоністи, а порушення на великій площі надає згубний вплив на всі види за винятком кількох толерантних.

S.L. Collins (1989) в тій же прерії спостерігав за відновленням рослинності на порушених ділянках розміром 0,2 м. Він прийшов до наступних висновків: по-перше, дрібномасштабні порушення ґрунтового покриву сприяють підвищенню видового багатства і різноманітності трав'яної рослинності; по-друге, перемішування поверхневих і глибинних шарів ґрунту призводить до зменшення насінневого банку, але підвищує локальне видове різноманіття в трав'яних спільнотах (Glenn *et al.*, 1992); по-третє, порушена ділянка зазвичай колонізується оточуючими його рослинами за рахунок поширення насіння або вегетативним способом; по-четверте, ефект порушення ґрунтового покриву зазвичай короткостроковий навіть при сильному впливі.

Так, показники видового багатства, флористичної насиченості і загального проективного покриття на порушених майданчиках достовірно не відрізнялися від таких на контрольних майданчиках вже на другий рік. Автор наводить також дані про відновлення злаків в національному парку Серенгеті в Танзанії впродовж одного-трьох років. S.L. Collins (1989) резюмує, що викликана такими порушеннями мікро-сукцесія протікає швидко. Все ж дрібномасштабні порушення ґрунтового покриву створюють недовговічні мікро ніші для короткоживучих видів у співтоваристві, в якому домінують багаторічні трави.

Від інтенсивності порушення залежить вихідний видовий склад, тому що якісь види можуть зберегтися краще, інші - гірше, а треті - зовсім зникнути. Відповідно до принципу Еглер (Egler, 1954), в початковій стадії відновної сукцесії вже представлений основний набір видів. J.N. Connell і R.O. Slatyer (1977) вважають, що звільнений в результаті сильного порушення простір може бути колонізований, з одного боку, тими, що оточують його дорослими особинами присутніх в складі групи видів (за рахунок діаспор або вегетативної рухливості), а з іншого - занесенням діаспорами видів ранніх стадій сукцесії. Останні, однак, під впливом дорослих рослин з непорушеного оточення розвиваються і затримуються на порушеній ділянці набагато повільніше, ніж за відсутності такої конкуренції. В результаті слабого порушення на малій площі місце буде заповнено за рахунок розростання оточуючих дорослих особин і (або) сходів видів більш пізніх стадій (з насіння, що знаходилося в ґрунті у стані спокою або проростків за сприятливих умов проростання). У північноамериканських преріях найбільше флористичне багатство спостерігалось на ділянках з помірними порушеннями, викликаними різними причинами (Collins, Barber, 1985).

Періодичність порушення. Важливо, який характер носить порушення - разовий або повторюваний. Так, найбільш глибокі зміни відбуваються (особливо за антропогенного впливу), якщо періодичність викликана порушення фактором менша періоду відновлення біоти (Тишков і ін., 1986). Наприклад, структура вересових пустищ в Шотландії залежить від випалювання: якщо періодичність пожеж менше 10 років - домінує *Eriophorum vaginatum*, а при періодичності 20 років - *Calluna vulgaris* (Keatinge, 1975; див. Miles, 1979).

Отже, можна зробити висновок, що напрямок і темпи змін порушеної рослинності залежать, головним чином, від масштабів та інтенсивності порушення. Ці чинники багато в чому визначають початковий видовий склад, чисельність і розміщення особин, що вижили, ступінь збереження ґрунтового банку насіння тощо. Подальший хід процесу в значній мірі залежить від кліматичних умов, типу біогеоценозу, відсутності повторних порушень і від властивості присутніх видів, що виражаються в суцесійних стратегіях.

7. ВПЛИВ ОРГАНІЧНОЇ СИСТЕМИ УДОБРЕННЯ НА ФОРМУВАННЯ ФІТОЦЕНОЗІВ ЗА ЕКОЛОГІЧНОЇ РЕКОНСТРУКЦІЇ ВИРОДЖЕНИХ ЛУЧНИХ УГІДЬ

Найбільш значним і універсальним заходом підвищення продуктивності багаторічних лучних трав є удобрення, особливо в поєднанні з поливом. Це підтверджується даними вітчизняної і зарубіжної науки, узагальнені в роботах багатьох дослідників: О.Г. Гааз [21], А. Вуазен [20]; І.В. А.О. Кутузова [66]; В.Д. Горб і ін. [27, 28, 29]; М.В. Куксін, Ф.М. Сухомлін, [61], Г.С. Кияк, [51]; М.В. Куксін, П.С. Макаренко, К.П. Ковтун, [60]; А.В. Боговін і ін. [6, 11].

Під дією добрив у рослинах підвищується вміст поживних речовин, особливо таких як білок, каротиноїди. В дослідях Всеросійського Інституту кормів ім. Вільямса, гній, внесений на фоні вапна, сприяв збільшенню вмісту в зеленій масі білка з 11,5 до 14,9%, розчинних вуглеводів з 6,3 до 7,9% з розрахунку на суху речовину, каротину з 8,8 до 20,4 кг/га. Так, за даними наукових установ Полтавської, Драбовської, Донецької дослідних станцій, внесення 20-36 т гною під люцерну, сприяло підвищенню врожаю сіна порівняно з контролем на 26,1-46,1%. Із гноєм в ґрунт надходять не тільки елементи живлення, але і багато корисних мікроорганізмів, які легко розкладають органічну речовину ґрунту.

З органічних добрив використовують компости, перепрілий гній, гноївку, рідкий гній. У лучних травах прикритих на зиму компостом, або добре перепрілим гноєм утворюються нові бічні пагони, які навесні добре розвиваються і ростуть. Органічні добрива забезпечують рослини протягом усього вегетаційного періоду азотом, а також калієм і фосфором і у невеликій кількості мікроелементами. Крім того, вони регулюють температуру ґрунту – захищають його взимку від сильних морозів, а влітку – від надмірного висихання.

Під впливом внесення гною посилюється діяльність дощових черв'яків, а також ґрунтових мікроорганізмів. З розвитком тукової промисловості органічні добрива на луках втрачають своє значення, як постачальників мінеральних речовин, тим більше, що вони, за виключенням компостів, незбалансовані за елементами живлення. Гній і гноївка мало забезпечені фосфором.

За даними Г.С.Кияка [51] та ін. найбільше значення гній має як біологічно активне добриво, з яким у ґрунт разом з поживним субстратом надходить велика кількість корисної мікрофлори, та як джерело гумінових речовин і мікроелементів. Різке підвищення біогенності ґрунту в результаті внесення гною і інших видів органічних добрив, відмічають і інші автори (Звягінцев Д.Г. [42], Ігловіков В.Г. [46]). Враховуючи, що дія гною і компостів краще проявляється при заорюванні, ніж при поверхневому внесенні, найбільш доцільно їх використовувати в процесі обробітку ґрунту перед залуженням.

Встановлено, що система добрив має суттєвий вплив на нітрогеназну активність бактерій ризосфери. При застосуванні окремо органічних і мінеральних добрив нітрогеназна активність нижча, ніж при сумісному їх застосуванні. Оскільки біологічна фіксація азоту – енергетичний процес, то органічне добриво є добрим енергетичним субстратом для розвитку гетеротрофних бактерій, в тому числі і діазотрофів. Крім того, органічне добриво виконує і інші функції, зокрема окисно-відновну, що сприяє функціонуванню нітрогеназного комплексу.

Особливо близьким по суті біологізації технологічних процесів відтворення родючості ґрунту є застосування сидератів. Сидерація – один з широко доступних, але мало використовуваних резервів комплексного і ефективного підвищення родючості ґрунту. Зелене добриво – комплексний агроприєм, який позитивно впливає на ґрунт, рослину і навколишнє середовище. Коренева система окремих бобових сидератів здатна поглинати із глибоких горизонтів ґрунту елементи живлення, недоступні для багатьох інших культурних рослин, забезпечуючи орний шар фосфором, кальцієм, магнієм і іншими елементами. Сидерати виконують важливу ґрунтозахисну роль – знижують водну, вітрову ерозію ґрунту і міграцію елементів живлення за межі кореневмісного шару, фітосанітарну роль – сприяють ефективній очистці полів від бур'янів, збудників хвороб, а також покращують агрохімічні, біологічні і фізіологічні властивості ґрунту.

Сидерати можна використовувати в якості проміжних культур і самотійних посівах - сидеральних парах. Проміжні культури використовуються як у якості зеленого добрива, так і кормових культур. У ФРН виключно в якості кормових культур використовують тільки турнепс і капусту кормову, а тільки в якості зеленого добрива люпини, фацелію, редьку олійну і гірчицю білу. Інші культури застосовують як на корм, так і на зелене добриво.

У ФРН використовують на зелене добриво біля 30 різних культур. Серед них і бобові – конюшини (лучна, повзуча, гібридна, інкарнатна, персидська,

олександрійська); зернобобові – люпини, серадела, вика озима і посівна, боби кормові, горох польовий; злакові – пажитниці (вужколиста, німецька, гібридна, однорічна); капустяні – ріпак ярий і озимий, редька олійна, гірчиця, суріпиця озима і яра, фацелія та інші. Широко використовуються сумішки і ріпаку (25 + 2 кг/га); пажитниці однорічної і конюшини олександрійської (20 + 15 кг/га); пажитниці однорічної і конюшини персидської (20 + 15 кг/га) пелюшки і бобів кормових (80 + 60 кг/га); вики ярої, пелюшки і ріпаку (40 + 50 + 2 кг/га) і інші. У Китаї більшість сидератів, що культивуються, належить до бобових, які в проміжних посівах займають майже 8 млн. га.

В залежності від кількості тепла, опадів, умов місцевості, кількості добрив і насіння в нашій країні можна висівати наступні сидерати: бобові – люпин багаторічний і однорічний, сераделу, буркун білий і жовтий, вику озиму і яру, люцерну, конюшину, еспарцет, сою; злакові – жито озиме, пажитницю; капустяні – ріпак озимий і ярий, суріпицю озиму і яру, редьку олійну, гірчицю білу; різні бобово-злакові сумішки, фацелію.

Проміжні культури можуть широко використовуватись як підсівні, післяукісні, пожнивні і озимі сидерати. Самостійні посіви сидератів порівняно із пожнивними застосовуються на невеликих площах, в основному на ґрунтах низької родючості. Підвищення родючості ґрунту залежить в основному від рівня застосування органічних, мінеральних і вапнякових добрив. До основних відноситься гумус. На жаль, не тільки в багатьох господарствах, а у регіонах країни через недостатню кількість органічних добрив не забезпечується просте відтворення гумусу у ґрунті. В цілому у землеробстві країни баланс гумусу у ґрунті негативний, що приводить до не доодержання великої кількості рослинної продукції.

Дослідженнями встановлено, що в ґрунті Вінницької області і в окремих районах суміжних областей за 100 років господарського використання запаси гумусу на глибині 0-30 см зменшились в середньому на 30%. Щорічний дефіцит балансу гумусу ґрунтів Вінницької області за 1980-1990 роки складав в середньому 400 кг/га для сірих лісових ґрунтів і 536 кг для чорноземних [3].

Особливо багато гумусу втрачається в ґрунтах чистих парів. В середньому абсолютні втрати гумусу на парових полях, де не вносять органічне добриво, досягає 1,5-2 т/га в рік. Одним із резервів підвищення родючості ґрунту є зелені добрива (сидерати). Цей агроприйом доступний кожному господарству, порівняно дешевий, але на жаль використовується поки не достатньо.

Зелене добриво – важливе джерело поповнення органічної речовини, а за рахунок бобових сидератів – і азоту ґрунту. Культури, які використовуються на зелене добриво, по-різному впливають на накопичення гумусу. Це залежить від того, заорюється надземна частина урожаю з кореневою системою, або тільки пожнивні і кореневі рештки.

Дослідженнями, проведеними на експериментальній базі Біл. НДІЗ “Усть”, показано, що заорювання всієї рослинної маси багаторічного люпину сприяло накопиченню гумусу і загального азоту у всіх шарах ґрунту [33].

Дослідження, проведені в Передураллі, показали високу дію люпину на зелене добриво не тільки на продуктивність сівозміни, але і на накопичення гумусу у ґрунті. В дослідних сівозмінах Сибірського науково-дослідного інституту сільського господарства в середньому за ротацію (пар чистий, пшениця, пшениця ячмінь) урожай зерна складав 32,3 ц/га з негативом балансу гумусу - 2,2 т/га, в зайнятому буркуновому парі – 36,4 + 0,04 т/га, а в сидеральному буркуновому парі – 41,7 + 0,32 т/га. [31, 50].

За кордоном проведені дослідження, які підтверджують важливе значення сидерації у підвищенні родючості ґрунту. В університеті м. Абердія (Швейцарія) в довготривалих дослідках встановлено, що вирощування сільськогосподарських культур без органічних добрив призвело до зниження вмісту ґрунтового вуглецю на 11,6% і азоту – на 9,9%, тоді як при застосуванні зеленого добрива зменшення вмісту даних елементів не спостерігалось [159].

Використання проміжних культур на зелене добриво може сприяти мобілізації із генетичних горизонтів ґрунту фосфору, калію, кальцію і магнію. Багато культур здатні засвоювати елементи живлення із важкодоступних сполук у ґрунті і при заорюванні збагачують орний шар рухомими їх формами.

За даними німецьких [140] і білоруських вчених [53], зелене добриво капустианих культур (ріпак і редька олійна) при звичайному обробітку ґрунту сприяло не тільки підвищенню урожаю зернових культур, але і накопиченню у ґрунті елементів живлення. Так, при звичайному обробітку ґрунту в орному шарі містилось без зеленого добрива – фосфору 7,8 мг на 100 г, калію – 17 і магнію – 5,6 мг на 100 г ґрунту, а по фоні, де заорювали зелене добриво – відповідно, 8,0, 18 і 15,7 мг на 100 г ґрунту.

Дослідами встановлено, що при заорюванні поживного зеленого добрива (гірчиці білої) в сівозміні, насиченій зерновими культурами, щорічний позитивний баланс азоту зростає на 2,8 кг/га (14,4%), а при сумісному заорюванні зеленої маси поживної гірчиці і соломи позитивний баланс азоту зростає на 28,0 кг/га (144%), фосфору на 2,5 кг/га (2,7%), калію – на 19,2 кг/га (57,1%). Вирощування поживного зеленого добрива сприяє не тільки покращенню балансу поживних речовин, але і зниженню втрат гумусу в спеціалізованій зерновій сівозміні. На важкосуглинистих чорноземах заорана чина на зелене добриво забезпечила, в умовах Молдови, підвищення біологічної активності і ефективної родючості ґрунту протягом шести років [75].

За узагальненими даними можна зробити певні висновки. Використання сидерації в інтенсивному землеробстві дозволяє:

- різко знизити водну і вітрову ерозію, до мінімуму скоротити втрати елементів живлення в глибоких шарах ґрунту в результаті обмеження міграції рухомих елементів;
- підвищити родючість ґрунтів (збільшити в орному шарі вміст гумусу, загального азоту, фосфору, калію, кальцію та інших елементів живлення); при вирощуванні бобових сидератів забезпечується накопичення в ґрунті 150-300 кг/га біологічного азоту;

- покращити водно-фізичні властивості ґрунту (знижує щільність, покращує структуру, загальну пористість, в т. ч. некапілярну, аерацію, вологоємність ґрунту, повітря - і водопроникність;
- активізувати біологічну активність ґрунту (збільшувати чисельність амоніфікаторів, актиноміцетів, бульбочкових бактерій, посилити ферментативну активність ґрунту);
- підвищити ефективність застосування фосфорно-калійних добрив і соломи злакових культур, які застосовують на добрива;
- виконують фітосанітарну роль;
- збільшити урожайність сільськогосподарських культур (з одиниці площі одержують велику кількість сільськогосподарської продукції при невеликих затратах).

Широке впровадження сидерації сприятиме переходу до ресурсозберігаючої системи землеробства, зниженню втрат непоновлюваних ресурсів (торфу, електроенергії, пального), більш широкому використанню поновлюваних ресурсів (накопиченню органічної речовини за рахунок біологічного азоту і мікробіологічної діяльності ґрунтових мікроорганізмів).

8. ПІДВИЩЕННЯ ПРОДУКЦІЙНОГО ПРОЦЕСУ ЗА РАХУНОК БІОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ

Із узагальнених досліджень вітчизняних і зарубіжних авторів: В.П. Патика [86, 85]; В.В. Волкогон, [18]; FAO - [172], велике значення має біологічний азот. Д.М. Прянішніков [89], відмічаючи важливість технічного і біологічного азоту вважав, що обидва ці джерела взаємодоповнюються, але повністю замінити один одного не можуть. В умовах інтенсивної хімізації сільського господарства із урахуванням економічних факторів роль біологічного азоту особливо зростає. Слід відмітити також, що на сьогодні внесок біологічної фіксації в сільське господарство достатньо великий і за даними FAO [172] приблизно вдвічі переважає віддачу хімічних азотних добрив. Використання біологічного азоту створює сприятливий фон для землеробства і дозволяє більш економно витратити мінеральні азотні добрива, значно зменшує забруднення навколишнього середовища. Керування процесом азотфіксації має особливо важливе значення в умовах інтенсивного землеробства, оскільки дає можливість одержання необхідної кількості високоякісної продукції при економних витратах природних ресурсів.

До цього часу роль біологічного азоту як фактору підвищення родючості ґрунту, урожайності, економічності культур і охорони біосфери ще недостатньо оцінена не тільки в зоні Лісостепу, але і в цілому в Україні. В інших країнах використання атмосферного азоту для потреб сільського господарства практикується в досить широких масштабах. За сучасними підрахунками загальне надходження азоту в світі за рахунок біологічної фіксації оцінюється в 180-240 млн. т в рік. При цьому найбільшу частку вносять бобові культури, які щорічно фіксують до 140 млн. т азоту з

атмосфери. Розмір можливої фіксації залежить від виду бобових рослин. Так, у люцерни кількість азоту, зв'язаного рослинами, складає в середньому 300-600 кг/га, а надходить його в ґрунт після врожаю 100-200 кг/га, у конюшини відповідно – 190-300 і 75-100, у люпину до 150-130 кг/га [10]. В умовах Лісостепової зони України люцерна і конюшина накопичують в середньому за рік 240-287 кг азоту.

За повідомленнями зарубіжних дослідників, у країнах західної Європи в оптимальних умовах в посівах люцерни в рік може зв'язуватись до 600 кг/га, а в менш сприятливих – 128 кг [164], в Канаді дослідниками Летбріджської станції доведена можливість одержання до 300 кг/га біологічного азоту за рахунок люцерни, а в США до 128-330 кг/га [145]. Розподіл акумульованого азоту неоднаковий по різних органах у багаторічних і однорічних бобових рослин. У багаторічних не менше 1/3 зв'язаного азоту концентрується в кореневій частині.

В умовах Лісостепу України з кореневими і пожнивними рештками люцерни повертається в ґрунт 100-110 кг/га біологічного азоту. В умовах північно-західної частини Росії – 150-200 кг, конюшини 125-150, в умовах Середньої Азії 170-224 кг/га [45].

Обов'язковою умовою формування фіксуєної молекулярний азот бобово-ризобіальної системи є наявність у ґрунті в невеликій кількості специфічних для кожного виду бобових бульбочкових бактерій. Але чисельність їх може бути невеликою, або мати низьку активність. Негативно впливають на активність бобово-ризобіального комплексу низька забезпеченість ґрунту рухомими формами фосфору, калію, мікроелементами, кисла реакція середовища, надлишок або нестача вологи.

Встановлено, що одним із основних прийомів, що здатні різко підвищити азотфіксуючу здатність симбіозів з бобовими травами є нітрагінізація насіння або ґрунту препаратами, виготовлених на основі активних, вірулентних, конкурентоздатних штамів бульбочкових бактерій. Дослідженнями Інституту сільськогосподарської мікробіології показана достовірність приросту від бактеризації на 15,6%. Відмічено покращення якості продукції: вміст білку в сніні підвищився з 18,5 до 21,5%, збір протеїну 11,68 ц до 15,2 ц [34].

Дослідженнями Литовського науково-дослідного інституту землеробства встановлено, що обробка насіння люцерни і конюшини лучної ризоторфіном і бором збільшила приріст сухої маси конюшини на 10,7 ц, а люцерни – на 19,0 ц/га, білку на 1,6 ц/га, а при застосуванні інокуляції з тіаміном вміст білкового азоту в урожаї конюшини збільшився від 1,96 до 2,21-2,24%, люцерни від 2,06 до 2,36-2,58%. Середній приріст сухої маси конюшини становив 11,5 ц/га, люцерни – 26,4 ц/га [68, 69, 70]. В дослідженнях Всеросійського науково-дослідного інституту сільськогосподарської мікробіології при обробці люцерни різними штамми бульбочкових бактерій і мікроелементами одержано приріст сухої маси в середньому від 12 до 27% [36].

Широко і глибоко проводяться дослідження по фіксації атмосферного азоту бобово-ризобіальною системою люцерни і в наукових установах інших

країн. У великих масштабах робота із штамми проводиться в лабораторіях мікробіології Інституту ґрунтознавства і програмування урожаю ім. Пушкарєва (Болгарія), Інституту ґрунтознавства і агрохімії АН Угорщини [100]. В Канаді в рамках досліджень по біологічному азоту розгорнуто роботи з селекції як бульбочкових бактерій, так і рослин люцерни з метою інтенсифікації процесу азотфіксації [137, 119]. Велика увага приділяється отриманню люцерни з підвищеною фотосинтетичною продуктивністю, наділеною енергетичним матеріалом для діяльності бактерій *ryzobium*. В США питанням одержання бульбочкових бактерій для виготовлення бактеріальних добрив під бобові займаються різні наукові установи [157].

У багатьох країнах світу інокуляція насіння є обов'язковим агротехнічним заходом. У США і Австралії інокулюють насіння для 60-70% площ. Голландії, Франції і Швеції практично все насіння для посіву бобових обробляють препаратами на основі бульбочкових бактерій. Витрати на обробку насіння становлять лише 3-5% отриманого прибутку [15]. У Німеччині прибуток від інокуляції бульбочковими бактеріями рослин конюшини дорівнює 186, люцерни – 22,2 і бобів – від 30 до 39 марок на 1 га [9]. Високий прибуток від інокуляції насіння бобових культур отримують в країнах СНД і Балтії [15, 58].

Економічний ефект бактеризації насіння азотфіксуючими бактеріями складається з вартості додаткового врожаю, що становить 8-20% загальної вартості, економії мінеральних добрив, яка залежно від агрохімічних показників ґрунту коливається від 20 до 60 кг/га діючої речовини, а також економії енерговитрат на виробництво зерна, що досягає 20-50% залежно від культури і агротехнічних заходів. Отже, застосування препаратів на основі азотфіксуючих бактерій може значно підвищити врожайність сільськогосподарських культур і якість продукції.

В останні роки у багатьох країнах створюються програми селекції бобових і злакових рослин з урахуванням ознак симбіозу та асоціативності. У деяких бобових (соє, горох, конюшина лучна, люцерна) описано гени, що визначають їх вступ в ефективний симбіоз із бульбочковими бактеріями. У люцерни і конюшини гени, що контролюють здатність до азотфіксації є домінантними.

За останні роки накопичений великий експериментальний матеріал по асоціативній азотфіксації і її використанню у багатьох злакових культур [14, 54, 110]. Застосування препаратів на основі мікроорганізмів дозволяє збільшити урожайність небобових культур. Досліди проведені в Індії з використанням різних штамів азоспірил показали, що інокуляція здатна давати такий ефект як внесення 20-80 кг азоту [48]. Інокуляція сорго *Azospirillum brasilense* підвищувала врожай зерна на 19-37%, а зеленої маси на 37-63%. При цьому найбільший ефект спостерігався при внесенні 20-40 кг азоту. В цілому інокуляція азоспірилами проявляла таку ж дію як внесення 15-20 кг/га азоту, а надходження азоту в рослину сорго збільшувалось на 15-22 кг. В польових дослідях, проведених на півдні США, інокуляція збільшувала урожай сорго на 9-89%. Вивчення впливу інокуляції сорго в Росії показало, що врожай зеленої

маси зерна деяких сортів сорго збільшувався на 15-25%, накопичення зеленої маси на 20-35%, порівняно з не інокульованими [109].

За даними досліджень Білоруського НДІЗіК при вирощуванні гречки ефективність застосування асоціативних азотфіксуючих бактерій рівнозначна ефективності застосування мінерального азоту. При внесенні N_{36-40} одержано приріст врожаю гречки – 3,0-3,1 ц/га, а при інокуляції – 4,2-3,7 ц/га. Розміри азотфіксації при асоціативних взаємовідносинах з не бобовими рослинами складає 20-40% від загальної потреби останніх.

В умовах центрального Лісостепу України при застосуванні бактеризації насіння пажитниці однорічної приріст урожаю зеленої маси становив 35,1%. При інокуляції пажитниці багаторічної приріст врожаю в перший рік використання становив 39,6%, на другий рік – 18,3 і третій – 6,5%. Ефективність інокуляції значно підвищується при застосуванні стимуляторів росту, як при обробці насіння, так і при внесенні їх розчину на вегетативну масу рослин, що сприяло збільшенню урожайності травостоїв багаторічних злакових трав на 15-35% [16, 17].

Невід'ємним елементом інтенсивних технологій останнім часом стають біостимулятори росту і розвитку рослин. За їх допомогою вирішуються питання, які неможливо реалізувати традиційними прийомами та методами. Останнім часом в Україні створено ряд синтетичних аналогів фітогормонів і природних біостимуляторів.

Усі відомі регулятори росту можуть бути поділені на декілька груп – на основі фізіології і біохімії їх впливу на рослинну клітину, окремі органи і цілу рослину. До першої з них належать біологічно активні сполуки, які впливають на процеси клітинного поділу. З їх допомогою вирішується ряд важливих завдань рослинництва, суть яких полягає в заміні інтенсивності і напрямку поділу клітини. До другої групи входять біологічно активні сполуки, які управляють процесами розвитку і формування клітинної стінки, змінюють їх архітектоніку, фізико-хімічні й механічні властивості. Залежно від цього змінюється структура клітинної стінки, габітус всієї рослини, її стійкість проти вилягання та інші властивості, які необхідно надати рослині, щоб зміцнити її продуктивність і деякі інші якості. Третя група об'єднує біологічно активні речовини, які характеризуються більш загальними властивостями, контролюють саморегулюючі системи, клітинну диференціацію, органів формоутворення, взаємодію між частинами і органами рослин. Найважливішими з цієї групи сполук є ті, яким властива регуляція процесів утворення біологічної форми, формування статевих продуктів і органів, що визначають цвітіння, запліднення і плодоношення, тобто регулюють ріст частин і органів, які в більшості рослин формують урожай. Четверту групу біологічно активних речовин становлять сполуки, які вибірково і специфічно включаються в найважливіші метаболічні процеси, такі як дихання, фотосинтез, транспорт органічних речовин у рослин.

Велика група регуляторів росту створена в Інституті біоорганічної хімії та нафтохімії НАН України на основі N – оксидів, 2-6 – диметилпіридину та його комплексів з органічними кислотами (щавлевою, янтарною, мурашиною)

[93]. П'ять регуляторів з цієї групи (Івін, Агrostимулін, Зеастимулін, Бетастимулін та Потейтін) на сьогодні зареєстровані в Україні і дозволені для використання в сільському господарстві [92].

В останні роки розроблені комплексні препарати до складу яких входять фітогормони, елементи живлення та в деяких випадках сполуки, що сприяють підвищенню стійкості рослин до фітопатогенів, таким регулятором росту є Вермістим, створений НВ ТОВ “Відродження” та Асоціацією “Біоконверсія” (Україна). До його складу входять фітогормони, мікро- та макроелементи. Він є ефективним при застосуванні на різних культурах, водночас визначається бактерицидними та фунгіцидними властивостями.

Близьким за властивостями до Вермістиму є Гумісол. Він містить комплекс гумінових кислот, фітогормонів і вітамінів. Застосовується для підвищення врожайності зернових і деяких інших культур. Виробляється підприємством “Гермес”. В Росії та Україні створено регулятори росту рослин Емістим та Емістим С, які являють собою екстракти мікоризних грибів, містять збалансований комплекс фітогормонів цитокінінової та гіберелінової природи, ненасичених кислот та полісахаридів. Препарат сприяє підвищенню польової схожості насіння, активно впливає на ростові процеси рослин; розвивається широко розгалужена коренева система з симбіотичною мікрофлорою, завдяки чому більш ефективно використовуються поживні речовини, в тому числі малорозчинні сполуки фосфору, створюються умови для одержання екологічно чистої продукції.

При обробці насіння пшениці сорту Альбатрос одержано прибавку врожаю 10,8 ц/га або 28,7%, за урожайності на контролі 48,1 ц, а при обробці вегетативної маси відповідно 2,6-7,6%, за урожайності на контролі 36,7 ц [92, 49]. На Кримській дослідній станції при обробці вегетативної маси висота рослин зроста на 6-7 см, озерненість колоса підвищилась на 14,4%, а натура зерна – на 14,2% [93].

Дослідження Н.М. Жирмунської і ін. [40] показали, що регулятор Етамон позитивно впливав на урожайність цукрових буряків в різних ґрунтово-кліматичних умовах України. При обробці насіння врожай цукрових буряків збільшився на 5% в середньому за 5 років. При обробці вегетативної маси сої приріст урожаю становив 2,5 ц/га або 27%, при обробці гороху приріст урожаю становив – 4,8 ц/га або 16%, при обробці озимої пшениці врожай підвищився на 3,2 ц/га або на 6,9%.

Синтезовано новий регулятор росту і розвитку рослин (РРР) Триман 1 з високою біологічною активністю і широким спектром дії [84]. Триман 1 синтетичний аналог фітогормонів, що має цитокініно-ауксинову активність. У результаті вивчення ефективності цього препарату з'ясовано, що його застосування, як для передпосівної обробки насіння, так і нанесенні його розчинів на вегетуючі рослини у відповідні фази росту сприяє зростанню нітрагіназної активності у кореневій зоні рослин та підвищенню їх продуктивності. При передпосівній обробці насіння ячменю Триманом-1 (6 г/т) нітрагіназна активність була у середньому за вегетаційний період вищою на 21-163%.

У польових дослідах з пшеницею без внесення азотних добрив забезпечило підвищення активності азотфіксації в 1,8 рази і підвищення врожайності зерна на 2,5 ц/га при врожайності на контролі 18,7 ц/га. Інститутом сільськогосподарської мікробіології НААН досліджено механізм дії Триману-1 на мікроорганізми і рослини. Доведено, що цей біостимулятор активізує розвиток азотфіксуючих мікроорганізмів і процеси симбіотичної та асоціативної азотфіксації опосередковано, шляхом певних змін фізіолого-біохімічних процесів у рослин, зокрема завдяки підвищенню активності фотосинтезу і підсиленню кореневого екзосмосу, які тісно пов'язані з азотфіксацією. Застосування біостимулятора сприяє формуванню потужнішої кореневої системи та підвищенню її поглинаючої здатності. Як препарат фітогормональної активності Триман-1 підсилює ріст коренів, їх розгалуження, збільшує кореневу поверхню і масу коренів, що створює додаткову екологічну нішу для розвитку азотфіксуючих мікроорганізмів і підсилює активність азотфіксації у ризосфері.

Таку ж дію виявляють і ризосферні гетеротрофні мікроорганізми, життєдіяльність яких підсилюється під впливом ВАС і Триману-1 і які здатні продукувати біологічно активні речовини, у тому числі речовини фітогормональної природи. Крім того, при застосуванні цих агрохімікатів орний шар ґрунту збагачується органічною речовиною - важливим фактором утворення гумусу.

Агростимулін – регулятор росту для зернових культур. При обробці насіння пшениці сорту Альбатрос одержано прибавку врожаю 12,5 ц або 33,2%, за урожайності на контролі 50,1 ц, а при обробці вегетативної маси одержано відповідно 8,2 ц/га і 24%, за урожайності на контролі 42,3 ц. Потейтін - найефективніший регулятор росту картоплі. При обробці насіння картоплі вихід насінневої картоплі з 1 куща 9,4 шт. із загальною масою 326-369 г/кущ. Зеастимулін – для картоплі, Бетастимулін – для цукрових буряків, Івін – для овочевих культур (аналог природних фітогормонів).

Препарати на основі мікроорганізмів, що забезпечують рослини біологічним азотом, сприяють підвищенню їх врожайності та пригнічують ріст патогенних грибів – Діазофіт (Ризоатрин) виготовлений в Інституті с.-г. мікробіології та Ризоплан, виготовлений в ІТІ “Біотехніка” УААН. Останній відомий як біологічний протруювач для зернових культур [91].

Одним із джерел біологічно активних речовин є проросле насіння рослин. На основі вивчення алелопатичних явищ пророслого насіння і біологічних функцій їх виділення в Харківському аграрному університеті розроблені прийоми одержання фізіологічно активного екстракту (водної витяжки) із пророслого насіння – донорів озимої пшениці, жита і ячменя, а також способи мало об'ємного передпосівного збагачення (зволоження) насіння різних польових культур цим екстрактом. Встановлено, що екстракт складається із комплексу біологічно активних речовин (вітамінів групи В, ферментів, ауксинів і ін.), епіфітної мікрофлори різних видів. Він значно покращує посівні якості насіння, підвищує стійкість сходів рослин до несприятливих умов, хвороб і при невеликих затратах праці і засобів

забезпечує підвищення врожайності різних культур. Найбільш широкого поширення одержали екстракти із пророслого насіння озимої пшениці.

На жаль, регулятори росту ще не знайшли свого широкого застосування на багаторічних бобових і злакових травах, порівняно з іншими вищерозглянутими культурами. Підвищення стійкості проти морозу і посухи спостерігається в конюшини повзучої і люцерни при обробці їх насіння розчином хлору. Це призводить до збільшення врожаю конюшини на 30-52%.

Зростання врожаю конюшини лучної і лядвенцю рогатого досягається за допомогою гібереліну і молібденово-кислого амонію. Насіння замочують у розчині гібереліну (6-10 мг/л) і молібденово-кислого амонію (25-5- мг/л), а також у суміші цих препаратів. Активується ріст надземної маси і кореневої системи. Урожай зеленої маси збільшується на 20-30%.

За даними М.Г. Собко [105] при обприскуванні ценозу люцерни біостимуляторами біологічна врожайність насіння становила 3,1-3,59 ц/га, що на 1,09-1,58 ц/га більше від контролю. Дослідженнями зарубіжних вчених також встановлена позитивна дія стимуляторів росту рослин на бобові трави. В Болгарії вивчали вплив регуляторів росту рослин на насінневу продуктивність люцерни та вмісту азоту, фосфору і кальцію. Встановлено, що при обробці вегетативної маси врожай сіна підвищився на 1,9-3,8%, за рахунок продуктивних пагонів врожай насіння - на 23,8%. Сумарне накопичення азоту, фосфору і кальцію збільшилось на 4,0-58,2%. Особливо інтенсивно це відбувалось у бобах і насінні.

У кормовиробництві, як і в рослинництві існує багато проблем, успішне розв'язання яких, очевидно, буде можливим тільки за допомогою біологічно активних сполук з наявною вузько специфічною дією на рослину.

9. АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ТА ПЕРСПЕКТИВИ АЛЬТЕРНАТИВНОГО ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ КОРМОВИХ РЕСУРСІВ ДЛЯ БІОЕНЕРГЕТИКИ

Природні кормові угіддя в Європі – сіножаті та пасовища, зазнали значного скорочення площ протягом останніх тридцяти років на користь вирощування кукурудзи та інших однорічних культур. Багаторічні (постійні) і старосіяні (культурні) пасовища покривають, відповідно, 33% і 6% [126] сільськогосподарських угідь, їх частка значно варіюється за країнами і регіонами. Збір статистичних даних для оцінки лукопасовищних угідь досить складний, тому що в різних країнах існують різні пасовищні системи та їх визначення.

Кукурудза на зерно почала розширювати площі посіву з 60-х років паралельно з імпортом високобілкових кормів, особливо соєвих бобів. З того часу енергетичні та білкові кормові компоненти з трав'яних угідь були поступово замінені кукурудзою та соєю. Бобові кормові культури мають різне значення у європейських країнах, але вони скрізь володіють високим потенціалом продуктивності і можуть сприяти стійкості пасовищного господарства.

Спостерігається значне зростання органічного землеробства (у 2007 році - 3,6% с.-г. угідь). Площі природних пасовищ займають 47% всієї органічної площі в 27 країнах ЄС і ця частка більша, ніж у традиційного сільського господарства (31%) [128]. Це пояснюється простішим доглядом за органічними пасовищами, порівняно з вирощуванням інших органічних культур (наприклад, забур'яненість, захист рослин тощо), обмеженістю господарств в самостійному управлінні азотним живленням і протеїновою поживністю, а також можливістю поєднання обов'язкових грошових виплат за органічне та агроекологічне господарювання на постійних пасовищах. Продуктивність пасовищ залежить від декількох чинників: родючість ґрунту та кліматичні умови, зокрема загальний і сезонний розподіл опадів та температури, географічна висота, широта та ефективний догляд.

Україна має значний потенціал виробництва біомаси, доступної для енергетичного використання, має добрі передумови для розширеного використання на паливо. Енергетична стратегія України до 2030 р. [39] передбачає динамічне зростання обсягів використання енергії біомаси до 20 млн. т умовних палив або до 10 % від загального енергоспоживання в 2030 році.

За даними інституту теплофізики НАН в Україні повне використання на біопаливо при вирощуванні енергетичних культур на площі 5 млн. га дозволить довести виробництво енергії з біомаси до 18 % від загального споживання енергії. Розрахунки показали, що економічно доцільний потенціал біомаси (без торфу) оцінюється у 33,92 млн. т у. п./рік [24].

Аналіз літературних джерел показав, що досліджень з вивчення енергетичного потенціалу багаторічних трав'янистих фітоценозів України та розроблення заходів з підвищення їх енергетичної продуктивності до останнього часу не проведено. Тому вивчення цих питань й було метою наших досліджень, актуальність яких підвищується у зв'язку з значним подорожчанням невідновлюваних первинних джерел енергії, а також через значне зменшення потреби в трав'яних кормах у зв'язку із зменшенням поголів'я худоби.

Європейський досвід. Постіндустріальний період в сільському господарстві зосереджений на управлінні навколишнім середовищем та "природному виробництві". Це дозволяє створювати можливості для отримання нетрадиційних доходів для агровиробників, таких як виробництво відновлюваної енергії з енергетичних культур [142].

Зростання цін на викопне паливо та екологічні проблеми щодо глобалізації зміни клімату також сприяють виробництву та попиту на біопаливо. Ростучий світовий попит на продукти харчування ще не вплинув на молочні та м'ясні продукти жуйних тварин в ЄС, але виробництво біопалива вже спричиняє тиск на європейські лукопасовищні угіддя. Скорочення поголів'я худоби може вивільнити ці землі для виробництва біопалива. Природні луки та пасовища конкурують з орними землями за *біопаливо першого покоління* - етанол (кукурудза, пшениця, ячмінь, цукровий буряк), *біодизель* (екстракція насіння ріпаку) і *метан* (біогаз кукурудзи). Луки з

високою природною родючістю ґрунту трансформуються в орні землі з інтенсивним виробництвом біопалива. Це призводить до їх забруднення добривами та пестицидами, загрожує біорізноманіттю та збільшенню викидів парникових газів. Біоетанол і біодизель виділяють більше парникових газів під час збирання, транспортування та переробки, ніж рослини фіксують у еквіваленті CO₂. Ефективні біоенергетичні джерела палива повинні бути низьковуглецевими.

Біопаливо із лігноцелюлози, представлене *другим поколінням біопалива*, може бути отримано з однорічних культур, таких як кукурудза на силос, багаторічних трав із типом фотосинтезу C₄, багаторічних рослин - міскантусу (*Miscanthus* spp.), тополі (*Populus* spp.), верби (*Salix* spp.), а також трав з старосіяних (високоврожайні види злакових трав і люцерна) і природних сіножатей та побічної продукції сільськогосподарських культур (солома). З цією метою можуть використовуватися вивідні поля сільськогосподарських угідь з екстенсивним доглядом (помірні норми або відсутність добрив та пестицидів). На жаль, у цій ситуації сіножаті і пасовища з високим біорізноманіттям також можуть бути перетворені в такі угіддя.

Біомаса лукопасовищних угідь може бути перетворена в енергію шляхом анаеробного бродіння, в результаті чого утворюється біогаз (метан). Сучасні технології спроможні переробляти широкий спектр джерел біомаси, тому "зелений газ" має великий потенціал. Вихід метану є результатом урожайності біомаси (кг/га сухої речовини) та питомого вмісту метану (кг CH₄ / кг CP) [165]. Види і сорти рослин мало впливають на питомий вміст метану, однак різниця в урожайності сухої речовини з одиниці площі в них суттєва. Стадія розвитку рослин має ще більший вплив: вихід метану зменшується від дозрівання та кількості укосів. Вже відомо, що скошування бобово-злакової сумішки з конюшиною повзучою в фазі колосіння-бутонізації підвищувало вихід метану. Збирання біомаси в більш пізню фазу розвитку зменшило його вихід на 25% [116].

Біомаса перезрілих трав на екстенсивних лукопасовищних угіддях спричиняє зменшення потенційного виходу метану [153]. Найбільш оптимальним для анаеробного бродіння є відношення вуглецю до азоту як 15-30: 1. Високий вміст сирого протеїну в біомасі має негативний вплив для цього процесу, тому використання високобілкових культур, зокрема люцерни, є дещо обмеженим [123].

Потенційний вихід метану з біомаси інтенсивних пасовищ становить 5 000 м³ / га, але він більше пов'язаний з загальною урожайністю біомаси і в меншій мірі від видової специфіки трав за питомим вмістом метану на тону органічної речовини. Кукурудза та зернові колосові мають схожі до трав рівні виходу метану, але зазвичай вони дають більш високі врожаї біомаси. Вихід метану з кукурудзи становить від 4 000 до 10 000 м³ / га. Як результат, багаторічні лукопасовищні угіддя можуть бути трансформовані в посіви кукурудзи, а трав'яний силос для біомаси в основному буде надходити із кормових угідь, виведених із ріллі або земель запасу. У цьому контексті використання природних кормових угідь для виробництва біопалива повинно

регламентуватись законодавчо із чітким обмеженням розорення цінних в екологічному плані природних лук і пасовищ.

Окремі автори відмічають, що лукопасовищні угіддя виступають в якості важливого поглинача вуглецю, тому їхнє руйнування заради виробництва біопалива не призводить до екологічної стійкості [161]. Використанню силосу багаторічних трав як джерела біометану для анаеробного зброджування приділяється значна увага в науковій літературі [149, 152, 146, 162, 158, 163].

Кукурудзяний силос є найбільш поширеним субстратом для біогазових установок у Бельгії, Німеччині та Австрії. Висока конкурентоспроможність кукурудзи за показниками виходу метану та його економічної ефективності підтверджена в дослідженнях з використання субстратів у Німеччині. У той час, як кукурудза забезпечує ферментацію 90% біомаси рослин, багаторічні трави мають за цим показником частку менше 50% [169]. Можна відзначити, що зосередження посівів біоенергетичних культур у Німеччині, особливо в Баварії та Нижній Саксонії, розміщені у зонах, де вирощування кукурудзи є проблематичним. Особливістю виробництва біосировини в таких областях є зростання альтернативної ролі лукопасовищних систем у заміні їх кормового значення на біоенергетичний напрямок [131].

У Німеччині [156] попит на біомасу різко зріс і фермери-скотарі відчули підвищення цін на корми і оренду землі. Хоча монопосіви кукурудзи можуть використовуватись впродовж багатьох років, але впровадження сівозмін має свої переваги з кількох причин. Цукровий буряк є дуже перспективною для переробки високоенергетичною культурою із можливістю швидкого бродіння біомаси. Тому його посіви можуть конкурувати із монокультурою кукурудзи за енергетичною ефективністю, забезпечуючи 150% підвищення виходу енергії з 1 га [147].

Енергетичні культури на орних землях стануть сильними конкурентами багаторічним сіножатам і пасовищам у майбутньому. Вирощування кукурудзи та буряків вимагає більших затрат енергії за нижчого вуглецевого балансу, порівняно із багаторічними травами. У Німеччині на біоенергетичні цілі в 2009 році було відведено 1,75 млн. га: 1,0 млн. – на посіви ріпаку та 0,5 млн. - кукурудзи на біогаз [138]. Нині прослідковується тенденція різкого збільшення загальних площ посіву кукурудзи до 2,57 млн. га, інших культур на біопаливо - до 0,9 млн. га.

Екологічна оцінка технологій вирощування та виробництва біосировини із пшениці, кукурудзи, картоплі, цукрового буряку та ріпаку відзначає високий негативний вплив їх на довкілля [124]. На жаль, ці культури переважають у виробництві біопалива та сировини в більшості регіонів ЄС. На противагу цьому, *"екологічно сумісний" сценарій* вирощування біоенергетичних культур, розроблений на період до 2020 року, передбачає значне збільшення частки багаторічних трав та швидкоростучих деревних насаджень (за меліоративного їх призначення) у загальній структурі посівів енергетичних культур, яка складе близько 40% площ. У екологічно сумісному сценарії посівам ріпаку відводиться біля 5%, кукурудзі - 2%, соняшнику - 1%. Крім того, за

прогнозами, ці культури повинні повністю зникнути із площ посіву біоенергетичних культур у перспективі до 2030 року [124].

Де вищезгадані енергетичні культури зайняли вивідні орні землі або перелоги, вже нині спостерігається негативний вплив на поголів'я свійської птиці та популяції дикої фауни. Крім того, на рекультивованих під вирощування енергетичних культур площах природних лук і пасовищ, як наприклад у Німеччині, відбувається інтенсивне використання традиційних агроландшафтів, що призводить до збіднення біорізноманіття їх структурних елементів (знищення екотонів, флористичного багатства дикої рослинності, ерозія ґрунту), які в більшій мірі контролювались за екстенсивної експлуатації.

Виробництво *теплової енергії* з біомаси лучних травостоїв, порівняно із іншими культурами або побічною продукцією (солома), має меншу ефективність через високий вміст золи та викиди NO_x, SO₂ і HCl [168]. Альтернативне використання трав'яної біомаси лучних угідь може бути доцільним у тих регіонах Європи, де наявні напівприродні сіножаті, які не випасаються худобою, а також вироджені пасовища з низькою поживною цінністю і продуктивністю. Навіть на раніше залужених багаторічними травами землях з метою їх ерозійної безпечності або консервації, відчуження продуктивної біомаси може представляти значні проблеми [125].

У результаті аналізу досліджень ефективності виробництва теплової енергії впродовж життєвого циклу напівприродних лук в Центральній Європі, можна зробити певні висновки. По-перше, процес спалювання біомаси пасовищ є вуглецево-негативним і забезпечує чистий приріст енергії навіть за низьких рівнів урожайності біомаси. По-друге, основною екологічною проблемою є втрати азоту з екосистеми, переважно в формі NO_x. По-третє, застосування більш інтенсивного догляду за пасовищами, особливо використання мінеральних азотних добрив, не забезпечує підвищення ефективності біоенергетики [168]. Доцільним є застосування лише екстенсивної системи догляду за пасовищем з проведенням пізнього скошування трав на отримання сировини для твердого біопалива [148]. Весняне скошування верхових злакових трав (на сіно) може дещо змінити якісні показники, але врожайність їх все одно недостатня [151]. Трави за типом фотосинтезу C₄ мають перевагу над C₃, завдяки нижчому вмісту золи в сухій речовині, тому вирощування трав C₄ типу (міскантус) може бути ефективним у цьому контексті і для України.

Виробництво теплової енергії із трав може відбуватись як за їхньої чистої біомаси, так і в суміші з іншими видами твердих палив. Вирішального значення для прибутковості такого типу біоенергетики набувають такі фактори, як ринкові ціни на трави та можливість отримання субсидій на землекористування [167]. Біомаса в процесі переробки може бути розділена на рідку фракцію для виробництва біогазу і тверду фракцію (макуха) для виробництва теплової енергії. Ця система має перевагу за питомим вмістом метану в суспензії, ніж чистий силос, меншою концентрацією елементів, що зашкоджують спалюванню, а також зниженням викидів хлору [155].

Зелена біотехнологія також може запропонувати шляхи альтернативного використання лукопасовищних угідь. Це інтегрована концепція переробки зеленої біомаси (пасовища) в якості сировини для отримання високого вмісту біохімікатів з рідкої фракції або нижчого вмісту з волокнистої фракції трав. Джерелами рослинної сировини трав можуть слугувати природні та старосіяні пасовища, а також лучні угіддя з надлишком кормових ресурсів традиційного використання. З цієї точки зору, таке застосування лукопасовищних угідь може бути альтернативною концепцією їх стійкого функціонування.

З рідкої фракції трав може бути вилучений високий вміст молочної кислоти для виробництва пластмас у формі полімолочної кислоти. Білки та амінокислоти можна екстрагувати для виробництва корму для тварин або косметики. Такі білки можуть замінити соєвий білок (ГМО) у тваринництві. Волокниста фракція трав може бути застосовувана в виробництві будівельних, ізоляційних матеріалів, субстратів для садівництва, біокомпозитів, целюлозно-паперовій промисловості або біогазовій енергетиці (тепло або електрика).

Залишки розчину або невикористані стоки з трав можна подати в анаеробний вакуумний пристрій для отримання біометанового газу, який можна стиснути та використовувати як транспортне паливо. За даними [150], лабораторні дослідження та пілотний проект по зеленому біопаливу із свіжої трави та силосу, успішно проведено у Німеччині, Австрії, Швейцарії та Данії. У Австрії та Німеччині є приклади "зелених біореакторів" на різних етапах технологічної реалізації. Як показує практика, вирішальним для розвитку біотехнології на сучасному етапі, є її підтримка на законодавчому рівні, оскільки при цьому гарантується фіксований прибуток на певний період.

З 2003 року в Швеції розвивається демонстраційний Європейський проект усередині 5 структурної програми AGROPTI-gas для виробництва рослин, що продукують біогаз. Досліджувались органічні відходи виробництва, стічні опади і біомаса з лукопасовищних угідь. Уся зібрана маса піддавалася бродінню для виробництва біогазу, який в наступному використовували для отримання електрики, тепла і транспортного палива. Сумарна кількість виробленого газу еквівалентна 23000 МВт електрики і 2300000 літрів горючого палива.

У Шведському університеті сільськогосподарських наук функціонує наукова програма MicroDrivE, яка розвиває новий напрям для стійкого виробництва біоетанолу і біогазу на основі біомаси, яка містить високий рівень целюлози, таких як, солома і деревина, що виробляється в сільському і лісовому господарстві.

З 2004 року в Німеччині форсується розвиток напрямів в пошуку і використанні різних видів рослин і рослинної сировини для збільшення отримання біогазу, електричної і теплової енергії. Вже з 2007 року в країні використовується 2 млн. га для виробництва біомаси з метою отримання поновлюваних джерел енергії. Згідно з прогнозами, до 2030 року приблизно 3 млн. га загальної площі сільськогосподарських земель займатиме біомаса на енергетичні цілі, що в потенціалі складе близько 25% площі. З урахуванням цього розробляються загальна стратегія і науково-практичні програми, які

планують проводити дослідження існуючої біорізноманітності лукопасовищних угідь і орних земель із залученням нових культур для виробництва рослинної сировини з метою отримання біоенергії [127]. Аналізуючи спектр проведених досліджень, необхідно відмітити, що найбільш результативними з наукової і практичної точки зору є матеріали, представлені ученими, що беруть участь в міжнародних науково-практичних, але, з дослідницькою компонентою проектах. Найдинамічніше розвиваються науково-дослідні напрями, якщо учасниками проекту є представники 2-х - 5-и держав, а наукова робота за окремими аспектами паралельно проводиться в наукових центрах цих країн.

Стан та перспективи для України. У зменшенні енергетичної залежності України гостро постає питання інтенсивного розвитку і використання на біопаливо відновлюваних джерел енергії, зокрема рослинної біомаси. У зв'язку з подорожанням енергетичних ресурсів, існують всі передумови збільшити обсяги відновлювальної енергії, включаючи біомасу рослин, яка нині як паливо, займає четверте місце в світі з часткою в загальному виробництві первинної енергії 10 %. В країнах Європейського Союзу частка біомаси в загальному споживанні енергії становить у середньому 7 %, зокрема у Латвії – 28%, Фінляндії - 21 %, Швеції - 22 %, Данії -17 %, Австрії - 16 %, Польщі та Німеччині - 8 %. В Україні цей показник складає лише 1,2 %. За підрахунками в країнах ЄС з біомаси було отримано 68,7 млн. т умовного палива, з яких частка твердої біомаси рослин становить 80 %. [62].

Зростання частки біопалива в Україні слід асоціювати з прийняттям у 2000 році Закону України «Про альтернативні види рідкого та газового палива» (нині має назву «Про альтернативні види палива»), подальшою розробкою та схваленням на початку 2006 року Енергетичної стратегії України на період до 2030 року, і з впровадженням в 2009 році так званих «зелених тарифів» у Законі України «Про електроенергетику».

Для України використання біопалива є дієвим способом позбутися зовнішньої енергетичної залежності, що відповідає завданням діючої Стратегії національної безпеки України затвердженої Указом Президента України № 287/2015 від 26 травня 2015 року «Про рішення Ради національної безпеки і оборони України від 6 травня 2015 року «Про Стратегію національної безпеки України»».

Поточні зобов'язання України щодо збільшення внеску відновлювальних джерел в балансі енергоспоживання визначаються наступними документами:

- Рішення Ради Міністрів Енергетичного Співтовариства Decision 2012/04/МС-EnC від 18 жовтня 2012 року «Decision on the implementation of Directive 2009/28/EC and amending Article 20 of the Energy Community Treaty», згідно якого Україна зобов'язується збільшити внесок відновлювальних джерел енергії у загальному кінцевому споживанні енергії до 11 % у 2020 році.
- «Національний план дій з відновлюваної енергетики на період до 2020 року» затверджений Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 1 жовтня

2014 р. № 902-р, в якому підтверджується збільшення внеску відновлювальних джерел енергії у загальному кінцевому споживанні енергії до 11 % у 2020 році та наводяться цільові показники щодо розвитку біоенергетики.

• «План заходів з імплементації Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським Співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони, на 2014-2017 роки» затверджений Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 17 вересня 2014 р. № 847-р. В плані вказано, що відповідальність за виконання статті 337 Угоди щодо «Вжиття заходів, спрямованих на збільшення частки відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива в енергетичному балансі України» на вказаний період покладається на Державне агентство з енергоефективності та енергозбереження України. Важливий вплив на розвиток біопаливних технологій в Україні матимуть також:

– Конвенція про охорону біологічного різноманіття від 1992 року, яка була ратифікована Законом України N 257/94-ВР «Про ратифікацію Конвенції про охорону біологічного різноманіття» від 29.11.94 і набула чинності для України з 07.02.1995 [135].

– Розпорядження Кабінету Міністрів України № 791-р від 03 вересня 2014 року «Про затвердження плану заходів з імплементації Директиви Європейського Парламенту та Ради 2009/28/ЄС». [106]

В Україні наявний значний потенціал відновлювальних джерел енергії, який оцінюється у 98 млн тонн умовного палива на рік [59]. При цьому найбільший потенціал вбачається у енергії матеріалів біологічного походження, максимальна оцінка якого складає 31 млн тонн умовного палива на рік. Далі за значущістю йдуть вітроенергетика, енергія доквілля, геотермальна енергія, сонячна енергія та мала гідроенергетика. Потенціал енергії матеріалів біологічного походження розподілений приблизно рівномірно по території України. Надходження основної кількості нових об'ємів біомаси має сезонний характер та залежить від кліматичних умов, поточного урожаю і попиту на продукти харчування у світі. В зв'язку з цим коливання оціненого річного потенціалу енергії біопалива в Україні відбуваються в діапазоні приблизно 25-30 млн тонн умовного палива на рік. Але, дослідження українських фахівців в галузі агропромислового комплексу вказують, що вирощування сільськогосподарської продукції в середньому в Україні здійснюється у спосіб, який не відповідає умовам сталого розвитку [22, 57, 94].

Всі показники щодо розвитку біопаливних технологій в Україні встановлені у національних нормативно-правових актах та у міжнародних документах є технічно досяжні, можливо їх досягнення у екологічно прийнятний спосіб із забезпеченням виконання критеріїв сталого розвитку економіки, але необхідно більш уважно підійти до встановлення термінів їх досягнення, зважаючи на реальність їх досягнення у вказані терміни, враховуючи наявні економічні, соціальні, внутрішньополітичні та зовнішньополітичні фактори.

Відзначимо, що такий біогаз, як метан, який є парниковим газом, можуть продукувати не лише рослини, але й тварини в процесі життєдіяльності (в процесі годівлі і видільної функції). Близько 95% газів виділяється жуйними тваринами в процесі відрижки, а інші 5% виділяється анально. Учені в Швеції розраховували, що одна корова виробляє 130-150 кг метану щорічно, залежно від розміру тварини і раціону годівлі. Збільшення кількості корму сприяє росту виробництва метану на голову за добу, але при цьому має місце зменшення виділення метану в розрахунку на 1 кг молока. Раніше припускали, що зміна балансу між кількістю грубого корму і комбікормів викликає незначну зміну кількості емісії парникових газів. Проте, результати останніх досліджень свідчать, що вдосконалення методів моніторингу емісії метану дозволило визначити існування відмінностей залежно від раціону, виду і розміру тварин [125].

Крім того, зменшення чисельності поголів'я худоби різних статевовікових груп не дає можливість говорити про доцільність часткового відчуження органічних добрив для біогазової диверсифікації. Це ж підтверджується і офіційними даними Національного університету біоресурсів і природокористування України, які свідчать, що порівняно з 2002–2006 рр. в Україні знизилось виробництво умовного палива з 1,5 до 0,9 млн. тон. Слід також відмітити невисоку біогазову продуктивність різних видів гною. Так рідкий гній забезпечує вихід газу на 1 т сировини 25–28 м³/т, традиційний гній ВРХ – 40 м³ /т, гній свиней – 60 м³ /т, пташиний послід – 80 м³ /т. Для порівняння: гичка цукрових буряків – 70 м³ /т, цукрове сорго – 106 м³/т, суданська трава – 128 м³/т, жито – 163 м³/т, сумішка злакових трав – 173 м³/т, листостеблова маса кукурудзи – 202 м³ /т. Для всіх перелічених культур рівень метану і біогазу – 55–70 % [24].

Після переробки вище перелічених культур залишається цінний біоферментований шлак: у цукрового сорго до 10–12 % від початкової маси, суданської трави – 10–18 %, жито 12–18 %, кукурудзи 15–22 %. За своєю якістю цей шлак цінний за хімічним складом і може виступати надійним компонентом органічного удобрення [5]. Залежно від варіанту метантенка в середньому він містить у суданської трави для твердої фракції шлаку азоту 3,73–4,10 кг/т, фосфору 1,74–3,49 кг/т, калію 1,93–6,10 кг/т, магнію 0,8–1,15 кг/т; для рідкої фракції, відповідно, 2,25–3,00, 1,65–2,25, 2,30–2,40, 0,55–0,65 кг/т. У кукурудзи та сорго ці показники наближаються до суданської трави, а в жита вони у середньому на 15–18 % є нижчими [107]. Таким чином, 1 т такого відходу цілком співставна з 1 т гною і може ефективно використовуватись для удобрення. Проте, експериментальних даних по вивченню такого удобрення в Україні не достатньо, що підкреслює актуальність поставлених нами наукових завдань.

В Україні існують дві протилежні думки стосовно структури біоенергетичних культур. З однієї сторони пропагуються нові високоенергетичні культури для переробки на біогаз – міскантус, світчграс, вайда красильна. Цей напрямок інтенсивно розробляє Інститут цукрових буряків та біоенергетичних культур НААНУ, Національний сад ім. Гришка

НААНУ. Проте нові високоенергетичні культури в силу своїх біологічних особливостей (відсутність власних сортів, біологічні проблеми щодо схожості насіння, потреба у мікроклональному розмноженні, відсутність адаптивних параметрів технологій для різних ґрунтово-кліматичних зон України тощо) мають серйозні проблеми для широкого впровадження.

З іншого боку відстоюється думка щодо використання у певних регіонах традиційних с.-г. культур, що забезпечують високі рівні урожайності біомаси: однорічні та багаторічні кормові культури – традиційні в галузі рослинництва і кормовиробництва для різних ґрунтово-кліматичних зон України. Цей напрямок відстоює і розробляє цілий ряд науково-дослідних установ та навчальних закладів України, в т. ч. Інститут кормів та сільського господарства Поділля НААН. Сьогодні з традиційних культур в Україні лідирує біомаса кукурудзи (з потенціалом до 2 млн. тон) та гичка цукрових буряків (1,5–1,7 млн. тон). Попередніми експертними оцінками встановлено, що потенціал біогазів для України становить приблизно 35 млрд. м³ (5,84 млн. тон умовного палива) [39].

З огляду на приведені вище твердження, для України актуальним залишається виробництво сировини для біогазу з тих культур, ефективність яких є доведеною в різних ґрунтово-кліматичних зонах, із огляду на кліматичні зміни та можливість проміжного їх використання. Саме тому, Інститут кормів та сільського господарства Поділля за довготривалого вивчення таких культур як кукурудза, сорго цукрове, суданська трава, жито яре і озиме та пропонує їх як сировинну базу для виробництва біогазу. Біомаса, вироблена на лукопасовищних угіддях, може бути використана для отримання біопалива двома шляхами: енергетичне застосування (виробництво біогазу та/або спалювання для виробництва біопалива) і використання початкового рослинного матеріалу (клітковина та/або хімічні реакції).

Нині сформований основний видовий склад рослин, використовуваних на енергетичні цілі, проте, постійно проводиться пошукова робота по його вдосконаленню. Існує дві великих групи культур, які вже історично відносять до першого і другого покоління рослин, використовуваних для виробництва агропалива. До першої групи відносяться сільськогосподарські культури, що вирощуються в чистому вигляді і на родючих орних ґрунтах. Вони можуть продукувати біоетанол з крохмалю або цукру зерна кукурудзи, пшениці, ячменю, тритикале, цукрової тростини, цукрового буряка або використовуватися для виробництва біодизеля за допомогою екстрагування масла з насіння ріпаку, сої, а також пальмової олії.

Другу групу рослин складають види з високим вмістом лігніну і целюлози, які використовуються для отримання агропалива. Воно може бути вироблене з виробничих відходів, таких як солома і кукурудзяні качани. До цієї групи входять однорічні і багаторічні культури, кукурудзяний силос, а також трави, що відносяться до групи C₄ типу фотосинтезу (просо, сорго), а також швидко відростаючі і невимогливі до родючості ґрунту різні види тополі і верби. До цієї групи відносяться високопродуктивні багаторічні трави, що ростуть на культурних лукопасовищних угіддях і трав'янисті рослини з

природних луків і пасовищ, які відносяться до різних господарсько-ботанічних груп (злакові, бобові, різнотрав'я). Узагальнення великого матеріалу проведених досліджень дозволило визначити перелік багаторічних рослин, які використовують в різних країнах на енергетичні цілі (табл. 1).

Необхідно відмітити, що дві групи культур, що вирощуються для отримання біопалива, різняться в технологіях вирощування і в ступеню впливу на стан довкілля. У першому випадку для рослин потрібні умови високої родючості ґрунтів і інтенсивної системи землеробства при обов'язковому використанні засобів хімізації. У другому випадку натиск інтенсифікації технологічних процесів на рослини знижується, що сприяє поліпшенню стану довкілля і збереженню біорізноманітності [63].

Таблиця 2

Багаторічні трави, які використовують на енергетичні цілі

Злакові	Бобові	Природні травостої
Очеретянка звичайна	Різні види люцерни	Різні види високорослого різнотрав'я
Грястиця збірна	Козлятник східний	Трищетинник
Тимофіївка лучна	Конюшина лучна	Біловус
Пажитниця багаторічна, багатоквіткова, райграс високий	Козлятник східний	
Костриця очеретяна, лучна, червона	Буркун білий і жовтий	
Лисохвіст лучний		

Останнім часом велика увага приділяється виробництву і використанню швидко зростаючих деревних рослин (різні види тополі і верби), які висаджують для отримання енергетичних ресурсів. В деяких випадках вони вирощуються на сільськогосподарських землях, що сприяє росту конкуренції по відношенню до земельних і рослинних ресурсів. Проте, опубліковані результати досліджень по вирощуванню цих видів для отримання енергетичних ресурсів на землях, схильних до радіоактивного забруднення, де не можна виробляти сільськогосподарську продукцію. В цьому випадку конкурентні взаємини між рослинами нівелюються, а отримання економічного ефекту гарантоване. Проте, більшість природних і культурних видів трав проявляють високий потенціал стійкості і продуктивності в різних травостоях на лукопасовищних угіддях, добре адаптуються в умовах низькозатратного виробництва біомаси на енергетичні цілі і є конкуруючими культурами для тополі і верби.

Біомаса може продукувати енергію при прямому спалюванні, а в деяких випадках можливе додавання у використовувану трав'яну масу вугілля. Спалювання біомаси, виробленої на лукопасовищних угіддях, є менш бажаним процесом, в порівнянні з використанням інших культур або відходами виробництва у вигляді соломи. Трави містять велику кількість сирого азоту, сірки, хлору, калію, які ускладнюють процес спалювання (затримка маси в реакторі) і можуть спричинити утворення оксидів азоту (парниковий газ).

Більше того, ці елементи можуть впливати негативно на устаткування, що проявляється в корозії металу. Ці технологічні недоліки нівелюються більш раннім періодом скошування травостою, при якому вміст цих елементів зменшується. Проте потрібно враховувати, що при цьому скорочується і урожай.

У зв'язку з цим, перевага віддається групі рослин, що відносяться до С₄ типу фотосинтезу, оскільки вміст золи у них значно нижчий, в порівнянні з травами віднесеними до групи С₃.

Проведені дослідженнями різних травостоїв, що включають від одного до 60 видів рослин (злакові, бобові, високоросле і низькоросле різнотрав'я) на предмет їх високої теплотворної цінності (кількість тепла виділеного в процесі спалювання) і визначення валового виходу енергії. Результати численних варіантів були оброблені статистично з визначенням достовірності результатів досліджень і виявленням індикаторів збільшення і зменшення визначуваних показників для різних функціональних груп рослин. В процесі досліджень встановили, що видова різноманітність рослин позитивно впливає на валовий вихід енергії, діапазон коливань якого складає 56-116-152 ГДж/га в рік залежно від кількісного складу травостою. Видова різноманітність не чинить вплив на підвищення теплотворної цінності, проте бобові культури відіграють важливу роль у збільшенні цього показника і валового виходу енергії. Склад травостою має позитивний вплив на теплотворну якість палива (16,3-19,2 МДж/кг сухої маси) при зменшенні дози внесення азоту.

Зернові культури характеризуються відносно схожими обсягами виробництва метану, але, традиційно мають вищі показники урожаю біомаси. В результаті фермери вважають за краще використовувати зернові і зокрема кукурудзу, а не посіви багаторічних трав, що сприяє конверсії лукопасовищних угідь в орні землі. У цій ситуації технологія силосування трав за допомогою біоферментації для наступного використання на енергетичні цілі буде більш економічно ефективним способом використання біомаси. Це особливо актуально нині і є обмежуючим чинником при трансформації лукопасовищних угідь в орні, що має вирішальне значення в охороні довкілля і збереженні біорізноманітності.

Дослідження свідчать про те, що виробництво біопалива на лукопасовищних угіддях (включаючи групу С₄), розташованих на деградованих ґрунтах, здатне продукувати більше енергії при скороченні втрат парникових газів і зниженні забруднення ґрунтів, в порівнянні з вирощуванням зернових і сої для отримання етанолу і біодизеля.

Результати дослідів з вирощування проса показали, що цей вид здатний продукувати урожай більше 10 тонн сухої маси на 1 га, при утворенні чистої енергії 60 ГДж/га, що багаторазово перевершує показники отримання енергії при використанні не поновлюваних енергетичних ресурсів.

Виробництво біогазу і збір метану на лукопасовищних угіддях визначають різні чинники: фенологічна фаза рослин і їх видовий склад, інтенсивність використання травостою і система догляду, спосіб і метод консервації (використання інокулянтів). У цій ситуації необхідно визначити

вплив вищезгаданих чинників і ретельно вивчити процеси для оптимізації виробництва біогазу з біомаси.

За нашими дослідженнями, при використанні різних видів трав (пажитниця багаторічна, пажитниця багатоквіткова, грястиця збірна, лисохвіст лучний) кількість виділеного метану склало від 300 до 540 м³/кг сухої речовини. Це свідчить про існування видової і сортової специфіки при визначенні даного показника.

В умовах проведення першого укусу на зелену масу були отримані результати (табл. 2), що підтверджують дію видового складу травостою, а отже, і біологічних і генетичних особливостей розвитку рослин на виробництво метану.

Таблиця 3

Вихід метану залежно від видового складу травостою

Рослина (перший укіс, зелена маса)	Вихід метану, м ³ /кг СР
Костриця очеретяна	329
Лисохвіст лучний	338
Тимофіївка лучна	366
Грястиця збірна	366
Пажитниця багаторічна	398
Костриця лучна	401
Костриця червона	456

Максимальні показники виробництва метану забезпечили пажитниця багаторічна, костриця лучна і червона, а мінімум визначили костриця очеретяна і лисохвіст лучний, при рівних значеннях у рослин тимофіївки лучної і грястиці збірної.

Проведені дослідження потенціалу виробництва біогазу з рослин козлятнику східного і його травосумішей (грястиця збірна, пажитниця багаторічна, костриця лучна) показали, що їх вирощування на фоні органічних добрив (гній ВРХ) в забезпечує вихід біогазу 628 м³ / кг сухої маси. Дані порівняльних дослідів із визначення впливу режиму використання травостою на процес утворення біогазу свідчать, що при проведенні трьох-чотирьох скошувань травостою було отримано від 2746 до 3459 м³/га метану, а в умовах екстенсивного використання лише від 649 до 1108 м³/га метану.

Проведений нами аналіз ресурсу біопалива в Україні показав, що енергетичний економічно виправданий потенціал багаторічних трав'янистих фітоценозів становить 7,05 млн. т у. п./рік, що становить 20 % від всього потенціалу біомаси та торфу в Україні. У тому числі на природні кормові угіддя припадає 12 %, плавні і болота 7 %, нетрадиційні енергетичні культури - 1 %.

Поміж енергетичних багаторічних фітоценозів на особливу увагу в Україні заслуговують природні кормові угіддя площа яких становить близько 8 млн. га. Через катастрофічне зменшення поголів'я худоби для виробництва кормів їхня біомаса майже не використовується. Розрахунки показали, що 50 % біомаси природних трав'янистих біоценозів може бути використана для виготовлення твердого біопалива. Економічно доцільний енергетичний по-

тенціал природних кормових угідь України становить 4,22 млн. т умовного палива [65].

Природні луки України в сучасному їх стані маловрожайні, що зумовлено нераціональним їх використанням і недоодержанням протягом багатьох років рекомендованих технологій поліпшення. На відміну від попередніх років коли деградація лукопасовищних угідь відбувалась внаслідок великого навантаження худоби та надмірного використання лучних травостоїв, тепер деградація відбувається внаслідок відсутності використання. Луки заростають грубостебельними рослинами, вкриваються на значних площах купинами. Багато лучних угідь, що межують з лісом, через їх не використання заростають дрібноліссям та чагарниками і стають малопридатними для скошування. Внаслідок цих явищ кормова привабливість природних кормових угідь знижується, проте енергетична цінність збільшується внаслідок поширення грубостебельних рослин (осоти, щавелі, стенак- тис, золотарник тощо), а також деревно-чагарникової рослинності які є добрими енергетичними рослинами.

Аналіз результатів обстеження показав, що продуктивність різних типів угідь є дуже контрастною і коливається в широкому інтервалі: суходільних луків від 0,9 до 1,5 т сухої маси і валової енергії від 17,0 до 27,3 ГДж, низинних відповідно від 1,1 до 2,4 і від 20,0 до 31,0 та заплавних - від 1,3 до 4,4 т і від 22,5 до 78,3 ГДж з одного гектара. Найбільш цінними за нагромадженням біомаси є різнотравно-злакові травостої на вологих низинних і заплавних луках. Продуктивність природних лучних ценозів дуже коливається за роками і визначається їх видовим складом, погодними умовами і родючістю ґрунтів.

Аналіз статистичних даних по Україні показав, що середня продуктивність не поліпшених природних кормових угідь не перевищує 1,4-2,2 т/га сухої маси або 22,2-38,7 ГДж/га валової енергії [64]. Ці дані свідчать, що природні кормові угіддя навіть без перелогів та плавнів й без поліпшення нагромаджують в середньому по Україні близько 12 млн. т сухої маси або 200 млн. ГДж валової енергії. Внесення мінеральних добрив може підвищити їхню продуктивність у 2-3 рази [77].

Проведені науковими установами дослідження і виробнича практика показують, що створення сіяних лучних травостоїв на більшості малопродуктивних природних угідь в декілька разів підвищує їх продуктивність.

Оцінка видового і сортового складу сіяних ценозів на незаливних заплавних осушених луках показала, що урожайність травостоїв знаходиться в інтервалі від 4,6 до 11,70 т сухої маси і від 81,7 до 213,1 ГДж валової енергії з одного гектара (табл. 3) Найбільш продуктивними виявились травостої з участю грястиці збірної, костриці лучної та стоколосу безостого, які забезпечили 9,45-11,22 т/га сухої маси та 170,5-199,1 ГДж/га валової енергії, що в 1,3-2,4 разів більше порівняно з іншими сумішами. Внесення на сіяний злаковий травостій N₁₂₀ підвищувало продуктивність угідь на 5,16-5,73 т/га сухої маси або на 90,0-102,7 ГДж/га валової енергії. Природні травостої на

тому ж фоні Р₆₀ К₉₀ були в 1,7-3,4 рази менш продуктивними порівняно з сіяними травостоями.

Таблиця 4

Вплив видового і сортового складу бобових компонентів травосумішок на продуктивність сіяних ценозів

Склад травосумішки	Без вапнування						Вапнований фон					
	суха маса, т/га			сирій протеїн (середнє)		валова енергія (середнє), ГДж/га	суха маса, т/га			сирій протеїн (середнє)		валова енергія (середнє), ГДж/га
	2012	2013	середнє	%	збір, т/га		2012	2013	середнє	%	збір, т/га	
Конюшина лучна + злаки*	14,22	8,42	11,32	13,6	1,53	199,6	15,68	8,47	12,07	13,9	1,67	213,1
Люцерна посівна + злаки*	10,35	7,10	8,72	12,0	1,04	155,5	12,87	9,42	11,14	13,7	1,52	197,1
Лядвенець український + злаки*	9,81	7,38	8,60	12,3	1,06	150,1	10,84	7,56	9,20	12,8	1,17	163,3
Лядвенець український + конюшина лучна + злаки*	13,96	8,06	11,01	12,5	1,37	192,4	14,14	8,04	11,09	13,8	1,53	196,0
Конюшина повзуча + злаки	9,78	6,85	8,32	12,1	1,01	145,8	10,28	6,95	8,11	12,6	1,02	142,7
Злаки*	6,15	6,22	6,18	12,0	0,74	109,5	7,40	6,31	6,85	12,5	0,85	120,5
Злаки* + N ₁₂₀	13,30	8,65	10,97	12,8	1,40	192,2	14,74	8,45	11,59	12,8	1,48	196,6
Природний травостій	3,30	3,52	3,41	12,0	0,41	56,5	3,66	3,48	3,57	12,6	0,45	62,1
<i>НІР_{0,05}, т/га</i>	<i>0,76</i>	<i>0,86</i>	<i>0,82</i>				<i>0,76</i>	<i>0,86</i>	<i>0,82</i>			

*Злаки - стоколос безостий + костриця лучна + тимофіївка лучна

Залежно від виду трав вихід сухої маси з 1 га з побічною продукцією (соломою), що залишилась після обмолочування насінників трав знаходиться в межах від 1,5 до 4,2 т, а валової енергії - від 26,8 до 73,0 ГДж. Найбільший вихід сухої маси та валової енергії з гектара з побічною продукцією забезпечують насінники пирію середнього, очеретянки звичайної, стоколосу безостого і грястиці збірної.

Хімічний склад біомаси залежить від видової структури і фази збирання. Вміст сирого протеїну в сухій речовині різних травостоїв коливався від 11,2 до 13,7 %, сирого жиру - від 1,8 до 2,1 %, сирої клітковини - від 32,4 до 36,1 %, БЕР від 40,1 до 43,4 % і сирої золи від 8,9 до 11,9 %. Найбільший вплив на енергоємність біомаси має загальна кількість органічних речовин у сухій масі. Як правило якість біомаси визначається вмістом у ній сирої золи [77]. За нашими даними енергетична цінність 1 кг сухої маси різних травостоїв становила 17,51-18,16 МДж, тобто була на рівні цінності соломи пшеничної. Такі невеликі коливання зумовлені незначним вмістом в такій біомасі сирої золи.

Проте вміст сухої маси в лучній траві як сировині для виготовлення твердого біопалива за традиційного збирання, що практикується при заготівлі кормів значно менший ніж у солоні і становить від 20 до 30 %, що безумовно потребує додаткових витрат на висушування, скошування та підбирання біомаси.

Список використаних джерел

1. Алёхин В. В. Фитосоциология и её последние успехи у нас и на Западе // Методика геоботанических исследований. М., 1938. С. 45 – 68.
2. Алёхин В. В., Сырейшиков Д. П. Методика полевых ботанических исследований. Вологда, 1926. 141 с.
3. Бабич А. А. и др. Справочник бригадира кормодобывающей бригады. Одесса: Маяк. 1984. С. 80–116.
4. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / Мелехова О.П. и др.; под ред. О. П. Мелеховой. Москва, 2007. 288 с.
5. Биоэнергетика в Украине: современное состояние и перспективы развития / Г. Г. Гелетука та ін. *Промислова теплотехніка*. 2015. №2, т. 37. С. 68–76.
6. Боговин А. В., Бука А. Я. Удобрение лугов и пастбищ. Научные основы повышения эффективности применения удобрений в Украинской ССР и Молдавской ССР. Кишинев: Штиница. 1983. С. 68–72.
7. Боговин А. В. Концептуальные аспекты биосферно-сбалансированного использования эколого-биологических систем. *Грунтознавство*. 2014. Т. 15, № 3-4. С. 25-37.
8. Боговин А. В. Типы категорий биоразнообразия в условиях антропогенной трансформации экологических систем. *Екологія та ноосферологія*. 2011. Т. 22, № 3-4. С. 73-83.
9. Боговін А. В. Роль лучних бобових трав в підвищенні продуктивності культурних пасовищ. *Вісник с-г. науки*. 1975. №7. С. 53–58.
10. Боговін А. В. Створення культурних пасовищ. Київ: Урожай, 1974. 71 с.
11. Боговін А. В., Паламарчук І. О., Мусіч Л. М., Колобова М. Л. та ін. Вплив азотних добрив на продуктивність травостоїв в умовах зрошення стічними водами. *Землеробство*. Київ: Урожай. 1981. Вип. 54. С. 54–58.
12. Боговін А. В., Слюсар І. Т., Царенко М. К. Трав'янисті біогеоценози, їхнє поліпшення та раціональне використання. Київ: Аграрна наука, 2005. 360 с.
13. Боговін А. В. Оцінка ступеня порушення фіторізноманіття антропогенно трансформованих екосистем. *Екологія та ноосферологія*. 2013. 24, № 3-4. С. 5-15.
14. Валько В. П. Почва – фундамент биосферы. *Международный аграрный журнал*. 1999. №10. С. 18–21.
15. Вовкогон В. Г. Инокуляция. Обязательный технологический прием. *Химия в сельском хозяйстве*. 1987. №3. С. 15–17.
16. Волкогон В. В. Ассоциативные азотфиксаторы корневой зоны кормовых злаков. *Микробиол. журнал*. 1994. Т. 56. №2. С. 40–41.
17. Волкогон В. В. Отзывчивость райграса пастбищного на предпосевную инокуляцию азоспириллами. *Матер. респ. конф. (Вильнюс, 1986)*. Вильнюс. 1986. С. 70–71.
18. Волкогон В. В., Осецкий С. И. Влияние минерального азота на активность процесса азотфиксации в ризоплане кормовых злаков. *Биол. ВНИИСХМ*. 1986. №43. С. 37–41.
19. Воронов А. Г. Геоботаника: учебное пособие для ун-тов и пед. ин-тов. Москва, 1973. 384 с.
20. Вуазен А. Продуктивность пастбищ. Сокр. перевод франц. яз. Н.А. Емельяновой. Москва: Изд. Иностранной литературы, 1959. 271с.
21. Гааз О. Г. Пути повышения продуктивности сеяных пастбищ на суходолах Белоруссии: автореферат доктора с-х. наук ЛатвНИИ. З и ЭСХ. Скривери. 1979. 35с.
22. Гайдуцький П. І. Структурні перекоси і ризики в АПК. *Економіка АПК*. 2014. № 7. С. 38–45.
23. Гаськевич В. Г. Ерозійні процеси в ґрунтах Малого Полісся. *Агрохімія і ґрунтознавство : міжвідомчий тематичний збірник*. Харків: Вид-во ННЦ “ІГіА ім. О.Н. Соколовського”, 2006. С. 206-209.
24. Гелетука Г. Г., Железна Т. А., Олійник Е. М. Перспективи виробництва теплової енергії з біомаси в Україні. *Промислова теплотехніка*, 2013. № 4 (т. 35). С. 5-15
25. Гнатів П. С., Крок Б. О. Зміна структури рослинного покриву і втрати екологічного потенціалу наземних екосистем у гірському регіоні Львівщини. *Науковий вісник Волинського нац. ун-ту ім. Лесі Українки. Біологічні науки*. 2008. Вип. 3. URL: http://www.nbuu.gov.ua/Portal/natural/Nvnu/biolog/2008_3/4/Gnativ2.pdf. (дата звернення: 12.07.2021).
26. Головин В. И. Обоснование технологии восстановления кормовой продуктивности пастбищ Западного Прикаспия для овец: автореферат дис. ... канд. с.-х. наук. Ставрополь, 1995. 33 с.
27. Горб В. Д. Ефективність фосфорно-калійних добрив на культурних пасовищах західного Лісостепу. *Землеробство*. Київ: Урожай 1969. Вип.19. С. 51–55.
28. Горб В. Д., Бака М. Т. Продуктивність культурного пасовища при поверхневому внесенні різних доз аміачної селітри. *Кормовиробництво*. 1974. №2. С. 91–95.

29. Горб В. Д., Машак Я. І. Вплив фосфорно–калійних добрив на врожай і якість зеленої маси конюшини гібридної. *Вісник с–г. науки*. 1976. Вип.4. С. 46–49.
30. Гроссгейм А. А. Определитель растений Кавказа. М., 1949. 747 с.
31. Гуренев М. Н. Теоретические основы и методы окультуривания почв в Приуралье. *Методы окультуривания почв в Приуралье. Межвуз. сб. научн. тр.* Пермь. 1988. С. 4–15.
32. Грунти України: властивості, генезис, менеджмент родючості: навчальний посібник / В. І Купчик. Київ: Кондор, 2007. 414 с.
33. Довбан К. М. Зеленое удобрение. Москва: Агропромиздат. 1990. 208 с.
34. Доросинский Л. М. Повышение продуктивности бобовых культур и улучшение их качества. *Минеральный и биологический азот в земледелии СССР*. Москва: Наука, 1985. С. 142–150.
35. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). М., 1965. 223 с.
36. Дубинковский Г. П., Данильчик Н. И. Влияние различных форм клубеньковых бактерий и микроэлементов (Мо, В) на продуктивность люцерны и биологической активности почв. *Агрохимия*. 1992. №4. С. 90–95.
37. Егорова Е. И. Биотестирование и биоиндикация окружающей среды. Обнинск, 2000. 317 с.
38. Екологічні проблеми землеробства / І. Д. Примак та ін. Київ: Центр учбової літератури, 2010. 456 с.
39. Енергетична стратегія України на період до 2030 р. Директива Кабінету Міністрів № 145 від 15 березня 2006. URL: [http://mpe.kmu.gov.ua/fue/control/uk/doccatalog/list? currDir=50358](http://mpe.kmu.gov.ua/fue/control/uk/doccatalog/list?currDir=50358) (дата звернення: 11.11.2020).
40. Жирмунская Н. И., Приходько Н. В., Овсянникова Т. В., Шаповалов А. Л. Новый регулятор Ростамон. – стимулятор роста корневой системы. *Агрохимия*. 1991. №11. С. 96–104.
41. Залетаев В. С. Жизнь в пустыне. Москва: Мысль, 1976. 271 с.
42. Звягинцев Д. Г. Почвы и микроорганизмы. Москва: изд. МГУ, 1987. 120 с.
43. Зернов А. С. Флора Северо-Западного Кавказа. М., 2006. 664 с.
44. Зозулин Г. М. Научные и практические аспекты использования ландшафтов как эталонов природы. Человек и биосфера. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростовского госуниверситета, 1977. С. 336.
45. Иванов Д. А. Влияние сроков и дробности внесения азотных удобрений на урожайность культурного луга. *Науч. тр. СЗНИИСХ*. Л. 1973. Вып. XXII. С. 3–17.
46. Игловиков В. Г. Жидкие удобрения на лугах. *Кормопроизводство*. 1982. №7. С. 18–21.
47. Ишинтинов И. А., Максимов В. Б., Догбаева М. Д. Севообороты и гумус в Бурятии. *Земледелие*. 1988. №1. С. 39–40.
48. Калининская Т. А. Редькина Т. В. Микрофлора семян риса как источника азотфиксирующих микроорганизмов в его ризосфере. *Изд. АН СССР. Сер. биол.* 1981. №4. С. 617–621.
49. Калінін Ф. А. Застосування регуляторів росту рослин в сільському господарстві. Київ: Урожай., 1989. 163 с.
50. Карашук И. М., Олиаров И. И. Донник в Западной Сибири. Новосибирск. Зап. Сиб. кн. издательство, 1981. 96 с.
51. Кияк Г. С. Луговое хозяйство: учебник для сельскохозяйственных вузов. Киев: Высшая школа глав. изд-во, 1986. 352с.
52. Клапп Э. Сенокосы и пастбища. М. изд-во с–х. литературы, журналов и плакатов, 1961. 613с.
53. Ковелев В. П., Ботяновский Е. В. Влияние пожнивных посевов редьки масляничной на физические и агрохимические свойства почвы. *Агрохимия*. 1990. №5. С. 82–85.
54. Кожемяков А. П. Продуктивность азотфиксации в агроценозах. *Микробиолог. ж.* 1997. т.59. №4. С. 22–28.
55. Колісник Г. Еколого-економічна оцінка трансформації сільськогосподарського землекористування. *Землепорядний вісник*. 2013. №1. С. 29–31.
56. Косенко И. С. Определитель высших растений Северо-Западного Кавказа и Предкавказья. М., 1970. 613 с.
57. Кочерга М. М. Оцінка еколого-економічного збитку в сільськогосподарському виробництві. *Економіка АПК*. 2013. №6. С. 54–58.
58. Кружилин А. С. Биологические особенности продуктивности орошаемых культур. Москва: Колос, 1977. 212 с.
59. Кудря С. О. Перспективи розвитку відновлювальної енергетики в Україні. Матеріали Другого міжнародного «*Energy Industry Forum*», 30 червня 2011 року, м. Київ, Україна. 2011. 31 с.
60. Куксін М. В., Макаренко П. С., Ковтун К. П. Вплив строків внесення і розподіл добрив на врожай і отавність зрошуваних культурних пасовищ. *Корми і кормовиробництво*. Київ Урожай. 1979. Вип. 7. С. 24–28.

61. Куксін М. В., Сухомлін Ф. М. Створення і раціональне використання культурних пасовищ. Вид. 3. Київ: Урожай, 1980. 199с.
62. Кулаковская Т.В., Кутузова А.А. Обзорная информация докладов на 16 симпозиуме Европейской Федерации Луководов, Австрия (28-31 августа 2011 г.). *Адаптивное кормопроизводство*. №4 (8), 2011. С. 6-13.
63. Кулаковська Т. В., Векленко Ю. А. Роль лукопасовищних угідь у вирішенні енергетичної проблеми в Європі. *Збірник наукових праць ВНАУ*. №1 (57). 2012. С. 48–54.
64. Кургак В. Г. Лучні агрофітоценози. Київ: ДІА, 2010. 374 с.
65. Кургак В. Г., Єфремова Г. В., Лещенко Ю. В., Ткаченко А. М. Енергетична цінність багаторічних трав'яних фітоценозів. *Збірник наукових праць ННЦ "Інститут землеробства НААН"*. 2015. Вип. 2. С. 164–173.
66. Кутузова А. А., Ахламова Н. М., Привалова К. Н. Травосмеси для создания культурных пастбищ и сенокосов. *Кормопроизводство*. М. 1975. Вып.11. С. 27–39.
67. Лавренко Е. М. Основные закономерности растительных сообществ и пути их изучения. *Полевая геоботаника*. М.; Л., 1959. Т. 1. С. 60–80.
68. Лапинскас Э. Б. Эффективность инокуляции и применения тиамина для клевера лугового и люцерны на известкованных почвах. *Агрехимия*. 1985. №4. С. 67–70.
69. Лапинскас Э. Б. Эффективность различных препаратов нитрагина и азотных удобрений для люцерны и красного клевера. *Агрехимия*. 1981. №11. С. 10–13.
70. Ларин И. В. и др. Луговое хозяйство и лугопастбищное хозяйство. Ленинград: Колос, 1975. 528 с.
71. Лийв Я. Г. Переформирование естественных растительных сообществ в культурные при поверхностном улучшении естественных лугов и пастбищ. *Вопросы долготлетних культурных пастбищ*: Сб. материалов науч. сес. по вопросам культурных пастбищ, проведенной Зстонским науч.-исслед. инст. земледелия и мелиорации в январе 1960 г. Таллин: 1961. С. 57–64.
72. Литвинская С. А. Деревья и кустарники Кубани. Ростов н/Д, 1993. 230 с.
73. Литвинская С. А., Тильба А. П., Филимонова Р. Г. Редкие и исчезающие растения Кубани. Краснодар, 1983. 159 с.
74. Малиев В. Х., Головин В. И. Обоснование технических средств для энергосберегающей технологии улучшения пастбищ. *Сб. научных трудов ВНИИОК*. Ставрополь, 1990. С. 91–95.
75. Маринеску К. М. Биологические основы плодородия малопродуктивных почв Молдавии: автореф. дис. канд. с.х. наук. Ленинград, 1989. 19 с.
76. Местные базы данных по Андскому региону размещены по адресу: <http://www.condesan.org/links.htm>.
77. Методи визначення енергоємності і поживності, Київ: Держспоживстандарт України, 2009. 15 с.
78. Методика выполнения измерений массовой доли элементов в пробах почв, грунтов и донных отложениях методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии: М-МВИ-80-2008. СПб., 2008. 36 с.
79. Миркин Б. М. Теоретические основы современной фитоценологии. Москва: Наука, 1985. 136 с.
80. Осецький С. І., Іус Л. М., Бегунов В. М., Сторожих. О. С. Лукопасовищне господарство Кубані. *Корми і кормовиробництво*. Вінниця, 2003. Вип. 51. С. 258–261.
81. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб почвы для химического, бактериологического и гельминтологического анализа: ГОСТ 17.4.4.02-84. М., 1984. 6 с.
82. Патент Российской Федерации 2027719. Оксид 2–метипиридинимарганец (2) хлорид, проявляющий свойства регулятора роста растений. П.Г. Дульнев, В.В. Немченко, Г.А. Кокин, А. И. Луйки и др. Опубл. 27.01.95. Бюл. №3.
83. Патица В. П., Волкогон В. В., Токмакова Л. М. Екологічно чиста і енергозберігаюча технологія вирощування і виробництва якісних кормів. *Інститут тваринництва, НТБ УААН*. Харків: 2000. №7 С. 80–82.
84. Патица В. П., Надкернична О. В., Толкачов М. З., Скорик В. В. Азотфіксуючий потенціал сільськогосподарських рослин і його використання в селекції. *Вісник аграрної науки*. 2000. №2. С. 43–46.
85. Патица В. П., Тихонович І. А., Філіп'єв І. Д. Мікроорганізми і альтернативне землеробство. Київ: Урожай, 1993. 76 с.
86. Патыка В.П. Роль азотфиксирующих микроорганизмов в повышении продуктивности сельскохозяйственных растений: автореф. дис. доктора биол. наук. Киев, 1992. 47 с.
87. Пачоский И. К. Основы фитоценологии. Херсон, 1927. 346 с.
88. Пашкевич Н. А. Трансформація рослинного покриву перелогів Шацького національного природного парку. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2012. №9 С. 139–142.

89. Подобед Л. І Перспективні напрямки удосконалення кормовиробництва в Україні. Корми і кормовиробництво. Київ, 2002. Вип. 48. С. 3–7.
90. Пономаренко П. С., Секун І. П., Нехай О. С. Стимулятор росту Емістим «С». *Захист рослин*. 1986. №2. С. 6–10.
91. Пономаренко С. П. Біостимулятори рослин: новий крок. *Захист рослин*. 1977. №10. С. 20–26.
92. Пономаренко С. П. Українські регулятори росту рослин. *Елементи регуляції в рослинництві*. Київ: ВВП Колос. 1998. С. 10–16.
93. Пономаренко С. П., Боровикова Г. С. Регулятори росту рослин. Вітчизняні препарати світового рівня. *Захист рослин*. 1997. №11. С. 2–15.
94. Попова О. Л. Екодіагностика природно-господарської організації території України: агроландшафтний аспект. *Економіка і прогнозування*. 2012. №3. С. 92–101.
95. Пресс-релиз ГЭФ, Вашингтон, 19 ноября 2002 года.
96. Про схвалення Концепції боротьби з деградацією земель та опустелювання. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1024-2014-%D1%80>.
97. Работнов Т. А. Экспериментальная фитоценология. Москва: МГУ, 1987. 160 с.
98. Раменский Л. Г. Проблемы и методы изучения растительного покрова. Ленинград, 1971. 334 с.
99. Родин Л. Е. Продуктивность пустынных сообществ. *Ресурсы биосферы*. Т. 1. Л.-М.: Наука, 1975.
100. Ромашов П. И. Удобрение сенокосов и пастбищ. Москва: Колос. 1969. 271 с.
101. Серебряков И. Г. Экологическая морфология растений. М., 1962. 277 с.
102. Сніговий В., Яворська С, Севідов О. Багаторічні трави – фактор біологізації землеробства. *Пропозиція*. 2003. №6. С. 42–44.
103. Сочава В. Б. Растительный покров на тематических картах. Новосибирск, 1979. 190 с.
104. Сукачѳв В. Н. Избранные труды: в 3 т. Л., 1972-1975. 1215 с.
105. Суханов В. Д. Зеленое удобрение. *Земля Сибирская дальневосточная*. 1987. №6. С. 19–20.
106. Сучасні проблеми державної політики розвитку ринків газового та сумішевого палива в Україні / Рязцев Г. Л. та ін.; за ред. С.В. Сапегіна. Київ: Псіхея, 2012. 112 с.
107. Титко Р. Відновлювальні джерела Енергії (Досвід Польщі для України). Варшава: QWG, 2010. 15 с.
108. Тужилин В. И. Новиков М. Н., Быкова А. В. Сидеральные культуры для нечерноземной зоны. *Химизация сельского хозяйства*. 1990. №5. С. 26–27.
109. Уолтон Питер Д. Производство кормовых культур. (Перевод с англ. И.М. Спичкина). Москва: Агропромиздат, 1986. 286 с.
110. Цюрн Ф. Удобрение сенокосов и пастбищ. Москва: Колос, 1972. 295 с.
111. Чупрова В. В. Влияние сидератов на интенсивность продукционно–деструкционных процессов в агроэкосистемах средней Сибири. *Агрехимия*. 1995. №11. С. 31–41.
112. Шаймиев М. Культура земледелия и урожай. *Сельское хозяйство России*. 1980. №1. С. 28–29.
113. Шенников А. П. Введение в геоботанику. Л., 1964. 447 с.
114. Якубенко Б. Є. Природні кормові угіддя Лісостепу України: флора, рослинність, динаміка, оптимізація: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора біолог. Наук. Київ, 2007. 42с.
115. Якубенко Б. Є., Григорюк І. П. Осередки синантропізації агроландшафтів Лісостепу України. *Біоресурси і природокористування*. 2009. Том 1, № 1–2. С. 15–31.
116. Amon T., Kryvoruchko V., Amon B., Zollitsch VV., Putsch E., 2005. Biogas production from maize and clover grass estimated with the methane energy value system. URL: <http://www.nas.boku.at/filedamin/H93> (дата звернення: 11.11.2020).
117. Anderson P (1995 г.) Ecological restoration and creation: A review. *Biological Journal of the Linnean Society* 56: стр. 187-211 (Экологическое восстановление и созидание: обзор. Биологический журнал общества Линнея).
118. Biodiversity and Animal Feed Future Challenges for Grassland Production. Proceeding of the 22 th General Meeting of the European Grassland Federation Uppsala, Sweden 9-12 June, 2008, Edited by A. Hopkins, T.Gustafsson, J.Bertilsson, G. Dalin, N. Nilsson-Linde, E. Sporndly SLU Repro Uppsala, vol.13, 2008, 1032 p.
119. Bussel R. Leguminosen als Stoppelfruchte und Untersanten liefern hochwerloes Frischfulter und verbessert die Bodenfruchtharbelt. *Feldwiraschalt*, 1983. Bd.24. №4. s.157–159.
120. Castro et al. (2002 г.). *Restoration Ecology*, vol. 10 (Экология восстановления, том 10).
121. Cooper, D. J., L. H. MacDonald (2000 г.). *Restoration Ecology* vol. 8. (Экология восстановления, том 8).
122. Drude O. Die Ocologie der Pflanzen. Braunschweig, 1913. 300 S.

123. Eder J. Maisanbau für die Biogasanlage. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. Freising. Deutschland. URL: <http://www.lfl.bayern.de/ipz/gruenland/18480/index.php> (дата звернення: 11.11.2020).
124. EEA (European Environment Agency), 2006. Integration of environment into EU agriculture policy, the IRENA indicator-based assessment report. EEA Report No 2/2006. 60 pp.
125. Elsässer M., 2003. Möglichkeiten der Verwendung alternative Verfahren zur verwertung von Grünlandmähgut: Verbrennen, Vergären. Kompostieren. *Berichte über Landwirtschaft*, 81. 512-526.
126. Eurostat. http://epp.Eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/statistics/search_database
127. FAO, 2010. Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems. A technical report on grassland management and climate change mitigation. *Integrated Crop Management*. Vol. 9-2010.
128. FAOSTAT <http://faostat.fao.org/default.aspx>
129. Grassland Farming and Land Management Systems in Mountainous Regions. Proceeding of the 16th Symposium of the European Grassland Federation Gumpenstein, Austria August 29th - August 31st 2011, Edited by Erich M. Pötsch, Bernhard Krautzer, Alan Hopkins, vol.16, 2011, 632 p.
130. Hagen D (2002 г.) Propagation of Arctic and alpine native species with a restoration potential. *Polar Research* 21: 37-47. (Размножение местных арктических и альпийских видов, пригодных для восстановительной деятельности. Полярные исследования № 21, стр. 37-47).
131. Hasselmann H., Bergmann H., 2010. Grassland and its economic use as a renewable energy source in biogas plants. *Grassland Science in Europe*, 12, 572-575.
132. Hengl T., Panagos P., Jones A., Tóth G., 2007. Status and prospect of soil information in southeastern Europe : soil databases, projects and applications. Publication of the Joint Research Centre, Institute of Environment and Sustainability, 188 p.
133. Holmes and Richardson. *Restoration Ecology*, vol. 7 (Экология восстановления, том 7).
134. <http://iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasives/>
135. http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/995_030/
136. [http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/791-2014- %D1 %80](http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/791-2014-%D1%80)
137. Jiao Bin. Utilization of green manure for raising soil fertility in China. *Soil Science*. 1983. vol. 135. №1. P.65–69.
138. Knapp M., Rösch C., Jörissen, J., Skaska J., 2010. Strategies to reduce land use competition and increasing the share of biomass in the German energy surplus. 18-h European Biomass Conference and Exhibition - Lyon, 10 p. [http:// www.kit.edu](http://www.kit.edu)
139. Koerner, C., Spehn, E., Messerli, B. (2001 г.) «Конференция по оценке глобального биоразнообразия горных районов в 2000 году», Риги-Калтбад, Швейцария.
140. Kretzscmar G. Auch. 1987 zin Stoppelsaaten aktuell. *Landwirtschaftsblatt Wreser–Ems*. 1987. Bd. 131. №31. S.18–19.
141. Maikhuri, R. K., K. S. Rao. (2002 г.). Rehabilitation of degraded land. Land-use and land-cover change impacts and strategies in the Indian Himalayan Mountains. *IHDP Newsletter no. 01/2002*. (Реабилитация деградированных земель. Последствия и стратегии изменения землепользования и растительного покрова в индийских Гималаях. Информационный бюллетень № 01/2002).
142. Marsden T., Sonnino K., 2008. Rural development and the regional state: denying multi-functional agriculture in the UK. *Journal of Rural Studies*, 24, 422-443.
143. Matzdorf B., Kaiser T., Rohner M.S., 2008. Developing biodiversity indicator to design efficient agri-environmental schemes for extensively used grassland. *Ecological Indicators*, 8, 256-269.
144. Mosyakin S. L. Vascular plants of Ukraine a nomenclatural checklist / S.L. Mosyakin, M.M. Fedoronchuk; Editor S.L. Mosyakin / M.G. Kholodny Institute of Botany. – Kyiv, 1999. – 345 p.
145. Newbould P. Temperature and Legume. 1983. P. 417–422.
146. Nizami A., Korres N., Murphy J., 2009. A review of the integrated process for the production of grass biomethane. *Environmental Science and technology*, 43, 8496-8508.
147. Oppewal J., 2010. Suikerbiet gooit hoge ogen in vergister. *Boerderij*, 8, 30-32.
148. Organic carbon content (%) in the surface horizon of soils in Europe <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esdb.archive/octop/octop.download.html>
149. Paavola T., Lehtomaki A., Seppala M., Rintala J., 2007. Methane Production from reed canary grass. CROPGEN Publication. Jyväskylä. Finland.
150. Peeters A., Beaufoy G., Canals R.M., De Vlieghe A, Huyghe C., Isselstein J., Jones G., Kessler W., Kirilov A., Mosquera-Losada M.R., Nilsson-Linde N., Parente Ci., Peyraud J.-L., Pickert J., Plantureux S., Porqueddu C., Rataj D., Stypinski P., Tonn B., van den Pol -van Dasselaar A., Vintu V., Wilkins R., 2013. Grassland term definitions and classifications adapted to the diversity of European grassland-based systems. European Grassland Federation and the EC MULTISWARD project, 9 pp.

151. Peeters A., Hopkins A., 2010. Climate change in European grasslands. *Grassland Science in Europe*, 15, 72-74.
152. Prochnow A., Heiermann M., Plöchl M., Amon T., Hobbs P., 2009. Bioenergy from permanent grassland - a review: 2. Combustion. *Bioresource Technology*, 100, 4945-4954.
153. Prochnow A., Heiermann M., Idler C., Linke B., Plochl M., Amon T., Langeveld H., Hobbs P., 2008. Biogas yields from grassland. *Grassland Science in Europe*. 13, 727-729.
154. Raunkiaer C. The life forms of plant and statistical plant geography. – Oxford: Clarendon Press. 1934, – 632 p.
155. Richter F., Wachendorf M., 2010. A comparison of different conversion techniques for the production of energy from permanent grasslands. *Grassland Science in Europe*, 15, 274-276.
156. Roeder N., Hennessy T., Stilmant D., 2007. Impact of the CAP-reform of 2003 on the use of pastoral land in Europe. *Grassland Science in Europe*, 12, 445-462.
157. Rudiger H. Zischenfrucht und Stroh halten Boden gesund. DLZ. 1986. Bd. 37. №6. S.882–885.
158. Schmalzer K., Weiss K., Krause R. 2010. Suitability of perennial grasses and legume-mixtures for methane production. *Grassland Science in Europe*. 15, 283-285.
159. Shurley W.D. Economics of legume cover crops in corn production. *The role of legumes in conservation tillage systems*. 1987. P. 152–153.
160. Singer, F. J., V. C Bleich, M. A. Goudon. (2000 г.). Restoration Ecology vol. 8. (Экология восстановления, том 8).
161. Singh A., Korres N., Murphy J., 2010a. Grass biomethane: a sustainable alternative industry for grassland. *Grassland Science in Europe*. 15, 139-148.
162. Singh A., Smyth B., Murphy J., 2010b. A biofuel strategy for Ireland with an emphasis on production of biomethane and minimization of land take. *Renewable and Sustainable reviews*, 14, 277-288.
163. Solter U., Höppner F., Liesink W., Ingwersen B., Feuerstein U., Greef J.. 2010. Grass and grass - legume mixtures for methane production. *Grassland Science in Europe*, 15, 295-297.
164. Stevenson L. Nitrogen in soils agricultural soils agronomy. 1982. №22. P. 11–20.
165. Taube F. Hermann A., Potsch E., 2007. What are the consequences of producing energy crops in the European Union for grassland renovation and new forage production systems? *Grassland Science in Europe*. 12, 463-471.
166. Taube F., Wachendorf M., Trott H., 2002. Future challenges in grassland cultivation in Europe. In: Grass re-sowing and grass-arable crop rotations, EGF Working Group Report. 67-78.
167. The biogeographical regions in Europe (EEA 2009) <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/biogeographical-regions-in-europe>
168. Tonn B., Thumm U., Claupein W., 2010. Life cycle of heat generation using biomass from semi-natural grasslands in Central Europe. *Grassland Science in Europe*, 15, 284-296.
169. Weiland P., 2007. Stand und Perspektiven der Erzeugung und Nutzung in Deutschland. *Agrarspectrum*, 40, 111-122.
170. Wilkins R.J., Hopkins A., Hatch D.J., 2003. *Grassland in Europe*. *Grassland Science*, 49, 258-266.
171. Wittenberg R, Cock MJW (2001 г.) Invasive alien species. How to address one of the greatest threats to biodiversity: a toolkit of best prevention and management practices. CAB International, Wallingford. (Инвазивные чужеродные виды. Способы устранения одной из самых серьезных угроз биоразнообразию: набор инструментальных средств самых эффективных методов предотвращения интродукции и контроля. Международная сеть сельскохозяйственного бюро Содружества наций).
172. www.fao.org/ag/.
173. www.icimod.org.

Наукове видання

«Методи підвищення продуктивності лучних угідь на основі еколого-біологічних принципів управління продукційним процесом»

Рекомендації підготували:

В. Ф. Петриченко, Ю. А. Векленко, В. А. Ящук, О. Ф. Ліцький

Інститут кормів та сільського господарства Поділля
21000, м. Вінниця, пр. Юності 16; тел./факс (0432) 46-41-16;
E-mail: fri@vn.ua

Редактор Ірина Воронецька

*Підписано до друку 02.12.2021 р.
Формат 60×84/16. Папір офсетний
Гарнітура Times New Roman. Друк різнографічний
Умовн. друк. арк. 3,49
Замовлення № 349
Наклад 100 прим.*

*Виготовлювач ФОП Рогальська І.О.
м. Вінниця, Хмельницьке шосе, 145
тел.: (0432) 56-80-80, 50-29-02
e-mail: dilo_vd@ukr.net
Свідоцтво В03 № 635744 від 01.03.2010 р.*