



**ПРОБЛЕМИ
ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ
НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ**

**Житомир
2001**

Державний комітет лісового господарства України
Український ордена “Знак Пошани” науково-дослідний інститут
лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г.М.Висоцького
Поліський філіал

**ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ
НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ**

Випуск 2 (8)

Наукові праці

Видавництво «ВОЛИНЬ»

Житомир, 2001

State committee of forestry of Ukraine
Ukrainian Scientific Research Institute of Forestry
and Agro-Forest Amelioration
Polis'ky branch

**PROBLEMS OF ECOLOGY OF FORESTS
AND
FOREST USE ON POLISSYA OF UKRAINE**

Issue 2 (8)

Scientific works

«VOLYN'» PUBLISHERS

Zhitomir, 2001

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

В.П. КРАСНОВ (головний редактор), Т.Л. АНДРІЄНКО, В.О. БУЗУН, В.М. ВОЙЦИЦЬКИЙ,
В.А.ГАЙЧЕНКО, М.І. ГОРДІЄНКО, С.П. ІРКЛІЄНКО (заступник головного редактора), Я.В. КОВАЛЬ,
М.Є. КУЧЕРЕНКО, П.І.ЛАКИДА, М.А. ЛОХМАТОВ, В.М. МАУРЕР, О.С. МІГУНОВА,
М.І.ОНИСЬКІВ, О.О. ОРЛОВ, В.І. ПАРПАН, В.П. ТКАЧ, В.П. ШЛАПАК

EDITORIAL BOARD:

V.P. KRASNOV (Editor-in- Chief), T.L. ANDRIENKO, V.O. BUZUN, V.M. VOITSITSKY,
V.A.GAYCHENKO, M.I. GORDIENKO, S.P. IRKLIENKO (Associated Editor), Y.V. KOVAL',
M.E.KUCHERENKO, P.I. LAKIDA, M.A. LOKHMATOV, V.M. MAURER, O.S. MIGUNOVA,
M.I.ONIS'KIV, O.O. ORLOV, V.I. PARPAN, V.P. TKACH, V.P. SHLAPAK

Адреса редакційної колегії: 10004 м.Житомир, проспект Миру, 38, Поліський філіал
УкрНДІЛГА. Тел./факс (0412) 26-86-28; e-mail: station @ zt.ukrpack.net

Видається за рішенням Вченої ради УкрНДІЛГА.

ББК 634.9 (4Укр)
УДК 630.9;551.251

П78

Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України. - Вип. 2 (8).
-Житомир: Волинь, 2001. - 171 с.

Представлені результати досліджень з питань радіоекології лісу, лісовництва і лісокористування
в Поліссі та в інших найбільш лісистих регіонах України і Росії.

Для науковців і спеціалістів лісового господарства.

Problems of ecology and forest use on Polissya of Ukraine. - Issue 2 (8). -
Zhitomir: Volyn', 2001. - 171 p.

Results of investigations on radioecology and forestmaning, forest use in Polissya and other the most
forested regions of Ukraine and Russia are presented.

For researchers and specialists of forestry.

ISBN 966-7390-36-5 Наукові праці Поліського філіалу УкрНДІЛГА.

ISBN 966-690-001-7 Випуск 2 (8).



Поліський філіал Українського
ордена "Знак Пошани" науково-
дослідного інституту лісового
господарства і агролісомеліорації
ім. Г.М.Висоцького, 2001

ЗМІСТ

Краснов В.П., Ірклієнко С.П., Бузун В.О. Підсумки наукової діяльності Поліської лісової науково-дослідної станції.....	7
Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Долін В.В., Сущик Ю.Я., Шраменко І.Ф., Кононенко Л.В., Прищепка О.Л. Балансовий підхід до радіогеохімічних досліджень автореабілітаційних процесів у лісових екосистемах.....	10
Марадудин И.И., Панфилов А.В. Радиоэкологическая классификация типов леса в зонах радиоактивного загрязнения.....	26
Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Прищепка О.Л., Курбет Т.В., Дмитренко О.Г., Порівняльна оцінка ролі різних компонентів лісової екосистеми лишайникового бору у розподілі сумарної активності ¹³⁷ Cs.....	37
Дидух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Устименко П.М., Коротченко И.А., Захарова Т.А. Растительный покров 30-километровой зоны Ровенской атомной электростанции (РАЭС) и оценка возможных его изменений.....	46
Ірклієнко С.П., Краснов В.П., Дмитренко О.Г., Орлов О.О. Особливості радіального розподілу ¹³⁷ Cs в деревині сосни звичайної.....	60
Orlov A.A. Elaboration of algorithm and application of multiple method of phytoindication of habitat parameters and intensity of ¹³⁷ Cs migration in the system «soil–plant».....	66
Лукашов Д.В., Балан П.Г. Кількісна оцінка ролі двостулкових молюсків у процесах міграції ⁹⁰ Sr та ¹³⁷ Cs у прісноводних екосистемах: на прикладі водойми-охолоджувача ЧАЕС.....	75
Зезіна Н.В., Блащук І.А., Д'яченко А.І., Тулєнінов К.Л. Розробка підходів до фітодезактивації забруднених радіонуклідами територій.....	80
Дмитренко О.Г., Холод М.М. Вміст ¹³⁷ Cs у деревині сосни звичайної після технологічної переробки.....	87
Курбет Т.В. Зменшення вмісту ¹³⁷ Cs у плодкових тілах їстівних грибів шляхом їх кулінарної обробки.....	91
Холод Н.Н., Дмитренко А.Г. Прищепка А.Л., Ткачук В.И. Радиологический контроль в лесном хозяйстве Житомирщины в 2000 году.....	96
Свириденко В.С., Ірклієнко С.П., Турчак Ф.М. Досвід реконструкції малоцінних молодняків в Андрушівському лісництві Попільнянського держлісгоспу.....	103
Войтюк В.П., Коцун Л.О. Поширення та насіннева база інтродукованих деревних порід у Волинській області.....	106
Волошинова Н.О. Цвітіння та плодоношення дуба на клонових насінних плантаціях на Рівненщині.....	110
Мартынюк А.А., Коженков Л.Л., Дороничева Е.В., Рыкова Т.В., Ромашкевич Е.В. Экологическое нормирование техногенного воздействия на леса: основные итоги исследований.....	116
Мешкова В.Л. Фенологічний прогноз рудого соснового пильщика для різних зон України.....	125
Бузун В.О., Турчак Ф.М., Головецький М.П. Деякі аспекти зростання сосни Банкса у борах Полісся.....	131
Борисова В.В., Вирощування сіянців модрина європейської у теплицях із використанням регуляторів росту рослин.....	135
Головецький М.П., Бузун В.О., Турчак Ф.М. Твердість ґрунту в соснових культурах свіжого бору.....	139
Гримашевич В.В. Влияние погодных условий на плодоношение лесных съедобных грибов....	144
Болтенков Ю.О. Вплив соснового екстракту на ріст міцелію дереворуйнівних грибів у чистій культурі.....	150
Гримашевич В.В. Влияние позднеосенних заморозков на плодоношение черники в Полесье..	152
Коржов В.Л., Кудря В.С., Гридзук І.Д. До питання використання лісосировинної бази Карпатського регіону.....	155
Якушенко Д.М. Синтаксономия грабовых лесов территории проектируемого Коростышевского национального парка.....	160
Бузун В.О. В пошуках “забутої” станції.....	165
Г.П. Мокрицький “ЛІСОВА СПРАВА”, або чеський і німецький слід під Житомиром.....	169

CONTENTS

Krasnov V.P., Irkliencko S.P., Busun V.A. Results of scientific activities of Poleskaya forest scientific research station.....	7
Orlov O.O., Irkliencko S.P., Dolin V.V., Sushchyk Yu.A., Shramenko I.F., Kononenko L.V., Prishchepa O.L. Balance Approach to the Radiogeochemical Researches of Autorehabilitation Processes in the Forest Ecosystems.....	10
Maradudin I.I., Panfilov A.V. Radioecological classification of forest types in radioactive contaminated zones.....	26
Orlov O.O., Irkliencko S.P., Prishchepa O.L., Kurbet T.V., Dmitrenko O.G. Comparative evaluation of the role of various components of forest ecosystem of lichenicolous bor in distribution of the total ¹³⁷ Cs activity.....	37
Didukh Ya.P., Shelyag-Sosonko Yu.R., Ustimenko P.V., Korotchenko I.A., Zakharova T.A. Plant cover of 30-km zone of Rivne nuclear power plant (RNPP) and evaluation of its possible changes	46
Irkliencko S.P., Krasnov V.P., Dmitrenko A.G., Orlov A.A. Peculiarities of radial distribution of ¹³⁷ Cs in wood of Scotch pine.....	60
Orlov A.A. Elaboration of algorithm and application of multiple method of phytoindication of habitat parameters and intensity of ¹³⁷ Cs migration in the system «soil–plant».....	66
Lukashov D.V., Balan P.G. The quantitative estimation of mussels role in migration processes of ⁹⁰ Sr and ¹³⁷ Cs in freshwater ecosystems: for example of Chernobyl NPP water-cooler pond.....	75
Zežina N.V., Blashchuk I.A., Dyachenko A.I., Tuleninov K.L. Elaboration of approaches to phytodesactivation of radionuclide contaminated territories.....	80
Dmitrenko A.G., Kholod M.M. ¹³⁷ Cs content in Scotch pine wood after technological processing.....	87
Kurbet T.V. Decreasing of ¹³⁷ Cs content in fruitbodies by its culinare processing	91
Kholod M.M., Prishchepa O.L., Tkachuk V.I. Radiological controle in forestry of Zhitomir region in 2000.....	96
Svyrydenko V.E., Irkliencko S.P., Turchak F.N. Reconstruction practice of low-valued young stands in Andrushivka district forestry at Popilnia state forestry.....	103
Voytyuk V.P., Kotsun L.A. Distribution and seed base of introducing tree species in Volyn' region...	106
Voloshinova N.A. Flowering and fruiting of oak on clone seed plantations in Rivne region.....	110
Martynuk A.A., Kozhenkov L.L., Doronitcheva E.V., Rykova T.V., Romashkevitch E.V. The ecological normation of technogenous effect on forests: the main research results.....	116
V.L.Meshkova Phenological prognosis of <i>Neodiprion sertifer</i> Geoffr. for different zones of Ukraine..	125
Buzun V.A., Turchak F.N., Golovetskiy M.P. Some aspects of growth of <i>Pinus banksiana</i> in bors of Polesse.....	131
Borisova V.V. The growing of seedling of european larch in hotheuses using of plants growth's regulators.....	135
Golovetsky M.P., Buzun V.A., Turchak F.N. Soil hardness in pine plantations of fresh bor.....	139
Grimashevich V.V. Influence of weather conditions on fruiting of forest edible mushrooms.....	144
Boltenkov Yu.A. The influence of pine's extract to the growth of wood-destroying fungi in vitro.....	150
Grimashevich V.V. Influence of late spring frosts on fruiting of bilberry in Polissya	152
Korzhov V.L., Kudra V.S., Hrydzhuk I.D. To a problem of use of the Karpathien forests resource.....	155
Yakushenko D.M. Syntaxonomy of hornbeam forests of territory of projected Korostyshev national park.....	160
Buzun V.O. In search of “forgotten” station.....	165
Mokritskiy G.P. “FOREST CASE” or Czech and German sing near Zitomir.....	169

Краснов В.П. –
доктор сільськогосподарських наук,
Ірклієнко С.П., Бузун В.О. –
кандидати сільськогосподарських наук,
 Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Підсумки наукової діяльності Поліської лісової науково-дослідної станції

З перших років створення Українським науково-дослідним інститутом лісового господарства велась послідовна робота по організації зональної наукової мережі. На той час в районі Українського Полісся, де знаходиться 40% лісів країни, не було спеціалізованої лісової установи. Створені в 20-х роках опорні пункти в Олевську і Радомишлі, а потім (1930 р.) – Поліська лісова дослідна станція в Корабельному лісництві існували недовго і не встигли розгорнути істотну наукову роботу в галузі лісівництва. Це завдання було виконано тут лише після організації в 1956 р. Поліської агролісомеліоративної дослідної (з 1994 р. – науково-дослідної, з 1998 р. – лісової) станції, де вже з перших років діяльності згуртувався колектив висококваліфікованих науковців. Спочатку під керівництвом вчених УкрНДІЛГА, а надалі й самостійно, науковці станції змогли охопити широке коло найбільш актуальних питань, пов'язаних із обґрунтуванням і розробками системи лісгосподарських заходів, спрямованих на підвищення продуктивності лісів Українського Полісся.

В наступні десятиріччя посилення антропогенного впливу на природні угруповання, загроза втрати біорізноманітності в лісах, зменшення їх продуктивності і стійкості, зміни державної політики в питаннях лісокористування та інші фактори привели до необхідності інтенсифікації досліджень в Поліссі на всіх напрямках лісознавства та лісівництва. В держлігоспах Волинської, Рівненської, Житомирської, Київської, Чернігівської та інших областей станцією була закладена широка експериментальна база, яку склали сотні стаціонарів, пробних площ, дослідно-виробничих об'єктів, дані яких служили надійною основою для наукового обґрунтування і розробки відповідних рекомендацій виробництву. Вже в 1956–1960 рр. наукова діяльність станції була спрямована на вирішення двох тісно пов'язаних між собою проблем – підвищення продуктивності лісів і лісовідновлення в Поліссі. З цією метою тематика досліджень включала як теоретичні питання, так і конкретні розробки способів і технології господарських робіт:

- вивчення гідрологічного режиму лісів і розробка способів його регулювання;
- дослідження фізико-хімічних і біологічних властивостей ґрунтів у різних типах лісу;
- організація господарств із швидкоростучих порід;
- способи створення лісових культур із швидкоростучих і господарсько цінних порід;
- способи створення лісових культур на староорних землях Полісся;
- методи і техніка рубок догляду для різних лісорослинних умов;
- система добрив для деревних рослин у розсадниках і на плантаціях;
- випробування нових видів дерев і чагарників в Поліссі.

Узагальнення передового виробничого досвіду та матеріалів трудомістких польових досліджень дало можливість розробити цінні рекомендації виробництву, багато з яких не втратило свого значення і сьогодні. В той же час дослідження перших років стали базовими для розширення і поглиблення знань про специфіку лісорослинних умов і ведення лісгосподарської діяльності в Поліссі України. Це стосується, в першу чергу, зважаючи на значну заболоченість лісів Полісся, вивчення водного режиму лісових територій, впливу на нього лісоосушення, рубок головного користування та рубок догляду за лісом. Багаторічні систематичні спостереження за рівнем ґрунтових вод дозволили обґрунтувати диференціацію норм осушення, визначити його ефективність. Надалі основна увага була приділена питанням лісгосподарського освоєння осушених земель. Ці дослідження завершилися у 1981-1985 рр. підготовкою рекомендацій по лісокультурному освоєнню і по реконструкції осушених насаджень, проведенню в них рубок догляду, нормативів витрат на ремонт і утримання осушувальної мережі і, нарешті (1988 р.), - розробкою системи заходів по вдосконаленню ведення лісового господарства на осушених землях.

Подальші дослідження властивостей родючості лісових ґрунтів Полісся прояснили закономірності взаємодії між лісом і ґрунтом, шляхи інтенсифікації кругообігу речовин у різних лісорослинних умовах, дали наукове обґрунтування таким заходам по підвищенню продуктивності лісонасаджень, як внесення мінеральних і органо-мінеральних добрив у розсадники, лісові культури і насадження. Широке випробування цих заходів у лігоспах дозволило обґрунтувати види, дози і строки внесення добрив механізованим шляхом.

Традиційною тематикою протягом періоду діяльності станції залишалися питання штучного лісовідновлення. Спочатку основна увага приділялася залісненню старих вирубок, пустирів та згаріщ

воєнного періоду і післявоєнних років, а з 60–70-х рр. дослідження цього напрямку велись переважно на свіжих зрубках з метою розробки нових типів лісових культур і технології їх створення. За участю станції були розроблені рекомендації по створенню плантаційних культур сосни різного цільового призначення та по технології вирощування із застосуванням крупномірного посадкового матеріалу сосни звичайної.

Проведені наприкінці 50-х років роботи по елітному насінництву були продовжені станцією з 1972 р., коли в повному обсязі почались вивчення формової структури природних популяцій сосни звичайної, відбір та розмноження кращих форм цього виду на постійних лісонасінневих плантаціях, перевірка їх спадковості у випробувальних культурах, відбір еліти і створення ПЛНП 2 порядку, розробка методів стимулювання плодоношення сосни на плантаціях шляхом внесення повних мінеральних добрив тощо. Результати досліджень станції включені в усі рекомендації та нормативні документи по елітному насінництву основних лісоутворюючих порід України, а створена за безпосередньої участі науковців лісонасіннева база у Волинській, Рівненській, Житомирській областях вже понад 10 років використовується для збору поліпшеного за спадковими властивостями насіння.

Після реорганізації лісових галузей України та створення комплексних підприємств – лісгоспзагів у 1961-1970 рр. велика увага була приділена питанням лісокористування, в першу чергу науковому обґрунтуванню способів і технології рубок головного користування, для чого був вивчений хід природного поновлення під наметом лісу і на зрубках, закладена серія дослідно-виробничих лісосік, де випробовувалась технологія лісозаготівель із збереженням підросту, досліджений вплив лісозаготівель на поверхневі шари ґрунту лісосік. Результати досліджень були використані в Правилах рубок головного користування в рівнинних лісах України. У зв'язку із появою на виробництві нових засобів механізації лісозаготівель, а потім багатоопераційних лісозаготівельних машин, вплив головних рубок на лісові фітоценози і навколишнє середовище вивчався повторно у 1976-1980 та 1986-1995 рр. Нові доробки станції для рівнинних лісів увійшли складовою частиною у Правила рубок головного користування в лісах України, затверджені постановою Кабінету Міністрів України в 1995 р. Розроблені також і затверджені для впровадження рекомендації по формуванню соснових і сосново-дубових насаджень із збереженого підросту.

Поскілки в Поліссі широко, особливо в соснових насадженнях на староорних землях, значне розповсюдження здобуло захворювання і всихання насаджень від кореневої губки, на станції були розпочаті дослідження фізіологічних основ росту і стійкості деревних порід, була створена дослідна база для випробування різноманітних лісгосподарських заходів з профілактики розповсюдження кореневої губки. Результати довгострокових (60–80-і рр.) досліджень дозволили розробити рекомендації по вирощуванню стійких до кореневої губки лісових культур другого покоління, по застосуванню профілактичних заходів проти ураження соснових культур цією хворобою, а також класифікацію умов місцезростання за ступенем імовірності виникнення осередків корневих гнилей у хвойних насадженнях, взяти участь у розробці ряду інструкцій, технічних вказівок, рекомендацій міжнародного значення.

З 1981 р. новим напрямком досліджень стала розробка заходів по збереженню і підвищенню врожайності дикоростучих ягідників, а з 1986 р. – визначення оптимальної кількості диких копитних тварин. Дослідження за цією тематикою дозволили розробити і направити для впровадження лісгосподарським підприємствам відповідні рекомендації.

Певне місце в дослідженнях станції займали в різні роки питання механізації лісгосподарських робіт, протиерозійних заходів на Овруцько-Словечанському кряжі, лісівничого використання земель, непридатних для сільськогосподарського виробництва, використання деревини дуба на промислові потреби, деревної сировини для целюлозно-паперового комбінату, відходів деревини на технологічні потреби, впливу довгочасного підсочування на життєдіяльність соснових насаджень, підвищення стійкості насаджень до промислового забруднення, моніторингу лісових екосистем. Вивчення проблем економіки лісового господарства регіону дозволило розробити методи вдосконалення лісокористування, обґрунтувати шляхи інтенсифікації лісового господарства і підвищення продуктивності лісів на прикладі Житомирської області, а потім – розробити науково-технічний прогноз та обґрунтувати розвиток і розміщення лісового господарства до 2000 року, регіональну систему ведення лісового господарства, яка забезпечує раціональне використання, ефективне відтворення, успішний захист і надійну охорону лісових ресурсів.

Новий етап в дослідницькій роботі станції почався з 1986 р., після катастрофи на Чорнобильській АЕС, коли науковці Поліської ЛНДС були підключені до досліджень по ліквідації її наслідків. Спочатку ці дослідження велись невеликими силами, але після організації на станції наукової лабораторії радіоекології лісу і виробничої радіологічної лабораторії радіологічна тематика набула домінуючого значення, а станція зайняла провідне місце у вивченні міграції радіонуклідів у лісових екосистемах, вмісту них у лісовій продукції, розробці заходів по веденню лісового господарства на радіаційно забруднених територіях. Радіаційна обстановка визначає сьогодні соціально-економічний розвиток лісового господарства та інших галузей в регіоні Полісся, а тому всі напрямки лісівничих досліджень здійснюються з врахуванням цього фактору. На всій території радіаційно забруднених лісів України впроваджені, розроблені за провідною участю науковців станції, рекомендації та нормативи по веденню лісового господарства в цих умовах.

Протягом всього періоду діяльності станція здійснювала пропаганду результатів наукових досліджень, в першу чергу, шляхом видавничої діяльності. Всього зареєстровано біля 1100 друкованих праць, опублікованих співробітниками станції чи за їх участю, загальним обсягом понад 500 друк. аркушів. Вийшло в світ 8 монографій, 18 брошур, 450 статей в наукових збірниках і журналах, 36 рекомендацій та нормативних матеріалів. Станція видала 6 збірників наукових праць. Науковці станції зробили на конференціях, семінарах, нарадах міжнародного і загальнодержавного рівня понад 300 доповідей і повідомлень, представляли матеріали на державних і спеціалізованих виставках.

Впровадження результатів досліджень проводилось безпосередньо в лісгосподарських підприємствах регіону шляхом створення широкої мережі дослідно-виробничих об'єктів, навчання спеціалістів тощо. За останні 30 років у Поліссі України збільшилась лісистість, істотно зріс запас земель, вкритих лісовою рослинністю, поліпшились інші показники лісового фонду, багато в чому завдяки співдружності науковців станції з лісівниками-виробничниками поліських областей.

Здобутки станції залежали і від постійного підвищення кваліфікації наукових співробітників. За час діяльності станції дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата наук успішно захистили 24 чол., доктора наук – 3 чол. Сьогодні колишні науковці Поліської ЛНДС працюють в науково-дослідних і учбових установах лісового профілю Санкт-Петербурга, Києва, Львова, Харкова, Дніпропетровська, Луцька, Рівного, Житомира.

У 2000 р. Поліська лісова науково-дослідна станція реорганізована у Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства і агролісомеліорації.

Висновки

Вся діяльність Поліської ЛНДС була спрямована на розробку системи ведення лісового господарства в Українському Поліссі, в останні роки – в умовах радіаційного забруднення лісів. Наслідком її є підвищення продуктивності лісів регіону.

Передумовами успішної діяльності стали інтенсивна підготовка наукових кадрів, активна пропаганда результатів досліджень, тісний зв'язок із виробництвом.

Краснов В.П., Иркиенко С.П., Бузун В.А.

Итоги научной деятельности Полесской лесной научно-исследовательской станции
Полесский филиал УкрНИИЛХА, 10004 г.Житомир, проспект Мира, 38

Анализируется научная деятельность Полесской АЛНИС за период 1956–1999 гг.: основные направления исследований, результаты исследовательской работы, пропаганда и внедрение их в лесохозяйственное производство, подготовка научных кадров, издательская деятельность.

К л ю ч е в ы е с л о в а : научная деятельность, исследования, внедрение, научные кадры, публикации.

Krasnov V.P., Irklienko S.P., Busun V.A.

Results of scientific activities of Polesskaya forest scientific research station
Polis'riy branch of UkrSRIFA; 10004, prospekt Mira, 38, Zhitomir, Urraina

The scientific activity of Polesskaya forest scientific research station in the period of 1956-1999 is analyzed: the main directions of research; results of investigations; their propaganda and introduction into forestry; preparing of scientific stuff; publishing activity.

K e y w o r d s : scientific activity, research, introduction, scientific stuff, publicftion

¹Орлов О.О. –
кандидат біологічних наук,
¹Ірклієнко С.П. –
кандидат сільськогосподарських наук,
²Долін В.В. –
кандидат геолого-мінералогічних наук
²Сущик Ю.Я. –
кандидат геолого-мінералогічних наук,
²Шраменко І.Ф. –
кандидат геолого-мінералогічних наук,
²Кононенко Л.В. –
кандидат геолого-мінералогічних наук,
¹Прищепа О.Л. –
аспірант
1- Поліський філіал УкрНДІЛГА,
м. Житомир;
2- Державний науковий центр радіогеохімії
навколишнього середовища НАН та МНС
України, м.Київ

Балансовий підхід до радіогеохімічних досліджень автореабілітаційних процесів у лісових екосистемах

Вступ

Ідеї академіка В.І.Вернадського щодо ролі живих організмів у геохімічній історії Землі, в утворенні біосфери викликали до життя ряд окремих наукових напрямків. Одними з них є геохімічна екологія та геохімія ландшафтів. Ці науки виникли на межі геохімії, географії, ботаніки та зоології і вивчають біогенний кругообіг хімічних елементів усередині екосистем, а також реакції живих організмів на зміну геохімічних параметрів середовища. Основні засади геохімічної екології були сформульовані А.П.Виноградовим та В.В.Ковальським. Принципи балансового підходу до геохімічних досліджень ландшафтів розроблено Б.Б.Полиновим і розвинуто у працях А.І.Перельмана, М.А.Глазовської, К.І.Лукашова, Б.Ф.Міцкевича. Значний внесок у біогеохімію зроблено Д.П.Малогою, С.М.Ткаличем, О.Л.Ковалевським, П.А.Власюком тощо.

Протягом декількох десятиріч інтенсивно досліджувався хімічний склад живих організмів, біогеохімічні ендемії, біогенний кругообіг речовин тощо. Необхідність вивчення геохімії екосистем стрімко зростає із появою такої прикладної проблеми сучасності, як охорона навколишнього середовища від техногенного забруднення: штучних радіоактивних елементів, важких металів, відходів промислового виробництва, пестицидів, гербіцидів, ядохімікатів, побутових відходів тощо. При цьому рослини, мікробіота і тварини виявились не тільки вдалим модельним об'єктом при вивченні токсикології елементів-забруднювачів, але також індикаторами забруднень та їх біологічних наслідків в оточуючому людину середовищі.

Реальна оцінка ролі рослин у наземних екосистемах неможлива без визначення основних показників рослинного світу: запасу біомаси, річної продуктивності, інтенсивності споживання окремих елементів рослинами. Вивчення кругообігу хімічних елементів у наземних екосистемах створює реальну основу для строго кількісного визначення ролі рослинного покриву у біогенній міграції елементів у останніх.

Застосування балансового методу при дослідженні міграції елементів через рослинні асоціації визначає перехід від якісного розуміння природних процесів до кількісного. Лише таким чином стало можливим визначити потоки найважливіших елементів і їх сполук через ценози, визначити елементи і сполуки, що лімітують популяції тварин, дати реальну оцінку техногенному тиску на довкілля, оцінити захисні властивості останнього. Все це було неможливим за якісного підходу, коли порівнювалась, головним чином, відносна здатність окремих рослинних індивідів поглинати хімічні елементи та виявлялись рослини-ефікатори, а масові потоки речовин у порівнянні їх із потребами ценозів, популяцій або людини залишалися без розгляду. Балансовий підхід у сукупності із точними методами геохімічного аналізу окреслив нове коло проблем екології, став передумовою формування нової методології досліджень. Особливо перспективним є застосування балансових розрахунків при дослідженні техногенного тиску на довкілля, для оцінки протікання автореабілітаційних процесів на забруднених територіях.

Біологічний метаболізм характеризується численними показниками. Для балансових розрахунків першочерговий інтерес становить з'ясування взамовідношення біоценозу як цілого із іншими блоками екосистеми, залежність біогенних потоків і біологічної продуктивності від типу ландшафту, ступінь замкненості або відкритості біологічного кругообігу. З цієї точки зору, найважливішими показниками

біогенної ланки автореабілітації забруднених радіонуклідами територій є запаси фітомаси та величина її річної продукції, кількість відпаду і мертвої органічної речовини, що акумулюються ґрунтом [1], а також біогеохімічні показники елементів живлення (хімічний склад, ємність біологічного кругообігу, повернення елементів із відпадом і закріплення їх у прирості, накопичення у підстилці і динаміка мінералізації, втрата на виході із геосистеми і ступінь компенсації на вході).

Концепція автореабілітації радіаційно забруднених територій

Природні рослинні угруповання (лісові та лугово-болотні) особливо сильно страждають при радіоактивному забрудненні. У цих ландшафтах неможливо провести дезактивацію або застосувати агротехнічні прийоми, що звичайно використовуються на сільськогосподарських угіддях для зниження темпів надходження радіонуклідів у культурні рослини. Саме тому надзвичайно важливе значення надається дослідженню природних механізмів детоксикації продуктів техногенезу.

Природні екосистеми мають здатність до саморегулювання та саморепродукції. Під впливом техногенних факторів, зокрема радіаційного забруднення, рівноважний стан системи порушується. Процеси повернення екосистеми у стан рівноваги, відновлення її функціональних властивостей, зруйнованих внаслідок техногенного втручання, і є автореабілітаційними.

Ступінь забруднення рослинності виступає критерієм *стійкості ландшафту* до техногенного впливу — властивості екосистеми до відтворення кількісного і якісного складу біомаси після техногенного забруднення. Відповідно, *самоочищення екосистем* від техногенного забруднення або їх природна деконтамінація — це комплекс біогеохімічних процесів, що призводять до виведення забруднювачів за межі трофічних ланцюгів. Ці процеси є складовими *автореабілітації* (природної ремедіації) або самовідновлення біогеоценозів, що полягає у відновленні функціональних властивостей екосистем, зруйнованих внаслідок техногенного втручання [2,3]. Найбільш значущим автореабілітаційним процесом є радіоактивний розпад, який відбувається самочинно у відповідності з ядерно-фізичними властивостями кожного радіонукліду. Це єдиний процес, що призводить до повного виключення радіонуклідів із біосфери.

Основні гілки природного міграційного перерозподілу речовини, що в тій чи іншій мірі зменшують надходження радіонуклідів у трофічні ланцюги, визначаються: 1) виведенням забруднення за межі шару кореневого живлення рослин у результаті процесів вертикальної міграції у ґрунті; 2) виключенням радіонуклідів із малого біологічного кругообігу внаслідок їх педогеохімічної трансформації у відносно інертний стан (хелатування, сорбція, аутогенне мінералоутворення); 3) довгостроковою консервацією радіонуклідів у багаторічній рослинності (корені, деревина).

Усі зазначені автореабілітаційні процеси підлягають параметризації, що робить можливим балансові розрахунки розподілу запасу радіонуклідів і визначення ролі кожної із гілок міграційного перерозподілу техногенних випадін у процесах самоочищення ландшафтів. Ці дані можуть бути використані для районування радіоактивно забруднених територій щодо потенційної здатності наземних екосистем різного типу до самовідновлення та прогнозування терміну можливого залучення відчужених територій до господарського користування.

У порівнянні із лучними лісові ценози природного походження є вдалим об'єктом для модельних досліджень, бо вони відносяться до замкнутих систем, тобто вилучення речовини за межі ландшафту практично не відбувається. Екологічна функція найбільш розповсюджених у Поліссі лісових природно-територіальних комплексів (ПТК) визначається здатністю лісів утримувати та накопичувати біологічно доступні радіоактивні речовини в своїй фітомасі протягом життя деревостану, залишаючи їх надалі у біологічному кругообігу та запобігаючи їх винесенню в поверхневі та підземні води, а також еоловому розвіюванню. Отже, інтенсивний обіг радіонуклідів у системі “ґрунт-рослина” за умов перебування біогеоценозу в стабільній сукцесії також можна розглядати як фактор стабілізації радіоекологічної ситуації.

Типи та екологічні функції геохімічних бар'єрів біогенного походження

Основу життєдіяльності рослинності складає боротьба із неперервним виносом мінеральних речовин внаслідок інфільтрації атмосферних опадів [4]. Універсальну еколого-геохімічну функцію усіх типів ґрунтів характеризує також депонування природних аерозольних і пиловидних випадін та техногенних емісій. Наприклад, згідно з [5], період напіввидалення за межі гумусового шару складає для Cd – від 13 до 110, для Zn від 70 до 510, для Cu – від 310 до 1500, для Pb – від 740 до 5900 років. Практично не виводяться за межі ґрунту і радіоактивні випадіння, їхня деконтамінація підпорядкована фізичним законам.

В геологічних науках зазначений механізм утримання елементів мінерального живлення всупереч гравітаційним конвективним масопотокам відповідає поняттю “геохімічний бар'єр” [6]. Він виявляється не лише у накопиченні у гумусовому горизонті життєво необхідних рослинам елементів, що розцінюється як позитивна екологічна функція, але також у фіксації залпових (аварійних) викидів або

кумулятивному накопиченні токсичних речовин штатних та позаштатних технологічних викидів, що може мати негативні наслідки для довкілля і людини.

За механізмом утримання (накопичення) мікроелементів, важких металів і радіонуклідів можна виділити 3 основні типи геохімічних бар'єрів, у формуванні яких пріоритетною є життєдіяльність рослинності: мікробіологічний, біогенний, гумусово-сорбційний.

Геохімічний бар'єр мікробіологічного генезу є типовим для тієї частини ґрунтового профілю, що є зоною найбільш активних життєдіяльних процесів. Концентрація мікроорганізмів, головним чином мікроміцетів, у розкладеному відпаді у десятки і сотні разів вища, ніж у інших компонентах екосистеми. Мінералізація органічної речовини мікроорганізмами і закріплення ними елементів мінерального живлення у відпаді сприяє також збільшенню вмісту ^{137}Cs у розкладеній підстилці. Проте, роль грибного комплексу в міграції ^{137}Cs у лісових екосистемах є найменш вивченою проблемою із тих, що розглядаються. За даними [7], внесок усіх ярусів, що формуються вищими рослинами, у біогеохімічну міграцію ^{137}Cs у лісах складає 1–3%, а грибів – 10–70%. Норвезькі [8] та шведські [9] дослідники зробили висновок про те, що міцелій грибів обумовлює 20–40% активності радіонукліду у ґрунті. За даними експериментів [10] концентрація ^{137}Cs у мікроорганізмах у 2,7–26,8 разів вища, ніж у листі, на якому вони розвиваються. Згідно з [11] у лісі в період максимальної мікробіологічної діяльності до 60% активності ^{137}Cs , що знаходиться у підстилці, входить до складу тканин мікроорганізмів і не може бути вилуговано атмосферними опадами.

Наведені дані свідчать, що мікроорганізми становлять важливий геохімічний бар'єр, який перешкоджає міграції мікроелементів і радіонуклідів за межі екосистеми, створюючи практично замкнутий їх кругообіг у ланцюгах живлення, фактично особливий тип екосистемного кругообігу [12].

Біогенний геохімічний бар'єр ботанічного генезу найбільш повно характеризує участь рослинності у міграційних процесах радіонуклідів. Виділяються чотири головні функції цього типу бар'єру, що необхідно враховувати як для розрахунку дозових навантажень і прогнозування напрямку та інтенсивності міграційного перерозподілу токсикантів, так і для узагальнених еколого-радіогеохімічних оцінок локальних біогеоценозів:

- 1) функція природного біогенного “насосу”, що протидіє інфільтраційному заглибленню водорозчинних форм радіонуклідів;
- 2) функція продукування вегетуючої органічної маси і “перекачування” радіонуклідів (водорозчинних та обмінно-сорбованих) на поверхню ґрунту;
- 3) функція накопичувальна, що виключає радіонукліди із міграційного циклу на той чи інший час в залежності від типу і віку фітоценозу;
- 4) функція прискорення процесів встановлення ізотопної рівноваги радіонуклідів із стабільними ізотопами-носіями за рахунок значного масового вкладу останніх у малий біологічний кругообіг.

Характер та ступінь виявленості цих функцій визначається ландшафтними закономірностями. Якщо першу можливо віднести для всіх типів рослинності взагалі, то друга залежить також від наявності і виду господарського використання. Особливо це стосується лучних ландшафтів (сіножать, пасовище тощо). У лісі відчуження біомаси відбувається при заготівлі деревини, зеленої маси, ягід, лікарських трав тощо. Кількісними розрахунковими показниками для оцінки другої функції є дані про ємність біологічного кругообігу (величина щорічного відпаду, укусу тощо). Щодо балансових розрахунків, то визначення накопичувальної функції є актуальним тільки для лісових біогеоценозів і базується на даних про запас і щорічний приріст біомаси.

Остання функція біогенного бар'єру ґрунтується на тому положенні, що міграція радіонуклідів в значній мірі залежить від інтенсивності кругообігу макроелементів (стабільних ізотопних чи макроелементних аналогів-носіїв), а також близьких за геохімічними властивостями мікроелементів. Цілком вірогідно, що ефект “розбавлення” є одним із чинників, котрим лімітується величина потоку у трофічні ланцюги міграційно залежних радіонуклідів. Тобто чим вища інтенсивність біологічного кругообігу стабільних ізотопних аналогів та макрокатионів-носіїв, тим щільніше закономірності біологічного поглинання радіонукліду наблизяться до загальногеохімічних закономірностей.

Гумусово-сорбційний геохімічний бар'єр. Геохімічна роль цього бар'єру у поведінці радіонуклідів неоднозначна для різних типів ландшафтів, залежить насамперед від кількості та фракційного складу органічної речовини. Існуючі уявлення у більшості випадків свідчать про те, що вміст мікрокомпонентів у ґрунтах залежить від ступеня їхньої гуміфікації. Міцність зв'язку з гуматами визначає малу рухомість радіонуклідів у ґрунті і негативно впливає на поглинання мікрокомпонентів рослинами.

Фактичні дані підтверджують локалізацію активності у гумусовому горизонті ґрунтів усіх типів, що завдячує винятковій ролі бар'єрів. Особливо уповільненим є процес заглиблення ^{137}Cs у лісових біогеоценозах за рахунок виняткової ролі і специфічності біогенного кругообігу.

Об'єкти та методика досліджень

Інтегральним, комплексним показником, який об'єднує екологічну дію елементарних ґрунтово-хімічних та ґрунтово-фізичних характеристик, однозначно характеризує просторові закономірності

переходу елементів мінерального живлення з ґрунту у рослини є едафотоп [13]. Едафічні фактори оцінюються засобами геоботанічної та ландшафтної індикації, а не фізичними чи хімічними величинами. Проте едафотоп може бути охарактеризовано такими параметрами як вміст та форми гумусу у ґрунті, кислотність середовища, літологія та зволоженість зони аерації, оглеєння та глибина залягання ґрунтових вод, тобто чинниками, які також визначають участь радіонуклідів у малому біологічному кругообігу.

Дослідження було проведено у Центральному Поліссі (Житомирська область) у 1999–2000 рр. на трьох стаціонарах площею по 1 га, закладених за стандартною методикою [14]. Усі вони розташовані на території розповсюдження радіоактивних випадів конденсаційного типу. Перший стаціонар репрезентував соснові ліси лишайникові в оліготрофних умовах сухих борів (едафотоп А₁), другий – лісоболотні комплекси соснових лісів пухівково-сфагнових мокрих борів (едафотоп А₅), третій - соснові ліси чорнично-зеленомошні у вологих субборах (едафотоп В₃).

Екосистема соснового лісу лишайникового розміщена на верхівці піщаної дюни відносно висотою 9 м. Деревостан моновидовий, із *Pinus sylvestris* L. віком 40 років, висотою 4 м діаметром 6–8 см, повнотою 0,6. Ярус підросту розріджений, виключно із *Pinus sylvestris*. Ярус підліску негустий (зімкнутістю < 0,1), складався із *Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. ex Wolf.) Klásková. Трав'яно-чагарничковий ярус також розріджений, із проективним покриттям 10-12%. Основу його утворюють *Corynephorus canescens* (L.) P.Beauv (5–7%), *Thymus serpyllum* L. (1–3%), *Calluna vulgaris* (L.) Hull (3–5%) та ін.

Лишайниковий ярус представлено двома під'ярусами – епігейним та епіфітним. Під'ярус епігейних лишайників суцільний, з проективним покриттям 85–90% та фітомасою біля 0,2 кг/м². Основу його створюють *Cladina arbuscula* ssp. *mitis* (60–65%) та *Cladonia uncialis* (10–15%). Під'ярус епіфітних лишайників складався переважно з *Hypogymnia physodes*. На найбільш сухих та порушених ділянках дюни зустрічалися фрагменти мохового ярусу із *Polytrichum piliferum* Hedw. (3–5%). Ярус макроміцетів був представлений переважно симбіотрофними видами грибів – *Lactarius rufus* (Scop.) Fr., *Suillus variegatus* (Fr.) O.Kuntze, *Boletus badius* Fr., *Paxillus involutus* (Batsch) Fr., меншу участь у створенні цього ярусу приймають сапротрофи – *Cantharellus cibarius* та *Tricholoma portentosum*.

Екосистема сосняка чагарничково-пухівково-сфагнового знаходиться в центральній частині великого болотного масиву “Довгий Мох”, який займає ізольовану непроточну котловину. Мінеральне живлення болота відбувається переважно за рахунок атмосферних опадів. Розріджений деревостан зімкненістю 0,2–0,3 формує *Pinus sylvestris* L. віком 40 років (висотою 2,0–2,5 м, діаметром 6–8 см). Підлісок та підріст практично відсутні. Трав'яно-чагарничковий ярус з проективним покриттям 30–40% утворюють переважно бореальні види: *Eriophorum vaginatum* L. (20–25%), *Vaccinium uliginosum* L. (3–5%), *Ledum palustre* L. (3–5%), *Oxycoccus palustris* (L.) Pers. (3–5%), *Andromeda polifolia* L. (1–3%). Моховий ярус з проективним покриттям 95–98% головним чином формує *Sphagnum fallax* (Klinggr.) Klinggr., а ярус макроміцетів – *Suillus variegatus*.

Біогеоценоз соснового лісу чорнично-зеленомошного займає плоску знижену ділянку плакору із дерново-середньопідзолистими супіщаними ґрунтами та середньорічною глибиною рівня ґрунтових вод 1,3 м. Деревостан у віці 45 років висотою 22–24 м і діаметром 20–22 см є високоповнотним (0,8–1,0) і складається переважно із *Pinus sylvestris* L. із невеликою домішкою *Betula pubescens* Ehrh. Негустий підлісок зімкнутістю до 0,2 складається з *Frangula alnus* Mill.

Трав'яно-чагарничковий ярус має проективне покриття 60–75%. Основу його утворюють бореальні чагарнички: *Vaccinium myrtillus* L. (50–60%), *V. vitis-idaea* L. (5–10%), *Calluna vulgaris* L. (1–5%). Як домішка зустрічаються *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs, *Molinia caerulea* (L.) Moench, *Luzula pilosa* L. та ін.

Моховий ярус із проективним покриттям 80–95% складається виключно із зелених мохів: *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. (40–50%) та *Dicranum polysetum* Sw. (30–45%). Лишайниковий ярус представлений під'ярусом епіфітних видів – *Hypogymnia physodes*, *Pseudoevernina furfuracea* та ін., а ярус макроміцетів – 20 видами, найбільшу частку біомаси якого створювали *Paxillus involutus*, *Lactarius rufus* та *Russula paludosa*.

Для оцінки розподілу активності ¹³⁷Cs у екосистемах стаціонарів визначались вагові характеристики, а також питома активність кожного з її компонентів на одиниці площі. Основні таксаційні характеристики деревостану визначались за стандартною методикою [15]. Гілки розподілялися за діаметром на тонкі (діаметр < 5 мм) та товсті (>5 мм), зразки яких з кожного дерева відбиралися пропорційно їх масі з трьох частин крони – верхньої, середньої та нижньої та об'єднувалися у збірний зразок. Деревина і кора зважувалися окремо. Зразок стовбурної деревини для аналізу відбирався з фіксованої висоти 1,3 м. З кожного модельного дерева відбирався один збірний зразок шпильок з гілок різної частини крони, пропорційно їх масі у останній; аналогічно відбиралися зразки однорічних пагонів. Для визначення маси згаданих органів на 1 дерево проводили їх суцільне зривання. Маса тонких коренів (діаметром < 2 мм) та товстих коренів (> 2 мм) на 1 дерево визначалася за літературними даними [16]. Зразки коренів для аналізу з модельних дерев відбирали рівномірно за сторонами горизонту. Для визначення маси підросту, підліску та трав'яно-чагарничкового ярусу обліки проводилися у 5-кратній повторності на ділянках площею 25 м² кожна, закладених по діагоналях

стаціонарів проводилося суцільне викопування усіх видів згаданих ярусів із наступним їх поділом на надземну та підземну фітотому.

Обліки епігейних лишайників проводили у 5-кратній повторності на ділянках площею 1 м², а макроміцетів – з 100 м². При цьому маса ярусу макроміцетів визначалася як сума мас плодових тіл грибів та міцелію. Остання за даними [9] для сосняків зеленомошних складала 0,12 кг/м². При цьому приймалося, що питома активність радіонукліду у плодових тілах та міцелії була однаковою [8]. Епіфітні лишайники відбиралися за видами з модельних дерев перед їх зрубуванням. На стаціонарах в автоморфних умовах ярус зелених мохів вивчався у п'ятикратній повторності на ділянках 500 см², а ярус сфагнових мохів у гідроморфних умовах – у 5-10-кратній повторності з площі 50x50 см; сфагни розділялися на живу частину, мертву частину та очіс.

На кожному стаціонарі в автоморфних ландшафтах було проаналізовано будову генетичних горизонтів у 3-х ґрунтових профілях. З кожного профілю з фіксованої площі 500 см² були відібрані зразки фракцій лісової підстилки – нерозкладеної, напіврозкладеної та розкладеної; мінеральні горизонти відбиралися з цієї площі по шарах завтовшки 2 см, до глибини 30 см.

У гідроморфних умовах після видалення шарів сфагнів та очосу, за допомогою торфового бура Гіллера було відібрано зразки непорушених кернів торфу діаметром 5 см на глибину до 30 см від денної поверхні, при цьому керни розділялися на 5-ти см шари. Частка мінеральної маси ґрунту в утриманні активності ¹³⁷Cs визначалася розрахунковим методом і дорівнювала різниці валової активності радіонукліду у ґрунті та активності, що була депонована у міцелії грибів. Остання визначалася за літературними даними [8, 9].

Відібрані зразки висушувалися до повітряно-сухої ваги протягом 72 год. при температурі 80°C, після чого розмелювалися, гомогенізувалися та розмішувалися у посудини Марінеллі. Вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs у зразках проводилося на спектроаналізаторі LP-4900B «AFORA» із GeLi-детектором ДГДК-100В3 (із похибкою 10-25%). Всього було проаналізовано біля 600 зразків біоти та 700 зразків ґрунту.

Крім того, нами визначалися форми знаходження радіонуклідів у ґрунті, адже з усіх форм елементів, що знаходяться у останньому, рослини можуть засвоювати іони із ґрунтового розчину, частково іони із ґрунтового поглинаючого комплексу (ГПК) і важкорозчинних оксидів, гідроксидів і солей. Ці форми у тих чи інших кількостях переходять у різні витяжки (екстрагенти) – водну, сольову, кислотні, буферні, комплексоутворюючі. Для визначення окремих форм знаходження ¹³⁷Cs авторами застосовувалась методика послідовного селективного вилугування [19]. У якості екстрагентів було використано дистильовану воду (водорозчинна форма), 1 н. розчин ацетату амонію (іонообмінна форма), 1 н. розчин соляної кислоти (кислоторозчинна форма). Надалі ґрунт піддавався обробці концентрованою азотною кислотою (13М) для екстрагування малорозчинної рештки ¹³⁷Cs. Водорозчинні та іонообмінні форми відносять до категорії мобільних, кислоторозчинну – до важкообмінних. Ці форми проявляють фізіологічну активність і складають (відповідно) безпосередній об'єкт та резерв мінерального живлення рослин; решту віднесено до фіксованих форм [20]. Інтенсивність утворення фіксованих форм характеризує ступінь фізіологічної інактивації радіонуклідів зокрема, тобто автореабілітаційні властивості екосистеми взагалі. Результати розподілу ¹³⁷Cs у компонентах досліджених лісових екосистем і дані балансових розрахунків згруповано у 2 макроблоки – ґрунту разом з лісовою підстилкою і міцелієм грибів та ярусів наземного рослинного покриву.

Статистична обробка даних проведена із застосуванням стандартних пакетів програм СУБД, «Statgraphics» та Excel.

Розподіл ¹³⁷Cs у ґрунтових горизонтах лісових екосистем

Дані розподілу ¹³⁷Cs у компонентах ґрунтового макроблоку наведено у таблицях 1-3. Деструкційний цикл відпаду характеризує співвідношення відпаду та запасу підстилки. У сосняках лишайникових продукування біомаси ненабагато перевищує інтенсивність деструкції відпаду. Навпаки, у напівгідроморфних екосистемах В₃ мортмаса у 3,5 разів вища. Тобто продукційні і деструкційні процеси є найбільш збалансованими в умовах автоморфних едафотопів типу А₁. Відповідно, частка ¹³⁷Cs, що знаходиться у підстилці, складає 14,4% від тієї активності, яку акумульовано ґрунтовым макроблоком, супроти 49,7% в сосняках чорнично-зеленомошних.

Виведення ¹³⁷Cs із відпаду та органічних решток, що розкладаються, і динаміка залучення у міграційний цикл є процесом балансовим і одним із найважливіших у системі ґрунт–рослина. Відомо, що він обумовлюється активністю мікрофлори. З іншого боку, саме мікроорганізми іммобілізують елементи мінерального живлення у своїй біомасі. Іммобілізація досягає рівня, що перевищує масу окремих елементів у підстилці у 2-4 рази [17]. За [12] основні запаси азоту і фосфору у екосистемі знаходяться у мікроорганізмах.

Розподіл активності ¹³⁷Cs у ґрунтовому профілі характеризується типовим для радіоактивного забруднення експоненціальним зниженням із глибиною у всіх типах лісових екосистем. Із загально-географічних міркувань (малий вміст фізичної глини, розрідженість рослинного покриву, глибоке залягання ґрунтових вод тощо) ґрунти сосняків лишайникових відносяться до найбільш активних щодо

інтенсивності вертикальної міграції радіонуклідів [18]. Але саме тут спостерігається найменший градієнт гравітаційного заглиблення (табл. 1).

Таблиця 1

Розподіл ^{137}Cs у дерново-слабопідзолистому ґрунті екосистеми сосняка лишайникового (едафотоп А₁)

Горизонт	Маса, кг/га	Питома активність, Бк/кг	Щільність, МБк/га	Частка активності, %
Лісова підстилка	16400	–	76,310	14,44
Нерозкладена	3200	293	0,938	0,18
Розкладена	13200	5710	75,372	14,26
Мінеральні шари ґрунту		–	452,274	85,57
НЕІ 0-2 см	228000	1250	285,000	53,91
НЕІ 2-4 см	290800	330	95,964	18,16
НЕІ 4-6 см	288400	110	31,724	6,00
НЕІ 6-8 см	338000	35	11,830	2,24
НЕІ 8-10 см	289600	20	5,792	1,10
НЕІ 10-12 см	317200	14	4,444	0,84
Рі 12-14 см	332400	6	1,994	0,38
Рі 14-16 см	363200	5	1,816	0,34
Рі 16-18 см	343200	6	2,059	0,39
Рі 18-20 см	335200	6	2,011	0,38
Рі 20-22 см	315200	9	2,837	0,54
Рі 22-24 см	366000	5	1,830	0,35
Рі 24-26 см	392000	6	2,352	0,44
Рі 26-28 см	362800	3	1,088	0,21
Рі 28-30 см	373600	4	1,494	0,28
Міцелій (у всіх шарах)*	1200	–	132,035	-
ЗАГАЛОМ	4012800	–	528,543	100,00

*Примітка: Розрахункові дані (без диференціації по шарах макроблоку)

Таблиця 2

Розподіл ^{137}Cs у торф'яному ґрунті лісоболотної екосистеми сосняка чагарничково-пухівково-сфагнового (едафотоп А₅)

Горизонт	Маса, кг/га	Питома активність, Бк/кг	Щільність, МБк/га	Частка активності, %
0-5 см	20000	4270	85,4	51,34
5-10 см	50000	527	26,35	15,84
15-20 см	60000	218	13,08	7,86
20-25 см	70000	100	7,0	4,21
25-30 см	75000	60	4,5	2,71
Міцелій (у всіх шарах)*	70	800000	56,0	-
ЗАГАЛОМ	335000	–	166,33	100,00

*Примітка: Розрахункові дані (без диференціації по шарах макроблоку)

Результати визначення форм знаходження ^{137}Cs у ґрунтах, подібних за едафічними умовами до досліджених, наведено у таблиці 4. Виразний зв'язок кількості фіксованих форм із ступенем гуміфікації ґрунту є беззаперечним аргументом на користь того, що головну роль у структурі гумусово-сорбційного геохімічного бар'єру відіграє не фізична глина, а хелатування органічною речовиною і зв'язування мікробіотою та міцелієм. Так, вміст $S_{\text{орг}}$ у гумусовому горизонті торфяно-глейового ґрунту (точка 4) складає 12,8%, у дерново-слабопідзолистому (точка 2) – 0,63%, а у дерново-підзолистому глеюватому (точка 172) – 2,8%.

Таблиця 3

Розподіл ^{137}Cs у дерново-підзолистому оглеєному ґрунті екосистеми сосняка чорнично-зеленомошного (едафотоп В₃)

Горизонт		Маса, кг/га	Питома активність, Бк/кг	Щільність, МБк/га	Частка активності, %
Лісова підстилка		56911	–	2282,1	49,68
Лісова підстилка	нерозкладена	2544	14036	35,7	0,78
	напіврозкл.	21745	50500	1098,1	23,90
	розкладена	32622	35200	1148,3	25,00
Мінеральні шари ґрунту		3438022	–	2311,8	50,32
HE 0-2 см		133138	6660	886,7	19,30
HE 2-4 см		172018	3270	562,5	12,24
HE 4-6 см		211026	1433	302,4	6,58
HE 6-8 см		243158	760	184,8	4,02
HE 8-10 см		220323	310	68,3	1,49
HE 10-12 см		253241	216	54,7	1,19
E 12-14 см		272143	140	38,1	0,83
E 14-16 см		276190	126	34,8	0,76
E 16-18 см		241667	120	29,0	0,63
E 18-20 см		234545	110	25,8	0,56
I ₁ 20-22 см		248182	110	27,3	0,59
I ₁ 22-24 см		242500	120	29,1	0,63
I ₁ 24-26 см		240000	100	24,0	0,52
I ₂ P 26-28 см		237391	115	27,3	0,59
I ₂ P 28-30 см		212500	80	17,0	0,37
Міцелій (у всіх шарах)*		1200	2258000*	2710,08	-
ЗАГАЛОМ		3494933	–	4593,9	100,00

*Примітка: Розрахункові дані (без диференціації по шарах макроблоку)

Таблиця 4

Форми знаходження ^{137}Cs (%) у гумусовому горизонті ґрунтів Центрального Полісся (Народицький район Житомирської області)

№ точки, населений пункт	Ґрунт, (едафотоп)	Глибина, См	Екстрагент				Нерозчинний залишок
			H ₂ O	NH ₄ Ac	1M HCl	HNO ₃	
2. с. Великі Кліщі	Дерново-слабопідзолистий (A ₁)	0-2	1,1	1,87	4,13	65,0	27,9
		2-4	0,68	3,07	5,12	70,8	20,33
		4-6	0,48	3,13	3,83	71,7	20,86
		6-10	0,94	3,59	8,13	73,2	14,14
		10-14	-	3,64	6,93	70,1	19,33
		Середнє	0,59	3,22	6,17	70,59	19,43
4. с. Шарне	Торфово-глеєвий (A ₅)	0-2	-	1,18	1,31	18,4	79,11
		2-4	-	1,01	1,07	10,0	87,92
		4-6	-	0,73	-	10,3	88,95
		6-10	-	0,62	0,6	5,64	93,14
		10-14	-	0,71	0,28	8,72	90,29
		Середнє	-	0,80	0,59	9,63	88,98
172. Великі Кліщі	Дерново-середньо-підзолистий оглеєний (B ₃)	0-5	1,2	5,5	7,25	45,37	40,68

Підвищена сорбція ^{137}Cs ґрунтами із збільшеним вмістом органічної речовини є наслідком утворення відносно міцних зв'язків координаційного типу із поверхневими функціональними групами ГПК органічної природи [21]. Але для того, щоб аргументовано судити про надходження радіонукліду у рослини, необхідно розробити надійні способи визначення рівноважних концентрацій форм знаходження у ґрунті. Саме рівноважні концентрації визначають доступну для рослин кількість елементів живлення, котру рослина може використати без великих енергетичних витрат.

Співставлення даних про частку іммобілізованих форм ^{137}Cs із даними про вміст грибного міцелію дозволяє висловити твердження, що останній не переходить у кислотну витяжку, тобто є одним із основних депонуючих чинників фіксації активності у ґрунті.

Розподіл ^{137}Cs у рослинних ярусах лісових екосистем

Дані таблиць 5-7 ілюструють значну міжвидову різницю в акумуляції ^{137}Cs рослинністю того ж самого ярусу у межах кожної з екосистем, а також залежність сумарної активності ^{137}Cs у певному ярусі від продуктивності його біомаси та інтенсивності біогенного потоку радіонукліду із ґрунту.

Таблиця 5

Розподіл ^{137}Cs у наземних ярусах рослинності екосистеми сосняка лишайникового (едафотоп А₁), щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs – 46,4 кБк/м² (1,25 Кі/км²)

Компонент біогеоценозу	Маса, кг/га	Питома активність, Бк/кг	Щільність, МБк/га	Частка активності, %
Деревний ярус	23402	–	9,791	50,56
Деревина	8547	126	1,077	5,56
Кора	1155	700	0,809	4,18
Гілки	4774	350	1,671	8,63
Пагони однорічні	150	1210	0,182	0,94
Шпильки	2079	385	0,800	4,13
Корені товсті	6110	730	4,460	23,03
Корені тонкі	587	1350	0,792	4,09
Ярус підросту	5,9	800	0,004	0,026
Ярус підліску	22	290	0,006	0,031
Трав'яно-чагарничковий ярус*	*288	*418	0,120	0,62
Ярус лишайників	1995,8	–	8,197	43,586
<i>Під'ярус епігейних лишайників</i>	1995	–	8,192	43,56
<i>Cladonia arbuscula ssp. mitis</i>	1400	4180	5,852	30,22
<i>Cladonia uncialis</i>	360	4300	1,548	7,99
<i>Cladonia gracilis</i>	180	4400	0,792	4,09
<i>Cladonia subulata</i>	55	4440	0,244	1,26
<i>Під'ярус епіфітних лишайників</i>	0,8	5800	0,005	0,026
Моховий ярус (Polytrichum piliferum)	70,5	6800	0,479	2,48
Ярус макроміцетів	4,76	–	0,524	2,708
<i>Cortinarius sanguineus</i>	0,84	160000	0,134	0,69
<i>Lactarius rufus</i>	0,96	100000	0,096	0,50
<i>Cantharellus cibarius</i>	0,14	11120	0,002	0,008
<i>Siullus variegatus</i>	0,87	79200	0,07	0,36
<i>Siullus bovinus</i>	0,66	58700	0,04	0,20
<i>Boletus badius</i>	0,41	75700	0,03	0,16
<i>Paxillus involutus</i>	0,88	174000	0,153	0,79
ЗАГАЛОМ	–	–	19,367	100,00

*Примітка: середньозважені показники за ярусом.

Порівняльний аналіз свідчить про те, що між окремими компонентами наземних рослинних ярусів кожної із досліджених екосистем частка загальної активності ^{137}Cs розподілена нерівномірно. Так, у лісоболютній оліготрофній екосистемі сосняка чагарничково-пухівково-сфагнового провідну геохімічну роль у міграції ^{137}Cs відіграє ярус сфагнових мохів, який утримує 84,75% запасу активності рослинного ярусу екосистеми; значно меншу роль відіграють трав'яно-чагарничковий (9,61%) та

деревний (4,79%) ярус. Розрахований внесок міцелію грибів у загальну активність 30-ти см шару торфу склав 33,67%.

Серед компонентів оліготрофної екосистеми сосняка лишайникового провідну геохімічну роль в утриманні ^{137}Cs відіграє деревостан, який містить 50,56% запасу активності радіонукліду, а також ярус епігейних лишайників (43,56%). Внесок міцелію грибів у сумарну активність ґрунту з підстилкою дорівнював 24,98%.

У мезотрофній екосистемі сосняка чорнично-зеленомошного роль деревного та мохового ярусів в утриманні радіонукліду була співставимою – 49,93% та 46,55%, відповідно. Частка ж міцелію грибів у загальній активності ^{137}Cs ґрунту з підстилкою у порівнянні із попередніми екосистемами різко збільшується – до 58,99%.

Таблиця 6

Розподіл ^{137}Cs у наземних ярусах лісоболотної екосистеми сосняка чагарничково-пухівково-сфагнового (едафотоп A_5), щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs – 15 кБк/м² (0,41 Ки/км²)

Компонент біогеоценозу	Маса, кг/га	Питома активність, Бк/кг	Щільність, МБк/га	Частка активності, %
Деревний ярус	3480	–	5,798	4,79
Деревина	1160	1260	1,462	1,21
Кора	480	2450	1,176	0,97
Шпильки	320	2720	0,870	0,72
Гілки	260	2560	0,666	0,55
Корені	560	2900	1,624	1,34
Ярус епіфітних лишайників	0,25	7800	0,002	0,001
Трав'яно-чагарничковий ярус	2050,5	–	11,659	9,614
Oxycoccus palustris	Надземна	50	8400	0,420
	Підземна	0,5	10000	0,005
Ledum palustre	Надземна	100	7800	0,780
	підземна	130	9800	1,274
Eriophorum vaginatum	надземна	900	4400	3,960
	підземна	870	6000	5,220
Ярус макроміцетів	0,7	800000	0,560	0,46
Моховий ярус	9000	–	103,250	84,75
Сфагн	живий	3000	16100	48,300
	мертвий	3500	11700	40,950
Очіс	2500	5600	14,000	11,55
ЗАГАЛОМ	–	–	121,269	100,00

Аналіз розподілу валового запасу ^{137}Cs за компонентами екосистем в цілому (з урахуванням активності ґрунту та міцелію грибів) також демонструє певні геохімічні закономірності. Зокрема, частка активності радіонукліду, яка утримується едифікаторним ярусом лісів – деревним, – у лісах Українського Полісся варіює у широкому діапазоні – від 1,8% до 16% від валового запасу радіонукліду в екосистемі. Пропорційно наростанню фітомаси відбувається збільшення частки утримуваної цим ярусом активності ^{137}Cs . Так, в умовах вологого субору (B_3) соснові деревостани утримували: у віці 10 років – 3% валового запасу ^{137}Cs екосистеми, у 30 років – 7%, у 55 років – 15% [22]. Слід відзначити, що у соснових деревостанах автоморфних ландшафтів згадане збільшення відбувається переважно за рахунок стовбурової деревини та кори (40-60% запасу ^{137}Cs у деревостані). У гідроморфних ландшафтах оліготрофних боліт у мокрих борах (A_5) деревостан сосни утримував 2,03% валового запасу ^{137}Cs екосистеми в цілому, при цьому за рахунок стовбура – менше 30%. У 60-річних лісах свіжих сугрудків (C_2) соснові деревостани утримують 2-3% валового запасу ^{137}Cs екосистеми, а дубові аналогічного віку – 6-9% завдяки підвищеній інтенсивності акумуляції радіонукліду [7, 22-24]. При цьому у листяних лісах також зростає інтенсивність біогенної міграції ^{137}Cs за рахунок щорічного повернення значної активності радіонукліду з листовим опадам та швидкого його розкладу.

Ярус підліску при середній повноті (0,3-0,5), незалежно від видового складу, в лісах Полісся утримує 0,01-0,05% валового запасу ^{137}Cs екосистеми, близькі значення також характерні і для ярусу підросту деревних порід (до 0,01%) внаслідок їх незначної фітомаси.

Трав'яно-чагарничковий ярус має різну вираженість у лісах Полісся – від дуже розрідженого у сосняках лишайникових (A_1) та зеленомошних (A_2) до 60% у заболочених сосняках сфагнових (A_3) та 95% проективного покриття у сосняках-чорничниках-зеленомошниках (B_3). Відповідно, частка утримуваної цим ярусом активності ^{137}Cs у лісах автоморфних ландшафтів коливається від 0,01-0,02% у

сосняках лишайникових та зеленомохових до 1% у сосняках чорнично-зеленомохових, різко зростаючи до 2,5-4,0% у лісах гідроморфних ландшафтів за рахунок на порядок інтенсивнішої акумуляції радіонукліду всіма видами ярусу, а також істотно меншої відносної частки деревостану в утриманні ^{137}Cs .

Таблиця 7

Розподіл ^{137}Cs у наземних ярусах рослинності екосистеми сосняка чорнично-зеленомошного (едафотоп В₃), щільність забруднення ґрунту – 580 кБк/м² (15,68 Кі/км²)

Компонент біогеоценозу	Маса, кг/га	Питома активність, Бк/кг	Щільність, МБк/га	Частка активності, %	
ДЕРЕВНИЙ ЯРУС	252552	–	1073,8	49,93	
<i>Pinus sylvestris</i>	248151	–	1057,5	49,17	
Деревина	185539	2690	499,1	23,21	
Кора	9416	13860	130,5	6,07	
Гілки живі	15213	10090	153,5	7,14	
Гілки сухі	8075	3678	29,7	1,38	
Шпильки	7879	21550	169,8	7,90	
Корені	22029	3400	74,9	3,48	
<i>Betula pubescens</i>	4401	–	16,3	0,76	
Деревина	1875	1760	3,3	0,15	
Кора	230	5645	1,3	0,06	
Гілки	1020	6470	6,6	0,31	
Листя	235	11060	2,6	0,12	
Корені	1041	2400	2,5	0,12	
Моховий ярус (Pleurozium schreberi)	20802	48120	1001,0	46,55	
Ярус епіфітних лишайників (Нурогумнія physodes)	32,8	57920	1,9	0,09	
Трав'яно-чагарничковий ярус*	1518	–	66,7	3,10	
Vaccinium myrtillus	надземна	1270	40860	51,9	2,41
	підземна	217	44300	9,6	0,45
Dryopteris carthusiana	надземна	20	162670	3,2	0,15
	підземна	11	180000	2,0	0,09
Ярус макроміцетів	2,67	–	7,1	0,33	
Suillus variegatus	0,4	2258400	0,9	0,04	
Rhizoglyphus	1,1	3500000	3,9	0,18	
Russula paludosa	0,3	1240000	0,4	0,02	
Xerocomus badius	0,35	2800000	1,0	0,05	
Lactarius rufus	0,3	2900000	0,9	0,04	
Cantharellus cibarius	0,22	160000	0,04	0,00	
ЗАГАЛОМ	–	–	2150,5	100,00	

*Примітка: середньозважена за всіма видами ярусу.

Ярус лишайників поділяється на два під'яруси – епіфітний (на стовбурах дерев), частка якого, незалежно від видового складу, не перевищує 0,01-0,03% валового запасу ^{137}Cs екосистеми, та епігейний, – частка якого у лишайникових борах (А₁), де лишайники виступають едіфікаторами наземного покриву лісів, сягає 1,5-3% валового запасу ^{137}Cs , який міститься у екосистемі в цілому. Роль мохового ярусу в утриманні ^{137}Cs біотою більшості фітоценозів бореальних лісів є визначальною. Частка утримуваної ярусом зелених мохів загальної активності ^{137}Cs екосистеми в цілому у лісах автоморфних ландшафтів складає від 1% у 10-річних сосняках (В₂) до 15% у 50-річних сосняках (В₂) та 25-30% у 50-річних сосняках (А₂) [22]. У лісах автоморфних ландшафтів, проаналізованих у даній статті, утримуюча роль ярусу зелених мохів коливалася від 0,1% у лишайникових борах до 15% у сосняках чорнично-зеленомошних. У гідроморфних ландшафтах сфагнових сосняків (А₅) утримуюча роль мохового ярусу (із сфагнових мохів) по відношенню до валового запасу ^{137}Cs екосистеми збільшується до 35-40%. Визначальною є роль мохового ярусу лісів усіх ландшафтів як біогеохімічного бар'єра на шляху вертикальної міграції ^{137}Cs із лісової підстилки до мінеральних шарів ґрунту та з болотної підстилки (очісу) до товщі торфів.

Особлива увага була приділена нами вивченню ролі грибового комплексу в утриманні активності ^{137}Cs . У період відбору плодівих тіл грибів врожайність грибів на стаціонарах була дуже низькою – у 6-8 разів меншою за середні дані по регіону [7, 25], тому, незважаючи на значну питому активність в них ^{137}Cs , їх внесок у загальну активність екосистеми був незначним – 0,1-0,2%. Проте, частка загальної активності ^{137}Cs у міцелії грибів, вирахована із макроблоку ґрунту з лісовою підстилкою, до якого він входить як невід’ємна складова, коливалася від 20% у болотній екосистемі до 40% у сосняку чорнично-зеленомошному. Таким чином, розрахунки дозволяють зробити висновок про те, що у ґрунті (в автоморфних ландшафтах – разом з підстилкою) містилося від 28% валового запасу радіонукліду екосистеми (B_3) до 72% (A_1), а у гідроморфних – до 38% (A_5). Наведені дані наочно демонструють, що в умовах, коли біологічний кругообіг радіонукліду уповільнений внаслідок несприятливих екологічних умов, більша частка радіонукліду залишається у ґрунті і не надходить до рослинності. Слід підкреслити, що отримані нами дані добре корелюють з попередніми [22, 26], в яких наводилася відносна частка ґрунту разом з підстилкою 60-65%, при цьому до цих шарів включався також міцелій грибів. Роль останнього, за нашими розрахунками, також близька до показників, отриманих раніше [9, 25].

Баланс перерозподілу ^{137}Cs на геохімічних бар’єрах у лісових екосистемах

Суть балансового підходу до оцінки перерозподілу ^{137}Cs у лісових екосистемах полягає у визначенні частки розподілу загального запасу радіонукліду між складовими біогеоценозу. Загальний запас ($Z_{\text{ЗАГ}}$) радіонукліду у біогеоценозі, із якого не відбувається видалення активності штучним шляхом, на даний момент складає:

$$Z_{\text{ЗАГ}} = Z_{\text{ВИХ}} - Z_{\text{РР}} - Z_{\text{ВМ}} - Z_{\text{ГМ}} - Z_{\text{ТС}} - Z_{\text{ВП}},$$

де $Z_{\text{ВИХ}}$ — вихідний запас ^{137}Cs за станом на 1986 р.;

$Z_{\text{РР}}$ — запас активності, що втрачений ландшафтом у результаті радіоактивного розпаду;

$Z_{\text{ВМ}}$ — частка запасу, що виведена за межі ландшафту в результаті вертикальної міграції радіонукліду (інфільтраційний потік у підземні води);

$Z_{\text{ГМ}}$ — частка запасу, що виведена за межі ландшафту в результаті горизонтальної міграції радіонукліду (стік талих вод та зливневий стік);

$Z_{\text{ТС}}$ — частка запасу, що виведена за межі ландшафту в результаті твердого стоку;

$Z_{\text{ВП}}$ — частка запасу, що виведена за межі ландшафту в результаті вітрового переносу.

Головним фактором у зменшенні запасу радіонукліду у лісових екосистемах є радіоактивний розпад. На 2000 рік за його рахунок запас ^{137}Cs скоротився на 26 % у порівнянні із 1986 р.

Інтенсивність горизонтальної міграції ^{137}Cs у поліських ландшафтах невелика через домінування незначних ухилів поверхні, відкладів легкого механічного складу та закріплення поверхні лісовим та лучним рослинним покривом і не перевищує за рік десятих часток відсотка загального запасу радіонукліду [7]. Таким чином, основний запас ^{137}Cs розподіляється між складовими біогеоценозу за схемою:

$$Z_{\text{ЗАГ}} = Z_{\text{ГР}} + Z_{\text{РОС}},$$

де $Z_{\text{ГР}}$ — запас ^{137}Cs у ґрунті (мінеральна і органічна складова, лізиметрична вода і поровий розчин; сюди ж віднесено запас ^{137}Cs , що знаходиться у відпаді та мікрофлорі).

$Z_{\text{РОС}}$ — запас ^{137}Cs у деревній, чагарниковій, трав’яній, чагарничковій та мохово-лишайниковій рослинності.

Перерозподіл ^{137}Cs у ґрунті обумовлюється процесами вертикальної гравітаційної та дифузійної міграції, які в свою чергу залежать від інтенсивності трансформації у часі форм знаходження радіонуклідів у ґрунті. В цій роботі використано емпіричний підхід, який побудовано на фактичному (на даний час) розподілі активності радіонукліду у ґрунтовому профілі. Основна маса кореневих волосинок, через які відбувається мінеральне живлення рослин, розташована у гумусовому шарі ґрунту [26]. Тому для екологічної оцінки результатів перерозподілу запасу радіонукліду в ґрунтовому профілі пропонується використання параметра Z , що дорівнює відсотку величини запасу глибше 12-15 см від сумарного запасу по профілю. Він є прямим (кількісним) свідченням перебігу автореабілітаційних процесів у ґрунті.

Дані про розподіл запасу ^{137}Cs по структурних блоках лісових екосистем і окремих компонентах біогеоценозу представлено у таблиці 8. У цілому він відповідає ландшафтним закономірностям біологічного кругообігу. Так, найменшу біомасу і, відповідно, найменшу поглинуту частку запасу активності мають ті типи сосняків, що ростуть на ґрунтах із найбільш протилежними типами гідроморфізму. Тобто, дефіцит чи надлишок вологи негативно відбивається на продуктивності сосняків. Це визначає певні відмінності у виносі радіонукліду ґрунтовым та біогенним шляхами у сильно гідроморфних та автоморфних ландшафтах – на відміну від деревної фракції рослинності найбільш інтенсивний ґрунтовий винос спостерігається саме у найбільш зволжених умовах (A_5).

Рангування, балансова оцінка і екологічний аналіз результатів перерозподілу активності в процесі малого біологічного кругообігу проводяться таким чином, щоб визначити частки радіонукліду,

що акумульовані тими геохімічними бар'єрами, які є властивими для системи ґрунт–рослина. Ці дані використовуються як інтегровані екологічні показники здатності лісових екосистем до автореабілітації і являють собою похідні від зазначених вище гілок міграційних процесів.

Таблиця 8

Розподіл запасу ^{137}Cs по структурних блоках лісових екосистем
Житомирського Полісся

Компонент біогеоценозу		Запас, МБк/га	Частка запасу, %
Ярус	Фракція (шар ґрунту)		
<i>Сосняк лишайниковий (едафотон А₁)</i>			
Деревний	Консервативна	9,0	1,64
	Веgetуюча	0,8	0,15
Трав'яно-чагарничковий	Середньозважена	0,12	0,02
Мохово-лишайниковий	Середньозважена	9,2	1,69
Ґрунтовий	Підстилка	76,31	13,93
	0-12 см	434,75	79,38
	12-30 см	17,48	3,19
Загалом		547,66	100,0
<i>Сосняк чорнично-зеленомоховий (едафотон В₃)</i>			
Деревний	Консервативна	901,4	9,53
	Веgetуюча	172,4	1,82
Трав'яно-чагарничковий	Середньозважена	66,7	0,71
Мохово-лишайниковий	Середньозважена	1010,0	10,68
Ґрунтовий	Підстилка	2282,1	24,14
	0-12 см	4769,5	50,45
	12-30 см	252,4	2,67
Загалом		9454,5	100,0
<i>Сосняк чагарничково-пухівково-сфагновий (едафотон А₅)</i>			
Деревний	Консервативна	4,93	1,71
	Веgetуюча	0,87	0,30
Трав'яно-чагарничковий	Середньозважена	11,66	4,05
Мохово-лишайниковий	Середньозважена	103,81	36,10
Ґрунтовий	0-15 см	141,75	49,29
	15-30 см	24,58	8,55
Загалом		287,60	100,0

Важливим показником динаміки цього етапу геохімічної історії радіонуклідів у біогеоценозі є співвідношення швидкості гуміфікації і мінералізації відпаду із його щорічним надходженням, тобто те, що характеризує швидкість біологічного кругообігу у цілому [1]. Найвищою вона є у сосняках лишайникових (А₁), де практично не відбувається накопичення значних мас підстилки. Разом із активністю, яку інкорпоровано лишайниковим ярусом, відкладена міграція ^{137}Cs складає 15,7% від запасу цієї лісової екосистеми.

До розрахунку інтегрованого показника автореабілітації лісової екосистеми S (таблиця 9) залучено ті частки активності, що відчужені деревиною (D), винесені за межу гумусового шару (Z) та необмінно фіксовані ГПК (F). Як впливає із цих даних, головною складовою у безпосередньому зменшенні запасу ^{137}Cs у гумусовому горизонті ґрунту сосняків А₁ і А₅, окрім радіоактивного розпаду, є вертикальна міграція. У сосняках чорнично-зеленомошних переважає накопичення деревинною і кореневою біомасою. Але найбільш суттєва інактивізація шляхів радіоактивного забруднення трофічних ланок відбувається за рахунок внутрішньоґрунтової трансформації – в сосняках лишайникових остання досягає 71,46% загального запасу активності у екосистемі. За всіма цими показниками найбільш здатними до самоочищення на даний час є сосняки лишайникові. Найбільш повільно відновлюються умови нормального функціонування біогеоценозів у лісових гідроморфних екосистемах А₅, що обумовлено передусім повільним розкладом опаду, основу якого утворюють рештки сфагнових мохів.

Активність ^{137}Cs , яка сконцентрована у підстилці та мохово-лишайниковому покриву (латентна частка запасу у табл.9), є сенс розглядати як “відкладену міграцію” поверхневого забруднення через ґрунт у кореневу систему рослинності і ґрунтові води. Тому вичерпну оцінку здатності до автореабілітації лісових екосистем, особливо гідроморфного типологічного ряду, можна буде дати тільки після деталізації динаміки залучення у міграційний цикл ^{137}Cs , інкорпорованого мохово-лишайниковим покривом.

Оцінка здатності лісових екосистем Житомирського Полісся до автореабілітації в умовах забруднення ^{137}Cs (частки запасу, %)

Частка запасу	Едафотоп		
	A ₁	A ₅	B ₃
Латентна (L)	15,79	40,45	37,35
Мобільна (M)	7,92	0,69	7,04
Відчужена (D)	1,64	1,71	9,53
Винесена (Z)	3,19	8,55	2,67
Фіксована (F)	71,46	48,60	43,41
Показник автореабілітації S = (D + Z + F)	76,29	58,86	55,61

Однією із методичних засад оцінки сучасної екологічної ситуації є синхронний контроль чинників і результатів ґрунтової міграції та метаболізму радіонуклідів. Згідно з отриманими даними, збільшення вмісту у субстраті органічної речовини і частки незворотно фіксованих форм ^{137}Cs не є повністю відповідним інтенсивності вертикальної міграції у ґрунтовому профілі. Згідно з [27] розчинна фракція органічної речовини перешкоджає поглиненню біофільних металів значно сильніше, ніж нерозчинна. Це є наслідком того, що комплексоутворюючу здатність розчинних гумінових кислот виражено значно сильніше, ніж нерозчинної органічної частини. Маючи значну молекулярну масу і значну просторову розгалуженість, гумінові кислоти утворюють комплекси з біометалами, які є стерично недосяжними для рослин [28]. Саме тому спостерігається невідповідне зменшення поглинання ^{137}Cs рослинами за наявності розчинних гумінових кислот. Так, коефіцієнти біологічного накопичення ^{137}Cs у шпильках *Pinus sylvestris* L., розраховані на мінеральну частину ґрунту, у A₁ складають 1,31, у A₅ – 1,54, у B₃ – 10,2. Коефіцієнти переходу, розраховані на весь запас активності у екосистемі, дорівнюють (відповідно) 0,15; 0,3; 1,8. Ряд екосистем щодо інтенсивності гравітаційного виносу ^{137}Cs у підґрунсову частину ґрунтового профілю, розрахованого тільки на мінеральну складову, дещо відрізняється від загальнобалансового (див. табл. 9) і виглядає так: A₅ (14,78%) – B₃ (5,03%) – A₁ (3,86%). Комплексоутворення ^{137}Cs на основі розчинних органічних кислот частково послаблює дію біогенного бар'єру і, вірогідно, є основним механізмом надходження ^{137}Cs у підземні водоносні горизонти [29].

На відміну від геохімічних процесів у ґрунті, інтерпретація автореабілітаційної суті тієї частки активності, що поглинається рослинністю, неоднозначна і зустрічає певні труднощі. Це визначається її багатофункціональністю у геохімічному та природокористувальному аспектах.

Особливо багато нез'ясованих моментів щодо еколого-геохімічної ролі мохів. Мохи накопичують елементи живлення і радіонукліди не із субстратів, а переважно із атмосферних опадів і водних розчинів, які формуються у місцях їх зростання. З цією особливістю мохів пов'язаний той загальновідомий факт виключної ролі мохового покриву у процесах первинного перехоплювання і акумуляція радіонуклідів, що надходили на земну поверхню із глобальними випадіннями [30]. Внаслідок довготривалої консервації значної частки біомаси мохового покриву і слабого використання його у їжу організмами інших трофічних рівнів, мохи можуть слугувати місцем довготривалого накопичення і захоронення радіоактивних випадінь [31]. Значна щільність мохового покриву, виключна водоутримуюча здатність також сприяють довготривалому утриманню у ньому водних розчинів, що особливо типове для лісоболотних екосистем (A₅). Зниженню швидкості видалення ^{137}Cs із мохів сприяють повільні процеси наростання і відмирання мохової рослинності. Так, за літературними даними, мохи володіють досить великим (7-10 років) періодом напіввиведення ^{137}Cs . Для сфагнів цей термін, мабуть, є значно довшим.

Активність, що інкорпорована деревиною, виключається із ґрунтового циклу міграції на тривалий час і в екологічному плані може вважатися своєрідним проявом автореабілітаційного процесу. В економічному плані ліси розглядаються в основному як джерело деревини та продуктів побічного користування. Тому неоднозначним може видатися твердження про те, що кумулятивне накопичення радіонуклідів у живому організмі є фактором стабілізації радіоекологічної обстановки. Але ліси також виконують незамінні соціальні (рекреаційні, санітарно-гігієнічні, наукові), господарсько-екологічні (захисні, біозабезпечуючі) та ландшафтно-стабілізуючі (охорона атмосфери, ґрунтів, вод, біоти) функції, що сприяють відновленню здоров'я та працездатності людей шляхом відпочинку у природі, покращення стану природних та антропогенно змінених екосистем. Ці чинники зараз є свого роду товарами природоохоронної сфери суспільного виробництва [32].

Включення в економічну оцінку лісів вартості їх соціально-екологічних функцій – це нагальна потреба суспільства, вона підіймає значущість лісу набагато вище нинішньої, що оцінюється тільки за виробленням деревинної та недеревинної продукції. Пропонується, наприклад, оцінювати середовищезахисні і рекреаційні функції лісів I групи у 3 рази вище їх експлуатаційної вартості, II групи – у 2 рази вище [33]. Тому вивчення сучасного радіоекологічного стану та прогнозування терміну, коли

забруднені території Українського Полісся за інтенсивністю зовнішнього опромінення та іншими радіоекологічними показниками стануть доступними не лише для виробничих потреб, але також для дозвілля та задоволення тих чи інших потреб не виробничої сфери є одним з найактуальніших напрямків пізнання ролі екосистем у медико-соціальному аспекті.

З цих позицій автори підтримують ситуативний підхід до екологічної оцінки взаємодії людини з оточуючим середовищем. Він полягає у визначенні відповідності динаміки та інтенсивності автореабілітаційних процесів соціально-господарчим функціям території, що була забруднена аварійними викидами. Іншими словами, комплексна еколого-радіогеохімічна оцінка забруднених територій полягає не лише у порівнянні суміжних ділянок (елементарних ландшафтів, біогеоценозів, ґрунтових горизонтів) за окремими показниками інтенсивності автореабілітаційних процесів та їх простому арифметичному додаванні. Як вже згадувалося, автореабілітація полягає у відновленні саме функціональних властивостей екосистеми. Тож доцільно обґрунтувати можливість функціональної переорієнтації лісових екосистем з метою поетапного залучення забрудненої території для того чи іншого виду соціально-господарського користування у відповідності з процесами автореабілітації та прогнозованим на цій основі зниженням дозових навантажень.

Визначення екологічної ролі головних гілок міграційного перерозподілу активності ^{137}Cs і запропонована система інтегрованих показників, що апроксимує комплекс ландшафтно-геохімічних та фізико-хімічних параметрів природного середовища, дає змогу оцінювати автореабілітаційну здатність біогеоценозів на кількісній основі. Балансові розрахунки накопичення радіонуклідів компонентами біогеоценозів мають важливе значення для визначення потужності дози випромінювання та з'ясування ступеню забрудненості компонентів господарського використання згідно з існуючими санітарно-гігієнічними нормативами.

Література

1. Родин Л.Е., Базилевич Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот в основных типах растительности.- М.-Л.: Наука.-1965.- 253 с.
2. Долін В.В., Сущик Ю.Я., Шраменко І.Ф. Геохімічні принципи системної організації ландшафтів радіаційно забруднених територій // Проблеми ландшафтного різноманіття України. Збірник наукових праць. – Київ.- 2000. – С. 261–266
3. Долін В.В., Соботович Е.В. Перспективи природно-антропогенної ремедіації радіаційно забруднених територій України // Доповіді НАН України. —2000.— № 12.—С.
4. Польнов Б.Б. Учение о ландшафтах // Избранные труды.- М.: Изд-во географ. лит-ры. - 1956.- 498 с.
5. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, – 1989. – 439с.
6. Перельман А.И. Геохимия эпигенетических процессов.- М.: Недра.- 1965.- 332 с.
7. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А., Кучма Н.Д. К вопросу о роли высших грибов в биогеохимической миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах // Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль-94. Сб. докладов IV Междунар. науч.-техн. конф.– Чернобыль.- 1996. –Т. 1. – С. 460-472.
8. Olsen R.A., Jøner E. and Bakken L.R. Soil fungi and the fate of radiocaesium in a soil ecosystem – a discussion of possible mechanisms involved in the radiocaesium accumulation in fungi and the role of fungi as a Cs-sink in the soil // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment / G.Desmet et al., ed. – London-New York: Elsevier Applied Science.- 1990. – P. 657-663.
9. Nylén T. Uptake, turnover and transport of radiocaesium in boreal forest ecosystem. – Dissertation. – Uppsala.- 1996.
10. Witkamp M. Environmental effects on microbial turnover of some mineral elements. II. Biotic factors.- Soil Biol.and Biochem.- 1969.- vol.1.- p.177-184.
11. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др. Сельскохозяйственная радиоэкология. - М.: Экология. — 1992. - 400 с.
12. Покаржевский А.Д. Геохимическая экология наземных животных.-М.:Наука.- 1985.-300 с.
13. Погребняк П.С. Основы лесной типологии.-К.: Изд-во АН УССР.-1955.-456 с.
14. Юнатов А.А. Заложение экологических профилей и пробных площадей // Полевая геоботаника / Под ред. Е.М.Лавренко и А.А.Корчагина.. – М.-Л.: Наука, Ленинградское отд.- 1964. – Т. III – С. 9-35.
15. Анучин Н.П. Лесная таксация. – М.: Лесная промышленность.- 1977. – 512 с.
16. Мякушко В.К. Сосновые леса равнинной части УССР. – К.: Наук. думка.- 1978. – 256 с.
17. Ausmus B.S., Edwards N.T., Witkamp M. Microbial immobilisation of carbon, nitrogen, phosphorus and potassium: Implications for forest ecosystem processes. // In: The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes. - Oxford; London.- 1976.- p.397-416.
18. Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. -Киев: Наукова думка.- 1994. –112 с.

19. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Роль процессов иммобилизации радионуклидов в естественной реабилитации загрязненных экосистем // Минералогический журнал.- 1996.- т.18.- № 4.- С.63-71.
20. Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. – М.: Агропромиздат.- 1991. – 287 с.
21. Самчук А.И., Бондаренко Г.Н., Долин В.В. и др. Физико-химические условия образования мобильных форм токсичных металлов в почвах // Минерал. журн. – 1998. – 20, №2. – С. 48-59.
22. Orlov A.A., Turko V.N., Irklienko S.P., Krasnov V.P., Kalish A.B. The distribution of the total ¹³⁷Cs activity in biogeocenoses of pine forest of Ukrainian Polesse // A sugárzástechnika mező-és élelmiszergazdasági alkalmazása / VI. Szimpózium (Szarvas, Hungary, 8-10.06.1999). – Vol. 1. – Szarvas, 1999 – P. 79-84.
23. Булавик И.М. Содержание цезия-137 в почве и древесной растительности при различной плотности загрязнения территории радионуклидами // Эколог. и соц. пробл. лесного хоз-ва Беларуси. – Гомель: БелНИИЛХ.- 1991. – С. 89-99..
24. Mamikhin S.V., Shcheglov A.I. Dynamics of Cs-137 in the forests of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power station // Seminar on the dynamic behaviour of radionuclides in forests (Stockholm, May 18-22, 1992): Book of abstracts. – Stockholm.- 1992. – P. 10.
25. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А., Кучма Н.Д. К вопросу о роли высших грибов в биогеохимической миграции ¹³⁷Cs в лесных экосистемах // Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль-94. Сб. докладов. IV Междунар. науч.-техн. конф. – Чернобыль.- 1996. –Т. 1– С. 460-472.
26. Основы лісової радіоекології // Відп.ред. М.М.Калетник. – К.: Ярмарок.- 1999.- 252 с.
27. Ринькис Г.Я., Ноллендорф В.Ф. Сбалансированное питание растений макро и микроэлементами.- Рига: Зинатне.- 1982.- 304 с.
28. Карнаухов А.И., Безнис А.Т. Бионеорганическая химия.- К.:Вища школа, 1992.-223 с.
29. Сущик Ю.Я.,Шраменко І.Ф.,Пушкарьов О. В. та інш. ¹³⁷Cs у гранулометричних фракціях ґрунтів Народицького району // Доповіді НАН України. –1999. - № 7. - С. 184-188.
30. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере.- М.: Атомиздат, 1975.- 182 с.
31. Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. – Свердловск: УрО АН СССР, 1990.- 172 с.
32. Андриенко Т.Л., Плюта П.Г., Прядко Е.И., Каркуциев Г.Н. Социально-экологическая значимость природно-заповедных территорий Украины. - Киев: Наук.думка, 1991. - 160 с.
33. Атлас природных условий и естественных ресурсов Украинской ССР. – М.: ГУГК при СМ СССР, 1978. – 184 с.

Орлов А.А., Иркиенко С.П., Долин В.В., Сущик Ю.Я., Шраменко И.Ф., Кононенко Л.В., Прищепа А.Л.

Балансовый подход к радиохимическим исследованиям автореабилитационных процессов в лесных экосистемах.

Доказаны преимущества применения балансового метода к исследованиям миграции радионуклидов в загрязненных экосистемах. Описаны концептуальные положения автореабилитации радиационно-загрязненных территорий, типы и экологические функции геохимических барьеров биогенного происхождения. Исследовано распределение Cs-137 в почвенных горизонтах и растительных ярусах лесных экосистем на примере трех стационаров зоны конденсационных выпадений Житомирского полесья. Рассчитан баланс перераспределения Cs-137 на геохимических барьерах лесных экосистем. Разработана методология комплексной эколого-геохимической оценки лесных экосистем, загрязненных радионуклидами вследствие Чернобыльской катастрофы. Определена экологическая роль главных ветвей миграционного перераспределения активности Cs-137 и предложена система интегрированных показателей, аппроксимирующая комплекс ландшафтно-геохимических и физико-химических параметров природной среды. На базе этих разработок количественно оценена автореабилитационная способность лесных экосистем.

Orlov O.O., Irklienko S.P., Dolin V.V., Sushchik Yu.J., Shramenko I.F., Kononenko L.V., Prishchepa O.L.

Balance Approach to the Radiogeochemical Researches of Autorehabilitation Processes in the Forest Ecosystems.

The advantages of application of a balance method to researches of radionuclides migration in polluted ecosystems has been proved. The conceptual thesis of the radiation-contaminated territories autorehabilitation, types and ecological functions of geochemical barriers of biogenic origin have been described. Cs-137 distribution in soil horizons and vegetative circles of forest ecosystems have been investigated on an example of three polygons within the Zhitomir woodlands zone of condensation fallouts. Cs-137 balance of redistribution on geochemical barriers of forest ecosystems has been designed. The methodology complex of ecological-

geochemical estimation of forest ecosystems contaminated with radionuclides after the Chernobyl Accident is developed. The ecological role of the main branches of Cs-137 activity migration redistribution is determined. The system of the integrated parameters, which approximated a complex of landscape-geochemical and physical-chemical parameters of natural environment is offered. Quantitatively estimation of autorehabilitatin ability of forest ecosystems has been draw on the basis of this development.

Мараудин И.И.

доктор биологических наук,

Панфилов А.В. –

кандидат биологических наук

Федеральная Лесная служба Российской Федерации, г.Москва

Радиоэкологическая классификация типов леса в зонах радиоактивного загрязнения

Общие положения

Прошло 15 лет после Чернобыльской радиационной катастрофы и более 40 лет со времени аварии на П/О “Маяк”, а также других радиационных инцидентов. Только в результате аварии на Чернобыльской АЭС общая площадь Европы, с загрязнением почв цезием-137 свыше 1 Ки/кв.км, составляет 207,5 тыс.кв.км, в т.ч. России -59,3 тыс. кв.км, Республики Беларусь - 43,5 тыс. кв.км и Украины - 37,63 тыс. кв.км. В странах Восточной, Центральной Европы и Скандинавии радиоактивное загрязнение почвы цезием-137 свыше 1 Ки/кв.км. выявлено на площади около 67,07 тыс. кв.км.(8). Площадь лесов, загрязненных радионуклидами при аварии на Чернобыльской АЭС, составляет: в России - 11,56 тыс. кв.км., в Республике Беларусь - 16,85 кв.км и на Украине - 12,32 кв.км.

В процессе изучения изменений под воздействием радиоактивного загрязнения природных свойств лесных экосистем, их экологического, экономического и социального значения выявлены основные факторы, обуславливающие такие изменения. Среди них особо следует выделить факторы, которые определяют уровни радиоактивного загрязнения лесных ресурсов и степень поражения леса ионизирующими излучениями. В этой связи наряду с физико-химическими свойствами и количеством выпавших на лес радионуклидов важное значение имеют биоморфогенетические свойства древесных пород и лесорастительные условия.

Исследования в лесах, загрязненных в результате радиационных аварий, выявили существенные родовые различия в радиочувствительности древесных пород и их способности накапливать радионуклиды из почвы. Эти различия наиболее четко проявляются на разных стадиях развития радиационной аварии, которым свойственна специфичность радиоэкологической обстановки в лесном фонде на территории зон радиоактивного загрязнения. Принято выделять три стадии развития радиационной аварии: раннюю, промежуточную и восстановительную.

Ранняя стадия характеризуется выбросом в атмосферу десятков и сотен радионуклидов с различным периодом полураспада. Как правило, абсолютное преобладание в составе выпадающих на кроны деревьев радиоактивных аэрозолей принадлежит короткоживущим и среднеживущим радиоизотопам. Продолжительность ранней стадии (от начала аварии до момента прекращения выброса радиоактивных веществ в атмосферу и окончания формирования радиоактивного следа на местности) в зависимости от характера и масштаба аварии, может длиться от нескольких часов до нескольких суток. При аварии на ЧАЭС ранняя стадия длилась 15 суток. На этой стадии отмечается наиболее высокий уровень внешнего облучения лесного биогеоценоза и происходит основное радиационное воздействие на лесную растительность, вызывающее физиологические, морфологические и генетические изменения. При этом четко проявляются различия в радиочувствительности древесных пород.

Промежуточная стадия развития радиационной аварии начинается после прекращения выброса радиоактивных веществ и формирования радиоактивного следа. Продолжительность промежуточной стадии определяется временем распада короткоживущих и среднеживущих выпавших радиоизотопов и составляет, как правило, 2,5 - 3 года. Мощность экспозиционной дозы к концу этой стадии многократно снижается. Эта стадия характеризуется преимущественно аэральным (некорневым) загрязнением лесной растительности.

Особенностью аэрального загрязнения является неселективная сорбция надземной частью растений всех присутствующих в выпавшей радиоактивной смеси радионуклидов, в том числе и тех, которые отличаются невысокими коэффициентами накопления при корневом пути поступления. Поэтому круг радиоэкологически значимых нуклидов на этой стадии может быть достаточно широк, и включать не только радионуклиды цезия и стронция, характеризующиеся высокой биологической подвижностью, но и цирконий-95, рутений-106, церий-144, трансураниевые элементы и другие нуклиды. На этой стадии у части облученных деревьев, подвергшихся воздействию ионизирующего излучения в биологически значимых дозах, проявляются различные аномалии роста и развития.

Установлено, что на ранней и промежуточной стадиях развития радиационной аварии породный

состав и эколого-физиономический облик насаждений определяет характер первичного распределения выпавших радионуклидов в лесном биогеоценозе и продолжительность самоочищения древостоя, опосредованно влияя на радиобиологические эффекты.

Восстановительная стадия развития радиационной аварии начинается после окончания промежуточной стадии, т.е. через 2,5–3 года, когда короткоживущие радионуклиды практически распадаются, а активность радионуклидов со средним периодом полураспада значительно уменьшается. Радиационная обстановка определяется в основном долгоживущими радионуклидами - цезием-137, стронцием-90 и плутонием-239. К этому времени у частично пораженных деревьев прекращаются временные сдвиги ростовых процессов, нарушения пространственной ориентации побегов, карликовость и гигантизм вегетативных органов и другие виды радиоморфоза. Продолжительность восстановительной стадии в лесах с загрязнением почвы цезием-137 и стронцием-90 ориентировочно составит три периода полураспада этих дозообразователей. За это время активность радионуклидов в почве и многолетних лесных ресурсах только за счет радиоактивного распада уменьшится в 8, 3 раза.

На восстановительной стадии лесная растительность подвергается как внешнему, так и внутреннему облучению. Внешнее облучение формируется за счет остаточного количества аэральных выпадений, сохранившихся в наземных ярусах растительности, а внутреннее - за счет радионуклидов, поступающих в органы и ткани растительных организмов по корневому пути.

Многолетний мониторинг радиационной обстановки в лесном фонде на восстановительной стадии, который проводится на 157 стационарных участках, выявил также существенные родовые различия в способности древесных пород накапливать в вегетативных органах и тканях долгоживущие радионуклиды из почвы через корневую систему. Наряду с этим установлено, что интенсивность перехода радионуклидов из почвы в древесные растения и уровни их концентрации в органах и тканях зависят от множества факторов: среди которых наряду с физико-химическими свойствами и формами выпадений радиоизотопов, их растворимостью определяющее значение имеют лесорастительные условия.

Радиоактивному загрязнению в результате аварий на Чернобыльской АЭС, ПО "Маяк", Сибирском химическом комбинате и других инцидентов на части территории 23 субъектов Российской Федерации подверглись леса, произрастающие в различных лесорастительных зонах: зоне хвойных лесов; зоне смешанных лесов; зоне широколиственных лесов; зоне лесостепи. Они образуют множество типов насаждений с различным флористическим составом и эколого-физиономическим обликом, отличающихся радиочувствительностью и способностью накапливать радионуклиды в вегетативных органах и тканях. Разнообразие лесорастительных условий и биоморфологических особенностей фитоценозов обуславливают существенные различия их экологического значения, хозяйственной ценности, организации системы защитных мер и способов ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. Для учета этих особенностей при организации устойчивого, радиационно безопасного ведения лесного хозяйства нами разработана специализированная радиоэкологическая классификация типов леса, которая отображает дифференциацию древесной растительности как по биолого-лесоводственным свойствам и признакам, так и по широкому спектру изменений жизненного состояния и хозяйственной ценности насаждений, загрязненных радионуклидами адекватно радиационной обстановке на каждой стадии развития радиационной аварии. Основные положения радиоэкологической классификации типов леса опубликованы в 1999 году (6). В данной статье рассматривается радиоэкологическая классификация типов леса в зонах радиоактивного загрязнения, где основным дозообразователем является цезий-137.

Принципы радиоэкологической классификации типов леса

Радиоэкологическая классификация типов леса систематизирует многообразие лесных сообществ в ограниченное количество однотипных насаждений и представляет научно-методическую основу эффективного и радиационно безопасного ведения лесного хозяйства. Одной из главных задач классификации является оценка и прогноз:

- уровней радиоактивного загрязнения вегетативных органов и тканей лесообразующих древесных пород на восстановительной стадии радиационной аварии;
- степени изменения жизненного состояния древесных пород на ранней и промежуточной стадиях развития радиационной аварии в зависимости от величины поглощенной дозы.

С учетом поставленных задач выделены комплексы древесных пород, однородных по сходству реакции на воздействие радиации на ранней и промежуточной стадиях аварии и способности накапливать радионуклиды в органах и тканях на восстановительной стадии. В основу выделения классификационных единиц положены следующие признаки:

- флористический состав насаждений;

- радиочувствительность древесных пород;
- эколого-физиономический облик древесных пород и их способность задерживать и сохранять аэральное загрязнение радионуклидами;
- различия древесных пород в интенсивности поглощения и накопления радионуклидов;
- лесорастительные условия.

При построении радиоэкологической классификационной схемы типов леса использованы пять основных категорий, принятых В.Н.Сукачевым [5]: (типы леса, лесные формации, группы лесных формаций, классы лесных формаций, тип растительности) с учетом важных элементов типологических классификаций Г.В.Крылова [3] и П.С.Погребняка [4]. Биоморфогенетические и экологические характеристики классификационных единиц, указанных авторов дополнены показателями радиочувствительности и интенсивности перехода радионуклидов из почвы в лесную растительность.

Тип леса - участки леса, однородные по составу древесных пород и их радиочувствительности, по комплексу лесорастительных условий и миграции радионуклидов в системе почва - древесная растительность, а следовательно, требующие одинаковых защитных мероприятий при осуществлении лесохозяйственной деятельности, на различных стадиях развития радиационной аварии.

Лесная формация - это объединение типов леса по экологически родовому признаку главной лесобразующей породы (эдификатора), обладающих единством биологической реакции на воздействие радиации и сходством миграции радионуклидов в древесном ярусе.

В лесном фонде России, загрязненном радионуклидами, выделяют сосновую, еловую, дубовую, липовую, березовую, осиновою и ольховую лесные формации. Каждая формация отличается специфичностью реакции на воздействие радиации в период ранней и промежуточной стадий аварии, а также способностью накапливать радионуклиды в органах и тканях на восстановительной стадии аварии при прочих равных условиях.

Знание радиоэкологических особенностей лесных формаций позволяет оценивать и прогнозировать радиационную обстановку в различных типах леса, уровни содержания радионуклидов в органах и тканях определенной древесной породы и планировать комплекс защитных мер.

Следующей таксономической категорией принята группа формаций.

Группа лесных формаций - совокупность формаций, объединяемых по эколого-генетическому признаку эдификатора по способности задерживать и сохранять в кронах аэральное загрязнение радионуклидами, а также сходству радиочувствительности и интенсивности миграции радиоактивных веществ в органы и ткани эдификаторов.

По этим признакам выделены четыре группы формаций: светлохвойные леса (сосновая формация), темнохвойные леса (еловая формация), мелколиственные леса (березовые, осиновые, ольховые формации) и широколиственные леса (дубовая, липовая формации).

Группы лесных формаций по периодичности облиствения и связанным с ней значительным различием в радиочувствительности и способности задерживать и сохранять в кронах аэральное радиоактивное загрязнение объединяются в классы формаций: вечнозеленые (хвойные) леса, летнезеленые (лиственные) леса.

Особенности групп лесных формаций и классов формаций используются для оценки и долговременного прогноза радиационной обстановки и применения защитных мер в лесном биогеоценозе на ранней, промежуточной и восстановительной стадиях развития радиационной аварии.

Высшей классификационной категорией принят тип растительности - объединение классов формаций, имеющих в качестве эдификатора древесные породы - леса. Таким образом, различия и сходства классификационных единиц в радиочувствительности и способности влиять на миграцию радионуклидов обусловлены, в первую очередь, биоморфогенезом выделяемых фитоценозов. Кроме того, таксоны радиоэкологической классификации характеризуются сходством и различием в поглощении и накоплении радионуклидов, и влиянием на эти процессы лесорастительных условий.

Краткая характеристика классификационных единиц

Тип растительности - леса. Основным признаком этой классификационной категории служит наличие в качестве эдификатора древесной породы. Леса, в отличие от других типов растительности (луга, болота, степи), обладают особыми радиоэкологическими свойствами. Они способствуют осаждению радиоактивных веществ из приземных слоев атмосферы. Леса как тип растительности задерживают и сохраняют радиоактивные выпадения во много раз больше, чем иные растительные сообщества. Например, сосновые насаждения в 30-ти км зоне Чернобыльской АЭС на ранней стадии аварии задержали в 7-10 раз больше радиоактивных аэрозолей, чем другие типы растительности.

На восстановительной стадии аварии леса включают выпавшие радионуклиды в биологический круговорот веществ, предотвращая их вертикальную и горизонтальную миграцию на другие территории. Однако, выполняя защитные функции, загрязненные леса многие десятилетия остаются источниками радиационной опасности. Это обусловлено тем, что радиационная обстановка в них изменяется медленно, так как самоочищение от основного дозообразователя цезия-137 происходит только за счет радиоактивного распада.

Класс формаций - вечнозеленые (хвойные) леса. В лесах, загрязненных радионуклидами при аварии на Чернобыльской АЭС данный класс представлен группами формаций светлохвойных и темнохвойных лесов. Эколого-физиологические особенности хвойных лесов, которым свойственен большой листовой индекс в любое время года, обеспечивает задержку и сохранение в кронах на длительный срок радиоактивных веществ, выпавших на ранней стадии развития радиационной аварии.

Группы формаций этого класса отличаются высокой радиочувствительностью по сравнению с летне-зелеными (лиственными) лесами. Установлено, что экологический предел дозы облучения для хвойного леса составляет 10-30 Гр/год, а летальная доза - 80-100 Гр.

Переход радионуклидов из кроны в лесную подстилку происходит под воздействием метеорологических факторов и в процессе растительного опада в течение 2-7 лет в зависимости от периодичности смены хвои у различных формаций.

На восстановительной стадии радиационной аварии содержание радионуклидов в органах и тканях древесных пород хвойных лесов существенно меньше, чем в летне-зеленых (лиственных) лесах.

Таким образом, для класса формаций хвойные леса характерными особенностями являются:

1. Способность в любое время года задерживать и сохранять в кронах радиоактивные выпадения на ранней и промежуточной стадиях радиационных аварий.
2. Высокая радиочувствительность.
3. Низкий коэффициент перехода радионуклидов из почвы в наземные вегетативные органы и ткани древесных пород эдификаторов на восстановительной стадии аварии.

Выделяют две группы формаций этого класса: светлохвойную и темнохвойную.

Группа формаций - светлохвойные леса. В данную группу формаций принято включать сосновую и лиственничную формации. Но поскольку в зонах радиоактивного загрязнения лиственница в естественных насаждениях встречается единично целесообразно ограничиться характеристикой сосновой формации, представленной сосной обыкновенной, широко распространённой в лесах всех лесорастительных зон.

Сосновая формация. Исследованиями многих ученых выявлено, что это одна из наиболее радиочувствительных лесных формаций [2,7]. Установлено, что при поглощенной дозе 80-100 Гр и более, происходит полное отмирание наземных органов сосновой формации. Воздействие поглощенной дозы в хвое 20-50 Гр вызывает усыхание хвои в нижней части кроны, снижение или полное прекращение прироста, полностью подавляется репродуктивная способность. Морфологические изменения у сосны отмечены уже при поглощенной дозе 3-10 Гр.

Воздействие облучения в дозах 0,7-1 Гр приводит к стимуляции роста хвои и побегов. Анализ aberrаций хромосом в точках роста сосны выявил достоверное увеличение клеток с aberrациями уже при мощности дозы 12 мР/ч ($1 \pm 0,7\%$ против $1,3 \pm 0,4\%$ в контроле) [1].

Эти сведения, характеризующие реакцию сосновой формации на воздействие ионизирующего излучения в период ранней и промежуточной стадий развития радиационной аварии, используются для оценки и прогноза ее жизненного состояния.

Выявлено, что на этих стадиях развития радиационной аварии заметных различий в реакции на воздействие радиации в разных типах леса у сосновой формации не наблюдается.

Однако, на восстановительной стадии аварии влияние лесорастительных условий на уровни загрязнения органов и тканей весьма существенно и подчиняется определенной закономерности, которая должна учитываться при осуществлении защитных мер в процессе проведения лесохозяйственных мероприятий и лесопользовании. Эта закономерность нагляднее всего проявляется в дифференциации уровней загрязнения органов и тканей сосны по типам леса.

Для сосны характерна высокоподнятая сквозистая крона. В связи с этим значительная часть радиоактивных аэрозолей на ранней и промежуточной стадии аварии проникает в нижние яруса древостоя и на лесную подстилку. Осевшие на хвое аэрозольные частицы с биогенным опадом попадают на лесную подстилку в течение трех лет.

Поступление радионуклидов через корневую систему в вегетативные органы и ткани происходит через 2-3 года после радиоактивных выпадений и отличается сравнительно низкими коэффициентами перехода. Наибольшее количество радионуклидов содержится в хвое и мелких ветвях (прирост за последние 2 года), дальше следует кора, а в древесине отмечается наименьшая концентрация радионуклидов по

сравнению с другими органами и тканями. Радиоэкологические особенности сосновой формации учитываются при организации лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения.

Группа формаций - темнохвойные леса. Темнохвойные леса представлены еловой и пихтовой лесными формациями. В зонах радиоактивного загрязнения в результате аварии на Чернобыльской АЭС произрастает только формация ели обыкновенной. Естественных насаждений пихты не имеется.

Особенностью этой группы является плотная вечнозеленая крона деревьев. Она способна задерживать до 80-90 процентов аэралью выпавших твердых аэрозолей. Продолжительность жизни хвои составляет от 5 до 10 лет. Для формаций темнохвойных лесов характерна поверхностная корневая система и отсутствие в древесине ядра. Перемещение радионуклидов в подстилку происходит с загрязненной хвоей. Данная группа формаций менее чувствительна к воздействию радиации по сравнению со светлохвойной группой.

На восстановительной стадии наблюдается более высокий переход радионуклидов из почвы в органы и ткани древесных пород лесных формаций, составляющих эту группу по сравнению со светлохвойной группой формацией.

Еловая формация. Еловая формация на ранней и промежуточных стадиях радиационной аварии более радиоустойчива, чем сосновая. Способность задерживать аэральное радиоактивное загрязнение значительно выше, чем у сосновой формации. Самоочищение с биогенным отпадом происходит в течение 5-7 лет.

На восстановительной стадии развития радиационной аварии интенсивность перехода радионуклидов по корневому пути в вегетативные органы и ткани специфична для каждого типа леса и превышает коэффициент перехода по сравнению с сосновой формацией. Распределение радионуклидов в органах и тканях еловой формации аналогичны закономерностям, установленным для древесной растительности: хвоя, мелкие ветви, кора, древесина.

Класс формаций - летнезеленые (лиственные) леса. Этот класс формаций включает все многообразие лиственных основных лесобразующих древесных пород, произрастающих в зонах хвойных, смешанных, широколиственных лесов и в зоне лесостепи Европейской части России. Эколого-физиономический облик лиственных формаций различается в течение года. В облиственном состоянии в период вегетации насаждения этого класса способны задерживать в кронах до 80% выпавших аэрозолей. Переход радионуклидов из кроны в лесную подстилку происходит в течение одного года под действием метеорологических факторов и биогенным путем.

При безлистном состоянии насаждений радиоактивные аэрозоли попадают непосредственно на лесную подстилку, из которой мигрируют в почву.

Лиственные лесные формации отличаются от хвойных значительно меньшей радиочувствительностью. Летальный эффект (отмирание древостоев) происходит при поглощенной дозе 500-800 Гр.

На восстановительной стадии в органы и ткани древесных пород этого класса формаций по корневому пути происходит интенсивный переход радионуклидов.

Таким образом, особенностями класса формаций летне-зеленых лиственных лесов являются:

1. Сезонные различия в способности задерживать радиоактивные выпадения.
2. Относительно низкая радиочувствительность.
3. Интенсивный переход радионуклидов в органы и ткани древесных пород по корневому пути.

Класс формаций летне-зеленые (лиственные) леса по радиочувствительности, интенсивности перехода радионуклидов по корневому пути и способности накапливать радионуклиды в вегетативных органах и тканях древесных пород-эдикаторов подразделяются на 2 группы формаций: мелколиственную и широколиственную.

Группа формаций - мелколиственные леса. Эта группа объединяет формации древесных пород из рода березы, осины и ольхи, широко распространенные в зонах радиоактивного загрязнения.

Для этой группы формаций характерны общие биомофологические признаки и свойства, обуславливающие высокую радиорезистентность, резкие сезонные различия в способности задерживать твердые аэрозоли радиоактивных веществ, выпадающих из атмосферы при радиационных авариях, а также высокий уровень накопления радионуклидов в органах и тканях древесных пород мелколиственных лесов.

Березовая формация. Наиболее характерной и широко распространенной формацией мелколиственных лесов является березовая, представленная березой бородавчатой. Она отличается высокой резистентностью к радиационному воздействию. Установлено, что полная гибель этой формации происходит при поглощенной дозе 500-800 Гр., а ЛД 50 находится в пределах 300-500 Гр. Поглощенная доза 100-300 Гр вызывает частичное усыхание древостоя (отмирание тонкомерных деревьев, гибель подроста), сокращение прироста по высоте, неполноценность семян, но способность к порослевому возобновлению сохраняется. При поглощенной дозе 50-100 Гр наряду с сокращением прироста и гибелью части листьев происходит

образование аномальных репродуктивных органов, морфологические изменения молодых побегов и снижение всхожести семян. Поглощенная доза 10-50 Гр вызывает снижение всхожести семян и незначительное сокращение прироста побегов текущего года. При поглощенной дозе менее 10 Гр видимые признаки повреждения отсутствуют. В то же время отдельные исследователи отмечают, что на ранней стадии аварии у однолетних побегов березы даже при более низких поглощенных дозах происходят анатомические изменения (появляются рубцы), которые фиксируют радиационное воздействие. Эти анатомические изменения могут служить индикатором как самого факта радиационного воздействия, так и уровня поглощенной дозы.

Самоочищение крон у березовой формации происходит в течение одного года за счет опада листьев. Однако в трещинах коры и крупных ветвей еще многие годы сохраняются долгоживущие радионуклиды.

На восстановительной стадии аварии происходит интенсивное поступление радионуклидов в органы и ткани березы через корневую систему. Интенсивность перехода радионуклидов в органы и ткани березовой формации и уровни концентрации радионуклидов в этих органах значительно различаются по типам леса березовой формации, что имеет важное практическое значение при организации лесопользования и системы защитных мер.

Научные исследования и практический опыт применения радиэкологической классификации типов леса в сочетании с радиационным контролем позволяют достаточно достоверно и объективно характеризовать уровни загрязнения органов и тканей березовой формации при отпуске древесины и второстепенных лесных ресурсов на корню в различных лесорастительных условиях.

Радиэкологическая характеристика березовой формации приведена в таблице 1.

Осиновая и ольховая формации. Радиэкологическая характеристика осиновой и ольховой формаций в части радиочувствительности и изменений жизненного состояния на ранней и промежуточной стадиях радиационной аварии, а также перехода и накопления радионуклидов в вегетативные органы и ткани эдификаторов на восстановительной стадии близка по радиэкологическим показателям, приведенным в характеристике березовой формации.

Существенные отличия между этими формациями на восстановительной стадии будут проявляться в уровнях содержания радионуклидов в органах и тканях по типам леса. Это обусловлено разными экологическими свойствами формаций и их специфической избирательностью лесорастительных условий.

Группа формаций - широколиственные леса представлены формациями дуба и липы. Имея своеобразный эколого-физиономический облик, в особенности плотную крону, формации данной группы способны в облиственном состоянии максимально задерживать и сохранять в кроне на время облиствения основное количество выпавших радиоактивных веществ. Они отличаются более высокой радиочувствительностью, чем мелколиственные формации.

Самоочищение происходит под воздействием метеорологических факторов и растительного опада. Морфологическое строение коры формаций этой группы (большая толщина, трещиноватость и пористость) способствует сохранению в ней на многие годы выпавших радиоактивных аэрозолей. На восстановительной стадии древесным породам этой группы формации свойственен сравнительно высокий уровень перехода радионуклидов в органы и ткани по корневому пути, но ниже, чем у мелколиственной группы формаций.

Дубовая формация. В широколиственных лесах наиболее распространенной и хозяйственно ценной в зонах радиоактивного загрязнения является дубовая формация, представленная дубом летним, черешчатым. В облиственном состоянии дубовая формация обладает высокой способностью задерживать и сохранять радиоактивные аэрозоли в течение вегетационного периода. По радиочувствительности данная формация занимает среднее положение между хвойными и лиственными группами формаций.

На восстановительной стадии уровни радиоактивного загрязнения вегетативных органов и тканей специфичны для каждого типа леса дубовой формации.

Липовая формация. Данная формация представлена липой мелколистной, которая обладает высокой радиорезистентностью и своеобразным эколого-физиологическим обликом, способствующим в вегетационный период задерживать не менее 70-80 % твердых радиоактивных аэрозолей.

Интенсивность перехода радионуклидов из почвы в органы и ткани липы мелколистной отличается от дубовой формации из-за существенных различий в анатомическом строении древесины.

Типы леса. Важными радиэкологическими признаками типов леса являются радиочувствительность древесной породы - эдификатора, ее свойство накапливать радионуклиды в органах и тканях, а также почвенно-экологические условия.

Изучение воздействия ионизирующего излучения на лесные формации показало, что влияние лесорастительных условий на степень поражения древесных пород на ранней и промежуточной стадиях развития радиационной аварии не существенно. Изменения жизненного состояния лесных формаций зависит в основном от их радиочувствительности и уровня поглощенной дозы.

Однако на восстановительной стадии радиационной аварии влияние лесорастительных условий на уровни радиоактивного загрязнения вегетативных органов и тканей лесных формаций при одинаковой плотности загрязнения почвы цезием-137 весьма существенно. Наиболее значимыми факторами лесорастительных условий, влияющих на переход радионуклидов из почвы в древесные породы-эдификаторы лесных формаций, являются влажность и богатство почвы.

Объективным количественным показателем влияния комплекса лесорастительных условий и биоморфогенетических свойств лесных формаций на уровни загрязнения радионуклидами их органов и тканей принимается нормированный коэффициент перехода (в англоязычной литературе называемый trans factor) в системе "почва - древесная - порода" с использованием размерности (Бк/кг)/(Ки/кв.км), приведенный к плотности загрязнения почвы цезием-137 1 Ки/кв.км.

Для примера в табл. 1 и табл.2 приведены радиоэкологические характеристики типов леса С0, С1, А2, Б2, С2, Д2, С3, С4, С5 березовой и сосновой формаций, загрязненных цезием-137.

Таблица 1

Радиоэкологическая характеристика типов леса
березовой формации

Влажность почвы	Вегетативные органы и ткани	Нормированное содержание цезия-137 в органах и тканях, (Бк/кг) / (Ки/км ²)			
		Трофность почвы			
		Крайне бедные (боры) - А	Относительно бедные субори - Б	Относительно богатые сложные субори - С	Богатые дубравы - Д
Очень сухие - 0	стволовая древесина	5*			
	листья	10*			
	мелкие ветви	10*			
	кора	10*			
Сухие - 1	стволовая древесина	30			
	листья	70			
	мелкие ветви	60			
	кора	65			
Свежие-2	стволовая древесина	90	70	40	20*
	листья	165	125	65	35*
	мелкие ветви	135	110	60	30*
	кора	175	150	85	40*
Влажные - 3	стволовая древесина	85			
	листья	160			
	мелкие ветви	145			
	кора	160			
Сырые- 4	стволовая древесина	100			
	листья	210			
	мелкие ветви	180			
	кора	210			
Мокрые - 5 (болото)	стволовая древесина	130*			
	листья	275*			
	мелкие ветви	235*			
	кора	275*			

*- расчетные значения.

Таблица 2

Радиоэкологическая характеристика типов леса
сосновой формации

Влажность почвы	Вегетативные органы и ткани	Нормированное содержание цезия-137 в органах и тканях, (Бк/кг) / (Ки/км ²)			
		Трофность почвы			
		Крайне бедные (боры) - А	Относительно бедные субори - Б	Относительно богатые сложные субори - С	Богатые дубравы - Д
Очень сухие - 0	стволовая древесина	5 *			
	листья	15*			
	мелкие ветви	10*			
	кора	10*			
Сухие - 1	стволовая древесина	15			
	листья	35			
	мелкие ветви	30			
	кора	25			
Свежие-2	стволовая древесина	45	35	20	10*
	листья	110	85	45	25*
	мелкие ветви	90	75	40	20*
	кора	70	60	35	20*
Влажные - 3	стволовая древесина	45			
	листья	110			
	мелкие ветви	95			
	кора	70			
Сырые- 4	стволовая древесина	50			
	листья	125			
	мелкие ветви	110			
	кора	85			
Мокрые - 5 (болото)	стволовая древесина	60*			
	листья	120*			
	мелкие ветви	100*			
	кора	80*			

*- расчетные значения.

Как видно из табл. 1, содержание цезия -137 в органах и тканях древостоя березовой формации более чем в 20 раз различается по типам леса на относительно богатых почвах в зависимости от влажности почвы. На свежих почвах различной трофности уровни содержания цезия-137 в органах и тканях березовой формации в разных типах леса отличаются не менее чем в 4 раза.

В табл.2 показано, что содержание цезия -137 в органах и тканях сосны в типах леса на относительно богатых почвах в зависимости от влажности почвы (от очень сухой до сырой) отличаются в 8-10 раз, а на свежих почвах различной трофности в 4-5 раз.

Радиоэкологическая характеристика типов леса березовой и сосновой формаций показывает, что содержание радионуклидов в органах и тканях березы превышает удельную активность цезия-137 в органах и тканях сосны не менее чем в 2 раза. Исключения составляют типы леса сосны и березы на относительно богатых очень сухих почвах, где концентрация цезия-137 в органах и тканях эдификаторов имеют примерно одинаковую величину.

Следовательно, радиоэкологическая специфичность типов леса и лесных формаций четко проявляется в уровнях накопления радионуклидов в органах и тканях древесных пород из почвы через

корневую систему, и может оцениваться количественными показателями в виде нормированных коэффициентов перехода.

Соподчинённость таксономических категорий представлена на схеме радиоэкологической классификации типов леса.

Некоторые аспекты прикладного значения радиоэкологической характеристики типов леса

Нормированные коэффициенты перехода, рассчитанные по типам леса, позволяют определить содержание радионуклидов в органах и тканях древесных пород - эдификаторов на корню при любой плотности загрязнения почвы цезием-137 по следующей формуле:

$$CP = НК * ПЗ \quad [1],$$

- где:
- CP - уровень содержания (удельная активность) цезия-137 в органах и тканях древесной породы эдификатора в пределах данного типа леса, Бк/кг;
 - НК - нормированный коэффициент перехода для данного типа леса, (Бк/кг) / (Ки/кв.км);
 - ПЗ - плотность загрязнения почвы цезием-137 на участке в пределах данного типа леса, Ки/кв.км

Предлагаемый метод определения уровней содержания радиоцезия в лесных ресурсах по типам леса имеет важное практическое значение и не потребует значительных затрат на его реализацию, поскольку сведения о плотности загрязнения почвы цезием-137 по каждому лесному кварталу имеются в лесничествах и лесхозах на картах-схемах и в ведомостях радиационного обследования лесного фонда, а данные о типах лесорастительных условий в материалах лесоустройства.

Знание величины содержания цезия-137 в органах и тканях древесных пород - эдификаторов лесной формации по типам леса дает возможность оценить допустимость использования структурных частей дерева для изготовления различных изделий промышленного и культурно-бытового назначения. Величина содержания цезия в древесине или других органах и тканях древесной породы определенного типа леса не должна превышать величину допустимого уровня, указанного в гигиеническом нормативе для оцениваемого вида продукции.

Важное практическое значение имеет определение предельных значений плотности загрязнения почвы цезием-137 по типам леса, при которых допускается отпуск древесины на корню для изготовления различных видов изделий.

Предельное значение плотности загрязнения почвы цезием-137 находят по следующей формуле:

$$ПЗ = ДУ / НК \quad [2],$$

- где:
- ПЗ - предельный уровень загрязнения почвы цезием-137, Ки/кв.км;
 - ДУ - величина допустимого уровня содержания цезия-137 в определенном виде изделий, Бк/кг;
 - НК - величина нормированного коэффициента содержания цезия-137 в типе леса, (Бк/кг) / (Ки/кв.км)

Предельные уровни плотности загрязнения почвы цезием-137 в типах леса С0, С1, А2, Б2, С2, Д2, С3, С4, С5 сосновой и березовой формаций, при которых допускается заготовка древесины на корню для применения в жилищном строительстве и изготовления изделий, используемых в производственных целях, а также вне жилых помещений, приведены в таблицах 3 и 4.

Например, в таблице 3 показано, что отпуск древесины на корню для жилищного строительства, гигиенический норматив на которую установлен 370 Бк/кг, допускается в типе леса сосна на относительно богатых свежих почвах (С2) при плотности их загрязнения цезием-137 от 1 до 18 Ки/кв.км, а на влажных почвах той же трофности только не выше 8 Ки/кв.км. В аналогичных типах леса березовой формации отпуск древесины для жилищного строительства допускается при плотности загрязнения почвы цезием-137 не выше 9 Ки/кв.км и 4 Ки/кв.км, соответственно.

Таблица 3

Предельные уровни плотности загрязнения почвы цезием-137 в типах леса сосновой и березовой формациях, допускающие отпуск древесины на корню для жилищного строительства

Влажность почвы	Формации	Плотность загрязнения почвы, Ки/км ²			
		Трофность почвы			
		Крайне бедные (боры) - А	Относительно бедные субори - Б	Относительно богатые сложные субори - С	Богатые дубравы - Д
Очень сухие - 0	сосновая	74			
	березовая	74			
Сухие - 1	сосновая	24			
	березовая	12			
Свежие-2	сосновая	8	10	18	37
	березовая	4	5	9	18
Влажные- 3	сосновая	8			
	березовая	4			
Сырые- 4	сосновая	7			
	березовая	3			
Мокрые- 5 (болото)	сосновая	6			
	березовая	2			

Таблица 4

Предельные уровни плотности загрязнения почвы цезием-137, в типах леса сосновой и березовой формациях, допускающие отпуск древесины на корню для изготовления изделий, используемых вне жилых помещений

Влажность почвы	Формации	Плотность загрязнения почвы, Ки/км ²)			
		Трофность почвы			
		Крайне бедные (боры) - А	Относительно бедные субори - Б	Относительно богатые сложные субори - С	Богатые дубравы - Д
Очень сухие - 0	сосновая	620			
	березовая	620			
Сухие - 1	сосновая	206			
	березовая	103			
Свежие-2	сосновая	68	88	155	310
	березовая	34	44	77	155
Влажные- 3	сосновая	68			
	березовая	36			
Сырые- 4	сосновая	62			
	березовая	31			
Мокрые - 5 (болото)	сосновая	51			
	березовая	23			

В соответствии с табл. 4 отпуск древесины на корню для изготовления изделий, используемых в производственных целях и вне жилых помещений (ДУ-3,1 кБк/кг) в типе леса сосна на относительно богатых свежих почвах (С2), допускается при предельных уровнях плотности загрязнения почвы цезием-137 от 1 до 155 Ки/кв.км, а на влажных почвах той же трофности не выше 68 Ки/кв.км. В аналогичных типах леса березовой формации предельное значение плотности загрязнения почвы цезием-137 при отпуске древесины на корню для применения в производственных целях и вне жилых помещений значительно ниже и составляет соответственно от 1 до 77 Ки/кв.км и от 1 до 36 Ки/кв.км.

Таким образом, информация о радиоэкологических особенностях типов леса необходима для решения широкого круга задач лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения. Знание

радиоэкологических характеристик типов леса служит основой для разработки радиационно и экологически безопасных способов и технологий лесопользования, охраны лесов от пожаров и других видов работ.

Практическая значимость применения радиоэкологической классификации типов леса позволяет рассматривать ее как одну из важных форм защитных мер, повышающих эффективность организации лесопользования. Она также широко применяется для прогноза последствий радиоактивного загрязнения лесных массивов на ранней, промежуточной и восстановительной стадиях и для оценки соответствия уровней содержания цезия-137 в органах и тканях древесных пород санитарным нормам. Кроме того, знание радиоэкологических характеристик типов леса позволяет сохранить интенсивность лесного хозяйства, его социальную, экономическую и экологическую значимость на загрязненной территории.

В научном плане дифференциация древесной растительности по радиоэкологическим признакам и свойствам позволила дополнить знания об особенностях типов леса, биологических, физиологических и лесоводственных свойствах древесных пород. Новизна и оригинальность радиоэкологической классификации типов леса заключается в том, что сходства и различия таксономических единиц основываются на количественных показателях уровней радиочувствительности и содержания радионуклидов в органах и тканях древесных пород эдификаторов.

Задача дальнейших исследований в области радиоэкологической классификации типов леса заключается в более детальном изучении распределения радионуклидов по всем компонентам лесного ценоза на разных стадиях аварии и возрастных этапах развития насаждений, а также в применении ее для дальнейшего совершенствования системы контрмер в лесном хозяйстве.

Литература

1. Израэль Ю.А., Соколовский В.Г. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской атомной электростанции. М., Гидрометеиздат, 1987 - 67 с.
2. Козубов Г.М., Таскаев А.И. и др. Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС. Сыктывкар, Коми научн. Центр УрО АН СССР, 1990. 136 с.
3. Крылов Г.В. Леса Западной Сибири: История изучения и типы лесов, районирование, пути использования и улучшения. М: Изд-во АН СССР, 1961. С. 255
4. Погребняк П.С. Основы лесной типологии. Киев: Изд-во Укр.-НИТолес, 1944.
5. Сукачев В.Н. Руководство к изучению и исследованию типов леса. М-Л.: Сельколхозгиз, 1931.
6. Шубин В.А., Марадудин И.И., Панфилов А.В. Радиоэкологическая классификация типов леса. Обзор. Информ. М.: ВНИИЦлесресурс, 1999. 48 с. (Библиотека работников лесного хозяйства, вып. 1-2).
7. Щеглов А.И. Биохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М., Наука, 2000 - 268 с.
8. Чернобыльская катастрофа. Итоги и проблемы преодоления ее последствий в России. 1986-2001. Российский национальный доклад. Москва, 2001.

Марадудін І.І., Панфілов О.В.

Радіоекологічна класифікація типів лісу в зонах радіоактивного забруднення

Федеральна лісова служба Російської Федерації, м.Москва

Розроблені принципи радіоекологічної класифікації типів лісу. Подана коротка характеристика основних класифікаційних одиниць на основі комплексного підходу: геоботанічного, радіоекологічного та лісогосподарського. Підкреслені окремі аспекти прикладного значення розробленої класифікації.

Maradudin I.I., Panfilov A.V.

Radioecological classification of forest types in radioactive contaminated zones

Federal Forest Service of Russian Federation, Moscow

Principles of radioecological classification of forest types were created. The brief characteristic of the main classificative units was given on the basis of multiple method: geobotanical, radioecological, and from the point of view of forestry. Separate aspects of applied significance of given classification were underlined.

Орлов О.О. –
кандидат біологічних наук,
Ірклієнко С.П. –
кандидат сільськогосподарських наук,
Прищєпа О.Л. –
аспірант,
Курбет Т.В. –
аспірант,
Дмитренко О.Г. –
аспірант
Поліський філіал УкрНДІЛГА

Порівняльна оцінка ролі різних компонентів лісової екосистеми лишайникового бору у розподілі сумарної активності ^{137}Cs

Сосняк лишайниковий є одним із найхарактерніших ценозів Українського Полісся, який займає центральне положення у типі умов місцезростання сухий бір (A_1) у даному регіоні, проте його суцільні значні за площею ділянки зустрічаються рідко. Займають вони найвищі ділянки піщаних дюн, гряд, а також других піщаних (борових) терас річок, значно рідше – підвищені плоскі ділянки рельєфу із потужними піщаними відкладами та глибоким (8-12 м від поверхні) рівнем ґрунтових вод. Частка площ цих еда топів в лісах Полісся істотно збільшується у напрямку з півдня на північ та зі сходу на захід. Зокрема, частка сухих борів по держлігоспах Волинського Полісся у північній частині коливається від 10,3 до 17,4% вкритої лісом площі, у центральній – 2,1-7,7% та 0,3-0,7% – у південній частині [7]. У Центральному Поліссі сухі бори поширені переважно у північно-західній частині, де займають, у різних держлігоспах, від 14,9% до 27,0% вкритої лісом площі. У Київському Поліссі бори лишайникові поширені значно більше, ніж у Центральному, частка їх площі коливається у північній частині від 11,8% у Тетерівському держлігоспі до 38,0% – у лісах зони відчуження ЧАЕС, а у південній частині – від 7,2% до 13,0%. У Чернігівському та Новгород-Сіверському Поліссі сухі бори займають приблизно по 10% вкритої лісом площі [7]. Згадані екотопи характеризуються специфічними екологічними умовами, що індикується видовим складом нижніх ярусів рослинності [9, 15].

Внаслідок Чорнобильської катастрофи усі компоненти лісових екосистем Українського Полісся були забруднені техногенними радіонуклідами, з яких у віддаленій від Чорнобильської АЕС зоні нині основним є ^{137}Cs [12]. Після аерального надходження ^{137}Cs до лісової екосистеми зразу ж розпочалася інтенсивна міграція радіонукліду, що призвело до перерозподілу ^{137}Cs між компонентами екосистеми. Цей перерозподіл у перші роки після аварії був досить швидким. Однак, за даними російських вчених [10], з часом темпи перерозподілу радіонуклідів у лісових екосистемах значно уповільнилися, і приблизно у 1989 р. за межами зони відчуження ЧАЕС настав період квазірівноваги радіонукліду у ґрунтово-рослинному покриві лісів. Характерними його рисами є: домінування кореневого шляху надходження радіонукліду до судинних рослин, який регулюється ландшафтно-геохімічними умовами території; поступовий, повільний перерозподіл активності ^{137}Cs у лісових біогеоценозах; приблизна рівність активності ^{137}Cs , яка щорічно надходить до рослинності із ґрунту та повертається до останнього. Таким чином, визначивши нині розподіл ^{137}Cs між компонентами лісової екосистеми, ми можемо отримати основу подальших досліджень міграційних процесів ^{137}Cs у лісах для прогнозування перерозподілу нукліду між компонентами екосистем. Саме тому подібні дослідження є особливо актуальними.

Об'єкти та методика

Дослідження проведені у 1999 р. у кварталі 15 Повчанського лісництва Лугинського держлігоспу Житомирської області на пробній площі розміром 1 га, закладеній за стандартною методикою [14]. Екосистема розміщувалася на верхівці піщаної дюни та верхній і середній частинах її південного схилу крутизною 8° та відносною висотою 9 м. Основні геоботанічні характеристики пробної площі вивчалися за [6]. Деревостан був моновидовим, із *Pinus sylvestris* L., віком 40 років, середньою висотою 4,9 м та середнім діаметром 9,8 см, середньою повнотою 0,65, V бонітету. На 1га нараховувалося 770 шт. дерев. Ярус підросту був розрідженим, виключно із *Pinus sylvestris*, 220 шт./га. Ярус підліску негустий (зімкнутістю $<0,1$), висотою до 50см, складався із *Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. ex Wolf.) Klásková. Трав'яно-чагарничковий ярус був також розрідженим, нерівномірним, з проективним покриттям 15-17%. Основу його утворювали ксерофітні види псамофітону – піонери заростання пісків, для яких характерним є куртинне розміщення – *Corynephorus canescens* (L.) P.Beauv (5-7%), *Festuca ovina* L. (3-5%), *Thymus serpyllum* L. (1-3%), *Helichrysum arenarium* (L.) Moench (1%), *Jasione montana* L. (1%), *Rumex acetosella* L. (1-3%), а також *Calluna vulgaris* (L.) Hull (3-5%), *Arctostaphylos uva-ursi* (L.) Spreng. та ін. Видова насиченість трав'яно-чагарничкового ярусу становила біля 20 видів. Лишайниковий ярус був

представлений двома під'ярусами – епігейним та епіфітним. Під'ярус епігейних лишайників був суцільним, з проективним покриттям 85-90% та фітомасою біля 0,2 кг/м². Основу його створювала *Cladina arbuscula* ssp. *mitis* (60-65%), меншу участь у створенні ярусу приймали *Cladonia uncialis* (10-15%), *Cl. gracilis* (5-7%) та *Cl. subulata* (3-5%). Під'ярус епіфітних лишайників був виявлений значно слабше, він складався переважно з *Hypogymnia physodes*, яка зростала на корі дерев у середніх частинах стовбурів; а також *Cladonia rei* та *Cl. rupestrata* ssp. *chlorophaea*, які зростали на корі сосни у нижніх частинах стовбурів, решта видів епіфітних лишайників зустрічалися рідше. На найбільш сухих та порушених ділянках діючі зустрічалися фрагменти епігейного мохового покриву із *Polytrichum piliferum* Hedw., який мав проективне покриття 3-5%, поодинокі також зустрічався бокоплідний мох *Racomitrium canescens* Brid. Ярус макроміцетів був представлений переважно симбіотрофними видами грибів – *Amanita porphyria* (Fr.) Secr., *Russula xerampellina* Bres., *Lactarius rufus* (Scop.) Fr., *Siullus variegatus* (Fr.) O.Kuntze, *Siullus bovinus* (Fr.) O.Kuntze, *Boletus badius* Fr., *Paxillus involutus* (Batsch) Fr.; зустрічалися також гумусові сапротрофи – *Cortinarius sanguineus* Wulf., *Cantharellus cibarius* Fr. та *Tricholoma flavovirens* (Pers. ex Fr.) Lund et Nannf.

Для визначення розподілу активності ¹³⁷Cs у екосистемі необхідно було визначити вагові характеристики кожного з її компонентів на одиниці площі, а також питому активність згаданого радіонукліду у останніх. Названі показники для фітоценозу аналізувалися по ярусах рослинності [5]. Для визначення основних таксаційних характеристик деревостану за стандартною методикою проводився повний переоблік дерев на площі 1 га [1]. У камеральних умовах розраховувалися параметри середнього модельного дерева для трьох основних середніх ступенів товщини. На пробній площі звалювалися 3 модельних дерева, кожне з яких репрезентувало певний ступінь товщини. Фітомаса кожного модельного дерева розділялася на тканини та органи, які на місці зважувалися у свіжому стані, також з них відбиралися зразки для подальшого аналізу. Гілки розподілялися за діаметром на тонкі (діаметр < 5мм) та товсті (>5мм) [7], зразки яких з кожного дерева відбиралися пропорційно їх масі з трьох частин крони – верхньої, середньої та нижньої та об'єднувалися у збірний зразок. Стовбур розрізався на 1-м відрізки, з яких знімалася кора. Деревина і кора зважувалися окремо. Зразок стовбурної деревини для аналізу відбирався з висоти 1,3 м. З кожного модельного дерева відбирався один збірний зразок шпильок з гілок різної частини крони, пропорційно їх масі у останній; аналогічно відбиралися зразки однорічних пагонів. Для визначення маси згаданих органів на 1 дерево проводили їх суцільний відбір. Маса тонких коренів (діаметром < 2мм) та товстих коренів (>2мм) на 1 дерево визначалася за літературними даними [7]. Зразки коренів для аналізу з модельних дерев відбирали рівномірно за сторонами горизонту. Для визначення маси підросту, підліску та трав'яно-чагарничкового ярусу обліки проводилися у 5-кратній повторності на площадках розміром 25 м² кожна, закладених по діагоналі пробної площі. Проводилося суцільне викопування усіх видів, які утворювали відповідні яруси, із наступним їх поділом на надземну та підземну фітомасу. Коріння судинних рослин у лабораторних умовах ретельно відмивалося від частинок ґрунту. Обліки епігейних лишайників та мохів проводили у 5-кратній повторності на облікових ділянках площею 1м², а макроміцетів – з 100 м². Маса ярусу макроміцетів визначалася за мінімальними оцінками і розраховувалася за співвідношенням маси плодівих тіл до маси міцелію як 1:10, при цьому приймалося, що питома активність радіонукліду у даному ярусі була розподілена рівномірно [11]. Епіфітні лишайники відбиралися по видах з модельних дерев перед їх зрубуванням. Крім того, у місцях відбору зразків кожного з представників рослинності та грибів також була відібрана відповідна кількість зразків ґрунту – циліндричним буром, діаметром 5 см, на глибину 10 см, методом конверту. Назви судинних рослин подані за [21], мохів – за [2], лишайників – за [20], макроміцетів – за [17].

Була проаналізована будова генетичних горизонтів у 3-х ґрунтових профілях, закладених у різних частинах верхівки діючі. Ґрунти виявилися однотипними – дерново-слабопідзолистими, пілувато-піщаними, слабогумусованими, сухими, на давньоєолових відкладах. З кожного профілю з фіксованої площі 500 см² були відібрані зразки двох фракцій лісової підстилки – сучасного опаду та розкладеної підстилки, а мінеральні горизонти відбиралися з цієї площі по шарах завтовшки 2 см, до глибини 30 см.

Відібрані зразки висушувалися до повітряно-сухої ваги протягом 72 год при температурі 80⁰С. Для усіх фракцій фітоценозу відповідно проводився перерахунок маси із свіжої на повітряно-суху. Зразки рослинності та ґрунту розмелювалися, гомогенізувалися та вміщувалися у посудини Марінеллі об'ємом 1000 см³ або посудини менших розмірів (10, 75; 135 см³) та зважувалися. Вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs у зразках проводилося на спектроаналізаторі LP-4900В «AFORA» із GeLi-детектором ДГДК-100. Похибка вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs у зразках, в залежності від їх активності, дорівнювала 12-25%. Всього до статті було проаналізовано 335 зразків біоти та 286 зразків ґрунту. Статистична обробка даних проведена із застосуванням стандартних пакетів програм СУБД, «Statgraphics» та Excel.

Результати та їх обговорення

Розрахунки показали, що середня щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs на стаціонарі дорівнювала 46,4±1,64 кБк/м², мінімальне значення – 23,2 кБк/м², а максимальне – 87,2 кБк/м² при коефіцієнті

варіювання згаданого показника у 28%. В цілому така мозаїчність радіоактивного забруднення для лісових екосистем є типовою [13].

Вагові характеристики основних компонентів екосистеми, питома активність ^{137}Cs в них та розподіл активності радіонукліду між ними наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

Розподіл активності ^{137}Cs у екосистемі лишайникового бору (A_1)

Компонент біогеоценозу	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	Маса, кг/га	Активність ^{137}Cs , кБк/га	Частка утримуваної активності ^{137}Cs , %
1	2	3	4	5
ДЕРЕВНИЙ ЯРУС з <i>Pinus sylvestris</i>		23402	9790987	1,770
Деревина без кори	126±12	8547±600	1076922	0,195
Кора	700±30	1155±73	808500	0,146
Гілки	350±10	4774±254	1670900	0,302
Пагони однорічні	1210±60	150±7	181500	0,033
Шпильки	385±15	2079±94	800415	0,145
Корені товсті	730±15	6110±340	4460300	0,806
Корені тонкі	1350±30	587±30	792450	0,143
ЯРУС ПІДРОСТУ з <i>Pinus sylvestris</i>		5,9	4900	0,001
Надземна фітомаса	700±30	5,2±0,22	3640	0,001
Підземна фітомаса	1800±90	0,7±0,00	1260	0,000
ЯРУС ПІДЛІСКУ з <i>Chamaecytisus ruthenicus</i>		22	6040	0,001
Надземна фітомаса	270±13	20±1,14	5400	0,001
Підземна фітомаса	320±18	2±0,1	640	0,000
ТРАВ'ЯНО-ЧАГАРНИЧКОВИЙ ЯРУС		288	54662	0,010
<i>Calluna vulgaris</i>		25,0	12450	0,002
Надземна фітомаса	480±21	22,5±0,75	10800	0,002
Підземна фітомаса	660±30	2,5±0,00	1650	0,000
<i>Solidago virgaurea</i> L.		42,0	10164	0,002
Надземна фітомаса	220±10	38,7±2,24	8514	0,002
Підземна фітомаса	500±23	3,3±0,10	1650	0,000
<i>Spergula morisonii</i> Boreau		1,0	801	0,000
Надземна фітомаса	780±35	0,95±0,00	741	0,000
Підземна фітомаса	1200±30	0,05±0,00	60	0,000
<i>Rumex acetosella</i>		20,0	2061	0,000
Надземна фітомаса	86±4	18,24±1,00	1568,64	0,000
Підземна фітомаса	280±10	1,76±0,00	492,8	0,000
<i>Corynephorus canescens</i>		88,0	10744,8	0,002
Надземна фітомаса	93±4	61,60±2,36	5728,8	0,001
Підземна фітомаса	190±10	26,4±1,08	5016	0,001
<i>Veronica spicata</i> L.		1,0	298	0,000
Надземна фітомаса	250±10	0,88±0,00	220	0,000
Підземна фітомаса	650±25	0,12±0,00	78	0,000
<i>Campanula rotundifolia</i> L.		1,0	369,5	0,000
Надземна фітомаса	360±15	0,95±0,00	342	0,000
Підземна фітомаса	550±20	0,05±0,00	27,5	0,000
<i>Hieracium umbellatum</i> L.		2,0	664,8	0,000
Надземна фітомаса	300±11	1,82±0,00	546	0,000
Підземна фітомаса	660±30	0,18±0,00	118,8	0,000
<i>Gypsophila fastigiata</i> L.		1,2	352	0,000
Надземна фітомаса	270±14	1,10±0,00	297	0,000
Підземна фітомаса	550±25	0,10±0,00	55	0,000

1	2	3	4	5
Peucedanum oreoselinum (L.) Moench		5,0	421,25	0,000
Надземна фітомаса	85±4	4,75±0,35	403,75	0,000
Підземна фітомаса	70±1	0,25±0,00	17,5	0,000
Festuca ovina		52,0	6630	0,001
Надземна фітомаса	100±5	39,0±1,92	3900	0,001
Підземна фітомаса	210±11	13,0±0,55	2730	0,000
Thymus serpyllum		38,0	7102,2	0,001
Надземна фітомаса	170±10	34,62±2,01	5885,4	0,001
Підземна фітомаса	360±20	3,38±0,24	1216,8	0,000
Helichrysum arenarium		3,0	621	0,000
Надземна фітомаса	200±12	2,7±0,14	540	0,000
Підземна фітомаса	270±11	0,3±0,00	81	0,000
Carex ericetorum Pollich		1,0	223,6	0,000
Надземна фітомаса	220±12	0,88±0,00	193,6	0,000
Підземна фітомаса	250±17	0,12±0,00	30	0,000
Arctostaphylos uva-ursi		2,0	942	0,000
Надземна фітомаса	440±25	1,8±0,07	792	0,000
Підземна фітомаса	750±25	0,2±0,00	150	0,000
Jasione montana		4,0	343,8	0,000
Надземна фітомаса	80±4	3,66±0,10	292,8	0,000
Підземна фітомаса	150±8	0,34±0,00	51	0,000
Hypericum perforatum L.		1,0	365	0,000
Надземна фітомаса	350±30	0,9±0,00	315	0,000
Підземна фітомаса	500±25	0,1±0,00	50	0,000
Dianthus borbasii Vandas		1,0	107,7	0,000
Надземна фітомаса	100±4	0,89±0,00	89	0,000
Підземна фітомаса	170±12	0,11±0,00	18,7	0,000
ЯРУС ЛИШАЙНИКІВ		2000	8466998	1,530
<i>Під'ярус епігейних лишайників</i>		1995	8436200	1,525
Cladina arbuscula ssp. mitis	4180±350	1400±470	5852000	1,058
Cladonia uncialis	4300±430	360±200	1548000	0,280
Cladonia gracilis	4400±330	180±60	792000	0,143
Cladonia subulata	4440±490	55±30	244200	0,044
<i>Під'ярус епіфітних лишайників</i>		5	30798	0,006
Hypogymnia physodes	6610±550	3±1,4	19830	0,004
Cladonia rei	5470±440	1,0±0,42	5470	0,001
Cladonia pyxidata ssp. chlorophaea	5500±600	1,0±0,41	5335	0,001
Hypocenomyce scalaris (Ach. ex Lilj.) Choisy	5300±460	0,02±0,00	106	0,000
Scoliciosporum chlorococcum (Stenh.) Vězda	5700±400	0,01±0,00	57	0,000
МОХОВИЙ ЯРУС (епігейних мохів)		70,5	479400	0,087
Polytrichum piliferum	6800±700	70,5±3,0	479400	0,087
ЯРУС МАКРОМІЦЕТІВ		68	5897588	1,066
Amanita porphyria	28500±750	2,3±0,17	65550	0,012
Russula xerampellina	143000±6000	2,2±0,12	314600	0,057
Cortinarius sanguineus	160000±6400	8,4±0,36	1344000	0,243
Lactarius rufus	100000±2500	9,6±0,45	960000	0,174
Cantharellus cibarius	11120±500	1,4±0,05	15568	0,003
Siullus variegatus	79200±4740	8,7±0,52	689040	0,125
Siullus bovinus	58700±900	6,6±0,28	387420	0,070
Tricholoma flavovirens	17600±1000	15,9±0,91	279840	0,051

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5
<i>Boletus badius</i>	75700±2900	4,1±0,16	310370	0,056
<i>Paxillus involutus</i>	174000±9900	8,8±0,35	1531200	0,277
ГРУНТ		4952000	528542800	95,535
ЛІСОВА ПІДСТИЛКА		16400	76309600	13,793
Лісова підстилка нерозкладена	293±10	3200±250	937600	0,169
Лісова підстилка розкладена	5710±250	13200±500	75372000	13,624
НЕІ 0-2 см	1250±60	228000±7300	285000000	51,514
НЕІ 2-4 см	330±10	290800±14000	95964000	17,346
НЕІ 4-6 см	110±3	288400±14600	31724000	5,734
НЕІ 6-8 см	35±2	338000±15500	11830000	2,138
НЕІ 8-10 см	20±1	289600±9000	5792000	1,047
НЕІ 10-12 см	14±1	317200±4550	4440800	0,803
Рі 12-14 см	6±0	332400±15200	1994400	0,360
Рі 14-16 см	5±0	363200±5800	1816000	0,328
Рі 16-18 см	6±0	343200±4000	2059200	0,372
Рі 18-20 см	6±0	335200±14300	2011200	0,364
Рі 20-22 см	9±0	315200±8200	2836800	0,513
Рі 22-24 см	5±0	366000±9100	1830000	0,331
Рі 24-26 см	6±0	392000±15800	2352000	0,425
Рі 26-28 см	3±0	362800±1000	1088400	0,197
Рі 28-30 см	4±0	373600±16900	1494400	0,270
Всього	–	4977857	553243375	100

Як впливає з матеріалів таблиці 1, найвища питома активність ^{137}Cs спостерігалася у ярусі макроміцетів – від 11120 Бк/кг у *Cantharellus cibarius* до 174000 Бк/кг у *Paxillus involutus*, при середньозваженій величині згаданого показника у макроміцетів екотопу – 86700 Бк/кг. У ярусі епігейних мохів середній вміст ^{137}Cs дорівнював 6800 Бк/кг. Ярус лишайників характеризувався середньозваженою величиною питомої активності ^{137}Cs 4200 Бк/кг. При цьому найвищий вміст даного радіонукліду був характерним для листуватого епіфітного лишайника *Hurogymnia physodes* – 6600 Бк/кг, а найменший – у домінантах живого надгрунтового покриву – епігейних куцистих лишайниках, зокрема, *Cladina arbuscula* ssp. *mitis* – 4180 Бк/кг. Результати дисперсійного аналізу істотності різниці вмісту ^{137}Cs у різних морфологічних та топічних групах лишайників свідчать про те, що у сухих борах видовий склад лишайників можливо поділити за цією ознакою на кілька однорідних дисперсійних груп [3], різниця між якими є суттєвою на 99% довірчому рівні ($F_{\text{факт.}} = 7,35 > F(4; 40; 0,99) = 7,31$). Зокрема виявлено, що всі види епігейних куцистих лишайників – *Cladina arbuscula* ssp. *mitis*, *Cladonia uncialis*, *Cl. gracilis*, *Cl. subulata* утворюють єдину однорідну групу і не відрізняються істотно за величиною середньої питомої активності ^{137}Cs . У згаданій групі лишайників у екосистемі, яка розглядається, вміст ^{137}Cs у таломі варіював у досить вузькому діапазоні – від 4180±350 Бк/кг у *Cladina arbuscula* ssp. *mitis* до 4440±490 Бк/кг у *Cladonia subulata*. Другу однорідну дисперсійну групу утворюють три морфологічних групи лишайників – лускуваті епіфітні лишайники, зокрема, *Hurosenomyce scalaris* (вміст ^{137}Cs – 5300±460 Бк/кг), листувато-куцисті лишайники (*Cladonia rei*, *Cl. ruxidata* ssp. *chlorophaea*) та накипні епіфітні лишайники, зокрема *Scoliciosporum chlorococcum*, у якого середня питома активність ^{137}Cs складала 5700±370 Бк/кг. Третя дисперсійна група була представлена листуватим лишайником *Hurogymnia physodes*, який домінує у під'ярусі епіфітних лишайників у сухих борах та характеризується максимальним вмістом ^{137}Cs у таломі серед усіх видів лишайників згаданої екосистеми – 6610±550 Бк/кг. Норвезькими дослідниками [18] був зроблений висновок про те, що поглинання радіонуклідів лишайниками відбувається переважно внаслідок інтенсивного іонного обміну у клітинних оболонках грибів – складових таломів лишайників. Крім того, на поверхні лишайників можуть адсорбуватися радіоактивні частинки розміром 1-2 μm , тому на інтенсивність їх затримання значний вплив має мікроморфологія поверхні таломів лишайників. Це частково пояснює отримані нами результати щодо відмінностей вмісту радіонукліду у лишайниках, які належать до різних морфологічних груп.

Наведені вище морфологічні групи лишайників були об'єднані нами у дві топічні групи – епігейних та епіфітних видів, вміст ^{137}Cs у яких також було порівняно методом однофакторного дисперсійного аналізу. Результати останнього свідчать про те, що різниця середнього вмісту згаданого радіонукліду у наведених топічних групах була суттєвою на 99% довірчому рівні ($F_{\text{факт.}} = 22,9 > F(1; 11; 0,99) = 7,24$). Середній вміст даного радіонукліду у групі епігейних лишайників дорівнював 4330 Бк/кг, а

у групі епіфітних – 5760 Бк/кг. Істотно більша питома активність ^{137}Cs у епіфітних лишайників у порівнянні із епігейними обумовлена, на нашу думку, досить інтенсивною міграцією водорозчинної форми даного радіонукліду у лісових екосистемах з кроновим та стовбурним стоком. Так, за даними російських вчених [19], у сосняках концентрація ^{137}Cs у водах стовбурного стоку, який безпосередньо впливає на епіфітні лишайники стовбурів дерев, приблизно у 40 разів вища у порівнянні із кроновим стоком, який переважно обумовлює вторинне надходження згаданого радіонукліду із крон дерев до епігейних лишайників.

Для епігейних лишайників нами також була проаналізована інтенсивність перерозподілу ^{137}Cs у системі «талом лишайника – ґрунт», причому саме лишайники розглядалися нами як одне з основних джерел надходження ^{137}Cs до ґрунту. Відомо [4, 8, 23], що лишайники акумулюють радіонукліди переважно з сухих та мокрих атмосферних опадів, в той же час, ґрунтовий шлях надходження радіонуклідів у талом лишайників досі не підтверджено. Подібна закономірність також є характерною і для зелених мохів. Таким чином, розрахований нами коефіцієнт пропорційності (КПр) відбиває, головним чином, інтенсивність низхідної міграції ^{137}Cs у системі «талом лишайника – ґрунт» та «мохи – ґрунт», в той час, як у судинних рослин та грибів – процеси як акумуляції ^{137}Cs із ґрунту, так і повернення радіонукліду до останнього через надземний опад, відмерле коріння та міцелій. Розрахунки показують, що за інтенсивністю перерозподілу ^{137}Cs між таломами та ґрунтом (величині КПр) епігейні лишайники можливо розмістити таким чином: *Cladina arbuscula* ssp. *mitis* (КПр = 12,76) > *Cladonia uncialis* (11,72) > *Cl. subulata* (9,90) > *Cl. gracilis* (9,36).

У представників трав'яно-чагарничкового ярусу лишайникових борів питома активність ^{137}Cs значно варіювала – у надземній фітомасі від 85 Бк/кг у *Peucedanum oreoselinum* до 780 Бк/кг у *Spergula morisonii*, а у підземній фітомасі згаданих видів, відповідно, від 70 Бк/кг до 1200 Бк/кг. Розрахунки показують, що середньозважена питома активність згаданого радіонукліду у трав'яно-чагарничковому ярусі становила 190 Бк/кг. У ярусі підросту деревних порід, який складався з *Pinus sylvestris*, вміст ^{137}Cs дорівнював 700 Бк/кг у надземній фітомасі та 1800 Бк/кг у підземній, а у ярусі підліску з *Chamaecytisus ruthenicus* – 270 та 320 Бк/кг, відповідно. У едифікаторному ярусі лісу – деревному – питома активність радіонукліду істотно варіювала у різних тканинах та органах дерева, при середньозваженій концентрації ^{137}Cs по деревному ярусу в цілому 418 Бк/кг. Нами для деревостану підтверджено виявлену раніше загальну тенденцію [13, 22], яка полягає в тому, що ^{137}Cs із ґрунту кореневим шляхом більш інтенсивно накопичується у фізіологічно активних тканинах та органах дерев. У *Pinus sylvestris* такими органами є однорічні пагони та тонкі корені, вміст радіонукліду в яких був максимальним серед усіх фракцій деревостану – 1210 та 1350 Бк/кг відповідно. Значно нижчий вміст згаданого радіонукліду був характерним для гілок та стовбурної деревини – 350 та 126 Бк/кг відповідно.

Таким чином, яруси рослинності за величиною вмісту ^{137}Cs утворюють такий рангований ряд: ярус макроміцетів >> ярус мохів > ярус лишайників > підріст > деревний ярус > підлісок > трав'яно-чагарничковий ярус.

Як нами вказувалося вище, порівняти інтенсивність перерозподілу ^{137}Cs між певним ярусом рослинності та ґрунтом можливо за допомогою КПр. Розрахунки показують, що за середніми значенням КПр виділяються представники криптогамного блоку – макроміцети (КПр = 200 ± 20), епігейні брієві мохи (КПр = 17 ± 2) та епігейні лишайники (КПр = 11 ± 1). Середні значення КПр у ярусах рослинності, сформованих судинними рослинами, значно нижчі у порівнянні із попередньою групою. Зокрема, для деревостану середні значення КПр дорівнювало $1,6 \pm 0,2$; підросту – $3,1 \pm 0,0$; підліску – $1,3 \pm 0,1$; трав'яно-чагарничкового ярусу – $0,7 \pm 0,1$. Слід відзначити, що внаслідок істотної різниці у інтенсивності накопичення ^{137}Cs різними тканинами та органами дерев, а також різними видами трав'яно-чагарничкового ярусу та макроміцетами, величина коефіцієнту варіювання КПр у згаданих ярусів була досить значною – 67%, 72% та 71%, а амплітуда значень КПр у них відповідно становила 23-536; 0,2-2,1 та 0,4-3,8.

Специфічний вертикальний розподіл ^{137}Cs спостерігається у ґрунтах лишайникових борів. При цьому сучасний опад (нерозкладена лісова підстилка) має досить низький вміст згаданого радіонукліду – 293 Бк/кг, а у лісовій підстилці розкладеній згаданий показник був значно вищим – 5710 Бк/кг. При переході до мінеральних горизонтів ґрунту питома активність радіонукліду різко зменшувалася із глибиною, при цьому слід підкреслити, що градієнт зменшення цього показника також знижувався із глибиною, що обумовило дуже повільне зменшення питомої активності ^{137}Cs у мінеральних горизонтах ґрунту, які знаходилися глибше 10-12 см.

Нами була розрахована частка активності ^{137}Cs , яка містилася у кожному з компонентів лісової екосистеми, яка аналізується. Виявлено, що активність радіонукліду у біогеоценозі лишайникового бору між ґрунтом та фітоценозом розподіляється нерівномірно – 95,54% валового запасу радіонукліду нині зосереджено у ґрунті, а решта – у фітоценозі. Яруси останнього за величиною частки утримуваної активності ^{137}Cs від загальної активності у біогеоценозі в цілому утворюють такий рангований ряд (табл. 1): деревостан (1,77%) > лишайниковий ярус (1,53%) > ярус макроміцетів (1,07%) > моховий ярус (0,09%) > трав'яно-чагарничковий ярус (0,01%) > підріст, підлісок.

Значний науковий інтерес викликають результати аналізу розподілу фітомаси між ярусами рослинності лишайникового бора (табл. 2).

Таблиця 2

Частка ярусів рослинності у створенні фітомаси та утриманні активності ^{137}Cs у лишайникових борах

Ярус рослинності	Частка ярусу (%) від			
	фітоценозу в цілому		надземної частини фітоценозу	
	маса	активність ^{137}Cs	маса	активність ^{137}Cs
Деревний ярус	90,51	39,64	87,71	32,01
Підріст	0,02	0,02	0,03	0,03
Підлісок	0,09	0,03	0,11	0,04
Трав'яно-чагарничковий ярус	1,11	0,22	1,24	0,4
Лишайниковий ярус	7,74	34,28	10,50	59,95
Моховий ярус	0,27	1,94	0,37	3,39
Ярус макроміцетів	0,26	23,87	0,04	4,18

З таблиці 2 видно, що маса деревостану складає 90,51% загальної фітомаси екосистеми, а лишайникового ярусу – всього 7,74%. Частка решти ярусів фітоценозу у загальній фітомасі ще менша – від 1,11% у трав'яно-чагарничкового ярусу до 0,02% – у підросту. Порівняння частки утримуваної активності ^{137}Cs кожним ярусом рослинності демонструє істотні відмінності від розподілу фітомас (табл. 2). Зокрема, найбільша частка активності ^{137}Cs від тієї, яка міститься у фітоценозі, зосереджена у деревостані – 39,64%. У лишайниковому ярусі міститься близька сумарна активність ^{137}Cs – 34,28% сумарної активності фітоценозу, у макроміцетах – 23,87%, у моховому ярусі – 1,94%, у трав'яно-чагарничковому ярусі – 0,22%, у підліску – 0,03%, а у підрості – 0,02%. Таким чином, представники криптогамного блоку – макроміцети, лишайники та мохи – у згаданих екотопах сумарно утримують біля 68% загальної активності ^{137}Cs , яка міститься у фітоценозі в цілому. Слід підкреслити, що для згаданої екосистеми ця величина є мінімальною, адже маса епігейних лишайників на інших ділянках, особливо у лісах північного заходу Центрального Полісся, може бути вищою на порядок, ніж у нашій екосистемі, і сягати 1,5-2,0 кг/м². Істотно вищою може бути також біомаса макроміцетів. Наші розрахунки свідчать про те, що частка видів криптогамного блоку в утриманні активності ^{137}Cs від фітоценозу в цілому може сягати 80-95%.

Розподіл надземної фітомаси за ярусами рослинності у сухих борах (табл. 2) демонструє, що в даних екологічних умовах, незважаючи на те, що деревостан розріджений та пригнічений внаслідок нестачі елементів мінерального живлення та сухості ґрунту, провідна роль у формуванні надземної фітомаси все ж належить йому – 87,71%, і менша – лишайниковому ярусу (10,50%). Подібні дані були також отримані білоруськими дослідниками [16]. За їх даними у лишайникових борах біля 85% фітомаси нижніх ярусів рослинності створюють епігейні лишайники, в той час, як трави та чагарнички – істотно менше.

Значний вміст ^{137}Cs у таломі лишайників та їх переважання у нижніх ярусах ценозів лишайникових борів обумовлюють їх провідну роль у розподілі активності ^{137}Cs у надземній фітомасі ценозу. Розрахунки показують, що лишайниковий ярус утримував 59,95% валового запасу радіонуклідів надземної фітомаси, при цьому провідне значення належало епігейному під'ярусу – 59,73% і значно менше (0,22%) – епіфітному. У надземній частині деревостану містилося 32,01% активності ^{137}Cs надземної фітомаси в цілому. Причому, якщо деревостан характеризується цією часткою завдяки досить значній фітомасі, то лишайники – внаслідок високого вмісту радіонуклідів у таломі.

Слід відзначити, що з роками ще певний час буде відбуватися дуже поступове збільшення ролі деревостану в утриманні активності ^{137}Cs – переважно завдяки збільшенню фітомаси цього ярусу із віком, а також за рахунок збільшення питомої активності ^{137}Cs у стовбурній деревині внаслідок щорічного формування радіального та висотного приростів деревини, забруднених радіонуклідом. Одночасно дуже поступово буде зменшуватися частка лишайникового ярусу в утриманні активності радіонуклідів як у фітоценозі, так і у біогеоценозі в цілому. Відбувається це внаслідок нисхідної міграції частки активності ^{137}Cs із епігейних лишайників до лісової підстилки та ґрунту.

Література

1. Анучин Н.П. Лесная таксация. – М.: Лесная промышленность, 1977. – 512 с.
2. Бачурина Г.Ф., Мельничук В.М. Флора мохів Української РСР. – У 4-х випусках. – Вип. 1. Андрееві, брієві. – К.: Наук. думка, 1987. – 179 с.

3. Джонсон Н., Лион Ф. Статистика и планирование эксперимента в технике и науке. Методы планирования эксперимента. – Пер. с англ. – М.: Мир, 1981. – 520 с.
4. Кондратюк С.Я., Навроцька І.Л., Брунь Г.О., Люгін В.О. Вміст радіонуклідів у лишайниках Українського Полісся (1990-1991 рр.) // Укр. ботан. журн. – 1993. – Т. 50, № 3. – С. 13-19.
5. Корчагин А.А. Стрoение растительных сообществ // Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е.М.Лавренко и А.А.Корчагина. – Т. V. – Л.: Наука, Ленинградское отд., 1976. – 320 с.
6. Лавренко Е.М. Основные закономерности растительных сообществ и пути их изучения // Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е.М.Лавренко и А.А.Корчагина. – Т. I. – М.-Л.: Наука, Ленинградское отд., 1959. – С. 13-70.
7. Мякушко В.К. Сосновые леса равнинной части УССР. – К.: Наук. думка, 1978. – 256 с.
8. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях // Экология. – 1977. - № 3. – С. 93-96.
9. Погребняк П.С. Основы лесной типологии. – К.: Изд-во АН УССР, 1955. – 456 с.
10. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1997. – Т. 37, вып. 4. – С. 664-672.
11. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Аккумуляция ¹³⁷Cs высшими грибами и их роль в биогеохимической миграции нуклида в лесных экосистемах // Вестн. Московского ун-та. – 1996. - № 4. – Сер. 17. Почвоведение. – С. 59-69.
12. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.Г.Барьяхтара. – К.: Наук. думка, 1995. – 559 с.
13. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
14. Юнатов А.А. Заложение экологических профилей и пробных площадей // Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е.М.Лавренко и А.А.Корчагина. – Т. III. – М.-Л.: Наука, Ленинградское отд., 1964. – С. 9-35.
15. Юркевич И.Д., Гельтман В.С. География, типология и районирование лесной растительности Белоруссии. – Минск: Наука и техника, 1965. – 287 с.
16. Юркевич И.Д., Ярошевич Э.П. Биологическая продуктивность типов и ассоциаций сосновых лесов (по исследованиям в БССР). – Минск: Наука и техника, 1974. – 296 с.
17. Fungi of Ukraine. A preliminary checklist / Andrianova T.V., Dudka I.O., Haynova V.P. et al. / Eds. D.W.Minter, I.O.Dudka – Egham: International Mycological Institute, 1996. – 361 p.
18. Gaare E. Lichen content of radiocesium after the Chernobyl accident in mountains in southern Norway // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Eds. G.Desmet, P. Nassimbeni, M.Belli. – London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 492-501.
19. Klyashtorin A.L. Peculiarities of ¹³⁷Cs vertical migration in pine ecosystem with stem flow, throughfall, litterfall, and infiltration // Contaminated Forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / Eds. I.Linkov and W.R.Schell. – Series 2: Environmental Security. – Vol. 58. – Dordrecht–Boston–London: Kluwer Academic Publishers, 1999. – P. 77-84.
20. Kondratyuk S.Ya., Khodosovtsev A.Ye., Zelenko S.D. The second checklist of lichen forming, lichenicolous and allied fungi of Ukraine. – Kiev: Phytosociocentre, 1998. – 180 p.
21. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist / Ed. S.L.Mosyakin. – Kiev: M.G.Kholodny Institute of Botany, 1999. – 345 p.
22. Orlov A.A. Regularities of technogenous radionuclide accumulation and migration in forest biogeocenoses of boreal coniferous type: research progress 1996-1999 // Chernobyl Digest'95-98. – Interdisciplinary Bulletin of the Chernobyl Problem Information. – Issue 5 / Ed. N.A.Kartel. – Minsk, 1999. – P. 18-31.
23. Seaward M.R.D., Heslop J.A., Green D. et al. Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to Cs-134 and Cs-137 // J. Environ. Radioactivity. – 1988. - № 7. – P. 123-129.

Орлов А.А., Иркиенко С.П., Прищеп А.Л., Курбет Т.В., Дмитренко А.Г.

Сравнительная оценка роли различных компонентов лесной экосистемы лишайникового бора в распределении суммарной активности ¹³⁷Cs

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

Для 40-летнего ценоза Pinetum cladinosum приведено распределение надземной и подземной фитомассы ценоза, а массы также лесной подстилки и верхних горизонтов минеральной почвы на единице площади экосистемы. Для каждого компонента экосистемы гамма-спектрометрически измерена удельная активность ¹³⁷Cs. Расчет показал, что активность ¹³⁷Cs была распределена в экосистеме следующим образом: в древостое – 1,77%; в подросте и подлеске – по 0,001%; в травяно-кустарничковом ярусе – 0,01%; в ярусе лишайников – 1,53%; в моховом ярусе – 0,087; в ярусе макромицетов – 1,066%; в почве с подстилкой – 95,535%.

Orlov O.O., Irklienko S.P., Prishchepa O.L., Kurbet T.V., Dmitrenko O.G.

Comparative evaluation of the role of various components of forest ecosystem of lichenicolous bor in distribution of the total ^{137}Cs activity

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhytomir

The distribution of aboveground and underground phytomass of the cenosis as well as the mass of forest litter and the upper layers of the mineral soil per square unit has been reported for 40-years old *Pinetum cladinosum*. ^{137}Cs specific activity was measured gamma-spectrometrically for each ecosystem component. Calculation showed that ^{137}Cs activity was distributed in the ecosystem in the such way: in tree canopy – 1.77%; in both undergrowth and underwood – on 0,001%; in grass–dwarf-shrub layer – 0,01%; in lichen layer – 1,53%; in moss layer – 0,087%; in layer of macromycetes – 1,066%; in both soil with forest litter – 95,535%.

Дидух Я.П. –
 доктор биологических наук,
 Шеляг-Сосонко Ю.Р. –
 доктор биологических наук,
 академик НАН Украины,
 Устименко П.М. –
 кандидат биологических наук,
 Коротченко И.А. –
 кандидат биологических наук,
 Захарова Т.А. –
 ведущий инженер,
 Институт ботаники
 им. Н.Г. Холодного НАН Украины

Растительный покров 30-километровой зоны Ровенской атомной электростанции (РАЭС) и оценка возможных его изменений

Территория 30-километровой зоны Ровенской АЭС находится на Волынском Полесье, представляющем собой юго-западную оконечность зоны смешанных лесов. Растительный мир (флора и растительность) исследованной территории характеризуется типичными чертами полесской природы – преобладанием во флоре болот, лугов и лесов бореальных видов, растительность представляет собой ярко выраженный бореальный комплекс с преобладанием сосновых и смешанных лесов и мезотрофных болот.

Природная растительность исследованной территории в значительной мере еще сохранилась. Распаханность составляет от 10% в северной и восточной ее частях, до 25-30% в западной и увеличивается до 50-55% – в центральной. В растительном покрове преобладают леса. Средняя лесистость составляет 49,6%. Заболоченность снижается с севера (20%) на юг (0,5-4%). С востока на запад такой закономерности не наблюдается. Луга (10,9%) распределены довольно равномерно и сосредоточены как в поймах рек, так и на суходолах. Относительно большое распространение имеют водная растительность и пустоши на песках. Вследствие наличия бросовых пахотных земель в настоящее время увеличилась доля синантропной растительности.

Главной особенностью лесов 30-километровой зоны Ровенской АЭС является их эдафическая специфика, обусловленная преобладанием среди четвертичных пород флювиогляциальных и моренных песчаных отложений легкого механического состава. На таких отложениях господствуют сосновые леса. Распространение лиственных пород – в первую очередь дуба (*Quercus robur* L.) и граба (*Carpinus betulus* L.) – весьма ограничено. Лимитирующими факторами являются не климатические условия, благоприятные для их произрастания, а бедность почв. Поэтому участки лиственных лесов встречаются фрагментарно в комплексе с сосновыми и дубово-сосновыми лесами в центральной и южной частях территории и приурочены к моренным холмам. Вследствие плохой дренированности большей части территории значительное распространение получили ольховые леса. В северной части территории фрагментарно встречаются еловые леса. Относительно небольшие площади занимают производные сосновых лесов – березовые леса. После рубок создаются, как правило, культуры сосны, которые повсеместно преобладают среди молодых и средневозрастных насаждений.

По характеру сосновые леса (*Pineta sylvestris*) территории исследований относятся к подтаежным сосновым лесам (Андриенко, Шеляг-Сосонко, 1983) полосы широколиственно-хвойных лесов, к которой принадлежит и территория исследований. В составе флоры сосновых лесов сочетаются бореальные, неморальные виды и виды, произрастающие в Лесостепи. Бореальные виды доминируют в травяно-кустарничковом ярусе либо часто встречаются здесь.

Большую роль в ценозах сосновых лесов играют мхи, часто образующие напочвенный ярус. Они представлены настоящими и сфагновыми мхами.

Сосновые леса представлены всеми типами – от лишайниковых и сфагновых до сложных широколиственно-сосновых, обогащенных неморальными видами. На исследованной территории, представляющей низменную равнину, пересекаемую моренными холмами и песчаными грядами, сосновые монодоминантные леса занимают главенствующее положение в растительном покрове. Разные типы их занимают все элементы мезорельефа, кроме понижений, занятых преимущественно евтрофными или мезотрофными болотами.

Сосновые леса произрастают на дерново-слабоподзолистых и среднеподзолистых песчаных и супесчаных почвах, характеризующихся разной степенью увлажненности и плодородия, а также на торфяно-подзолисто-глеевых и торфяных почвах.

Наибольшие площади занимают сосновые леса зеленомошные (*Pinetum (sylvestris) hylocomiosum*) и чернично-зеленомошные (*Pinetum (sylvestris) vaccinioso (myrtilli)-hylocomiosum*). Остальные сообщества чистых сосновых лесов встречаются реже или распространены фрагментарно.

Дубово-сосновые леса (*Querceto roboris* – *Pineta sylvestris*) встречаются на всей территории исследований, однако наиболее распространены в центральной и южной частях. Характерными особенностями их является наличие двухъярусного древостоя, яруса подлеска, а также относительное видовое богатство травяно-кустарничкового яруса, в котором сочетаются бореальные и неморальные виды. Дубово-сосновые леса произрастают на дерново-подзолистых, глинисто-песчаных и супесчаных, с прослойками суглинков, почвах разной степени увлажнения, формирующихся на флювиогляциальных отложениях. Занимают они подножья склонов и выровненные участки.

Древесный ярус дубово-сосновых лесов образуют сосна (*Pinus sylvestris* L.) (I ярус) и дуб (*Quercus robur*) (II ярус). Кроме этих двух пород в древостое встречаются береза повислая (*Betula pendula* Roth.), осина (*Populus tremula* L.), а в понижениях – ольха клейкая (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.).

Подлесок выражен лишь в малонарушенных лесах. Он образован обычно лещиной (*Corylus avellana* L.), в понижениях – крушиной (*Frangula alnus* Mill.).

Травяно-кустарничковый ярус этих лесов обычно хорошо развит, более богат и разнообразен, чем в ценозах монодоминантных сосновых лесов. Доминируют обычно бореальные виды – черника (*Vaccinium myrtillus* L.), орляк (*Pteridium aquelinum* (L.) Kuhn,), кислица обычная (*Oxalis acetosella* L.). Наиболее распространены здесь дубово-сосновые леса черничные (*Querceto (roboris)-Pinetum (sylvestris) vaccinosum (myrtilli)*), менее – орляково-черничные (*Q.-P. pteridoso vaccinosum (myrtilli)*) и чернично-кисличные (*Q.-P. vaccinoso (myrtilli) oxalidosum*).

Дубовые леса (*Querceta roboris*) распространены небольшими массивами на территории 30-километровой зоны Ровенской АЭС среди массивов сосновых и дубово-сосновых лесов. Дубовые леса приурочены к верхним частям рельефа, занимая достаточно дренированные и вместе с тем и наиболее богатые разности дерново-подзолистых супесчаных почв. Основные массивы сосредоточены в южной и центральной частях, где близко к поверхности подходят карбонатные породы или базальты. На этих почвах дуб (*Quercus robur*) отличается высокой конкурентоспособностью и формирует чистые высокопродуктивные древостои. Вместе с ним часто содоминирует граб (*Carpinus betulus*), единично встречаются береза повислая (*Betula pendula*), осина (*Populus tremula*), сосна (*Pinus sylvestris*), липа (*Tilia cordata* Mill.).

Подлесок формирует лещина (*Coryllus avellana*) с незначительным участием крушины (*Frangula alnus*). Травостой образован неморальными и бореальными видами.

Среди дубовых лесов преобладают ассоциации ацидофильного эколого-генетического звена (Шеляг-Сосонко, 1974), формирующиеся на бедных и очень кислых почвах. Это дубовые леса лещиново-черничные (*Quercertum (roboris) coryloso (avellanae)-vaccinosum (myrtilli)*), лещиново-трясунквоосоковые (*Quercertum (roboris) coryloso (avellanae)-caricosum (brizoiditis)*), лещиново-майничковые (*Quercertum (roboris) coryloso (avellanae)-majanthemosum (bifolii)*), дубовые леса крушиново-черничные (*Quercertum (roboris) franguloso (alni)-vaccinosum (myrtillis)*), крушиново-трясунквоосоковые (*Quercertum (roboris) franguloso (alni)-caricosum (brizoiditis)*).

Нейтрофильные дубовые леса произрастают на средне богатых кислых и слабокислых почвах и представлены дубовыми лесами лещиново-волосистоосоковыми (*Quercertum (roboris) coryloso (avellanae)-caricosum (pilosae)*), лещиново-звездчатковыми (*Q. coryloso (avellanae)-stellariosum (holostea)*), лещиново-снытевыми (*Q. coryloso (avellanae)-aegopodiosum (podagrariae)*).

В наиболее дренированных для дубовой формации условиях, возрастают позиции граба (*Carpinus betulus*). В травостое их преобладают широко ареальные неморальные виды, относящиеся к тенелюбивому комплексу.

Черноольховые леса (*Alneta glutinosae*) встречаются по всей территории и приурочены к понижениям водоразделов и долинам рек, особенно часто к притеррасной части пойм. Почвы под ними от дерново-подзолисто-глеевых до иловато-глеевых. В рельефе ольховые леса располагаются ниже сосновых и дубово-сосновых лесов. Пойменные ольшаники питаются проточными водами, а котловинные – слабопроточными и застойными водами. Такие экологические условия оптимальны для роста ольхи (*Alnus glutinosa*). Древостои их высокопродуктивны, образованы ольхой (*Alnus glutinosa*) с примесью осины (*Populus tremula*), березы пушистой (*Betula pubescens* Ehrh.), дуба (*Quercus robur*), ясеня (*Fraxinus excelsior* L.). Подлесок чаще развит из крушины (*Frangula alnus*), иногда из малины (*Rubus idaeus* L.). Травостой образован лесными, гидрофильными, болотными, лугово-болотными видами.

В зависимости от видов, доминирующих в травостое, ольшаники имеют характерное пространственное размещение в 30-километровой зоне.

В северной части наибольшее распространение получили ольшаники осоковые (*Alnetum (glutinosa) caricosum (acutiformis)*, *A. caricosum (appropinquatae)*) и папоротниковые (*Alnetum (glutinosa) athyriosum (filix-feminae)*, *A. dryopteriosum (cartusianae)*). Они относятся к ольшаникам средне проточного водного питания. Переменный водный режим и богатое минеральное питание способствует хорошему росту древостоя и развитию относительно бедного травостоя.

В южной части большее распространение имеют ольшаники крупнотравные. Они принадлежат к ольшаникам сильно проточного водного питания, для них свойственно высокое почвенное плодородие, быстрый весенний сток вод, понижение уровня грунтовых вод летом. Наиболее распространенными ассоциациями являются ольшаник крапивовый (*Alnetum (glutinosa) urticosum (dioici)*), ольшаник

лабазниковый (*Alnetum (glutinosa) filipendulosum (denudatae)*). Древостой их характеризуется высокой продуктивностью, подлесок разрежен. В мало дифференцированном травостое представлены лугово-болотные виды. Моховой покров не выражен.

В северной части исследованной территории встречаются небольшие по занимаемой площади островки еловых лесов (*Piceeta abietis*). Характерные их черты – высокая сомкнутость крон ели (*Picea abies* (L.) Karst.), и, как результат этого, сильное затенение, рыхлая структура почвы, отсутствие четко выраженного яруса подлеска и недостаточно развитый травяно-кустарничковый ярус, в котором преобладают вечнозеленые виды, размножающиеся преимущественно вегетативно, и хорошо развитый моховой покров.

Еловые леса данной территории (как и во всем Полесье) занимают своеобразную экологическую нишу на границе стыка формаций трех основных лесообразующих пород Полесья – сосны (*Pinus sylvestris*), дуба (*Quercus robur*) и ольхи (*Alnus glutinosa*). Поэтому названные виды выступают компонентами древесного яруса большинства еловых фитоценозов. Характерной особенностью еловых лесов является то, что они формируются в специфических эдафических условиях – преимущественно на достаточно влажных почвах в долинах рек, низинных и переходных болотах. На довольно больших площадях и в различных эдафических условиях ель (*Picea abies*) выступает как компонент сосновых, дубовых и ольховых лесов.

В фитоценоотическом отношении еловые леса представлены преобладающими ассоциациями – ельником кисличным (*Piceetum (abietis) oxalidosum (acetosellae)*) и ельником черничным (*P. vaccinosum (myrtilli)*).

Повислоберезовые леса (*Betuleta pendulae*) встречаются на всей исследованной территории, но не занимают больших площадей. Большую часть березовых лесов составляют молодые и средневозрастные насаждения. Березовые леса с монодоминантным древостоем встречаются редко. Чаще всего в древостое, образованном березой (*Betula pendula*), значительное участие принимает сосна (*Pinus sylvestris*), в более влажных экотопах – береза пушистая (*Betula pubescens*), ольха (*Alnus glutinosa*).

С возрастом в березовых лесах происходит постепенная смена березы сосной, к тому времени, когда они входят в категории приспевающих, смена пород в них уже завершена.

Травяно-кустарничковый покров разнообразен по видовому составу. Основу его составляют лесные виды, но в эти светлые леса часто проникают также луговые и опушечные виды. Образуюсь на месте сосновых лесов, березовые леса часто "наследуют" их травяно-кустарничковый ярус. Иногда в роли доминантов этого яруса выступают виды-ассектаторы исходных сосновых лесов, в первую очередь злаки, сумевшие захватить господство в изменившихся условиях.

В фитоценоотическом отношении березовые леса представлены черничной (*Betuletum (pendulae) vaccinosum (myrtilli)*), молиниевой (*Betuletum (pendulae) mollinosum (caeruleae)*), орляковой (*Betuletum (pendulae) pteridiosum*), трясунокосоковой (*Betuletum (pendulae) caricosum (brizoiditis)*) ассоциациями.

Пушистоберезовые леса (*Betuleta pubescentis*) встречаются отдельными участками, в основном полосами по краям болот и в небольших плоских понижениях среди сосновых лесов. Они представляют собой своеобразный экотон между заболоченными сосновыми лесами и лесными сфагновыми и редколесными болотами. В этих влажных лесах в древостое имеется значительная примесь сосны (*Pinus sylvestris*), березы повислой (*Betula pendula*) единично встречаются ольха (*Alnus glutinosa*) и осина (*Populus tremula*). Пушистоберезовые леса представлены двумя группами ассоциаций – пушистоберезово-долгомошными (*Betuleta (pubescentis) polytrichosa*) и пушистоберезово-сфагновыми (*Betuleta (pubescentis) sphgnosa*). Первая формируется на стыке с лесами из сосны и березы повислой. Аспект в этих лесах образуют политриховые мхи.

Сообщества второй группы представляют собой переход от заболоченных лесов к сфагновым болотам. В их травяно-кустарничковом ярусе преобладают болотные виды, лесных видов крайне мало. Моховой покров образуют сфагновые мхи.

Болота являются характерным элементом ландшафта данной территории. Они образуют с окружающими их лесными массивами большие гидрологические комплексы. Представлены они евтрофными и мезотрофными типами.

В зоне исследований евтрофные болота приурочены к отрицательным формам рельефа – долинам рек и водоразделам. Наибольшие их площади сосредоточены в пойме р. Стырь, в северной и южной ее частях. Среди евтрофных болот преобладают травяные: осоковые, в меньшей степени – тростниковые, манниковые, аировые. Небольшие площади занимают травяно-моховые (осоково-гипновые) болота.

Наиболее распространены осоковые ценозы, формирующиеся в условиях значительного увлажнения богатыми пойменными и делювиальными водами. Наибольшие площади занимают ценозы с преобладанием осоки острой (*Carex acuta* L.). Среди высокотравных болот преобладают ценозы манника большого (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holm.).

Травяно-моховые, главным образом осоково-гипновые, болота встречаются везде, но больших площадей не занимают. Они формируются в условиях застойного увлажнения и значительного слоя торфа. Степень обводнения травяно-моховых сообществ ниже, а условия минерального питания хуже,

поэтому у них всегда хорошо развит моховый ярус. В травостое этих болот главную роль играют осоки, доминантами выступают осока вздутая (*Carex rostrata* Stokes) и осока высокая (*Carex elata* All.).

Лесные евтрофные болота встречаются редко в северной части исследованной территории и представлены ольховыми болотами. В травостое преобладают тростник (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) и гидрофильное разнотравье.

Наличие в почвенном покрове бедных песчаных почв, а также геоморфологические особенности территории – формирование болот в замкнутых бессточных котловинах, объясняют значительное распространение в растительном покрове сфагновых мезотрофных сообществ. Мезотрофные болота представлены группами формаций редколесных сфагновых и травяно-сфагновых болот. Редколесные болота формируются по периферии крупных болотных массивов в условиях меньшего увлажнения. Обычно их по периферии окружают заболоченные леса, а по направлению к центру массивов они сменяются открытыми сфагновыми мезотрофными болотами. Редколесные ценозы встречаются на сильно увлажненных болотах с глубокими залежами торфа и имеют разреженный ярус низкорослой сосны (*Pinus sylvestris*), встречаются куртины ивы пепельной (*Salix cinerea* L.). Травяно-кустарничковый ярус развит в разной степени, флористическое ядро составляют болотные и лесоболотные виды с преобладанием осоки волосистоплодной (*Carex lasiocarpa* Ehrh.). Количество лесных видов невелико. В довольно густом и однообразном моховом покрове преобладают сфагны.

Безлесные травяно-сфагновые сообщества распространены на больших болотных массивах. Они преобладают на открытых обводненных котловинных болотах, часто труднопроходимых и представленных почти исключительно волосистоплодноосоково-сфагновой формацией. Значительно меньшие площади занимают злаково-сфагновые сообщества – вейниково - и тростниково-сфагновые.

Луговая растительность на территории исследований представлена пойменными и внепойменными (материковыми) лугами. Пойменные луга встречаются, в основном, в пойме р. Стырь и ее притоков, особенно в средней наиболее возвышенной части, где река прорезает зандровые отложения. Здесь преобладают настоящие и болотистые луга, меньшее участие торфянистых лугов.

Настоящие луга располагаются на средневысоких элементах рельефа и формируются на свежих и влажных дерновых и луговых почвах. Они представлены как крупнозлаковыми, так и мелкозлаковыми настоящими лугами. В сообществах крупнозлаковых лугов в качестве доминантов выступают овсяница луговая (*Festuca pratensis* Huds.), полевица гигантская (*Agrostis gigantea* Roth); в сообществах мелкозлаковых лугов - полевица тонкая (*Agrostis tenuis* Sibth.), овсяница красная (*Festuca rubra* L. s. str.), мятлик луговой (*Poa pratensis* L.). Эти сообщества отличаются богатым флористическим составом.

Болотистые луга формируются на участках с избыточным постоянным увлажнением на болотных иловато-глеевых почвах, размещаясь в притеррасных либо центральных частях. Травостой образуют преимущественно двухкосточник тростниковидный (*Phalaroides arundinacea* (L.) Rausch.) и полевица побегообразующая (*Agrostis stolonifera* L.).

Торфянистые луга формируются на участках с застойным увлажнением с торфяно- и торфянисто-глеевыми почвами. В качестве доминанта выступает щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.).

Материковые луга возникли на месте сведенных лесов на различных элементах рельефа и почвах. Они представлены суходольными и низинными лугами. Суходольные луга являются господствующими по занимаемой площади. Они приурочены к водораздельным массивам, холмам и склонам, а также к сухим низинам и представлены настоящими и пустошными лугами.

Настоящие луга приурочены главным образом к склонам водораздельных гряд, равнинным участкам. Почвы их преимущественно дерновые супесчаные разной степени оподзолености (Афанасьев, 1968). Преобладающей формацией этих лугов является тонкополевицевая (*Agrostideta tenuis*). Меньшие площади занимают сообщества формаций красноовсяницево (*Festuceta rubrae*), бухарниковой (*Holceta lanati*).

Низинные луга лучше представлены в условиях бугристо-гривистого рельефа среди коренных пород плотных и водоупорных образований с высоким уровнем подпочвенных вод. Они характеризуются постоянным увлажнением, преобладанием дерново-глеевых почв и с признаками заболачивания. Среди низинных лугов господствуют торфянистые, небольшими участками встречаются пустошные луга. Среди торфянистых лугов преобладающими являются щучниковые (*Deschampsieta caespitosae*), но они не занимают больших площадей и приурочены главным образом к плоским понижениям рельефа, в которых долго задерживается вода. Грунтовые воды этих понижений обычно падают постепенно, вследствие чего происходит оглеивание почв на значительную глубину.

Пустошные луга низинных местопроизрастаний, характеризующиеся кислыми и бедными почвами, встречаются преимущественно в комплексе с торфянистыми лугами. Низинный вариант пустошных лугов представлен только формацией белоусовых сообществ (*Nardeta stricta*).

Наличие озер, стариц, магистральных мелиоративных каналов способствовало формированию водной растительности. Среди прибрежно-водной растительности преобладают рогозовые (*Typhaeta latifoliae*, *T. angustifoliae*), камышовые (*Phalaroideta arundinacea*), озерносконоплектовы (*Schoenoplecteta lacustris*) сообщества. На водной поверхности встречаются бело-кувшинковые (*Nymphaeta albae*),

снежнобело-кувшинковые (*Nymphaeta candidae*), желтокубышковые (*Nupharetta luteae*), рясковые (*Lemneta minoris*), спироделиевые (*Spirodeleta polyrhizae*) сообщества. Водные погруженные сообщества представлены рдестами.

На месте сосновых боров в связи с бедностью дерново-подзолистых почв питательными веществами формируются травянистые и реже - кустарничковые пустоши. Среди травянистых пустошей наиболее распространенными являются сообщества из булавоносца седоватого (*Corynephorus canescens* (L.) Beauv.), меньше встречаются тимьяники (*Thymeta serpilli*), сообщества из овсяницы полесской (*Festuca polesica* Zapal.), белоуса торчащего (*Nardus stricta* L.). Среди кустарничковых сообществ господствуют вересковые пустоши (*Calluneta vulgaris*).

Функционирование электростанции вместе с урбанокомплексом, каковым является г. Кузнецовск, существенно влияет на растительный покров. Это влияние проявляется в специфике хозяйственной деятельности, обусловленной всевозможными видами воздействия: распашкой земель, рубками лесов, мелиорацией болот, рекреацией, урбанизацией, выпасом животных, сенокосами.

Распашка. Этот тип антропогенного воздействия по площади и по силе воздействия является наиболее мощным и разрушительным для растительности. В 10-километровой зоне находится 43,5% территории под распашкой, а в 30-километровой зоне – 26,9%. В результате распашки растительные сообщества полностью теряют свои особенности, структуру и заменяются сеgetальными сообществами, сложенными однолетниками. По сравнению с природными они аккумулируют меньше энергии, слабее участвуют в круговороте веществ, менее устойчивы. При попадании радионуклидов последние, как правило, слабо связываются в биосистеме, а проникают в почвы и легко вымываются из нее, учитывая, что здесь преобладающими являются дерново-подзолистые почвы легкого механического состава. В случае аварии при отселении людей здесь происходят наиболее существенные сукцессии и возобновление естественных сообществ в зависимости от экологических условий происходит в течение 20-100 лет. За это время большой процент радиоактивных элементов уже выносятся за пределы экосистемы.

Рубки. При воздействии рубок в зависимости от конкретных экологических условий можно прогнозировать следующие возможные изменения. Сухие сосновые леса заменятся пустошами (лишайники (род *Cladonia*)), тимьян ползучий (*Thymus serpyllum* L.), булавоносец седоватый (*Corynephorus canescens* (L.) Beauv.)), имеющие слабое проективное покрытие, что приведет к развитию дефляционных процессов. Свежие сосновые леса сменяются бедными лугами из белоуса торчащего (*Nardus stricta*), имеющими низкое кормовое качество. Полученные расчеты по влажности почв показывают, что для региона сосновые боры лишайниковые практически способны с возрастом сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*) смениться сосновыми лесами зеленомошными и черничными, отражающими оптимум для данной зоны. Интенсивные рубки могут привести к исчезновению реликтовых ельников, если не обеспечить своевременное возобновление ели, так как экологическая амплитуда ельников самая узкая по всем экологическим факторам.

Оптимальные экологические условия характерны для лиственных лесов, которые под влиянием повторных рубок сменяются в направлении замещения дуба черешчатого (*Quercus robur*) грабом обыкновенным (*Carpinus betulus*). Поэтому целесообразно в зоне наблюдения расширить культивирование дубовых лесов. Ольховые болота отличаются нормальной возобновляемостью после рубок. Сплошные рубки сильно изменяют природные экосистемы, их структуру, устойчивость. Молодые посадки лесов до 20 лет, характеризуются пониженной возможностью фиксации радионуклидов в экосистеме, с 20 до 60 лет при интенсивном росте древостоя они накапливаются в древесном ярусе и только после 60 лет возможна аккумуляция радионуклидов в пределах данной экосистемы.

Выпас, сенокос, рекреация ведут к смене типичных лесных сообществ травянистыми сообществами. Такая замена ведет к увеличению солевого режима и показателей кислотности почв. Эти показатели способствуют накоплению радионуклидов в биомассе, большая часть которой, к сожалению, ежегодно отчуждается, поэтому радионуклиды выносятся за пределы данной экосистемы.

Урбанизация. Наиболее существенный и мощный внешний фактор, связанный с непосредственным строительством Ровенской АЭС и жилыми массивами г. Кузнецовска. В результате формирования таких урбакомплексов и, связанных с ними, коммуникаций увеличилась площадь искусственных насаждений, рудеральных сообществ и др., которые также обладают весьма низкой устойчивостью по сравнению с природными. Можно прогнозировать, что в перспективе этот тип воздействия на окружающую среду будет возрастать, однако в связи с вводом нового энергоблока качественно ситуация не изменится.

Рекреация. Косвенное влияние функционирования Ровенской АЭС привело к прокладке системы коммуникаций (дорог, гидросооружений, мостов), что существенно отразилось на использовании растительных ресурсов, увеличении воздействия рекреации. В настоящее время рекреация является одним из ведущих факторов воздействия на окружающую среду. В растительном покрове это проявляется в формировании злакового покрова в хвойных, смешанных и, частично, лиственных лесах. Наиболее характерно это для лесов, прилегающих к Кузнецовску и Рафаловке, а также другим населенным пунктам.

Мелиорация. Этот тип воздействия существенно изменил природную картину Полесья в целом, а в районе Ровенской АЭС также видны следы мелиорации в связи с необходимостью регуляции водного режима. Осушение болот привело, с одной стороны, к расширению площадей, занятых сухими сосновыми лесами, дефляционных процессов, а с другой – понижению уровня грунтовых вод. Это способствует усилению процессов миграции радионуклидов за пределы данной экосистемы.

Пожары. Следы воздействия пожаров зафиксированы в различных лесничествах. Наиболее уязвимыми являются сосновые лишайниковые и зеленомошные боры. После пожаров наблюдается разрастание нитрофильных элементов: чистотела большого (*Chelidonium majus* L.), крапивы жгучей (*Urtica urens* L.), пикульника ладанникового (*Galeopsis ladanum* L.) и др. Нарушение пожарами экосистем также приводит к повышению миграции радионуклидов да их вымыванию.

На основании всего изложенного можно сделать вывод, что абсолютно все факторы, связанные с хозяйственной деятельностью человека, в различной степени приводят к нарушениям структуры экосистем.

Исходя из данных, полученных в процессе проведения научных исследований в 30-километровой зоне, мы пришли к выводу о необходимости присвоения таким зонам определенного природоохранного статуса, аналогично наданого водоохраным зонам вдоль рек, зеленым зонам вокруг городов. Это будет способствовать сохранению природного типа экосистем, которые характеризуются минимальным оттоком веществ за ее пределы, в том числе радионуклидов. С другой стороны, такой статус упорядочит использование экосистем, предотвратит возможные их нарушения, связанные с побочным влиянием антропогенного фактора (рубки, рекреация, пожары и т.д.).

В 30-километровой зоне имеются весьма интересные, особо уязвимые экосистемы, например, еловые леса, участки сосновых лесов, характеризующиеся очень богатой флорой, наличием редких видов, их уникальным сочетанием, которые в настоящее время не имеют природоохранного статуса и интенсивно используются. Им в первую очередь надо присвоить охранный статус.

Для оценки степени устойчивости экосистем в процессе изменения различных экосистем в процессе изменения различных абиотических факторов нами использована методика синфитоиндикации, разработанная в Институте ботаники им. Н.Г. Холодного НАН Украины (Дідух, Плюта, 1994; Дідух, Родина, Білик, 1998).

В работе оценивались такие показатели как влажность (*Hd*), кислотность (*Rc*), карбонатность почв (*Ca*), содержание в них солей (*Tr*) и азота (*Nt*). Для каждого типа сообществ были рассчитаны соответствующие показатели, выраженные в баллах, их средние значения и построены ординационные матрицы, на основе которых составляли прогноз возможных изменений.

Наиболее оптимальными для данной территории являются условия: 1) по влажности почв – 12 баллов (свежелесолуговые с полным весенним промоканием, при котором дефицит влаги наблюдается лишь во второй половине лета, грунтовые воды от 5 до 10 м) (рис. 1а.); 2) по кислотности почв – 7 баллов (слабокислые дерново-подзолистые почвы рН 5,5-6,5) (рис. 1б.); 3) по трофности (общего содержания солей) – 5 баллов (небогатые солями почвы 95-150 мг/л подзолистые почвы) (рис. 1б); 4) по содержанию азота – 4-6 баллов (бедные минеральным азотом почвы 0,05-0,3%) (рис. 1б); 5) по содержанию карбонатов – 4-5 баллов (бедная на карбонаты почва вследствие перекрытия меловых отложений четвертичными силикатными породами) (рис. 1б).

Анализ ординационных матриц показал, что между изменением кислотности почв (*Rc*) и содержанием в них солей (*Tr*) (рис. 2а), карбонатов (*Ca*) и кислотности (*Rc*) (рис. 2б), азота (*Nt*) и кислотности (*Rc*) (рис. 2в), азота (*Nt*) и влажности (*Hd*) (рис. 2г), карбонатов (*Ca*) и солей (*Tr*) (рис. 2д), азота (*Nt*) и солей (*Tr*) (рис. 2е) существует прямолинейная зависимость, между изменением влажности почв (*Hd*) и содержанием в них карбонатов (*Ca*) (рис. 2ж) – обратная. Между изменением влажности и содержанием солей в почвах (рис. 2з), влажности и кислотности (рис. 2к) хотя и наблюдается связь, но она не такая четкая и не строго детерминированная. Вместе с тем между содержанием карбонатов и азота в почвах (рис. 2л) связи не выявлено.

Как известно, ведущими экологическими факторами распределения растительных сообществ выступает влажность и трофность почв. Влажность почв изменяется в широких диапазонах от 9,0 (лугово-степной тип с умеренно весенним промоканием атмосферными осадками на пустошах и сухих сосновых лесах с скрытоподзолистыми почвами) до 18 баллов^{1*} (болотный тип с режимом затопления, что способствует интенсивному торфонакоплению под мезотрофными, ольховыми и евтрофными болотами). Это составляет 39% общей шкалы, а с учетом водных фитоценозов – 61%. За изменением гидрорежима формируются следующие ряды смены травянистых сообществ: пустоши → луга → евтрофные болота и лесных: сухие → свежие сосновые леса → еловые леса → мезотрофные болота.

Кислотность почв (*Rc*) колеблется от 4 баллов (рН 4,5 под мезотрофными болотами и сосновыми лесами) до 8 баллов (рН 6,5 под евтрофными болотами), что составляет 31% шкалы. За изменением кислотности наиболее четко проявляется ряд от мезотрофных до ольховых и евтрофных болот.

¹ * - водные фитоценозы из описаний исключены

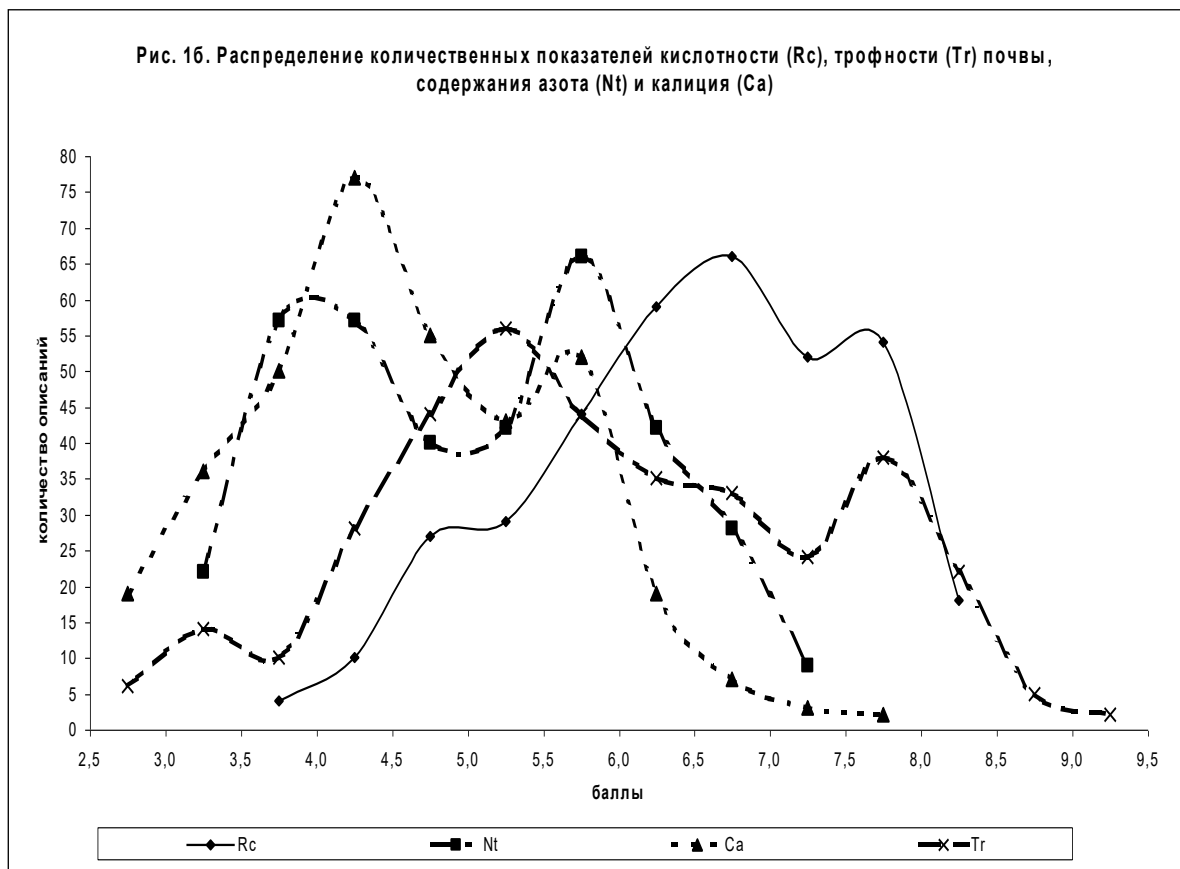
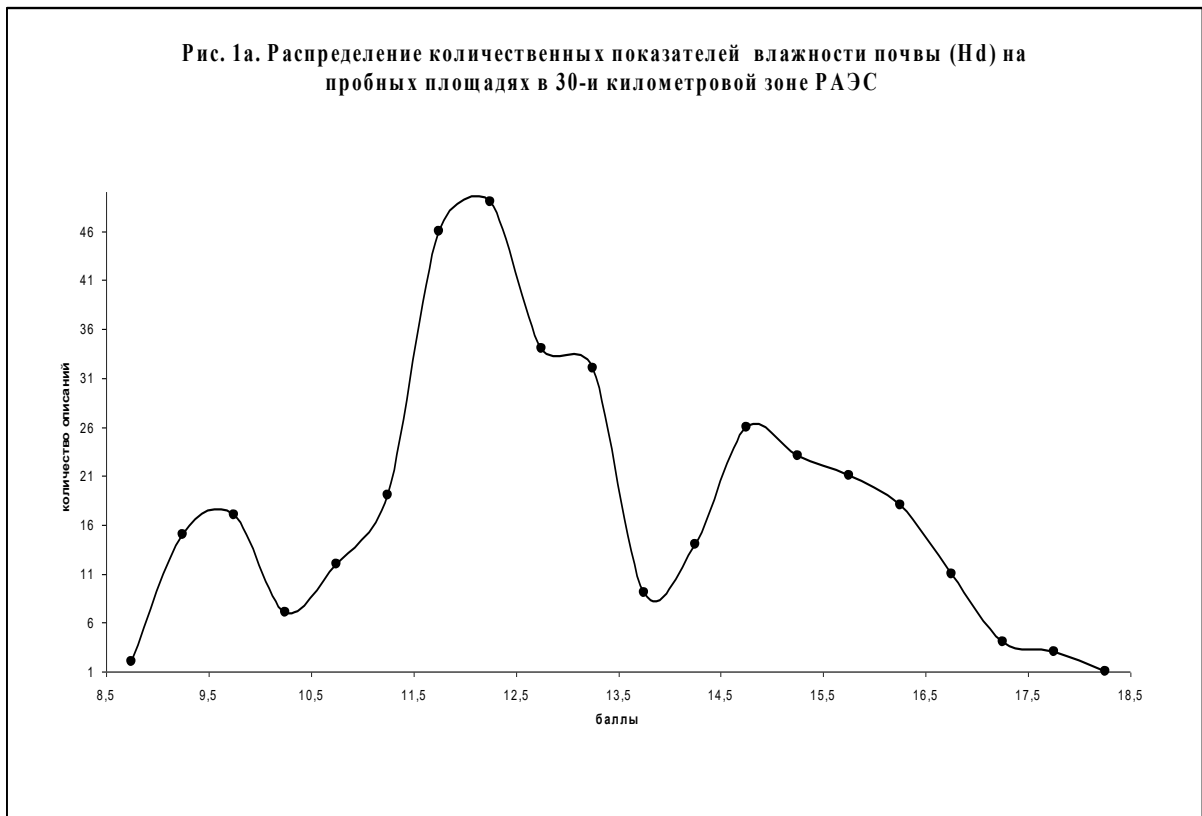


Рис. 2а. Зависимость между изменением показателей кислотности и содержанием солей в почве для различных типов сообществ в 30-и километровой зоне РАЭС

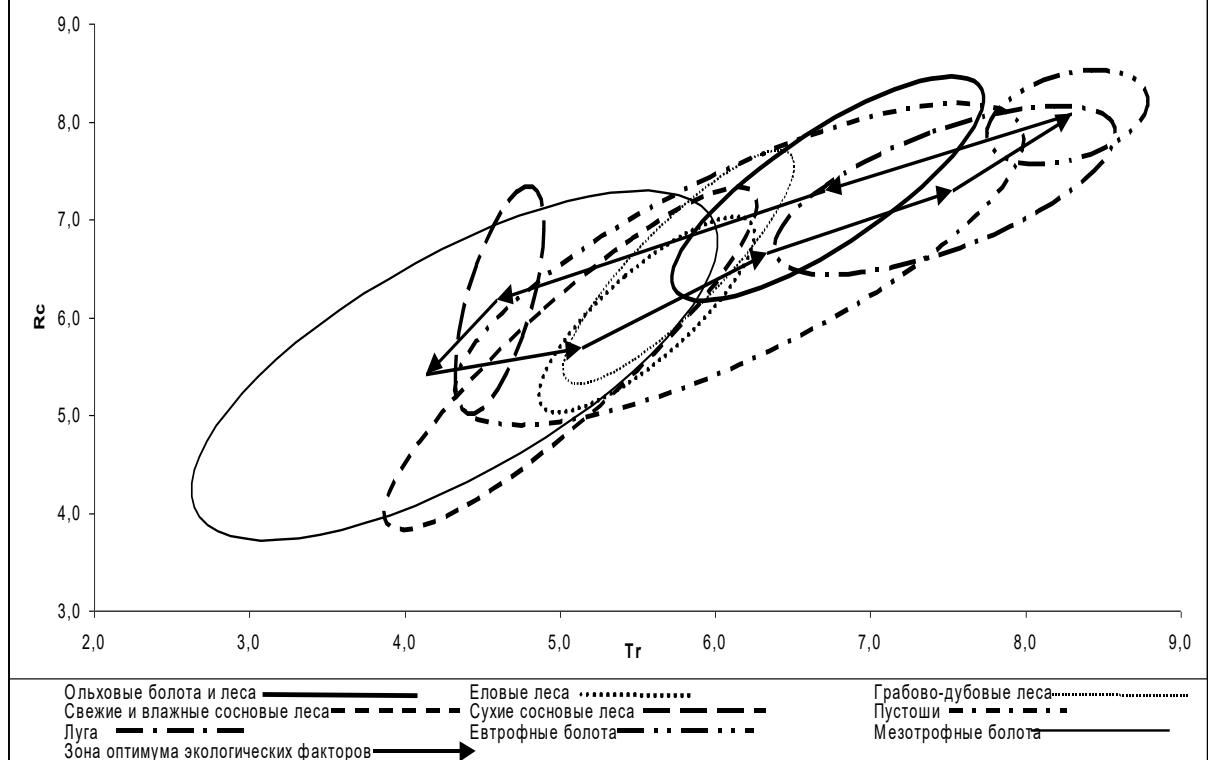


Рис. 2б. Зависимость между изменением показателей кислотности и карбонатов в почвах для различных типов сообществ в 30-и километровой зоне РАЭС

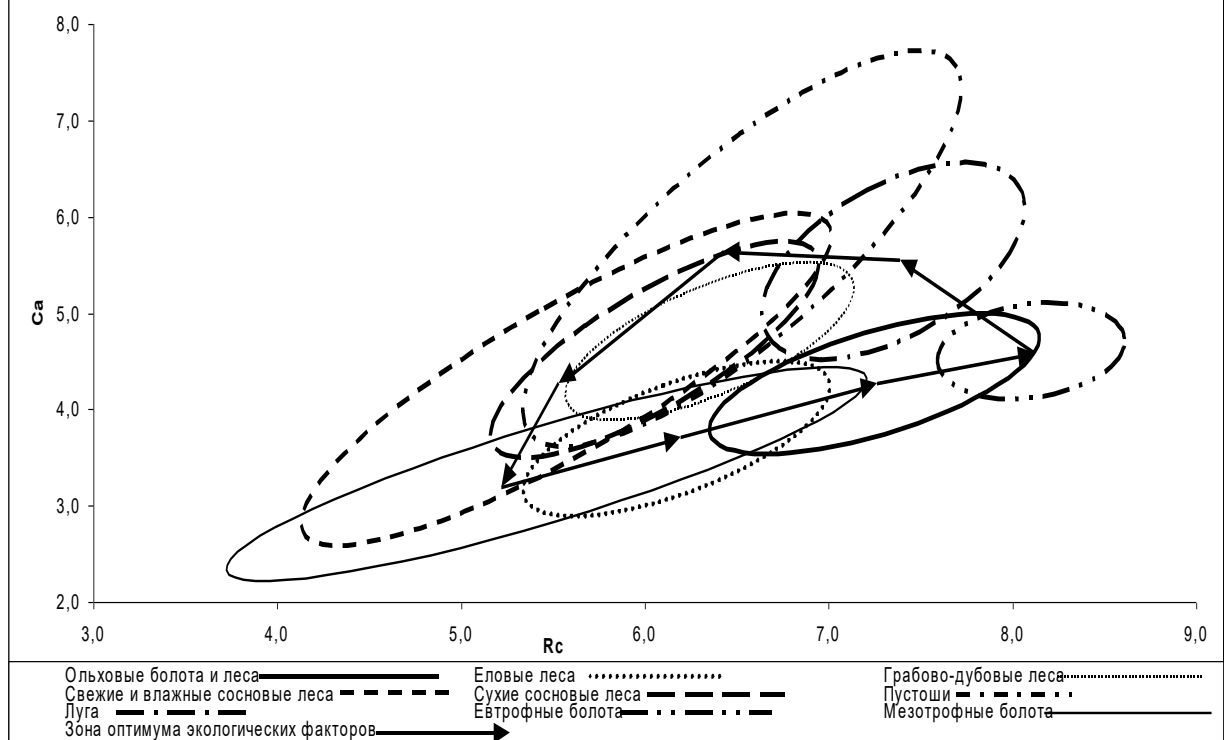


Рис. 2в. Зависимость между изменением показателей кислотности и содержанием азота в почвах для различных типов сообществ в 30-и километровой зоне РАЭС

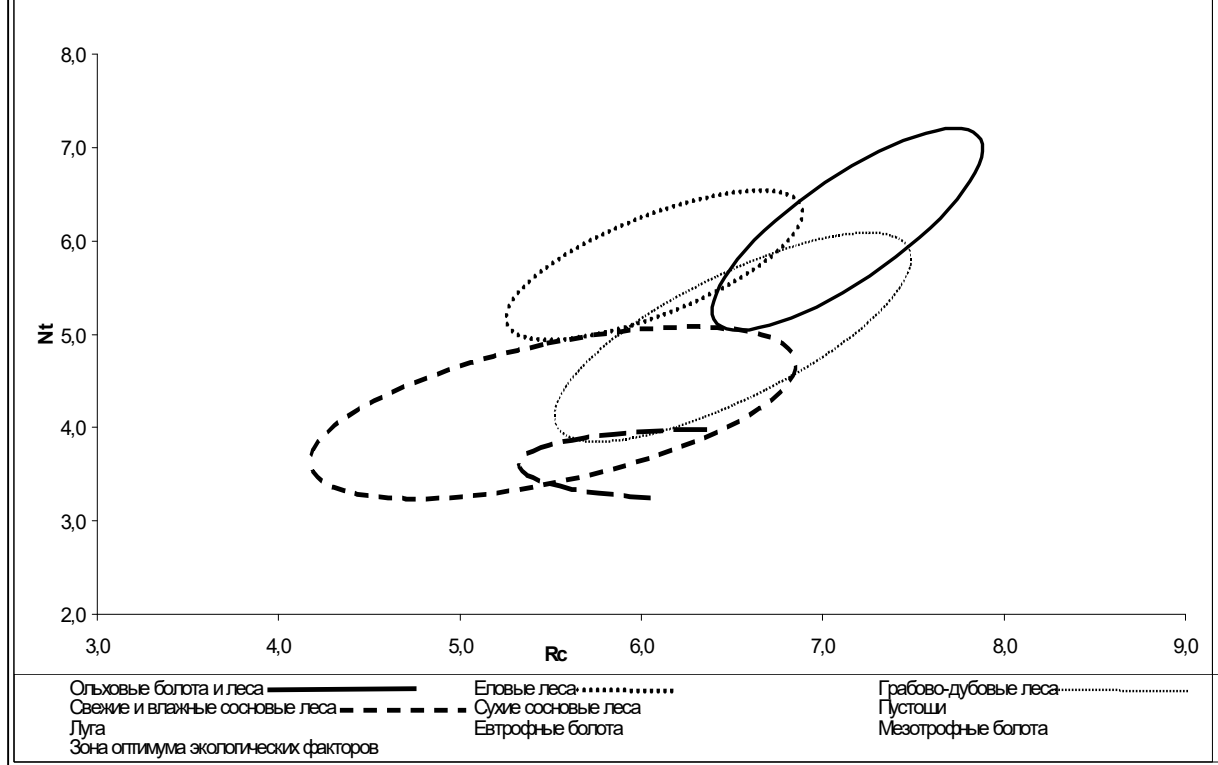


Рис. 2г. Зависимость между изменением показателей влажности и содержанием азота в почвах для различных типов сообществ в 30-и километровой зоне РАЭС

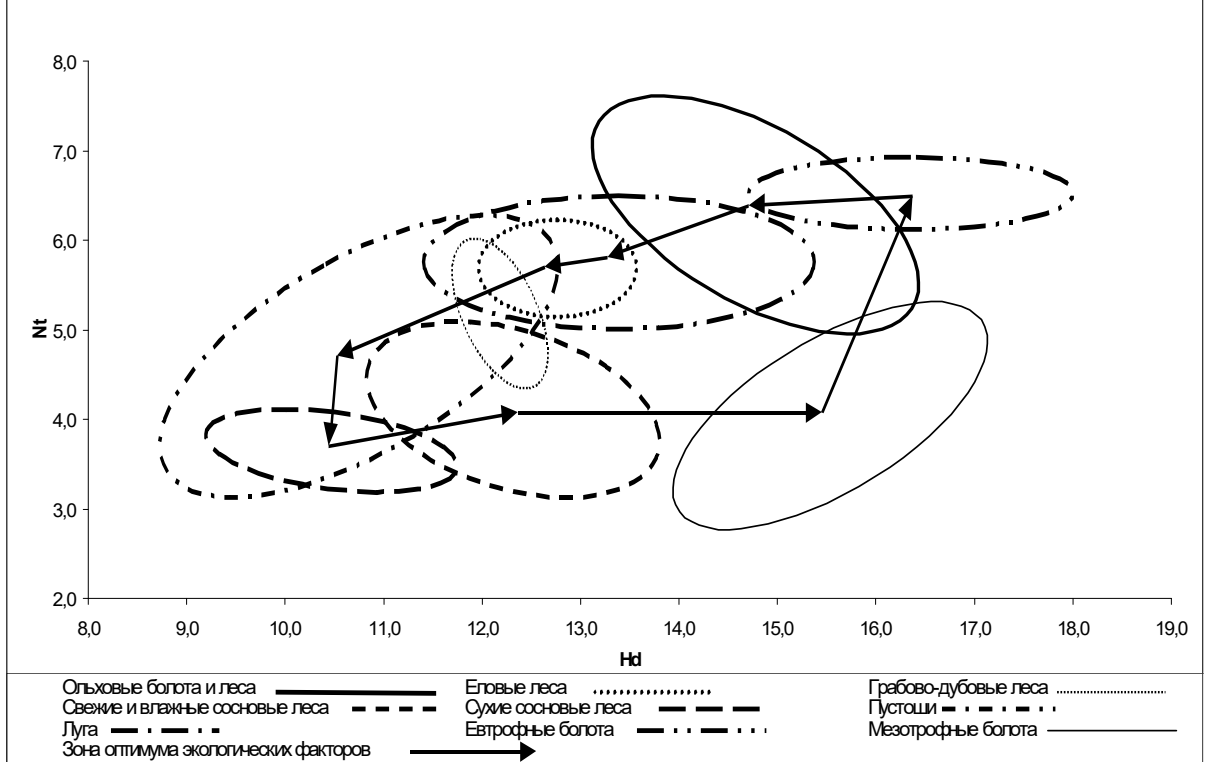


Рис. 2д. Зависимость между изменением показателей содержания солей и карбонатов в почвах для различных типов сообществ в 30-и километровой зоне РАЭС

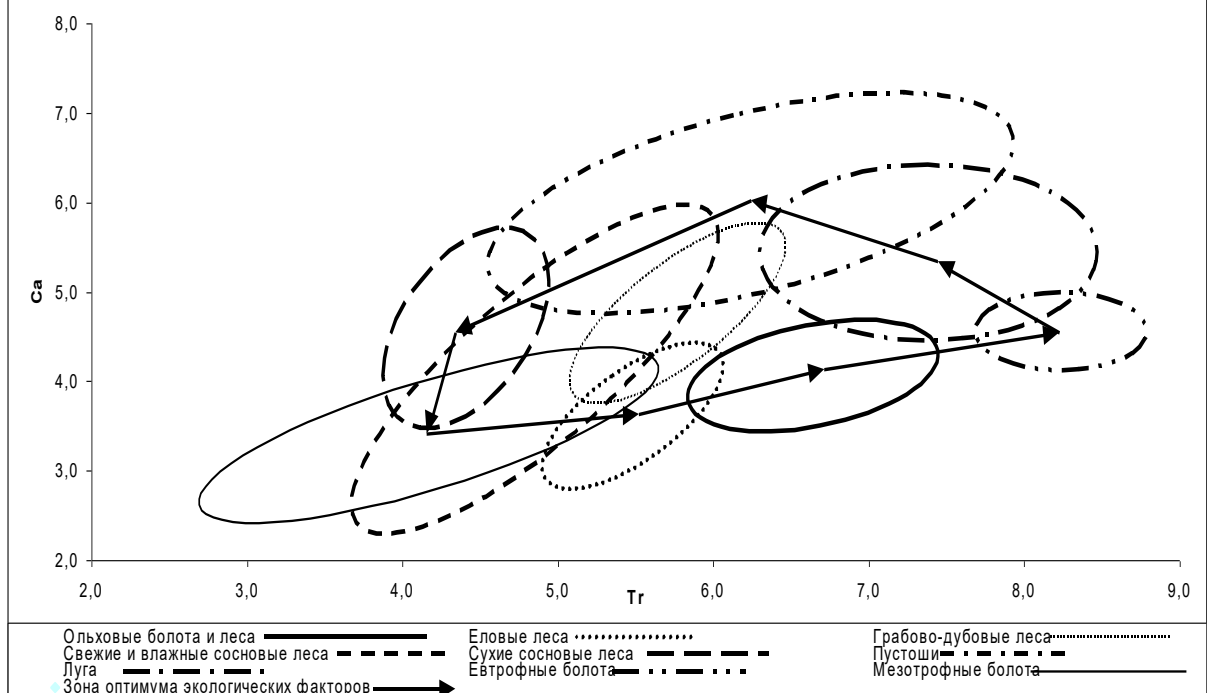
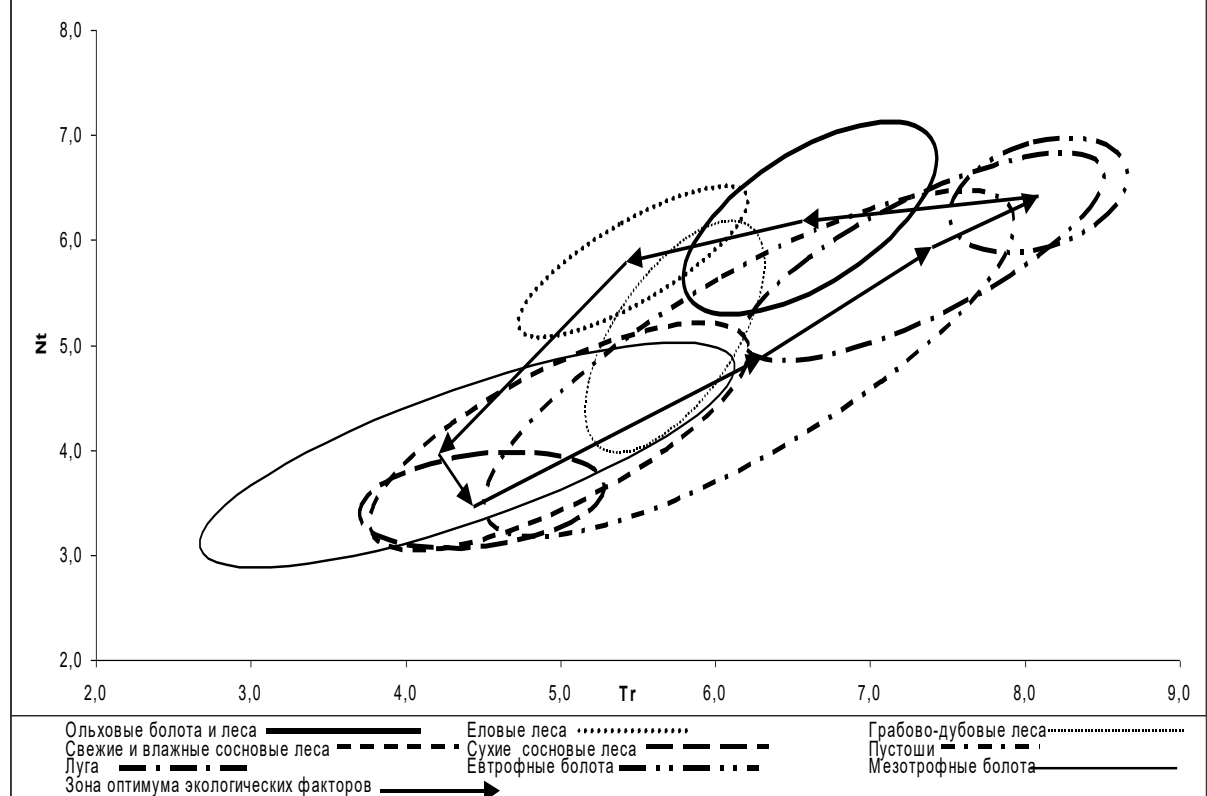
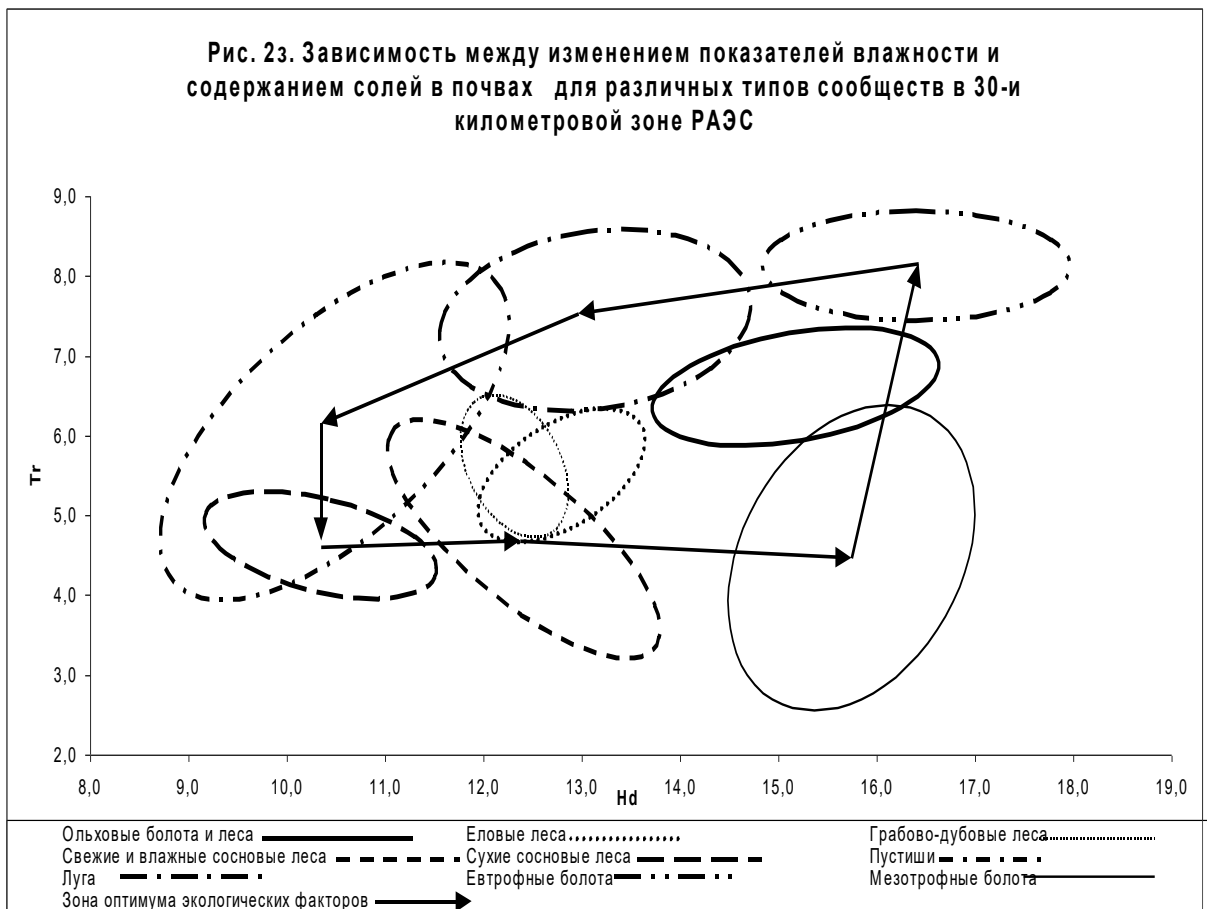
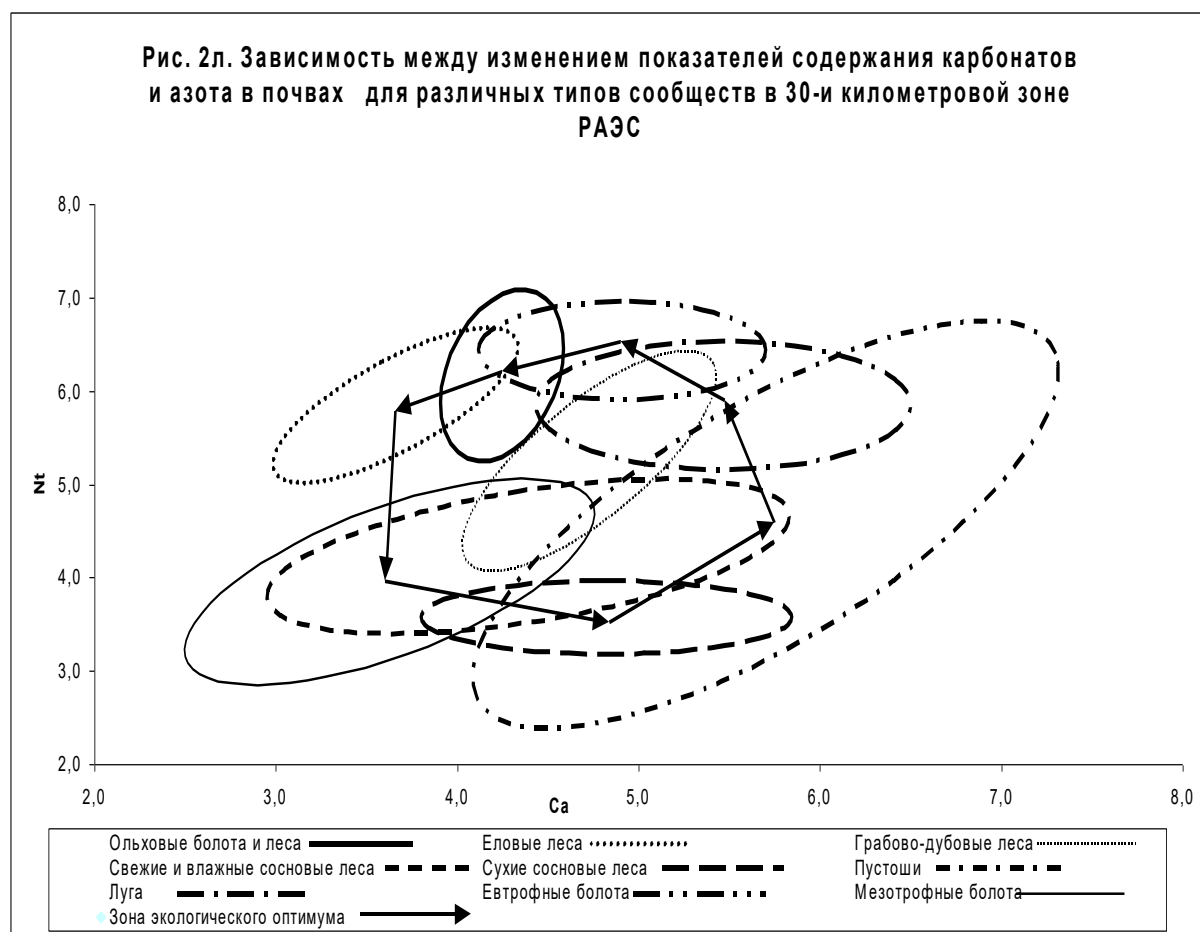
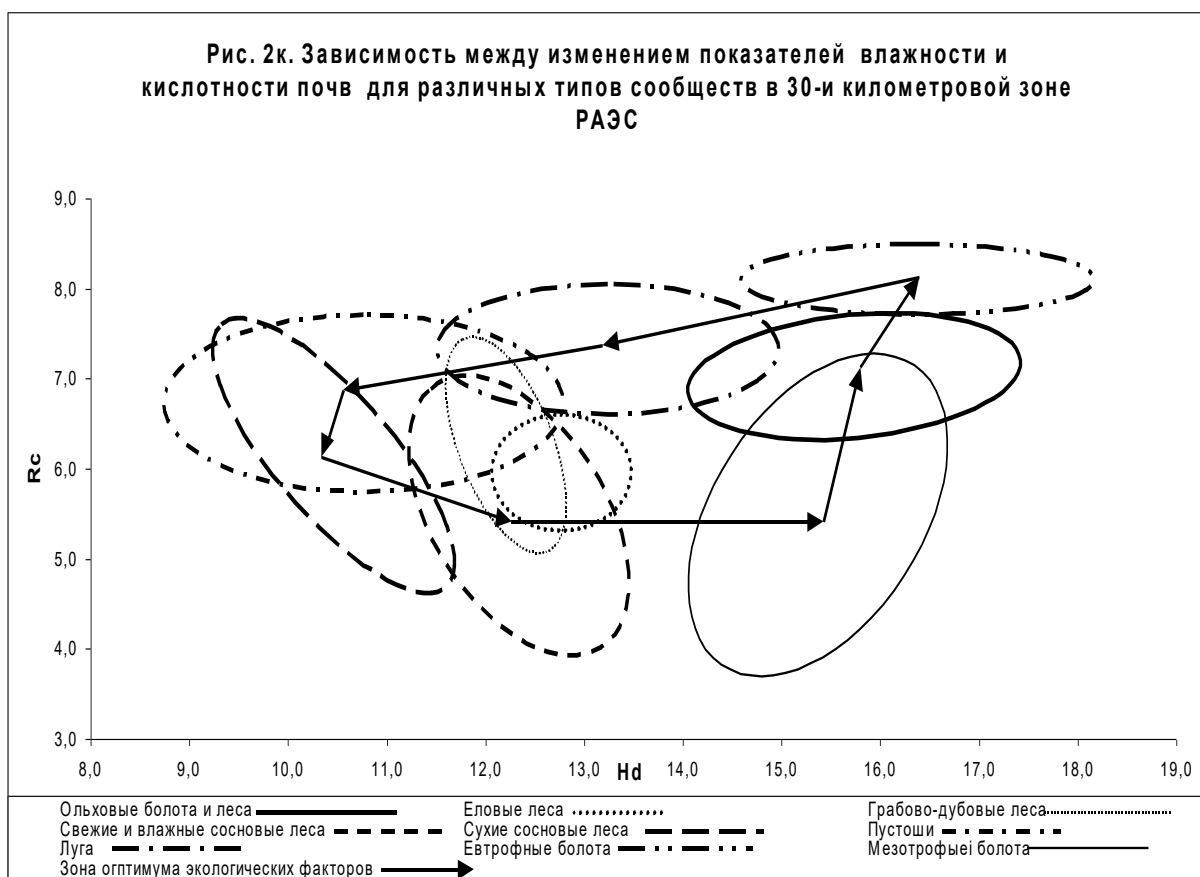


Рис. 2е. Зависимость между изменением показателей содержания солей и азота для различных типов сообществ в 30-и километровой зоне РАЭС







Содержание солей (Tr) в почвах также колеблется в весьма широких пределах от 3 баллов (бедных сильно выщелоченных почв под мезотрофными болотами) до 9 баллов (богатых солями евтрофных болот и лугов). Этот диапазон занимает 32% общей шкалы. При изменении солевого режима почв наблюдается формирование двух рядов сообществ: сухие сосновые леса → пустоши → луга → евтрофные болота и еловые леса → ольховые леса → евтрофные болота.

Весьма широким диапазоном отличается содержание карбонатов (Ca) в почвах: от 2,5 (безкарбонатных почв) до 7,5 (обогащенных карбонатами) баллов, что составляет 38% шкалы. Это обусловлено залегаем здесь карбонатов, которые местами выходят на поверхность или перекрываются значительными толщами песков силикатного происхождения.

Содержание азота (Nt) в почвах колеблется от 2,5 (безазотистые почвы под пустошами) до 7 (достаточно обеспеченные азотом почвы под ольховыми, евтрофными болотами и еловыми лесами). Хотя этот показатель самый высший и занимает 41% шкалы, но он зависит от влажности почвы, ее кислотности и содержания в ней солей. Как видно из ординационной матрицы, этот показатель не является дифференцирующим для большинства ценозов.

Анализ полученных данных показал, что наиболее дифференцирующими факторами, по которым наименее перекрываются амплитуды, является влажность и содержание солей в почве. При этом практически каждый из типов сообществ характеризуется особым сочетанием показателей за исключением сухих сосновых лесов, перекрывающимися с пустошами, грабово-дубовых и еловых лесов, перекрывающимися как друг с другом так и со свежими сосновыми лесами. Если при соотношении влажности и карбонатов амплитуда свежих и влажных сосновых лесов полностью перекрывает амплитуды еловых и грабово-дубовых лесов, то в соотношении карбонатов и азота они отличаются.

Таким образом, из названных основных пяти факторов всегда находятся такие, которые обуславливают существование тех или иных типов.

Построение ординационных матриц по показателям изменения различных факторов, в частности их средних (оптимальных) показателей свидетельствует о следующем. Чем ближе к оптимуму находятся экологические поля, чем больше они перекрываются, тем более сильные эдификаторы формируют эти сообщества и более высокая их устойчивость, т.е. способность сохранить структуру в данных конкретных условиях и меньшая лабильность. Чем дальше от оптимума, тем меньше конкурентов, более экстремальные условия. Если амплитуды не перекрываются, то это означает, что данное сообщество не сможет заменить другим, сохраняет свою структуру, т.е. устойчиво в данных конкретных условиях и сменяется только при изменении условий.

Характер полей также свидетельствует, что наиболее узкой амплитудой характеризуется поле кислотности – трофности и содержание азота. Это означает, что эти факторы на данной территории лимитируют распределение сообществ в целом. При изменении этих показателей могли бы произойти наиболее существенные изменения растительного покрова.

Анализ полученных данных дает возможность прогнозировать изменение сообществ при уменьшении или увеличении того или иного фактора. Наиболее устойчивыми, сохраняющие свою структуру при данном сочетании, являются еловые леса, грабово-дубовые леса и сухие сосновые леса, однако при их уничтожении они не способны быстро восстановиться, т.е. обладают низкой лабильностью.

Наиболее экологически изолированными являются мезотрофные болота, изменение которых возможно только в случае кардинальной мелиорации.

Полученные результаты важны для организации мониторинга за изменением природной среды. Они являются основой для оценки различных прогнозов в случае аварии на атомных станциях, поскольку накопление и круговорот радионуклидов тесно связан с биологическими свойствами экосистем, спецификой абиотических факторов (Орлов, Дідух, 1998). Они являются основой для проведения экологической экспертизы.

Литература

1. Андриенко Т.Л., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Растительный мир Украинского Полесья в аспекте его охраны. – Киев: Наук. думка, 1983. – 216 с.
2. Афанасьев Д.Я. Рослинність УРСР. Природні луки. – К.: Наук. думка, 1968. – 255 с.
3. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. – К.: Наук. думка, 1994. – 280 с.
4. Дідух Я.П., Родина В.В., Білик Р.Г. Методика оцінки стійкості та динаміки екосистем на основі фітоіндикації // Укр. ботан. журн. – 1998. – 55, № 6. – С. 648-655.
5. Орлов О.О., Дідух Я.П. Фітоіндикація радіоактивного забруднення лісових екосистем // Укр. ботан. журн. – 1998. – 55, № 5. – С. 536-541.
6. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Ліси формації дуба звичайного на території України та їх еволюція. – К.: Наук. думка, 1974. – 240 с.

Дідух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Устименко П.М., Коротченко І.А., Захарова Т.А.

Рослинний покрив 30-кілометрової зони Рівненської атомної електростанції (РАЕС) та оцінка можливих його змін.

Інститут ботаніки ім.М.Г.Холодного НАН України, м.Київ

За типами рослинності охарактеризований рослинний покрив 30-кілометрової зони Рівненської атомної електростанції та його головні антропогенні зміни. Розраховані залежності між основними ґрунтовими параметрами для всіх типів рослинності зони досліджень.

Didukh Ya.P., Shelyag-Sosonko Yu.R., Ustimenko P.V., Korotchenko I.A., Zakharova T.A.

Plant cover of 30-km zone of Rivne nuclear power plant (RNPP) and evaluation of its possible changes

The Kholodny Institute of Botany of NAS of Ukraine, Kyiv

Plant cover of 30-km zone of Rivne nuclear power plant and its main antropogenic changes were characterised on the types of vegetation. Connections among the main soil parameters for all types of vegetation of investigated zone were calculated.

Ірклієнко С.П. –
кандидат сільськогосподарських наук,
Краснов В.П. –
доктор сільськогосподарських наук,
Дмитренко О.Г. –
науковий співробітник,
Орлов О.О. –
кандидат біологічних наук,
Поліський філіал УкрНДДЛГА, м.Житомир

Особливості радіального розподілу ^{137}Cs в деревині сосни звичайної

Надзвичайно важливою у радіоекологічних дослідженнях головних лісотвірних порід є інформація щодо радіального розподілу радіонуклідів у деревині. На жаль, дане питання в науковій літературі висвітлено недостатньо, що пов'язано із методичною та технічною складністю його вивчення. Загальним висновком, до якого одностайно прийшли дослідники, є те, що забрудненість радіонуклідами деревини периферійних частин стовбура вища у порівнянні з її внутрішньою частиною. Проте до одностайної думки щодо величини згаданого перевищення дослідники не прийшли. Так, російські дослідники [1] встановили, що за вмістом ^{137}Cs у деревині периферійна частина стовбура та його серцевина відрізняються між собою у 2,5-3,5 рази. Інші автори [2], вказують, що зазначена вище різниця може досягати 6-7 разів, причому питома активність ^{137}Cs у деревині в 10-15 раз менша у порівнянні із його питомою активністю в корі. Ними відмічається також, що при щільностях забруднення ґрунту до 150 Ки/км^2 сильно забруднені ^{137}Cs тільки периферійні річні кільця деревини, а при зростанні величини щільності забруднення вище 150 Ки/км^2 різко підвищується активність усього об'єму деревини. Подібні результати були отримані в роботі білоруських дослідників [3] при щільностях забруднення ґрунту ^{137}Cs від 35 до 375 Ки/км^2 , а також при невисоких рівнях - до 15 Ки/км^2 українськими вченими [4, 5, 6]. Таким чином, деревина стовбура за рахунок приросту річних кілець характеризується кумулятивною здатністю щодо накопичення радіонуклідів.

Вчені відмічають, що радіонукліди, які надходять до стовбура дерева у процесі кореневого живлення, накопичуються не тільки у новоутворених річних шарах деревини, а й проникають у її внутрішні шари. При цьому, підвищений вміст ^{137}Cs спостерігається у периферійних річних шарах з максимальною його концентрацією у останньому періодичному прирості деревини [4, 7-9]. В той же час, відносно визначення величини питомої активності радіонуклідів у відповідних шарах приростів деревини на різних висотах стовбура дерева висновки дослідників неоднозначні. Так, російські вчені стверджують, що із висотою відбору активність деревини зростає [2]. Подібної думки притримуються і білоруські дослідники [10]. Вони відмічають, що питома активність радіонукліду на вершині більша на 17-29%, ніж на висоті 1,3 м, проте відмінності величини цього показника у деревині на висотах 1,3 м, $\frac{1}{2}$, $\frac{3}{4}$ Н є несуттєвими. Дещо інші результати були отримані українськими вченими [5, 11], які, як і білоруські колеги, також дотримуються думки, що відмінності величини питомої активності ^{137}Cs у деревині на різних висотах є несуттєвими. Проте, за їх даними, спостерігається тенденція поступового зменшення вмісту радіонуклідів у відповідних приростах деревини при підвищенні висоти відбору зрізів від комеля до вершини стовбура. До подібних результатів прийшли інші білоруські дослідники [9], які також встановили зменшення величини питомої активності ^{137}Cs у відповідних річних шарах приросту деревини при збільшенні висоти відбору зразків. При цьому вони відмічають, що загальна активність ^{137}Cs на висоті 1,3 м є найнижчою завдяки більшому вкладу в цю величину малозабруднених шарів.

Вміст цезію у деревині стовбура визначається біологічними особливостями надходження мінеральних речовин та умовами місцезростання деревних порід. Виходячи із встановлених коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у деревину, білоруськими дослідниками [8] доведено, що ядрові (дуб, сосна) й без'ядрові (береза, осика, вільха) породи накопичують радіонукліди по-різному. Співвідношення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у деревину в зовнішніх шарах до внутрішніх у ядрових порід складає від 9 до 20 разів, а у без'ядрових тільки до 2-3 разів. Автори [12] вважають, що ^{137}Cs не затримується в річному шарі, а рівномірно розповсюджується і в стару деревину, а також, що в залежності від умов місцезростання сосни різниця між коефіцієнтами переходу радіонукліду в деревину може досягати 6 разів. Ними встановлено, що на найсухіших і найбідніших ділянках місцезростання цієї породи коефіцієнт переходу радіонукліду ^{137}Cs у деревину досягає максимальних значень і зменшується при підвищенні вологості та родючості ґрунту. Слід відмітити, що ці результати дещо неузгоджуються із висновками інших вчених [3, 8, 11,13].

Виходячи із того, що за рахунок приростання нових річних кілець наведені співвідношення будуть змінюватися в бік збільшення вмісту ^{137}Cs у післяаварійній деревині, вчені [3] пропонують не використовувати для характеристики забруднення деревної маси радіонуклідами коефіцієнти переходу та питому активність, а перераховувати останню на запас радіонукліду в деревині річного шару із врахуванням його маси. Вивчаючи вплив щільності радіоактивного забруднення ґрунту на накопичення

^{137}Cs у деревині, дослідники [13] прийшли до висновку, що максимальне накопичення радіонуклідів відбувається не при максимальному зволоженні, а при оптимальному та найвищій продуктивності. Тобто при плануванні проведення досліджень накопичення радіонуклідів у біомасі лісових екосистем необхідно обов'язково враховувати типологічні особливості росту та розвитку насаджень.

Мета роботи полягала у вивченні радіального розподілу радіонуклідів у деревині сосни звичайної, яка зростає у основних типах лісорослинних умов Полісся України. Дослідження проводились у 1999 році на постійних пробних площах (ППП), закладених у насадженнях сосни звичайної Словечанського (№ 67) та Лугинського (решта об'єктів) держлісгоспів об'єднання "Житомирліс". Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs на об'єктах досліджень знаходилась у межах 341-511 кБк/м² (табл. 1). Методика досліджень полягала у проведенні за загальноприйнятими у лісівництві і лісовій таксації методами переобліку на пробних площах та підборі модельних дерев. Стовбури модельних дерев для визначення ходу росту розпилювали на 2-метрові відрізки, на верхніх торцях яких отримували зрізи товщиною 2-3 см. Останні у лабораторних умовах висушували при температурі + 105° С до повітряно сухої ваги. Далі зрізи розбивали на зразки шириною в 5 річних приростів деревини у напрямку від периферійних річних кілець до центральних, подрібнювали та аналізували на вміст ^{137}Cs на спектроаналізаторі LP-4900B «AFORA».

Таблиця 1

Характеристика об'єктів досліджень

№ ППП	Лісництво, квартал / виділ	Вік, років	Склад насадження	Середні		Тип умов місцезростання	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м ²
				висота, м	діаметр, см		
55	Повчанське, кв.49 / 15	64	10С	18,6	19,2	В ₂	359
61	Повчанське кв. 50 / 16	46	10С	22,6	21,2	В ₃	436
65	Повчанське кв. 49 / 20	30	9С1Б	14,4	15,6	В ₄	511
67	Веледницьке кв. 87 / 34	30	10С+Б	11,9	10,9	А ₃	329
69	Повчанське кв. 50 / 12	44	8С2Б	23,3	21,3	С ₃	341

Результати спектрометричних досліджень питомої активності ^{137}Cs у деревині періодичних приростів (до- і післяварійних) сосни звичайної, зростаючої у різних лісорослинних умовах, відображені у таблиці 2. Матеріали свідчать, що незалежно від типу умов місцезростання, на всіх досліджуваних висотах відбору зразків забрудненою радіонуклідами в радіальному напрямку виявилась вся деревина. При підвищенні висоти відбору зразків від комеля до верхини стовбура спостерігається, при незначній варіабельності, зниження величини питомої активності ^{137}Cs у деревині періодичних приростів. За результатами досліджень, в умовах вологого субору (В₃) вміст радіонуклідів у післяварійній деревині становив на висотах стовбура 0; 1,3; 1/2 Н; 3/4Н відповідно 3309; 3598; 3290; 2389 Бк/кг. У доаварійній деревині питома активність радіонуклідів була значно меншою і складала на таких же висотах відповідно – 2022; 1798; 1879; 1342 Бк/кг. Подібна тенденція спостерігається і в інших лісорослинних умовах. В той же час, останні відрізняються між собою за величиною питомої активності ^{137}Cs у деревині періодичних радіальних приростів на відповідних висотах. Так, розглядаючи крайні лісорослинні умови у трюфотопному ряду, виявлено зниження вмісту радіонуклідів у деревині на відповідних висотах від борів до сугрудків. В гігротопному ряду від свіжих до вологих суборів питома активність ^{137}Cs у деревині періодичних радіальних приростів підвищується (табл. 2). Причому, відмічена закономірність справедлива як для післяварійної, так і для доаварійної деревини. Частка питомої активності радіонуклідів у останній, виражена у процентному відношенні від післяварійної деревини, складає у трюфотопному ряду А₃; В₃; С₃ відповідно 72,2; 57,1; 47,5 %, а у гігротопному ряду В₂; В₃; В₄ – 51,5; 57,1; 56,1 %. Приведені матеріали підтверджують висновок про більш інтенсивне кореневе надходження радіонуклідів у стовбур та їх проникнення у внутрішні радіальні шари деревини при відповідному зниженні родючості ґрунту та підвищенні його вологості.

Розподіл радіонуклідів у деревині окремо по всіх періодичних радіальних приростах стовбура сосни звичайної на різних висотах для досліджуваних лісорослинних умов є схожим (рис.1), а його відмінності полягають у величині питомої активності ^{137}Cs у названих тканинах цієї породи. Тому вміст ^{137}Cs у зразках, що вивчаються, розглянемо на прикладі вологого бору (А₃). Отримані результати досліджень відображені в таблиці 3 та приведені на рисунку 2. Відмічається значне перевищення (від 4,4 до 14,3 разів) вмісту радіонуклідів у корі у порівнянні із їх вмістом у деревині періодичних радіальних приростів. Причому, якщо величина питомої активності ^{137}Cs у корі зростає при підвищенні висоти

Таблиця 2

Вміст ^{137}Cs у деревині післяаварійних та доаварійних періодичних радіальних приростів сосни звичайної

Висота відбору зразків, м	Питома активність ^{137}Cs в деревині періодичних приростів, Бк/кг									
	А ₃		В ₃		С ₃		В ₂		В ₄	
	після аварії	до аварії	після аварії	до аварії	після аварії	до аварії	після аварії	до аварії	після аварії	До Аварії
0	3071	2084	3309	2022	131	67	1811	937	4150	2085
1	2437	1781	3607	1791	113	64	1529	634	3336	1612
1,3	2543	1849	3598	1798	60	40	1440	711	3327	1849
3	2588	1850	3299	1714	88	26	1553	767	3267	1923
5	2302	1748	3022	1900	78	42	1478	730	3308	1903
7	1887	-	3397	2012	98	34	1592	720	3113	2055
9	2021	-	3290	1879	98	40	1506	702	3452	-
11	-	-	3036	1762	100	57	1495	772	3962	-
13	-	-	2638	1712	121	50	1410	1114	-	-
15	-	-	2389	1342	137	61	1206	-	-	-
17	-	-	2069	-	102	-	1239	-	-	-
19	-	-	2942	-	152	-	-	-	-	-

відбору зразків від 5866 Бк/кг у комеля стовбура до 19050 Бк/кг на його вершині, то для деревини періодичних приростів, навпаки, спостерігається зниження величини досліджуваного показника. Наприклад, у деревині радіальних приростів відібраних із комеля і вершини стовбура за 1996-1999 рр. вміст радіонуклідів зменшується відповідно від 4971 до 2333 Бк/кг, у деревині 1991-1995 рр. - від 2803 до 2037 Бк/кг, у деревині 1986-1990 рр. - від 2457 до 1538 Бк/кг, у деревині 1981-1985 рр. - від 2305 до 1748 Бк/кг, у деревині 1975-1980 рр. - від 1774 до 1482 Бк/кг (табл. 3). Матеріали, подані в цій таблиці, також досить чітко свідчать про зниження величини питомої активності ^{137}Cs у деревині періодичних радіальних приростів від периферійних до центральних на всіх досліджуваних висотах стовбура сосни звичайної. Причому, величина вказаного зменшення залежить від висоти відбору зразків та фізіологічної будови деревини. Так, якщо на висоті 0 м стовбура дерева різниця по вмісту ^{137}Cs у деревині крайніх приростів складала 3,7 рази, то на висоті 9 м – 1,1 рази.

Таблиця 3

Вміст ^{137}Cs в корі і деревині періодичних радіальних приростів сосни звичайної (ППП № 67, А₃)

Висота відбору зразків, м	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг						
	в корі	в деревині періодичних приростів					
		1996-1999	1991-1995	1986-1990	1981-1985	1975-1980	1970-1974
9	19050	2333	2037	-	-	-	-
7	16713	2273	2360	1538	-	-	-
5	14980	2558	2268	1808	1748	-	-
3	8094	2839	2634	2153	2039	1482	-
1,3	8957	3628	2218	2184	1969	1771	-
1	6688	3822	2348	2014	1928	1797	-
0	5866	4971	2803	2457	2305	1774	1330

Вищий вміст радіонуклідів у корі на вершині стовбура у порівнянні із окоренком пояснюється структурною будовою кори. Остання, як відомо [14], складається із зовнішнього мертвого і внутрішнього живого шарів. В зв'язку із ростом дерева у нижній частині його стовбура формується груботріщинувата кора, у складі якої переважають мертві тканини, а у верхній частині – кора гладка, де частка мертвих тканин незначна. При кореновому живленні більше поживних речовин для утворення нових клітин потребують фізіологічно активні тканини. На радіоактивно забруднених територіях разом із елементами

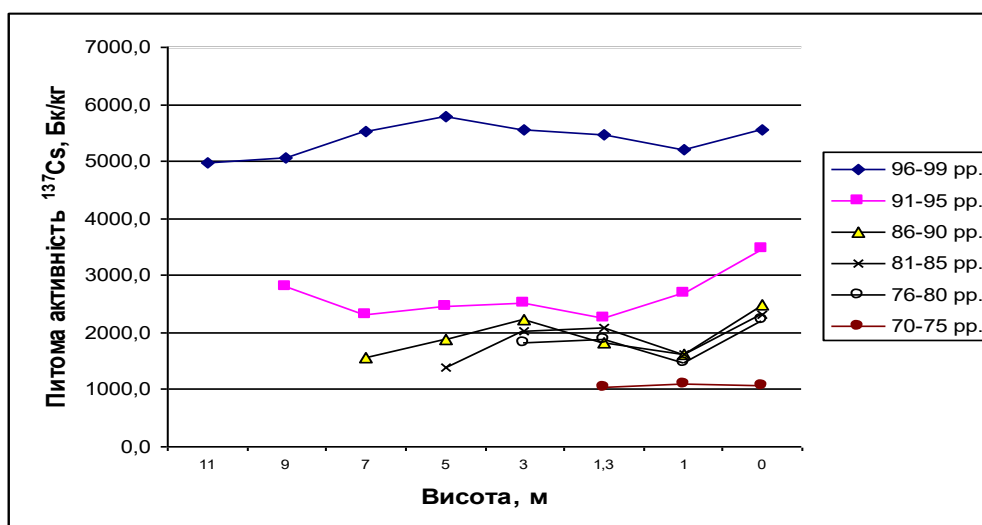
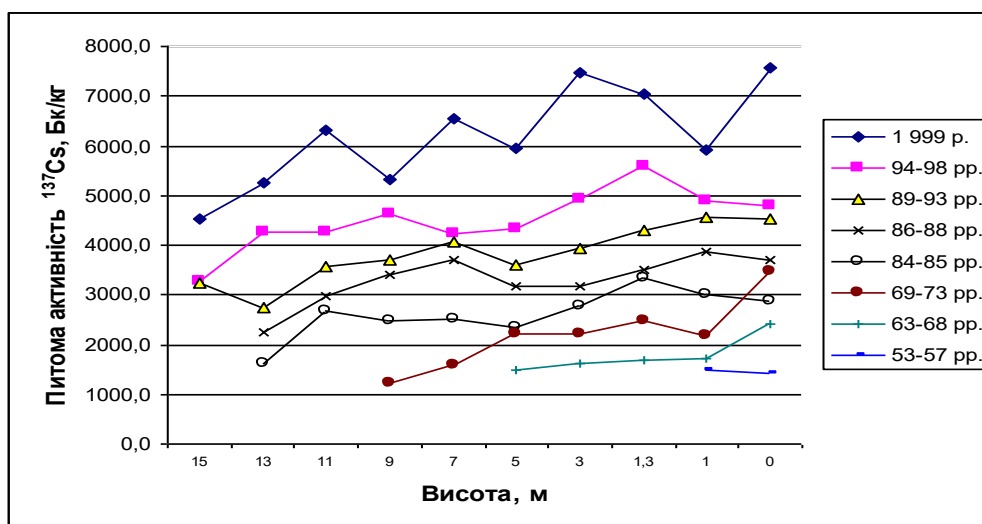
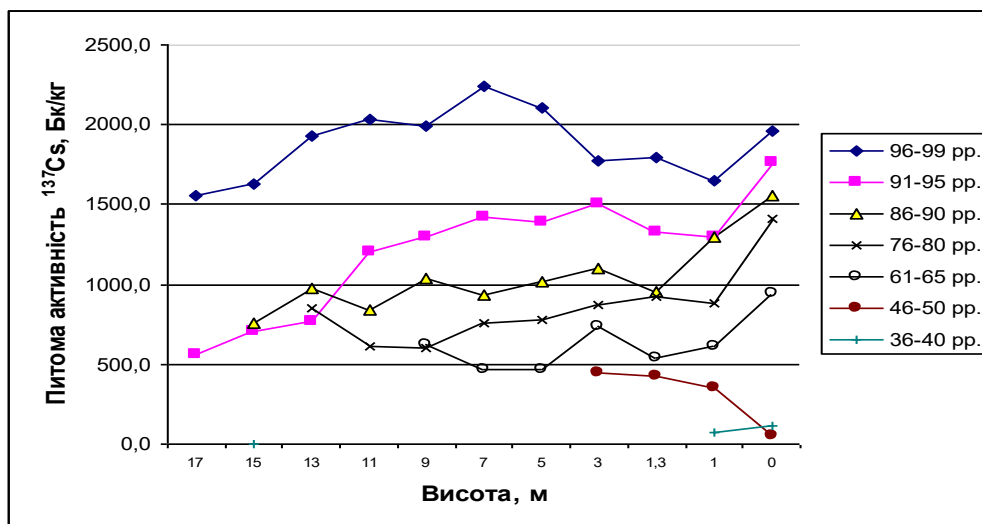


Рис. 1. Розподіл питомої активності ^{137}Cs у деревині окремих періодичних радіальних приростів сосни звичайної

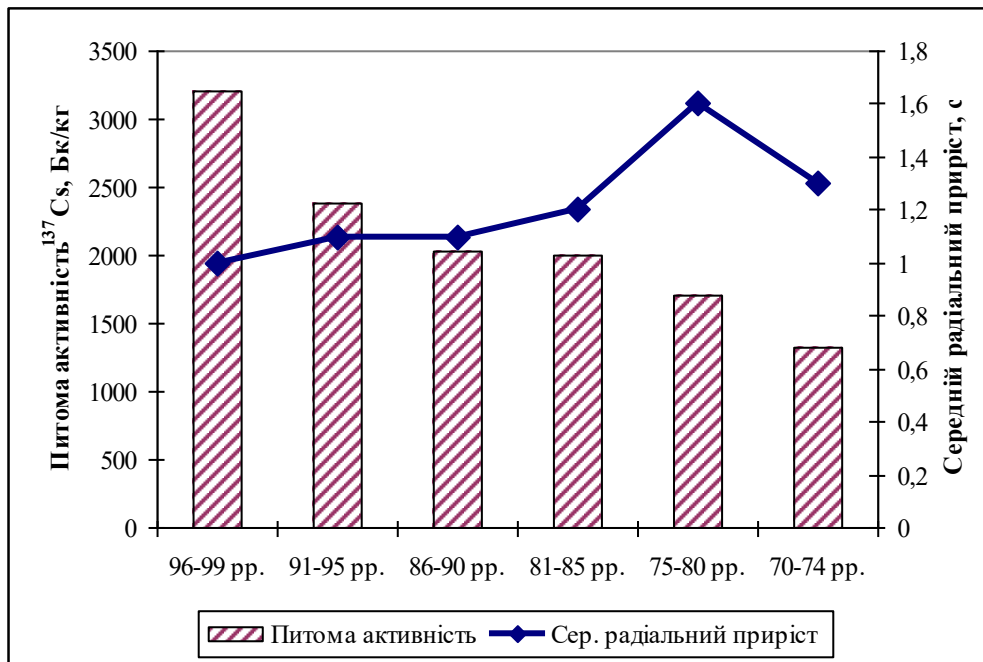


Рис. 2. Розподіл середньої питомої активності ^{137}Cs у деревині періодичних радіальних приростів сосни звичайної (ППП № 67, А₃)

мінерального живлення до новоутворених клітин надходять і радіонукліди. Тому питома активність ^{137}Cs у корі на вершині стовбура має вищі показники за рахунок меншої частки у масі кори мертвих тканин, які не приймають участі у процесах водообміну при рості та розвитку дерева.

Досить висока питома активність ^{137}Cs у зразках деревини періодичних радіальних приростів із прикореневої частини стовбура сосни у порівнянні із подібними, взятими із вершини стовбура, на нашу думку, обумовлюється анатомічною будовою деревини, а саме – площею перерізу заболоні, площею переміщення вологи у ній, наявністю серцевинних променів і поперечно розміщених трахеїд. Частка останніх є найвищою у прикореневій частині стовбура і зменшується у напрямку до крони дерева. Завдяки серцевинним променям у стовбурі дерева здійснюється горизонтальний водообмін і депонована у внутрішніх шарах заболоні резервна волога підключається до транзитного потоку переважно при її дефіциті [15]. Крім того, певну роль у процесах накопичення і утримання радіонуклідів у деревині відіграє її щільність. Із зростанням останньої у деревині підвищується вміст зв'язаної вологи, а разом із нею і ^{137}Cs . Всі означені вище фактори, на наш погляд, зумовлюють наведені вище особливості радіального розподілу радіонуклідів у деревині періодичних приростів сосни звичайної.

Узагальнюючи результати проведених досліджень, можна зробити висновок про те, що нині коренева надходження радіонуклідів обумовлює радіоактивне забруднення деревини сосни звичайної. Величина радіоактивного забруднення тканин та органів залежить від лісорослинних умов зростання цієї породи. Вища питома активність ^{137}Cs спостерігається у периферійних радіальних приростах сосни. Розподіл радіонуклідів у корі і деревині одновікових періодичних приростів стовбура на різній висоті відбору зразків визначається структурною будовою кори та анатомічною будовою деревини. Отримані в процесі досліджень результати можна використовувати для визначення товщини поверхнього шару деревини, яку необхідно вилучити для отримання продукції, радіоактивне забруднення ^{137}Cs якої відповідало б допустимим рівням.

Література

1. Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Цезій-137 в древесине деревьев, произрастающих на территории загрязненной в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы экологического мониторинга: Материалы Российской радиобиологической научно-практической конф. 26-28 февраля 1991 г. – Ч.2. - Брянск, 1991. - С. 34 – 36.
2. Моисеенко И.Ф., Пискунов В.С., Савельев В.В. Миграция радионуклидов в древесине основных лесообразующих пород в районах, подвергшихся воздействию выбросов на ЧАЭС // Проблемы экологического мониторинга: Материалы Российской радиобиологической научно-практической конф. 26-28 февраля 1991 г. – Ч.2. - Брянск, 1991. - С. 20-21.

3. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М., Дворник А.М. и др. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Под ред. В.А.Ипатьева.- Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
4. Ірклієнко С.П., Турко В.М., Каліш О.Б., Ландін В.П. Вміст ^{137}Cs в шарах радіального приросту сосни звичайної та можливість використання деревної продукції в умовах високого радіоактивного забруднення // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України / Наукові праці Поліської АЛНДС. – Житомир: Волинь, 1998. Вип. 5. – С. 22 – 28.
5. Турко В.М., Ірклієнко С.П., Орлов О.О., Іванюк І.Д. Накопичення ^{137}Cs сосною звичайною у суборах Центрального Полісся України // Вісник Державної агроекологічної академії України. - 2000. - №1. - С. 32 – 40.
6. Турко В.М., Ірклієнко С.П., Каліш О.Б., Шатрова Н.С. Радіоактивне забруднення ^{137}Cs сосни звичайної (*Pinus silvestris* L.) в умовах Центрального Полісся // Матеріали щорічної наукової конференції НЦ ІЯІ (збірник доповідей). - Київ, 1998. - С. 308 - 310.
7. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Накопление цезия-137 в древесине годичных слоев // Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий: Тез. докл. Междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской экологической исследовательской сети 19-20 апреля 1995 г. - Минск, 1995. - С. 25.
8. Адамчиков А.А., Жученко Т.А., Дворник А.М. Радиальное распределение ^{137}Cs в древесине различных пород деревьев // Лес, наука, молодежь: Материалы международной научной конференции 5-7 октября 1999 г.- Гомель: ИЛ НАН Б, 1999. - Т. 2. - С. 7 - 8.
9. Гайдунь А.З., Переволоцкий А.Н., Булавик И.М. Распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в радиальном направлении ствола // Лес, наука, молодежь: Материалы международной научной конференции 5-7 октября 1999 г.- Гомель: ИЛ НАН Б, 1999. - Т. 2.- С. 19 - 21.
10. Булавик И.М. Особенности накопления радионуклидов древесиной основных лесообразующих пород // Тез. докл. радиобиологического съезда 20-25 сентября 1993 г.- Ч. 1.- Пушкино, 1993. -С. 150 - 151.
11. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. – Житомир: Волинь, 1998. – 112 с.
12. Пономарев А.В., Пономарева Е.Н., Василевский В.А. Сезонные вариации содержания ^{137}Cs в древесных растениях лесов Брянской области // Лес, наука, молодежь: Материалы международной научной конференции 5-7 октября 1999 г.- Гомель: ИЛ НАН Б, 1999.- Т. 2.- С. 51 - 53.
13. Моисеенко И.Ф., Голод Д.С. Распределение цезия-137 в древесных растениях в зависимости от классов роста и развития и от режимов увлажнения // Тез. докл. радиобиологического съезда 20-25 сентября 1993 г. – Ч. 2.- Пушкино, 1993. - С. 684 – 685.
14. Крамер П.И., Козловский Т.Т. Физиология древесных растений. М.: Лесн. пром-сть, 1963. – 464 с.
15. Иванов А.И., Дубинин А.И. Площадь сечения заболони и площадь транзита влаги в ней у сосны обыкновенной // Лесоведение. – 1992. - № 5. – С. 28 – 37.

Ірклієнко С.П., Краснов В.П., Дмитренко А.Г., Орлов А.А.

Особенности радиального распределения ^{137}Cs в древесине сосны обыкновенной
Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

В результате исследований установлено, что накопление ^{137}Cs в древесине радиальных приростов сосны обыкновенной обусловлено особенностями ее корневого питания в различных условиях местопрорастания. Наиболее радиоактивно загрязненными тканями являются кора и несколько внешних периодичных приростов древесины. В кольцах доаварийной древесины содержится от 47,5 до 72,2 % удельной активности ^{137}Cs сосредоточенной в древесине после аварии на ЧАЭС. Особенности распределения ^{137}Cs в коре и древесине 5-летних радиальных приростов ствола на разной высоте отбора образцов определяются различной морфологической структурой коры и анатомическим строением древесины.

Irkljenko S.P., Krasnov V.P., Dmitrenko A.G., Orlov A.A.

Peculiarities of radial distribution of ^{137}Cs in wood of Scotch pine
Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

As a result of investigation it was proved that ^{137}Cs accumulation in wood of radial increases of Scotch pine stipulates by the peculiarities of its root nutrition in various habitat conditions. The most contaminated tissues are: bark and some external radial increases of wood. Before accidental Chernobyl rings of wood contain from 47.2 to 72.2% of ^{137}Cs specific activity from its total amount in wood. Peculiarities of ^{137}Cs distribution in bark and wood of 5-year radial increases of timber on the different heigh of sampling defined by the various morphological structure of bark and anatomic structure of wood.

Orlov A.A. –
 Ph. doctor in biology,
 Poleskiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

Elaboration of algorithm and application of multiple method of phytoindication of habitat parameters and intensity of ^{137}Cs migration in the system «soil–plant»

Key words: phytoindication, soil parameters, ^{137}Cs specific activity, transfer factor

Abstract

The general peculiarities of phytoindication of the main soil parameters (humidity, acidity, the quantity of mineral nitrogen, exchangeable calcium, total quantity of salts et al.) and the present state of study of the influence of these parameters on the mobility of ^{137}Cs in the "soil - plant" system were analyzed.

On the basis of synthesis of the computer ecological data bank of Ukrainian flora with the real phytocenotic and radioecological conditions the method of quantitative evaluation of ^{137}Cs mobility in the soil-plant cover was elaborated. The methodology and the algorithm of investigations are considered.

The values of soil parameters and values of transfer coefficients (Tf) ^{137}Cs from soil to aboveground phytomass of species-phytoindicator of radiocontamination of forest ecosystems – *Vaccinium myrtillus* in picked out floristic associations are listed. The correlative matrix of soil parameters, which were received with use of ecological-floristic criteria and values of Tf ^{137}Cs to phytoindicator from investigated soil parameters is obtained. The proper regressive equations, which allow to make prognosis of ^{137}Cs mobility in forest ecosystems proceed from their floristic composition and cenotic structure are listed.

Introduction

Because of the catastrophe at the Chernobyl NPP significant territory of Europe was polluted with the radionuclides. After this accident, which had global impacts, the study of the migration of ^{137}Cs (as the main dose-generated radionuclide during the latter period in the distant zone from the catastrophe place) in food chains, in particular - in initial links - "soil–plant" has significantly increased.

The intensity of this migration in the different ecological conditions is various [1, 2, 3] and it considerably depends not only on the form of the penetration of radionuclide into ecosystem, the time after accident, plant species, but also on ecological, in particular, soil habitat parameters, such as richness, humidity, acidity, total quantity of soluble salts, exchangeable amount of potassium and calcium etc. [4, 5, 6, 7].

An analytical method of soil parameters determination as well as the concentration of radionuclides in the plants are mainly used by radioecologists in their investigations. They use transfer factor values ($\text{Tf} = \text{m}^2\text{kg}^{-1}10^{-3}$) in the capacity of the integral index of the intensity of ^{137}Cs accumulation from the soil by the plants. The conclusion about the strength of the connection ($r=0,2-0,9$) of the value of Tf with the values of specific soil parameters (which are determined by means of the analytical methods) is made in a number of investigations [8, 9]. In addition, the different authors obtain the discrepant results of the soil parameters influence on Tf and these results are generalized in some articles [2, 10].

Let's try to explain the observed phenomena. The fact is that spatial heterogeneity is typical for Chernobyl fallout. This heterogeneity is conditioned by the statistic peculiarities of the radionuclide sedimentation, on the type of territory as well as the nature of the litter surface, specifically of the prevalent type of the landscape and the type of natural vegetation (forest, meadow, bog). The soil and plant cover even on the small area are also various. The physical and agrochemical soil properties change considerably from point to point. Therefore, the intensity of the ^{137}Cs accumulation by plants from the soil is a probability value, because there exists the statistic uncertainties not only in the density of the ground deposition of radionuclides but also in the soil properties and vegetation itself [11]. Hence, rather low values of the correlation coefficients between the values Tf and the soil parameters (which are determined by using of analytical methods) can be logically explained. This is also connected with that fact, that in the specific ecosystem a comparatively small number of the soil samples are collected. It is also impossible to visually pick out in the places of sampling ecological microniches, which have different soil parameters, and hence have different radionuclide mobility in the soil-plant cover. This phenomenon can be illustrated by the example of the typical Ukrainian Polesse cenosis (cenosis=plant community, association): *Pinus sylvestris*–*Vaccinium myrtillus*–*Pleurozium schreberi*. In this cenosis the surface of the moss cover is practically flat. At the same time, the surface of the mineral soil is characterized by a pronounced microrelief, i.e. the thickness of the moss and the forest litter change from point to point. So does the availability of the radionuclide for the root nutrition of the plant. In this case, in our mind, the method of phytoindication of soil parameters allows us to get the average quantitative characteristic of the main soil parameters of the specific habitat (econiche), that considerably increases the closeness of the connection between the latter and the value Tf, i.e. the representativity of the method of phytoindication of soil parameters in some cases is much larger in comparison with the analytical one. This conforms to the conclusion of

V.N.Sukachev [12] about the fact that vegetation is an unique indicator of the integral natural conditions, including soil properties.

So for radioecological investigations, from the methodological point of view, it is necessary to solve the following problems:

- which method of determination of soil parameters it's better to chose – analytical or phytoindicative;
- which principle of phytoindication can be put into the basis of the quantitative evaluation of the studied soil parameters in accordance with the only one species or with the group of species; in accordance with the floristic composition (latter is a list of all plant species) of cenoses as a whole and its cenotic structure;
- which species of plants are the best as phytoindicators of radiocontamination;
- according to which principle can ecological niches be selected, which have different radionuclide mobility in the soil-plant cover;
- which data can serve as the basis for the quantitative evaluation of the soil parameters and of the value Tf for the radionuclide in soil-plant chain;
- it is necessary to elaborate the algorithm of radioecological investigations, based on the quantitative phytoindication is one of the main part.

It is very important to note that we do not disclaim the necessity of analytical methods of determining soil parameters and the ^{137}Cs accumulation by plants from the soil. The purpose of this work is to demonstrate certain advantages of the quantitative phytoindication method and the possibility of its application in practice.

It is noted by the investigators that not only the quantities of the soil parameters [13, 14] but also the value Tf [15, 16] are subject to fluctuations in time – according to the seasons and the different vegetative periods. In the opinion of B.M.Mirkin [17] the plant cover reflects not only the quantity of ecological, in particular soil parameters of habitat at the research moment, but also an amplitude of the fluctuations of its values in different years. It is important that the quantitative phytoindication method nowadays approximate the analytical ones in the evaluation of habitat parameters. For example, it is possible to give quantitative evaluation of soil humidity and some other parameters not only in numbers, but also to convert them into the real physical units [18].

The evaluation of the radiocontamination of ecosystems by using of phytoindication methods has also attracted the attention of the investigators. In these researches the level of ecosystem radiocontamination often is judged by the radionuclide concentration in one, sometimes in several components of the biota. It should be marked, that with this purpose such species-concentrators of ^{137}Cs as macromycetes (*Xerocomus badius* Fr., *Paxillus involutus* Fr., *Lactarius rufus* (Schaeff.) Fr., etc.) [19, 20, 21]; lichens [22, 23], green mosses [24, 25] are used. The vascular plants are used less often, in particular, *Vaccinium myrtillus* L. [26, 27] and other species of the Ericaceae family [28]. Only *Pinus sylvestris* L. is comparatively well-studied, not only as the bioconcentrator of ^{137}Cs , but also as the phytoindicator of dose loading in forest ecosystems [29, 30].

However, we shall not answer the important question about the possible intensity of the radionuclide migration in the soil-plant chain (it is implied not a qualitative but a quantitative evaluation) only by means of phytoindication of the level or radionuclide penetration into the ecosystem wholly in accordance with the concentration of radionuclide in species-indicators. So the elaboration of the multiple method of phytoindication, which synthesizes the determination of quantitative characteristics of the main soil parameters of habitats as well as the calculation of the parameters of migration ^{137}Cs in the soil-plant cover is rather actual. In this research the choice of the method of the selection of the ecological niches is of great importance. The latter are selected by us by means of the floristic classification of vegetation in contrast to the dominant method, which is common used in Russian geobotany. It is connected with such fact that the species-dominant of the certain layers of phytocenosis usually have rather wide ecological areas and so a small indicative significance. For example, the ecological area of *Vaccinium myrtillus* covers 9 types of forests of Ukrainian Polesse. More accurate characteristics of the soil conditions of the habitat can be given by the species-determinants, which often make up only non-essential admixture in the cenoses [31]. However, the application of the floristic classification of vegetation with the aim to select of eoniches cause the necessity of the investigation of the whole floristic composition of cenoses. The bases for such research are the standard geobotanic descriptions. For the mathematical processing of them the special computer programmes are created – “Turboveg” (England) – for the floristic classification of vegetation and “Ecofactor” (the department of phytoecology of the Institute of Botany of NAS of Ukraine) – for the calculation of the habitat parameters.

The logical scheme of radioecological research with the application of phytoindication as part of investigation as worked by the authors is shown in the Figure 1.

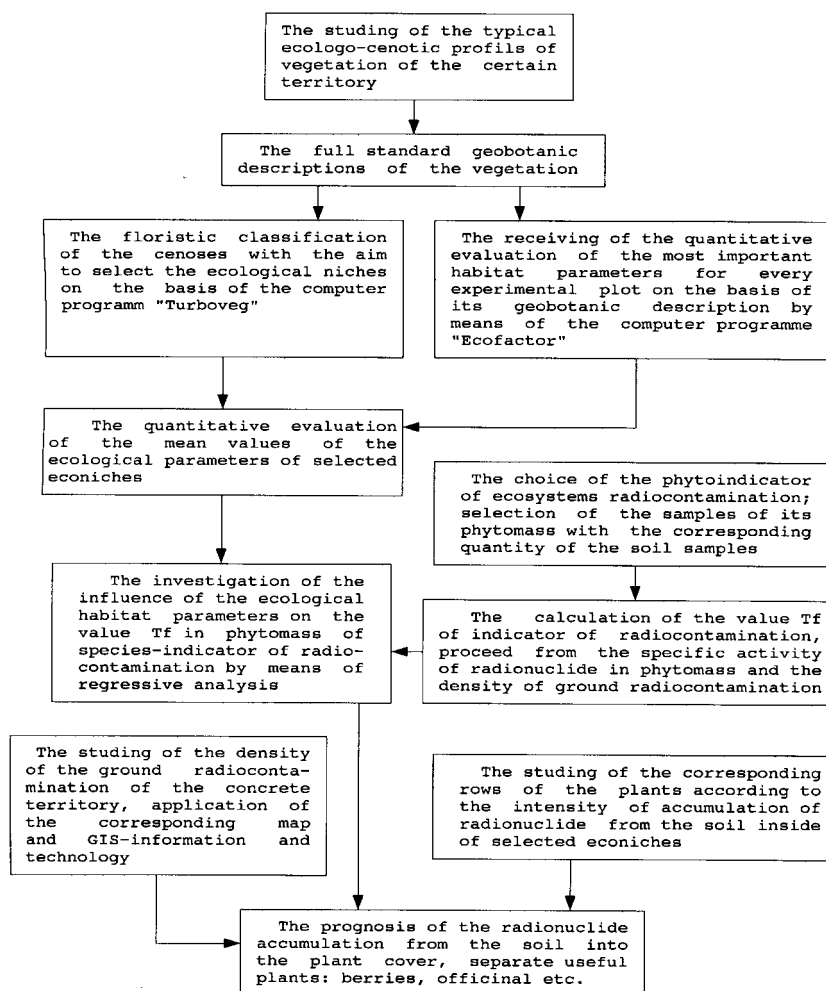


Fig. 1. The logical scheme (algorithm) of investigation.

Materials and methods

We carried out the radioecological research of forest ecosystems of Ukrainian Polessye in accordance with the mentioned above scheme. With this purpose 60 forest experimental plots were geobotanically described. These plots had rather different habitat conditions, the density of ground deposition of ^{137}Cs was from 131 up to 370 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. In every plot the overground phytomass of *Vaccinium myrtillus* (as an indicator of radiocaesium contamination of forest ecosystems) was collected three times with the corresponding quantity of the soil samples. The soil and vegetative samples were dried to the air-dry weight (120 hours at 80 °C) and pulverized. The ^{137}Cs specific activity in the samples was measured by means of the spectrum analyzer LP-4900B "AFORA" with GeLi-detector. The statistical processing of the results was carried out by using of software "Statistica".

The bases of calculation of numbers of the main soil parameters of habitat in our research are the ecological scales of all species of the Ukrainian flora, which are put down into the computer data base [32, 33]: humidity (Hd), acidity (Rc), content of mineral nitrogen (N) and calcium carbonate (Ca), which determine not only the spatial distribution of associations in plant cover but also the mobility of radionuclides in ecosystems. As an index of intensity of accumulation ^{137}Cs by plants from the soil, values of Tf were calculated. Vegetation was classified by means of the floristic method.

Results and discussion

Proceeds from the results of floristic classification the investigated forest cenoses apply to three associations: Serratulo-Pinetum J.Mat. 1981; Molinio-Pinetum J.Mat.(1983) 1984; *Vaccinio uliginosi*-Pinetum Kleist 1929, which are a part of the union Dicrano-Pinion Libl. 1933, order *Vaccinio-Piceetalia* Br.-Bl.1939 em K.Lund 1967, class *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939. The first association characterizes the floristically rich cenoses of the Pine-Oak forests on well-humified soddy weakly podzolic loamy-sand soils on relatively high

plane watershed. Stands consist mainly from the *Pinus sylvestris* with the admixture of *Quercus robur* L. In the understorey vegetation layer (cover 45-65%) *Convallaria majalis* L. (20-35%) and *Vaccinium myrtillus* (20-30%) predominate. The significant participation is taken by *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce, *Melica nutans* L., *Rubus saxatilis* L., *Fragaria vesca* L. The diagnostical species of this floristic association are *Melampyrum nemorosum* L., *Scorzonera humilis* L., *Serratula coronata* L. and *Carex montana* L. The second association presents the most typical Pine forests of the Ukrainian Polesye on the low plane habitat on soddy-podzolic, low-gleyed sandy-loam or sandy soils with the ground water level on the depth 1,2-1,3m. Stands consist mainly from *Pinus sylvestris* with the admixture of *Betula pendula* Roth and *B. pubescens* Ehrh. Undergrowth is not very dense (0,2-0,3) and consists of *Frangula alnus* Mill. and *Sorbus aucuparia* L. Layer of herbs and dwarf-shrubs (cover 50-75%) is formed by boreal species: *Vaccinium myrtillus* (30-50%), *V. uliginosum* L. (25-35%), the significant cenotic role play such species as *V.vitis-idaea* L. (5-10%) and *Calluna vulgaris* L. (1-3%). Cenoses are characterized by the dense (75-98%) cover of moss layer, which consists of green mosses: *Pleurozium schreberi* (Brid) Mitt. and *Dicranum polysetum* Sw. The diagnostical species are *Lycopodium clavatum* L., *L. annotinum* L. and *Carex ericetorum* Poll. The third association presents floristically poor forest-bog mezotrophic cenoses, which are forming in the low places with the high (0,2-0,3m) level of the ground water on the deep peat-bog soils. Stands are oppressed, they consist of *Pinus sylvestris* with low closenees of tree crowns (0,2-0,3). The hummock microrelief is typical for cenoses, it determined its spatial structure. On hummocks *V. myrtillus* grows with the green mosses (*Pleurozium schreberi*, *Polytrichum alpestre* Hoppe), and in the hollows grows *V. uliginosum*, *Ledum palustre* L., *Andromeda polifolia* L. with sphagnum mosses - *Sphagnum nemoreum* Scop. and *S. cuspidatum* Ehrh. The diagnostic species of these cenoses are *V. uliginosum*, *Ledum palustre*, *Oxycoccus palustris* Pers. and *Sphagnum nemoreum*.

The mean values of numbers of each from the soil parameters and also the value Tf into the aboveground phytomass *V. myrtillus* were calculated for every experimental plot and later for the floristic association as a whole (Table 1).

Table 1

Mean values of indexes of soil parameters and Tf values of *V.myrtillus* in various floristic associations

Soil parameters	Statistics	Floristic associations*		
		Serratulo-Pinetum	Molinio-Pinetum	Vaccinio uliginosi-Pinetum
Acidity	M	7.07	5.05	4.99
	m	0.03	0.04	0.05
	min	6.84	4.68	4.30
	max	7.37	5.39	5.31
	std	0.13	0.18	0.21
Humidity	M	11.57	13.06	13.30
	m	0.11	0.22	0.19
	min	11.35	11.94	11.93
	max	11.77	14.72	14.85
	std	0.04	0.98	0.84
Quantity of calcium	M	5.28	3.37	3.35
	m	0.05	0.04	0.04
	min	4.99	2.94	2.98
	max	5.71	3.78	3.61
	std	0.23	0.16	0.18
Total quantity of salts	M	6.09	4.56	4.58
	m	0.06	0.05	0.06
	min	5.94	4.09	4.00
	max	6.29	4.97	4.96
	std	0.27	0.23	0.25
Quantity of mineral nitrogen	M	4.92	4.02	4.03
	m	0.01	0.02	0.02
	min	4.75	3.87	3.66
	max	5.10	4.29	4.25
	std	0.04	0.07	0.10
Tf	M	9.06	68.26	100.09
	m	0.69	5.27	6.38
	min	3.40	37.39	55.13
	max	15.14	116.90	153.62
	std	3.08	23.56	28.52

Note: *Quantity of experimental data for each floristic association is equal 20.

Statistics: M -mean; m - standard error of mean; min - minimum value; max - maximum value; std - standard deviation.

The data of Table 1 show significant differences between soil parameters and values Tf. It is stated by means of the phytoindication method on the basis of ecological-floristic criteria, that the soddy weakly podzolic loamy-sand soils of the first association are richer (contain more mineral nitrogen) than soddy-podzolic low gleyed sandy-loam soils of the second one and deep peat-bog soils of the third association. At the same time, the content of the calcium carbonate in the soils of the first association is higher than in the soils of the second and third ones. The soil acidity is closely connected with the previous indexes, the value of which is lower in the soils of the first association (number - accordingly is higher) in comparison with the others. The ^{137}Cs mobility in the soil-plant chain is closely connected with the soil humidity, which is minimum in the first and higher in the second association (both values are typical for the authomorphous soils), while in the third one it is typical for hydromorphous soils. The received results in quantitative evaluation of soil parameters of forest habitat conform well to the data of the forest typologists [34].

By means of the method of analysis of variances the importance of the differences of the mean quantities of numbers of each from the investigated soil parameters as well as the values Tf in various floristic association was evaluated (Table 2).

Table 2

Results of analysis of variance (by Fisher's criterion)

Parameters	$F_{\text{fact.}}$	$F_{0,99}^*$
Acidity	592.00	7.08
Humidity	42.30	7.08
Quantity of calcium	373.00	7.08
Total quantity of salts	737.00	7.08
Quantity of mineral nitrogen	340.00	7.08
T _f	493.78	7.08

Note: $p < 0,01$.

The data, which are received shown as analysis of variance indicate, that all of investigated parameters (soil and radioecological) have essential differences in the various floristic associations. Hence, the essential influence of floristic association, as an integral econiche, which is characterized by certain amplitude of the soil parameters value, on the intensity of ^{137}Cs accumulation by *V. myrtillus* is observed. It is important to mark that in association *Serratulo-Pinetum* this species is characterized by weak intensity of ^{137}Cs accumulation in phytomass ($1 < T_f < 10$) [35]. In contrast to the previous association, in cenosis *Molinio-Pinetum* *V. myrtillus* is the intensive accumulator of radionuclide ($50 < T_f < 100$), while in the association *Vaccinio uliginosi-Pinetum* it is characterized by very high ^{137}Cs accumulation from the soil ($T_f > 100$).

The results of the regressive analysis of the value Tf dependence of investigated plant species from the value of numbers of soil parameters (calculated by means of ecological-floristic criteria by all the data bank) have both the theoretical and practical significance (Figure 2).

Proceed from the afore-cited Figure 2 the value Tf *V. myrtillus* is closely connected with the soil parameters (in all cases $p < 0,001$). It should be marked that the received close negative dependence ($r = -0,92 - -0,99$) of the intensity of ^{137}Cs accumulation from the soil acidity, content of mineral nitrogen and calcium carbonate in the soil, and close positive ($r = 0,76$) connection with the soil humidity coordinate with literary data [1, 2, 6].

Conclusion

It is shown, that proceed from the data of standard geobotanic descriptions using the ecological-floristic phytoindication method and the corresponding computer data bank, it is possible not only to evaluate the main soil parameters quantitatively, but also to compute the values Tf of species-indicators of radiocontamination of the forest ecosystems.

For the prediction of the intensity of ^{137}Cs accumulation by phytomass of any other species of plants (berry, officinal etc.) from the soil we propose to use in specific ecological conditions (econiches) rows of species in descending order in accordance with the value Tf (which include one or several species-indicators of radiocontamination). Data received in 1994-1997 allow us to make the conclusion that, independent of the weather condition of a vegetative period in various years of investigation, the position of each species in corresponding rows is practically stable [36]. The ratio of the mean values of Tf of each species in this rows is rather similar (Figure 3, 4). This gives the possibility to make the prognosis of the radiocontamination of any useful species.

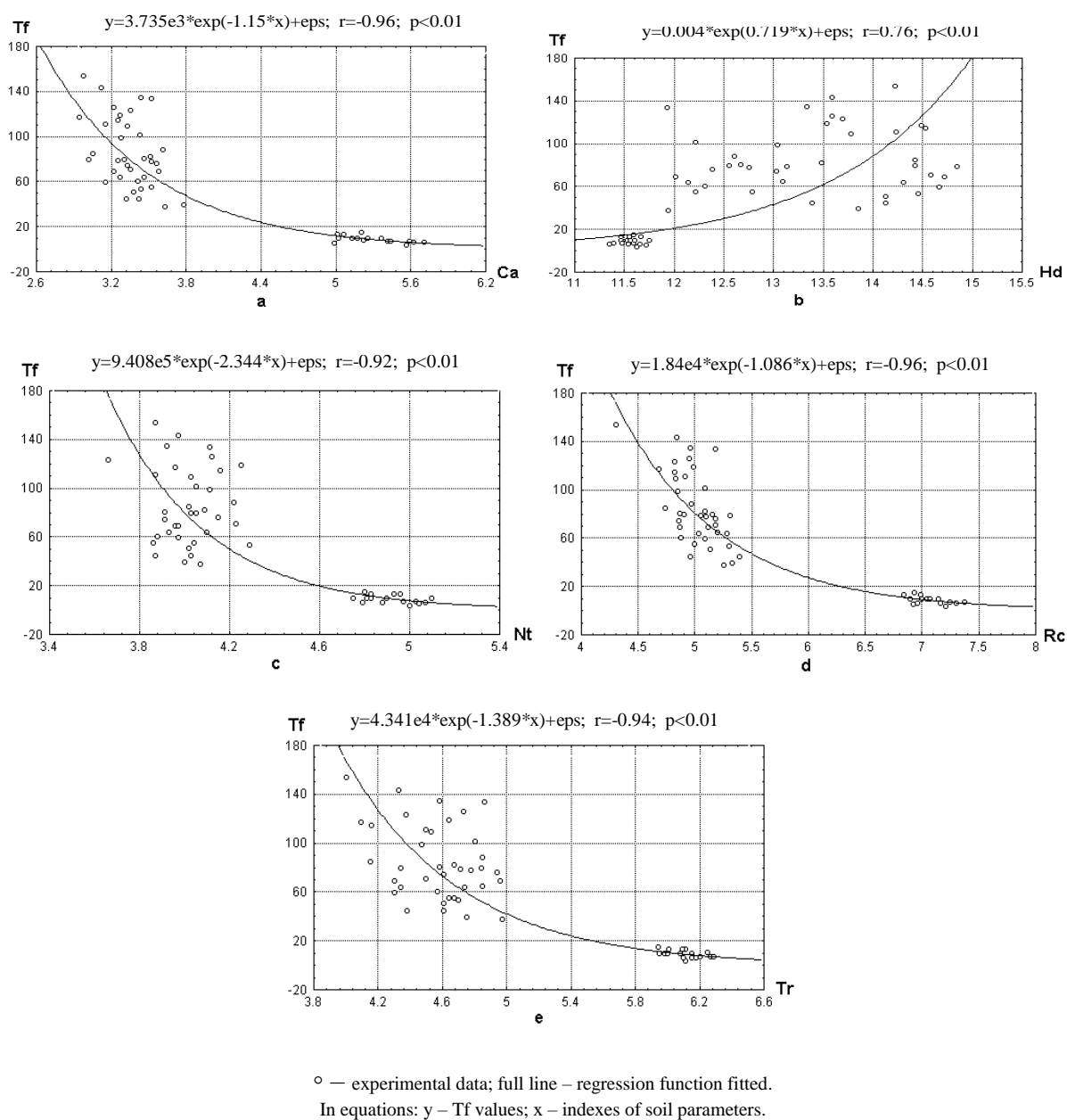


Fig. 2. Plots of Tf values with respect to the soil parameters.

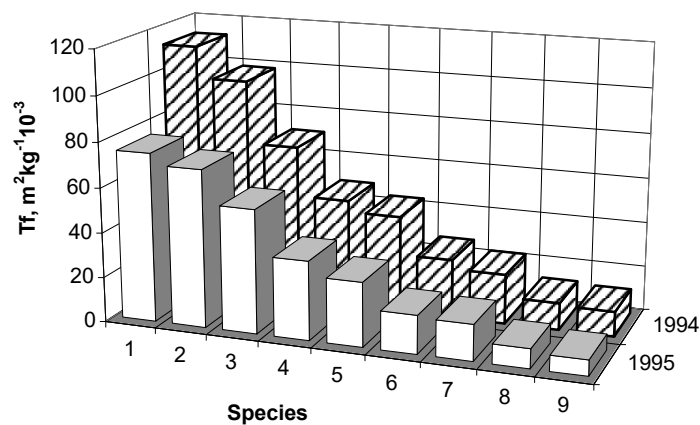


Fig. 3. Rows of Tf values of officinal plants in various vegetative periods in association Molinio-Pinetum

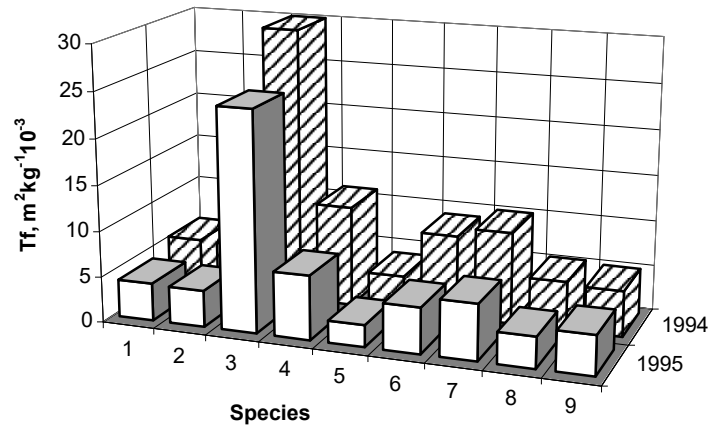


Fig. 4. Rows of Tf values of officinal plants in various vegetative periods in association Serratulo-Pinetum

Species for figures 3 and 4:

- | | |
|------------------------------------|-----------------------------------|
| 1. <i>Vaccinium myrtillus</i> L. | 6. <i>Hypericum perforatum</i> L. |
| 2. <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L. | 7. <i>Frangula alnus</i> Mill. |
| 3. <i>Chelidonium majus</i> L. | 8. <i>Urtica dioica</i> L. |
| 4. <i>Convallaria majalis</i> L. | 9. <i>Achillea millefolium</i> L. |
| 5. <i>Viola tricolor</i> L. | |

References

- Livens F.R. and Loveland P.J. (1988) The influence of soil properties on the environmental mobility of caesium in Cumbria, *Soil use and management*, **4**, 36, 69-75.
- Frissel M.J., Noordijk H. and Van Bergeijk K.E. (1990) The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides, *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments* / G.Desmet, P.Nassimbeni, M.Belli. - London-New York, Elsevier Applied Science, 40-47.
- Tichomirov F.A., Shcheglov A.I. (1997) The consequences of radioactive contamination of forest ecosystems due to Chernobyl accident, *Radiation biology and radioecology*, **37**, 4, 664-672 (in Russian).
- Kühn W., Handl J. and Schuller P. (1984) The influence of soil parameters on ¹³⁷Cs uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grassland, *Health Phys*, **46**, 5, 1083-1093.
- Desmet G.M., Vanloon L.R. and Howard B.J. (1991) Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology, *Sci. Total Environ.*, **100**, 105-124.
- Prister B.S., Perepelyatnikova L.V., Duginov V.I., Chomutin Yu.V. (1992) The main factors determining the behavior of radionuclides in the system soil-plant, *Collect. Scient. Articles "Problems of agricult. radiology"*, **2**, Kiev, 108-117 (in Russian).
- Fawaris B.H. (1995) *Behaviour of ¹³⁷Cs in the boreal forest ecosystems of Central Sweden*. - Dissertation, Uppsala: 43p.
- McNeil G., Duffy J.T., Cunninham J.D. et al. (1992) Transfer characteristics of radiocaesium from soil to permanent pasture, *Analyst*, **117**, 3, 521-524.
- Papanicolaou E.P., Apostolakis C.G., Skarlou V. et al. (1991) Ratio of plant to soil concentrations of strontium-85, its relation to properties of Greek soils, *J. Agricult. Sci.*, Cambridge, **116**, 275-279.
- Shutov V.N. (1992) Influence of soil properties on Cs-137 and Sr-90 intake to vegetation, *VIII-th report IUR Working Group Soil-to-Plant Transfer*, 11-15.
- Yaskovets I.I., Giri V.A., Shpinar L.I., Zaitov V.R. (1997) The influence of statistic fluctuations in soil contamination by radionuclides and its transfer coefficients into trophic chains on forming of distribution of radiation dosage of population, *Proc. Scient.-pract. Conference "Science. Chernobyl - 96"*, Kiev, 42 (in Russian).
- Sukachev V.N. (1925) About the type of forest, *Forestry*, **7**, 31-38 (in Russian)..
- Lir X., Polster G., Fidler G. (1974) *Physiology of arboreus plants*, Moscow, Forestry, 422 p. (in Russian).
- Karpachevsky L.O. (1981) *Forests and forest soils*, Moscow, Forestry, 264 p. (in Russian).

15. Bunzl K. and Kracke W. (1989) Seasonal Variation of Soil-to-Plant Transfer of K and Fallout ^{134,137}Cs in Peatland Vegetation, *Health Phys.*, **54**, 4, 593-600.
16. Rafferty B., Kliashtorin A., Kuchma N. Et al. (1996) Radionuclide partitioning in forest ecosystems, *Final report of ECP-5 «Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments / M.Belli, F.Tichomirov, Luxemburg: 38-42.*
17. Mirkin B.M. (1969) Principles of geobotanic division into districts, of the river flood-planes (on example of Bashkirskaya ASSR), *Problems of botany*, **2**, Leningrad, Nauka, 190-204 (in Russian).
18. Didukh Ya.P., Karkutsyev G.N. (1994) The evaluation of ecotops humidity, *Ukrainian botan. Journal*, **51**, 5, 64-75 (in Ukrainian).
19. Haselwandter K., Berreck M., Brunner P. (1988) Fungi as bioindicators of radiocaesium contamination: pre- and post-Chernobyl activities, *Trans. Brit. Mycol. Soc.*, **90**, 2, 171-174.
20. Fraiture A., Guillette O. And Lambinon J. (1990) Interest of fungi as bioindicators of the radiocontamination of forest ecosystems, *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / G.Desmet, P.Nassimbeni, M.Belli. - London-New York, Elsevier Applied Science, 477-484.*
21. Tichomirov F.A., Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B. (1990) Mushrooms as bioindicators of availability ¹³⁷Cs in soils of zone radioactive contamination, *Abstracts of All-Union Conf. on agricult. radioecology* (Obninsk, 2-7.07.1990), **1**, Obninsk, 45-46 (in Russian).
22. Biazrov L.G. (1992) Radionuclide content in lichen thallus in the forest adjacent Chernobyl atomic power plant, *Book of abstracts "Seminar on the Dynamics Behavior of Radionuclides in Forests"* (Stockholm, May 18-22, 1992), Stockholm, 6.
23. Nifontova M.G. (1997) Dynamics of content long-lived radionuclides in moss-lichen vegetation, *Ecology*, **4**, 273-277 (in Russian).
24. Giovani C., Nimis P.L., Padovani R., Usco A. (1992) Bryophytes as bioindicators of radiocontamination, *Book of abstracts of "Seminar on the Dynamics Behavior of Radionuclides in Forests"* (Stockholm, May 18-22, 1992), Stockholm, 8.
25. Vasser S.P., Bolyuch V.A., Brun G.O. et al. (1995) *Accumulation of Radionuclides by Cryptogamic Plants and Higher Fungi of Ukraine*, Kiev, 130 (in Ukrainian).
26. Jasinska M., Kozak K., Macharski P., Mietelski W. (1992) The map of radioactive contamination in the forest of Poland, *Book of abstracts of "Seminar on the Dynamics Behavior of Radionuclides in Forests"* (Stockholm, May 18-22, 1992), Stockholm, 34.
27. Hendrich E., Friedrich M., Haider W. et al. (1990) The contamination of large Austrian forest systems after the Chernobyl nuclear reactor accident: studies 1988 and further, *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / G.Desmet, P.Nassimbeni, M.Belli. - London-New York, Elsevier Applied Science, 217-225.*
28. Bunzl K., Kracke W. (1986) Accumulation of fallout Cs-137 in some plants and berries of the family Ericaceae, *Health. Phys*, **50**, 540-542.
29. Abaturov Yu.D., Abaturov A.V., Bykov A.V. et al. (1996) *The effect of ionizing irradiation on the pine forests in the nearest zone of the Chernobyl nuclear power plant*, Moscow, Nauka, 240 p. (in Russian).
30. Fedotov I.S. (1997) The Pine tree plantations as natural biological dosimeters, *Proc. of Third Congress on Radiation Researches* (Moscow, 14-17.10.1997), **2**, Pushchino, 373-374 (in Russian).
31. Ramensky L.G. (1971) *Problems and methods of investigation of plant cover*, Leningrad, Nauka, 336 p.(in Russian).
32. Diduck Ya.P., Nemchenko O.A., Sirenko I.P. (1991) The problem of elaboration of data base of ecological-phytocenotic information of Ukrainian flora, *Oykumena*, **4**, 67-71 (in Ukrainian).
33. Diduch Ya.P., Plyuta P.G. (1994) *Phytoindication of ecological factors*, Kiev, Naukova Dumka, 280 p. (in Ukrainian)
34. Pogrebnyak P.S. (1955) *The general theory of forest typology*, Kiev, Academy of Sciences of Ukraine, 456 p.
35. Orlov A.A., Krasnov V.P., Irklienko S.P. et al. (1996) Investigation of radiocontamination of medicinal plants of forests of Ukrainian Polessye, *Problems of ecology and forest using in Ukrainian Polessye, Zhitomir*, 55-64 (in Ukrainian)
36. Orlov A.A., Krasnov V.P., Irklienko S.P. et al. (1995) Medicinal plants as the objects of monitoring of radiocontamination of forest ecosystems of Ukrainian Polessye, *Abstracts of the First Intern. Conf. "Ecological Security"*, **1**, Dnepropetrovsk, 175. (in Russian).

Орлов А.А.

Разработка алгоритма и применение комплексного метода фитоиндикации параметров местообитаний и интенсивности миграции ¹³⁷Cs в системе «почва – растение»

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

Приведены особенности фитоиндикации основных почвенных параметров (влажности, кислотности, содержания минерального азота, обменного кальция, общего количества солей и др.), а также современное состояние исследований влияния этих параметров на мобильность ¹³⁷Cs в системе «почва – растение».

На основе синтеза компьютерной экологической базы данных украинской флоры с реальными фитоценотическими и радиоэкологическими условиями разработан метод количественной оценки мобильности ^{137}Cs в системе “почва – растение”. Рассмотрены методология и алгоритм исследований.

Проанализированы величины почвенных параметров и значения коэффициента перехода (Tf) ^{137}Cs из почвы в надземную фитомассу вида-фитоиндикатора радиоактивного загрязнения лесных экосистем – *Vaccinium myrtillus* – в выделенных флористических ассоциациях. Приведена корреляционная матрица почвенных параметров, полученных с использованием эколого-флористических критериев, с величинами Tf ^{137}Cs из почвы в вид-индикатор. Получены регрессионные уравнения, позволяющие давать прогноз мобильности ^{137}Cs в лесных экосистемах, исходя из их флористического состава и ценотического строения.

Орлов О.О.

Розробка алгоритма та використання комплексного методу фітоіндикації параметрів місцезростань та інтенсивності міграції ^{137}Cs у системі «грунт – рослина»

Поліський філіал УкрНДЛГА, м.Житомир

Наведені особливості фітоіндикації головних ґрунтових параметрів (вологості, кислотності, вмісту мінерального азота, обмінного кальцію, загальної кількості солей та ін.), а також сучасний стан досліджень впливу цих параметрів на мобільність ^{137}Cs у системі “грунт – рослина”.

На основі синтезу комп’ютерної екологічної бази даних української флори з реальними фитоценотичними та радіоекологічними умовами розроблено метод кількісної оцінки мобільності ^{137}Cs у системі “грунт – рослина”. Розглянуті методологія та алгоритм досліджень.

Проаналізовані величини ґрунтових параметрів та значення коефіцієнта переходу (Tf) ^{137}Cs із ґрунту до надземної фітомаси виду-фітоіндикатора радіоактивного забруднення лісових екосистем – *Vaccinium myrtillus* – у виділених флористичних асоціаціях. Наведена кореляційна матриця ґрунтових параметрів, отриманих з використанням еколого-флористичних критеріїв, з величинами Tf ^{137}Cs із ґрунту до виду-індикатора. Отримані регресійні рівняння, які дозволяють давати прогноз мобільності ^{137}Cs у лісових екосистемах, виходячи з їх флористичного складу та ценотичної будови.

Лукашов Д.В. –
 ассистент,
 Балан П.Г. –
 кандидат біологічних наук, доцент,
 Київський національний університет імені
 Тараса Шевченка

Кількісна оцінка ролі двостулкових молюсків у процесах міграції ^{90}Sr та ^{137}Cs у прісноводних екосистемах: на прикладі водойми-охолоджувача ЧАЕС

В результаті аварії на ЧАЕС відбулося радіоактивне забруднення значної водозбірної території великих польських річок – Дніпро, Прип'ять, Уж. Через процеси змиву з цих територій відбувається постійний винос радіонуклідів до системи дніпровського каскаду водосховищ. Винос радіонуклідів з водою р. Прип'ять практично формує радіаційну ситуацію у Київському та Каневському водосховищах. Основним радіонуклідом, що мігрує водотоками є ^{90}Sr . За період водопілля 1999 р. до Київського водосховища надійшло близько 200 Кі радіостронцію. На даний час з території зони відчуження ЧАЕС змив ^{137}Cs практично припинився [1].

Біотичні компоненти водних екосистем зони відчуження можуть гальмувати процеси виносу радіонуклідів водотоками, тимчасово зв'язуючи значну їх кількість. Прісноводні молюски, які мають велику карбонатну черепашку, характеризуються найбільшими серед гідробіонтів коефіцієнтами накопичення ^{90}Sr [10]. Завдяки фільтраційній активності двостулкові молюски можуть значно впливати на очищення води від зависів, на яких переважно адсорбується ^{137}Cs [4]. У бентосі та перифітоні двостулкові молюски можуть складати до 70% загальної біомаси безхребетних [13]. При наявності сприятливих умов деякі види здатні утворювати поселення щільністю до 50 кг/м² [8]. Масивні черепашки молюсків, де головним чином акумулюється радіостронцій, після відмирання особин можуть тривалий час зберігатися у донних відкладах [6]. Отже, можна припустити, що поселення двостулкових молюсків значно зменшують кількість радіонуклідів, що виносяться водотоками за межі зони відчуження ЧАЕС.

В даній роботі приведена спроба дати кількісну оцінку впливу поселень двостулкових молюсків на інтенсивність міграції радіонуклідів. Для проведення досліджень була обрана водойма-охолоджувач ЧАЕС, бо лише для екосистеми цієї водойми на сьогоднішній час є відомими запаси радіонуклідів, що складають 11,1×10¹³ Бк ^{137}Cs та 37,0×10¹² Бк ^{90}Sr [12]. Крім цього, у водоймі спостерігається значний розвиток поселень молюсків, для водойми є відомими основні гідрологічні та гідрохімічні параметри.

Об'єкти та методика досліджень

Дослідження проводили у 1998-2000 рр. на водоймі-охолоджувачі ЧАЕС. Опис гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів даної водойми міститься у роботі [9].

Проби дрейсени відбирали на 31 постійній станції (14 – перифітонні поселення, 17 – бентосні поселення). Молюсків з твердих субстратів збирали за допомогою шкребка з врахуванням площі, проби бентосу відбирали дночерпателем Петерсона (16×16 см). Уніонід збирали руками, використовуючи легке водозабірне спорядження та металеву раму площею 0,25 м² на 14 експериментальних ділянках. Визначали видовий склад молюсків у поселеннях, розмірну, вікову та статеву структури поселень.

Визначення фільтраційної активності проводили методом масового підрахунку кількості осаджених зависів в конусах за методом [5]. Дослідження фільтрації проводили на ділянках водойми, що відрізнялися за температурним режимом: "тепла" ділянка – безпосередньо біля скиду відпрацьованої води, "холодна" ділянка – 1,5 км від водозабірної каналу ЧАЕС. Швидкість фільтрації зависів молюсками розраховували на масу висушеного осаду при 105⁰С.

Вміст ^{137}Cs визначали у м'яких тканинах молюсків, ^{90}Sr – окремо у черепашках. Питому активність ^{137}Cs у зразках визначали γ-спектрометриєю за допомогою напівпровідникового детектору Canberra Well GCW2022-7500SL. Вміст ^{90}Sr визначали за активністю дочірнього ^{90}Y на рідинноситиляційному лічильнику "1220-Quantulus" після попереднього радіохімічного виділення.

Результати та їх обговорення

У фауні водойми зареєстровано 8 видів молюсків (*Dreissena polymorpha* Pall., *D. bugensis* Andr., *Unio tumidus falcatus* Drouet., *U. conus borysthenticus* Kob., *U. pictorum ponderosus* Spidz., *U. limosus graniger* Ziegl., *U. rostratus* Lam., *Colleptorum piscinale* Drouet.). За період проведення робіт у поселеннях дрейсени було відмічено домінування особин *D. bugensis*, а у поселеннях уніонід – *U. conus* та *U. pictorum*. За даними літньої зйомки 2000 р. біомаса дрейсени у перифітоні коливалася від 1862 г/м² (район скиду), до 21417 г/м² (район водозабору). У бентосі біомаса цих молюсків коливалася від 1668 г/м² (район надходження води з р. Прип'ять, "холодна" ділянка), до 10352 г/м² (1,5 км від гирла скидного каналу, "тепла" ділянка). Найбільш щільні поселення дрейсени на твердих субстратах та на дні відмічені

на відповідно на "холодній" та на "теплій" частинах водойми-охолоджувача. Середня біомаса дрейсени у перифітонних та бентосних поселеннях влітку 2000 р. складала 12482 ± 3385 та 5716 ± 1180 г/м² відповідно. Площа біотопів, де були відмічені постійні поселення цих моллюсків складала 1,02 км² для перифітону та 5,86 км² для бентосу. Таким чином, загальні запаси дрейсени у водоймі-охолоджувачі влітку 2000 р. були оцінені у $48,0 \pm 7,7$ тис. т. У донних поселеннях сконцентровано до 70% всієї біомаси дрейсени, причому 82% її припадає на "холодну" частину.

Поселення уніонід притаманні для замулених пісків на глибині 1-5 м, що тягнуться по периметру водойми вздовж берега. Щільність поселень цих моллюсків в різних ділянках коливалася від 397 до 1000 г/м². Середня біомаса уніонід влітку 2000 р. складала 443 ± 250 г/м². Загальна площа, яку займали уніоніди у водоймі-охолоджувачі, складає приблизно 1,6 км². Загальні запаси моллюсків родини *Unionidae* були оцінені у $0,71 \pm 0,30$ тис. т.

Таким чином у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС влітку 2000 р. знаходилося близько 49 тис. т. Приведена оцінка не враховує річної динаміки біомаси моллюсків. Відомо, що середньорічні загальні запаси моллюсків у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС першої черги будівництва у 1981 р. (площа дзеркала була у 2 рази менше сучасної) складала 463-531 т, а приріст та спад біомаси за рік складала 20,0 та 21,2 тис. т відповідно [9]. Отже, отримане значення літньої біомаси моллюсків є наближеним, а протягом року у водоймі мешкає набагато більша біомаса моллюсків.

Питома активність радіонуклідів у моллюсках з різних ділянок водойми-охолоджувача значно відрізнялася, причому екстремальні показники концентрації ¹³⁷Cs на співпадали з такими для ⁹⁰Sr. Певних закономірностей у накопиченні радіонуклідів моллюсками встановлено не було. Можна бачити, що на вміст радіонуклідів у моллюсках може впливати характер біотопу (табл. 1)

Таблиця 1

Середній вміст радіонуклідів (Бк/кг) в моллюсках роду *Dreissena* та родини *Unionidae* у різних біотопах водойми-охолоджувача ЧАЕС, 2000 г.

Біотоп	М'які тканини				Черепашка	
	¹³⁷ Cs	+	⁹⁰ Sr	+	⁹⁰ Sr	+
<i>Dreissena</i>						
Перифітон	779	196	35,6	14,9	3155	315
Бентос	1079	264	31,1	4,1	3674	362
<i>Unionidae</i>						
Прибережн асмуга	1289	126	78,3	12,0	6928	1243

Виходячи з отриманих запасів двостулкових моллюсків у водоймі-охолоджувачі можна оцінити кількість акумульованих ними радіонуклідів. Запас радіонуклідів розраховували, виходячи з того, що черепашка всередньому складає близько 50% загальної маси тіла особини (від 30% для *C. piscinale*, до 56% для *U. pictorum*). За нашими оцінками влітку 2000 р. у м'яких тканинах двостулкових моллюсків було накопичено $2,82 \times 10^{10} \pm 1,03 \times 10^9$ Бк ¹³⁷Cs та $7,75 \times 10^8 \pm 1,68 \times 10^8$ Бк ⁹⁰Sr, що відповідно складає 0,03% загальної кількості радіоцезію та 0,001% радіостронцію, що потрапили до екосистеми водойми під час аварії. У черепашках моллюсків було депоновано близько $8,83 \times 10^{10} \pm 4,46 \times 10^9$ Бк ⁹⁰Sr, що складає 0,24% від його запасів у водоймі.

Однак після відмирання особин м'які тканини достатньо швидко розкладаються, а радіонукліди, які містилися в них, знову повертаються у воду. За цієї причини, лише акумульований у карбонатних черепашках радіостронцій на довгий час може виводитися з кругообігу.

Осадження зависів моллюсками включає в себе два процеси – активне видалення зависів при пропусканні води крізь фільтраційний апарат та прискорення гравітаційної седиментації зависів завдяки виділенню у воду флокулюючих речовин [11]. Ми об'єднуємо ці два процеси у поняття "седиментаційна активність".

Кількість седиментованої моллюсками речовини у водоймі-охолоджувачі протягом сезону значно коливається. На інтенсивність фільтрації впливають такі фактори, як температура води, склад та концентрація зависів, фізіологічний стан моллюсків тощо. Крім сезонної динаміки нами було відмічено не менш значні добові коливання кількості седиментованих зависів (рис. 1). Швидкість осадження зависів моллюсками роду *Dreissena* коливалася від 0,0016 до 0,0103 г зависів на 1 г живої маси особин на добу і в середньому за вегетаційні сезони 1999-2000 рр. склала $0,0029 \pm 0,0009$ г/г×добу. Швидкість седиментації зависів особинами *U. conus* та *U. pictorum* коливалася від 0,0002 до 0,0021 г/г×добу і в середньому складала $0,0005 \pm 0,00001$ г/г×добу.

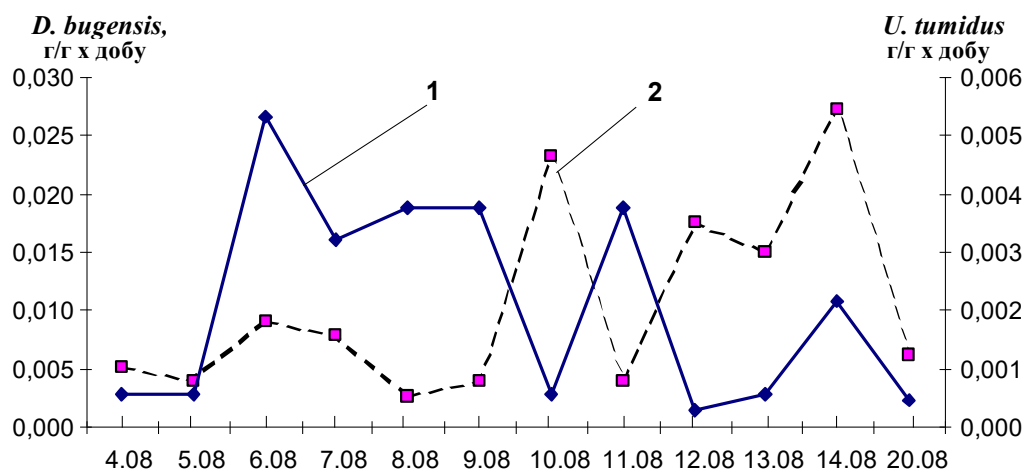


Рис. 1. Добова динаміка седиментаційної активності молюсків *D. bugensis* (1) та *U. conus* (2) в умовах "теплої" частини водойми, 2000 р.

Інтенсивність фільтрації у певних межах при підвищенні температури лінійно зростає [3]. Порівняння седиментаційної активності молюсків на "теплій" та "холодній" ділянках водойми-охолоджувача показало, що у серпні 2000 р. швидкість седиментації зависів дрейсею на "теплій" ділянці водойми у 6 разів перевищувала цей показник для особин з "холодної" ділянки. Показник седиментаційної активності особин *U. conus* відрізнялися між собою майже на порядок (табл. 2)

Таблиця 2

Показники седиментаційної активності молюсків з ділянок водойми-охолоджувача ЧАЕС, які відрізняються за термічними умовами, серпень 2000 р.

Ділянка	Вид	Показник седиментації	
		г/г × добу	±
"Тепла" частина	<i>D. bugensis</i>	0,0103	0,0035
"Холодна" частина	— // —	0,0016	0,0005
"Тепла" частина	<i>U. conus</i>	0,0021	0,0010
"Холодна" частина	— // —	0,0002	0,0001

Порівняння швидкості осадження зависів різнорозмірними особинами *D. bugensis* показало, найбільша фільтраційна активність характерна для середньої розмірної групи молюсків (16-19 мм) (рис. 2). Седиментаційну активність молюсків оцінювали з врахуванням розмірно-частотної структури їх угруповань.

Таким чином, поселення дрейсени у перифітоні на 1 м² з біомасою 12482 г за сезон може осадити з води 36,2±3,0 г зависів. Всі поселення дрейсени влітку 2000 р. у водоймі-охолоджувачі за добу седиментували 139,2±22,3 т зависів, поселення уніонід – 350,0±13,6 кг. За вегетаційний сезон 2000 р. двостулкові молюски водойми-охолоджувача ЧАЕС могли седиментувати 27,7±4,7 тис. т зависів. Якщо вважати, що темпи седиментації зависів молюсками за післяаварійний період були незмінними, то можна припустити, що ці гідробіонти перевели до донних відкладів 387±65,8 тис. т завішеної речовини.

Як зависи, так і седиментовані молюсками осади характеризувалися високими рівнями питомої активності радіонуклідів. Середній вміст ¹³⁷Cs у седиментованих молюсками осадах влітку 2000 р. складав 229,4±34,4 кБк/кг, а ⁹⁰Sr – 58,0±2,9 кБк/кг. Значна концентрація радіоцезія пов'язана з процесами адсорбції на тонких зависях, причому сорбований колоїдами ¹³⁷Cs визначає до 70% активності води природних водойм [2]. Вміст радіонуклідів тісно корелював з вмістом радіонуклідів у водних зависях.

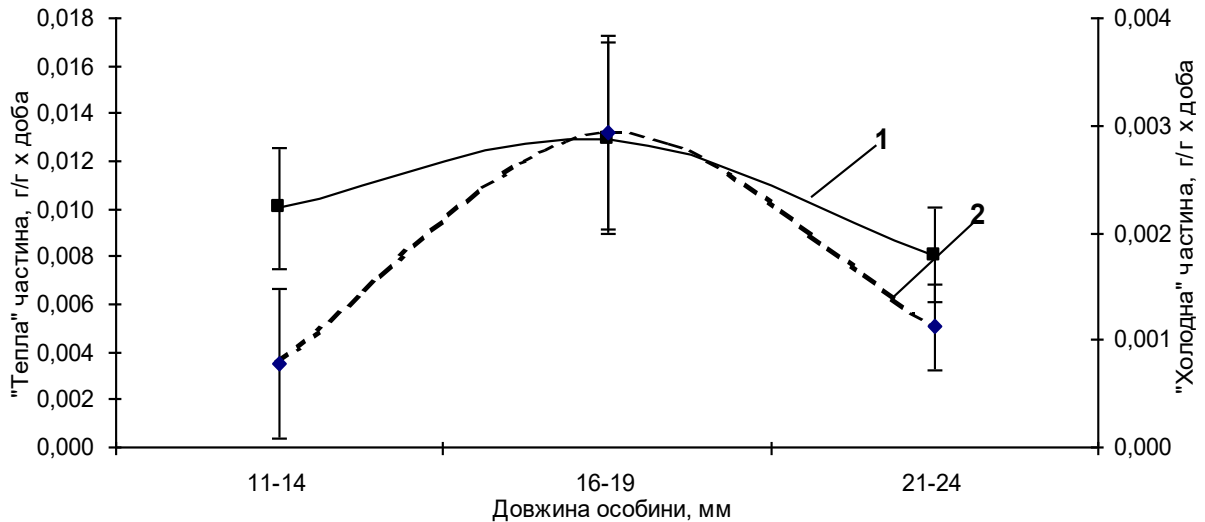


Рис. 2. Залежність кількості зависів, що була осаджена, від розмірів особин *D. bugensis* в умовах "теплої" (1) та "холодної" ділянок водойми-охолоджувача ЧАЕС, 2000 р.

Якщо взяти за основу отриману величину седиментаційної активності молюсків у водоймі-охолоджувачі за останні роки, то можна оцінити кількість радіонуклідів, які осаджуються разом з зависими та депонуються у донних відкладах. За вегетаційний сезон 2000 р. двостулкові молюски могли перевести до донних відкладів $6,36 \times 10^{12} \pm 1,08 \times 10^{12}$ Бк ^{137}Cs та $1,61 \times 10^{12} \pm 2,73 \times 10^{11}$ Бк ^{90}Sr , що відповідно складає 5,73% та 4,35% загальної кількості цих радіонуклідів у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС. Можна припустити, що за 14 років після аварії молюски могли седиментувати близько $9,0 \times 10^{13}$ Бк ^{137}Cs та $2,3 \times 10^{13}$ Бк ^{90}Sr (припускаючи, що параметри популяції молюсків у водоймі знаходилися на сучасному рівні). Таким чином, кількість радіоцезію, яка могла надійти до донних відкладів складає біля 50%, а радіостронцію – 35% від загальної кількості цих радіонуклідів.

Радіоактивний стронцій, який є рухливим елементом, може легко переходити з донних відкладів до води, тоді як радіоцезій може навіть додатково поглинатися мулом [7]. Черепашки молюсків, які після відмирання особин потрапили до донних відкладів, можуть руйнуватися під дією кислих донних розчинів а також вразі перекристалізації арагоніту черепашок у кальцит. Отже, отримані значення є наближеними, але вони дозволяють оцінити значення поселень двостулкових молюсків у кругообізі радіонуклідів у екосистемі водойми-охолоджувача ЧАЕС.

Висновки

1. У водоймі-охолоджувачі ЧАЕС відмічено 8 видів двостулкових молюсків.
2. Загальні запаси дрейсени влітку 2000 р. склали $48,0 \pm 7,7$ тис. т, уніонід – $0,71 \pm 0,30$ тис. т.
3. У м'яких тканинах дрейсени та уніонід у 2000 р. було нагромаджено $2,82 \times 10^{10} \pm 1,03 \times 10^9$ Бк ^{137}Cs та $7,75 \times 10^8 \pm 1,68 \times 10^8$ Бк ^{90}Sr . У черепашках було накопичено $8,83 \times 10^{10} \pm 4,46 \times 10^9$ Бк ^{90}Sr .
4. За вегетаційний сезон 2000 р. двостулкові молюски водойми-охолоджувача могли седиментувати $27,7 \pm 4,7$ тис. т зависів в яких знаходилося $6,36 \times 10^{12} \pm 1,08 \times 10^{12}$ Бк ^{137}Cs та $1,61 \times 10^{12} \pm 2,73 \times 10^{11}$ Бк ^{90}Sr

Література

1. Войцехович О.В. Аналіз наслідків впливу водопілля 1999 р. на р. Прип'ять у водоохоронних заходах у зоні ЧАЕС на стан радіоактивного забруднення Дніпровської водної системи // Бюлл. екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1999. – №14. – С. 13-25.
2. Каглян А.Е., Паньков И.В., Волкова Е.Н. Радиоэкологические исследования экосистем верхнего Днепра // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28, № 3. – С. 98-101.
3. Кондратьев Г.П. Фильтрационная и минерализационная работы двустворчатых моллюсков Волгоградского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Саратов, 1970. – 23 с.
4. Лукашев Д.В., Зарубин О.Л. Оценка роли двустворчатых моллюсков в круговороте радионуклидов в пресноводных экосистемах // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Тез. докл., Москва, 24–26 апреля 2000 г. – СПб., Гидрометеиздат, 2000. – С. 263.

5. Михеев В.П. Фильтрационное питание дрейссены // Тр. ВНИИПРХ. – 1967. – Т. 15. – С. 117-129.
6. Паньков И.В., Плигин Ю.В., Волкова Е.Н., Кузменко М.И. Захоронение радионуклидов в донных отложениях Киевского водохранилища при отмирании моллюсков // Радиоэкологические аспекты последствий аварии на ЧАЭС: Тез. докл. III Всесоюз. научно-техн. сов., Зеленый мыс: Б. и., 1992. – Т. 4, ч. 2. – С. 213-224.
7. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. – М.: Атомиздат, 1964. – 295 с.
8. Протасов А.А., Афанасьев С.А. Основные типы сообществ дрейссены в перифитоне // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 4. – С. 15-22.
9. Протасов А.А., Сергеева О.А., Кошелева С.И. и др. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. – К.: Наук. думка, 1991. – 192 с.
10. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. – М.: Мир, 1999. – 512 с.
11. Чайковский А.В., Давиденко С.И. О флокулярной функции секреторных выделений мантии двустворчатых моллюсков // Моллюски: результаты и перспективы их исследований. – Л.: Наука, 1987. – С. 276-278.
12. Sorochinsky B., Mikheev A., Victorova N., et al. The use of willow plants for stabilizing and cleaning aquatic systems polluted with radionuclides // Fifth Intern. symposium and exhibit. on environ. contam. in Central and Eastern Europe, Prague, 12-14 Sept., 2000. – Prague, 2000. – P. 106.
13. Strayer D.L., Sprague S.J., Claypool S. A range-wide assessment of populations of *Alasmodonta heterodon*, an endangered freshwater mussel (*Bivalvia, Unionidae*) // J. N. Am. Benthol. Soc. – 1996, Vol. 15, № 3. – P. 308-317.

Лукашев Д.В., Балан П.Г.

Количественная оценка роли двустворчатых моллюсков в процессах миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в пресноводных экосистемах: на примере водоема-охладителя ЧАЭС

Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко

Проанализирован видовой состав, биотопическое распределение, биомасса двустворчатых моллюсков в водоеме-охладителе ЧАЭС. Проведена оценка влияния аккумуляционной и седиментационной активности моллюсков на интенсивность депонирования радионуклидов в донных отложениях.

Lukashov D.V., Balan P.G.

The quantitative estimation of mussels role in migration processes of ^{90}Sr and ^{137}Cs in freshwater ecosystems: for example of Chernobyl NPP water-cooler pond

Kiev national Taras Shevchenko university

The species structure, biotopological allocation and full biomasse of mussels in the water-cooling pond of ChNPP was described. The affecting on bottom radionuclide deposition intensity of mussels accumulation and sedimentation activity has been assessed.

Ззіна Н.В. –
кандидат біологічних наук,
Блащук І.А.,
Д'яченко А.І.,
Тулєнінов К.Л.,
Інститут клітинної біології та генної інженерії
НАН України, м.Київ

Розробка підходів до фітодезактивації забруднених радіонуклідами територій

Вступ

У результаті Чорнобильської катастрофи в навколишнє середовище потрапила велика кількість довгоживучих радіоактивних речовин. У зв'язку з цим виникли проблеми захисту природних екосистем та населення від наслідків радіоактивного забруднення середовища. Більшість територій, які знаходяться навіть за межами 30-кілометрової зони відчуження та зазнали результат забруднення, складають сільськогосподарські угіддя, тому з агроекосистем постійно відбувається перехід радіонуклідів по трофічних ланцюгах до організму людини [1]. Окрім того, за рахунок різних факторів біогенного та абіогенного переносу радіоактивної речовини розповсюджуються на незабруднені території та нагромаджуються у різних компонентах екосистем [2], що завдає велику шкоду природі та людині. Тому для зниження радіаційних навантажень на біоту потрібна розробка універсальних стратегій по видаленню радіонуклідів із екосистем та виключенню їх із біогеохімічного колообігу [2, 3].

Зазначено, що Cs-137 – це довгоживучий, малорухомиий радіонуклід, який протягом певного часу після попадання у ґрунт міцно фіксується його мінеральною частиною. Цей ефект отримав назву «старіння» радіоцезію [5]. Було встановлено різними дослідниками, що основна частина радіоцезію, який потрапив у навколишнє середовище у результаті Чорнобильської катастрофи і є одним з головних дозоутворюючів, в перші 5-7 років після аварії була зосереджена у верхньому п'ятисантиметровому шарі неораних ділянок ґрунту [6].

Але, як свідчать останні дослідження, рухомість Cs-137 з часом може зростати, що зв'язують з різними чинниками, наприклад, діяльністю мікробіоти ґрунтів [7]. Як відмічав В.І.Вернадський: "... жива речовина ґрунтів сягає кількох десятків вагових відсотків. Це сфера найвищої геохімічної енергії живої речовини, важливіша за своїми геохімічними наслідками лабораторія хімічних та біохімічних процесів, які в ній відбуваються". Враховуючи це геніальне узагальнення, ми можемо зрозуміти, що поведінка радіоцезію у ґрунті буде формуватися під впливом органічної речовини. Після включення Cs-137 у біогеохімічний колообіг, Cs-137 буде мати певний вплив на процес життєдіяльності, які відбуваються у ґрунтах, що вплине на рослинний покрив [9]. Тому питання очищення ґрунтів від радіоцезію дуже актуальне.

Огляд літератури

В основі методу фітодезактивації ґрунтів лежить природна здатність ландшафтів до самоочищення [10]. В літературі є дані щодо принципової можливості отримати дуже високі коефіцієнти нагромадження штучних радіонуклідів вищими рослинами (порядку 200-300), навіть для такого малорухомого радіонукліду, як Cs-137. Рослини, які характеризуються такими коефіцієнтами нагромадження радіоцезію, були названі «концентраторами» [11,12].

Відзначено, що на деяких типах ґрунтів природний винос радіоцезію з надземною біомасою рослин дуже високий. Такими є ґрунти легкого механічного складу (піщані і супіщані), а також торфові ґрунти [13, 14, 15].

Для розробки методу фітодезактивації ґрунтів слід враховувати наступні дані:

1. Здатність рослин нагромаджувати радіоцезій;
2. Врожайність рослин.

Варто намагатися використовувати такі культури рослин, у яких максимальний винос радіоцезію досягається при мінімальному врожаї біомаси, що зменшує кількість радіоактивних відходів [7]. Для підвищення виносу радіоцезію рослинами треба збільшити його кількість у біодоступних формах у ґрунті. Для цього є досить вигідним:

1. Використання багаторічних трав, тому, що при невисокому врожаї біомаси вони характеризуються максимальним значенням виносу радіоцезію [7], що пов'язане зі здатністю цих рослин поглинати у великих кількостях калій, навіть із міцно фіксованої форми [16, 17].
2. Застосування так званих «силікатних» бактерій, які здатні вивільняти калій із алюмосилікатів [18].

Але, оскільки цезій є хімічним аналогом калію, то можна припустити, що їх поведінка у ґрунті подібна. Враховуючи ці відомості, ми пропонуємо використовувати «силікатні» бактерії для підвищення

коефіцієнтів нагромадження радіоцезію вищими рослинами та застосовувати ці рослини для виносу радіоцезію й вилучення його з біогеохімічного колообігу.

Попередні дослідження, які були проведені у цьому напрямку, показали [7], що асоціації «силікатних» бактерій, які були виділені з ґрунту 10-км зони Чорнобильської АЕС, здатні впливати на перерозподіл форм знаходження радіоцезію у ґрунті та збільшувати його кількість у доступних для рослин формах. Також було встановлено, що декілька асоціацій «силікатних» бактерій впливали на підвищення коефіцієнту нагромадження радіоцезію рослинами, які належать до різних систематичних груп. Саме ці асоціації ми використовували в своїх дослідях.

Ми намагалися знайти найбільш ефективні чинники підвищення коефіцієнтів нагромадження радіоцезію вищими рослинами. Виходячи з цього досліджували:

1. Здатність різних форм внесення культури «силікатних» бактерій 4іст впливати на підвищення коефіцієнту нагромадження радіоцезію вищими рослинами на прикладі *Zea mays*.
2. Ефективність різних варіантів сівозмін з використанням *Lupinus luteus*, як рослини-попередника та застосуванням двох культур «силікатних» бактерій: 4іст та Анр1.
3. Можливість залишати корені рослини-попередника у ґрунті та ефективність такої методики.
4. Ефективність підвищення коефіцієнтів нагромадження Cs-137 *Zea mays* у сівозмінах та без них.

Матеріали і методи досліджень

Як об'єкт дослідження брали систему «ґрунт-рослинність». В експериментах застосовували дерново-слабопідзолистий супіщаний ґрунт, привезений із 10-км зони ЧАЕС. Він характеризується невеликою глибиною гумусового шару, який має 10-15 см завтовшки і часто дорівнює орному шару. У цих ґрунтах в зоні кореневих систем рослин майже відсутні ущільнені прошарки, які могли б затримувати воду і поживні речовини. Профіль їх нещільний, що обумовлює незадовільний водний режим і високий рівень аерації. Вміст гумусу у верхньому шарі (0-20 см) ґрунту - 0,6-1%. Ємність поглинання невисока; рН сольової витяжки - 4-5,4; гідролітична кислотність - 1,7-2,6 мг/екв на 100г ґрунту; сума поглинених основ 1-3,2 мг-екв/100 г ґрунту; ступінь насиченості основами невелика - 30-59%. Ці ґрунти малородючі [7]. Ґрунт підбирали таким чином, щоб питома активність між дослідними посудинами різнилася не більше, ніж на 5%, тому, що існує обернено-пропорційна залежність між коефіцієнтом нагромадження радіоцезію і питомою активністю ґрунту [6].

Як рослинний компонент брали сільськогосподарські культури *Zea mays* (сорт Дніпровська 247) та *Lupinus luteus*. Насіння *Lupinus luteus* пророщували в умовах вологої камери, після чого висаджували у зволожений ґрунт. Насіння *Zea mays* садили в ґрунт без попереднього пророщування.

Як бактеріальні асоціації використовували суспензії «силікатних» бактерій культур 4іст та Анр1, які нам були люб'язно надані співробітниками Інституту біоорганічної хімії і нафтохімії. Бактеріальні культури для дослідів вирощували на середовищі Кадаму, яке готували за стандартною методикою [19].

Перед використанням ґрунту для експериментів перевіряли наявність в ньому «силікатних» бактерій. Для перевірки відсутності у вихідному ґрунті цих бактерій робили посів з кожного варіанта на чашки Петрі зі щільним поживним середовищем Кадаму за стандартною методикою [20]. «Силікатні» бактерії культур 4іст та Анр1 у ґрунті були відсутні. Для того, щоб оцінити, за рахунок чого 4іст впливає на підвищення коефіцієнту нагромадження радіоцезію *Zea mays*, був проведений експеримент, у якому у ґрунт перед посівом *Zea mays* вносили:

1. У контрольний варіант - водопровідну воду
 2. У експериментальні варіанти:
 - а) суспензію бактерій (культури 4іст), яка протягом тривалого часу вирощувалася у рідкому поживному середовищі Кадаму;
 - б) біомасу бактерій культури 4іст, виділену з цієї ж культури центрифугуванням, двічі промиту середовищем Кадаму і ресуспензовану у свіжому середовищі;
 - в) середовище Кадаму (центрифугат), на якому тривалий час вирощувалась культура 4іст.
- Кожен варіант ставили у 3 повтореннях.

З літературних джерел та практики сільського господарства добре відома ефективність сівозмін. Для того, щоб дослідити ефективність різних варіантів сівозміни, ми перевіряли вплив двох культур «силікатних» бактерій, внесених послідовно на різних етапах досліду, на нагромадження радіоцезію рослиною-послідовником з тих міркувань, що у сівозміні може змінюватися мікрофлора різосфери коренів рослин [21]. *Lupinus luteus*, як культура-попередник, був взятий нами з тієї причини, що він у змішаних посівах може бути «донором» деяких елементів мінерального живлення рослин (наприклад, фосфору) [22, 23].

Ми також з'ясували можливість залишати корені рослини-попередника у ґрунті і ефективність такої методики. Враховуючи вищевикладене, ми використовували наступні варіанти сівозмін:

Схема 1.

1. Контрольний варіант: *Lupinus luteus* - рослина-попередник, а *Zea mays* - рослина-послідовник. *Lupinus luteus* з ґрунту витягували разом з кореннями, а потім сіяли *Zea mays*.

2. Експериментальний варіант: пара *Lupinus luteus*+культура «силікатних» бактерій 4іст (пара-попередник), *Zea mays*+культура «силікатних» бактерій Анр1 (пара-послідовник). Корені *Lupinus luteus* витягували з ґрунту, а потім сіяли *Zea mays* та вносили *mays*+культура «силікатних» бактерій Анр1.

Схема 2.

1. Контрольний варіант - *Lupinus luteus* - рослина-попередник, а *Zea mays* - рослина-послідовник. Зрізали тільки надземну біомасу *Lupinus luteus*, а корені залишали у ґрунті.

2. Експериментальний варіант - пара *Lupinus luteus*+культура «силікатних» бактерій 4іст - це є пара-попередник, а *Zea mays*- рослина-послідовник. Окрім того, залишали у ґрунті корені *Lupinus luteus*. Кожна рослина зростала 1 місяць. Варіанти ставилися у 3 повтореннях.

Кількість стерильної води для поливу, суспензій бактеріальних культур та поживного середовища Кадаму у кожному повторенні для всіх експериментів визначали експериментально з таким розрахунком, щоб рівень вологості ґрунту складав 60% від повної його вологості. Для цього перед кожним поливом зважували всі повторення у варіантах та під час поливу доводили вагу до тої, яка була на початку експерименту.

Через місяць після закладення першої та другої серії дослідів, надземну біомасу рослин зрізали, подрібнювали, висушували при кімнатній температурі, зважували і визначали в ній питому активність ¹³⁷Cs. Розраховували коефіцієнти нагромадження радіоцезію для надземної біомаси рослин. Питому активність ґрунту та рослин вимірювали за допомогою методу гамма-спектрометрії на гамма-спектрометрі АМА-03Ф з використанням детектору ДГДК-103В-3. Коефіцієнти нагромадження для надземної біомаси рослин обчислювали за формулою: $K_n = A_p / A_g$, де K_n - коефіцієнт нагромадження радіоцезію для надземної біомаси рослини; A_p - питома активність повітряно-сухої біомаси рослини; A_g - початкова питома активність повітряно-сухого ґрунту.

Результати та обговорення

Досліди показали, що різні форми внесення в ґрунт культури «силікатних» бактерій 4іст характеризуються різною ефективністю щодо здатності впливати на підвищення коефіцієнту нагромадження радіоцезію сільськогосподарською рослиною *Zea mays*.

Таблиця 1

Вплив форм внесення «силікатних» бактерій (культури 4іст) на нагромадження Cs-137 *Zea mays* у лабораторних умовах.

Варіант	Коефіцієнт нагромадження Cs-137 для надземної біомаси <i>Zea mays</i>	Коефіцієнт нагромадження Cs-137, % відповідно щодо контролю, взятому за 100%
Контроль- ґрунт + вода	0.22±0.06	100
Ґрунт + центрифугат (продукти метаболізму бактерій)	1.54±0.32	713
Ґрунт + бактерії, ресуспензовані в середовищі Кадаму (самі бактерії)	0.40±0.07	185
Ґрунт + бактерії, що вирощувались на середовищі Кадаму (бактерії у поживному середовищі)	3.17±0.35	1467

Так, при внесенні у ґрунт центрифугату коефіцієнт нагромадження Cs-137 у *Zea mays* збільшувався у 7,13 раза. Можна припустити, що висока активність центрифугату обумовлена наявністю в ньому продуктів метаболізму «силікатних» бактерій, що впливають на стан Cs-137 у ґрунті. Це припущення узгоджується з добре відомим фактом, що розкладання рослинних решток різноманітними мікроорганізмами (грибами, бактеріями) відбувається за рахунок зовнішніх метаболітів цих мікроорганізмів [24]. Після внесення у ґрунт бактерій, що тривалий час вирощувались на поживному середовищі Кадаму, а потім були ресуспензовані у свіжому середовищі такого ж складу, коефіцієнт нагромадження Cs-137 збільшувався в 1,85 раза у порівнянні з контролем. Оскільки продукти метаболізму, що знаходяться у центрифугаті, викликають збільшення коефіцієнту нагромадження радіоцезію у *Zea mays* у 7,13 раза порівняно з контрольним варіантом, можна очікувати, що одночасне внесення у ґрунт і бактерій і продуктів їхньої життєдіяльності повинно супроводжуватися збільшенням

коефіцієнта нагромадження Cs-137 приблизно у 8,98 раза порівняно з контрольним варіантом. В експерименті цій ситуації відповідав варіант «а», в якому коефіцієнт нагромадження збільшувався приблизно у 14,67 раза. Різниця між фактичним і очікуваним збільшенням коефіцієнта нагромадження, можливо, пов'язана з тим, що бактерії у варіанті «а» вносилися у поживному середовищі Кадаму, в якому вони культивувалися тривалий час. Потрапивши у ґрунт, асоціація «силікатних» бактерій 4іст може стати елементом консорції ризосфери коренів рослин. Це вже інший рівень біологічної організації, і на ньому, можливо, з'являються відповідні властивості, які не являють собою арифметичну суму властивостей попереднього рівня організації. На цьому рівні може спрацьовувати явище синергізму. Отже, різницю між теоретично очікуваним збільшенням коефіцієнту нагромадження радіоцезію надземною біомасою *Zea mays* та тим, що був отриманий в експерименті, можна віднести на рахунок саме цих властивостей [25, 26].

Було встановлено, що досить ефективною виявилася сівозмінна двох сільськогосподарських рослин *Lupinus luteus* (рослина-попередник) та *Zea mays* (рослина-послідовник), із застосуванням «силікатних» бактерій, які впливають на біогеохімію радіоцезію у ризосфері коренів рослин та сприяють підвищенню коефіцієнту нагромадження радіоцезію рослиною-послідовником *Zea mays*.

Таблиця 2

Вплив культури-попередника *Lupinus luteus* та двох угруповань «силікатних» бактерій 4іст і Anp1 на нагромадження радіоцезію культурою-послідовником *Zea mays* у сівозміні в лабораторних умовах.

Варіант	Коефіцієнт нагромадження Cs-137 для надземної біомаси <i>Zea mays</i>	Коефіцієнт нагромадження Cs-137, % відповідно щодо контролю, взятому за 100%
Контроль1 <i>Zea mays</i> після <i>Lupinus luteus</i> без корінців люпину	8.44±0.08	100
<i>Zea mays</i> +бактеріальна культура Anp1 після 4іст+ <i>Lupinus luteus</i>	8.59±0.06	102
Контроль2 <i>Zea mays</i> після <i>Lupinus luteus</i> із залишенням корінців люпину	2.65±0.71	100
<i>Zea mays</i> після 4іст+ <i>Lupinus luteus</i> із залишенням корінців люпину	10.60±0.26	400

При вирощуванні у ґрунті, де раніше зростав *Lupinus luteus* та залишилась бактеріальна культура 4іст, *Zea mays*, насіння якої вносили разом із «силікатними» бактеріями культури Anp1, спостерігали мінімальний ефект. Коефіцієнт нагромадження радіоцезію надземною біомасою *Zea mays* практично не збільшувався (підвищувався в 1,02 раза). Це можна пояснити тим, що «силікатні» бактерії культури Anp1 і 4іст можуть нагромаджувати частину радіоцезію з ґрунту [27], внаслідок чого коефіцієнт нагромадження радіоцезію надземною біомасою *Zea mays* у порівнянні з контрольним варіантом, де *Zea mays* вирощували після *Lupinus luteus* з видаленням корінців *Lupinus luteus*, майже не змінювався. З іншого боку, в цьому випадку була наявна конкуренція за ресурси живлення, та бактеріальні культури заважали одна одній.

В іншому варіанті, в якому у ґрунті з *Lupinus luteus* вносили культуру «силікатних» бактерій 4іст, а потім після зрізання надземної біомаси залишали корінці *Lupinus luteus*, відбувалося максимальне підвищення коефіцієнту нагромадження Cs-137. В цьому випадку нагромадження радіоцезію рослиною порівняно з контрольним варіантом, у якому *Zea mays* сіяли після *Lupinus luteus* із залишенням корінців культури - попередника, зростає в 4 рази. Можна припустити, що культура «силікатних» бактерій 4іст є, по-перше, «активатором» розвитку природної мікробіоти ґрунту, та, по-друге, посилювачем здатності кореневої системи *Zea mays* до поглинання радіоцезію з ґрунту [28]. Отже, 4іст сприяла розвитку мікробіологічної системи ризосфери коренів [29]. Таким чином, природна мікробіота ґрунту приймала участь у розкладі корінців *Lupinus luteus* за рахунок продуктів життєдіяльності, які залишилися у ґрунті [19]. З іншого боку, зовнішні метаболіти мікроорганізмів впливали на перерозподіл форм знаходження радіоцезію у ґрунті та сприяли його переходу у біодоступні для рослин форми [7]. Окрім того, елементами живлення мікроценозу могли бути виділення коренів *Lupinus luteus* та *Zea mays* [22, 23]. Таким чином, ми виявили, що найбільш ефективно на коефіцієнт нагромадження Cs-137 надземною біомасою *Zea mays* впливає сівозмінна з використанням рослини-попередника *Lupinus luteus*,

застосуванням «силікатних» бактерій культури 4іст та залишенням корінців люпину у ґрунті. Схема взаємодії судинних рослин мікробіоценозу та ґрунту у цьому варіанті досліджу наведено на рисунку 1.



Рис.1. Схема взаємодії судинних рослин та мікробіоти ґрунту у сівозміні із використанням рослини-попередника *Lupinus luteus* та «силікатних» бактерій 4іст.

Щоб порівняти ефективність впливу «силікатних» бактерій культури 4іст із різними варіантами сівозмін та виявити наскільки може бути виправдане застосування сівозмін для методу фітодезактивації ґрунтів ми зробили порівняльну таблицю 3.

Таблиця 3

Порівняння впливу «силікатних» бактерій 4іст без сівозміни та культури-попередника *Lupinus luteus* і двох угруповання «силікатних» бактерій 4іст і Анр1 у сівозміні на нагромадження радіоцезію *Zea mays* в лабораторних умовах.

Варіант	Коефіцієнт нагромадження Cs-137 для надземної біомаси <i>Zea mays</i>	Коефіцієнт нагромадження Cs-137, % відповідно щодо контролю <i>Zea mays</i> , взятому за 100%
Контроль - <i>Zea mays</i> без бактерій	0.22±0.06	100
<i>Zea mays</i> + бактеріальна культура 4іст	3.17±0.35	1467
<i>Zea mays</i> після <i>Lupinus luteus</i> без корінців люпину, без бактерій	8.44±0.08	3836
<i>Zea mays</i> +бактеріальна культура Анр1 після 4іст+ <i>Lupinus luteus</i> без корінців люпину	8.59±0.06	3905
<i>Zea mays</i> після <i>Lupinus luteus</i> із залишенням корінців люпину, без бактерій	2.65±0.71	1205
<i>Zea mays</i> після 4іст+ <i>Lupinus luteus</i> із залишенням корінців люпину	10.60±0.26	4818

Мінімальний ефект спостерігали у варіанті із сівозміною, коли *Lupinus luteus* використовували як рослину-попередник без «силікатних» бактерій. У цьому варіанті коефіцієнт нагромадження радіоцезію підвищувався у 12,05 раз. Цей ефект можна пояснити тим, що розклад решток коренів *Lupinus luteus* відбувався дуже повільно у зв'язку із відсутністю мікробів-активаторів у ґрунті. Мікробіоценоз ризосфери коренів *Zea mays* не сприяв вивільненню Cs-137 із коренів рослини-попередника та з міцно фіксованої форми знаходження радіоцезію у ґрунті. Таким чином, кількість Cs-137 у біодоступних для рослин формах була обмеженою, що вплинуло на коефіцієнт нагромадження радіоцезію рослиною— послідовником *Zea mays*.

Посередній ефект спостерігався у варіантах сівозміни без бактерій та сівозміни із двома бактеріальними культурами. Ці ефекти можна пояснити тим, що у першому випадку, коли коефіцієнт нагромадження радіоцезію зростав у 38,36 раз, не вистачало мікроорганізмів для вивільнення радіоцезію із міцно фіксованої форми та переводу радіонуклідів у біологічно доступні для рослин форми, отже, кореневі виділення рослини-попередника працювали із середньою ефективністю; у другому випадку з двома бактеріальними культурами, коли коефіцієнт нагромадження радіоцезію зростав у 39,05 раз, відбувалася конкуренція за елементи мінерального живлення, що також заважало досягти максимального ефекту [7,19].

Максимальний ефект був у варіанті із сівозміною та використанням однієї культури «силікатних» бактерій 4іст, в якому мікробіоценоз ризосфери коренів працював із максимальною ефективністю, достатнього рівня біорізноманіття для роботи і коефіцієнт нагромадження радіоцезію зростав у 48,18 рази порівняно із контролем, в якому не робили сівозміни.

Зі всього вищевикладеного можна зробити наступні висновки:

1. Встановлено щодо нагромадження радіоцезію *Zea mays*, найбільш ефективним виявилось внесення культури «силікатних» бактерій 4іст у поживному середовищі Кадаму, де збільшення радіоцезію у ґрунті в біодоступних формах відбувається за рахунок продуктів життєдіяльності «силікатних» бактерій.
2. Показано, що у сівозмінах коефіцієнти нагромадження радіоцезію у *Zea mays* зростають ефективніше, ніж у монокультурі, але з застосуванням «силікатних» бактерій культури 4іст. Сівозміна без них виявила меншу ефективність.
3. З'ясовано, що найбільш ефективним у сівозміни є використання пари-попередника *Lupinus luteus* та культури «силікатних» бактерій 4іст із залишенням коренів люпину у ґрунті, де коефіцієнт нагромадження радіоцезію зростав у 4 рази.

Література

1. Чернобыльская катастрофа.- К.: Научная мысль, 1995.- 560 с.
2. Thomas Riesen. 1997. Semi- natural systems- forests. Paul Scherrer Institut, OSUA/105, CH-5232 Villigen PSI, Switzerland.- 29p.
3. Bunnenberg Claus. Semi- natural systems // UIR summer School, 13- 23 september 1997. -10p.
4. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Зварич С.И., Ильин М.И. Основы сельскохозяйственной радиологии. - К.: Урожай, 1991.- 472с.
5. Моисеев И.Г., Агапкина Т.И., Рерих Л.А. Изучение поведения Cs-137 в почвах и его поступление в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов // Агрохимия.- 1994.- № 2.- С.103-118.
6. Zezina N. , Shchurova Z. , Dyachenko A. , Kutlahmedov Yu. , Pavlenko N. Approaches to soil remediation: increasing of Cs-137 soil-to-plant transfer by some soil bacteria // Topical meeting Mol-Belgium, June 01-05, 1998. -P. 64.
7. Вернадский В.И. Биосфера.- М.: Мысль,1967.-376с.
8. Красильников Н.А. Микроорганизмы почвы и высшие растения.- М.: АН СССР, 1958.- 463с.
9. Гродзинський М.Д. Основи ландшафтної екології.- К.:Либідь, 1993.-224с.
10. Frissel J.M. Koster J. Soil-to-plant transfer factor of radionuclides. Expected values and uncertainties // Vth Report of the wockgroup on soil-to-plant transfer factors, April 14-16, 1987. - Egham: UK,1987.-P.7-15.
11. Bell J.N., Minski M.J., Grogan H.A. Plant uptake of radionuclides // Soil, use and managment,- 1988. - V. 4, № 30.- P.27-39.
12. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., Левина Э. Г. Влияние стабильного изотопа цезия на поступление Cs-137 у растения // Изв. ТСХА.- 1961. -№5.- С. 97-111.
13. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. Сельскохозяйственная радиобиология.-М.:Колос, 1973.- 272с.
14. Ильин М.И., Перепелятников Г.П. Миграция радионуклидов в агроценозах Полесья Украины, расположенных на торфяных почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии.- 1993.- Вып. №3. - С.97-111.
15. Корневое минеральное питание растений. -К.: Наук. думка, 1976.- 206с.

16. Мееровский А.С., Самойлович М.П., Касьянчик С.А. Калийный режим мелиорированных дерново-глебоватых почв // Почвоведение.- 1991.- №5.- С.76-83.
17. Зак Г.А. Освобождение калия “силикатными” бактериями из почвенных аллюмосиликатов // Микроорганизмы в сельском хозяйстве. - М.: Изд- во МГУ, 1963.- С.298-306.
18. Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв. - М.: Изд- во МГУ, 1989.- 336с.
19. Егоров Н.С. Практикум по микробиологии. - М.: Изд- во МГУ, 1976.- 307с.
20. Красильников Н.А. Микробиологические основы бактериальных удобрений.- М.- Л.: Изд-во АН СССР, 1945.- 80с.
21. Корневое питание растений. - Минск: Навук. думка, 1971.- 300с.
22. Новоселов Ю.К., Рудоман В.В. Кормовые культуры в промежуточных севооборотах.-М.: Агропромиздат, 1988.-207с.
23. Аристовская Т.В. Микробиология процессов почвообразования. - Л.: Наука, 1980.-187с.
24. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений.- К.:Наук. думка, 1989.-380с.
25. Одум Ю. Основы экологии.-М.: Мир, 1975.- 1045с.
26. Кларксон Д. Транспорт ионов и структура растительной клетки. - М.: Мир, 1978. -368с.
27. Godd G.M. Biosorption // Chem. And Ind.- 1990.- №3.- P. 421.
28. Красильников Н.А. Микроби-активаторы и жизнь растений.-М.:Знание, 1958.-40с.
29. Емельянов И.Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем.- К,1999.-168с.

Зезина Н.В, Блащук І.А., Дьяченко А.І., Туленинов К.Л.

Разработка подходов фитодезактивации загрязненных радионуклидами территорий

Предлагается разработка методических подходов к фитодезактивации песчаных почв от радиоцезия с помощью почвенных микроорганизмов, основанного на природной способности некоторых растений накапливать Cs-137 в больших количествах. В опытах показано сравнительное использование «силикатных» бактерий для повышения коэффициента накопления радиоцезия одним растением и технологии севооборота для повышения коэффициента накопления радиоцезия растением-последователем. Данный опыт предлагается применить при разработке метода фитодезактивации для выноса радиоцезия из экосистемы.

Zežina N.V., Blashchuk I.A., Dyachenko A.I., Tuleninov K.L.

Elaboration of approaches to phytodesactivation of radionuclide contaminated territories

The Institute of cell biology and genetic engineering of NAS of Ukrain, Kyiv

It is offered of working of methodical approaches to phytodesactivation of sandy soils with using of soil microorganisms from radiocaesium based on natural ability of plants, which can to accumulate grate amount of radiocaesium. In experiments has been found use of the sowing rotation's technology, which will help to solve problem of roots plant. We offer to apply this plants for creation of phytodesactivation method for elimination of radiocaesium from ecosystem.

Дмитренко О.Г. –
науковий співробітник,
Холод М.М.
Поліський філіал УкрНДДЛГА,
м.Житомир

Вміст ^{137}Cs у деревині сосни звичайної після технологічної переробки

Враховуючи соціальну і екологічну корисність лісів, не слід забувати, що з порядку денного не знімається все більш зростаюча проблема повного забезпечення народного господарства деревиною та продуктами її переробки.

Біля 440 тис. га або 60 % площі лісів ДЛЮ “Житомирліс” мають щільність забруднення понад 1 Кі/км², тобто потребують специфічних заходів і способів ведення лісового господарства, направлених на зменшення радіаційного навантаження на працюючих.

Проведені дослідження розповсюдження радіонуклідів у радіальному напрямку стовбура свідчать, що питома активність ^{137}Cs у деревині досить чітко знижується від крайніх зовнішніх річних кілець до центральних [1, 2]. Це пов'язано з фізіологічними особливостями живлення деревних порід і розповсюдженням мінеральних речовин та радіонуклідів по стовбуру. Тому, при знятті верхніх 3-5 річних шарів зовнішньої заболони можна досягти зниження питомої активності решти стовбура. Це важливо у виробництві продукції деревопереробки, а саме лісопильній – дощок, брусків і особливо обрізних пиломатеріалів, коли при розпилюванні цих сортиментів верхня, найбільш забруднена частина стовбура, знімається у вигляді обапола. При цьому, враховуючи фізіологію дерева й розподіл у ньому радіонуклідів, можна отримати пиломатеріали з вмістом ^{137}Cs , який відповідає ТДР [3, 4].

Дослідження проводились на постійній пробній площі (ППП-61) Повчанського лісництва Лугинського держлісгоспу (кв. 50, вид. 15) при щільності радіоактивного забруднення ґрунту 10-15 Кі/км². За своєю продуктивністю насадження відноситься до 1 класу бонітету, має вік 47 років, склад – 10С, повноту – 1,0, середній діаметр – 24 см, середню висоту – 23,1 м. Тип умов місцезростання – вологий субір (В₃). Модельні дерева відбирались у межах середньої ступені товщини насадження, звалювались і хлистами вивозились на нижній склад, де, згідно з діючою сортиментацією на даному підприємстві, розкрязовувались на колоди по 4 м. З кожного хлиста було отримано по три відрізки вказаної довжини, а з вершинної частини стовбура – по два відрізки довжиною 1,3 м. Отримані сортименти розпилювались на пильній рамі на необрізний брус товщиною 50 мм і необрізні дошки товщиною 25 мм. У залежності від діаметра з кожної колоди отримували по три бруси і 2-4 дошки та обаполи, а з відрізків довжиною 1,3 м – брус необрізний, із якого була виготовлена тарна дощечка. При відборі зразків отримані необрізні пиломатеріали поділялись на: а) центральні – взяті по центру стовбура; б) крайні – біля обаполу; в) середні – середні між центральними брусками і крайніми дошками (рис.1).

Одержані пиломатеріали (брус, дошка) підлягали подальшій технологічній обробці на деревообробних станках. Зразки продукції для радіаційного контролю в об'ємі 1 л відбирались із пиломатеріалів окремо по кожному дереву та колоді. Причому, перед розпилюванням модельних дерев та одержаних відрізків на пильній рамі з них відбирались зразки деревини у корі.

Перед проведенням лабораторних аналізів всі відібрані зразки висушувались до повітряно-сухого стану. Спектрометричний аналіз останніх проводився на спектрометрі LP-4900В “AFORA” із напівпровідниковим детектором ДГДК-100В3.

Одержані результати визначення вмісту ^{137}Cs у пиломатеріалах (табл.1) вказують на високу варіабельність даного показника у деревній продукції. Це підтверджують отримані значення коефіцієнта варіації, величини яких у всіх випадках становлять більше 20 %. Простежується зниження питомої активності ^{137}Cs у деревині з корою у колодах, одержаних після розпилювання хлестів, від комеля до відрізків, відібраних із серединної частини та незначне підвищення активності у відрізках із верхньої частини хлестів.

Проте, порівняння результатів дисперсійного аналізу вмісту ^{137}Cs у деревині з корою та необрізних пиломатеріалах (табл. 2), не дозволяє зробити висновок про суттєву різницю середніх значень

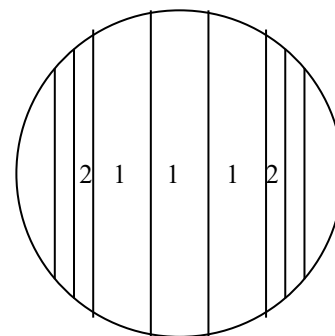


Рис.1. Схема розпилювання сортиментів на пильній рамі.
Пиломатеріали: 1.Центральні.
2.Середні. 3.Крайні. 4.Обапіл.

досліджуваної величини за всіма видами продукції деревопереробки ($F_{\phi} < F_T$). Це пояснюється наявністю в отриманих необрізних дошках найбільш забрудненої заболонної частини деревини. В той же час, при порівнянні результатів дисперсійного аналізу питомої активності ^{137}Cs у деревині з корою і обрізних пиломатеріалів (табл.3), а також вмісту радіонуклідів у обрізних й необрізних дошках (табл.4) виявлена достовірна різниця ($F_{\phi} > F_T$).

Таким чином, приведені результати дисперсійного аналізу вказують на суттєвість відмінностей між вмістом радіонуклідів у вихідній сировині - деревині з корою, та продукції переробки – пиломатеріалами необрізними і пиломатеріалами обрізними.

Таблиця 1

Питома активність ^{137}Cs у деревній сировині й продукції деревопереробки

Вид продукції	Висота, м	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг				
		M	m	min	max	V%
Деревина в корі	0	813	98,4	621	947	21,0
	4	732	24,4	700	780	5,8
	8	546	26,0	508	596	8,3
	12	811	171,0	550	1183	36,5
	13,3	477	69,7	382	613	25,3
	14,6	458	121,2	302	697	45,8
Необрізні пиломатеріали: обапіл	0	1232	158,6	825	1708	31,5
	4	1557	205,6	962	2144	32,3
	8	1529	295,4	442	2702	47,3
	12	1187	195,4	671	1764	40,3
дошки центральні	0	654	30,6	543	837	14,0
	4	749	61,7	523	942	24,7
	8	615	53,4	425	938	26,0
	12	660	83,7	431	1042	38,0
дошки середні	0	914	120,2	693	1484	32,2
	4	855	100,9	557	1234	28,9
дошки крайні	0	998	102,6	796	1131	17,8
	4	628	14,0	614	642	3,2
Обрізні пиломатеріали: дошки центральні	0	462	39,8	295	642	25,8
	4	528	49,5	388	859	28,2
	8	418	52,3	237	660	37,5
	12	453	38,0	318	683	23,7
дошки середні	0	655	43,8	489	866	17,7
	4	584	52,5	403	848	23,8
дошки крайні	0	854	111,5	742	965	18,5
Брус обрізний	13,3	467	97,4	344	659	36,1

Таблиця 2

Результати дисперсійного аналізу вмісту ^{137}Cs у деревині у корі та необрізних пиломатеріалах

Вид продукції	Висота, м	$F_T(0,95)$	F_{ϕ}
Центральні дошки	0	4,96	$F(1,10)=4,54$
	4	4,96	0,024
	8	4,96	0,506
	12	4,96	0,761
Середні дошки	0	5,59	$F(1,7)=0,294$
	4	5,59	0,685
Крайні дошки	0	7,71	$F(1,4)=1,70$
	4	10,13	$F(1,3)=9,79$
Обапол	0	5,59	$F(1,7)=3,03$
	4	5,59	7,50
	8	5,59	5,15
	12	5,59	1,50

Таблиця 3

Результати дисперсійного аналізу вмісту ^{137}Cs у деревині в корі та обрізних пиломатеріалах

Вид продукції	Висота, м	$F_{т.}(0.95)$	$F_{ф.}$
Центральні дошки	0	4,96	F(1,10)=16,05
	4	4,96	5,19
	8	4,96	1,86
	12	5,12	F(1,9)=9,87
Середні дошки	0	5,32	F(1,8)=3,02
	4	5,32	3,08
Крайні дошки	0	10,13	F(1,3)=0,07

Таблиця 4

Результати дисперсійного аналізу вмісту ^{137}Cs у обрізних і необрізних дошках

Вид продукції	Висота, м	$F_{т.}(0.95)$	$F_{ф.}$
Центральні дошки	0	4,49	F(1,16)=14,52
	4	4,49	7,82
	8	4,49	6,97
	12	4,49	4,97
Середні дошки	0	4,84	F(1,11)=4,66
	4	4,84	6,19
Крайні дошки	0	10,13	F(1,3)=0,85

При технологічній переробці вихідної деревини спостерігається зниження питомої активності ^{137}Cs в продукції від обополу до центральних дощок на всіх висотах. Питома активність ^{137}Cs у деревині крайніх необрізних дощок, отриманих із відрізків із нижньої частини стовбура, перевищує питому активність вихідної деревини на 15-20 %. Далі по напрямку до серцевини стовбура забрудненість деревини середніх необрізних дощок (рис. 1) зменшується на 20 %, а центральних майже на 40 % (табл.1). При подальшій технологічній переробці необрізних дощок, а саме виготовленню з останніх обрізних дощок також виявлено зниження питомої активності. Воно відбувається за рахунок обпилювання найбільш радіоактивно забруднених зовнішніх радіальних приростів деревини. При цьому питома активність радіонукліду у обрізних дошках у середньому знижується на 30-45 %. Подібна тенденція зниження питомої активності ^{137}Cs характерна й для бруса обрізного й необрізного (табл 1). Аналізуючи величини вмісту радіонуклідів у необрізних і обрізних дошках, отриманих із колод на різній висоті стовбура (0, 4, 8, 12), достовірної різниці зміни за величиною даного показника не встановлено. Це підтверджують приведені середні значення питомої активності ^{137}Cs модельних дерев у деревині з корою, у необрізних та обрізних дошках на рисунку 2.

Приведені матеріали досліджень свідчать про зниження вмісту радіонуклідів у продукції лісового господарства після її технологічної переробки у порівнянні з вихідною деревиною. Згідно з одержаними результатами питома активність ^{137}Cs у необрізних дошках зменшується на 2,5 % - 19,4 %, а в обрізних — на 29,8–43,4 %. В той же час, значно, (на 49,8 – 81,5 %) підвищується концентрація радіонуклідів у відходах виробництва – обополі, котрі в подальшому використовуються на паливо.

Таким чином, проведені дослідження вказують на значне зниження питомої активності ^{137}Cs у досліджуваній деревній продукції після технологічної її переробки. В той же час не можна дозволити використання відходів виробництва – обополів, як паливної деревини, враховуючи надмірне перевищення забрудненості їх радіонуклідами. Лісогосподарські підприємства, застосовуючи метод диференційного підходу до використання деревної продукції лісу, із врахуванням її радіоактивного забруднення та різних шляхів технологічної переробки деревини, мають можливість одержувати лісопродукцію, радіоактивне забруднення якої не перевищує допустимих рівнів.

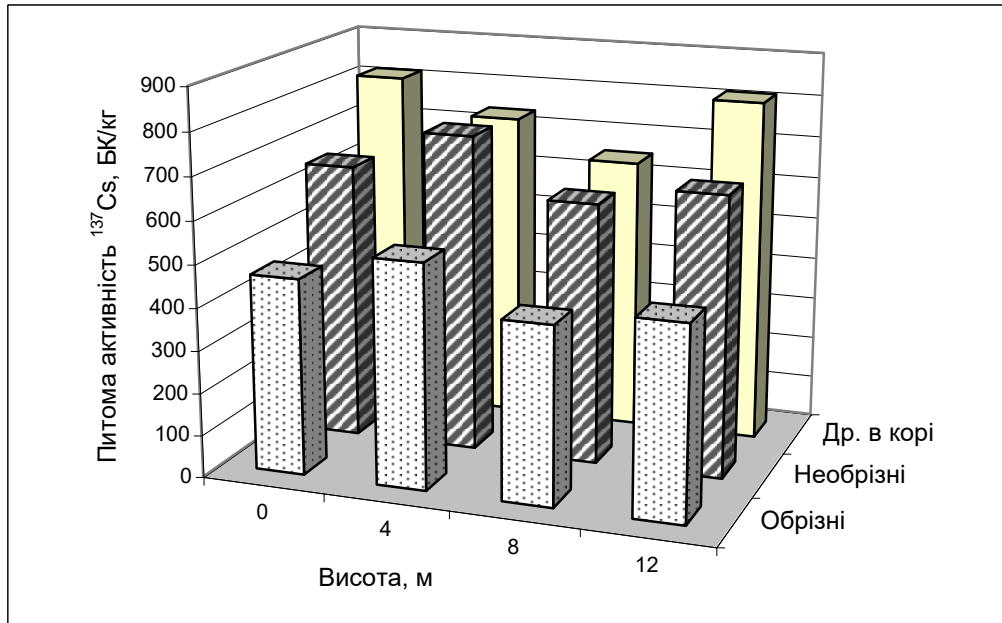


Рис.2. Питома активність ^{137}Cs в деревній продукції після розпилювання на пильній рамі

Література

1. Краснов В.П., Иркиенко С.П., Орлов А.А., и др. Миграция радиоцезия в сосновых насаждениях // Лесное хозяйство. - 1996. - № 5. - С. 28 - 29.
2. Краснов В.П., Орлов А.А., Иркиенко С.П., и др. Накопление цезия-137 основными лесообразующими породами Полесья Украины // Лесное хозяйство. 1993. - № 6. - С. 36 – 37
3. Іркиєнко С.П., Турко В.М., Каліш О.Б., Ландін В.П. Вміст ^{137}Cs в шарах радіального приросту стовбурів сосни звичайної та можливість використання деревної продукції в умовах високого радіоактивного забруднення. // Проблеми екології лісів і лісочористування на Поліссі України.- 1998. - № 5. - С. 22 - 27
4. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Потылкин Н.А. Содержание ^{137}Cs в пиломатериалах // Проблемы лесоведения и лесоводства. Гомель: ИЛ НАН, - 2000. Вып. 51 - С. 206 - 208

Дмитренко А.Г., Холод М.М.

Содержание ^{137}Cs в древесине сосны обыкновенной после технологической переработки
Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

На основании исследований установлено, что наиболее радиоактивно загрязнёнными тканями являются кора и внешние годичные кольца прироста древесины. При технологической переработке древесины достигается снижение удельной активности ^{137}Cs в необрезных досках до 20 %, а в обрезных - до 30 % по сравнению с исходной древесиной.

Dmitrenko A.G., Kholod M.M.

^{137}Cs content in Scotch pine wood after technological processing
Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

On the base of research it was proved that the most radioactive contaminated tissues of Scotch pine are: bark and external rings of wood increase. Decrease of ^{137}Cs specific activity was obtained by technological wood processing: in pruned board to 20%, in nonpruned one – 30% in comparison with initial radiocontamination of wood.

Курбет Т.В. –
аспірант
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м. Житомир

Зменшення вмісту ^{137}Cs у плодових тілах їстівних грибів шляхом їх кулінарної обробки

Вступ

Гриби, які зростають у лісах, є цінними харчовими продуктами та водночас інтенсивними акумуляторами радіоцезію. Широке поширення різних видів їстівних грибів у лісах бореальних районів, їх висока врожайність та традиційне використання в їжу місцевим населенням обумовлює надходження значних активностей радіонуклідів по харчових ланцюжках з лісу до людини [1, 2, 3]. Зокрема, за даними українських радіоекологів [4], внесок грибів у дозу внутрішнього опромінення сільського населення Полісся України коливався у 1997 р. від 1,6 до 12,5%. За даними інших дослідників [5], вживання грибів обумовлювало у місцевого населення даного регіону від 31 до 56% добового надходження ^{137}Cs з раціоном. Аналогічні дані також наведені у заключних звітах міжнародних проектів [6]. За даними білоруських вчених, внесок лісового компонента у формування дози внутрішнього опромінення населення складав 30-60%, при цьому остання значною мірою залежала від складу традиційного раціону харчування населення, врожайності грибів і рівня їх радіоактивного забруднення. Українські дослідники [8] вказують на те, що широта розподілу радіаційних навантажень серед населення визначається харчовими продуктами лісу, головним чином, грибами. Для інших бореальних районів, зокрема, Швеції, приведені дані про те, що саме гриби обумовлюють до 2/3 дози внутрішнього опромінення населення від харчових продуктів лісу [9].

Огляд літератури

Широке використання грибів у їжу населенням багатолісних районів викликало необхідність оцінки дозових навантажень на населення, що було неможливим без урахування зміни вмісту радіонуклідів у грибах при їх кулінарній обробці. Дослідження, проведені в цьому напрямку [10], виявили, що двохкратне відварювання грибів дозволяє знизити їх питому активність до 5 разів.

Інші дослідники [11] також відмітили, що порівняно прості методи кулінарної обробки плодових тіл грибів дають змогу істотно зменшити в них вміст ^{137}Cs . Так, за їх даними, очищення та відмивання грибів від частинок лісової підстилки та ґрунту дає змогу знизити їх радіоактивність у 1,1-1,4 раза; замочування у розчині кухонної солі протягом 3-4 годин з наступним подвійним промиванням у проточній воді зменшує вміст ^{137}Cs у грибах у 8,3 раза. Відварювання свіжих грибів в окропі з багаторазовою зміною води також виявилось ефективним методом зниження сумарної активності радіоцезію у грибах. Перше кип'ятіння плодових тіл протягом 15 хвилин та зливання після цього води зменшило вміст ^{137}Cs у грибах у 1,7 раза порівняно з початковим вмістом, друге кип'ятіння зменшує його у 5,0 разів, а третє – у 5,9 рази. Смаження та маринування грибів після такої обробки вже не зумовлюють помітного зменшення вмісту радіонукліду у грибах. Вимочування сухих грибів у воді дає змогу істотно знизити в них вміст ^{137}Cs . Зокрема, внаслідок замочування сухих плодових тіл білого гриба у воді на 6-8 годин з наступним промиванням їх у проточній воді вміст згаданого радіонукліда у плодових тілах зменшується в 1,5-3,0 раза. А наступне замочування на 1-2 години у 2% розчині кухонної солі – ще додатково на 20-40%.

Крім того, дослідники наводять порівняльні дані щодо зменшення сумарної активності ^{137}Cs . Білоруські дослідники [12] відмічають ефективність відварювання грибів у підсоленій воді протягом різного часу (від 15 до 60 хвилин) із зміною розчину. В результаті такої обробки протягом 30 хвилин концентрація радіоцезію у сирійжках, рядовках та вовнянках зменшувалась до допустимих рівней при первинному перевищенні допустимих рівней у 2-10 разів. За більш пізніми даними [13], відварювання протягом 15 хвилин дозволило зменшити вміст ^{137}Cs майже в 2 рази в польських грибах та вовнянках; в 3 рази – в білих та в маслоках, майже в 4 рази – в моховиках, рядовках та сирійжках.

За результатами попередніх досліджень [14] українські вчені показали, що при відварюванні грибів у підсоленій воді вже через 5 хвилин питома активність ^{137}Cs у свіжих плодових тілах зменшується в середньому на 70%, а через 20 хвилин – на 85-90%. Вимочування польських грибів у 2% розчині солі протягом 20 хвилин приводило до зменшення вмісту радіонукліду у плодових тілах на 19%, а хрящів-молочників оливково-чорних протягом доби – на 68%. Був зроблений важливий практичний висновок про доцільність використання наведених технологічних прийомів як в особистому підсобному господарстві, так і при промисловій переробці грибів.

Найбільш повні та узагальнені дані щодо зменшення вмісту радіоцезію у плодових тілах грибів у результаті кулінарної обробки наведені у заключному звіті JSP-5 [15], згідно з якими питома активність радіонукліду після очищення та миття грибів становить 0,7-0,9 від початкової; після першого

короткочасного відварювання із злиттям води – 0,6; після другого відварювання – 0,2, а після третього – 0,17. Найбільше очищення плодівих тіл від радіоцезію досягалося при відварюванні плодівих тіл при підвищеному тиску, питома активність радіонукліду у плодівих тілах при цьому дорівнювала 0,10-0,15 від початкової.

Норвезькі дослідники [16] навели порівняльні дані щодо зменшення сумарної активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у грибах за їх кулінарної обробки. Зокрема, після тривалого (протягом 1-2 годин) кип'ятіння грибів у воді залишок у них активності ^{137}Cs становить 20-50%, а ^{90}Sr – 70-90%. На противагу цьому, внаслідок кип'ятіння грибів у 2% розчині кухонної солі протягом 1-2 годин цей показник для обох радіонуклідів дорівнював 20%. Кип'ятіння плодівих тіл в автоклавах при підвищеному тиску зменшувало сумарну активність ^{137}Cs на 60-90%, а додаткове засолення після цього – на 98-99%.

Узагальнюючи наведені у літературному огляді дані, слід зробити ряд важливих висновків. Зокрема, безперечно є перспективність дослідження у напрямку, який аналізується; окремі технологічні прийоми вивчені з різною детальністю; існують значні міжвидові відмінності очищення грибів від радіонуклідів навіть при використанні того самого технологічного прийому, що слід враховувати при їх переробці. Саме тому дослідження зміни вмісту техногенних радіонуклідів у плодівих тілах їстівних грибів нині залишаються актуальними і, крім того, потребують впровадження у практику.

Об'єкти та методика досліджень

Об'єктами досліджень слугували свіжі та сухі плодіві тіла їстівних грибів, а також ґрунт, зразок якого відбирався методом конверту буром діаметром 5 см, на глибину 30 см, безпосередньо на місці, де зростали гриби. Свіжі плодіві тіла грибів та відповідні до них зразки ґрунту відбирались у 2000 році в Повчанському лісництві Лугинського держлісгоспу та Замисловицькому лісництві Білорівницького держлісгоспу. Типи умов місцезростання – сухий бір (А₁) та свіжий суббір (В₂). Усі плодіві тіла грибів ретельно промивались, а потім відварювались або вимочувались. Через певні проміжки часу в досліджуваних зразках грибів вимірювалась питома активність ^{137}Cs . Тривалість відварювання або вимочування залежала від виду грибів, тобто від специфічності їх технологічної обробки [17, 18]. Зміна вмісту радіоцезію у процесі технологічної переробки досліджувалась у таких видів їстівних грибів: підберезовики (*Boletus scaber* Fr.), підосиковики (*Boletus aurantiacus* Bull.), сиріжки (*Russula* sp.), лисички справжні (*Cantharellus scabarius* Fr.), польські гриби (*Boletus badius* Fr.), хрящ-молочник оливково-чорний (*Lactarius turpis* (Weinm.) Fr.). Відварювання проводилося у 20%-му розчині солі й тривало 5, 10 та 20 хвилин для підберезовиків, підосиковиків та польських грибів; сиріжки відварювались 3, 5 та 10 хвилин, а лисички – 5, 8 та 10 хвилин із наступним зливанням розчину після кожного проміжку часу. Вимочування польського гриба тривало 20, 40 та 60 хвилин; лисичок – 30 та 40 хвилин, також із наступною зміною розчину. Плодіві тіла хрящів оливково-чорних вимочувались протягом 24, 48 та 72 годин. Аналізувалась зміна величини сумарної активності ^{137}Cs у свіжих плодівих тілах грибів у залежності від тривалості їх відварювання або вимочування. Також було проведено порівняння вмісту цезію-137 у свіжих та сухих плодівих тілах грибів.

Результати та обговорення

При відварюванні грибів у підсоленій воді вже через 5 хвилин сумарна активність ^{137}Cs в них зменшується в середньому на 70 %, а через 20 хвилин в плодівих тілах грибів залишається біля 8% початкової активності даного радіонукліда (рис. 1).

Якщо початкова сумарна активність ^{137}Cs у плодівих тілах підберезовиків складала 2020 Бк, то в процесі їх відварювання протягом 5, 10 та 20 хвилин цей показник зменшувався відповідно в 4, 8 та 18 разів, а залишковий вміст радіоцезію складав лише 5,5% від початкового. Відварювання плодівих тіл підосиковиків протягом аналогічних проміжків часу (початкова сумарна активність ^{137}Cs – 1020 Бк) дозволило зменшити концентрацію радіонукліду в його плодівих тілах відповідно у 3, 5 та 7 разів; а після 20 хвилин відварювання 85% початкової активності ^{137}Cs перейшло у водний розчин. Найефективнішим виявився цей метод кулінарної обробки для польських грибів та лисичок – після 20-хвилинного відварювання величина сумарної активності в плодівих тілах польських грибів зменшилася в 30 разів, а після 10-хвилинного відварювання лисичок – в 60 разів (рис. 2). У водний розчин перейшло, відповідно, 97% та 99% від початкової концентрації радіоцезію. Щодо відварювання плодівих тіл сиріжок, то 10-хвилинна обробка даним способом дозволила зменшити вміст ^{137}Cs до 14% від початкового (рис. 2).

Зменшення вмісту радіонуклідів у грибах можна досягти також шляхом їх вимочування, хоча такий спосіб кулінарної обробки не такий ефективний, як відварювання. Проте, після вимочування польських грибів у 2% розчині солі протягом 20 хвилин сумарна активність ^{137}Cs у них зменшилася на 21%, ще через 20 хвилин – на 41%, а через 60 хвилин від початку вимочування вміст радіоцезію зменшився на 85% (рис. 3). «Очищення» лисичок від радіонукліду в процесі вимочування відбувається швидше, ніж польських грибів. Вже через 40 хвилин концентрація ^{137}Cs в плодівих тілах лисичок становила 30% від початкової (рис. 3).

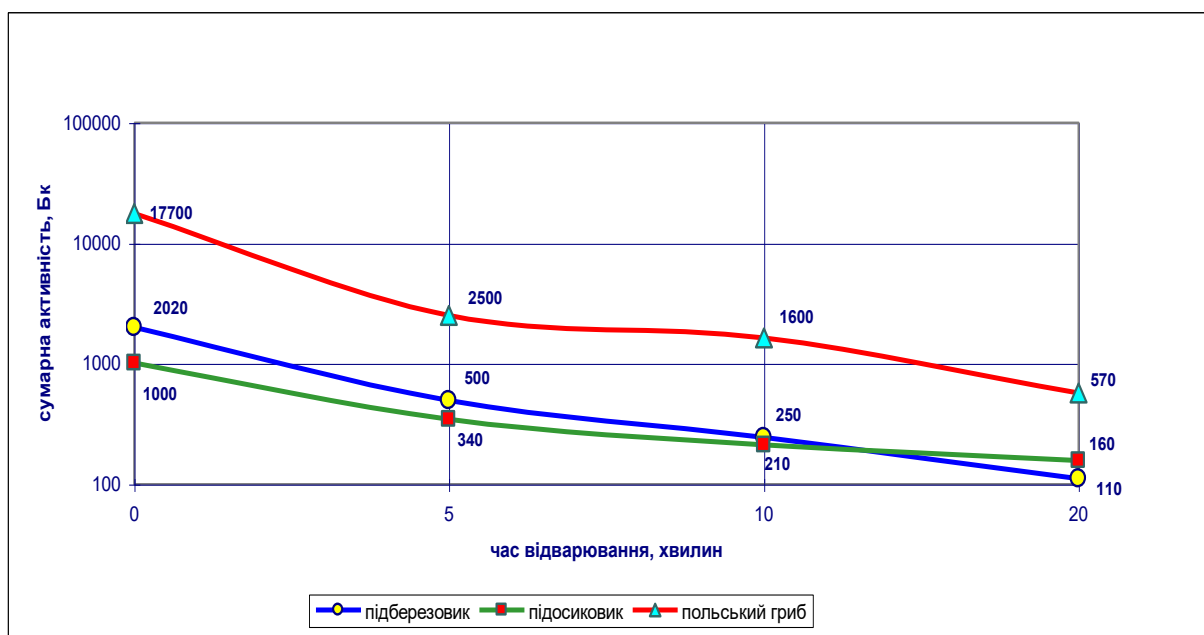


Рис. 1. Зміна вмісту ^{137}Cs в свіжих плодових тілах грибів у процесі відварювання.

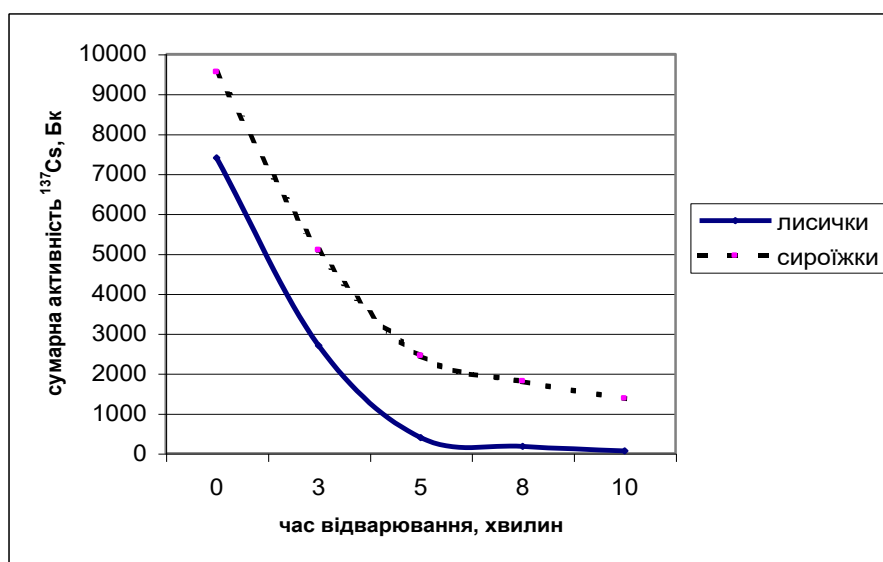


Рис. 2. Зміна концентрації ^{137}Cs в плодових тілах лисичок та сироїжок у процесі відварювання

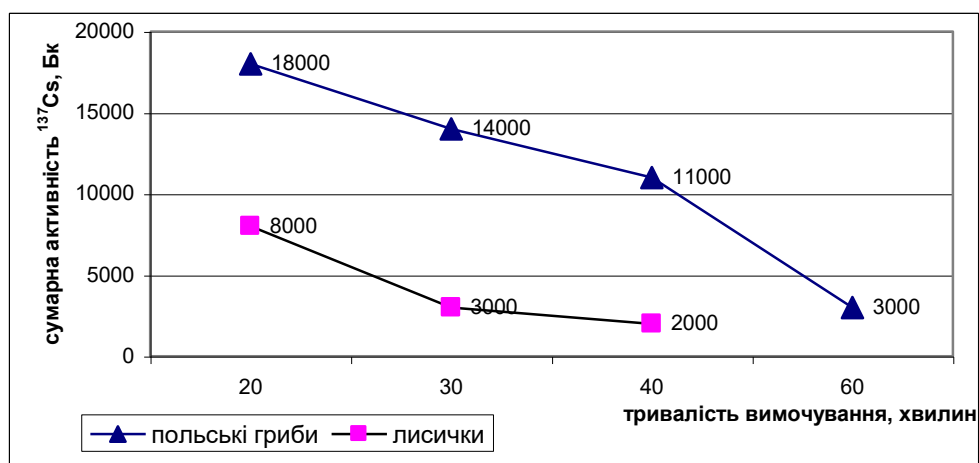


Рис. 3. Зміна сумарної активності ^{137}Cs у плодових тілах їстівних грибів в процесі їх вимочування

Найбільш ефективним виявилось вимочування для плодових тіл хрящів-молочників оливково-чорних. До речі, такий спосіб технологічної переробки є традиційним для даного виду грибів – їх вимочування у 2%-му сольовому розчині триває декілька діб. При вимочуванні груздів протягом доби вміст радіоцезію зменшився на 80% (у 5 разів) від початкової величини, ще через добу - на 92% (в 12 разів) і наприкінці третьої доби вимочування 99% ^{137}Cs перейшло у розчин. Якщо початкова сумарна активність ^{137}Cs у хряща-молочниках оливково-чорних дорівнювала 1500 Бк, то через три доби значення показника зменшилося до 21 Бк (рис. 4).

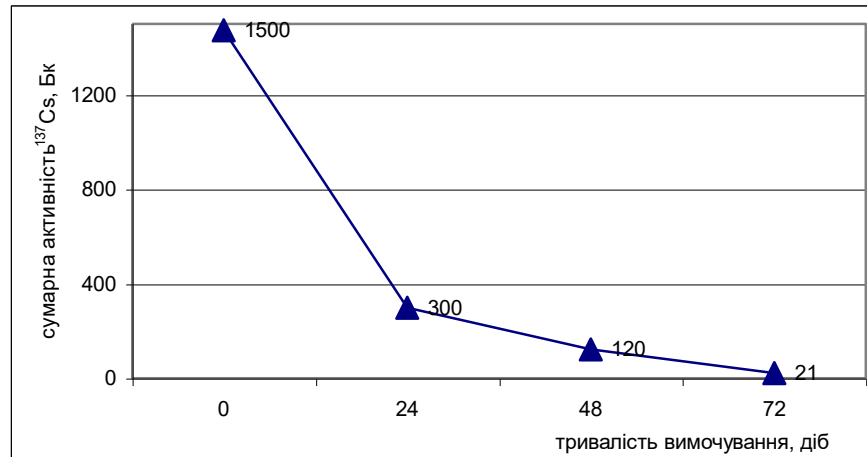


Рис. 4. Зміна сумарної активності ^{137}Cs у плодових тілах хрящів-молочників оливково-чорних у процесі вимочування

Як показують результати досліджень, гриби, вміст ^{137}Cs в яких навіть дуже високий і перевищує гранично допустиму концентрацію (500 Бк/кг для сирих грибів та 2500 Бк/кг для сухих) після відварювання можна вживати в їжу. Сироїжки є винятком – хоча початкова сумарна активність ^{137}Cs в їх плодових тілах була майже в 2 рази нижчою у порівнянні з польськими грибами, 10-хвилинного відварювання виявилось недостатньо для зниження концентрації радіоцезію до допустимих рівней.

Особливо високу активність ^{137}Cs мають сухі гриби. За рахунок усушки маса грибів зменшується у 8-10 разів, значення питомої активності ^{137}Cs у них збільшується також в середньому у 10-14 разів. Якщо сумарна активність ^{137}Cs у свіжих підберезовиках становила 2000 Бк, то після їх висушування даний показник мав значення 25000 Бк. Для польських грибів та лисичок ця величина після висушування становила, відповідно, 195000 Бк та 77000. Отже, абсолютно недоцільним є висушування навіть тих грибів, вміст ^{137}Cs в свіжих плодових тілах яких не перевищує допустимих рівней.

Література

1. Rantavaara A.H. Transfer of radiocaesium through natural ecosystems to foodstuffs of terrestrial origin in natural and semi-natural environments // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment / G.Desmet et al., ed. – London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 202-209.
2. Johanson K.J. Potential transfer of radiocaesium to man from Swedish forest ecosystems // Proc. of 9-th Intern. Congress of Radiation Protection (IRPA9), Vienna, Austria, 14-19 of April 1996. – Vol.3. – Vienna, 1996. – P. 3-176.
3. Jacob P. and Likhtarev I. Transfer factors for mushrooms // Pathway analysis and dose distributions / Final Report of JSP-5. – Luxembourg, 1996. – P. 63-74.
4. Михайлов А.В., Лось И.П., Богданов Г.О. Результати оцінки парціального внеску окремих продуктів харчування в дозу внутрішнього опромінення сільського населення Полісся в замкненому селянському господарстві // Наука. Чорнобиль-97. Наук.-практ. конф. 11-12 лютого 1998р: 36. тез. – Київ, 1998. – С. 128.
5. Strand P., Howard B., Averin V. Intake of radionuclides to man // Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures / Final Report of ECP-9. – Luxembourg, 1996. – P. 157-193.
6. Hubert P., Annisimova L., Antsipov G. et al. Generic input data on contamination transfer across the food chain // Strategies of decontamination / Final Report of ECP-4. – Luxembourg, 1996. – P. 120-125.

7. Дворник А.М., Жученко Т.А. Доза внутреннего облучения населения от пищевой продукции леса // Тез. докл. Третьего съезда по радиационным исследованиям, Москва, 14-17 октября 1997г. – Т. 1. – Пушино, 1997. – С. 283-284.
8. Ясковец І.І., Гірій В.О., Шпинар Л.І., Заїтов В.Р. Вплив статистичних флуктуацій в забрудненні ґрунту радіонуклідами і коефіцієнтах їх переходу по трофічних ланцюгах на формування розподілу радіаційних навантажень серед населення // Тез. доп. наук.-практ. конф. «Наука. Чорнобиль-96», Київ, 11-12 лютого 1997р. – Київ, 1997. – С. 42.
9. Johanson K.J. and Nikolova I. The role of fungi in transfer of ^{137}Cs in the forest ecosystem // Proc. of the Intern. Symp. On Radioecology 1996. Ten years terrestrial radioecological research following the Chernobyl accident / M.Gerzabek, G.Desmet, J.Howard et al. – Vienna, 1996. – P. 259-265.
10. Мухамедшин К.Д., Чилимов А.И., Мишуков Н.П., Безуглов В.К., Сныткин Г.В. Лесное хозяйство в условиях радиации. – М.: ВНИИЦлесресурс, 1995. – 56 с.
11. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Грибы как биоиндикаторы доступности ^{137}Cs в почвах зоны радиоактивного загрязнения // Тез. докл. Всесоюз. Конф. По с/х радиологии (Обнинск, 2-7.07.1990). – Т. 1. – Обнинск, 1990. – С. 45-46.
12. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Накопление Cs-137 в пищевой продукции леса // Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины. – Сб. науч. трудов Полесской АЛНИС. – Житомир, 1997. – С. 31-36.
13. Радиоактивная загрязненность пищевой продукции леса // Лес и Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС. 1986-1994, Под ред. В.А.Ипатьева. – Минск, 1994. – С. 69-72.
14. Короткова О.З., Шелест З.М., Курбет Т.В. Зниження вмісту ^{137}Cs у харчовій продукції лісу шляхом технологічної переробки // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України / Наук. праці Поліської ЛНДС. – Вип. 6. – Житомир: Волинь, 1999. – С. 92-96.
15. Final Report of JSP-5 “Pathway analysis and dose distributions / Eds/ P.Jacob and I.Likhtarev. – Luxembourg, 1996. – 143 p.
16. Noordijk H. and Quinault J.M. Final report № МА 2434. – УАМ, 1991. – Oslo, 1991. – 54 p.
17. Фомина В.И., Волчков В.Е., Гаврилова Л.П. и др. Грибы и ягоды – с грядки. – Мн.: Полымя, 1997. – 319 с.
18. Булгаков Н.К., Козьяков С.Н., Фесюк А.В. Технология заготовки и переработки недревесных ресурсов леса: Учебник для техникумов. – М.: Лесная промышленность, 1987. – С. 18-31.

Курбет Т.В.

Уменьшение содержания ^{137}Cs в плодовых телах съедобных грибов путем их кулинарной обработки

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г. Житомир

Обобщены литературные данные об изменении содержания ^{137}Cs в плодовых телах съедобных грибов в результате их переработки.

Результаты исследований показали, что отваривание грибов в соленой воде на протяжении 5 минут снижает суммарную активность ^{137}Cs в отдельных видах грибов (подберезовика, подосиновика, польского гриба) в среднем на 70%, а на протяжении 20 мин – на 90%. Отваривание сыроежек в течение 10 мин снижало суммарную активность ^{137}Cs в плодовых телах на 86%.

В результате вымачивания польских грибов в течение 20 мин суммарная активность ^{137}Cs в них уменьшилась на 21%, а через 60 мин – на 85%. Вымачивание груздей в соленой воде в течение суток снижает концентрацию ^{137}Cs в плодовых телах грибов на 92%.

Kurbet T.V.

Decreasing of ^{137}Cs content in fruitbodies by its culinare processing

Poliskiy branch of UkrSRIFA, Zhitomir

Literary data about a change of ^{137}Cs content in fruitbodies of edible mushrooms as a result of its processing were generalized.

Results of research have showed that boiling of mushrooms in salted water during 5 min decreases total ^{137}Cs activity in some mushroom species (*Leccinum scabrum*, *L. auranthiacum*, *Xerocomus badius*) in average on 70%, and during 20 min – on 90%. Boiling of *Russula* sp. during 10 min decrease total ^{137}Cs activity in fruitbodies on 86%.

As a result of soaking of *Xerocomus badius* during 20 min total ^{137}Cs activity decreased on 21%, and after 60 min – on 85%. Soaking *Lactarius* sp. in salted water during twenty-four hours decreases ^{137}Cs concentration in mushroom fruitbodies on 92%.

Холод Н.Н.,
 Дмитренко А.Г.,
 Прищепя А.Л.,
 Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир
 Ткачук В.И. —
 кандидат сельскохозяйственных наук
 ГЛХО «Житомирлес», г.Житомир

Радиологический контроль в лесном хозяйстве Житомирщины в 2000 году

Известно, что в период Чернобыльской катастрофы лес уменьшил степень радиоактивного загрязнения населенных пунктов и сельскохозяйственных угодий [5]. Но вместе с тем в лесных насаждениях сконцентрировалось большое количество радиоактивных элементов, что, в свою очередь, поставило много проблем перед радиоэкологами, лесоводами, потребителями лесной продукции и, в целом, учитывая значение леса, для всего населения стран, на территории которых Чернобыль оставил свой «след» [3, 5, 10].

В результате выбросов радиации из 4-го энергоблока ЧАЭС 377,5 тыс. га территории Украины оказались загрязненными цезием-137 плотностью 5 Ки/км² и выше [3]. Из них 142,3 тыс.га – территория которая находится в ведении государственных лесохозяйственных предприятий. Значительную долю (70%) в этой статистике занимают лесные угодья Украинского Полесья [3].

Согласно Закону Украины «О правовом режиме территории, которая подверглась радиоактивному загрязнению вследствие Чернобыльской катастрофы» территории, на которых плотность загрязнения почвы радиоцезием составляет более 1 Ки/км², относятся к пострадавшим вследствие аварии. Покрытые лесом площади, с таким уровнем загрязнения, в Житомирской области занимают 60,1% от общей площади лесного фонда государственного лесохозяйственного объединения «Житомирлес» (рис.1) [3, 4, 10]. Радиоэкологические исследования проводятся на этих территориях, свидетельствуют об относительной стабильности радиологической обстановки в лесных экосистемах области, что определяется двумя основными факторами: во-первых, - содержанием радионуклидов в почве и, во-вторых, - уровнем поступления радионуклидов в растительность и их возвратом в почву [8, 9].

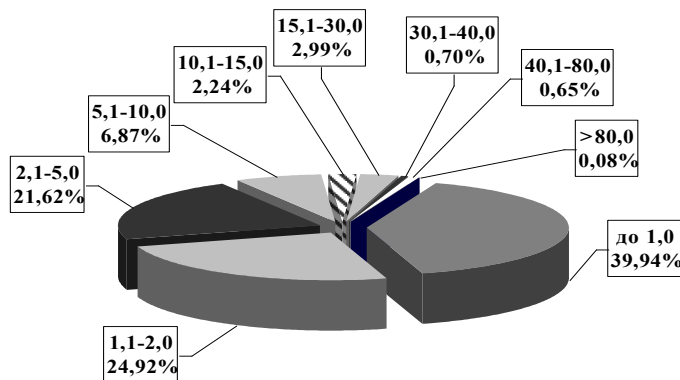


Рис. 1. Распределение площадей ГЛХ "Житомирлес" по плотностям загрязнения почвы ¹³⁷Cs

Для решения радиоэкологических проблем леса и проблем радиационной безопасности при работе в лесных массивах на загрязненных территориях Полесья приказом Минлесхоза УССР в 1986 году на базе Полесской агролесомелиоративной научно-исследовательской станции была основана специальная передвижная радиологическая лаборатория, которую впоследствии переименовали в лабораторию радиологии.

Задачами лаборатории были:

1. Контроль гамма-фона на реперных точках вокруг Житомира (1986 г.);
2. Обследование территории Гослесфонда Житомирской области с разработкой картосхем плотностей радиоактивного загрязнения ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹Pu этих территорий (1987 г.).

Структура радиологической службы

С 1987 года радиологический контроль продукции в лесном хозяйстве Житомирской области осуществляет радиологическая лаборатория Полесской АЛНИС (впоследствии - Полесского филиала УкрНИИЛХА). Согласно Закону Украины, в 1996 году она была аккредитована Госстандартом Украины в системе УкрСЕПРО и получила статус испытательной радиологической лаборатории (ИРЛ), с правом сертификации лесохозяйственной продукции на содержание радионуклидов. Для выполнения радиоэкологических обследований и проведения радиологического контроля лесной продукции испытательная лаборатория оснащена приборами и оборудованием отечественного и зарубежного производства, в частности:

Для обследования на радиоактивное загрязнение лесных массивов, лугов (радиометрическая аппаратура)

- профессиональными дозиметрами ДРГ-01Т, ДБГ-06М;
- дозиметрами-радиометрами ДКС-01 “Селвис”;
- радиометрами-дозиметрами МКС-01Р1;
- радиометрами СРП 68-01.

Для лабораторного гамма-спектрометрического анализа образцов (контроль продукции)

- многоканальным анализатором LP – 4900В, который имеет 4 спектрометрических тракта с детекторами БДЭГ-20 Р2 (NaI 150x150) и БДЭГ-20 Р1 (NaI 63x63)-3шт.;
- гамма-спектрометром СЕГ-40 К с ППД Ge ДГ/ДК-100В3, на одноплатном процессоре SBS-40;
- гамма-спектрометром на одноплатном процессоре EVT SP-1S с детектором БДКГ-03П (NaI 63x63);
- гамма-спектрометром СЕГ-05 с блоком детектирования СЭБ-127 (NaI 63x63).

Для определения стронций-90 + иттрий-90

- бета-спектрометром СЕБ-01;
- радиометрами избирательными РИ-БГ.

Измерения проводят специалисты, которые прошли аттестацию в Украинском радиологическом учебном центре и имеют удостоверения на право проведения радиологических испытаний (контроля) и сертификации продукции на содержание радионуклидов.

Кроме сотрудников ИРЛ в системе службы радиологического контроля лесохозяйственной отрасли в Житомирской области каждый гослесхоз имеет специалиста, ответственного за радиологический контроль. Общая численность службы не превышает 25 человек.

В связи с недостатком отраслевых радиологических лабораторий, в Житомирской области радиологический контроль и сертификация лесохозяйственной продукции осуществляется исключительно ИРЛ Полесского филиала УкрНИИЛХА, что возможно только на основании периодического контроля. Поэтому, для обеспечения своевременного и качественного контроля продукции лесного хозяйства на содержание радиоцезия гослесхозам и гослесхозтагам области устанавливается план отбора образцов как древесной, так и побочной продукции лесопользования (контроль последней осуществляется в целях информирования местного населения). Количество образцов для каждого гослесхоза определяется, исходя из “Рекомендаций...”, объемов деревопереработки, реализации, плотности радиоактивного загрязнения лесных массивов, дозы внутреннего облучения местного населения. Дозиметрический контроль рабочих мест на их соответствие гигиеническим нормам радиационной безопасности осуществляют инженеры-радиологи предприятий [2, 7].

Предварительный (прогнозный) контроль рабочих мест (лесосек) и древесного сырья на корню

На плановых рубках (главного пользования, ухода, санитарных) ответственные по гослесхозам за радиологический контроль (инженеры-радиологи) отбирают с трех модельных деревьев основной породы по 6 образцов древесины с корой (три – с высоты 1,3 м и три – с верхней части дерева), а также по два аналогичных образца из сопутствующих пород. Далее, методом конверта (50x50 м) со всей площади участка специальным буром отбирают почву. В местах отбора измеряют гамма-фон на почве и на высоте 1 м. Образцы древесины и почвы с сопроводительными документами (акты отбора и паспорта) направляются в радиологическую лабораторию для проведения спектрометрических анализов на содержание цезия-137 (в Украине допустимые уровни (ДУ) на стронций-90 в древесине отсутствуют). На

основании полученных данных составляются заключения о пригодности использования древесного сырья данного участка и о мерах радиационной безопасности (РБ), которые необходимо осуществлять при его разработке.

Рубки главного пользования в Украине разрешены на площадях с плотностью загрязнения радиоцезием не выше 10 Ки/км², при условии положительного предварительного результата радиологического контроля древесины [7]. За время работ по контролю продукции в Житомирской области не было установлено превышения ДУ в сортиментах. Частота встречаемости проб древесины с корой на гистограмме расположена асимметрично – сдвинута в сторону малых значений удельной активности радиоцезия (рис. 2). Максимальное количество образцов (37%) приходится на диапазон от 100 Бк/кг до 200 Бк/кг. Максимальная удельная активность образцов древесины с корой не превышала 3000 Бк/кг, при нормативе для пиловочника, не окоренного 18500 Бк/кг. Исключение составляет топливная древесина (ДУ – 740 Бк/кг). Концентрация радиоцезия в древесине с корой варьирует в пределах от 50 Бк/кг (на площадях до 2 Ки/км²) и до 1800 Бк/кг (8-10 Ки/км²).

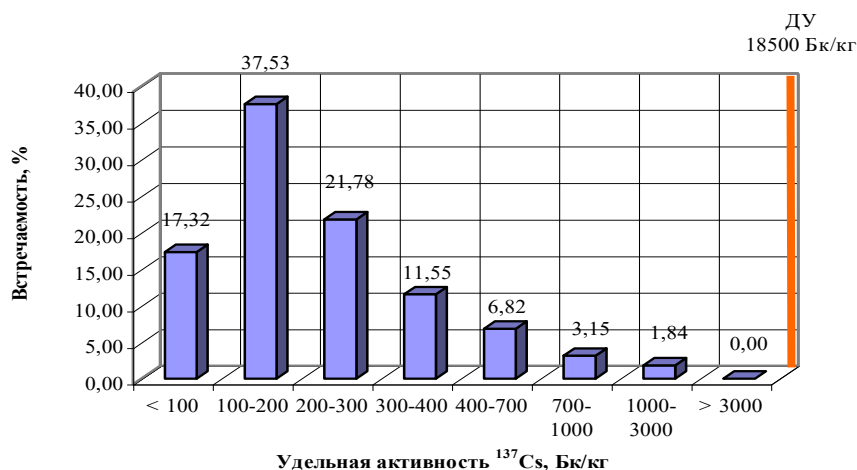


Рис. 2. Частота встречаемости образцов древесины с лесосек в диапазонах удельной активности ¹³⁷Cs

Нельзя недооценивать влияния мозаичности загрязнения почвы на содержание радионуклидов в готовой продукции [2, 3]. Поэтому проведение предварительного контроля лесосек уменьшает возможность погрешностей периодического контроля. Всего за 2000 год было обследовано 962 лесосеки (3078 га) главного пользования и 2405 – рубок ухода. Превышения ДУ в пробах деловой древесины обнаружено не было, а из 609 проб топливной древесины в 11 шт (2,08%) уровни загрязнения превышали допустимые (рис. 3). Около половины (47%) проб топливной древесины имели удельные активности ¹³⁷Cs от 100 Бк/кг до 200 Бк/кг.

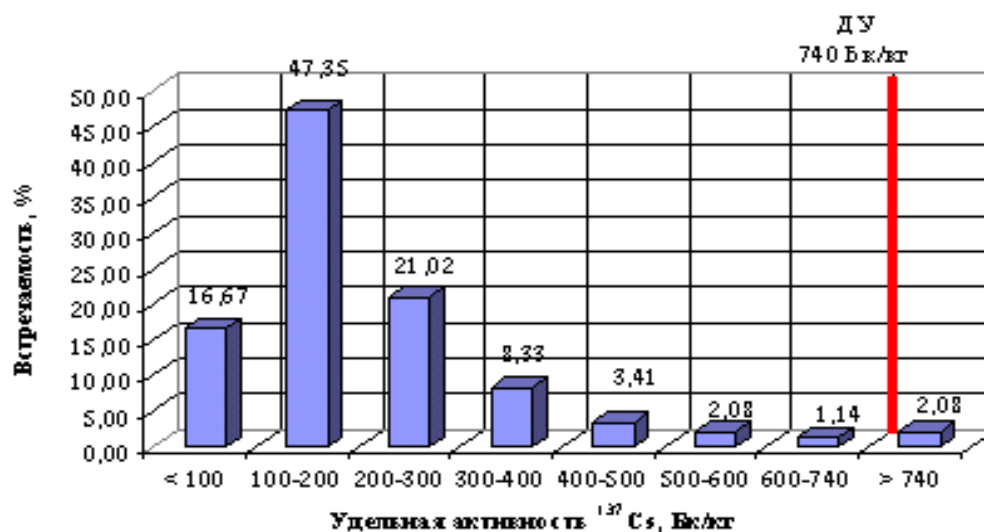


Рис. 3. Частота встречаемости образцов дровяной древесины в диапазонах удельной активности ¹³⁷Cs

Контроль готовой продукции гослесхозов

Испытательная радиологическая лаборатория Полесского филиала УкрНИИЛХА совместно с радиологической службой гослесхозов при контроле готовой продукции использует метод периодического контроля. Суть которого заключается в периодическом (раз в месяц) контроле всей продукции, подлежащей реализации лесоперерабатывающими комплексами. Поскольку реализация древесного сырья с лесосек запрещена, контролируются все виды сортиментов. Кроме того, учитывая продолжительность разработки лесосек и их предварительный контроль, погрешность в результатах спектрометрических измерений образцов, отобранных с одного и того же сортимента, но в разные периоды, например, на протяжении 3 месяцев, можно считать незначительной (не более 30%). Количество образцов продукции одного наименования зависит, прежде всего, от плотности загрязнения почвы в конкретном ГЛХ и объемов реализации.

Всего за 2000 год было проверено 1587 образцов продукции лесоперерабатывающих цехов и комплексов. Вся проверенная продукция соответствует требованиям действующих норм, что иллюстрирует рис. 4. Гистограмма частоты встречаемости проб продукции деревопереработки в диапазонах удельных активностей смещена в сторону меньших активностей. Причем, заметно увеличение частоты встречаемости образцов в диапазонах 0-100 Бк/кг и 100-200 Бк/кг по сравнению с данными рис.1 и 2, что указывает на снижение содержания цезия-137 в готовой древесной продукции лесхозов. Минимальная удельная активность ^{137}Cs в продукции лесоперерабатывающих комплексов составляет 6 Бк/кг, среднее значение – 130 – 140 Бк/кг, а максимальное – 1670 Бк/кг.

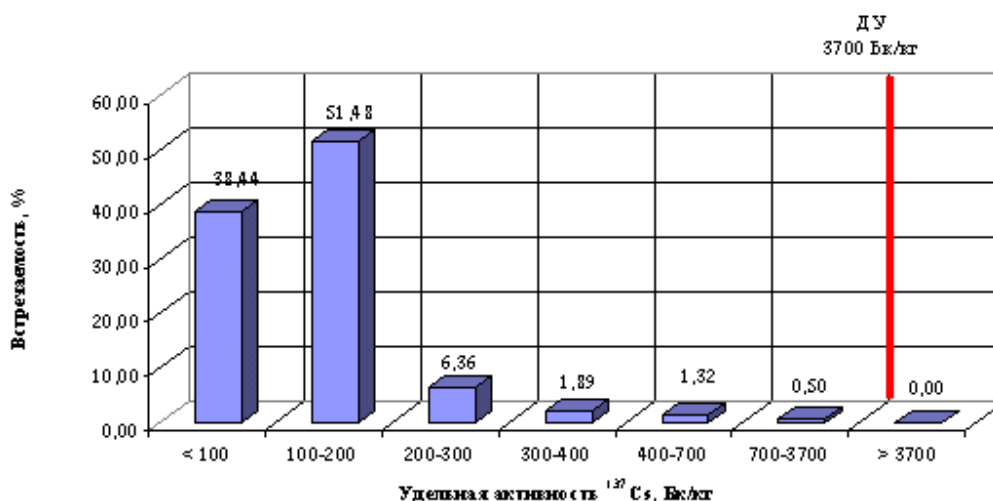


Рис. 4. Частота встречаемости образцов продукции ЛПК в диапазонах удельной активности ^{137}Cs

Контроль побочной продукции лесопользования

На Житомирщине планомерно заготавливается только живица и в некоторых лесхозах – березовый сок и мед. Длительный период и сравнительно небольшие объемы заготовок дают возможность контролировать и сертифицировать каждую партию этой продукции непосредственно перед реализацией. За 2000 год отобрано и измерено на содержание радионуклидов 53 пробы живицы, 17 проб березового сока и 9 – меда. Средние удельные активности радиоцезия составили 73, 80 и 64 Бк/кг соответственно. Пробы отбирались в районах с плотностью загрязнения почвы цезием-137 – 8-10 Ки/км².

Контроль сельскохозяйственной продукции

Как правило, этот вид продукции контролируется исключительно в информационных целях. В 2000 году отобрано и проанализировано 106 проб, из них 8,4 % (злаковые, выращенные в северных районах области с плотностью загрязнения почвы 5 Ки/км² и выше) превышают допустимую концентрацию цезия-137. Образцы, как правило, отбирают на приусадебных участках работников лесничеств и в местах выпаса скота и заготовки сена.

Пищевые продукты имеют различные средние удельные активности, зависящие, в основном, от вида растений и плотности загрязнения угодий. Так, у корнеплодов она составляет 35-40 Бк/кг, у плодовых растений – до 25 Бк/кг и у злаковых – 15-18 Бк/кг (2-5 Ки/км²). Средние удельные активности цезия-137 в сене и зеленых кормах, образцы которых отбирались на неулучшенных лесных сенокосах и пастбищах, варьируют от 200 Бк/кг (1-2 Ки/км²) до 12000 Бк/кг (15 Ки/км² и выше).

Контроль лесных ягод, грибов, лекарственных растений и дичи

Все виды побочного пользования имеют прямой выход на получение пищевой продукции леса, используемой населением. Вклад лесных ягод, грибов и дичи в суммарную дозу внутреннего облучения сельского населения Украинского Полесья, по оценкам специалистов, широко варьирует – от 22% до 60%, а для критических групп – повышается до 80% [1, 4, 6]. Для информирования местного населения ежегодно в начале сезона сбора грибов и ягод, а также перед открытием охоты представители службы радиологического контроля отбирают образцы этих компонентов лесных экосистем. Отбор образцов осуществляют в наиболее загрязненных кварталах.

За период заготовки грибов в 2000 году проверено на содержание ^{137}Cs 196 проб различных видов съедобных грибов, из которых 156 (80%) превышали допустимые санитарные нормы. Удельные концентрации радионуклидов в плодовых телах грибов превышают ДУ на территориях с 1 Ки/км² (712 Бк/кг), а на площадях с плотностью загрязнения 7 Ки/км² этот показатель возрастает до 12200 Бк/кг. Максимальное значение удельной активности за период 2000 года было обнаружено в плодовых телах лисичек (101 квартал Лугинского лесничества, Лугинского ГЛХ) – 63474 Бк/кг и в сыроежках, отобранных в 5 таксационном квартале Замысловичского лесничества (Белокоровичский ГЛХ) – 54076 Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs в пробах свежих грибов по Житомирской области варьирует от 6000 до 6500 Бк/кг. Наибольшей встречаемостью среди грибов Житомирщины характеризовались образцы в диапазоне удельной активности радиоцезия от 500Бк/кг до 1000 Бк/кг (16,84%). Больше 29% проб грибов превышало установленные нормативы на содержание цезия-137 в плодовых телах грибов в 10 и более раз (рис. 5).

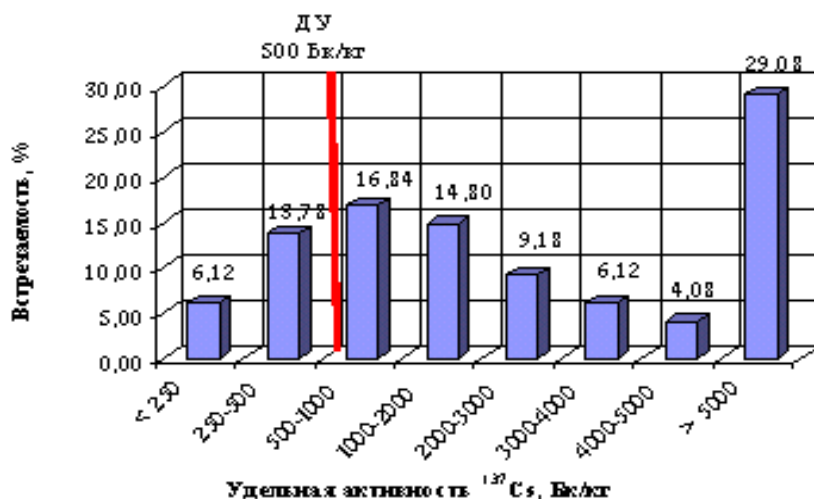


Рис. 5. Частота встречаемости образцов грибов в диапазонах удельной активности ^{137}Cs

В 2000 году было отобрано 243 пробы лесных ягод, из которых в 135 (55,6%) удельная активность радиоцезия превысила ДУ. На территориях с плотностью загрязнения почвы 2,5 Ки/км² средняя удельная активность ^{137}Cs составляет 788 Бк/кг, а в регионах с плотностью загрязнения свыше 7 Ки/км² – увеличивается до 3490 Бк/кг. Максимальная удельная активность ^{137}Cs в свежих ягодах (7096 Бк/кг) была определена в пробах, отобранных в 45 квартале Белокоровичского лесничества одноименного гослесхоза. Наибольшая частота встречаемости проб свежих лесных ягод характерна в диапазонах активностей по цезию-137 до 250 Бк/кг (наибольшее количество проб), от 250 до 500 Бк/кг (критический ряд), и от 500 до 750 Бк/кг (рис. 6).

По лекарственным растениям радиологическая обстановка в загрязненных кварталах еще более сложная. На пробных площадях с плотностью загрязнения 2 Ки/км² удельная активность радиоцезия в сухой фитомассе превышает 1000 Бк/кг, а на местности, где плотность загрязнения почвы достигает 7 Ки/км², этот показатель возрастает в 4-5 раз. Максимальное значение удельной активности радиоцезия в сезон сбора лекарственных трав в 2000 году достигало 86000 Бк/кг в сухой фитомассе (Белокоровичский ГЛХ), а средний показатель этой величины колебался в больших пределах и зависел от вида сырья, района отбора проб, плотности загрязнения почвы цезием-137 и типа условий местопроизрастания.

Перед открытием сезона охоты, на территории гослесфонда в северных и северо-западных районах Житомирской области, было отстреляно на спектрометрический анализ 13 косуль (в пробах 12 из них содержание ^{137}Cs превышает ДУ), 5 кабанов (3), 4 зайца (1), а из 7 представителей пернатой дичи – у всех концентрация цезия-137 была ниже допустимых пределов. Полученные результаты анализа свидетельствуют, что в местах с плотностью загрязнения радиоцезием 2 Ки/км² (примерно 50% площади ГЛХ) средняя удельная активность мяса кабана составляет 5000 Бк/кг, косули – 3000 Бк/кг, у пернатых – 70 Бк/кг.

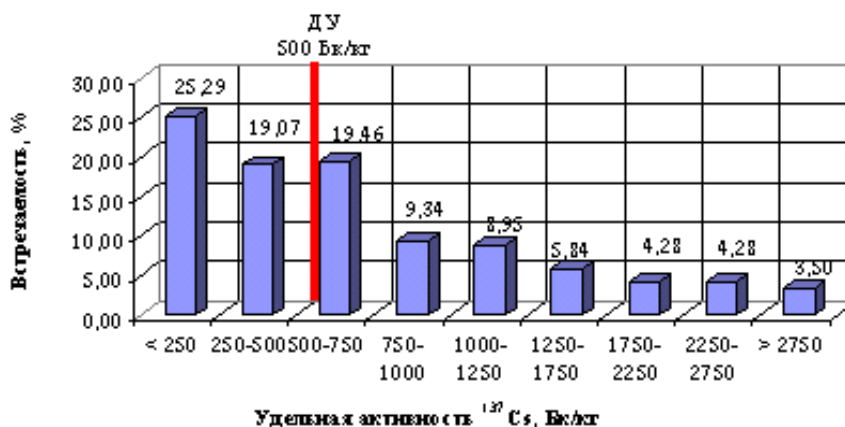


Рис. 6. Частота встречаемости образцов лесных ягод в диапазонах удельной активности ^{137}Cs

Всего за 2000 год службой радиологического контроля объединения “Житомирлес” и испытательной радиологической лабораторией Полесского филиала УкрНИИЛХА было отобрано и проанализировано в информационных целях 600 проб продукции побочного лесопользования более, чем из 400 таксационных кварталов. Из них превысили ДУ 390 проб (65%).

Анализ результатов измерений показал, что превышение санитарных норм деловой древесной продукцией лесного хозяйства области из-за высоких нормативов на содержание ^{137}Cs – маловероятно. Исключение составляет топливная древесина, у которой встречаемость проб в диапазоне удельных активностей радиоцезия свыше допустимого уровня – 2%. К наиболее критическим видам лесопродукции Житомирщины относится продукция побочного лесопользования (грибы, ягоды, мясо дичи), которая в ближайшее время будет играть основную роль в дозах внутреннего облучения местного населения.

Отраслевая служба радиологического контроля вносит значительный вклад в предотвращение распространения радиоактивно загрязненной продукции лесного хозяйства. Своевременно информируя население районов, пострадавших от Чернобыльской катастрофы, о сложившейся радиологической обстановке на охотничьих угодьях, в местах массового сбора лесных ягод, грибов, выпаса скота на лесных лугах и сенокосах, тем самым снижает риск получения дополнительных доз внутреннего облучения населением. Специалисты испытательной лаборатории Полесского филиала УкрНИИЛХА оказывают методическую помощь по производственным вопросам радиологическим службам гослесхозов многих областей Украины. Они проводят обследования лесных экосистем по разным темам, с выдачей необходимых разъяснений и рекомендаций по ведению хозяйственной деятельности в условиях радиоактивного техногенного заражения сырья, продукции, территорий.

Литература

1. Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель формирования внутренней дозы облучения населения от пищевой продукции леса. // Чернобыль: Экология и здоровье. - Гомель: Институт механики металлополимерных систем, 1998.-№ 1(5).-С.11-15.
2. Калетник Н.Н., Краснов В.П., Орлов А.А., Иркиенко С.П., Мазепа М.Г., Подкур П.П., Загребин А.Б., Худолей В.Н., Давыдов Н.Н. О радиологическом контроле в лесном хозяйстве Украины // Лесное хозяйство. – 1995. – N 1. – С. 2-39
3. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України.-Житомир: Волинь, 1998.- С.9-19.
4. Краснов В.П., Турко В.М., Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Курбет Т.В. Вміст ^{137}Cs у недеревній продукції лісів України за даними багаторічного моніторингу в місцях випасу приватної худоби, заготовів грибів та ягід навколо населених пунктів. // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України /Наукові праці Поліської ЛНДС.-Житомир: Волинь, 1999.-Вип.6.-С.7-11.
5. Лес и Чернобыль / Ипатъев В., Булавик И.М., Булко Н.И., Дворник А.М., Жученко Т.А. // Проблемы лесоведения и лесоводства: Научные труды Института леса АНБ.-Гомель, 1993.-Вып. 37.-С.34-43.
6. Михайлов А.В., Лось И.П., Богданов Г.О. Результаты оценки парциального вклада отдельных продуктов питания в дозу внутреннего облучения сельского населения Полесья в замкнутом крестьянском хозяйстве // Наука. Чернобыль-97, Науч.-практ. конф. 11-12 февраля 1998г.: Сб. тезисов.-Киев, 1998.-С.128.
7. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення./Під ред. Калетника М.М., - Київ, 1998.- С. 5-8.

8. Табачный Л.Я., Соломатин Ю.П., Лось И.П. и др. Комплексный радиоэкологический мониторинг на загрязненных территориях в различных ландшафтно-геохимических зонах. // Тез. докл. Науч.-практ. конф. «Наука. Чернобыль-96», Киев, 11-12 февраля 1997г.-Киев, 1997.-С. 76.
9. Ткачук В.І., Холод М.М. Радіаційне забруднення ¹³⁷Cs недеревної продукції лісів в місцях заготівлі грибів, ягід та випасу приватної худоби навколо населених пунктів Житомирщини. // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. /Наукові праці Поліського філіалу УкрНДІЛГА.-Житомир: Волинь-2000.-Вип. 1(7).-С.72-80.
10. Чернобыльская катастрофа./Под ред. Барьяхтара В.Г., - Киев, Наукова думка, 1995.- 559 С.

¹Холод М.М., ¹Дмитренко О.Г., ¹Прищепя О.Л., ²Ткачук В.І.

Радіологічний контроль в лісовому господарстві Житомирщини у 2000 році

1 - Поліський філіал УкрНДІЛГА; 2 - Державне лісогосподарське об'єднання " Житомирліс", м.Житомир.

Стаття присвячена роботі лісової радіологічної служби Житомирщини. В ній наведена структура служби, методи контролю продукції лісового господарства з метою її сертифікації по радіологічній ознаці. Проведено аналіз результатів гамма-спектрометричних вимірів за 2000 рік по усіх видах лісогосподарської продукції, та її розподіл в діапазонах питомих активностей ¹³⁷Cs.

¹Kholod M.M., ¹Dmitrenko A.G. ¹Prishchepa O.L., ²Tkachuk V.I.

Radiological control in forestry of Zhitomir region in 2000

1 – Poliss'kiy Branch of UkrSRIFA; 2 – State Forestry Unit "Zhitomirles", Zhitomir

The article was dedicated to activity of forest radiological service of Zhitomir region during 2000.

Analysis of results of gamma-spectrometric measurements of all kinds of forestry products was made as well as their distribution in various diapasons of ¹³⁷Cs specific activity in 2000 year.

Свириденко В.Є. –

кандидат сільськогосподарських наук

Національний аграрний університет, м. Київ

Ірклієнко С.П., Турчак Ф.М. –

кандидати сільськогосподарських наук

Поліський філіал УкрНДЛГА, м. Житомир

Досвід реконструкції малоцінних молодняків в Андрушівському лісництві Попільнянського держлісгоспу

В повоєнні роки лісівникам Житомирщини довелося заліснювати значні площі вирубок воєнних років. Ці роботи проводилися при відсутності механізмів, тому підготовка ґрунту на задернїлих та зарослих березою та осикою вирубках не задовольняла вимог агротехніки і лісові культури довготривалий час не змикалися, не переводилися у покриті лісовою рослинністю землі. У лісництві в кінці 50-х рр. ХХ ст. накопичилися значні площі незадовільних культур дуба, а зруби дубово-березо-осикових деревостанів уже у перший рік покривалися густою щіткою поновлення берези та осики. Підготовка ґрунту під лісові культури кінними плугами була надто ускладненою. До всього цього ділянки культур поблизу населених пунктів пошкоджувалися худобою.

У ті роки вже був накопичений певний досвід виправлення малоцінних насаджень та лісових культур, які протягом 7-8 років не змикалися. Пізніше з'явилися публікації, які узагальнювали способи виправлення таких насаджень (М.М.Горшенін, С.В.Шевченко, 1954; П.П.Ізюмський, 1965 та ін.). На виробництві планувався і щорічно виконувався такий захід, як введення у незадовільного стану культури швидкорослих та цінних деревних порід із метою прискорення їх змикання. Найчастіше введення цінних порід проводилося шляхом підготовки ґрунту борознами посередині 2-метрових міжрядь у культурах дуба, а іноді – шляхом підготовки вручну 0,5-1,0-метрових площадок, які розміщувалися у вільних від деревних рослин місцях. Середня кількість таких площадок становила 100 шт. га⁻¹. У площадки висаджувалися найчастіше 2-річні сіянці модрина сибірської, а в борозни, що влаштовувалися в культурах дуба, - 2-річні сіянці ялини європейської.

В Андрушівському лісництві переважали вирубки у лісорослинних умовах свіжого, перехідного від свіжого до вологого та вологого сугрудків. При проведенні головних рубок взимку вирубки вже в поточному році вкривалися густою щіткою осики коренепаросткового походження, яка в той же рік досягала іноді висоти 1,5 м. Створювати культури головної породи – дуба – на таких площах при відсутності корчувальної техніки, тракторних знарядь для механізованої підготовки ґрунту – дуже важко. Часто створені культури дуба при підготовці ґрунту кінними плугами були приречені на загибель.

В кінці 50-х рр. ХХ ст. Андрушівським лісництвом широко практикувалося не тільки введення в рядові культури дуба, які не змикалися до 10 років, ялини європейської, але і площадками модрина сибірської. Наслідок такого заходу в перші ж роки життя висаджених рослин був позитивний. Вже на 3-4 рік модрина давала посиленій приріст у висоту і згодом зрівнювалася з наявними культурами дуба. А от створення культур на зарослих осикою та березою вирубках часто не давало позитивних результатів. Потрібні були пошуки нестандартних підходів до створення культур, які б забезпечили успіх. Одним з варіантів такого підходу було використання 3-4 – річних саджанців ялини європейської.

В ті часи ялина, що вирощувалася в шкілках з метою використання на новорічні ялинки, не знаходила збуду, оскільки новорічні ялинки лісництво заготовляло з природного поновлення в сосново-ялинових лісостанах, які зростали в умовах вологого та перехідного від вологого до свіжого сугрудку. Вони якраз і користувалися підвищеним попитом. Ідея використання саджанців ялини була втілена в життя в 1960 р., коли у кв.108 Андрушівського лісництва були створені культури на покритій густим поновленням м'яколистяних порід вирубці.

Детально цей досвід, як і виправлення незадовільних культур дуба введенням модрина сибірської, описаний у нашій роботі (В.Є.Свириденко, С.П.Ірклієнко, 1986), у якій підведений підсумок досягнутого через 25 років після робіт по реконструкції. Слід відмітити, що введення ялини саджанцями було здійснено після прорубування 1-метрової ширини коридорів у густому поновленні берези та осики через 3 м. Саджанці висаджувалися під лопату через 1 м в ряду. Як виявилось згодом, таке розміщення посадкових місць – надто густе. Доцільніше розміщувати саджанці ялини за схемою 4 x 1,5 x 2,0 м. Подальший догляд за культурами здійснювався шляхом кількох освітлень та прочишень, при яких вирубувалися м'яколистяні породи. Уже через 5-6 років відмічений посиленій приріст у ялини, яка успішно конкурувала з залишками берези та осики, а через 25 років на ділянці сформувався чистий ялиновий деревостан (табл.1). Цей досвід показав, що в умовах вологих сугрудків після вирубки змішаних дубово-м'яколистяних деревостанів і при теперішньому дефіциті жолудів дуба можна створювати ялинові насадження без підготовки ґрунту плугами, а використовуючи крупномірний садивний матеріал, який потрібно висаджувати з комом землі у підготовлені лопатою або мотобуром

ямки. Традиційний лісокультурний догляд за такими посадками непотрібний, а потрібне своєчасне проведення освітлень.

Виправлення невдалих, розладнаних культур дуба за допомогою введення модрини був здійснений у кінці 50-х рр. Однолітні сіянці модрини сибірської пересаджувалися в шкілку і через рік використовувалися як садивний матеріал. Саджанці висаджувалися в площадки, які готувалися вручну. На кожній площадці в 0,5 м² розміщувалося до 5 саджанців, а площадок готувалось в середньому до 100 шт. га⁻¹. За саджанцями вівся лісокультурний догляд протягом 3 років до моменту початку прискороного росту модрини в висоту. Через 25 років після реконструкції незадовільних культур дуба у кв.24 насадження мало склад порід 6Мс3Дз1Гз+Кзв,Язв. Таксаційна характеристика деревостану наведена в табл.1. Повнота його наблизилась до 0,8.

Об'єкт реконструкції в кв. 28 являв собою також незадовільні культури дуба в умовах свіжої судіброви. У підготовлені кінним плугом борозни посередині 2-метрових міжрядь культур були висаджені 2-річні сіянці ялини. Протягом 2 років проводився догляд за ґрунтом.

Таблиця 1

Таксаційна характеристика деревостанів через 25 років після реконструкції

Склад порід	ТЛУ	Порода	Кількість дерев, шт·га ⁻¹	Середні		Сума площ поперечних перерізів, м ² ·га ⁻¹	Запас, м ³ ·га ⁻¹
	Боні- тет			Н,м	Д,см		
кв.108, вид5, 6,7 га							
10Яє+Бп	$\frac{C_3}{16}$	Яє	2240	16,7	20,5	48,6	450
кв.24 (бувш.кв.19), вид.5, 1,6 га							
6Мс3Дз1Гз+ Кзв,Язв	$\frac{C_2}{16}$	Мс Дзв	440 530	20,1 18,3	17,2 14,9	22,8	220
кв.28, вид.6, 12 га							
6Яє3Дз1Гз	$\frac{C_2}{1}$	Яє Дз	1840 1040	12,0 13,0	14,01 3,2	40,9	310

З даних, що наведені в табл. 1, можна зробити висновок, що введення в дубові культури ялини дало певний позитивний результат. Але через 25 років після реконструкції виявилось, що значна частина дерев ялини – тонкомірні, вони не можуть успішно конкурувати з дубом та іншими листяними породами в свіжих лісорослинних умовах.

Наступна таксація деревостанів на ділянках, які відображають різні способи реконструкції малоцінних насаджень, проведена через 40 років після реконструкції. Її результати наведені в табл. 2. Як видно з наведених даних, лісівничий догляд у віці проріджувань забезпечив сформування повноцінних для даних лісорослинних умов лісових насаджень.

Вражає своєю високою продуктивністю ялинове насадження у кв. 108, що підтверджує доцільність для даних умов використання крупномірного садивного матеріалу при реконструкції малоцінного молодняка листяних порід. Цілком себе виправдало введення модрини сибірської в розладнані культури дуба, яка в 40 років після реконструкції домінує в складі деревостану. Вона має практично однакову висоту з дубом, який на 10 років старіший. Можна сподіватись, що через певний час на даній площі зростатиме складне насадження з модриною, дубом та ясенем у першому ярусі і липою та грабом – у другому.

Докорінно змінилася картина на ділянці реконструкції незадовільних культур дуба введенням ялини дворічними сіянцями в плужні борозни (кв.28, вид.6). Якщо через 25 років у складі деревостану домінувала ялина, то через 40 років вона стала тільки домішкою, а переважає в складі липа серцелиста. Очевидно, що у свіжих сугрудках ялина не може успішно конкурувати з листяними породами. Дуб має лише п'яту частку запасу, тому можна з впевненістю сказати, що у такий спосіб виправляти незадовільні дубові культури – не слід, він не дає потрібного ефекту.

Узагальнення досвіду реконструкції малоцінних насаджень потрібно проводити постійно, щоб на фактичних результатах цього заходу відпрацювати надійні способи поліпшення стану, якості та підвищення продуктивності лісів. Досвід Андрушівського лісництва повинен стати надбанням лісівничої практики і може бути використаний у аналогічних лісорослинних умовах для виправлення малоцінних насаджень.

Таблиця 2

Таксаційна характеристика деревостанів через 40 років після реконструкції

Склад порід	ТЛУ	По-ро-да	Кількість дерев, шт·га ⁻¹	Середні		Сума площ поперечних перерізів, м ² ·га ⁻¹	Запас, м ³ ·га ⁻¹	Вируба но, м ³ ·га ⁻¹
	Боні тет			Н,м	Д,см			
кв.10, вид. 5 пл.6,7 га								
10Яє+Бп	<u>Сз</u> Іс	Яє	970	23,4	24,8	46,9	488	33
кв.24 (колиш.19), вид.5. пл. 1,6								
5Мс3Дз2Язв +Лп,Кзв,Гз,Бп	<u>Сз</u> Іс	Мс	440	23,8	21,3	42,7	378	16
		Дз	340	23,5	20,9			
		Язв	170	18,0	19,8			
		Лс	90	20,3	17,9			
		інші	30					
кв.28, вид. 6, пл. 12,0								
5Лп2Дз2Аб1Гз +Бп,Яє	<u>Сз</u> І	Лс	180	22,0	29,8	31,9	276	45
		Дз	80	21,0	29,8			
		Аб	200	20,5	22,2			
		Гз	70	17,6	23,0			
		Яє	140	7,2	10,81			
		Язв	50	18,2	9,5			

Література

1. Горшенін М.М., Шевченко С.В. Досвід реконструкції малоцінних деревостанів.-Львів: книжк.-журн. Вид-во, 1954.-140 с.
2. Изюмский П.П. Методы обновления малоценных насаждений.-М.: Лесн. пром-сть, 1965.-152 с.
3. Свириденко В.Є., Иркиенко С.П.. Повышение продуктивности малоценных и расстроенных молодняков в Андрушевском лесничестве Коростышевс—кого лесхозага // Совершенствование лесного хозяйства и защитного лесоразведения. Сб. научных трудов УСХА, 1986.-С.26-29.

Свириденко В.Є., Иркиенко С.П., Турчак Ф.М.

Опыт реконструкции малоценных молодняков в Андрушевском лесничестве Попельнянского гослесхоза

Національний аграрний університет, м. Київ, Поліський філіал УкрНДІЛГА, м. Житомир

Обобщен опыт реконструкции малоценного мягколиственного насаждения и неудовлетворительных культур дуба путем ввода саженцев ели обыкновенной и лиственницы сибирской, который позволил через 40 лет вырастить высокопродуктивные насаждения.

Svyrydenko V.E., Irkliencko S.P., Turchak F.N.

Reconstruction practice of low-valued young stands in Andrushivka district forestry at Popilnia state forestry

The reconstruction practice of low-valued soft-leave stand and unsuccessful oak plantations by introduction of *Picea exelsa* Link. and *Larix sibirica* Ldb. is generalized. That practice during 40 years allowed to grow high productive forest stands.

Войтюк В.П. –

кандидат сільськогосподарських наук,

Коцун Л.О. –

кандидат біологічних наук

Волинський державний університет, м. Луцьк

Поширення та насіннева база інтродукованих деревних порід у Волинській області

Перспективним напрямком збагачення видової різноманітності дендрофлори будь-якого регіону є використання в насадженнях інорайонних рослин. Як правило, переважна більшість інтродуцентів використовується в культурних насадженнях населених пунктів для вирішення етико-естетичної, сануючої, рекреаційної та захисної функцій. Проте, чимало інтродуцентів мають важливе господарсько-утилітарне значення, в тому числі вони можуть з успіхом бути використані для створення стійких і високопродуктивних лісових культур-фітоценозів. Тому вивчення й узагальнення наявного досвіду впровадження інтродуцентів у культуру лісового господарства певного регіону становить безперечний науковий інтерес й має важливе практичне значення. Аналіз місцезнаходження екзотів, вивчення їх таксаційних показників, репродуктивних можливостей дозволяють визначити популяційне розмаїття інтродуцентів та оцінити їх генетичний потенціал у нових умовах зростання.

У лісових господарствах Волинської області надбано певний досвід лісокультурного вирощування екзотів. Серед них модрина європейська, японська, сибірська, псевдотсуга Мензіса, сосна Веймутова, горіхи чорний та маньчжурський, бархат амурський тощо.

Модрина європейська (*Larix decidua* Mill.) зростає в лісових масивах на загальній площі 620 га. Переважно вона зустрічається як домішка в насадженнях дуба, сосни, клена, берези та інших аборигенних порід. Проте є і чисті насадження. Так, у Губинському лісництві Володимир-Волинського держлісгоспу, у кварталі 13, виділ 18, на площі 1,6 га зростає модринове насадження віком понад 60 років за 1^а бонітетом. Його середня висота сягає 33 м, а середній діаметр стовбура - 34 см, при повноті 0,5 запас деревини на 1 га становив 512 м³. Це насадження є державною ботанічною пам'яткою місцевого значення (рис.1). Високопродуктивні сосново-модринові культури зростають у кварталі 18, виділ 2 цього ж лісництва, на площі 3 га. У свіжій судіброві у віці понад 70 років модрина має середню висоту 29 м, середній діаметр стовбура – 30 см, а сосна відповідно - 24 м і 32 см.

На лісорозсаднику (квартал 17) Павловського лісництва Володимир-Волинського держлісгоспу в 1991 р. створено клонову лісонасінну плантацію модрини європейської площею 4,5 га. Тип лісорослинних умов – С₂; ґрунт – дерново-середньопідзолистий суглинистий на воднольодовикових відкладах. Унаслідок відсутності надійної загорожі більшість щеп загинуло від пошкодження саджанців козулями. Насінну плантацію необхідно доповнити щепами або саджанцями модрини європейської, вирощеними з плюсових дерев (на Волині таких дерев відібрано 35 шт.), або ж з кращих дерев модрини японської із метою отримання гібридного насіння.

Перспективною лісовою культурою є **модрина японська** (*Larix leptolepis* Gord.), яка відзначається високою енергією росту, якісною деревиною, декоративністю. На Волині зустрічається переважно в дендрологічних колекціях. У кв.40, в.5 Цуманського лісництва однойменного держлісгоспу створено ПЛНД модрини японської площею 0,6 га з розміщенням дерев 4 x 5 м. Ґрунт – вологий дерново-підзолистий супіщаний, тип лісорослинних умов – С₃. В 29-річному віці насадження зростало за 1^о бонітетом, із середньою висотою 19,5 м, середнім діаметром 29,7 см. При повноті 0,6 запас деревини на 1 га становив 310 м³.

Насінненосить модрина японська рясно, дає повноцінне насіння: лабораторна схожість – 78%. Насіння висівали весною після одномісячної стратифікації при температурі +5°C. Сходи з'явились в середині травня. Ґрунтова схожість насіння - 61%. Висота однорічних сіянців - 7-8 см, дворічних - 17 см.

У лісництвах Волинської області розпочато роботу по виявленню перспективності впровадження в культуру лісового господарства **модрини сибірської** (*Larix sibirica* Ledeb.). Культури цієї породи з різною густиною посадки створені весною 1994 року у кв. 66, виділ 7 Ківерцівського лісництва Ківерцівського держлісгоспу на ділянці площею 1,6 га.

Псевдотсуга Мензіса (*Pseudotsuga menziessii* (Mirb.) Franco.) на Волині зустрічається переважно в парках, дендраріях. Так, в дендрарії Павловичівської середньої школи в Локачинському районі зростає 14 дерев віком 20-25 років, біля Павлівського лісництва - 12 дерев віком 29 років. Середня висота останніх становить 12,6 м, а середній діаметр – 27,7 см, об'єм стовбура – 0,39 м³. У дендрарії Губинського лісництва зростає 13 дерев *Pseudotsuga menziessii* var. *glausa*. Їх вік - біля 70 років, висота - 23 м, діаметр стовбура - 46 см. У насадженнях псевдотсуга відзначається рясним насінношенням, дає повноцінне насіння. Лабораторна схожість насіння - 59%, ґрунтова - 44%, висота однорічних сіянців - 5-7 см.



Рис.1. Генетичний резерват модрини європейської у кв. 13, в. 18 Губинського лісництва Володимир-Волинського держлісгоспу.

Лісничим Губинського лісництва М.І. Демчуком поряд із дубом червоним і ялиною звичайною створено культури псевдотсуги на загальній площі 1,5 га (кв.29, в.3, тип лісорослинних умов - С₂). Культури у віці 26 років мали повноту 1,22, бонітет 1^а, запас деревини на 1 га – 183 м³. Середній діаметр стовбура дорівнював 14,5 см, максимальний - 27 см, середня висота - 12,7 м, максимальна - 16,5 м. Велика загущеність псевдотсуги і запізніле прорідження створили умови, за яких багато дерев узимку зігнулися від снігу, а згодом були зрубані. Ті ж дерева, що лишилися, практично є лідерами. З метою ефективного використання цих дерев пропонуємо створити на даній ділянці піднаметовий розсадник для отримання самосіву псевдотсуги.

Сосна Веймутова (*Pinus strobus* L.) зустрічається в парках, дендраріях, зрідка в лісових культурах. Так, у Берестянському лісництві Цуманського держлісгоспу, у кварталі 28, виділ 2, на площі 2,4 га зростають із домішкою сосни звичайної та ялини звичайної 50-річні культури цієї породи.

Цінним селекційним об'єктом є насадження сосни Веймутова площею 1,0 га у кварталі 24, виділ 5 Павлівського лісництва Володимир-Волинського держлісгоспу. Даний деревостан виділено в генетичний резерват. Створено насадження у 1911 році посадкою саджанців із розміщенням 1х1 м. Грунт - сірий лісовий суглинний. Тип лісорослинних умов – С₂. В 75-річному віці склад насадження - 9Св.1Сзв.+Я, Мо, Д, Г, бонітет – I, повнота - 0,5, запас деревини на 1 га – 318 м³, в т.ч. сосни Веймутова – 260 м³. Середня висота насадження становила 25,7 м, середній діаметр – 36,2 см. За селекційною шкалою М.М. Вересіна деревостан відноситься до нормальних насаджень. Розподіл дерев за селекційними категоріями наступний: участь кращих із нормальних дерев - 22%, нормальних – 46%, мінусових – 32%. З метою забезпечення природного відтворення насадження доцільно виконати роботи по сприянню природному поновленню (вирубка підліску, розчистка й рихлення площадок у прогалинах тощо).

Аналіз насіння сосни Веймутова показав, що лабораторна схожість його дорівнює 53%, ґрунтова - 34%, висота однорічних сіянців – 2,5-3 см.

У Маневіцькому лісництві Маневіцького держлісгоспу, у кварталі 19, виділ 23, на площі 13 га зростають 30-річні насадження **сосни жорсткої** (*Pinus rigida* Mill.), яка здатна розмножуватись паростками від пенька.

Цінною лісовою породою за рахунок якісної деревини, листяного опаду, тіневитривалості є **бук лісовий** (*Fagus sylvatica* L.) . На Волині в Літинському та Горохівському старовинних парках збереглися вікові дерева буку лісового (висота в одного досягла 19 м, діаметр стовбура - 60 см, висота іншого – 24 м, діаметр – 130 см). У лісових культурах бук лісовий зустрічається в Берестечківському, Ківерцівському, Горохівському, Рожищенському лісництвах. У Луцькому лісництві на площі 10 га зростають 50-річні насадження цієї культури з домішкою дуба й сосни.

Значний практичний інтерес для лісового господарства становлять горіхи. Зокрема, **горіх чорний** (*Juglans nigra* L.) є субституентом дубу звичайному в лісостеповій зоні. На Волині він зустрічається переважно в дендрологічних колекціях. Цілоком зимостійкий, ясно цвіте й плодоносить, дає схоже насіння. В лісових культурах частіше зустрічається **горіх маньчжурський** (*Juglans manshurica* Maxim.). У Берестечківському лісництві його 20-річні насадження, створені на площі 11 га.

Вивченням ПЛНД горіха маньчжурського і волоського в Павлівському лісництві виявлено, що горіх маньчжурський більш морозостійкий. Тому середні параметри дерев горіха маньчжурського є значно більшими, ніж у горіха волоського: середня висота у 38-річному віці відповідно дорівнює 14,1 м і 9,7 м, діаметр стовбура – 34,4 і 27,1 см, діаметр крони – 7,4 і 3,3 м.

На лісорозсаднику Павлівського лісництва Володимир-Волинського держлісгоспу створені єдині в області ПЛНД сосни сибірської кедрової та сосни жовтої. ПЛНД сосни **сибірської кедрової** (*Pinus sibirica* (Rupr.) Mayr.) площею 1,4 га закладена в 1990 році саджанцями із закритою кореневою системою. Приживлюваність саджанців становила 100 %, а у 1999 році – 98 %. У 12-річному біологічному віці середня висота становила 99,4 см, а середній діаметр кореневої шийки 11,4 мм, приріст у висоту поступово зростав від 13 до 23 см у рік, а у середньому дорівнює 18 см. Причому спостерігається велика мінливість дерев за висотою ($V = 42,8 \% - 67,8 \%$). Враховуючи відносно повільний ріст сосни сибірської в молодому віці, вважаємо за доцільне використовувати міжряддя ділянки для вирощування просапних культур або для створення плантації новорічних ялинок.

ПЛНД **сосни жовтої** (*Pinus ponderosa* Dougl.) створено на цьому ж лісорозсаднику в 1995 р. на площі 1,5 га. Дворічні саджанці отримані з селекційного лісонасінницького центру об'єднання “Волиньліс”. Розташування саджанців на площі 8х8 м. В міжряддях закладено плантацію новорічних ялин. Середня висота сосни в 7-річному біологічному віці сягає 130,6 см, а діаметр кореневої шийки – 16,6 мм. Коефіцієнт варіювання висоти значний і з роками зменшився від 36,8 % до 21,8 %. Середній приріст у висоту становить 28,7 см.

Таким чином, аналіз стану інтродуцентів у Волинській області свідчить про їх стихійне поширення. Найбільш цінними екзотами за темпами росту та продуктивністю є модрина європейська та японська, псевдотсуга Мензіса, сосна Веймутова, горіх маньчжурський. В області розпочато створення лісонасінної плантації модрина європейської, а також постійних лісонасінних ділянок сосни сибірської та сосни жовтої. З метою відбору кращих популяцій модрина японської та бука лісового доцільно створити випробні культури цих порід.

Войтюк В.П., Коцун Л.А.

Распространение и семенная база интродуцированных древесных пород в Волынской области
Волынский государственный университет, г. Луцк

В статье дан анализ распространения ценных древесных интродуцентов, приведены ростовые показатели, дана оценка состояния семенной базы некоторых пород. Кроме того, указаны наиболее перспективные для лесного хозяйства виды растений, предложены мероприятия по развитию семенной базы экзотов.

Voytyuk V.P., Kotsun L.A.

Distribution and seed base of introducing tree species in Volyn' region
Volin' State University, Lutsk

Analysis of distribution of valuable introducing tree species was made, growing indexes were adduced, evaluation of state of seed base of some tree species was given. Besides the most perspective tree species for forestry were peaked out and measure for development of seed base of ekzots were offered.

Волошинова Н.О.

*кандидат сільськогосподарських наук
Державне лісогосподарське об'єднання
"Рівнеліс"*

Цвітіння та плодоношення дуба на клонівих насінних плантаціях на Рівненщині

Плодоношення клонів залежить не тільки від генетичних особливостей щеплених дерев, але й значною мірою від метеорологічних умов. Найбільш небезпечними є весняні заморозки, які в дні листорозпускання та цвітіння дуба побивають листя, чоловічі суцвіття та маточкові квітки. Так, у 1990 році листя найбільш ранніх клонів обмерзло двічі (в квітні та в травні). Повторні заморозки, які спостерігались у травні, не пошкодили листя інших фенологічних форм, котре до цього часу встигло покритись міцним шкірястим покривом.

Оптимальними умовами, які сприяють повному розвитку більшості квіток та збереженню їх до строку запліднення, є тепла, але не спекотна сонячна погода, відсутність надмірних опадів у липні. Така погода спостерігалась у 1989 році. Середньодобова температура на той час була 16,2⁰С, відносна вологість повітря - 58%. Метеорологічні умови 1989 року були сприятливими для росту й розвитку жолудів, а також для закладки чоловічих суцвіть на наступний рік (ГТК = 0,61) [3].

Основне призначення плантацій полягає в регулярному отриманні насіння для лісокультурного виробництва з кращими спадковими властивостями. Починаючи з 1990 року, облік плодоношення на плантаціях провадиться за кількістю чоловічих суцвіть та жіночих квіток, зав'язі і кількістю жолудів. Багаторічні спостереження за плодоношенням плантацій виявили, що не всі клони дуба цвітуть кожного року (табл. 1)

Результати обліку чоловічих китичок та жіночих квіток на одне дерево, що цвіте, у клонів дуба за багаторічними спостереженнями зведено в таблицю 1. Як свідчать дані цієї таблиці, в 95% клонів виявлено змішано-статевий тип сексуалізації. Разом із тим, на деяких клонах за період спостережень зовсім не виявлено цвітіння протягом одного - п'яти років. П'ять років підряд не цвів клон 12Р, три роки – клон 6П. Потрібно відмітити клони 18РС, 9П, 13ПС, 11Пя, 19П, що мали стабільне чоловіче і жіноче цвітіння протягом всіх років спостережень. Інші клони мали двостатеве цвітіння, але не кожного року. Наприклад, клон 4Пя цвів тільки в 1993 і 1994 рр., а в 1991 році на деревах не виявлено ні жіночих, ні чоловічих суцвіть. Клон 5ДР (5% від загальної кількості клонів) - цвів тільки жіночими квітками, але не кожного року і не стабільно. В деяких клонів у окремі роки також спостерігалася зміна змішано-статевого типу сексуалізації на жіночий. Незважаючи на мінливість співвідношення між кількістю чоловічих і жіночих суцвіть, перевага певного типу сексуалізації протягом восьми років вказує на його залежність значною мірою від генетичних властивостей клонів. До такого ж висновку дійшли й інші дослідники [2,4,5].

Інтенсивність цвітіння плантацій дуба за восьмирічний період показано в таблиці 2. Найбільше виявлено чоловічих суцвіть (402,55 т.шт.) та жіночих квіток (727.32 т.шт.) в 1990 році (цвіло 66,0% від загальної кількості дерев). Найменшу кількість жіночих квіток та чоловічих суцвіть виявлено в 1991 році. Можливо, певною мірою, це є наслідком великої витрати поживних речовин після двох врожайних років підряд (1989,1990 рр.) [3]. Кількість чоловічих суцвіть менша, ніж жіночих квіток, і змінюється в межах 11 - 66%, а в середньому становить 30% від їх кількості.

За багаторічними даними на одному дереві найбільшу кількість чоловічих та жіночих квіток виявлено в клонів 23Пя, 27ДП в 1990 році 12,9 і 9,2 тис. жіночих; чоловічих - 4,6, 8,1 і 4,5 тис. Для проміжних форм 1997 рік був врожайним, а найбільшу кількість жіночих квіток утворили дерева найбільш пізнього клону 27ДП, де на одному дереві їх нараховувалося більше 13 тисяч.

Репродуктивна здатність клонів характеризується кількістю жіночих квіток, але фактичний врожай є тільки частиною потенційно можливого. Багато квіток та зав'язі опадає. Опад зумовлений різними факторами. Серед них важливу роль займають внутрішні фізіологічні процеси в рослині. Встановлено, що запліднення насінного зачатку відбувається лише через два місяці після запилення. Це відбувається десь в липні, після чого не запилена зав'язь осипається (П'ятницький, 1954) [6]. Це дозволяє в липні провести облік збереженої зав'язі і визначити частку запліднення.

Результати досліджень показують, що відсоток запліднених квіток коливається в межах від 3,6 до 39,7%. В середньому за вісім років їх кількість становить 25.1%, що близько до даних В.І.Білоуса (1994) [1]. Саме цей показник і визначає урожайність дерев дуба і залежить не тільки від кількості чоловічих китичок та жіночих квіток, а також від метеорологічних умов, про що згадувалося вище.

Загальний урожай плантації залежить від урожайності дерев і розмірів їх крон. При вільному розміщенні клонів дуба на плантаціях (5x5 м) в молодшому віці відбувається диференціація клонів за ростом у висоту і збільшенням діаметра крони. При цьому мінливість за висотою і за діаметром крон досить висока (відповідно 45,2 і 58,1%). Зі збільшенням віку дерев коефіцієнт варіації зменшується як за висотою, так і за діаметром крон (28,7 і 33,1% відповідно). Щодо врожаю клонів дуба на плантаціях, то зі

збільшенням врожаю коефіцієнт кореляції між розмірами дерев і кількістю жолудів зростає і досягає 0,73. У неврожайні роки розміри дерев на кількість сформованих жолудів не впливають.

Таблиця 1

Показники інтенсивності цвітіння клонів дуба на одне дерево, що цвіте на клонівій лісонасінній плантації 1973-1978 років закладки (шт.)

Назва клону		Роки							
		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
5ДР	♀ ♂	-	866	920			456	752	895
2РЯ	♀	768	1351	921	893	-	-	625	385
	♂	285	243	206	40			103	83
12РЯ	♀	8610	7611						6238
	♂	4667	1447						1549
28РЯ	♀	3872			2484		2479	2407	1721
	♂	2560			1190		1103	790	959
10РС	♀	7666	238	2794		2839		3488	5313
	♂	3327	-	-		633		680	3320
18РС	♀	4835	2410	2396	2878	5277	6250	3689	3770
	♂	2989	938	652	15160	1916	1569	605	2232
5П	♀	7052		2083	1734	5810	2509	1575	6771
	♂	4598		319	659	1627	-	-	3948
6П	♀	6095	5522	3363	-	-	-	9106	7082
	♂	2749	1105	-				2595	3980
9П	♀	3790	1301	1563	5769	3766	1964	1138	833
	♂	2214	442	289	1846	488	1023	241	386
19П	♀	5222	6250	3896	2872	3054	7103	1812	2644
	♂	2366	1950	413	753	1286	1492	352	825
3ПС	♀	3543	475	1205	1720	1951	8306	3157	2831
	♂	645	-	-	-	277	166	354	779
8ПС	♀	6731	2800	789	1483	-	-	8541	3313
	♂	2591	524	-	476			1614	1372
13ПС	♀	3498	2128	1714	4214	4710	5435	5584	5247
	♂	1602	672	281	2331	692	2675	3736	3574
17ПС	♀	5044	-	3545	7980	4598	5274	4420	4475
	♂	1786		656	926	1136	2173	553	1033
4ПЯ	♀	3075	-	184	3445	3420	2299	1654	861
	♂	-		-	819	359	-	-	-
11ПЯ	♀	1957	446	2334	2329	2043	1091	1450	3583
	♂	1254	232	671	1271	537	143	472	1025
14ПЯ	♀	5506	-	669	3303	5078	5899	2007	2286
	♂	3386		134	1172	244	1150	456	306
15ПЯ	♀	8649	-	8904	8011	6905	6109	5107	4024
	♂	5812		1736	3100	1719	1674	1690	1803
23ПЯ	♀	12915	-	8876	8000	8289	-	8803	3270
	♂	8072		1030	3080	2188		1558	360
24ПЯ	♀	5480	-	2934	3456	5076	8427	4013	5060
	♂	2203		766	1165	1046	1559	967	1216
25ПЯ	♀	3533	-	1943	2135	6838	2924	5251	2001
	♂	1964		284	728	1491	471	2424	947
27ДП	♀	9233	-	4808	5480	13441	-	-	13602
	♂	4474		827	2286	3831			4557

Примітки: ДР – дуже рання; РЯ – рання; РС – ранньо-проміжна;
П – проміжна; ПС – пізно-проміжна; ПЯ - пізня; ДП – дуже пізня.

Доповнення на плантаціях провадилось у різні роки, тому щеплені дерева на досліджених плантаціях різні за віком. В табл. 3, крім ростових показників подано ще й ліміти, які дають уявлення про розміри клонів на плантаціях і можливу кількість квіток і плодів на одному дереві. Тісний істотний зв'язок виявлено між висотою дерева і діаметром крони у різному віці (0,861 і 0,841).

Таблиця 2

Інтенсивність появи та відпаду, квіток, зав'язі, жолудів на клонових плантаціях, тис. шт.

Роки	Показники									
	Кількість дерев, що цвітуть	%, від загальної кількості дерев (2006)	Кількість чоловічих китичок	Кількість жіночих квіток	%, чоловічих китичок від жіночих	Кількість зав'язі		Кількість зібрано жолудів		
						Всього	%, від жіночих квіток	Всього	%, від жіночих квіток	Всього
1990	136	66,0	402,56	727,32	55,3	288,57	39,7	44,68	6,1	15,5
1991	37	18,0	12,67	69,88	18,1	24,71	35,4	0,04	0,1	0,2
1992	126	61,2	45,22	263,65	17,2	61,46	23,3	2,75	1,0	4,5
1993	87	42,2	118,39	321,26	36,9	75,53	23,5	11,57	3,6	15,3
1994	88	42,7	73,22	445,92	16,4	135,70	30,4	2,57	0,6	1,9
1995	57	27,7	61,23	255,32	24,0	63,21	24,8	0,20	0,1	0,3
1996	123	59,7	83,92	348,9	24,1	12,51	3,6	0,54	0,15	4,3
1997	142	68,9	138,07	425,99	32,4	121,13	28,4	22,71	5,3	18,7

Таблиця 3

Варіаційно - статистичні показники біометрії клонів на коновій плантації дуба звичайного в кв.21, діл.5 Хорівського лісництва Острозького держлісгоспу, закладки 1973-1978 рр.

Назва кло-ну	Висота, м							Діаметр крони, м					
	Роки	Ліміти	М	m	σ	V, %	P, %	Ліміти	М	m	σ	V, %	P, %
5ДР	1989	0,5-3,1	1,97	0,25	0,90	45,7	12,7	0,2-2,3	1,33	0,19	0,70	52,6	14,3
	1997	3,0-7,0	4,93	0,37	1,32	26,8	7,5	0,5-6,0	3,58	0,40	1,43	39,9	11,2
2Р	1989	1,6-2,5	2,1					0,6-2,0	1,5				
	1997	3,0-6,2	4,8					3,0-5,0	3,7				
12РЯ	1989		7,0						7,0				
	1997		10,2						8,5				
28РЯ	1989	0,8-3,5	2,15					2,2-3,0	2,6				
	1997	3,0-6,0	4,5					3,5-6,5	4,7				
10РС	1989	1,8-5,0	3,15	0,29	1,09	34,4	9,2	1,2-5,0	2,25	0,27	1,02	45,3	12,0
	1997	3,5-8,0	6,06	0,36	1,34	22,1	5,9	3,0-7,0	5,18	0,28	1,05	20,3	5,4
18РС	1989	1,4-5,0	3,15	0,29	1,09	34,4	9,2	1,2-5,0	2,25	0,27	1,02	45,3	12,0
	1997	3,5-8,0	6,06	0,36	1,34	22,1	5,9	3,0-7,0	5,18	0,28	1,05	20,3	5,4
5П	1989	0,8-5,6	2,88	0,64	1,80	62,4	22,2	0,5-5,2	2,40	0,59	1,68	70,0	24,6
	1997	2,0-8,8	5,44	0,83	2,35	43,3	15,3	2,0-8,0	4,06	0,72	2,04	50,2	17,7
6П	1989	4,5-6,0	5,25					4,0-6,0	5,0				
	1997	6,0-8,0	7,00					6,0-7,0	6,5				
9П	1989	1,8-6,0	3,78	0,43	1,37	36,2	11,4	0,8-3,5	2,30	0,30	0,96	41,7	13,0
	1997	4,5-8,2	6,43	0,50	1,58	24,5	7,8	2,5-7,0	4,56	0,50	1,57	34,4	11,0
19П	1989	2,8-4,0	3,27					2,0-4,0	2,80				
	1997	5,5-7,5	6,50					5,0-6,5	5,50				
3ПС	1989	0,9-4,2	2,69	0,35	0,99	36,8	13,0	0,8-2,2	1,61	0,18	0,50	31,1	11,2
	1997	2,0-7,0	5,05	0,66	1,85	36,6	13,1	2,0-5,5	3,56	0,45	1,27	34,8	12,6
8ПС	1989	2,4-6,2	4,20	0,68	1,65	39,3	16,2	0,8-6,0	4,05	0,89	2,17	53,6	21,9
	1997	2,5-9,0	6,42	1,00	2,44	38,0	22,6	1,2-10,0	4,92	1,11	2,71	55,1	22,6
13ПС	1989	4,6-7,0	5,8					3,5-7,0	5,25				
	1997	8,0-10,2	9,1					6,0-8,0	7,00				
17ПС	1989	3,8-4,5	4,15					3,0-4,2	3,6				
	1997	7,5-8,0	7,76					6,0-7,0	6,5				
4ПЯ	1989	1,1-4,5	2,97	0,22	0,98	33,0	7,4	0,7-3,2	1,72	0,16	0,68	39,5	9,3
	1997	3,5-8,0	5,61	0,25	1,10	19,6	4,5	2,0-5,5	3,90	0,22	0,94	24,1	5,6
11ПЯ	1989	2,0-4,0	2,8	0,23	0,64	22,9	8,2	0,8-3,5	2,30	0,34	0,96	41,7	14,8
	1997	2,5-7,0	5,0	0,60	0,71	34,2	12,0	1,2-5,0	3,36	0,56	1,57	46,7	16,7
14ПЯ	1989	1,2-5,5	3,50	0,19	1,40	40,0	5,4	1,0-5,0	2,98	0,13	0,97	32,6	4,4
	1997	3,0-8,5	6,48	0,15	1,08	16,6	2,3	3,0-6,6	4,99	0,12	0,86	17,2	2,4
15ПЯ	1989	0,9-7,5	4,05	0,53	2,39	58,0	13,1	0,6-7,0	3,76	0,53	2,38	63,3	14,1
	1997	2,5-11,5	6,75	0,60	2,69	56,6	8,9	2,0-10,0	5,40	0,55	2,48	45,9	12,3
23ПЯ	1989		6,5						5,5				
	1997		8,6						7,0				
24ПЯ	1989	5,0-6,0	5,50					5,0-6,0	5,67				
	1997	7,0-9,5	7,83					7,0-9,5	6,17				
25ПЯ	1989	2,4-6,5	4,53	0,65	1,59	35,1	14,3	2,0-6,5	3,97	0,63	1,53	38,5	15,9
	1997	6,6-10,3	7,72	0,55	1,35	17,5	17,5	4,0-8,0	5,83	0,56	1,37	23,5	9,6
27ДП	1989	1,7-7,0	4,35					0,7-7,5	4,1				
	1997	6,5-10,0	8,25					4,0-0,8	6,0				
Сере д-ні	1989	0,5-7,5	3,43	0,11	1,55	45,2	3,2	0,2-7,5	2,84	0,12	1,65	58,1	4,2
	1997	2,0-11,5	6,23	0,12	1,73	28,7	1,9	0,5-10,0	4,83	0,11	1,60	33,1	2,3

Для оцінки жіночого цвітіння і інтенсивності росту за ранговим розташуванням клонів дуба на плантації складено таблицю 4. Проведені дослідження дозволили розподілити клони за жіночим цвітінням на три групи: з високою інтенсивністю цвітіння, середньою і слабкою. До першої групи із 22 клонів зараховано 4 клони (18,2%), до третьої - 2 клони (9,1%). Решта клонів належать до другої групи

(72,7%). Клони першої групи цвіли нестабільно: клон 12Ря не цвів п'ять років підряд, а клон 23Пя, - періодами (два роки), 6П - три роки підряд і клон 15Пя - один рік. З клонів другої групи кожний рік стабільно цвіли дерева лише 4-х клонів 9П, 11Пя, 13Пс, 18Рс за всі роки спостережень.

Таблиця 4

Розподіл клонів по групах в залежності від їх рангової оцінки

Інтенсивність росту	Інтенсивність цвітіння		
	висока	середня	слабка
Висока	12Ря, 23Пя	13Пс, 24Пя	
Середня	6П, 15Пя	18Рс, 5П, 9П, 19П, 3Пс, 8Пс, 17Пс, 4Пя, 11Пя, 14Пя, 25Пя, 27Пя	
Слабка		28Ря, 10Рс	5Др, 2Ря

Аналіз рангових положень клонів за інтенсивністю росту дозволив виділити 6 груп (табл.4). У 1989 р. швидко росли клони перевищували середні для плантацій показники за висотою на 37,6-51,0% (табл.3), за діаметром крон на 45,0-59,4%.; в 1997 р. - за висотою на 20,4-39,0, за діаметром крон - на 31,0-45,9%. Слабкий ріст на плантаціях у клонів найбільш ранньої та ранньої форм 5ДР і 2Ря, у цих же клонів і слабе цвітіння. В клонів 28Ря і 10Рс повільний ріст і середнє цвітіння. Але у врожайний рік ці невисокі дерева цвітуть з високою інтенсивністю, як жіночими квітками, так і чоловічими китичками. Показники лімітів висоти клону 28Ря коливаються від 0,8 до 3,5 м (табл.3), діаметра крони - 2,2-3,0 м в 1989 році; в 1997 - від 3,0-6,0 за висотою і 3,5-6,5 за діаметром крони. Між висотою дерев та кількістю квіток на одному дереві існує тісний істотний кореляційний зв'язок ($r=0,725$). Тобто, якщо більша висота дерева, то більше утворюється квіток. Із виділених груп для насінних плантацій перспективними є клони, що мають високу і середню інтенсивність росту при високому та середньому цвітінні. У цих груп клонів дерев з низьким цвітінням не виявлено. Використання клонів інших груп потрібно вивчити, дослідивши їх потомства у випробних культурах.

Між кількістю чоловічих і жіночих суцвіть визначено кореляційну залежність. Коли збалансоване жіноче і чоловіче цвітіння - тісний кореляційний зв'язок; в інші роки він слабший (r в 1990-1997рр. відповідно дорівнює 0,995, 0,39, 0,996, 0,984, 0,738, 0,947, 0,671). Те ж саме відбувається при визначенні зв'язку між кількістю жіночих квіток і кількістю заплідненої зав'язі, де коефіцієнт кореляції по роках становить 0,626, 0,860, 0,889, 0,988, 0,247, 0,793, 0,895, 0,873. Кореляційний зв'язок між кількістю жіночих квіток і кількістю жолудів у неврожайні роки слабкий неістотний (0,107), істотний кореляційний зв'язок - в роки рясного врожаю у клонів дуба (0,938). Найбільше зав'язі на одне дерево, що цвіте, утворено в 1990 році і майже з усіх клонів було зібрано жолуді. У найбільш пізнього клону на плантації (27ДП) утворилась велика кількість зав'язі, але жолуді були тільки в 1993 році і в незначній кількості від кількості зав'язі (25%). Найбільше жолудів в 1990 році на одне дерево, що цвіте, було зібрано з дерев клонів проміжної та пізньої форм 8Пс (1430шт.) і 15Пя (1058шт.), в 1997 році - в проміжних форм: 6П (1112шт.), 18Рс (1004шт.), 13Пс (750шт.) [3]. В клона 4Пя пізньої фенологічної форми за вісім років не зібрано жодного жолудя, те ж саме відбувалося і в самого раннього клону 5ДР, який пошкоджувався в окремі роки пізніми весняними заморозками.

Висновки

1 У 95% клонів виявлено змішано-статевий тип сексуалізації. У деяких клонів за період спостережень зовсім не виявлено цвітіння протягом одного - п'яти років.

2. Кількість чоловічих суцвіть менша, ніж жіночих квіток, і змінюється в межах 11 - 66%, а в середньому становить 30% від їх кількості.

3. Результати досліджень показують, що відсоток запліднених квіток коливається в межах від 3,6 до 39,7%. В середньому за вісім років їх кількість становить 25,1%.

4. Зі збільшенням врожаю коефіцієнт кореляції між розмірами дерев і кількістю жолудів зростає і досягає 0,73. У неврожайні роки розміри дерев на кількість сформованих жолудів не впливають.

5. Коли збалансоване жіноче і чоловіче цвітіння - тісний кореляційний зв'язок; в інші роки він слабший (r в 1990-1997рр. відповідно дорівнює 0,995, 0,39, 0,996, 0,984, 0,738, 0,947, 0,671).

6. Кореляційний зв'язок між кількістю жіночих квіток і кількістю жолудів у клонів дуба в неврожайні роки слабкий, неістотний (0,107), істотний кореляційний зв'язок - в роки рясного врожаю (0,938).

Література

1. Білоус В.І. Селекція та насінництво дуба. - Черкаси. - 1994.- 266 с.
2. Войтюк В.П. Селекція і насінництво сосни звичайної на Волині. Автореф. дисс. канд. с.-х. наук. - Львів, 1996. - 15 с.
3. Волошинова Н.О. Особливості репродукції дуба звичайного на клонових насінних плантаціях Рівненщини // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. - Житомир. - 1998. - Вип.5. - С. 75-84.
4. Ірклієнко С.П. Створення клонових насінних плантацій сосни звичайної в Поліссі. Автореф. дис. канд. с.-г. наук. - Харків, 1993. - 21 с.
5. Мажула О.С. Ріст і насіннева продуктивність клонів сосни звичайної на насінневих плантаціях в Лівобережному лісостепу. Автореф. дис. канд. с.-г. наук. - Харків, 1993. - 24 с.
6. Пятницький С.С. Селекція дуба. - М.-Л.: Гослесбумиздат. 1954.- 214с.

Волошинова Н.А.

Цветение и плодоношение дуба на клоновых семенных плантациях на Ровенщине

Государственное лесохозяйственное объединение "Ровнолес", г.Ровно

Статья посвящена детальному анализу цветения и плодоношения дуба на клоновых семенных плантациях в Ровенской области. Выделены наиболее плодоносящие клоны дуба на плантациях.

Voloshinova N.A.

Flowering and fruiting of oak on clone seed plantations in Rivne region

State Forestry Unit "Rivnelis", Rivne

The article is dedicated to analysis in detail of flowering and fruiting of oak on clone seed plantations in Rivne region. The most fruiting clones of oak on plantation were chosen.

Мартынюк А.А. –
кандидат биологических наук,
Коженков Л.Л. –
кандидат сельскохозяйственных наук,
Дороничева Е.В., Рыкова Т.В.,
Ромашкевич Е.В.
 Всероссийский НИИ лесоводства и
 механизации лесного хозяйства
 г. Пушкино, Россия

Экологическое нормирование техногенного воздействия на леса: основные итоги исследований

Техногенное химическое загрязнение, являясь одним из наиболее масштабных и серьезных по глубине возможных последствий антропогенных факторов, оказывает в последние двадцать - тридцать лет ощутимое воздействие на состояние, видовое разнообразие и продуктивность природных экосистем. Среди химического воздействия особо выделяется загрязнение природной среды выбросами промышленных предприятий и транспорта, регистрируемое во многих странах мира. По разным оценкам, техногенные выбросы веществ в атмосферу достигают 1 - 4 млрд. тонн в год (Маклярский, 1980; Николаевский, 1983).

Основными загрязнителями атмосферного воздуха в Российской Федерации являются электроэнергетика (доля выбросов составляет 27%), цветная (22%) и черная (16%) металлургия, нефтедобыча (9%). Вклад других отраслей менее значителен, однако предприятия некоторых из них отличаются присутствием в выбросах специфических или особо токсичных веществ (например, химическая, нефтехимическая и целлюлозно-бумажная промышленности). Несмотря на сокращение в последние пять лет валового объема выбросов от стационарных источников промышленности до 18,5 млн. т (данные 1999 г.), главные промышленные комплексы, вокруг которых отмечалось повреждение лесов в 80-х – начале 90-х годов, сохранили и объемы производства, и объемы эмиссий.

Ведущее место в загрязнении и наибольшую опасность для живых организмов представляют выбросы диоксида серы, оксидов азота, оксида углерода, фреоны, углеводороды, пестициды, тяжелые металлы (особенно свинец и ртуть), бензапирен, радиоактивные изотопы и другие вещества. Не все из перечисленных веществ одинаково токсичны для растительных сообществ; влияние некоторых изучено недостаточно или не изучено вовсе. Наибольшую опасность представляют вредные примеси в газовой форме, которая способствует распространению веществ на большие пространства и облегчает проникновение в ассимиляционный аппарат и другие ткани, вызывая их химическое поражение и отравление организма в целом. По мнению В.С. Николаевского (1979), растения особенно чувствительны к воздействию так называемых "кислых" газов (оксиды серы, азота, фтористый водород, хлор, сероводород), содержащиеся в выбросах многих предприятий. Из твердых веществ наиболее часто в составе выбросов присутствуют различные виды неорганических пылей: цементная пыль, сажа, угольная зола. К фитотоксичным выбросам жидких форм веществ следует отнести, в первую очередь, аэрозоли неорганических кислот (серной, соляной, фтористоводородной, хлорной, азотной).

По данным наших многолетних исследований, промышленные выбросы способны существенно изменять естественный облик лесных экосистем, часто формируя выраженные очаги поражения лесов вокруг источников загрязнения. Такие очаги включают лесную территорию, в пределах которой визуальное состояние насаждений отличается от здоровых, имеющих аналогичный возраст и произрастающих в идентичных условиях за пределами техногенного воздействия. В зависимости от результирующего эффекта взаимодействия разных факторов территория очага может дифференцироваться на зоны, объединяющие лесные массивы с близкой степенью поражения. Размеры таких очагов, динамика их развития и характер поражения насаждений обуславливаются, с одной стороны, объемом и режимом выбросов, с другой - спецификой экотопа (Мартынюк, Касимов, 1993). Поэтому эффективная система мероприятий, направленных на сохранение и восстановление лесов, должна базироваться на оптимальном сочетании уровня воздействия загрязнителей и всего цикла выращивания насаждений. Но поскольку толерантностью сообществ как биологических систем можно управлять только в определенных интервалах техногенной нагрузки и сдвига их фактического состояния от нормы, то главным в системе лесоохранных мер является нормирование степени внешнего воздействия (в данном случае загрязнения среды). Это особенно важно для очагов с высокой долей погибших и деградирующих фитоценозов, в которых токсикологическая роль атмосферных загрязнителей особенно ощутима.

Для упорядочения и развития системы экологического нормирования Госкомэкологией России в 1999 году была принята "Концепция экологического нормирования в Российской Федерации",

определившая его как деятельность, направленную на установление нормативов состояния и нормативов предельно допустимых воздействий на окружающую среду и их использования в управлении природоохранной деятельностью.

Применительно к лесным экосистемам целью экологического нормирования, в нашем понимании, является количественное определение допустимых объемов поступающих в лесные экосистемы загрязняющих веществ, которые не приводят к нарушению естественного их состояния и потере устойчивости к воздействию других факторов. Технологически процесс нормирования включает две основных составляющих: 1) научную разработку экологических нормативов допустимого воздействия на природные образования (в нашем случае леса); 2) обоснование требований к источникам выбросов.

Нормирование по первой составляющей представляет собой решение задачи "доза - реакция" с последующим выбором допустимого уровня воздействия, соответствующего началу сдвига состояния объекта исследований от нормы. По второй составляющей рассчитываются допустимые выбросы или иные показатели деятельности предприятий, направленные на предотвращение повреждений природных экосистем. Кроме того, оба вида нормативов являются базой для мониторинга загрязнения лесных экосистем, осуществления экологических экспертиз и ОВОС лесных объектов, что способствует выработке обоснованных решений по сохранению лесов в условиях промышленной среды.

В зависимости от целей и условий нормирования применительно к лесным насаждениям в научной литературе рассматриваются различные виды нормативов: предельно допустимые концентрации веществ (ПДК), предельно допустимые нагрузки (ПДН), допустимые уровни накопления (ДУН) и др. (табл.1). Такая система нормативов охватывает части лесных экосистем, а также экосистему в целом, что позволяет учитывать все возможные варианты воздействия химических загрязнителей на леса.

Вместе с тем, признавая функциональную цельность и видовую взаимосвязанность экологических систем, мы считаем возможным для лесов на первых этапах исследований выполнять нормирование по состоянию и реакции древесного яруса как мощного эдификатора в организации и формировании всего лесного биогеоценоза. Деграция или гибель древостоя означает частичное или полное изменение структуры, строения и экологической роли системы, замены ее новой структурой с другим круговоротом вещества и энергии, другими биоразнообразием и средообразующими функциями. В настоящее время именно по состоянию древостоя как эдификатора лесных сообществ наиболее часто производится и нормирование выбросов, и оценки состояния лесных экосистем.

Это не означает, что не должны приниматься во внимание реакции других компонентов лесных экосистем на техногенное воздействие. Видимо, наиболее оправдано, как указывает В.С. Николаевский [9], нормирование по наиболее чувствительному компоненту с установлением "биосферных" нормативов. С нашей точки зрения, возможно существование нескольких нормативов, характеризующих чувствительность основных компонентов лесной экосистемы к воздействию химических веществ (например, древостой-эпифитная лишайнофлора - наиболее чувствительный и ценный вид - почвенные микроорганизмы и т.п.), в различных условиях их применения с учетом сложившейся экологической обстановки или социальной и экологической значимости лесов.

Таблица 1

Классификация экологических нормативов техногенного воздействия на леса

<i>Нормируемая среда (компонент экосистемы)</i>	<i>Название норматива</i>
Атмосфера	Предельно-допустимая концентрация (ПДК), а также ОБУВ и т.п. Критические уровни загрязнения атмосферного воздуха
Почва	Предельно-допустимая концентрация (ПДК) химических элементов в почве
Растительность	Допустимый уровень накопления (ДУН) химических веществ в тканях растений
Экосистема	Критические (предельно-допустимые) нагрузки техногенных выпадений

Ниже рассмотрим особенности и результаты нормирования по отдельным компонентам лесных экосистем.

Нормирование загрязнения атмосферного воздуха с учетом устойчивости лесных насаждений

Нормирование концентрации вредных веществ в атмосферном воздухе особенно актуально как для санитарно-гигиенической практики, так и экологических систем, поскольку через атмосферу осуществляется основной перенос загрязняющих веществ. Со времени существования бывш. СССР, для оценки воздействия загрязнителей на леса используются нормативы предельно допустимых концентраций для основных лесобразующих пород (ПДК-лес), которые достаточно хорошо вписываются в существующую систему контроля за состоянием атмосферы. В этих нормативах осуществлен единый с санитарно - гигиеническими ПДК научно-методический подход, что позволяет, при необходимости, проводить контроль загрязнения атмосферного воздуха в лесных массивах по стандартным для всей страны методикам, а также использовать унифицированные методы расчета допустимых выбросов предприятий применительно к лесам. Наиболее полно данные нормативы ПДК-лес используются в музее-заповеднике Л.Н.Толстого "Ясная Поляна", для которой они и были впервые разработаны и утверждены официально (Временные..., 1984). Данные нормативы ПДК-лес включали 13 наименований веществ (табл. 2). В последующем ВНИИЛМом совместно с Сибирским институтом физиологии и биохимии растений (СИФИБР) были уточнены значения ПДК по некоторым веществам, что нашло применение в утвержденных Госкомэкологией РФ нормативах ПДК-лес для Братского промышленного района.

В 1995 г. ВНИИЛМ, в целях совершенствования нормирования, предложил коэффициенты к нормативам ПДВ предприятий, учитывающие действие смесей веществ (диоксид серы + диоксид азота; диоксид серы + фтористый водород), "ужесточающие" требования к источникам выбросов.

При разработке указанных нормативов ПДК-лес использовались принципы, сформулированные Николаевским В.С. (1979); в частности, оценка допустимого уровня проводилась по наиболее чувствительной физиологической реакции растительного организма - фотосинтезу. Разработки ПДК касались, в основном, только древесных пород (преимущественно хвойных, как более чувствительных - сосна, ель) и почти не затрагивали других видов растений лесных сообществ. Возможно, большим методическим недостатком было и то, что нормирование в экспериментальных условиях осуществлялось на маленьких объектах (саженцах) с последующим переносом полученных значений ПДК на взрослые насаждения, что не всегда однозначно воспринималось оппонентами и, видимо, требует в последующем более серьезного научного обоснования.

Таблица 2

Нормативы предельно-допустимых концентраций (ПДК-лес) газовых фитотоксикантов в атмосферном воздухе для древесных пород

№ п/ п	Вещества	Предельно-допустимые концентрации, мг/ м ³					
		для человека		для др. пород "		ВНИИЛМ - для	
		ПДК _{мр}	ПДК _{сс}	ПДК _{мр}	ПДК _{сс}	ПДК _{мр}	ПДК _{сс}
1	Азота оксиды	0,085	0,04	0,04	0,02	0,05	0,02
2	Серы диоксид	0,5	0,05	0,3	0,015	0,35	0,03
3	Соединения фтора газообразные (в пересчете на фтор)	0,02	0,005	0,02	0,003	0,006	0,0004
4	Аммиак	0,2	0,04	0,1	0,04	0,7	0,04
5	Углерода оксид	5,0	3,0	5,0	3,0	-	-
6	Сероводород	0,008	-	-	-	0,7	0,1
7	Сероуглерод	0,03	0,005	0,008	0,008	-	-
8	Хлор	0,1	0,03	0,025	0,015	0,1	0,02
9	Аэрозоль серной кислоты	0,3	0,1	0,1	0,03	15 - 20	-
10	Взвешенные вещества	0,5	0,05	0,2	0,05	-	-
11	Метанол	1,0	0,5	0,2	0,1	-	-
12	Бензол	1,5	0,1	0,1	0,05	-	-
13	Формальдегид	0,035	0,003	0,02	0,003	-	-
14	Циклогексан	1,4	1,4	0,2	0,2	-	-

Кроме того, целесообразно уточнить и время осреднения максимально разовых ПДК, принятое по аналогии с санитарно - гигиеническими нормативами за 20 - 30 мин., которое больше оправдано с химико - аналитических позиций с учетом методик определения загрязнителей в воздухе, чем с увязкой с динамикой поглощения веществ растением.

В начале 80-х годов в странах Западной Европы получила распространение концепция "критических уровней", согласно которой нормирование осуществляется при осреднении наблюдаемых концентраций за год (вегетационный период), а не за сутки или 20- 30 мин., как у нас при определении ПДК_{с.с} или ПДК_{м.р.} (табл. 3).

Таблица 3

Величина критических уровней (мг / м³ в среднем за год) газовых примесей
в атмосферном воздухе

№ п.п	Вещество	По данным источников				
		Prinz, 1982; Prinz, Brandt, 1980	IUFRO, 1979	ВОЗ, 1985	Prinz e.a., 1982	Швеция, Skarby, 1982
1	Серы диоксид (особо ценные леса и критические условия местопроизрастания)	0,05	0,05			
2	Азота диоксид	-	0,025	0,03		
3	Водород фтористый	0,0005	0,0003			
4	Водород хлористый	0,06				
5	Озон: -острое повреждение -хроническое повреждение	0,15-0,30 (за 4 часа)		0,06 (за вег. сезон)	0,05 (за год); 0,07(3 мес.)	0,07 (за 3-5 мес.)

Значения критических уровней несколько отличаются от утвержденных в России нормативов ПДК-лес. Нормирование в некоторых странах Европы учитывает социальную ценность лесов, а также влияние неблагоприятных для их произрастания природных условий. В список нормируемых примесей включен озон, обладающий высокой фитотоксичностью (в РФ влияние озона на лесную растительность не нормируется). Вместе с тем использование этих нормативов в России для расчета предельно допустимых выбросов предприятий сталкивается с определенными трудностями, поскольку требует корректировки действующей методики (Методика..., 1987), основанной на санитарно- гигиенических подходах расчета максимально-разовой концентрации вокруг источников загрязнения.

Нормирование загрязнения лесных почв

В настоящее время допустимый уровень загрязнения почв, преимущественно тяжелыми металлами, нормируется с учетом миграционного и транслокационного лимитирующих показателей вредности. За ПДК принимается концентрация, которая оказывает наиболее ошутимое воздействие токсиканта, с учетом указанных показателей, на человека и окружающую природную среду (Мотузова, 1988). Установление ПДК тяжелых металлов для почв опирается на гигиенические принципы, то есть токсичность и предельный уровень накопления загрязнителей оценивается с точки зрения опасности для здоровья человека. Согласно разработанным рекомендациям, нормирование химических веществ в почве следует осуществлять в лабораторных условиях при одинаковых микроклиматических показателях и одинаковых типах почв. При этом, как правило, не учитываются экологические особенности разных типов почв, их физико-химические свойства, которые могут существенно влиять на фитотоксический эффект загрязнителей, а также ответная реакция наземных фитоценозов, сформированных на данном эдафотопе. Анализ отечественных и зарубежных исследований в данной области свидетельствует о том, что до сих пор не разработаны единые принципы и методология экологического нормирования тяжелых

металлов в почвах. Разработанные в России ПДК тяжелых металлов для почв, используемых в сельском хозяйстве (мг/кг): кадмия - 5, никеля - 50, кобальта - 50 не являются универсальными для разных типов почв. Это наглядно иллюстрируют опыты ряда авторов (Обухов и др., 1980, Зырин и др., 1985), которые на основе изучения загрязнения различных почв установили, что концентрации металлов, приводящие к патологии растений, для каждого типа почв различны. Так, на кислых дерново-подзолистых почвах авторы предложили применять ПДК_{сд} 5мг/кг, на черноземах и торфяно-глеевых эта величина достигает 50-100 мг/кг почвы. То-есть, единых ПДК тяжелых металлов для почв не должно быть и нормативы следует разрабатывать согласно конкретной почвенно-экологической обстановке.

При всех отмеченных недостатках существующие нормативы ПДК могут частично использоваться для оценки степени токсичности лесных почв в связи с возможным загрязнением природных вод, формирующихся в пределах лесных водосборов или продукции побочного пользования лесом (грибы, ягоды). Прямая оценка опасности загрязнения почв для состояния и продуктивности лесов по таким ПДК невозможна, поскольку при их разработке не учитывалось изменение биологических параметров жизненного состояния растений и растительных сообществ.

На наш взгляд, нормирование тяжелых металлов в лесных почвах должно иметь свои особенности, а величина ПДК-л для каждого соединения должна согласовываться не только с типом почвы, но и с породным составом и хозяйственным назначением лесных насаждений. Для решения вопросов по нормированию тяжелых металлов для лесных почв с учетом состояния лесов в середине 90-х годов во ВНИИЛМ начались экспериментальные работы по изучению фитотоксичности меди, цинка, никеля, свинца, кобальта и кадмия для хвойных пород. Исследования проводились в лабораторно-тепличных условиях на примере дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы, в которую высаживались четырех - пятилетние саженцы сосны и ели (Ромашкевич, Боронин, 1993; Мартынюк, Боронин, Жидков, Костенко, Ромашкевич, Коженков, 1998). Отрицательное воздействие металлов на древесные растения оценивалось по изменению показателей роста (прирост побегов, размеры хвои, изменение биомассы растений) и нарушению некоторых биохимических процессов (содержание хлорофилла, накопление металлов в органах растения, активность ферментов).

Установлено, что избыток загрязнителей в почве модельных опытов (250 мг/кг почвы и более) существенно подавляет рост и развитие саженцев, вызывает расстройства физиологически важных функций в растительном организме. Фитотоксичность металлов для саженцев хвойных пород возрастала в следующем порядке: свинец < цинк < медь. На основании исследований по изучению влияния различных доз соединений металлов на биометрические характеристики и химический состав древесных растений установлены предельно допустимые концентрации этих токсикантов в дерново-подзолистых почвах, при которых продуктивность саженцев не снижается более, чем на 10% (табл. 4). Из данных таблицы видно, что полученные ПДК для древесных растений в несколько раз выше, чем существующие санитарно-гигиенические нормативы (например, по меди - в 26 раз, по цинку - в 4 раза, по свинцу - в 3 раза).

Таблица 4

Предварительные нормативы ПДК тяжелых металлов для дерново-подзолистых окультуренных
(в мг/ кг воздушно- сухой почвы)

№№ п/п	Химический элемент	ПДК, мг/ кг
1	Кадмий	30
2	Кобальт	80
3	Никель	90
4	Медь	50-80
5	Свинец	80-100
6	Цинк	80-100

В последующем программа исследований фитотоксичности тяжелых металлов была продолжена испытаниями влияния загрязнителей при почвенном внесении в полевых условиях. Эксперименты с азотнокислым цинком, внесенным в молодняки 2-го класса возраста и средневозрастные насаждения сосны показали, что отпад более 50% особей в молодняках наблюдался на второй год после внесения расчетной дозы 1000 мг/ кг почвы; в средневозрастных сосняках гибель не отмечалась при величине расчетной дозы 2000 мг/ кг. По предварительным результатам, предельно-допустимая концентрация цинка для супесчаных лесных почв с учетом состояния молодняков сосны находится в пределах 500-750 мг/ кг почвы, что значительно выше ПДК, установленной для саженцев. Следовательно,

просматривается зависимость величины ПДК от возраста деревьев, а точнее их биомассы. Разумеется, механизм токсического действия загрязнителя на древесные растения при поступлении его из почвы значительно сложнее и связан с устойчивостью ультраструктуры клеток, физиолого-биохимическими особенностями организма, характером обмена веществ, а также поведением химического элемента в почвенной среде. Вместе с тем, биомасса, и как интегральный параметр состояния растения, и как чисто физико-химическая среда для разбавления токсиканта в живом веществе, видимо, имеет существенное значение для устойчивости организма к химическому загрязнению. Для практического нормирования при учете особенностей воздействия на насаждения разного возраста, вероятно, целесообразно применять специальные поправочные коэффициенты к ПДК лесной почвы, установленной для саженцев в условиях лабораторно-тепличного эксперимента.

К сожалению, при решении задач экологического нормирования приходится упрощать характер воздействия загрязнителей, наблюдающийся в естественной обстановке. Имеется в виду, прежде всего, сложность учета одновременного влияния многих загрязняющих веществ различной природы и фитотоксичности, которое все-таки может быть частично решено или через выбор наиболее токсичных (приоритетных) загрязнителей, или через введение суммарного показателя загрязнения, принятого в санитарно-гигиенической практике для атмосферного воздуха (Методика ..., 1987).

Кроме того, в зонах воздействия промышленных выбросов загрязнение почвы отражает лишь косвенный путь токсичного действия на древесные растения. Основное поражение наносится фитотоксикантами в газофазной форме, то есть через атмосферный воздух. В таком случае, возможно, целесообразно создание нормативов, учитывающих состояние деревьев при одновременном воздействии загрязнения воздуха и почвы. Для решения практических вопросов по сокращению объемов выбросов, если не имеется других целей, не стоит чрезмерно усложнять вопрос и целесообразно отдавать предпочтение нормированию загрязнения атмосферы.

Нормирование кислотных выпадений

Известно, что загрязняющие вещества, распространяясь и подвергаясь превращениям над поверхностью земли, в конечном итоге покидают атмосферу в процессе ее самоочищения и осаждаются на подстилающую поверхность. Плотность выпадений, выраженная в г/м², кг/га или т/км², служит индикатором загрязнения атмосферы и характеризует уровень техногенной нагрузки на экосистемы. Для нормирования таких процессов была создана концепция критических или предельно допустимых нагрузок (ПДН), получившая наиболее широкое использование при оценке выпадений кислотообразующих соединений серы и азота. Многочисленными исследованиями было установлено, что диоксид серы и оксиды азота, поступая в атмосферу и трансформируясь в ней, преобразуются в кислоты, изменяющие величину pH естественных осадков. При этом, за счет длительного пребывания в атмосфере, выброшенные газы переносятся на большие (до 2 тыс. км) расстояния, вызывая выпадение кислотных дождей в удаленных от источников загрязнения районах.

Под критической нагрузкой понимается количество поступивших загрязнителей, ниже которого на современном уровне знаний не возникает существенных отрицательных последствий для чувствительных элементов среды. Главным образом это относится к химическим изменениям в почве (изменение величины pH, мобилизация потенциально токсичных катионов Al³⁺ и тяжелых металлов), которые не должны приводить к долговременным (25-50 лет) отрицательным воздействиям на структуру и функционирование экосистем (Critical Loads ..., 1988; Sverdrup, 1990). Существует много методов получения критических нагрузок: подсчет выноса в процентах от поступления, использование критической величины молярного соотношения Al³⁺ / Ca²⁺ в почвенном растворе, определение по качеству питьевой воды, по степени угнетения растительности, по графикам зависимости "доза-эффект", балансовым методом через поступление кислотообразующих соединений (или протонов) с определением их выхода, с помощью математических моделей (MAGIC, SMART, RESAM, NUCSAM, SAFE, RAINS) механизма взаимодействия почв с загрязнителями, моделированием в полевых и лабораторных условиях (Копчик и др., 1998).

При обосновании величин ПДН кислотообразующих соединений для зоны хвойно-широколиственных лесов нами использован метод экспериментального моделирования в лабораторных и полевых условиях. Программа исследований включала изучение естественной кислотности выпадающих твердых и жидких осадков (мониторинг на Истринском стационаре ВНИИЛМ), трансформации химического состава древесным пологом, устойчивости растений разных древесных пород к кислотным дождям (обработка раствором серной кислоты с разной величиной pH), буферность лесных почв к кислотным обработкам.

Изучение поступления соединений серы и азота на Истринском стационаре ВНИИЛМ показало, что суммарное среднегодовое поступление азота нитратов составляет 2,2 кг/га, аммонийного азота - 3,1 кг/га, соединений азота суммарно - 5,3 кг/га, серы сульфатов - 7,6 кг/га, хлоридов - 52 кг/га. По данным

Госкомэкологии РФ, величины мокрых выпадений для Северо-Западного региона России находились в пределах 1,4-4,9 кг/га в год для серы и 0,8-3,7 кг/га в год для азота. На территории Московской области, к которой относится изучаемый район, выпадает от 5 до 10 кг/га сульфатной серы и примерно столько же общего азота (Государственный доклад..., 1997). Как видно, полученные нами результаты для Истринского стационара ВНИИЛМ вполне согласуются с литературными данными.

В среднем за три года наблюдений в 56% случаев осадки имели повышенную кислотность, превышающую 5,5 ед. рН, в том числе 4% - с рН 3,9-3,5. Остальные осадки характеризовались реакцией, близкой к оптимальной для незагрязненных осадков; их величина рН колебалась в интервале 5,6-6,9 ед. рН. При этом наибольшей кислотностью отличались свежевывавшие осадки в виде снега, для которых в 98% случаев наблюдалось подкисление до величины кислотности от 5,5 ед. и ниже.

Изучение химизма осадков под сосновыми насаждениями показало, что у стволов и под кроной сосен достоверно повышается щелочность снеговых вод. Выше здесь содержание аммонийного азота и железа; отмечается тенденция к увеличению концентрации калия, магния и меди.

В отличие от твердых осадков, закономерности изменения химизма древесным пологом более четко проявляются в дождевых водах. Достоверные различия между данными по стволу и осадками в «окнах» получены для всех изученных химических элементов и величины рН. Те же выводы (за исключением меди и цинка) можно сделать для различий в пробах стока со стволов и отобранных под кронами сосны. Различия между пробами из-под крон и из «окон» менее существенные и достоверны для кислотности вод (под кронами воды более щелочные), серы сульфатов, соединений азота и железа. По меди, цинку, калию и хлоридам наблюдается выраженная тенденция к увеличению концентрации в водах из-под крон.

В целом, можно сказать, что доказано закономерное увеличение концентрации химических элементов и кислотности у стволов и под кронами деревьев сосны по сравнению с «окнами» (прогалинами). Особенно это характерно для основных биофильных элементов (азот, сера и железо), которые вымываются осадками из растений.

Эти различия подтвердили исследования на примере других древесных пород. В частности, сток со стволов ели имел среднюю кислотность в 3,59 ед. рН (минимальные значения - 2,93), березы - 3,68, тогда как на открытом месте - 6,96 ед. рН.

Изучение кислотности почв и лесной подстилки в сосняках с 5% уровнем значимости показали различия в величине рН между приствольной зоной, подкороной зоной и «окнами» древесного полога. Таким образом, результаты исследований свидетельствуют об устойчивой тенденции к повышению концентраций химических элементов и кислотности в осадках, почве и лесной подстилке в приствольной и подкороной зонах деревьев. То есть, именно эти места в насаждении подвержены наибольшему техногенному, в том числе и кислотному воздействию, что должно учитываться при диагностике влияния техногенеза на лесные экосистемы.

Экспериментальные обработки растворами кислот саженцев и подростов сосны, ели и березы показали, что ассимиляционный аппарат достаточно устойчив к кислотному воздействию. Ухудшение роста хвои у сосны обыкновенной начиналось при постоянной обработке растворами с рН 3,82, а нарушение охвоения побегов и некротизация хвоинок - с рН 2,17. Характерной защитной реакцией сосны на кислотные обработки является увеличение числа ежегодно закладываемых верхушечных почек на побеге (Мартынюк, Боронин, Жидков, Костенко, Ромашкевич, Коженков, 1998). У березы бородавчатой отмечалось повреждение листовых пластинок при обработке растворами кислотностью 1,5 ед. рН, которая практически не встречается в естественных условиях. Мы пришли к заключению, что основное повреждающее воздействие кислотных осадков на леса происходит через изменение физико-химических свойств почв.

Результаты обработок растворами серной кислоты с разной величиной рН высечек лесных почв из различных типов леса сосновых, еловых и березовых насаждений позволили нам предложить предельно допустимые нагрузки кислотообразующих техногенных соединений для зоны хвойно-широколиственных лесов, приведенные в табл. 5.

Предложенные нормативы разработаны с учетом непрерывного воздействия постоянной величины кислотности, что также практически исключено в природных условиях. В настоящее время исследования продолжаются с учетом сезонной динамики рН естественных жидких осадков, которые позволят уточнить предложенные нормативы.

Таким образом, выполненные ВНИИЛМом многолетние научные исследования позволили совершенствовать нормативную базу техногенного влияния на лесные экосистемы. Использование ее повышает надежность оценок промышленного воздействия на лесной фонд, экологических экспертиз, решения спорных вопросов о размерах и виновниках ущерба, нанесенного лесам загрязнением среды.

Таблица 5

Величина предельно-допустимых нагрузок (в кг/ га за год) кислотообразующих соединений серы и азота для зоны хвойно-широколиственных лесов

№ п.п	Типы насаждений, тип почв	H ⁺	S	N
1	Сосновые насаждения:			
2	на песчаных почвах	0,25	4,0	3,5
3	лишайниковые, зеленомошниковые на супесчаных почвах	0,3	5,0	4,0
4	брусничные и кисличные на супесчаных почвах	0,45	7,5	6,5
6	черничные на супесчаных почвах	0,8	13,0	11,5
7	сложные на супесчаных, легко- и среднесуглинистых почвах	0,6	9,0	8,0
8	сложные на тяжелосуглинистых почвах	0,95	15,5	13,0
9	Еловые насаждения:			
10	на супесчаных почвах	0,6	9,5	8,5
11	на легко- и среднесуглинистых почвах	1,10	17,0	14,0
12	Березовые насаждения:			
13	на песчаных почвах	0,5	9,0	8,0
14	на суглинистых почвах	0,7	11,0	9,0

Литература

1. Временные нормативы предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, оказывающих вредное воздействие на лесные насаждения в районе музея-усадьбы "Ясная Поляна". М.: ВНИИЛМ, 1984. - 24 с.
2. Зырин Н.Г., Каплунова Е.В., Сердюкова А.В. Нормирование содержания тяжелых металлов в системе почва-растение // Химия в сельском хозяйстве – 1985. - №6. - С. 45-48.
3. Копчик Г.Н., Макаров Н.И., Киселева В.В. Принципы и методы оценки устойчивости почв к кислотным выпадениям. – М.: Изд-во МГУ. 1998. 96 с.
4. Маклярский Б.М. Экологический бумеранг: Классовые аспекты проблемы окружающей среды. – М.: Международные отношения. 1980. – 229 с.
5. Мартынюк А.А., Боронин Ю.Б., Жидков А.Н., Костенко А.В., Ромашкевич Е.В., Коженков Л.Л. Опыт нормирования техногенного воздействия на леса // Лесохозяйственная информация. 1988. Вып. 5. С. 50-65.
6. Мартынюк А.А., Касимов В.Д. Очаги поражения лесной растительности выбросами промышленных предприятий и стратегия лесного хозяйства в условиях загрязнения среды // Экология леса и охрана природы. - М.: ВНИИЛМ, 1993. - С.3 – 18.
7. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (ОНД-86).- Л.: Госкомгидромет, 1987.
8. Мотузова Г.В. Принципы и методы почвенно-химического мониторинга. - М.: МГУ, 1988. - 101 с.
9. Николаевский В.С. Биологические основы газоустойчивости растений. Новосибирск: Наука, 1979.- 278 с.
10. Николаевский В.С. Влияние техногенных выбросов на жизнь растений // Разработка и внедрение на комплексных фоновых станциях методов биологического мониторинга. Т.1.- Рига: Зинатне. 1983. – С. 23- 31.
11. О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1997 году. Государственный доклад. М.: Центр международных проектов. 1998. - 458 с.
12. Обухов А.И., Бабьева И.П., Гринь А.В. и др. Научные основы разработки ПДК тяжелых металлов в почвах // Тяжелые металлы в окружающей среде. – М.: МГУ, 1980. С. 20.
13. Ромашкевич Е.В., Боронин Ю.Б. Фитотоксичность соединений тяжелых металлов в почве для древесных растений // Экология леса и охраны природы. – М.: ВНИИЛМ. 1983. С. 78-82.
14. Critical loads for sulphur and nitrogen // Rep. from Nordic Working Group. Ed. I. Nilson. Nordic Ministerrad Milia Rapport. 1986. 292 p.
15. Prinz B. Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen und Möglichkeiten zum verbesserten Schutz der Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland // Materialien zu Energie und Umwelt. Hrsg. von Rat für Sachverständigen für Umweltfragen. Kohlhammer. Verlag Stuttgart/ Main. 1982

16. Prinz B., Brandt C.I. Studu on the impact of the principal atmospheric pollutants on the vegetation./ Ed.: Commission of the European Commutities. EUR 6644 EN. 1980
17. Resolution uber maximale Immissionswerte zum Schutzt der Walder. IUFRO. News. No 25(3/ 1979). Wien.
18. Skarby L. Effekter av Luftfororeningar pa vegetation. – Fotokemiska oxidanter Naturvardsverket. Rapport 1562. 1982.
19. Sverdrup H. The kinetics of base cation release due to chemical weathering. Lund University Press , 1990. 246 p.
20. WHO. Air Quality Guidelines – Ecological Effects of Air Pollutants. Word Heath Organization, Regional Office for Europe. ICP/ CEN. 902/m 71 (S). 29 July. 1985.

Мартинюк О.О., Коженков Л.Л., Дороничева Є.В., Рикова Т.В., Ромашкевич Є.В.

Екологічне нормування техногенного впливу на ліси: головні ітоги досліджень
ВНДЛ(Г), м.Пушкіно, Московська область, Росія

У роботі наведені результати багаторічних досліджень колективу авторів по проблемі екологічного нормування техногенного впливу на ліси. Поданий загальний аналіз методичних підходів нормування, класифікація видів нормативів по компонентах лісових екосистем. Наведені нормативи гранично допустимих концентрацій (ГДК) атмосферних забруднювачів для шпилькових деревних порід, ГДК важких металів для лісових ґрунтів, гранично допустимих навантажень (ГДН) кислотоутворюючих сполук для основних типів зони шпильково-широколистяних лісів.

Martynuk A.A., Kozhenkov L.L., Doronitcheva E.V, Rykova T.V., Romashkevitch E.V.

The ecoloigical normation of technogenous effect on forests: the main research results
VNIILM, Pushkino, Moscow oblast

There are given the results of the long research work on the problem of the ecological normation of technogenous effect on forest. There is given the common analysis of the normation, the genus classification based upon the components of forest ecosystems. There are showed normatives of maximally allowed concentrations (MAC) for the atmosphere pollutants or the coniferous. MAC of heavy metals for forest soils, maximally allowed loading of acid-forming combinations for the main types of coniferous-broadleaved forests zone.

Мешкова В.Л. –
кандидат біологічних наук
УкрНДЛГА, м. Харків

Фенологічний прогноз рудого соснового пильщика для різних зон України

Для прогнозування розвитку осередків масового розмноження комах-дефоліаторів та своєчасного прийняття рішення щодо захисту насаджень необхідно знати, які види, де й коли найчастіше утворюють спалахи.

У попередніх роботах нами було визначено ймовірність виникнення спалахів окремих видів у різних областях України [1], доведений зв'язок динаміки спалахів із погодними умовами [2] та особливостями біології комах. Останнє дозволило запропонувати їх класифікацію за типами сезонного розвитку за застосування методики їх прогнозування із врахуванням теплових ресурсів району.

У цій роботі ми розглянемо сезонну динаміку рудого соснового пильщика *Neodiprion sertifer* Geoffr. (Hymenoptera: Tenthredinidae), спалахи якого охоплюють у середньому по Україні понад 14 тисяч га щорічно, що складає майже третину від усіх осередків хвоєгризів [3].

При цьому понад 50% осередків рудого соснового пильщика (РСП) знаходиться у Херсонській області, 16% у Харківській. У Житомирській області спалахи РСП вже багато років не реєструвалися, і раптове зростання його чисельності у 2000 році на площі понад 10 тис. га примушує привернути увагу до цього шкідника.

Саме тому ми вирішили проаналізувати сезонний розвиток РСП в умовах різних природних зон – Степу, Лісостепу та Полісся. Для аналізу теплових ресурсів Південного Степу було використано середні багаторічні дані з метеостанції Херсон (46°38' ПнШ, 32°34' СхД), Північного Степу – Ізюм (49°11' ПнШ, 37°18' СхД), Лісостепу – Харків (49°58' ПнШ, 36°08' СхД), Полісся – Коростень (50°57' ПнШ, 28°37' СхД) та Житомир (50°14' ПнШ, 28°44' СхД).

Багаторічні характеристики теплового режиму одержані на відповідних метеостанціях, а також із літературних джерел [4–6].

Сезонний розвиток РСП включає чотири періоди: весняний (закінчення розвитку ембріонів у яйці), період живлення (від народження личинок до звивання коконів), період розвитку у коконі (до вильоту імаго) та осінньо-зимовий (початок розвитку ембріонів у яйці).

Відомо, що розвитку спалахів комах, які народжуються рано навесні, сприяє швидке наростання температури повітря після зими [7]. Так при живленні личинок РСП як хвоєю травневих пагонів, так і дворічною, знижується їх виживання та подовжується розвиток [8]. Протягом сезону однорічна хвоя поступово наближується за хімічним складом до дворічної [9], і тому личинки РСП, що народилися раніше, мають кращі умови живлення. Швидкий розвиток личинок також дає їм можливість уникнути зараження ентомофагами та хворобами [8], а при ранніх термінах звивання кокону зменшується частка особин, що впадають у діапаузу [10].

Таким чином саме швидким темпом наростання весняних температур можна пояснити більшу частоту спалахів РСП на півдні. Проте аналіз багаторічних даних про погодні умови показує, що у деякі роки навіть у північних областях температура повітря у весняні місяці може перевищувати середню для південних областей. Так у Херсоні середня багаторічна температура квітня дорівнює 9,5°C (4,9–13,7°C), у Харкові – 7,7°C (1,7–13,3°C), а у Житомирі – 15,4°C (1,8–12,3°C) [6].

На рис. 1 показано ранньовесняний хід середньомісячної температури за даними метеостанцій Херсон та Житомир, найбільші значення середньомісячної температури за багаторічними даними [4, 6], а також дані за 2000 рік по метеостанціях Житомир і Коростень. Можна помітити, що у 2000 році у Житомирській області середньомісячна температура була значно вища за багаторічні значення не тільки для Житомирської області, але й для Херсонської. У березні – квітні значення цього показника навіть перевищували найбільші з багаторічних значень для Херсонської області, в якій спалахи РСП розвиваються майже постійно.

На нашу думку, саме такими погодними умовами у Житомирській області навесні 2000 року можна пояснити надмірне зростання площ осередків РСП.

Зважаючи, що для вчасного планування лісозахисних заходів найважливіше знати терміни, коли личинки пошкоджують хвою, приділимо увагу складанню прогнозу сезонного розвитку личинок РСП.

За літературними даними [8], для закінчення розвитку РСП у фазі яйця та виходу личинки необхідно 220°C позитивних температур або 170°C ефективних при порозі 5°C. За нашими лабораторними дослідженнями [Мешкова, Давиденко – подано до друку], сума позитивних температур, необхідна для весняного розвитку яєць, коливається від 84° до 357° і залежить від умов зимівлі, термінів занесення яйцекладок у приміщення, темпу наростання температури в період інкубації. У зв'язку з цим, враховуючи мінливість весняної погоди, не можна вважати надійним використання суми температур для прогнозування термінів народження личинок РСП.

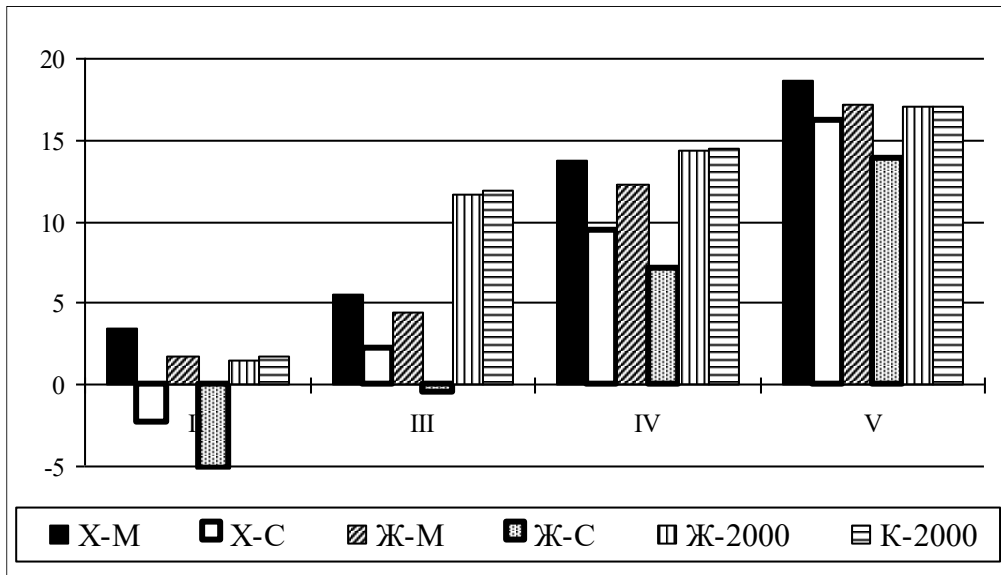


Рис.1. Середньомісячна температура повітря на початку року по різних метеостанціях

Умовні позначення: найбільш високі значення середньомісячної температури:

X-M – метеостанція Харків, Ж-M – Житомир;

середні багаторічні значення температури:

X-C – Харків, Ж-C – Житомир;

середньомісячні температури 2000 року:

Ж-2000 – Житомир; К-2000 – Коростень

Для встановлення цих термінів для конкретних районів можна запропонувати два непрямих підходи.

Один полягає у використанні феноіндикаторів, а саме спостереження за цвітінням сосни звичайної, сходом чохла з її травневих пагонів, а також цвітінням горобини, з якими народження личинок РСП збігається за часом.

Інший засіб базується на наявності достовірної кореляції між датою стійкого переходу температури повітря навесні через 0°C та кількістю днів до переходу через 10°C та 15°C. За нашими спостереженнями, середньодобова температура повітря у період народження личинок РСП складає близько 12–14°C. За даними Харківської АГМС за 100 років нами визначені параметри відповідних рівнянь:

$$Y_{d10} = 91,14 - 0,716 * D_0, \quad (r = -0,7; P < 0,05) \quad (1)$$

$$Y_{d15} = 133,93 - 0,9728 * D_0, \quad (r = -0,8; P < 0,05) \quad (2)$$

де Y_{d10} – кількість днів до переходу температури повітря через 10°C, D_0 – дата переходу через 0°C у днях від початку року, а Y_{d15} – кількість днів до переходу температури повітря через 15°C.

Згідно з цими рівняннями, якщо перехід через 0°C відбувся 5 квітня (95 день з початку року), то перехід через 10°C відбудеться через 23 дні, тобто у 118-й день або 28 квітня, а перехід через 15°C – через 41 день, тобто у 136 день або 16 травня. Саме у цей період треба очікувати народження личинок РСП. Треба відмітити, що параметри рівнянь зв'язку, описаних вище, відрізняються для різних областей, і їх необхідно визначати (або знаходити в літературі, якщо вони вже визначені) для кожного району.

Після народження личинки РСП живляться й ростуть, а наприкінці травня – на початку червня утворюють кокон. Після того, як відбулося звивання коконів, личинки вже не пошкоджують ліс, але й боротися з ними вже неможливо. У зв'язку з цим, встановлення термінів закінчення живлення личинок має практичний інтерес.

Багатьма дослідниками встановлено, що параметри рівняння зв'язку темпів розвитку окремих стадій комах із температурою довкілля при однаковому фотоперіоді фактично стабільні й характерні для кожного виду та стадії [11–13].

Це дає можливість прогнозувати сезонну динаміку комах із урахуванням теплових ресурсів певних районів за методикою, запропонованою О.С.Подольським [10].

Згідно з цим методом будується емпірична крива, що пов'язує тривалість періоду розвитку певної стадії комах у днях із середньою температурою повітря цього періоду. Ця крива має назву температурної або фенологічної кривої розвитку біологічного об'єкту і показує, як змінюється тривалість міжфазного періоду його розвитку залежно від середньої температури періоду.

Теплові ресурси району при цьому представляються у вигляді сітки, що складається з сукупності

ліній. Кожна з цих ліній відображає зміни середньоперіодної температури в річному циклі залежно від тривалості періодів, відлічених від єдиної дати. Такі лінії будуються за даними середньодекадних температур і позначаються датами середини відповідної декади [10].

При нанесенні на ту саму систему координат сітки теплових ресурсів за даними метеостанції, що характеризує район, та фенологічних кривих теплових вимог біологічного об'єкту ми одержуємо номограму, що дозволяє визначити термін закінчення розвитку певної стадії комахи, знаючи термін її початку.

Застосування засобів програмного продукту EXCEL дозволило нам максимально автоматизувати трудомісткий процес розрахунку сітки теплових ресурсів та побудувати їх за даними різних метеостанцій.

Фенологічні криві для різних періодів розвитку РСП були побудовані нами з використанням даних лабораторних досліджень та польових спостережень у різних пунктах у різні роки [Мешкова, подано до друку].

Продемонструємо хід обчислень термінів закінчення періоду живлення личинками РСП для чотирьох регіонів, що досліджувалися, і теплові ресурси яких характеризуються показниками температури повітря за даними метеостанцій Коростень, Харків, Ізюм і Херсон.

На рис. 2 показано фрагменти сіток теплових ресурсів, побудованих за даними зазначених метеостанцій, та фенологічну криву розвитку личинок РСП від народження до звивання коконів, нанесені на систему координат в одному масштабі.

Розрахуємо термін коконування РСП для Коростеня, якщо личинки народилися 15 квітня. Від точки перетину фенологічної кривої на рис.1 із фрагментом сітки теплових ресурсів для метеостанції Коростень (позначеним білими трикутниками) проводимо перпендикуляр до осі ординат. Значення ординати (44) додаємо до дати народження личинок, вираженої у кількості днів з початку року ($105+44=149$). День 149 відповідає даті 29 травня. Таким же чином визначаємо дати коконування личинок РСП, що народилися 15 квітня, для інших метеостанцій.

Такі самі розрахунки проводимо з фрагментами сіток теплових ресурсів для інших дат. Так, якщо личинки народилися 26 травня (146 день з початку року), то для визначення дати коконування личинок у Коростені, треба додати 25 днів ($146+25=171$), у Харкові – 23 дні, у Ізюмі – 22, а у Херсоні – 21 день, що відповідає датам коконування 20.06, 18.06, 17.06 і 16.06 відповідно.

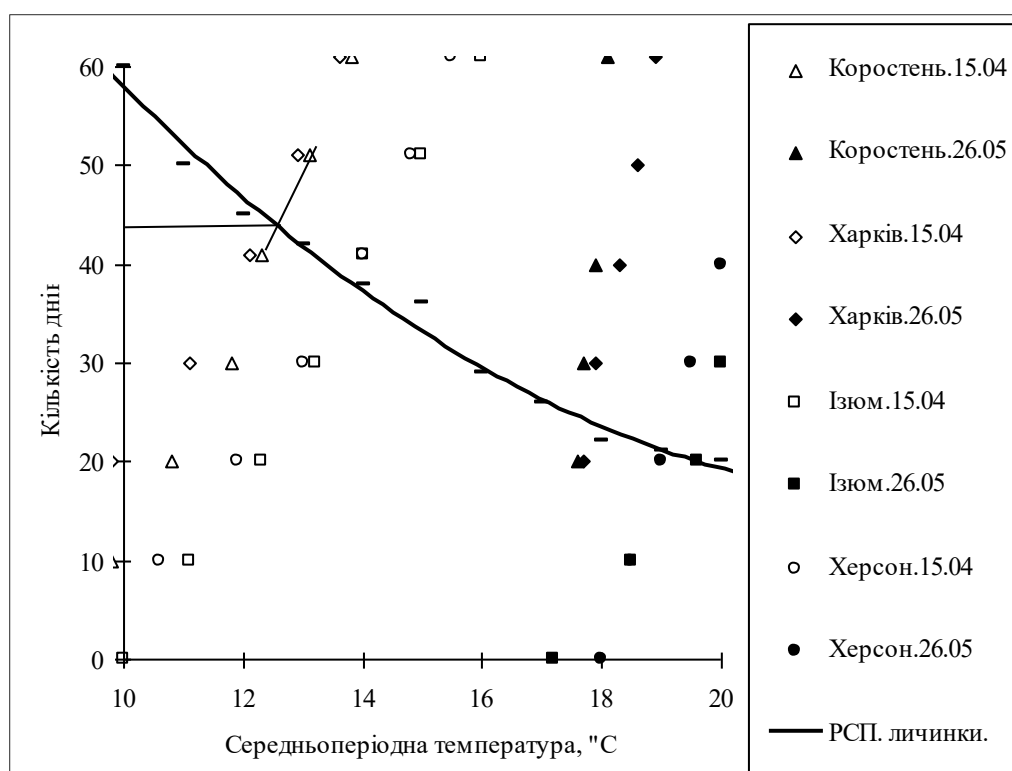


Рис.2. Фрагмент сітки теплових ресурсів, що включає лінії середньоперіодних температур за 15.04 та 26.05 по чотирьох метеостанціях та фенологічну криву розвитку РСП за період від народження до коконування личинок

Розраховані таким чином дані оформлюють у вигляді фенопрогностичних календарів (табл. 1),

за допомогою яких можна визначати дати зивання коконів для заданих термінів народження личинок, причому для проміжних значень дат народження личинок (наприклад, між 15.04 і 25.04) проводять інтерполяцію.

Необхідно відмітити, що діапазон дат народження личинок РСП у фенопрогностичному календарі значно ширший, ніж фактично спостерігається у районах дослідження. Так, 15 квітня – досить частий термін народження личинок РСП у Херсонській області, хоча відомі випадки їх появи як у третій декаді березня, так і у третій декаді квітня. Але при такому ході температури весною, який спостерігався у Житомирській області у 2000 році, личинок РСП можна було зустріти майже у такі терміни.

Можна помітити (табл., рис.3), що у всіх пунктах, узятих до аналізу, личинки РСП, що народжуються пізніше, розвиваються швидше. Так при різниці у народженні личинок в місяць (25 квітня і 26 травня) різниця у термінах зивання кокону складає близько 10 днів. При цьому в усі терміни розвитку личинок у південних районах проходить швидше.

Для півдня Харківської області за нашими спостереженнями характерна поява личинок РСП 30 квітня, а для півночі – не раніше 3 травня, хоча у 1950 році (за архівними даними УкрНДЦЛГА) вони народилися 15 квітня.

Таблиця 1

Фенопрогностичний календар і довідкова таблиця розвитку личинок (від народження до коконування) РСП у різних кліматичних умовах

Народження личинок		Утворення коконів							
дата	день з початку року	дата	день з початку року	дата	день з початку року	дата	день з початку року	дата	день з початку року
		Коростень		Харків		Ізюм		Херсон	
15,04	105	29,05	149	29,05	149	22,05	142	21,05	141
25,04	115	29,05	149	29,05	149	27,05	147	27,05	147
5,05	125	31,05	151	30,05	150	29,05	149	28,05	148
15,05	135	10,06	161	8,06	159	7,06	158	6,06	157
26,05	146	20,06	171	18,06	169	17,06	168	16,06	167
5,06	156	30,06	181	27,06	178	26,06	177	25,06	176

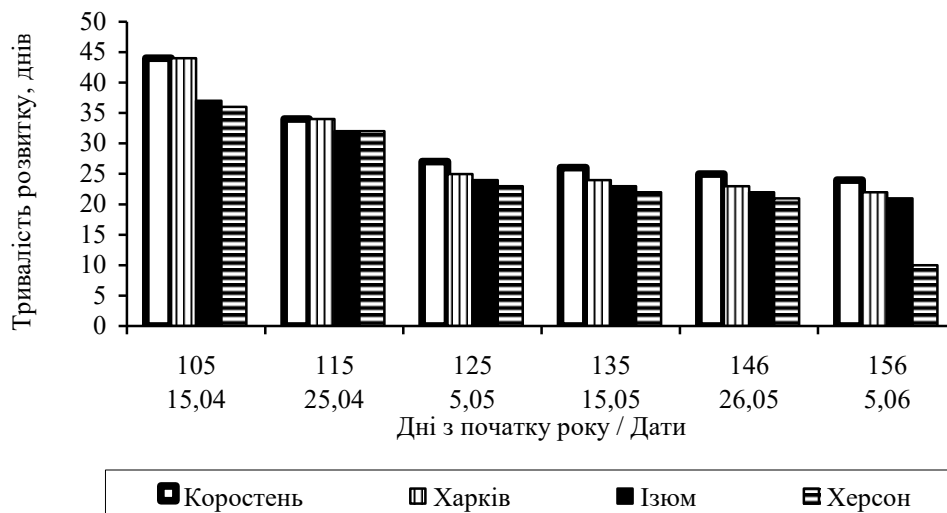


Рис.3. Прогнозована тривалість розвитку личинок РСП залежно від терміну народження

Звичайно, такі екстремальні умови складаються дуже рідко, а фактично у багаторічному ході температур їх коливання навколо середнього значення складають для метеостанції Житомир 2,7°C у березні, 2°C у квітні, 1,8°C у травні [6].

Тому для побудови фенологічного прогнозу доцільно використовувати дані про середню багаторічну температуру повітря, а потім проводити коригування оцінок за даними конкретного року. Саме те, що ми починаємо відлік на номограмі від лінії, що відповідає даті народження личинок у конкретному році, і вносить значною мірою таку корективу.

У 2001 році народження личинок РСП у Харківській області відмічено з 12 травня, а поява коконів – із 6 червня, що свідчить про достовірність методу прогнозування.

У коконі РСП проходить стадії еонімфи, пронімфи та лялечки. Всупереч очікуваному прискоренню розвитку РСП у коконах із зростанням температури, період появи імаго досить стійкий для певного району. Так, за літературними даними, у Томську літ відбувається у серпні–вересні, а в Австрії – до листопада [8].

Це не дивно, якщо згадати, що довгота та широта місцевості впливає на тривалість фази літньої вегетації, яка зменшується з півночі на південь і з заходу на схід. За нашими спостереженнями, приблизно дати початку льоту імаго РСП збігаються з осіннім переходом температури вниз від 15°C Так, літ РСП відбувається у Херсоні (з 25 вересня) раніше, ніж у Коростені (з 5 вересня) та Харкові (11 вересня) через те, що перший розташований на 4° південніше, а у Коростені пізніше, ніж у Харкові, через те, що останній розташований на 8°східніше.

Терміни льоту імаго визначає механізм, що регулює тривалість літньої діапаузи, яка настає спонтанно, а завершується при певному критичному фотоперіоді, величина якого визначається широтою та довготою місцевості. Випадки, коли припинення літньої діапаузи регулюється фотоперіодом, відомі з літератури для приморозкової листовійки (*Eharae congelatella*), зимового п'ядуна (*Operophtera brumata*), деяких довгоносиків [11]. Іноді діапауза продовжується протягом декількох років, але це – тема окремих досліджень.

Таким чином, проведений аналіз сезонного розвитку РСП у різних зонах України дозволив скласти фенопрогностичний календар для визначення термінів пошкодження насаджень личинками та можливості застосування лісозахисних заходів.

Література

1. Meshkova V. Forest pests outbreaks prognosis on the base of climatic factors analysis / Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe (Proc. of the Second Workshop of the IUFRO Working Party 7.03.10, April 20–23, 1999, Sion–Chateauf, Switzerland). Editors Beat Forster, Milos Knizek, Woiciech Grodzki. – Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, Switzerland, 1999. – P.74–79.
2. Мешкова В.Л. Глобальні та локальні причини спалахів комах – шкідників хвої сосни у Поліссі // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України.–Вип.1(7).– Житомир: Волинь, 2000.– С.119–124.
3. Мешкова В.Л. Спалахи комах–хвоєгризів в Україні // Біологія та валеологія: Збірник наук. праць / За заг. ред. проф. О.М.Микитюка, проф. О.З.Злотіна.– Харків: ХДПУ, 2000.– Вип.3.– С.125–132.
4. Температура воздуха на Украине // В.Н.Бабиченко, С.Ф.Рудышина, З.С.Бондаренко, Л.М.Гущина / Л: Гидрометеиздат 1987, 399 с.
5. Агроклиматический справочник по Харьковской области. Л. Гидрометеиздат, 1957. – 179 с.
6. Краткий агроклиматический справочник Украины (пособие по использованию гидрометеорологической информации в сельскохозяйственном производстве). Под ред. К.Т.Логвинова.– Л.: Гидрометеиздат, 1976.–256 с.
7. Patocka J., Kristin A., Kulfan J., Zach P. Die Eichenschadlinge und ihre Feinde. –Zvolen: Institute fur Waldokologie der Slowakishen Akademie der Wissenschaften, 1999.–396 s.
8. Коломиец Н.Г., Стадницкий Г.В., Воронцов А.И. Рыжий сосновый пилильщик (распространение, биология, вред, естественные враги, меры борьбы).– Носовибирск: Наука Сиб. отд, 1972.– 148 с.
9. Елагин И.Н. Сезонное развитие сосновых лесов.–Новосибирск: Наука, 1976.– 158 с.
10. Sullivan C. R., Wallace D.R. Variations in the photoperiodic response of *Neodiprion sertifer* // Canadian Journal of Zoology, 1968. – V.46. – №5. – P. 1082–1083.
11. Данилевский А.С., Шельдешова Г.Г. Приспособительное значение фотопериодической и холодовой реактивации / Фотопериодические адаптации у насекомых и клещей.– Ленинград: Изд-во Ленинградского ун-та, 1968. – С.80–99.
12. Подольский А.С. Новое в фенологическом прогнозировании. М.: Наука, 1967.– 232 с.
13. Пантюхов Г.А. Влияние положительных температур на различные географические популяции златогузки *Euproctis chrysorrhoea* L. и непарного шелкопряда *Lymantria dispar* L. (Lepidoptera, Orgyidae) // Энтомологическое обозрение. – 1962. – т. XLI. – №2.–С.274 – 284.

Мешкова В.Л.

Фенологический прогноз рыжего соснового пилильщика для разных зон Украины.

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации имени Г.М.Высоцкого, Харьков.

Проведен анализ сезонного развития рыжего соснового пилильщика в разных зонах Украины. Составлен фенопрогностический календарь для определения сроков повреждения насаждений и возможностей применения лесозащитных мероприятий.

Ключевые слова: рыжий сосновый пилильщик, сезонное развитие, фенологический прогноз, тепловые ресурсы.

Meshkova V.L.

Phenological prognosis of *Neodiprion sertifer* Geoffr. for different zones of Ukraine.

Ukrainian Research Institute of Forestry & Forest Melioration named after G.M.Vysotskij, Kharkiv

Analysis of *Neodiprion sertifer* Geoffr. seasonal development in different zones of Ukraine was carried out. Calendar of phenological prognosis was composed for determination of stands damage terms and possibilities of forest protective measures use.

Key words: *Neodiprion sertifer* Geoffr., seasonal development, phenological orignosis, heat resources.

Бузун В.О., Турчак Ф.М. –
кандидати сільськогосподарських наук
Поліський філіал УкрНДЛГА, м.Житомир
Головецький М.П.
Вище-Дубечанський держлісгосп,
об'єднання “Київліс”

Деякі аспекти зростання сосни Банкса у борах Полісся

Ліси Полісся України характерні наявністю досить значних площ насаджень у збіднених місцезростаннях – борах, де головною і часто єдиною лісотвірною породою є сосна звичайна, біологічні особливості якої дозволяють виживати в екстремальних умовах. У зв'язку з радіоактивною забрудненістю внаслідок аварії на ЧАЕС частина таких насаджень вилучена із сфери господарської діяльності. Санітарний стан сосни, особливо штучного походження, не дивлячись на її стійкість до негативних чинників середовища, істотно погіршився. Збільшується пожежна небезпека, що в останні роки привело до зростання площ, охоплених лісовими пожежами. Якщо у більш багатих, забезпечених вологою, умовах місцезростання одним із шляхів реабілітації радіоактивно забруднених лісових масивів визнається оптимізація породного складу, то у дуже сухих, сухих і навіть свіжих борах основою деревостанів може бути лише сосна звичайна. З цієї точки зору увагу знову привертає сосна Банкса, яка пройшла вже досить довгий період випробування у штучних соснових насадженнях Полісся.

Сосна Банкса (*Pinus banksiana* Lamb.) – дерево висотою до 12-15 м, із стовбуром, який часто розгалужується, утворюючи кущоподібну форму. Походить із Північної Америки (США і Канада), де росте у майже чистих деревостанах на сухих піщаних ґрунтах. Характерною особливістю розвитку цього виду є його залежність від пожеж. Періодично, через декілька десятиліть, у сухий жаркий сезон, деревостани сосни Банкса внаслідок верхових пожеж гинуть. У деревостані шишки залишаються закритими протягом п'яти і більше років, а після пожежі – розкриваються, причому значна частина насіння зберігає життєздатність і, розповсюджуючись по підготовленій пожежою площі, дає початок новому поколінню лісу. Якщо ж пожежа не відбувається, сосна Банкса, досягши віку 50-60 років, гине під наметом інших видів. За шкалою відносної витривалості під наметом верхнього ярусу, сосна Банкса у межах природного ареалу віднесена до найнижчої категорії [8].

В Україні сосна Банкса вирощується вже майже 200 років у декоративних насадженнях. Певний час вона широко рекламувалась для заліснення сухих і бідних ґрунтів, але надалі виявилась менш продуктивною, ніж сосна звичайна [5]. У змішаних насадженнях цих порід сосна Банкса лише у дуже молодому віці росте краще звичайної, але у 20-30 років помітно відстає від останньої. Деревина сосни Банкса поступається за фізико-хімічними властивостями деревині сосни звичайної і використовується переважно як паливо [3]. Позитивними рисами цієї породи вважають її ґрунтополіпшуючі властивості, викликані особливостями будови корневих систем [2,4], інтенсивним опадом, а також прискорення зімкнення крон у культурах [1].

Неоднозначні висновки про доцільність вирощування сосни Банкса у борах привели до розбіжності рекомендацій щодо використання цієї породи у культурах. Деякі дослідники допускають використання її на малородючих ґрунтах як домішки й підгону до сосни звичайної, в той же час паралельно рекомендуючи введення зіноваті для утворення чагарникового ярусу культур [3], інші взагалі не згадують про сосну Банкса як компонент лісових культур у борах [6]. Прихильники введення сосни Банкса не згодні щодо технології створення лісових культур: одні [2] пропонують вводити її чистими рядами через 1-2 ряди сосни звичайної, інші [1], навпаки, заперечують доцільність змішування рядами, а також кулісами чи ланками і рекомендують посадку сосни Банкса у кожне п'яте чи шосте посадкове місце.

У 1999-2000рр., під час обстеження стану радіоактивно забруднених соснових лісів Полісся України, у штучних насадженнях, створених у борах із участю сосни Банкса, з'ясувались деякі аспекти доцільності її подальшого використання у цьому регіоні, для чого на пробних площах визначалися основні таксаційні показники кожного виду, особливості стану надземної і підземної частини дерев, специфіка утворення підстилки і твердість верхнього шару ґрунту.

Так, пробна площа №1 (кв.80 Феневицького лісництва Іванківського держлісгоспу) закладена в умовах сухого бору, де лісові культури створені посадкою у плужні борозни, проведені через 2м із розміщенням сіянців у рядку через 0.5 м. Під час посадки у ряди сосни звичайної ланками по 4-5 штук нерівномірно була введена сосна Банкса, кількість посадкових місць якої становила 10-15% загальної кількості. На час проведення переобліку склад насадження – 10С, од.СБ,Б. Підросту сосни нема, зустрічаються поодинокі неблагонадійні особини дуба і осики, пошкоджені ентомошкідниками та грибними захворюваннями. Підлісок відсутній. Надземний покрив рідкий, представлений переважно мохами (ступінь покриття – 0.25) – плетурієм Шребера (*Pleurozium Schreberi* Mitt.), дикраном зморшкуватим (*Dicranum polysetum* Sw.). На узліссях та у зріджених фрагментах культур зустрічається кладонія оленяча (*Cladonia rangiferina* (L.) Web.), зрідка верес (*Calluna vulgaris* (L.) Hill.), поодинокі

особини нечуйвітра волохатенького (*Hieracium pilosella* L.), цмину піщаного (*Helichrysum arenarium* (L.) DC), щавлю горобиноного (*Rumex acetosella* L.), біловусу стиснутого (*Nardus stricta* L.).

З часу аварії на ЧАЕС лісівничий догляд у культурах не проводився, сухостій і валіж не прибиралися, що, звичайно, негативно вплинуло на загальний стан насадження. На пробній площі (0,25 га) нараховано 27 дерев валежу різного стану, від свіжого вітровалу до напіврозкладених. Таксаційні показники деревостану: вік – 47 років, середня висота – 13,7 м, середній діаметр – 14,7 см, клас бонітету – III, повнота – 0,7, запас на 1 га – 176,4 м³ (табл.1).

Таблиця 1

Таксаційна характеристика насаджень на пробних площах (чисельник – за даними лісовпорядкування 1993р., знаменник – за даними переобліку 2000р.)

NN ПП	Квартал, виділ	Пло- ща,га	Склад насадження	Вік, років	Нср., м	Дср., см	Клас боні- тету	ТУМ	Пов- нота	Запас на 1 га, м ³
1	80;14	2,4	10С 10С,од.СБ,Б	<u>40</u> 47	<u>10</u> 13,7	<u>12</u> 14,7	<u>III</u> III	A ₁	<u>0,8</u> 0,7	<u>110</u> 176,4
4	66;11	4,7	10С 10С	<u>25</u> 32	<u>8</u> 13,5	<u>8</u> 12,8	<u>II</u> I	A ₂	<u>0,8</u> 0,8	<u>100</u> 208,8
5	66;11	4,7	8С2СБ 8С 2СБ	<u>25</u> 32 32	<u>8</u> 13,7 11,6	<u>8</u> 13,0 12,4	<u>II</u> I II	A ₂	<u>0,8</u> 0,6 0,2	<u>100</u> 156,6 41,8
7	21;53	2,4	9СБ1С 10СБ	<u>35</u> 42	<u>12</u> 12,1	<u>12</u> 10,2	<u>II</u> III	A ₂	<u>0,8</u> 0,8	<u>170</u> 180

Санітарний стан насадження характеризується показниками табл. 2, причому фізіологічний стан дерев, за окремими винятками, відповідає товарній структурі деревостану: здорові й ослаблені дерева 1-3 категорій – ділові, а відмираючі й сухостійні дерева 4-6 категорій – дров'яні. У цілому, враховуючи наявність сухостою, насадження слід віднести до категорії дуже ослаблених (середній індекс стану – 3.04). Частка сухостійних і відмираючих дерев становить 44,1% загальної кількості, причому до цих категорій стану відносяться всі особини сосни Банкса, які залишились на корені. Отже, як і у місцях природного зростання у Північній Америці, сосна Банкса в умовах сухого бору в Поліссі України відстає у рості й, попавши під намет аборигенної сосни звичайної, повністю гине у V класі віку, виправдовуючи назву “дуже невитривалої” [8].

Таблиця 2

Розподіл дерев на пробних площах за категоріями санітарного стану [7], %

№№ ПП	Порода	Категорія стану							Середній індекс стану	
		1	2	3	4	5	6	всього	загаль- ний	без су- хостою
1	Сосна звичайна	29,5	9,7	17,1	22,8	14,1	6,8	100	3,03	1,92
	Сосна Банкса	-	-	-	60,0	20,0	20,0	100	4,60	2,40
	Разом:	29,3	9,6	17,0	23,1	14,1	6,9	100	3,04	1,92
4	Сосна звичайна	53,7	25,0	13,0	7,4	0,9	-	100	1,77	1,72
5	Сосна звичайна	41,3	30,6	21,5	5,8	0,8	-	100	1,94	1,90
	Сосна Банкса	3,9	17,7	27,8	35,4	13,9	1,3	100	3,42	2,65
	Разом:	26,5	25,5	24,0	17,5	6,0	0,5	100	2,53	2,20
7	Сосна Банкса	24,2	11,4	15,5	26,1	18,7	4,1	100	3,16	1,98

Виправити стан насадження можна, видаливши сухостій. Середній індекс стану дерев при цьому покращиться до 1,92. Якщо ж вибрати й відмираючі дерева, насадження перейде у категорію здорового (i=1,00). Але, відводячи деревостан у рубку з санітарним ухилом, доведеться вирішувати питання екологічного й економічного плану: по-перше, чи доцільно в умовах A₁ істотно знизити повноту деревостану, а по-друге, наскільки виправдає себе заготівля низькоякісної дров'яної деревини.

Пробні площі №№ 4 і 5 закладені у кв.66 Феневицького лісництва у лісових культурах сосни 32-річного віку, склад яких нерівномірний. Південна частина виділу (ПП №4) представлена чистою сосною звичайною, північна (ПП №5) має значну (за кількістю дерев, що збереглися – 39,5% від загальної) домішку сосни Банкса. Створені культури посадкою у плужні борозни, проведені через 1 м, з

розташуванням посадкових місць у ряду через 0,7-1,0 м. Сосна Банкса вводилась у ряди ланками, по 1-2 і більше штук через 1-5 саджанців сосни звичайної. Склад насаджень на час переобліку: на ПП №4 – 10С, на ПП №5 – 8С2СБ. Підросту хвойних порід не знайдено, зустрічаються поодинокі нежиттєздатні особини дуба. Підлісок – рідкий, представлений нерівномірно розміщеними по площі кущами аморфи (*Amorpha fruticosa* L.), штучно введеними під час посадки лісових культур, та окремими кущами зіноваті російської (*Chamaecytisus ruthenicus* Fisch ex Wilas, Klaskova). Надземний покрив розвинутий слабо: із плеурозіума (покриття – 0.2-0.3), до якого невеликими групами домішуються костриця овеча (*Festuca ovina* L.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), веснівка дволиста (*Majanthemum bifolium* (L.) F.W.Schmidt.).

Загальний стан насаджень на ПП №4 дещо ослаблений ($i=1.77$) у зв'язку з деяким запізненням проведення чергового зріджування. Проте, частка відмираючих і сухостійних дерев (8,3% загальної кількості) тут знаходиться у межах норми, істотної захаращеності валежем не відмічено (10-15 звалених дерев на 1 га). Провівши проріджування середньої інтенсивності з повною вибіркою відмираючих і сухостійних дров'яних дерев та частковою – ослаблених ділових, можна оздоровити деревостан, знизивши середній індекс санітарного стану до 1,2-1,4.

Насадження на ПП №5 значно ослаблене ($i=2,53$), переважно за рахунок пригнічення сосни Банкса ($i=3,42$), яка вже 15-20 років тому почала відставати у рості від сосни звичайної, майже повністю попала під намет останньої й почала відмирати. До частки відмираючих і сухостійних дерев належить 50,6% загальної кількості сосни Банкса, що у 7,7 рази більше, ніж сосни звичайної (6,6%). Захаращеність площі валежем на ПП №5 значно вище (40-45 шт. на 1 га). За ідентичності умов місцезростання, технології створення і вирощування лісових культур запас деревини на 1 га на ПП №4 становить 208,8, а на ПП №5 – 198,4 м³, або на 5% менше. За рахунок менших розмірів, гіршої форми стовбура й незадовільного санітарного стану дерев сосни Банкса, товарна структура деревини частини деревостану, створеної цією породою, не відповідає економічним критеріям.

У кв. 21 того ж лісництва, де закладена пробна площа №7, зростають 42-річні культури сосни Банкса, створені посадкою у плужні борозни із розміщенням між рядами 1,5 м, у ряду – 0,7 м. Підросту й підліску нема; надземний покрив слабо розвинутий (покриття – 0,15-0,20), складається із плеурозіума і окремих кущів вересу. У насажденні проведено проріджування лінійним способом – вирубаній кожний сьомий ряд, проводилась вибірка вітровалу й сніголому в залишених кулісах. Загальний стан насаджень дуже ослаблений ($i=3,16$), питома вага відмираючих дерев і сухоостою становить 48,9%, причому значна їх частина – сніголом внаслідок перегушення деревостану в кулісах. Порівняння середніх розмірів дерев сосни Банкса на ПП №5 і 7 свідчить, що вирощування її в чистих культурах не гарантує від зниження енергії росту й падіння приросту до рівня цих же величин у дерев, які потрапили під намет сосни звичайної. Запас деревини на 1 га у чистому насажденні сосни Банкса 42-річного віку (ПП №7) становить 180 м³, що на 10,2 % менше, ніж запас змішаних (сосна звичайна + сосна Банкса) 32-річних культур (ПП №5) і на 16,0% менше, ніж запас чистого штучного насадження сосни звичайної того ж віку (ПП №4).

Реконструкція чистих культур сосни Банкса без суцільної їх рубки – досить складне завдання, враховуючи, що повна вибірка відмираючих і сухостійних дерев одночасно різко знизить стійкість залишеної частини деревостану до механічної дії вітру та навали снігу. Обстеження кореневих систем вивалених раніше дерев сосни Банкса показало, що для них характерна відсутність або слабкий розвиток стрижневих коренів, незначна кількість якірних. У порівнянні з сосною звичайною того ж віку, сосна Банкса розвиває слабкішу і меншу за розмірами кореневу систему, що збільшує можливість вітровалу. Більша ж розгалуженість крони у сосни Банкса і недостатній лінійний приріст ведуть до інтенсивного бурелому і вітровалу. Тому подібне насадження 47-річного віку в кв.66, виділ 8 Феневицького лісництва після куртинного вивалу та масового всихання було частково відведене в суцільну санітарну рубку.

Слід відмітити, що, як правило, дерева сосни Банкса дійсно рясно плодоносять і зберігають значну частину шишок закритими на протязі декількох років. Під навантаженням шишок крони дерев стають розлогими, а частина гілок набуває плакучої форми, що у випадках низових пожеж створює додаткову можливість переходу останніх у верхові. Дані обстеження згарищ 1992 і 1999 рр. у Виступовицькому лісництві Овруцько-Народицького спецдержлісгоспу підтверджують, що ланки чи окремі особини сосни Банкса в культурах сосни звичайної є мікроосередками підвищеної радіаційної і пожежної безпеки, сприяють переходу вогню з підстилки і надземного покриву в крони дерев, а також горизонтальній міграції радіонуклідів. Облік самосіву на згарищах, а також навкруги дерев сосни Банкса, пошкоджених вогнем під час низових пожеж, показав недостатність і малу життєздатність сходів і самосіву цієї породи, хоч кількість відкритих шишок (на нижніх гілках і на поверхні ґрунту під наметом дерева) збільшилась у 4-5 разів.

Для перевірки ґрунтополіпшуючих властивостей сосни Банкса на пробних площах в умовах А₂ визначались деякі показники нагромадження підстилки і твердість ґрунту (табл.3).

Запаси підстилки на 1 га збільшуються від 12,39 т/га у чистому насажденні сосни звичайної до 16,64 т/га у чистому насажденні сосни Банкса. У межах орного горизонту (до 25 см) спостерігається відповідне зниження твердості ґрунту у рядах культур, а також збільшення цієї величини в більш глибоких шарах ґрунту. У міжряддях культур, які часто відвідуються населенням та рекреантами, такої закономірності не відмічено.

Нагромадження підстилки і твердість ґрунту на пробних площах

№ № ПП	Запас підстилки, т/га сухої ваги	Твердість ґрунту, кг/см ² на глибині (см)											
		у рядах культур						у міжряддях					
		5	10	15	20	25	30	5	10	15	20	25	30
4	12,39	6,2	15,7	22,5	27,5	27,7	22,5	11,7	14,2	19,2	22,0	19,0	16,2
5	14,47	6,0	15,5	21,5	26,5	32,7	30,0	8,8	15,5	20,0	25,5	27,0	26,2
7	16,64	5,1	13,7	17,5	22,7	28,7	31,5	11,2	10,1	20,2	24,5	29,5	36,2

Таким чином, тенденція до певного поліпшення фізичних властивостей орного шару ґрунту в культурах з участю сосни Банкса є, хоч це, як видно з наведеного вище аналізу таксаційних показників і стану таких насаджень, істотно не впливає на їхню продуктивність внаслідок недовговічності й низької стійкості деревостанів цієї породи.

Отже, виходячи з результатів вивчення деяких особливостей зростання сосни Банкса у борах Полісся на описаних вище об'єктах, можна зробити висновок про недоцільність широкого впровадження цього інтродукованого виду в лісові культури сосни звичайної. В обмеженому масштабі сосна Банкса може бути використана лише у змішаних з сосною звичайною культурах у дуже сухих і сухих борах для прискорення змикання крон з наступною вирубкою не пізніше, ніж через 20-25 років після посадки.

Література

1. Вакулук П.Г., Самоплавський В.І. Лісовідновлення та лісорозведення в рівнинних районах України.- Фастів:Поліфаст, 1998.-508с.
2. Гордієнко М.І., Корецький Г.С., Маурер В.М. Лісові культури. – К.:Сільгоспосвіта, 1995. – 328с.
3. Каппер О.Г. Хвойные породы. – М.-Л.: Гослесбумиздат, 1954.-304с.
4. Калінін М.І., Гузь М.М., Дебринюк Ю.М. Лісове коренезнавство. – Львів:ІЗМН, 1998.-336с.
5. Пятницький С.С. Курс дендрології.-Харьков.Изд. ХГУ, 1960.-424с.
6. Редько Г.И., Родин А.Р., Трещевский И.В. Лесные культуры. – М.:Агропромиздат, 1985.-400с.
7. Санітарні правила в лісах України.-Київ:МЛГ України.-1995.-20с.
8. Спурр С.Г., Барнес Б.В. Лесная экология.-М.:Лес. пром.-сть, 1984.-480с.

¹Бузун В.А., ¹Турчак Ф.Н., ²Головецкий М.П.

Некоторые аспекты произрастания сосны Банкса в борах Полесья

1-Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир; 2-Выше-Дубечанский гослесхоз объединения "Киевлес", с.Пирново

Изучены особенности роста и состояния деревьев сосны Банкса в чистых и смешанных с сосной обыкновенной средневозрастных лесных культурах, созданных в условиях сухого и свежего бора.

Сделан вывод о нецелесообразности широкого внедрения этого интродуцированного вида в лесные культуры и возможности использования его только в смешанных культурах очень сухого и сухого бора для ускорения смыкания крон с выборкой в возрасте не старше 20-25 лет.

¹Buzun V.A., ¹Turchak F.N., ²Golovetskiy M.P.

Some aspects of growth of *Pinus banksiana* in bors of Polesse.

1 – Poliss'kiy Branch of UkrSRIFA; 2 – Vyshe-Dubechno Forestry of State Forestry Unit "Kievles", vil. Pirново

Peculiarities of growth and state of trees of *Pinus banksiana* in clear and mixed with *Pinus sylvestris* middle age forest plantations were researched in ecological conditions of dry bor and fresh bor.

It was made a conclusion about inexpediency of wide inculcation of this introductive species into forest plantations and about possibility of its use the only in mixed plantations of very dry and dry bors for acceleration of crown closing and elimination of *Pinus banksiana* trees in ages no older than 20-25 years.

Борисова В.В. –

аспірант

Український науково-дослідний інститут
лісового господарства та агролісомеліорації
ім. Г.М. Висоцького, м. Харків

Вирощування сіяncів модрина європейської у теплицях із використанням регуляторів росту рослин

Одним із напрямків підвищення продуктивності лісових культур є введення до їх складу господарсько цінних інтродуцентів. В умовах лівобережного Лісостепу перспективною є модрина європейська. Завдяки своїй швидкорослості вона є перспективною породою для плантаційного лісовирощування з метою прискореного забезпечення деревиною підприємств целюлозно-паперової, вугільної і деревообробної промисловості [1]. Опад модрина має підлогувочу дію, прискорює мінералізацію підстилки, що збагачує ґрунт елементами мінерального живлення. В результаті продуктивність штучних деревостанів, до складу яких входить модрина, підвищується [2,3,4,5]. Широке її впровадження у лісокультурне виробництво у значній мірі стримується дефіцитом садивного матеріалу. Вирішення цієї проблеми можливе через розширення лісонасінної бази та розробку нових інтенсивних технологій вирощування садивного матеріалу.

Якість лісових культур визначається багатьма складовими, серед яких у першу чергу слід назвати садивний матеріал. Він повинен відповідати вимогам діючого державного стандарту [6]. Досягти необхідного росту і розвитку садивного матеріалу можливо при його вирощуванні в сприятливих умовах. Останнє досягається за рахунок застосування високої агротехніки, яка включає використання різних добрив, стимуляторів росту та інших прийомів інтенсифікації росту і розвитку сіяncів деревних порід.

Використання теплиць з поліетиленовим покриттям для вирощування садивного матеріалу деревних порід є прогресивним способом отримання стандартних, високоякісних сіяncів і саджанців. Цей спосіб має такі переваги у порівнянні з відкритим ґрунтом: висівання насіння можна починати на два тижні раніше; норма висіву знижується на 30-40%; ґрунтова схожість насіння вища в 3-5 разів; вихід сіяncів з одиниці площі збільшується в 4-7 разів; період росту сіяncів збільшується на декілька тижнів; інтенсивність фотосинтезу зростає, а транспірація зменшується; термін вирощування стандартного садивного матеріалу скорочується на один рік [7]. Завдяки цьому вартість вирощування однорічних тепличних сіяncів у 2 рази нижча, ніж у відкритому ґрунті [8].

У світі зростає науковий і практичний інтерес до регуляторів росту і розвитку рослин. Обробіток насіння розчинами ростових сполук збільшує його ґрунтову схожість, покращує ріст сіяncів, збільшує їх масу, підвищує вихід стандартного садивного матеріалу [9,10,11,12].

Метою досліджу було вивчення впливу передвисівної обробки насіння регуляторами росту рослин на біометричні показники сіяncів та вихід садивного матеріалу модрина європейської при вирощуванні їх у поліетиленових теплицях та визначення оптимальних концентрацій регуляторів росту.

Для закладки досліджу було використане насіння, отримане з шишок, зібраних на клоновій насіннєвій плантації Південного лісництва Данилівського дослідного держлісгоспу Харківської області. Його лабораторна схожість становила 43%. Виходячи з цього показника, було розраховано норму висіву насіння на 1 пог. м рядка - 470 шт.

Перед висіванням насіння протягом 16 годин замочувалося у розчинах регуляторів росту, приготованих на дистильованій воді. Використовували їх концентрації, запропоновані виробниками цих препаратів (триман - 0,005%, фумар - 0,001%, гетероауксин - 0,02%), з варіюванням їх у бік збільшення та зменшення (для триману і фумару), а саме:

- триман (концентрації 0,01; 0,005; 0,0025 %); виробник - Інститут біоорганічної хімії та нафтохімії, науково-інженерний центр "АКСО", м. Київ;
- фумар (концентрації 0,01; 0,001; 0,0001 %); виробник - НПП "Агродар" при Українському державному хіміко-технологічному університеті, м. Дніпропетровськ;
- гетероауксин (концентрація 0,02 %); виробник - колишній Всесоюзний науково-дослідний технологічний інститут гербіцидів та регуляторів росту рослин, м. Уфа;
- контрольний варіант передбачав 16-годинне замочування насіння у дистильованій воді [13].

Для висівання використовувалося насіння, що потонуло в розчинах, тобто повнозерне і потенційно схоже. Насіння підсушувалося до стану сипучості, потім воно протравлювалося фундазолом з розрахунку 4 г препарату на 1 кг насіння.

Висівання насіння провели 27 березня 1999 року в теплиці з поліетиленовим покриттям вручну в посівні борозни, намічені маркером та дозаглиблені до 4-5 см. На дно борозни засипали соснову тирсу, яка наполовину перегнила. Насіння висівали та загортали на глибину 0,5-0,7 см такою ж тирсою. Потім посівні борозни ущільнювались. В міру необхідності у теплиці здійснювались прополювання та розпушування міжрядь. Поливи проводились регулярно.

У зв'язку з недостатнім забезпеченням субстрату легкогідролізуємим азотом (табл. 1) на початку

червня і липня на всій ділянці досліду сходи модрини були підживлені вуглеамонійною сіллю (50 г/10л) з додаванням регулятора росту триману (модифікація ДПР-82) із розрахунку 500 мг/10 л. Витрата підживлювального розчину – 3 л на 1 кв. м [13]. Плівкове покриття було зняте в першій декаді липня. Полив сіянців продовжувався в міру необхідності.

Таблиця 1

Агрохімічна характеристика ґрунту теплиці (червень 1999 р.)

Гумус за Тюрнімом, %	рН		Азот легкогідролізуємий, мг/100г	Рухомі в витяжці за Чіріковим, мг/100г		Гідролітична кислотність, мг.екв./100г	Сума обмінних основ, мг.екв./100г
	H ₂ O	KCl		P ₂ O ₅	K ₂ O		
1,25-1,43	5,9-6,0	5,2-5,4	6,8-8,0	10,5-19,6	4,0-6,0	2,10-2,55	4,3-5,6

Навесні 2000 року при викопуванні сіянців провели їх обміри. Було визначено середні висоту, діаметр кореневої шийки, довжину коріння. На 20 см відрізках по варіантах досліду було відібрано сіянці для визначення повітряно-сухої маси надземної частини і коріння. Суттєвість різниць між середніми показниками було визначено за t-критерієм (табл. 2).

Як видно, у варіантах з обробкою насіння регуляторами росту зберезуваність сходів вища (виняток – варіант з гетероауксином). Так, на контролі наприкінці вегетації на 1 пог. м рядка залишилось 55 сіянців, а у варіантах з триманом і фумаром відповідно 90-100 та 80-130 шт. За лінійними показниками у варіантах з регуляторами росту спостерігається їх перевищення порівняно з контролем: за висотою максимум на 23% ($t_{\phi}=4,34$, $t_{\text{таб}}=1,96$), діаметром – 19%, довжиною головного кореня – 9% ($t_{\phi}=2,39$, $t_{\text{таб}}=1,96$). Співставлення маси надземної частини сіянців та коренів по варіантах досліду показує, що найбільш ефективними як для триману, так і для фумару є найменші їх концентрації, взяті в цьому досліді. Так, у варіанті з обробкою насіння триманом у концентрації 0,0025%, маса надземної частини сіянців у порівнянні з контролем більша на 17%, а маса коріння – на 18%. У варіантах з концентрацією фумару 0,0001% надземна маса сіянців більше на 29%, а маса коренів – на 33% у порівнянні з контролем. На рівні концентрацій, що порівнюються, фумар виявився більш ефективним, ніж триман.

Обробка насіння водним розчином гетероауксину в даному досліді виявилась найменш ефективною.

Для визначення виходу стандартного садивного матеріалу в даному досліді використовували діючий державний стандарт [6]. За розмірами стандартні сіянці модрини європейської в зоні широколистяних лісів і Лісостепу повинні бути не менш 2,5 мм за товщиною стовбурця біля кореневої шийки і 15 см за висотою надземної частини при віці вирощування 1-2 роки. На рис. 1 представлений вихід стандартного садивного матеріалу в залежності від попередньої обробки насіння регуляторами росту рослин.

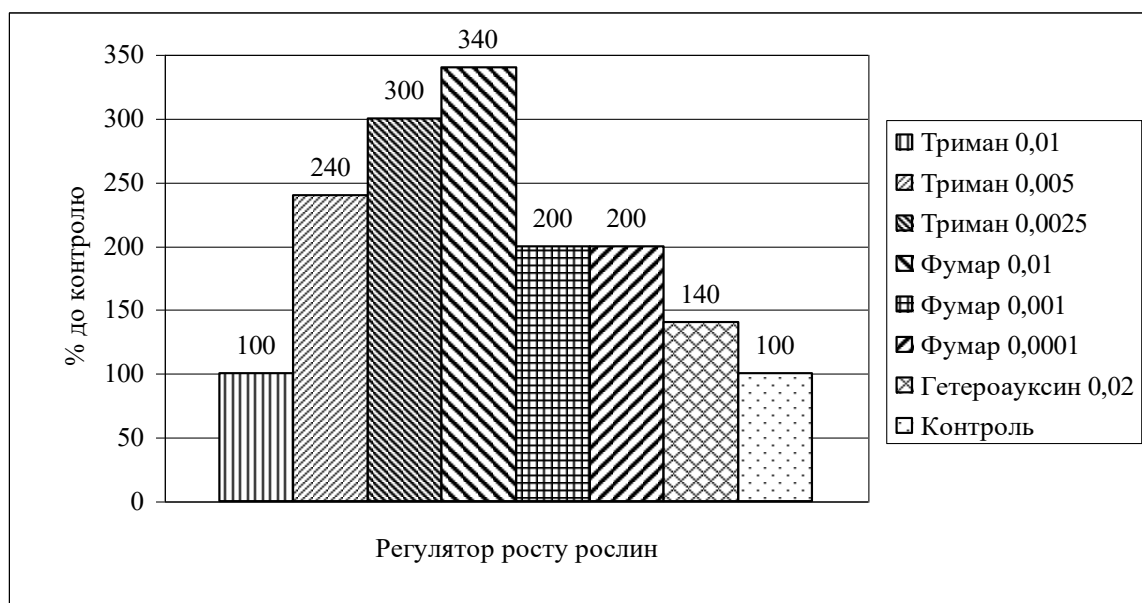


Рис. 1. Вихід стандартних сіянців модрини європейської в залежності від передвисівної обробки насіння регуляторами росту рослин

Таблиця 2

Біометричні показники однорічних сянців модрина європейської в залежності від передвісної обробки насіння регуляторами росту рослин

№ з/п	Регулятор росту рослин		Кількість сянців, шт./п.м	Висота надземної частини сянців, см	Довжина кореневої системи, см	Діаметр кореневої шийки, мм	Вага 1 сянця у повітряно-сухому стані, г та % до контролю					
	назва	концентрація					надземної частини		коренева система		усього	
							г	%	г	%	г	%
1	Триман	0,01	95	20,4±0,54	24,1±0,57	2,6±0,07	0,70	107	0,28	95	0,98	103
2	Триман	0,005	90	20,7±0,44*	26,5±0,42	2,8±0,06	0,76	117	0,31	104	0,86	91
3	Триман	0,0025	100	21,8±0,49*	27,1±0,52*	2,7±0,06	0,77	117	0,36	118	1,12	118
4	Фумар	0,01	125	20,4±0,53	24,1±0,51	2,8±0,08	0,74	114	0,29	98	1,04	109
5	Фумар	0,001	130	21,7±0,44*	26,7±0,45*	2,6±0,06	0,81	124	0,32	105	1,13	114
6	Фумар	0,0001	80	22,7±0,47*	27,1±0,39*	2,8±0,07	0,83	129	0,40	133	1,23	131
7	Гетероауксин	0,02	50	17,2±0,50	24,8±0,44	2,7±0,07	0,58	89	0,30	100	0,88	92
8	Контроль	вода	55	18,5±0,48	24,9±0,46	2,4±0,07	0,65	100	0,30	100	0,95	100

Примітка:

* – різниця вірогідна на 5%-вому рівні значущості.

Якщо порівнювати відносну величину виходу стандартного садивного матеріалу в межах варіантів досліду, то найбільшими показниками виділяється триман концентрацією 0,005% і 0,0025%. Вихід стандартних сіяньців тут становив 67 і 75%. У фумару концентрації 0,01% і 0,0001% зазначений показник відповідно порівнював 68 і 63%.

У порівнянні з контролем на всіх дослідних варіантах (крім триману концентрації 0,01%) вихід стандартного садивного матеріалу збільшився в 1,4-3,4 рази. Наведені результати отримані при передвисівній обробці насіння модрина регуляторами росту рослин на фоні підживлення посівів азотними добривами.

Висновки. Порівняно з контролем вихід стандартного садивного матеріалу модрина збільшився у варіантах триман 0,005% і триман 0,0025% відповідно в 2,4 і 3 рази. У варіантах фумару 0,01; 0,001 та 0,0001% вихід стандартного садивного матеріалу збільшувався в 3,4; 2 та 2 рази. У варіанті застосування гетероауксину в концентрації 0,2% вихід стандартних сіяньців проти контролю збільшився в 1.4 рази.

Література

1. Модрина - перспективна порода для плантаційного лісовирощування у Лівобережному лісостепу України / Гавриленко А.П., Орловський В.К., Поляков В.О., Шахнер Є.М. // Лісівництво і агролісомеліорація. - Київ: Урожай, 1996. – Вип. 93. - С. 17-21.
2. Никитин К.Е. Лиственница на Украине. - Киев: Урожай, 1966. - 332 с.
3. Тимофеев В.П. Роль лиственницы в поднятии продуктивности лесов. - М.: Изд-во АН СССР, 1961. - 160 с.
4. Щепотьев Ф.Л., Павленко Ф.А. Разведение быстрорастущих древесных пород. - М.: Лесная промышленность, 1975. - 232 с.
5. Эйзенрейх Х. Быстрорастущие древесные породы. - М.: Изд-во иностранной литературы, 1959. - 508с.
6. ГОСТ 3317-90. Сеянцы деревьев и кустарников. Технические условия. - М: Изд-во стандартов, 1990. - 44 с.
7. Редько Г.И., Родин А.Р., Трещевский И.В. Лесные культуры. – М.: Лесн. пром-сть, 1980. - 378 с.
8. Синников А.С., Мочалов Б.А., Драчков В.Н. Выращивание сеянцев хвойных пород в полиэтиленовой теплице. - М.: Агропромиздат, 1986.-126 с.
9. Интенсификация выращивания посадочного материала. Под редакцией А.Р.Родина. - М.: ВО «Агропромиздат», 1989. – 78 с.
10. Пентелькин С.Н., Пентелькина Н.В., Жарких М.Д. . Влияние новых физиологически активных веществ на эффективность выращивания посадочного материала // Лесохоз. инф. - 1991. - № 9. - С. 19-23.
11. Пентелькин С.Н., Пентелькина Н.В., Куликов М.И. и др. Выращивание сеянцев ели и лиственницы с применением регуляторов роста // Научн. Труды Моск. Лесотехн. ин-та, 1992. - № 256. - С. 123-128.
12. Чилимов А.И., Листов А.Н., Пентелькин С.К., Пентелькина Н.В. Предпосевная обработка семян ели европейской фумаром и его производными // Лесоведение. - 1994- № 5. - С. 86-90.
13. Розробити наукові основи плантаційного вирощування цільових сортиментів деревини хвойних порід (модрина, ялини): Звіт по темі №4 за 1996-1998 рр.(заключний) / УкрНДЛГА. - КП 00994064; № держреєстрації 0196U11522; Інв. № 7347. - Харків, 1999. - 119 с.(Рукопис)

Борисова В.В.

Выращивание сеянцев лиственницы европейской в теплицах с использованием регуляторов роста растений.

Український науково-дослідницький інститут лісного господарства і агролісомеліорації ім. Г.Н.Висоцького

Показано влияние регуляторов роста растений на рост сеянцев и выход стандартного посадочного материала лиственницы европейской при выращивании их в полиэтиленовых теплицах.

К л ю ч е в ы е с л о в а : лиственница европейская, семена, регуляторы роста растений, однолетние сеянцы.

Borisova V.V.

The growing of seedling of european larch in hothouses using of plants growth's regulators
Ukrainian scientific research institute of forestry and forest amelioration named after G.M.Vysotsky

The influence of plants growth's regulators to seedlings' growth and yield of standard planting material of European larch are directed attacked to growing of them in polyethylene hothouse.

K e y w o r d s : European larch, seeds, plants growth's regulators, one-year seedlings.

Головецький М.П.,
 Вище-Дубечанський держлісгосп,
 об'єднання "Київліс"
Бузун В.О., Турчак Ф.М. –
 кандидати сільськогосподарських наук
 Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Твердість ґрунту в соснових культурах свіжого бору

Одним із показників, які повинні враховувати конструктори сільськогосподарських і лісгосподарських машин та знарядь, є його питомий опір, величина якого визначається за допомогою динамометрів і змінюється від 0,3 кг/см² для піщаних ґрунтів до 0,9 кг/см² для тяжких цілинних [Роде, Смирнов, 1972]. Щоб знайти необхідну силу тяги для подолання опору ґрунту в процесі оранки, враховують також її глибину і ширину захвату плуга чи іншого знаряддя. Проте, у межах повної вологості ґрунту від 30 до 70 % його питомий опір знаходиться у прямій залежності від іншого показника, який визначається набагато простіше – твердості ґрунту, тобто опору проникненню в нього плунжера – тіла визначеної форми, яке є робочим органом відповідного приладу -твердоміру.

В умовах інтенсивного ведення лісового господарства, і особливо в зелених зонах великих міст, твердість ґрунту, крім того, є важливим показником зміни стану його поверхневих шарів під впливом господарчого і рекреаційного навантаження. Першою ознакою рекреаційної дигресії якраз і є негативні зміни властивостей ґрунту внаслідок витоптування, що веде до відповідних змін природного кругообігу речовин і порушення життєдіяльності лісових фітоценозів. При сильному ущільненні ґрунту, коли твердість його досягає у пристовбурній зоні дерев 70 кг/см² і більше, починається всихання бічних гілок і вершин, а потім і відпад дерев [Кучерявий, 1999].

Дослідження велись на протязі 2000-2001 рр. у Вище-Дубечанському держлісгоспі, південна частина території якого знаходиться у межах зеленої зони м.Києва. Найбільш розповсюджені тут середньовікові насадження сосни штучного походження в умовах свіжого субору (табл.1).

Таблиця 1

Таксаційна характеристика насаджень на пробних площах

№№ ПП	Склад	Вік, років	Д серед., см	Н серед., м	Повнота	Запас на 1га, м ³
5	10 С	30	13,6	12,1	0,78	231,8
6	10 С	55	19,8	21,3	0,90	324,4
7	10 С	55	19,9	20,3	0,95	409,8
8	10 С	60	19,5	22,0	0,97	369,3
27	10 С	60	21,5	21,1	0,90	413,6
35	10 С	40	13,4	12,6	0,95	257,8
36	10 С	80	34,1	22,8	0,81	367,7
37	10 С	55	18,0	18,7	1,10	359,0
43	10 С	35	18,4	16,7	1,04	352,0
47	10 С+Б	25	13,4	14,7	1,03	198,0
48	10 С	50	17,8	18,8	0,79	264,6
50	10 С	65	23,2	20,8	0,81	327,4
64	10 С	50	20,3	16,4	0,85	315,0
65	10 С	50	21,6	18,4	0,65	262,0
68	10 С	50	20,0	18,6	0,84	318,0

Деревний ярус на пробних площах сформований чистою сосною звичайною. У культурах, де при посадці до неї через декілька (3-6) рядів домішувались 1-2 ряди берези повислої, сосни Банкса, аморфи, ці породи повністю випали або представлені окремими пригніченими особинами, часто куцovidної форми. Створені вони, як правило, посадкою сіянців рядами в плужні борозни, із відстанню між рядами 1-2 (найчастіше – 1,5) м, в ряду – 0,5-1,0 (найчастіше – 0,7) м, в середньому – 10 тис. шт./га. Лісові культури ІV класу віку і більш старіші створювались чистими, 1-III класів віку – переважно з уведенням берези, сосни Банкса чи ґрунтополіпшуючих чагарників (аморфи). Проте, на рік проведення обліків домішка цих порід залишалась лише в окремих насадженнях. В умовах свіжого бору береза поступово відстала у рості від сосни і випала чи була вибрана під час рубок догляду. У багатьох випадках до цього часу ряди, які випали,

відіграють роль протипожежних смуг або технологічних коридорів. У прогалинах, де відмічена наявність ураження кореневою губкою, облікований самосів берези, мало життєздатний в умовах борів. В усіх штучних середньовікових соснових насадженнях, де ведуться рубки, пов'язані з веденням лісового господарства, звертає на себе увагу практично повна відсутність сходів і підросту головної породи.

На пробних площах у свіжих борах бонітет соснових насаджень вар'ює у межах I-II, інколи перевищує I клас, що свідчить про високу частку в межах екотопу більш багатого суборубованого підтипу. Це підтверджує і характеристика надгрунтового покриву. Основний його фон (проективне покриття від 30% у молодниках до 80-90% у середньовікових і пристигаючих насадженнях) створюють зелені мохи: плеврозій Шребера *Pleurozium Schreberi*, дикран зморшкуватий *Dicranum polysetum*, рунянки звичайна і ялівцева *Polytrichum commune*, *P. juniperinum*, причому перший вид відіграє головну роль. Трав'янистий покрив у цілому не виражений, представлений поодинокими особинами чи куртинами брусниці *Vaccinium vitis idaea*, вересу звичайного *Calluna vulgaris*, костриці овчої *Festuca ovina*, перестрічу лучного *Melampyrum nemorosum*, піщанки вузьколистої *Arenaria stenophylla*. Типові представники сухих борів – кладонії оленяча та лісова *Cladonia rangiferina*, *C. sylvatica*, цмин пісковий *Helichrysum arenarium*, нечуй-вітер волохатенький *Hieracium pilosella*, котячі лапки *Antennaria dioica* зустрічаються поодинокі лише на великих галявинах і узліссях. Навпаки, типові представники свіжого субору – буквиця лікарська *Betonica officinalis*, суниці лісові *Fragaria vesca*, грушанка круглолиста *Pyrola rotundifolia*, зимолюбка зонтична *Chimaphila umbellata*, орляк звичайний *Pteridium aquilinum*, купина запашна *Polygonatum odoratum* тощо зустрічаються безпосередньо у насадженнях.

На кожній пробній площі твердоміром Рев'якіна взято по 180 відліків, на підставі яких (множенням на коефіцієнт 12,5) визначена твердість ґрунту на глибині 5, 10, 15, 20, 25, 30 см у рядах і міжряддях культур, а також у коридорах, які виникли після вирубки кожного із 3-6 рядів сосни звичайної чи відпаду другорядних деревних порід і чагарників (табл.2).

Таблиця 2

Твердість поверхневих шарів ґрунту в насадженнях зеленої зони м.Києва, кг/см²

Місце виміру	Стан ґрунту міжрядь	Твердість ґрунту на глибині, см					
		5	10	15	20	25	30
У рядах культур	неорні	16,62	26,46	28,89	33,27	36,19	37,68
У міжряддях	неорні	18,06	28,36	32,88	36,69	40,65	38,57
На прогалинах	неорні	21,25	32,50	36,47	38,62	41,47	38,62
У вирубаних рядах сосни	разом	19,62	23,62	26,22	30,06	35,25	40,28
	неорні	23,50	27,75	28,75	31,38	35,88	40,28
	орні	15,75	19,38	23,75	28,75	34,62	40,28
У рядах берези	разом	14,12	20,56	33,44	43,81	48,81	-
	неорні	14,75	17,75	33,12	46,75	51,62	-
	орні	13,50	17,38	33,05	40,88	46,00	-
У рядах аморфи	разом	17,62	18,37	21,62	26,37	26,87	28,75
	неорні	23,62	26,00	28,00	28,38	32,50	32,62
	орні	11,75	10,75	15,25	19,75	21,38	25,00

У рядах і міжряддях лісових культур агротехнічний догляд припинений декілька десятиріч тому, але рубки догляду та інші види користування проводились регулярно, що мало наслідком ущільнення ґрунту. Якщо у рядах на глибині 5-30 см твердість ґрунту становить 16,62-37,68 кг/см², то в міжряддях – 18,06-40,65, а в прогалинах – 21,25-41,47 кг/см². До нижньої межі початкового обробітку ґрунту (25 см) його твердість закономірно збільшується.

У коридорах, що утворились після вирубки рядів сосни чи випадіння другорядних деревних і чагарникових порід, такі залежності простежуються не завжди. Пов'язане це, по-перше, з використанням коридорів як протипожежних смуг і періодичною оранкою ґрунту і, по-друге, з особливостями кореневої системи відповідної породи. Так, у вирубаних неорних рядах сосни твердість ґрунту змінюється у межах 23,50-40,28 кг/см², в орних рядах – у межах 15,75-40,28 кг/см². Найбільш істотно змінюється з глибиною твердість ґрунту в рядах берези: в неорних – від 14,75 кг/см² на глибині 5 см до 51,62 кг/см² на глибині 25 см, в орних – відповідно з 13,50 до 46,00 кг/см². На глибині 30 см маса коріння берези і ущільнення ґрунту настільки значні, що за допомогою твердоміра відлік взяти не вдалось. У неорних рядах аморфи твердість ґрунту з глибиною збільшувалась від 23,62 до 32,63 кг/см², в орних, особливо приповерхневих шарах, де

звичайно зосереджена основна маса коріння цієї породи (у нашому випадку – роздрібненого і вичесаного у процесі повторних оранок) – від 11,75 до 25,00 кг/см².

У кв. 43 Пірнівського лісництва для вивчення впливу рекреації на стан соснових насаджень в умовах борів було закладено 2 пробні площі (ПП №№ 64-65), з яких одна (ПП № 65) – на території бази відпочинку, друга (ПП № 64) – поряд з нею. У табл. 3 наведені дані про твердість верхніх шарів ґрунту на 50 м трансектах, які закладені на цих пробних площах та на пробній площі № 68, розташованій на віддалі 4 км від попередніх. Виміри проводились на кожній із трансект через 5 м. Залежно від розташування точки вимірів (у рядах чи у міжряддях рядів лісових культур, на стежках чи поза ними, на площах, де збереглась чи знесена підстилка тощо) величини твердості ґрунту істотно відрізняються: на ПП № 64 у межах 12,27 – 46,62, № 65 – 19,00 – 52,50, № 68 – 6,75 – 45,00 кг/см². На ПП № 64 найбільші показники твердості ґрунту відмічені на точках виміру, які знаходились на відстані 20 і 50 м від початку трансекти і припали на міжряддя лісових культур, де проходили пішохідні доріжки. Найбільші показники твердості ґрунту відмічені на ПП № 65 на точках виміру на відстані 20 і 25 м від початку трансекти, які припали на ігровий дитячий майданчик у межах бази відпочинку.

Таблиця 3

Твердість верхніх шарів ґрунту на 50 м трансектах у рекреаційно навантажених соснових насадженнях, кг/см²

№№ ПП	Відстань по трансекті, м	Твердість ґрунту на глибині, см					
		5	10	15	20	25	30
64	0	16,50	29,25	30,50	29,75	30,75	32,50
	5	29,50	40,75	37,75	34,25	37,25	38,75
	10	17,25	37,00	36,75	39,25	37,25	39,62
	15	15,25	22,00	24,75	25,00	30,50	36,62
	20	27,75	47,00	46,00	46,25	46,62	35,00
	25	22,50	30,50	34,25	39,00	40,00	30,62
	30	12,70	28,50	25,75	28,50	34,75	30,62
	35	15,75	20,25	21,00	24,25	30,00	32,50
	40	10,25	20,50	21,25	23,00	25,00	29,12
	45	21,00	32,25	34,75	39,25	35,50	33,12
	50	29,75	38,50	37,50	38,00	38,75	37,50
	Середнє:	19,84	31,50	31,84	33,32	35,12	34,18
65	0	21,50	27,50	36,25	36,75	42,50	40,60
	5	22,75	29,25	33,50	37,75	42,00	42,50
	10	21,50	27,75	31,50	40,25	42,50	44,00
	15	27,00	24,50	34,00	42,25	41,25	37,25
	20	19,00	32,00	38,50	43,50	49,00	51,25
	25	30,50	34,50	40,25	43,75	47,75	52,50
	30	34,70	39,70	37,50	38,00	42,50	30,00
	35	27,00	38,75	42,00	42,25	46,25	38,75
	40	26,75	35,00	35,25	33,25	34,50	24,00
	45	33,75	39,25	44,75	47,25	45,00	40,25
	50	35,75	39,75	45,00	40,75	36,75	34,00
	Середнє:	27,29	33,45	38,04	40,52	42,18	40,46
68	0	12,00	23,50	28,00	27,25	26,30	26,30
	5	11,75	26,00	27,75	30,50	32,00	32,75
	10	6,75	19,75	20,75	21,00	26,50	31,75
	15	13,50	27,25	29,50	31,00	31,00	34,37
	20	13,25	20,75	23,25	19,25	21,50	26,00
	25	15,25	22,50	27,00	24,20	25,50	29,25
	30	17,50	24,25	30,75	28,50	29,75	35,75
	35	13,75	23,75	20,50	32,25	34,50	38,25
	40	8,00	22,50	29,75	32,50	41,75	45,00
	45	18,25	24,75	25,00	29,50	32,75	33,75
	50	14,25	25,25	29,50	29,75	37,75	36,75
	Середнє:	12,84	23,66	26,52	27,79	30,84	33,63

Твердість ґрунту зростає із збільшенням рекреаційних навантажень, про що свідчить співставлення середніх величин цього показника на ПП №№ 64 і 65. У межах бази відпочинку твердість ґрунту в сосновому насадженні на глибині 5 см зростає порівняно з таким само насадженням поза цією базою на 37,6%, 10 см – 6,2, 15 см – 19,5, 20 см – 21,6, 25 см – 20,1, 30 см – 18,4 %%. Збільшена твердість ґрунту на ПП № 65 і порівняно із ПП № 68, яка знаходиться поза межами безпосереднього впливу рекреантів із баз відпочинку, проте зазнає впливу місцевого населення та автотуристів.

За категоріями ущільнення ґрунту на пробних площах вони відносяться до IV категорії – сильно ущільнених. Це веде до зменшення шпаруватості, водопроникності верхніх шарів ґрунту, погіршення їх водного режиму, яке може мати наслідком непродуктивні витрати вологи на поверхневий стік і фізичне випаровування, що в борових умовах місцезростання має істотне значення, тим більше, що вплив рекреації відчувається й на глибині 30 см від поверхні ґрунту.

Дані вивчення твердості ґрунту в насадженнях Вище-Дубечанського держлісгоспу, де ведеться традиційне лісове господарство із додержанням термінів й інтенсивності лісгосподарських заходів, порівнювались із даними досліджень на пробних площах у насадженнях Іванківського і Поліського держлісгоспів Київської області, територія яких забруднена радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, що стало причиною обмеження чи повної заборони господарської діяльності (табл.4).

Таблиця 4

Твердість поверхневих шарів ґрунту в радіоактивно забруднених насадженнях, кг/см²

Держлісгосп	Місце виміру	Стан ґрунту міжрядь	Твердість ґрунту на глибині, см					
			5	10	15	20	25	30
Іванківський	у рядах культур	неорні	8,25	18,87	23,25	26,00	27,50	26,25
	у міжряддях	неорні	11,25	20,87	26,37	27,50	28,50	28,87
Поліський	у рядах культур	неорні	5,50	17,75	21,62	22,50	25,12	27,37
	у міжряддях	неорні	6,75	14,12	18,75	22,50	24,50	26,37

В Іванківському держлісгоспі, радіоактивна забрудненість території якого перевищує 5 Кі/км² лише на невеликій площі, господарська діяльність дозволяється, проте заходи по вирощуванню насаджень проводяться з більшим інтервалом часу, рекреація зведена до мінімуму. Все ж твердість ґрунту в міжряддях соснових культур і тут більша (на 3,6-36,4 %%), ніж у рядах. Але фактичні показники значно нижчі (у рядах – від 8,25 до 27,50, у міжряддях – від 11,25 до 28,87 кг/см²) проти величин, отриманих на пробних площах у насадженнях Вище-Дубечанського держлісгоспу (у рядах – від 16,62 до 37,68, у міжряддях – від 18,06 до 40,65 кг/см²).

Ще більш виразно проявилось зменшення навантаження на поверхню ґрунту в соснових культурах після припинення лісгосподарської діяльності у Поліському держлісгоспі, радіоактивне забруднення території якого досягає 80 Кі/км² і більше. Твердість ґрунту в насадженнях на пробних площах тут ще нижча (у рядах – від 5,5 до 37,37, у міжряддях – від 6,75 до 26,37 кг/см²), причому в міжряддях вона вища лише у верхньому 5 см шарі.

Таким чином, інтенсивне ведення лісового господарства і особливо посилене рекреаційне навантаження на лісові екосистеми ведуть до змін властивостей поверхневих шарів ґрунту, одним із показників чого є збільшення його твердості. У збіднених лісорослинних умовах борів для попередження негативних наслідків ущільнення ґрунту істотне значення мають схеми створення культур сосни, вибір супутніх порід і режим вирощування штучних насаджень.

Література

1. Кучерявий В.П. Урбоекотологія. – Львів: Світ, 1999. – 360 с.
2. Роде А.А., Смирнов В.Н. Почвоведение. – М.: Высшая школа, 1972. – 480 с.

Головецкий М.П., Бузун В.А., Турчак Ф.Н.

Твердость почвы в сосновых культурах свежего бора

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

Интенсивное ведение лесного хозяйства и особенно усиление рекреационной нагрузки на лесные экосистемы ведут к изменению свойств поверхностных слоев лесных почв, одним из показателей чего

является увеличение их твердости. В условиях боров для предотвращения отрицательных последствий уплотнения почв существенное значение имеет выбор схем создания лесных культур сосны, подбор сопутствующих пород и режим выращивания искусственных насаждений.

Golovetsky M.P., Buzun V.A., Turchak F.N.

Soil hardness in pine plantations of fresh bor

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

Intensive forestry and especially increase of recreation pressing on forest ecosystems led to changes of superficial layers of forest soils. One of the index of this process is increase of its hardness. In poor conditions of bor for averting of negative consequences of condensation of soil essential importance has choosing of scheme of planting of forest plantation of pine as well as choosing of accompanied tree species and regime of planting of such artificial forest stands.

Гримашевич В.В. —

кандидат сельскохозяйственных наук

Институт леса Национальной академии наук
Беларуси, г. Гомель

Влияние погодных условий на плодоношение лесных съедобных грибов

Общеизвестно, что погодные условия в значительной степени влияют на плодоношение макромицетов, особенно это ощутимо в последние годы, когда происходит глобальное изменение климата, ярким примером которого является прогрессирующий парниковый эффект планетарного масштаба. Резкое нарушение климата негативно сказывается на плодоношении лесных съедобных грибов. Из-за нарушения климата и подкисления лесных почв практически отсутствует плодоношение груздя настоящего, рыжика деликатесного (настоящего), строчков и сморчков, сократились сроки плодоношения других видов съедобных грибов [1].

В наших исследованиях мы попытались проанализировать плодоношение и скорость роста основных видов шляпочных грибов в Украинском Полесье и Беларуси в течение ряда лет и выявить связь этих процессов с некоторыми метеорологическими и климатическими факторами.

В первую очередь использовались многочисленные литературные источники и отчетные данные различных организаций об объемах заготовок грибов за изучаемый 40-летний период (1961-2000 гг.). Кроме того, использовались метеорологические данные за изучаемый период местных метеостанций, а также личные наблюдения автора за плодоношением грибов, проведенные в 1976-2000 годах в Украинском Полесье и Беларуси.

С 1976 по 1984 гг. стационарные исследования по изучению плодоношения и скорости роста основных видов лесных съедобных грибов (белый гриб, груздь настоящий, рыжик деликатесный, подосиновик, подберезовик, масленок обыкновенный, рядовка серая, лисичка настоящая, груздь черный, колпак кольчатый, опенок осенний, моховики, строчок обыкновенный, волнушка розовая, зеленушка и др.) проводились в Украинском Полесье (Малинский, Словечанский лесхозы и Полесский природный заповедник Житомирской области). С 1981 по 2000 гг. аналогичные исследования проводились в Ленинском опытном, Светлогорском, Гомельском, Петриковском и Лельчицком лесхозах Гомельской области.

С 1987 по 1990 г. проводились стационарные исследования по изучению влияния метеорологических факторов на плодоношение макромицетов в Ленинском (Гомельская обл.) и Плисском (Витебская обл.) опытных лесхозах Белорусского НИИ лесного хозяйства. Детальные метеорологические наблюдения по общепринятым методикам проводились на стационаре Плиса в Глубокском районе Витебской области в 1987-1990 гг. На данном стационаре ежегодно, в период плодоношения грибов измеряли температуру почвы на глубине 5 см (в 9, 14 и 19 час.), в том числе минимальную и максимальную; при помощи психрометра Асмана в то же время суток определяли относительную влажность воздуха на высоте 0,5 и 2 м, а по сухому термометру на этих же высотах измерялась температура воздуха. Ежедекадно термовесовым методом определялась влажность почвы. Регулярно измерялось количество выпавших осадков. Стационар был оборудован метеорологической будкой, в которой были установлены термограф и гигрограф с недельным заводом.

На данном стационаре изучался суточный рост основных видов грибов. При этом производились замеры (утром и вечером) высоты и диаметра шляпки плодовых тел макромицетов. Масса карпофоров определялась после прекращения их роста, перед началом массовой червивости.

Нами также обобщены данные продуктивности съедобных грибов в различных типах леса, полученные в различных лесхозах Беларуси в 1994-2000 гг. при составлении "Нормативов комплексной продуктивности земель лесного фонда Беларуси" и при выделении экологически чистых ресурсов основных видов макромицетов в Брестской и Гомельской областях.

Площадь стационарных объектов колебалась от 0,25 до 1,2 га, размер временных пробных площадей составлял 0,10 га. Учеты на пробных площадях производились два раза в неделю (вторник и пятница) в период всего сезона плодоношения. Одновременно определялась степень червивости плодовых тел грибов.

Имеется довольно много литературных данных о влиянии погодных условий на плодоношение макромицетов. Большинство исследователей утверждают, что наиболее существенными метеорологическими факторами, определяющими плодоношение грибов, являются осадки и температура. Так, Васильков Б.П. установил, что в средней полосе европейской части СССР главное значение для плодоношения шляпочных грибов имеют осадки в августе, а в сухое или, наоборот, дождливое, но холодное лето грибов появляется меньше [2]. Максимальные урожаи белого гриба отмечены им в том случае, когда в течение одного месяца, преимущественно августа, выпадает около 100 мм осадков и более (при соответствующей температуре) [3]. Л.Г. Бурова [4] считает благоприятными для плодоношения грибов годы с постепенным таянием снега весной, достаточно теплым, без

повышенного количества осадков июнем и половиной июля, и обязательно теплым и дождливым августом. Она, как и Васильков Б.П., делает вывод, что решающим для высокого урожая грибов являются благоприятные погодные условия в августе. В.И. Шубиным в результате проведенных исследований в Карелии выявлено, что урожайные для лесных съедобных грибов годы характеризовались значительным количеством осадков и теплой погодой в мае-августе при одном выраженном засушливом периоде в течение мая-июля и обязательно теплой и влажной погодой в августе; осень предшествующего года обычно была теплая, без ранних заморозков [5]. О.В. Ганжа установил, что в сосняках Украины урожай масленка зернистого прямо пропорционален увеличению осадков и снижению температуры в июле-августе, а масленка позднего – увеличению осадков и повышению температуры в течение всей осени, особенно во второй половине [6].

Плодоношение грибов в значительной степени зависит от почвенных условий, особенно влажности. Как правило, во влажные годы плодоношение грибов начинается на возвышенных местах, обочинах дорог, хорошо прогреваемых прогалинах, а в засушливые годы грибы появляются во влажных типах леса, возле болот [7]. Наблюдениями, проведенными в Сиверском леспромхозе Ленинградской области в 1934 г., установлено, что максимум плодоношения белого гриба отмечен в то время, когда влажность почвы составляла 40-58%, а температура почвы на глубине 3 см от дневной поверхности равнялась 15,7⁰С [8]. Исследованиями, проведенными в Сибири, выявлено, что влажность почвы в пределах 68-78% оказалась оптимальной для плодоношения белого гриба и подберезовика [9]. В.А. Матвеев считает, что в основном на урожай грибов оказывают влияние количество и равномерность осадков в течение всего срока развития грибов [10]. Так нормальное среднесуточное количество осадков за этот период составляет 2,3-2,8 мм; увеличение их укорачивает срок развития и повышает урожай грибов; отклонение в сторону уменьшения – удлиняет сроки развития. И.А. Давыденко установил, что температура 10,3-10,8⁰С верхнего 10-сантиметрового слоя почвы находилась в пределах почвенного температурного оптимума массового плодоношения таких видов грибов, как белый гриб, рыжик, зеленка, масленок поздний [11]. Э. Нанаи [12] считает, что урожайность видов макромицетов, мицелий которых расположен близко к поверхности почвы, достаточно хорошо характеризуется фактором R (температура почвы + 10-кратная почвенная влажность); для видов (в том числе и белый гриб), мицелий которых большей частью находится в более глубоких слоях почвы, надо учитывать и изменения температуры этих слоев.

Исследованиями, проведенными в Беларуси Сержаниной Г.И. и Змитрович И.И. [13] установлено, что массовому появлению плодовых тел шляпочных грибов обычно предшествует период частых, но не заливных дождей, при умеренной, без резких перепадов, температуре (18-20⁰С). По мнению Фоминой В.И. и Гавриловой Л.П. [14], длительность грибных слоев и их обилие зависят от температурного режима и осадков. Они утверждают, что появлению ранних грибов способствует запас влаги при таянии снежного покрова весной. При этом положительную роль играют умеренные температуры воздуха в этот период, а развитию поздневесеннего и летнего видового состава грибов способствуют температура и осадки, не превышающие норму. Формирование осеннего слоя грибов обеспечивают обильные теплые осадки и температура воздуха на 1-2⁰ ниже многолетних значений.

На плодоношение отдельных видов грибов в значительной степени влияет и освещенность. Так, по данным Малого Л.П. [15] при освещенности в насаждениях менее 9% от освещенности на открытом месте плодоношение масленка практически прекращается.

Нашими исследованиями, проведенными в Полесье установлено, что к основным причинам, обуславливающим снижение грибных ресурсов, можно отнести возросшее антропогенное воздействие на лесные экосистемы, а также резкое уменьшение числа дней с туманами вследствие осушения заболоченных земель. К этим причинам, по-видимому, следует отнести и кислотные дожди, в значительной степени подкисляющие и без того кислые полесские почвы. Кроме того, нами установлено, что плодоношение съедобных грибов на территориях не подверженных антропогенному воздействию выше [16].

Таким образом, плодоношение макромицетов определяется целым комплексом факторов, но в первую очередь – метеорологических и климатических.

В результате проведенных нами исследований установлено, что ранние грибы в условиях Украинского Полесья и Беларуси начинают развиваться при сумме эффективных температур воздуха не менее +500-530⁰С, летние – не менее +780-810⁰С, а поздние – не менее +1000⁰С и более. Кроме того, первостепенное значение имеет количество выпавших осадков. Благоприятными побочными факторами являются высокая влажность воздуха и осадки, выпадающие перед началом плодоношения макромицетов и в период плодоношения.

В появлении грибов в условиях Беларуси и Украинского Полесья существует определенная последовательность. Периоды роста грибов принято называть "слоями". Самые ранние грибы – сморчковые, – начинают расти в апреле. В середине июня появляются подосиновики, подберезовики, лисички, белые грибы и маслята. Этот слой грибов по срокам совпадает с колошением озимой ржи, поэтому грибы называют "колосо-виками". В этот период грибы иногда появляются в значительных количествах, но растут обычно в течение короткого периода.

Следующий слой появляется в первой-второй декадах июля, когда начинается плодоношение многих видов съедобных грибов. Продолжается он в течение двух-трех недель, причем урожайность грибов бывает иногда довольно высокая.

Основной, самый продолжительный рост грибов, обычно начинается во второй декаде августа и продолжается до похолодания и заморозков. В сентябре обычно обильно плодоносят такие виды грибов, как рядовки, зеленка, моховики, опенок осенний, валуй, груздь черный, волнушка розовая и др. Сигналом к окончанию грибного сезона в октябре-ноябре служит появление плодовых тел гигрофора позднего и зеленушки, обильно плодоносящих в сосновых культурах. На пнях и в дуплах деревьев появляются плодовые тела опенка зимнего, плодоношение которого отмечено и после заморозков. Погодные условия отдельных лет могут изменять число слоев, продолжительность роста грибов и их обилие. Например, в 1980 г. в Полесском природном заповеднике отмечено 4 слоя плодоношения белого гриба (28,05-30,05, 15,06-24,06, 20,08-12,09, 10,10-19,10) общей продолжительностью 47 суток. Отмечен также один слой плодоношения опенка осеннего продолжительностью 30 суток (12,09-11,10) [16].

Нашими наблюдениями установлено, что в Беларуси и Украинском Полесье сбор грибов приходится в основном на август – 36% и сентябрь – 50% от общего урожая в текущем году. На июнь приходится всего 2%, июль – 8% и на октябрь – 4% урожая грибов.

Начало, продолжительность и окончание плодоношения грибов определяются биологическими особенностями видов и погодными условиями текущего года, отчасти – предшествующего или нескольких предшествующих лет. Успешному плодоношению грибов способствуют предшествующие погодные условия: умеренно холодная зима с достаточным снежным покровом, влажная и теплая весна и умеренно теплое с большим количеством кратковременных дождей лето. Обычно в жаркую и засушливую погоду, а также в годы с холодным и дождливым летом урожай грибов бывает низким. В засушливые, а также во влажные, холодные и дождливые годы наблюдаются сдвиги плодоношения грибов к осени, как это было, например, в 1980 и 1984 гг. Отмечались сдвиги плодоношения и в 1973 г. Весной этого года из-за раннего потепления и теплых дождей в мае месяце в огромном количестве появились подосиновики, подберезовики и маслята, хорошо плодоносили и белые грибы. Но с наступлением засушливого лета грибы исчезли полностью.

Нами отмечено, что с изменением условий влажности и температуры меняются и места роста грибов: если в благоприятные по погодным условиям годы их можно найти в лесу повсюду, то во время засухи грибы чаще встречаются во влажных типах леса, а в дождливые годы они растут на склонах повышений, на менее затененных открытых участках леса. В засушливые 1975, 1979, 1992, 1995 и 1999 годы плодовые тела грибов, особенно подберезовиков, повсеместно встречались на болотах, но их масса была небольшая и карпофоры отличались сильной рыхлостью и сухостью.

На основании проведенных исследований мы определили балл плодоношения грибов с 1961 по 2000 гг. (табл.1). По нашему определению балл плодоношения соответствует: 1 – неурожай для большинства видов или низкий урожай для отдельных видов; 2 – небольшие или частичные урожаи и неурожай по отдельным видам грибов; 3 – средний урожай для большинства видов; 4 – хороший урожай для большинства видов; 5 – отличный урожай для большинства видов грибов.

Таблица 1

Балл плодоношения лесных съедобных грибов в 1961-2000 гг.

В числителе - год наблюдений, в знаменателе - балл плодоношения				
<u>1961</u> 2	<u>1962</u> 2	<u>1963</u> 3	<u>1964</u> 5	<u>1965</u> 1
<u>1966</u> 1	<u>1967</u> 3	<u>1968</u> 1	<u>1969</u> 3	<u>1970</u> 4
<u>1971</u> 3	<u>1972</u> 4	<u>1973</u> 2	<u>1974</u> 1	<u>1975</u> 1
<u>1976</u> 1	<u>1977</u> 1	<u>1978</u> 1	<u>1979</u> 1	<u>1980</u> 4
<u>1981</u> 2	<u>1982</u> 2	<u>1983</u> 2	<u>1984</u> 5	<u>1985</u> 3
<u>1986</u> 4	<u>1987</u> 3	<u>1988</u> 2	<u>1989</u> 2	<u>1990</u> 2
<u>1991</u> 1	<u>1992</u> 2	<u>1993</u> 5	<u>1994</u> 3	<u>1995</u> 1
<u>1996</u> 2	<u>1997</u> 1	<u>1998</u> 3	<u>1999</u> 2	<u>2000</u> 5

Несомненно, что приведенные в таблице 1 баллы плодоношения являются усредненными для всех видов грибов, заготавливаемых промышленным способом. Следует отметить, что, например, в 1986г. был исключительно высокий урожай белого гриба. Так, например, в этом году только одним Боровским лесничеством Лельчицкого лесхоза Гомельской области было закуплено у местного населения 1200 кг сухих белых грибов. В то же время для остальных видов грибов балл плодоношения соответствовал 4 или 3. Мы полагаем, что составленная нами таблица послужит для составления формулы плодоношения по отдельным десятилетиям. Если для 1961-1970 гг. формула плодоношения имеет вид $1B1X3C2H63Hз$ (1 год – высокий урожай, 1 – хороший, 3 – средних, 2 – небольших и 3 – низких), то для 1981-1990 гг. – $1B1X2C6H6$. Формулу плодоношения в дальнейшем можно использовать для ресурсоведческих исследований при подсчете среднегодовой урожайности грибов.

Естественно, что баллами урожайности грибов, приведенными в таблице 1, можно пользоваться при упрощенных ресурсоведческих исследованиях. Дело в том, что в различных районах Беларуси погодные условия, складывающиеся в последние годы, различные. Учеными установлено, что на севере Беларуси количество осадков с каждым годом увеличивается, а климат Полесья подвержен аридизации /17/. Следовательно, судить о чередовании урожайных грибных лет можно только для отдельной небольшой местности в разрезе типов леса.

В регионе исследований существуют высокоурожайные лесные массивы, где отмечено стабильное плодоношение грибов на протяжении столетий. Например, жители деревни Грабов Петриковского района Гомельской области еще в начале века регулярно поставляли сухие белые грибы жителям Санкт-Петербурга. Высокоурожайные грибные угодья характерны и для Лельчицкого района этой же области. В настоящее время в отдельные годы Лельчицким лесхозом поставляется в Австрию и Германию более 130 т солено-маринованных лисичек. Видимо, кроме погодных условий, существуют еще какие-то невыясненные причины, обеспечивающие стабильное плодоношение лесных съедобных грибов (возможно солнечная активность и геомагнитные условия местности).

Нашими наблюдениями наибольшее число видов съедобных грибов отмечено в смешанных сосново-березовых, с примесью дуба, ели и осины насаждениях. В последние годы максимальное плодоношение съедобных грибов, особенно белых, выявлено нами в сосняках вересковых с примесью березы, расположенных среди верховых и переходных болот и на прилегающих к болотным массивам территориях.

На основании многолетних исследований нами составлены формулы плодоношения отдельных видов грибов (табл.2).

Таблица 2

Показатели урожайности грибов в насаждениях
высшей производительности [18]

Вид грибов	Тип лесораст. условий	Средняя масса гриба, г	Урожай грибов, кг/га			Формула урожайности	Средний урожай, кг/га
			высокий	средний	низкий		
Белый гриб	A ₁₋₃ , B ₂₋₃ , C ₂₋₃ , D ₂₋₃	100	100	50	10	1B2C5H2O	25
Масленок	A ₁₋₂ , B ₂ , C ₁₋₂	25	150	50	10	2B4C3H1O	53
Подберезовик	A ₂₋₄ , B ₂₋₄ , C ₂₋₄	60	200	100	20	3B4C3H	106
Подосиновик	A ₂₋₃ , B ₂₋₃ , C ₂₋₃	70	100	40	20	2B5C3H	46
Лисичка обыкновен.	A ₁₋₃ , B ₁₋₃ , C ₁₋₃	6	200	100	50	4B5C1H	135
Рыжик настоящий	A ₁₋₂ , B ₂₋₃	35	100	50	10	2B4C2H2O	42
Груздь черный	A ₃ , B ₂₋₃ , C ₂₋₃ , D ₂₋₄	40	400	200	60	3B6C1H	246
Волнушка розовая	A ₃ , B ₃ , C ₃	20	200	100	20	2B6C2H	104
Опенок осенний	B ₂₋₄ , C ₂₋₄	7	150	100	20	4B4C2H	104
Строчок обыкновен.	A ₁₋₃	30	120	45	10	2B5C3H	50

Из таблицы видно, что за 10-летний период высокий урожай белого гриба бывает один год, средний - 2, низкий - 5, а два года урожай отсутствует. Еще раз следует подчеркнуть, что показатели таблицы 2 приведены для насаждений высшей производительности грибов. В последующие годы, в связи с деградацией лесных экосистем и снижением урожайности макромицетов, эти показатели должны уточняться.

Средняя масса одного плодового тела грибов принята на основании многолетних взвешиваний на грибоварных пунктах. Например, в отдельные годы средняя масса одного плодового тела белого гриба достигала 2-3 кг, встречались и более крупные экземпляры, но это единичные случаи, а при заготовках собираются все нечервивые карпофоры, включая только что появившиеся.

Плодоношение грибов, особенно микоризных, неразрывно связано с возрастными изменениями древостоя. Так в сосновых молодняках с 5-7 лет начинается плодоношение масленка позднего, которое продолжается до 20-летнего возраста. С 10-летнего возраста начинают плодоносить рядовка серая, волнушка розовая, саркодон черепитчатый, гигрофорус поздний, моховики, груздь деликатесный. Начиная с 20-летнего возраста, в сосновых культурах появляются другие виды грибов: белый гриб, польский гриб, опенок осенний, колпак кольчатый, подберезовик, лисичка обыкновенная и др. Установлена приуроченность отдельных видов грибов к типам леса определенного возраста [18].

При установлении связей между урожайностью грибов и метеорологическими факторами нами использовались омротермические диаграммы вегетационных периодов. Диаграмма наглядно показывает влажность или засушливость вегетационных периодов. Согласно Госсену [19], месяц считается сухим, если количество выпавших осадков ниже двойного значения температуры. Например, как свидетельствует омротермическая диаграмма вегетационного периода 1988 г., построенная по принципу Госсена, август характеризовался небольшим количеством осадков (60 мм), а июнь – значительным превышением их нормы (около 140 мм), что в целом отрицательно сказалось на плодоношении макромицетов. Балл плодоношения грибов в этом году соответствовал 2. Средняя суточная температура воздуха начала резко снижаться уже с середины июля, а осадки в октябре 1988 г. снизились до 22 мм. Наибольшее количество осадков сказалось на низкой влажности почвы. Нами установлено, что для плодоношения, например, масленка, влажность почвы должна быть не ниже 5%. Установлены показатели влажности и для других видов грибов.

Анализ омротермической диаграммы вегетационного периода 1987 г. показал, что в отличие от 1988 г. в июне и августе выпало большое количество осадков и это способствовало росту летних и раннеосенних видов грибов, однако с наступлением засушливого периода в октябре резко снизилось плодоношение позднеспелых видов грибов. В целом балл плодоношения сезона 1987 г. соответствовал 3.

Изучение скорости роста плодовых тел грибов показало, что большинство из них вырастает до средних размеров за 3-5 дней, но в зависимости от погоды их рост может продолжаться до 10-11 дней. За сутки трубчатые грибы (белый гриб, подосиновик, подберезовик) вырастают в среднем на 1,5-3 см, а шляпки увеличиваются в диаметре на 1-2 см. Через 3-4 суток рост в высоту замедляется, а шляпки растут интенсивнее. Различий ночного и дневного роста не выявлено. На пятый день роста средняя масса свежесобранных грибов составила: белый гриб – 120 г, подберезовик – 56 г, подосиновик – 84 г, лисичка обыкновенная – 12 г, сыроежки – 10 г, масленок – 30 г.

Особенно быстрый рост грибов происходит в августе, когда начинаются продолжительные, ровные (без ливней) «грибные» дожди. Замедляют рост плодовые тела грибов поздней осенью, с наступлением заморозков.

Снижают рост и качество плодовых тел грибов насекомые-мицетобионты, повреждающие 50% и более урожая. Особенно снижают насекомые качество подберезовика, подосиновика, масленка, белого гриба, моховика и др. Численность насекомых - вредителей грибов также зависит от погодных условий. Максимум их достигает в августе [18].

Детальное изучение влияния метеорологических факторов на плодоношение макромицетов на стационаре Плиса показало, что урожайность грибов в период их массового роста (август-сентябрь), в первую очередь, зависит от влажности почвы, а также от среднесуточной влажности воздуха и максимальной температуры почвы. Дальнейшие исследования позволят уточнить полученные предварительные данные.

Таким образом, плодоношение лесных съедобных грибов зависит от многих факторов, в первую очередь его определяют погодные условия. Урожайность макромицетов тесно связана с метеорологическими факторами, а также с погодными условиями года роста грибов и предшествующего года.

Основными факторами, определяющими плодоношение лесных грибов, являются влажность почвы, воздуха и температура почвы, а определяют эти факторы осадки и температура воздуха. К сопутствующим факторам можно отнести погодные условия лета, зимы и весны года плодоношения и осени предшествующего года. Несомненно, плодоношение грибов определяется и погодными условиями нескольких предшествующих лет.

Литература:

1. Гримашевич В.В. Влияние антропогенных факторов на продуктивность дикорастущих плодово-ягодных растений и грибов. В кн.: Состояние и мониторинг лесов на рубеже XXI века // Материалы Междунар. науч.-практ. конф. - Минск: ИЭБ НАНБ, 1998. – С. 194-196.
2. Васильков Б.П. Урожай грибов и погода // Ботан. журн., 1962 – Т. 47, №2. – С. 258-262.
3. Васильков Б.П. Белый гриб. – М.;Л.: Наука, 1966. – 132 с.
4. Бурова Л.Г. Запасы грибов - макромицетов в лесных биогеоценозах Подмосквья. 1. Влияние древостоя на развитие и распределение макромицетов // Микология и фитопатология, 1975. – Т. 9, вып. 1. – С. 3-6.
5. Шубин В.И. Особенности плодоношения основных видов съедобных грибов Карелии. В кн.: Растительные ресурсы в связи с побочными пользованиями в лесах Карелии. - Петрозаводск: КФ АН СССР, 1983. – С. 77-96.
6. Ганжа О.В. Исследования эколого-биологических особенностей и урожайности масленника зернистого и масленника обыкновенного // Укр. ботан. журн., 1971. – Т. 28, №6. – С. 766-771.
7. Цилюрик А.В., Шевченко С.В. Грибы лесных фитоценозов. Киев: Выща школа, 1989. – 256 с.
8. Журавлев И.И. Грибное хозяйство в лесу // Сов. ботаника, 1936, №2. – С. 91-103.
9. Широких П.С. Зависимость формирования плодовых тел белого гриба и подберезовика от некоторых факторов внешней среды. Уч. зап. Омского гос. ин-та, 1972. – Вып. 64. – С.112-115.
10. Матвеев В.А. Сезонное развитие шляпочных грибов и определяющие его метеорологические факторы // Микология и фитопатология, 1976. – Т. 10, №1. – С. 13-19.
11. Давыденко И.А. О почвенном оптимуме массового плодоношения съедобных грибов // Экология, 1974. – №2. – С. 75-76.
12. Нанаи Э. Об условиях образования плодовых тел грибов // Ботан. журн., 1964. – Т. 49, №11. – С. 1620-1624.
13. Сержанина Г.И., Змитрович И.И. Макромицеты. Минск: Вышэйшая школа, 1986. – 216 с.
14. Фомина В.И., Гаврилова Л.П. К вопросу прогнозирования съедобных грибов. - В кн. Автоматизированные системы плановых расчетов в республиканских плановых органах. Вып. II. Лесное хозяйство, лесная деревообрабатывающая промышленность. - Минск: НИИЭМП при Госплане БССР, 1977. – С. 51-58.
15. Малый Л.П. Повышение урожая съедобных грибов. В кн.: Изучение грибов в биогеоценозах. Тез. докл. IV Всесоюз. конф. (Пермь, 12-16 сентября 1988 г.) – Свердловск: УрО АН СССР, 1988. – С. 136.
16. Гримашевич В.В. Плодоношение съедобных грибов на заповедных и неохраямых территориях в Полесье. В кн.: Состояние природных комплексов Беловежской Пуши и других заповедных территорий, их изучение и охрана: Материалы науч.-практ. конф. – Минск: тип. Белсовпрофа, 1990. – С. 90-92.
17. Логинов В.Ф., Пугачевский А.В. Изменение климата Беларуси и динамика лесной растительности. В кн.: Состояние и мониторинг лесов на рубеже XXI века. Материалы Междунар. науч.-практ. конф. – Минск: ИЭБ НАНБ, 1998. – С. 29-32.
18. Наставление по повышению продуктивности лесных съедобных грибов и оценке их ресурсов / Составители: Гримашевич В.В., Малый Л.П., Шубин В.И. и др. – Гомель: Ин-т леса АН Беларуси, 1992. – 44 с.
19. Дре Ф. Экология. – М.: Атомиздат, 1976. – С. 32-35.

Гримашевич В.В.

Вплив погодних умов на плодоношення лісових їстівних грибів

Інститут лісу НАН Білорусі, м.Гомель

В статті проаналізовано вплив погодних умов, а також окремих метеорологічних показників на утворення плодових тіл лісових їстівних грибів.

Grimashevich V.V.

Influence of weather conditions on fruiting of forest edible mushrooms

The Institute of Forestry of NAS of Belarus', Gomel'

It was analyzed an influence of weather conditions and also the separate meteorological indexes on formation of fruitbodies of forest edible mushrooms.

Болтенков Ю.О. –
кандидат сільськогосподарських наук
УкрНДІЛГА, м. Харків

Вплив соснового екстракту на ріст міцелію дереворуйнівних грибів у чистій культурі

Властивість рослини захищатися від проникнення в її тканини міцелію грибів-патогенів визначається, зокрема, антифунгальними властивостями клітинного соку рослини. Ці властивості забезпечуються у листяних порід фенолами, що входять до складу клітинного соку, а у хвойних - ще і продуктами смолоносної системи (монотерпени, смоляні та жирні кислоти). Рідина, яку отримують у процесі вакуумної сушки деревини (при температурі не більше + 40°C) містить в собі той самий набір захисних речовин. Зберігання такої рідини у закритій пластиковій тарі у кімнатних умовах протягом двох років ніяк не впливає на її колір, запах та консистенцію. Використання цієї рідини для передпосівного намочування насіння сосни у лабораторних та польових дослідах дало позитивні результати - підвищувалась ґрунтова схожість насіння, збільшувалась збереженість сіянців та кількість стандартних сіянців на одиницю площі [1, 2].

Нами також досліджувалась дія цієї рідини (екстракту) на міцелій дереворуйнівних грибів (глива звичайна - *Pleurotus ostreatus* та коренева губка - *Heterobasidion annosum*) у чистій культурі. З цією метою використовувався екстракт, одержаний при вакуумній сушці деревини сосни при температурі до 40°C. У чашки Петрі з 3%-м суцільно-агаром поміщали сегменти стерильного фільтрувального паперу, змоченого двома мілілітрами екстракту або дистилляту (площа сегменту - половина площі чашки Петрі). В середину сегменту, не закритого папером, вносили інокулят. У варіантах без фільтрувального паперу інокулят вносили в центр чашки, і коли грибок повністю колонізував поверхню живильного середовища, вносили 2 мл екстракту безпосередньо на міцелій. Контролем служили чашки з живильним середовищем та сегментами фільтрувального паперу, змоченого дистиллятом. Але без інокулятів. Повторність кожного варіанту досліду п'ятикратна. Чашки поміщали у термостат з постійною температурою +25°C. Спостереження за ростом міцелію велися щоденно, вимірювання лінійного росту проводили від точки інокуляції по лінії діаметру до дальньої стінки чашки на 5-й, 8-й та 10-й дні після інокуляції. Схема досліду та одержані результати представлені в таблиці 1.

Таблиця 1

Вплив соснового екстракту на ріст міцелію дереворуйнівних грибів

N	Варіанти	Лінійний ріст колоній(мм)			Примітки
		5-й день	8-й день	10-й день	
1	Глива, фільтрув. папір з екстрактом	35,4±1,7	64,4±2,3	-	Чашки заросли повністю на восьмий день
2	Глива, фільтрув. папір з дистиллятом	28,8±2,7	50,5±2,7	-	Чашки заросли повністю на восьмий день
3	Глива без фільтрув. паперу, внесення екстракту на восьмий день росту	43,6±6,4	50,0	-	Чашки заросли повністю на восьмий день. Внесення екстракту змін міцелію в колоніях не викликало.
4	Коренева губка, фільтрув. папір з екстрактом	25,0±0,4	45,3±0,3	64,0±2,2	Чашки заросли повністю на 10-й день
5	Коренева губка, фільтрув. папір з дистиллятом	12,8±1,3	31,0±1,9	63,0±1,4	Чашки заросли повністю на 10-й день
6	Коренева губка без фільтрув. паперу, внесення екстракту на восьмий день росту.	27,2±0,3	50,0	-	Чашки заросли повністю на восьмий день. Після внесення екстракту в колоніях утворилися зони загиблого міцелію, котрі через десять днів після внесення екстракту заросли новим міцелієм
7	Контроль - фільтрув. папір з дистиллятом	-	-	-	Росту колоній грибів або бактерій не спостерігалось

Всі чашки з гливою (варіанти 1, 2, 3) повністю заросли на 8-й день росту. Внесення екстракту безпосередньо на міцелій гливи не викликало ніяких змін - міцелій продовжував активно рости, наповзаючи на стінки та кришки чашок (варіант 3). Чашки з кореневою губкою, в які поміщали фільтрувальний папір, змочений в екстракті або дистилаті (варіанти 4, 5), заросли повністю на 10-й день, а чашки без фільтрувального паперу (варіант 6) - на 8-й день після інокуляції. Внесення екстракту безпосередньо на міцелій кореневої губки викликало утворення зон загиблого міцелію, які заросли новим міцелієм на 10-й день після внесення екстракту. Втрата фунгіцидних властивостей екстрактом, очевидно, пов'язана з його окисленням при контакті з повітрям. Краплі конденсату, що утворювались на внутрішніх сторонах кришок чашок Петрі в усіх варіантах дослідів, а при легкому струшуванні чашки зривалися і падали на зростаючий міцелій, ні у гливи, ні у кореневої губки змін у рості міцелію не викликали. В контрольних чашках протягом всього дослідів росту колоній грибів та бактерій не спостерігали.

Узагальнюючи одержані результати, можна зробити такі висновки:

1. Екстракт, одержаний після вакуумної сушки деревини сосни в низькотемпературних умовах (до 40°C), має невисокі видоспецифічні фунгіцидні властивості, що втрачаються при контакті з повітрям.
2. При безпосередньому контакті екстракту з міцелієм кореневої губки фунгіцидні властивості екстракту зберігаються до 10 днів.
3. При безпосередньому контакті екстракту з міцелієм гливи звичайної фунгіцидні властивості екстракту не проявляються.

Література

1. Болтенков Ю.О., Танько Т.М. Підвищення ґрунтової схожості насіння сосни звичайної: Тези доповідей на конференції "Екологія Харківщини: стан, проблеми, перспективи" 18 травня 2000 р.- Харків, УкрНДУ екологічних проблем, 2000 - с. 110-111.
2. Болтенков Ю.О., Танько Т.М. Підвищення ґрунтової схожості та збережуваності сіянців сосни звичайної нетрадиційними методами - // Лісівництво і агролісомеліорація, - 2000.-№ 98, с. 115-118.

Болтенков Ю.А.

Влияние соснового экстракта на рост мицелия дереворазрушающих грибов в чистой культуре
УкрНИИЛХА, г. Харьков

Исследовалось влияние соснового экстракта, полученного при вакуумной сушке древесины, на рост мицелия грибов-дереворазрушителей (*Pleurotus ostreatus* и *Heterobasidion annosum*) в чистой культуре. Выявлено кратковременное фунгицидное действие экстракта на мицелий *Heterobasidion annosum*.

Boltenkov Yu.A.

The influence of pine's extract to the growth of wood-destroying fungi in vitro

Ukrainian research institute of forestry and forest melioration named after G.M. Vysotsky, Kharkiv

The influence of pine's extract, that was obtained during the vacuum desiccation of wood, to the growth of wood-destroying fungi (*Pleurotus ostreatus* and *Heterobasidion annosum*) in vitro were investigated. The short-time fungicide effect of extract to the mycelium of *Heterobasidion annosum* was found out.

Гримашевич В.В. –
кандидат сельскохозяйственных наук
Институт леса Национальной академии наук
Беларуси, г. Гомель

Влияние поздневесенних заморозков на плодоношение черники в Полесье

Черника *Vaccinium myrtillus* L. - самое распространенное дикорастущееягодное растение природной флоры Полесья. В Полесском природном заповеднике она хорошо плодоносит во влажных сосновых и их производных - березовых лесах при полноте 0,5-0,7, встречается и в сырых лесах на кочках. Это ветвистый кустарничек, 10-45 (50) см высоты. Теневыносливое опыляемое растение. Цветет в начале третьей декады апреля — мае, плоды созревают в июне — июле. В отдельные высокоурожайные годы сбор черники в Полесье продолжается все лето. Плод - черная с сизоватым налетом шаровидно-продолговатая ягода. Средняя масса ягод колеблется от 0,34 до 0,63 г, урожайность плодов в отдельные годы достигает 150-400 и более кг/га. На границе заповедника в Глушковичском лесничестве Лельчицкого лесхоза Гомельской области нами выявлена белоплодная форма черники, отличающаяся от обычной более сладкими на вкус плодами (Волчков В.Е., Гримашевич В.В., 1986).

Черника — пищевое, лекарственное, витаминоносное, жирномасличное, медоносное, таннидоносное, красильное, кормовое и декоративное растение, обладающее радиопротекторными свойствами. Плоды содержат 7-8% сахаров (преобладают глюкоза и сахароза), органические (лимонная и яблочная) кислоты, дубильные, красящие и пектиновые вещества, витамин С (5-41 мг%), каротин, витамины группы Р. Они также содержат неомиртиллин ("растительный инсулин") и каротиноидные соединения, обостряющие ночное зрение (Гримашевич В.В. и др., 1994).

В последние годы в связи с интенсификацией лесного хозяйства, трансграничными переносами различных поллютантов, глобальным изменением климата, а также случаями участившихся массовых хищнических, с помощью гребенок, сборов ягод черники местным населением для собственных нужд и для сдачи коммерческим организациям и частным предпринимателям, площади естественных угодий этого ягодника и ее урожайность в Полесье неуклонно снижаются.

На урожай черники в сильной степени влияют и погодные условия не только текущего года, но и года предшествующего плодоношению. Одним из наиболее существенных факторов, влияющих на формирование урожая, являются поздневесенние заморозки в период цветения и образования завязи черники.

Изучение влияния поздневесенних заморозков на плодоношение черники проводилось нами в 1980 году в Полесском природном заповеднике.

Для учета проективного покрытия и генеративных органов (цветки, завязи, плоды) черники закладывались постоянные пробные площади размером 40x25 м (0,10 га) по методике С.Н. Козьякова (1973). Учеты по данной методике производились на пяти транссектах шириной 1 м, закладываемых вдоль длинной стороны пробной площади. Пробные площади были заложены в типичных для заповедника черничниках в древостоях с полнотой от 0,5 до 0,8. Выбирались черничники с обильным массовым цветением. Всего заложено 5 постоянных пробных площадей (табл. 1).

Наблюдения показали, что цветение черники в заповеднике началось 8 мая 1980 г., особенно массовое распускание бутонов отмечено в изреженных древостоях 9 мая, когда температура воздуха достигла +25⁰С, а массовое цветение на всех пробных площадях отмечено 18 мая.

В ночь с 12 на 13 мая произошло первое сильное похолодание (температура напочвенного слоя воздуха опустилась до -5⁰С). Уже 16 и 17 мая, то есть на 4-5 сутки, наблюдалось побурение околоцветника черники и его высыхание. Следующий заморозок (до -4⁰С) отмечен 21 мая, а 22 мая шел небольшой снег. 23 мая на пробных площадях производились учеты цветков черники.

Как показали результаты учетов (табл. 1), максимальное повреждение цветков поздневесенними заморозками отмечено на пробной площади 2 - 74%, 1 - 41% и 5 - 40%. Полнота насаждений на пробных площадях составила: пробная площадь 2 - 0,5, 1 и 5 - 0,6. Минимальное повреждение цветков отмечено на пробных площадях 4 и 3 (с полнотой 0,8), соответственно 5 и 12%. Дальнейшие учеты урожайности (с учетом отпада завязи) показали, что на пробных площадях 4 и 3 отмечена максимальная продуктивность ягод: 210 и 129 кг/га. Аналогичные результаты получены при глазомерной оценке обилия цветения и урожайности ягод и в других черничных зарослях. Даже в древостоях с полнотой 0,5-0,6, но с густым подростом и подлеском, черника меньше пострадала от заморозков. Минимальный отпад цветков отмечен также в зарослях черники, прилегающих к болотам.

Поздневесенний заморозок отразился и на средней массе ягод черники, которая в текущем году не превышала 0,42 г.

Таблица 1

Влияние поздневесенних заморозков на формирование урожая черники в Полесском государственном заповеднике в 1980 году

№ пробы	№ кв.	№ уч.	Таксационная характеристика насаждения					Проективное покрытие черники	Среднее количество цветков			Биологический урожай ягод кг/га
			состав	возраст	ТУМП	бонитет	полнога		до заморозков	погибло от заморозков шт./м ²	%	
1.	32	16	6С4Б	35	А ₃	II	0,6	27	173	71	41	93
2.	58	26	Б3С	57	А ₃	II	0,5	30	270	200	74	78
3.	32	12	7С3Б	35	В ₃	I	0,8	28	129	15	12	129
4.	31	19	10Сед.Б	50	В ₃	II	0,8	31	186	10	5	210
5.	41	7	6Б3С10с	48	А ₃	II	0,6	26	131	52	40	82
Среднее значение:								28,4	177,8	69,6	34,4	118,4

Таким образом, исследования подтвердили факт отрицательного влияния поздневесенних заморозков на формирование урожая ягод черники, особенно в низкополнотных древостоях, в которых отсутствует подрост и подлесок. Это необходимо учитывать при проведении рубок ухода в черничных угодьях и выборе ягодных зарослей для промысловой заготовки.

Литература

1. Волчков В.Е., Гримашевич В.В. Белоплодные черника и голубика в Белоруссии // Достижения и перспективы в области инвентаризации, изучения, рационального освоения и охраны недревесных лесных ресурсов на территории Европейской части СССР. Тез. докл. науч.-произв. конфер. Тарту: ЭстНИИЛХОП, 1986, с.38-39.
2. Гримашевич В.В., Таргонский П.Н., Гримашевич В.В. Лесные напитки и деликатесы. Мн.:Урожай, 1994.-320с.
3. Козьяков С.Н. О таксации травянистого и кустарникового ярусов растительности // Вопросы лесной таксации. Науч.тр. УСХА, вып.213. К., 1973, с.46-49.

Гримашевич В.В.

Вплив пізневесняних приморозків на плодоношення чорниці в Поліссі

Інститут лісу НАН Білорусі, м.Гомель

За результатами спостережень 1980 року на пробних площах у Поліському природному заповіднику (Україна) проаналізований вплив пізніх весняних приморозків на плодоношення чорниці.

Grimashevich V.V.

Influence of late spring frosts on fruiting of bilberry in Polissya

The Institute of Forestry of NAS of Belarus', Gomel'

It was analyzed an influence of late spring frosts on fruiting of bilberry on the results of observations of 1980 on experimental plots in Polis'kiy nature reserve (Ukraine).

Коржов В.Л. –
кандидат технічних наук,
Кудря В.С. –
старший науковий співробітник,
Гриджук І.Д. –
інженер
Український науково-дослідний інститут
гірського лісівництва, м.Івано-Франківськ

До питання використання лісосировинної бази Карпатського регіону

Українські Карпати є унікальним природним і соціально-економічним регіоном нашої держави, де розміщена одна із найбільших лісосировинних баз України, яка характеризується, в порівнянні з лісовим фондом держави, більш цінним і різноманітним складом деревних порід та високою продуктивністю насаджень. Загальна площа земель лісового фонду в чотирьох областях регіону (Закарпатській, Івано-Франківській, Львівській і Чернівецькій) дорівнює 2272,9 тис.га, що становить 27,7% від площі лісів України. В результаті історичних, виробничо-економічних і соціально-політичних факторів землі лісового фонду України розподілені між рядом міністерств і відомств. Дані про відомчу підпорядкованість земель лісового фонду в цілому по регіону Карпат і в розрізі Закарпатської, Івано-Франківської, Львівської і Чернівецької областей подані в таблиці 1.

Таблиця 1

Відомча підпорядкованість земель лісового фонду

Назва міністерств	Площа земель лісового фонду, тис.га/%				
	Всього	в т. ч. по областях			
		Закарпатська	Івано-Франківська	Чернівецька	Львівська
Держкомлісгосп	<u>1631,8</u> 71,6	<u>497,3</u> 71,6	<u>487,2</u> 77,2	<u>176,5</u> 68,4	<u>470,8</u> 68,2
Мінагрополітики	<u>438,1</u> 19,5	<u>131,6</u> 19,0	<u>89,0</u> 14,1	<u>66,9</u> 25,9	<u>150,6</u> 21,8
Міноборони	<u>84,5</u> 3,7	<u>9,8</u> 1,4	<u>15,1</u> 2,4	<u>5,8</u> 2,2	<u>53,8</u> 7,8
Мінекоресурсів	<u>100,3</u> 4,4	<u>51,7</u> 7,4	<u>38,6</u> 6,1	<u>7,0</u> 2,7	<u>3,0</u> 0,4
інші відомства	<u>18,2</u> 0,8	<u>3,6</u> 0,6	<u>1,1</u> 0,2	<u>1,8</u> 0,8	<u>11,7</u> 1,8
Разом	<u>2272,9</u> 100,0	<u>694,0</u> 100,0	<u>631,0</u> 100,0	<u>258,0</u> 100,0	<u>689,9</u> 100,0

Основними фондотримачами є лісгоспи Державного комітету лісового господарства України, в підпорядкуванні яких знаходиться 72 % від загальної площі лісового фонду. На другому місці стоять підприємства Мінагропрому, де зосереджено близько 20 % земель лісового фонду. Решта земель підпорядковані Мінекоресурсів, Міноборони та іншим відомствам. Порівняння розподілу земель по відомчій підпорядкованості в Карпатському регіоні і в цілому по Україні, показує, що в Карпатах більший відсоток лісів (в 1,2 рази) належить підприємствам Держкомлісгоспу. Частка лісових земель підпорядкованих Мінекоресурсів, також значно більша ніж в цілому по Україні (в 5,5 разів). Це пов'язано з унікальністю і важливістю регіону, що зумовлює наявність в Карпатах заповідних лісових територій і лісових земель з особливим режимом господарювання (національних парків, заповідників, тощо) [1]. При цьому частка таких земель в областях Карпатського регіону неоднакова. Найбільше лісових площ вищезгаданого статусу є в Закарпатській області (7,4 %). В Івано-Франківській області цей показник складає 6,1 %, а в Львівській - тільки 0,4 %.

Лісистість окремих територій регіону коливається в дуже широких межах - від 10 до 80 %. В рівнинних та передгірних районах вона значно менша, ніж в гірській зоні. Середня лісистість областей Карпатського регіону складає 38,8 %, що значно вище ніж в цілому по Україні. Однак порівняння лісозабезпечення окремих частин Європи показує, що лісистість Карпат нижча ніж в середньому по Європі, не кажучи вже про Східну та Північну Європу (табл. 2). Слід відмітити, що науково обґрунтований показник лісистості для Карпатського регіону рівний 45 % [2].

Показники лісистості

Найменування територій	Площа лісів, тис.га	Лісистість, %
Вся Європа	933326	41,3
Північна Європа	52538	46,8
Західна Європа	59479	24,2
Східна Європа	821309	43,2
Україна	9400	15,6
Карпатський регіон	2273	38,8
Закарпатська область	694	50,8
Івано-Франківська область	631	40,9
Чернівецька область	258	29,2
Львівська область	690	28,5

В зв'язку з тим, що підприємства Держкомлісгоспу України мають в своєму підпорядкуванні основну частину земель лісового фонду, на яких ведеться інтенсивне лісове господарство, подальші показники лісосировинної бази Карпатського регіону подаються тільки для вище зазначеного відомства. На даний час загальна площа лісового фонду держлісгоспів чотирьох областей регіону складає 1632 тис.га, із них 1574 тис.га лісових земель (96,4 %), в тому числі 1491 тис.га покритої лісом площі, що становить 91,4 % від загальної площі. Нелісові землі складають 57,8 тис.га (3,6 %). Загальний запас насаджень дорівнює 404,2 млн.м³, в тому числі стиглих і перестійних - 78,8 млн.м³ (19,5 %). Середній запас на 1 га вкритих лісовою рослинністю земель становить 271 м³, а для стиглих і перестійних насаджень цей показник складає 367 м³. Історично в Карпатах склалася нерівномірна вікова структура лісів, в якій переважають молодняки та середньовікові насадження (72,5 %). Пристигаючі і стиглі насадження складають, відповідно, 13,0 % і 14,5 %. Показники, що в певній мірі характеризують лісовий фонд в розрізі обласних управлінь лісового господарства та об'єднань, наведені в таблиці 3.

Таблиця 3

Характеристики лісового фонду

Назва показників	Од. вимірювань	Величина показників				
		Карпатський регіон	Закарпатське ОУЛГ	Івано-Франківське ОУЛГ	Чернівецьке ОУЛГ	Об'єднання "Львівліс"
Площа лісових земель	тис.га	1574,2	482,1	470,5	170,5	451,1
Площа земель, вкритих лісовою рослинністю, в тому числі:	<u>тис.га</u> %	<u>1490,7</u> 100	<u>459,6</u> 100	<u>443,6</u> 100	<u>160,8</u> 100	<u>426,7</u> 100
молодняки		<u>411,9</u> 27,6	<u>89,2</u> 19,4	<u>156,2</u> 35,2	<u>44,2</u> 27,5	<u>122,3</u> 28,6
середньовікові		<u>669,6</u> 44,9	<u>204,8</u> 44,6	<u>205,9</u> 46,4	<u>53,0</u> 33,0	<u>205,9</u> 46,3
пристигаючі		<u>194,3</u> 13,0	<u>58,9</u> 12,8	<u>46,3</u> 10,4	<u>24,2</u> 15,0	<u>64,9</u> 15,2
стиглі і перестійні		<u>214,9</u> 14,5	<u>106,7</u> 23,2	<u>35,2</u> 8,0	<u>39,4</u> 24,5	<u>33,6</u> 7,9
Загальний запас насаджень	млн.м ³	404,2	156,9	110,3	38,1	98,9
в т.ч. стиглих і перестійних	млн.м ³ %	78,8 19,5	45,0 28,6	12,1 11,0	10,4 27,3	11,3 11,4
Запас на 1 га	м ³	271	341	249	237	232
Середній вік насаджень	років	66	81	61	63	57
Середня повнота		0,70	0,71	0,68	0,72	0,70

Сучасний етап розвитку лісопромислового виробництва характеризується прагненням раціонального поєднання таких аспектів лісокористування:

- отримання максимально можливої кількості лісової продукції;
- забезпечення зайнятості населення і отримання ними доходів за рахунок роботи в лісовій галузі;
- запобігання проявам згубних наслідків лісокористування; посилення водоохоронних, захисних, кліматорегулюючих, санітарно-гігієнічних, рекреаційних та інших корисних властивостей лісів.

В певній мірі вищенаведені аспекти враховує розрахункова лісосіка, яка обґрунтовується у відповідності з прийнятими методиками і затверджується на державному рівні. Аналіз величини розрахункової лісосіки показує, що в цілому по чотирьох областях Карпатського регіону вона знизилася з 2309 тис.м³ в 1980 році до 1850 тис.м³ в 1999 році, тобто на 19,9 % (рис. 1). У порівнянні з 1990 роком

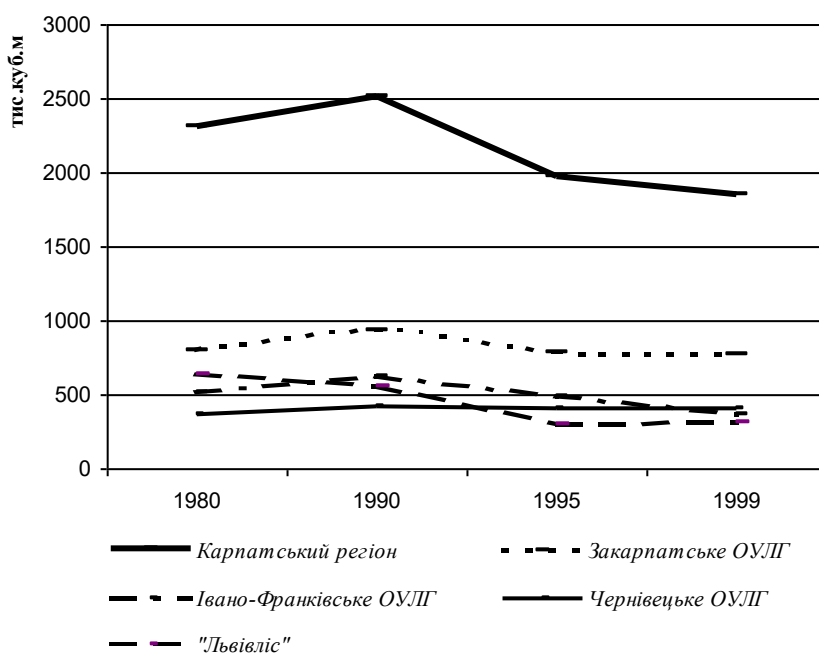


Рис. 1. Динаміка величини розрахункової лісосіки

процент зниження ще більш істотний і складає 26,4 % [3]. В розрізі обласних управлінь лісового господарства та об'єднань картина неоднозначна. Спостерігається істотне зниження розрахункової лісосіки в об'єднанні "Львівліс" і Івано-Франківському обласному управлінні лісового господарства. Так, її обсяг за останні двадцять років в об'єднанні "Львівліс" зменшився в 2,06 рази, а в Івано-Франківському ОУЛГ в 1,42 рази. В Закарпатському обласному управлінні лісового господарства розрахункова лісосіка практично не змінилася і склала в 1999 році 777 тис.м³ (98 % від рівня 1980 року). В Чернівецькому обласному управлінні лісового господарства розрахункова лісосіка в порівнянні із 1980 роком зросла на 9 % і склала в 1999 році 404 тис.м³. Така ситуація, на наш погляд, пояснюється зменшенням площ експлуатаційних лісів та створенням парків, заповідників і заказників. Зниження величини розрахункової лісосіки в свою чергу зумовило падіння обсягів заготовленої деревини при рубках головного користування. Однак темпи зниження обсягів від цих рубок значно більші, про що свідчить динаміка використання розрахункової лісосіки (рис. 2). Так, обсяги лісозаготівель за 20 років в Карпатському регіоні зменшилися в 1,8 рази в той час, як розрахункової лісосіки в 1,2 рази. Спад обсягів лісозаготівель в об'єднанні "Львівліс" складає 2,44 рази, в Івано- Франківському управлінні лісового господарства - 2,16 рази, в Закарпатському обласному управлінні лісового господарства - 1,91 рази. В Чернівецькому обласному управлінні лісового господарства обсяги рубок головного користування практично стабільні (97,4 % від рівня 1980 року) . Слід підкреслити, що в останньому п'ятиріччі темпи падіння значно менші, ніж в попередньому. А в таких областях як Івано-Франківська і Чернівецька спостерігається збільшення частки використання розрахункової лісосіки [3].

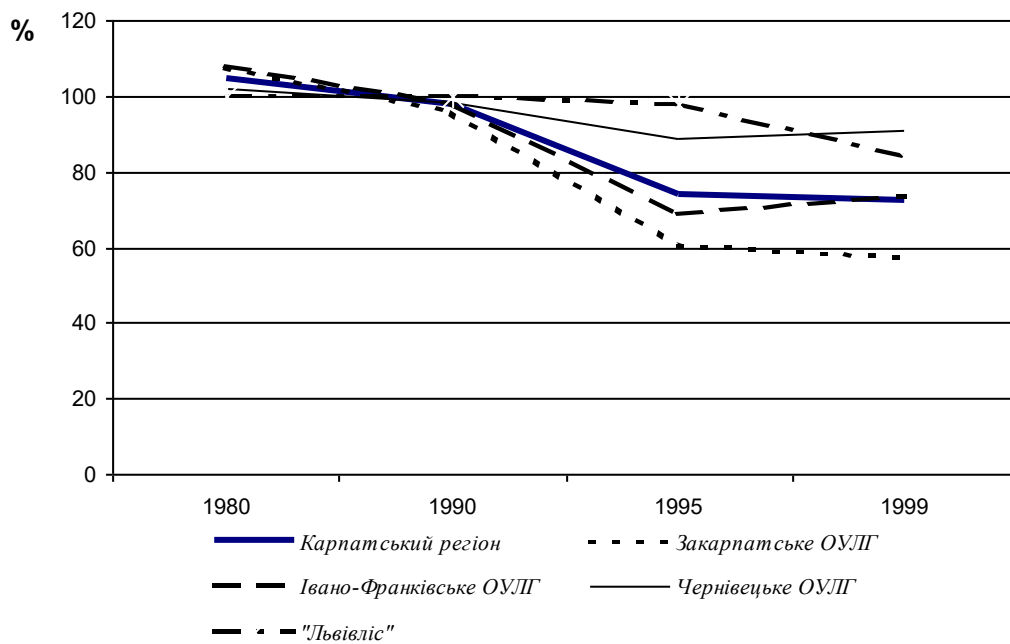


Рис. 2. Динаміка використання розрахункової лісосіки

Вищенаведене свідчить про наявність тенденції зменшення обсягів лісокористування в Карпатському регіоні, що негативно впливає на зайнятість населення, спричиняє фінансові труднощі при організації проведення лісгосподарських робіт, унеможливує створення належної інфраструктури в лісфонді та матеріально-технічної бази держлісгоспів, що, в кінцевому результаті, не сприяє поповненню державного бюджету [4]. Таке становище, на наш погляд, викликане нижчеприведеними основними факторами.

По-перше, це усвідомлення проблем охорони довкілля, у вирішенні яких значну, коли не основну, роль відіграють деревостани, особливо в гірських лісах, зменшення площ експлуатаційних лісів, створення національних парків, заповідників, заказників та введення обмежень на лісокористування, що є своєчасним, актуальним і правомірним [5].

Другим фактором, є те, що на протязі тривалого часу деревинна сировина в Україні користувалася попитом і була гостродефіцитним товаром. Три четверті потреби в деревині компенсувалось за рахунок імпорту. Це в свою чергу зумовлювало високий рівень використання розрахункової лісосіки, де інколи обсяги рубок головного користування перевищували її обсяги. В теперішній час через кризові явища в економіці держави рівень використання наявних потужностей деревопереробних підприємств (плитних, фанерних, целюлозно-паперових, меблевих і паркетних) дуже низький і знаходиться в межах 12,5-38,6 % [6, 7]. Така ситуація приводить до зменшення потреби в деревині, особливо низькоякісної, а це, в свою чергу, не дозволяє лісівникам використовувати лісосировинні ресурси в повній мірі. Тому при середньому щорічному приросту деревини в лісах Карпатського регіону 4,2-5 м³ на 1 га, лісокористування з 1 га лісових площ складає 1,2-3,3 м³ (в 2-2,5 рази менше ніж в розвинутих країнах Європи).

По-третє, це проведення, у відповідності із засадами ринкової економіки, реорганізації підприємств по веденню лісового господарства в Закарпатській, Івано-Франківській і Чернівецькій областях. В більшості випадків, новостворені держлісгоспи не отримали належної матеріально-технічної бази для ведення лісозаготівель і первинної переробки деревини, формування якої вимагає тривалого часу. Крім того, спеціалізовані підприємства - лісокомбінати, перетворені в акціонерні товариства, зменшили у 4-5 разів обсяги лісозаготівель, а деякі зовсім припинили рубки лісу. В даний час держлісгоспи здійснюють лише трохи більше половини обсягів всіх видів користування. Решту обсягів лісозаготівель, крім нечисленної групи великих спеціалізованих підприємств-переробників деревини (в більшості випадків приватних або з іноземними інвестиціями) виконує велика кількість дрібних лісокористувачів: приватні підприємці, спільні, приватні і колективні підприємства, товариства з обмеженою відповідальністю та ряд інших недержавних і державних організацій різноманітного профілю діяльності і підпорядкування, слабо оснащених як технічно, так і професійно. З них велику групу складають споживачі деревини сільськогосподарського напрямку, зокрема, селянські спілки, агрофірми, фермерські господарства і т.п. Обсяги лісозаготівель кожного з вищезгаданих

лісокористувачів незначні, близько 60 % від їх загальної кількості заготовлюють в межах 50-800 м³ деревини в рік. Це засвідчує, що в регіоні ще не завершений процес формування певних груп лісокористувачів.

По-четверте, відсутність належної транспортної мережі в лісфонді, стан якої погіршується в зв'язку недостатніми обсягами робіт по будівництву і утриманню лісових доріг [8, 9]. Останні три фактори є суб'єктивними і можуть бути усунені шляхом:

- застосування оптимальної величини обсягів і способів рубок в лісах різного цільового призначення;
- створення належної транспортної мережі в лісфонді;
- розробки і впровадження механізму забезпечення доступу до лісосічного фонду тільки відповідно професійно підготовлених і технічно оснащених лісокористувачів, що проводять рубки лісу з дотриманням лісівничо-екологічних вимог;
- стимулювання роботи підприємств, які здійснюють глибоку переробку всіх видів деревної сировини, або проводять її утилізацію з метою отримання енергії;
- впровадження систем пільг і субсидій для лісокористувачів, які застосовують природозберігаючі машини і технологічні процеси лісозаготівель.

Література

1. Украинские Карпаты. Природа /Голубец М.А., Гаврусевич А.Н., Загейкевич И.К и др. -К.: Наукова думка, 1988. -208 с.
2. Самоплавський В.І. Лісове господарство України на зламі тисячоліть В кн. Науковий вісник Національного аграрного університету. Збірник наукових праць. Вип. 25. Лісівництво. -К.: Національний аграрний університет. - 2000. - с. 11-19.
3. Парфенюк В. Завдання лісівників - забезпечити екологічно збалансоване господарювання //Лісовий і мисливський журнал. -2000. -№2. -С. 4-6.
4. Гром'як Ю.О. Проблеми механізації і машинізації лісозаготівель в умовах ринкової економіки. В кн. Науковий вісник. Збірник науково-технічних праць. Вип. 9.6. Лісовий комплекс напередодні ХХІ століття. Освіта, наука, виробництво. - Львів: УкрДЛТУ. - 1999. - с. 43-45.
5. Закон України "Про мораторій на проведення суцільних рубок на гірських схилах в ялицево-букових лісах Карпатського регіону", Київ, 10 лютого 2000 р. № 1436-III.
6. Колісніченко М.В. Проблеми ефективності використання лісових ресурсів в ринкових умовах В кн. Науковий вісник Національного аграрного університету. Вип. 25. -Лісівництво. - К.: Національний аграрний університет. -1997. - с. 60-63.
7. Нікітченко О.В. Ринок деревообробної продукції та промислова політика до 2010 року //Світ меблів і деревини. -2000. -№1-2. - с.38-45.
8. Коржов В.Л. До питання транспортування лісу в Карпатах // Лісове господарство, лісова паперова і деревообробна промисловість. - 1992. - №4. - с. 23.
9. Коржов В.Л. Вдосконалення лісових доріг - передумова раціонального природокористування в Карпатах. В кн. Проблеми Гуцульщини. Тези доп.: Міжнарод. наук.-практ. конф. Частина 1., Чернівці: - 1993. - с.30-32.

Коржов В.Л., Кудра В.С., Гридчук И.Д.

К вопросу использования лесосырьевой базы Карпатского региона
УкрНИИГорлес, г. Ивано-Франковск

В статье приведены результаты анализа использования лесосырьевой базы Карпатского региона. Отмечены факторы, влияющие на уровень лесопользования, и поданы предложения по его оптимизации.

Korzhov V.L., Kudra V.S., Hrydzhuk I.D.

To a problem of use of the Carpathien forests resource
Mountain forestry research institute of Ukraine, Ivano-Frankivsk

In the article the out comes of the analisis of use of the Carpathien forests resource are indicated. The factors influencing to a level use the forest are marked and the offers till it of optimization are sent.

Якушенко Д. М.—

аспірант

Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН
України

Синтаксономія грабових лісів території проєктованого Коростишівського національного парку

Синтаксономія широколистяних лісів України на сучасному стані досліджень потребує уточнення та доповнення, особливо це стосується лісів із значною участю грабу [1,3]. Під час вивчення рослинного покриву проєктованого Коростишівського національного парку були описані ценози грабових, грабово-дубових і сосново-грабово-дубових лісів. У статті подається їх фітоценотична характеристика та флористична класифікація (за методикою школи Браун-Бланке).

Геоботанічні описи здійснювалися за стандартною методикою на ділянках в Смолівському, Коростишівському, Івницькому та Жовтневому лісництвах Коростишівського району. Обробку описів проведено методом перетворення фітоценотичних таблиць за допомогою пакету програм "FICEN2" [6]. Назви видів подано за "Определителем..." [2].

Синтаксономічна схема

Клас Querc-Fagetea Br.-Bl. et Vlieg. 1937

Порядок Fagetalia sylvaticae Pawl. 1928

Союз Carpinion betuli Oberd. 1953

Асоціація Tilio-Carpinetum Tracz. 1962

Субасоціація T.-C.typicum

варіант T.-C. t. var. typicum

T.-C. t. var. Carex pilosa

T.-C. t. var. Pinus sylvestris

T.-C. t. var. Chelidonium majus

T.-C. calamagrostiedosum

T.-C. c. var. typicum

T.-C. c. var. Melittis melissophyllum

T.-C. c. var. Chelidonium majus

Характеристика синтаксонів

Клас Querc – Fagetea об'єднує мезофільні тінисті угруповання листяних лісів на багатих ґрунтах, едифікаторами яких на дослідженій території найчастіше виступають Quercus robur, Carpinus betulus і Fraxinus excelsior. Флористично угруповання класу добре вирізняються абсолютним домінуванням видів фагетальної флороценогенетичної групи.

Ліси з переважанням грабу на території проєктованого Коростишівського національного парку зустрічаються на острівках сірих лісових ґрунтів та на багатших відмінах сильнопідзолистих ґрунтів.

Грабово-дубові ліси союзу Carpinion досліджуваної території представлені асоціацією **Tilio – Carpinetum** (табл. 1), яка добре розділяється на 2 субасоціації і ряд варіантів. Субасоціація T.-C.typicum займає центральне місце в екологічному ряду в межах асоціації, а варіант T.-C.typicum var.Carex pilosa на даній території займає найбагатші і найбільш зволожені екотопи, на що вказує зростання в ньому Alnus glutinosa, Viburnum opulus, Veratrum lobelianum. Цей варіант описаний у Смолівському л-ві в молодих дубово-березово-осикових лісах та старих осичниках, що досягли стану снільного розпаду деревостану внаслідок вивалу берези та осики, в яких граб утворює другий деревний ярус (30%) разом з липою (10%), або присутній у підліску (10%) разом з ліщиною (5-60%). Склад деревних порід укаже на серійний характер подібних ценозів. Трав'янистий ярус через високу зімкненість чагарників (0,8-0,85) негустий (20 – у провітах 60%), в ньому домінують C.pilosa (15-70%), Asarum europaeum (65%), Aegopodium podagraria (3-15%), Galeobdolon luteum (10%), Stellaria holostea (5%), Convallaria majalis (3-7%) та інші види. Фагетальні лісові угруповання півдня Центрального Полісся з значною участю C.pilosa не можуть бути віднесені до асоціації Carici pilosae – Carpinetum Neuhausl et Neuhaslova 1963, як і подібні угруповання Середнього Придніпров'я [1], а добре вкладаються у відомий з території Польщі [5] варіант типової субасоціації асоціації Tilio - Carpinetum. Варіант T.-C.typicum var.typicum зустрічається в Івницькому л-ві. Частіше це старі двох'ярусні лісові масиви віком 90 – 100 років. Перший ярус (зімкненість 0,3–0,7) утворений Q.robur з домішкою Betula pendula і Populus tremula, у другому ярусі (0,4–0,8) домінує C.betulus з домішкою Acer platanoides (5%). Чагарниковий ярус негустий (до 0,25), моховий покрив відсутній. У травостані (загальний проєктивний покрив 20-50%) домінують S.holostea (40%), Galium odoratum (25%), C.majalis (5%), A.podagraria, Millium effusum, Majanthemum bifolium, Glechoma

Таблиця 1

Фітоценотична характеристика асоціації Tilio-Carpinetum

Номер опису	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Зімкненість I деревного ярусу, 1-0,1	0 4	0 5	0 3	0 5	0 5	0 5	0 5	0 6	0 5	0 6	0 5	0 6	0 5	0 6	0 5	0 6	0 5	0 6
Зімкненість II деревного ярусу	0 8	0 5	0 4	0 5	0 4	0 5	0 4	0 5	0 4	0 5	0 4	0 5	0 4	0 5	0 4	0 5	0 4	0 5
Зімкненість чагарникового ярусу	0 5	0 3	0 5	0 3	0 5	0 3	0 5	0 5	0 5	0 3	0 5	0 3	0 3	0 5	0 3	0 5	0 3	0 5
Проективний покрив,%	6 0	2 0	2 0	3 0	4 0	6 0	2 0	4 0	5 0	4 0	7 0	4 0	3 5	4 0	3 5	4 0	3 5	3 0
Моховий покрив,%	+	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Кількість видів	2 8	3 2	3 5	1 5	2 7	3 9	1 8	3 2	2 5	20	29	40	40	24	43	21	29	31
Номер синтаксону	1			2			3			4	5	6			7			
<i>Carex pilosa</i>	5	2	1	.	+	+
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	1	5	4	4	1	4	2	.	1	.	.	.
<i>Aegopodium podagraria</i>	2	1	1	.	2	3	1	2	+	.	.	.	2	+	.	5	.	.
<i>Pulmonaria obscura</i>	.	+	1	+	+	+	1	.	.	.
<i>Chelidonium majus</i>	2	3
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	1	1	+	.	.
<i>Pteridium aquilinum</i>	+	1	1	.	+	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2	1	1	.	.	+
<i>Trientalis europaea</i>	1	1	1	1	+	+
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	1	.	+	+	+
<i>Fragaria vesca</i>	1	1	.	.	+	1
<i>Clematis recta</i>	+
<i>Mellitis mellisofilum</i>	+	1	+	1
D.s.Ass.Tilio-Carpinetum																		
<i>Tilia cordata</i>	1	2	2	1	.	2	1	1
<i>Acer platanoides</i>	2	1	.	.	1	4	2	2	.	.	5	.	5	+	3	.	1	1
<i>Euonimus verrucosa</i>	.	.	.	1	.	.	1	1	.	.	.	1	1	.	1	.	.	.
<i>Ranunculus cassubicus</i>	.	1	.	.	.	1
<i>Cruciata glabra</i>	.	.	+	.	.	.	1	1	1	.	+	+	1	+
D.s.All.Carpinon																		
<i>Carpinus betulus</i>	2	.	3	5	5	2	3	5	3	3	+	3	5	4	4	1	5	5
<i>Stellaria holostea</i>	1	1	1	.	.	3	.	1	4	.	2	2	1	2	1	.	1	1
<i>Cerasus avium</i>	1	.	.	.	1	.	.	2	.	.	.
<i>Campanula rapunculoides</i>	.	.	+	.	.	1
D.s.Ordo Fagetalia																		
<i>Asarum europaeum</i>	2	1	+	.	.	2	.	.	1	+	2	.	4	.	2	.	2	2
<i>Galeobdolon luteum</i>	1	2	1	.	.	1	2	1	.	1	.	.	1	.
<i>Actaea spicata</i>	+	+	.	+
<i>Adoxa moschatellina</i>	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.	2
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	1	.	1	.	1	.	.	+
<i>Galium odoratum</i>	1	.	3	3	.	.	.
<i>Impatiens noli-tangere</i>	1	1
<i>Lathyrus vernus</i>	.	1	1	.	+	2	.	1
<i>Lilium martagon</i>	1	.	1	+	.
<i>Mercurialis perrenis</i>	+	+
<i>Neottia nidus-avis</i>	.	.	+	1	.	.	.	1	+
<i>Paris quadrifolia</i>	+	+	.	.	.	1	.	1	.	.	+	.	.	.	1	.	+	.
<i>Sanicula europaea</i>	1	.	+	.	.	1	.	+	.	+	+	.	.	.
<i>Millium effusum</i>	.	.	1	+	1	+	.	1	.	1	.	.
<i>Glechoma hirsuta</i>	+	1	.	2
D.s.Cl.Querco-Fagetea																		
<i>Corylus avellana</i>	5	5	5	1	.	5	1	1	1	3	1	2	2	1	5	.	+	1
<i>Carex digitata</i>	.	.	+	+	+	+	1	1	+	.	.	2	2	.	1	.	.	+
<i>Anemone nemorosa</i>	.	+	1	.	+	1	1	.	1	.	.
<i>Epipactis helleborine</i>	1	1
<i>Euonimus europaea</i>	.	.	2	.	1	.	+	1	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	2	.	.	.	+	.	.	.
<i>Melica nutans</i>	.	2	+	.	+	1	1	1	.	1	1	1	1
<i>Poa nemoralis</i>	+	.	+	1

Продовження таблиці 1

Номер опису	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
D.s.Cl.Vaccinio-Piceetea																		
Oxalis acetosella	.	1	.	.	.	2	2	+	.	1
Majanthemum bifolium	1	1	+	.	.	2	1	1	+	+	1	1	.	2	1	1	1	1
Luzula pilosa	.	.	.	+	.	1	1	.	+	+	.	+	+
Orthilia secunda	1	+	.	.	.	+	+
Sorbus aucuparia	+	1	+	+	+	1	1	1	1	1	1	.	1	1
Melampyrum pratense	+	.	1
Супроводжуючі види:																		
Convallaria majalis	1	2	+	1	+	2	1	1	.	+	.	1	1	1	1	3	1	1
Quercus robur	2	1	3	2	4	3	4	3	5	4	2	3	4	5	5	5	4	5
Populus tremula	3	2	5	.	.	.	3	1	1	1	.	3	2	.	2	1	.	.
Betula pendula	3	3	1	.	.	3	2	4	1	2	.	1	2	.	.	.	4	3
Acer tataricum	.	2	1	1	+	2	+	3	1	.	1	.	1
Polygonatum odoratum	1	1	1	+	+	1	+	1	.	.	.	+	+	1	1	1	.	.
Viola mirabilis	+	1	+	.	+	2	1	1	.	1	.	1	1
Malus sylvestris	1	1	1	.	.	2	1	.	.	1	.	.	+
Rubus saxatilis	.	2	.	.	.	1	+	.	1	.	+	+
Рудеральні і нітрофільні види																		
Geranium robertianum	+	1	2	+
Urtica dioica	+	.	1	.	+	1	1
Geum urbanum	+	+	.	1	+	+	1	+	.	.	+	+	.	.
Moehringia trinervia	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	+	1	.	.	.	+	+	.
Mycelis muralis	1	+	.	.	+	.	+	+
Rubus idaeus	2	1	2	+
Anthriscus sylvestris	+
Lapsana communis	+	.	.	.	2
Impatiens parviflora	.	.	1	.	1	1
Інші види																		
Alnus glutinosa	3	3	2
Dactylis glomerata	.	+	+	+	.	.	1
Ulmus laevis	1	1
Lathyrus niger	.	.	+	.	.	2	+
Athyrium filix-femina	.	1	+	1	.	.	.	+	.	.	.
Frangula alnus	.	.	.	+	2	1	1	+	1	.	.
Rubus nessensis	+	1
Viburnum opulus	.	1	.	.	.	+	+	+	.	1	.	1	.
Нуропітис monotropa	+	1	.
Peucedanum oreoselinum	1	+	.	.	+	.	.
Ajuga reptans	+	1	.	.	.	+	+	.	+	.	1	+
Serratula tinctoria	.	.	+	+
Veronica chamaedrys	+	+	.	.
Ribes nigrum	+
Viola canina	+	1
Dryopteris carthusiana	1	.	.	+	.	1	1	.	1	+	.	.	.
Veratrum lobelianum	+	1
Carex pallescens	+	+
Види, що зустрічаються зрідка:																		
Alliaria petiolata	+
Padus avium	+
Polygonum convolvulus	+
Rosa canina	+
Sambucus nigra	+
Sedum telephium	+
Номери синтаксонів : 1-Tilio-Carpinetum typicum var.Carex pilosa,2- T.-C. Typicum var. Pinus sylvestris,3- T.-C. typicum var.typicum ,4- T.-C. typicum var.Chelidonium majus,5-T.- C. calamagrostiedosum var.Ch.majus ,6- T.- C. Calamagrostiedsum var.typicum,7- T.- C. calamagrostiedosum var.Melittis melissofilum .																		

hirsuta та ін. Часто спостерігається значна участь ювенільних особин *A.platanoides* (10%). Внаслідок створення соснових культур у лісорослинних умовах, характерних для дубово-грабових лісів та вибіркового вилучення дубу формується варіант Т.-С.typicum var.Pinus sylvestris. Це угруповання, в першому ярусі яких зростає сосна, в другому – дуб, граб, липа, клен гостролистий, береза та осика у різних співвідношеннях. Підлісок утворюють ліщина (60%), граб, липа, бруслина бородавчаста. Другий деревний ярус часто дуже зімкнений (до 0,95), в таких випадках утворюються мертвопокриті ділянки. Трав'янистий покрив сформований переважно типовими неморальними видами. Явище трансформації

лісових угруповань внаслідок введення до деревостану сосни має назву пінетизація [4]. Однак наявність благонадійного підросту листяних порід і висока затіненість, що перешкоджає відновленню сосни, з часом призведуть до перетворення таких угруповань у похідні листяні ценози з переважанням у деревостані грабу і клену гостролистого. Рудералізованим варіантом асоціації є *T.-C.typicum* var.*Chelidonium majus*, в травостані якого значну участь приймають *Chelidonium majus* (15%), *Urtica dioica* (5%), *Geranium robertianum* (3%), *Geum urbanum*, *Moehringia trinervia*, *Galium aparine*, *Taraxacum officinale* та інші рудеральні види на фоні домінування характерних видів союзу і порядку: *G.luteum* (10%), *A.europaeum* (7%), *S.holostea* (7%), *Adoxa moschatellina* (7%) та ін. Даний варіант сформувався внаслідок порушення лісової підстилки і ґрунту при транспортуванні деревини після вибіркового рубок.

Субасоціація *T.-C. calamagrostiedosum* зустрічається в межах асоціації на сухіших і бідніших ґрунтах, ніж типова субасоціація. Такі ценози можна вважати перехідними між базифільними дубово-грабовими лісами і ацидофільними мішаними борами (var. *typicum*) або освітленими дібровами (var. *Melittis melissofilum*). Останні угруповання характеризуються більшою участю групи кверцетальних видів освітлених дібров (*Clematis recta*, *Clinopodium vulgare*, *M.melissofilum* та ін.) у порівнянні з характерними видами субасоціації (*Calamagrostis arundinacea*, *Pteridium aquilinum*, *Vaccinium myrtillus*). За переважанням у трав'янистому покриві *Ch.majus* (25%), *Geranium robertianum* (12%), *Lapsana communis* (10%) та інших видів – нітрофілів виділяємо і в цій субасоціації екологічний варіант *T.-C.c. var.Chelidonium majus*, для якого характерне також незначне переважання у деревостані сосни (40%) над дубом (30%).

Одним з наслідків надмірного нерегульованого антропогенного впливу на лісову рослинність є явище синантропізації, яке полягає у кількісному збільшенні синантропних і рудеральних видів у складі рослинних угруповань та зростанні їх ценотичної ролі. Домінування або значна участь таких видів – нітрофілів, як *Ch. majus*, *Sambucus nigra*, *Impatiens parviflora*, *G.robertianum*, *M.trinervia*, видів роду *Galeopsis*, групи широкоамплітудних лучних видів (*Dactylis glomerata*, *Elytrigia repens*, *Achillea submillefolium*), стійких до витоптування видів (*Polygonum aviculare*, *Plantago major*, *Stellaria media*, *Poa annua*, *Lolium perenne* та ін.) свідчить про деградацію лісових угруповань, порушення їх ценотичної і спрощення флористичної структури, зміну основних біогеохімічних процесів і, врешті решт, трансформацію таких ценозів.

Домінування таких нітрофілів, як *Ch. majus*, *I.parviflora*, *U. dioica*, *Rubus idaeus* викликане перебудовою кругообігу азоту в угрупованні внаслідок порушення лісової підстилки і верхніх шарів ґрунту в результаті лісотехнічних заходів та нерегульованої рекреації. При порушенні підстилки у верхні шари ґрунту разом вивільняється велика кількість мінерального азоту. Механічна порушеність ґрунту, розбиття дернини, пошкодження кореневих систем і кореневищ сприяє швидкому поселенню в таких екотопах нітрофілів, які здатні за короткий проміжок часу завдяки великій насіннєвій продуктивності або вегетативній рухливості зайняти екологічну нішу. Щороку розвиваючись у значній кількості, утворюючи потужний трав'янистий або чагарниковий ярус, активно використовуючи мінеральні речовини ґрунту, такі рослини перешкоджають нормальному розвитку звичайних компонентів фітоценозу, що і призводить до трансформації рослинних угруповань у рудералізовані варіанти типових асоціацій.

Пінетизація, яка полягає у високій участі *P.sylvestris* у нетипових для неї угрупованнях, відбувається внаслідок створення соснових монокультур на місці широколистяно-соснових і дубово-грабових лісів. Таким чином, грабові широколистяно-грабові і сосново-грабово-дубові ліси дослідженої території належать до асоціації *Tilio-Carpinetum Traoz.* 1962. Залежно від екологічних умов формуються різні субасоціації. Ряд варіантів в межах субасоціацій указують на різну ступінь антропогенної трансформації угруповань та дозволяють визначити напрямок розвитку таких ценозів.

Література

1. Онищенко В. А. Деякі питання флористичної класифікації широколистяних лісів Придніпровського лісостепу // Укр.ботан. журн. – 2000. – 57, №6. – С.664-668.
2. Определитель высших растений Украины.-Киев: Наукова думка.-1987.-548с.
3. Соломаха В. А.Синтаксономія рослинності України //Укр.фітоцен.зб., Фітосоціоцентр. – 1996. – Сер. А. №4(5). – 120с.
4. Luczycka-Popiel A. Naturalne i antropogeniczne zroznicowane zborowisk roslinnych w lasach okolic Lublina // Annales UMCS.Sectio C.Biologia.-1998.-Vol.LIII.-S.7-35.
5. Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J. M. Przegląd fitosociologiczny zbiorowisk lesnych Polski // Phytocoenosis.-Vol.8 (N.S.).-1996.-Warszawa-Bialowieza.
6. Sirenko I.P. Creation a Databases for Floristic and Phytocoenologic Researches // Укр.фітоцен.зб.-Київ.-1996.-Сер.А,вип.1.-С.9-11.

Якушенко Д.М.

Синтаксономия грабовых лесов территории проектируемого Коростышевского национального парка

Институт ботаники им. Н. Г. Холодного НАН Украины, г.Киев

В статье приводится флористическая классификация (по методике школ Браун-Бланке) грабовых, грабово-дубовых и сосново-грабово-дубовых лесов территории проектируемого Коростышевского национального парка (Житомирская область, юг Центрального Полесья). Такие растительные сообщества принадлежат к ассоциации *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962 союза *Carpinion betuli* Oberd. 1953 порядка *Fagetalia sylvaticae* Pawl. 1928 класса *Querco-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieg. 1937. В зависимости от экологических условий ценозы этой ассоциации подразделяются на субассоциации *T.-C. typicum* и *T.-C. calamagrostidosum*. Отдельные варианты в объеме каждой субассоциации указывает на различную степень их антропогенной трансформации, а также позволяет определить направление развития таких ценозов.

Yakushenko D.M.

Syntaxonomy of hornbeam forests of territory of projected Korostyshev national park

The Institute of Botany of NAS of Ukraine, Kiev

The article is dedicated to floristic classification (by the method of Braun-Blanquet) of hornbeam, hornbeam-oak and pine-hornbeam-oak forests of the territory of projected Korostyshev natural national park (Zhytomir region, Southern part of Central Polessye). Such plant communities belong to association *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962 of union *Carpinion betuli* Oberd. 1953 of ordo *Fagetalia sylvaticae* Pawl. 1928 of class *Querco-Fagetea* Br.-Bl. Et Vlieg. 1937. In dependence from ecological conditions cenoses of this association devide to subassociations *T.-C. typicum* and *T.-C. calamagrostidosum*. Separate variances point at different stages of their antropogenic transformation in the volume of each subassociation also as allow us to define direction of development of such cenoses.

Бузун В.О. –
кандидат сільськогосподарських наук
м.Житомир

В пошуках “забутої” станції

Надмірне лісокористування у Поліссі на протязі XVII-XIX століть мало наслідком швидке скорочення площі лісів, яке особливо прискорилось після реформи 1861 р. Противагу цьому процесу передові лісівники того часу вбачали у штучному лісовідновленні, перші вдалі спроби якого були започатковані тут у маєтках великих землевласників і в казенних лісництвах на початку XIX ст. Проте на зрубках, площа яких все збільшувалась, частка штучного лісовідновлення була мізерною, і в більшості випадків лісові культури гинули, причиною чого стали відсутність теоретичних засад і досконалої технології їх створення.

Лише після введення так званої “лісокультурної застави” площа лісових культур стала збільшуватись. Поступово накопичувався досвід штучного вирощування лісостанів, вибору головних порід, способів і технології їх створення. Одним із центрів дослідної справи на Поліссі стала Корабельна дача поблизу Житомира, яка займає почесне місце серед інших відомих дібровних масивів. Багата історія розвитку лісового господарства у цьому масиві, особливо лісокультурної справи, сьогодні відома серед лісівників і природолюбів нашої країни, головним чином завдяки праці колишнього директора Житомирського лісгоспу кандидата економічних наук В.П.Головащенко “Корабельный лес” (М.: Лес.пром-сть, 1970. – 128 с.). У цій книзі висвітлена роль видатних лісівників-дослідників, які на рубежі XIX і XX століть працювали лісничими Корабельного лісництва і перед Першою світовою війною досягли немалих здобутків. До їх когорти належить М.А.Розанов (лісничий Корабельного лісництва у 1895-1906 рр.), який винайшов і застосував для посадки лісу бурави різної конфігурації, відзначені золотими і срібними медалями на виставках у Брюсселі, Петербурзі, Самарі, Ростові-на-Дону. Його наступником (1906-1917 рр.) став С.Г.Вронський, відомий своїми працями по узагальненню досвіду вирощування дуба.

Перша світова війна та наступний період руйнації загальмували лісокультурну справу. До старих проблем долучилися нові. На весну 1922 р. у націоналізованих лісах Житомирщини нараховувалось 86 тис. га суцільних зрубів, понад 3 тис. га лісових земель, занесених пісками, біля 2 тис. га діючих ярів. У лісах накопичилось до 600 тис. м³ мертвого лісу, що призвело до частих пожеж і масового розповсюдження шкідників.

Стан лісів невідкладно вимагав рішучих заходів по оздоровленню лісових угідь, налагодженню раціонального лісокористування, вивчення продуктивності насаджень, наукового обґрунтування напрямків її підвищення. Радомишльська сільськогосподарська дослідна станція підняла перед Наркомземом України клопотання про організацію поблизу неї лісової дослідної станції. За створення такого наукового центру в Поліссі виступили учасники Всеукраїнської наради по лісовій дослідній справі (березень 1925 р.) і Всеукраїнське Управління лісами. Але на той час така установа створена не була. Зате весною 1926 р. для вивчення питань лісівництва у Поліссі за маршрутом Олевськ-Білокорівичі-Замисловичі та Іванець-Новоград-Волинський-Житомир була направлена дослідницька партія, у склад якої входили майбутній академік П.С.Погребняк, видатний український лісотиполог Д.В.Воробйов та відомий вчений-лісокультурист В.Е.Шмідт. Вивчення лісів дало можливість сформулювати екологічний напрямок лісової типології (“українська школа”), запропонувати відповідні лісорослинним умовам типи лісових культур.

У тридцяті – сорокові роки минулого століття дослідженням лісів Полісся займалися учені Українського науково-дослідного інституту лісового господарства, створеного у 1930 р., науковці та викладачі учбових закладів лісового профілю м. Києва та дослідницьких підрозділів останніх. У 1945-1956 рр. діяв Інститут лісівництва (потім – Інститут лісу) Академії Наук УРСР. Після його об’єднання з УкрНДІЛГА у 1956 р. нарешті була організована наукова спеціалізована лісова установа – Поліська агролісомеліоративна дослідна (з 1994 р.- науково-дослідна, з 1996 р. – лісова науково-дослідна) станція, на базі якої у 2000 р. створений Поліський філіал УкрНДІЛГА. Про діяльність станції, її наукові здобутки у попередніх (вип. 3, 4) і у цьому випусках збірника наукових праць “Екологія лісів і лісокористування на Поліссі України” подана досить детальна інформація. Ми ж зупинимся лише на одному факті, цікавому з точки зору історії лісової дослідної справи на Поліссі.

У перші роки діяльності Поліської АЛДНС висококваліфіковане методичне керівництво дослідницькою роботою станції здійснювали провідні вчені УкрНДІЛГА – доктори наук С.С.П’ятницький, П.П.Ізюмський, Д.Д.Лавриненко, А.І.Міхович, П.С.Пастернак, П.І.Молотков та інші. Мабуть, найчастіше, інколи по декілька разів на рік, станцію та безпосередньо її об’єкти досліджень у лісі відвідував Павло Павлович Ізюмський – керівник тематики й розробник Настанов по рубках догляду за лісом та багатьох інших регламентуючих документів щодо вирощування високопродуктивних насаджень основних лісоутворюючих порід у лісах України. На той час (з 1959 по 1971 рік) директором станції був Георгій Іванович Редько – у майбутньому академік Російської академії природничих наук і

Української лісівничої академії, доктор сільськогосподарських наук, професор, автор багатьох книжок з історії лісівництва, який ще в часи перебування на станції захоплювався цим питанням. У розмові із П.П.Ізюмським він довідався, що у 1930 р., незабаром після створення у Харкові науково-дослідного інституту лісового господарства, була організована і підпорядкована інституту Поліська лісова дослідна станція. Розташована вона була в двохповерховому будинку Корабельного лісництва (с.Бондарці). На відкритті станції виступив академік Г.М.Висоцький, за ініціативою якого вона, власне, і була організована. Станція діяла декілька років (до 1938 р.?) і була ліквідована у зв'язку з організацією в Києві ЦЛОС.

Почався пошук в архівах, листування. Знайшлися колишні працівники Поліської ЛОС, перший її директор – Ілля Михайлович Кривокобильський. Його автобіографія :

Родился я 19 июля 1891 г. в бедной крестьянской семье в с.Больше-Михайловке Покровского района Днепропетровской области.

В 1905 г. по окончании народной школы поступил в Гнединское ремесленное училище, но на третьем году учебы за участие в забастовке был исключен.

В 1910 г., выдержав экстерном выпускной экзамен за 2-классное училище, я поступил в Велико-Анадольскую лесную школу, которую с отличием закончил в 1912 г.

С 1 февраля 1913 г. я 2 года работал съемщиком лесоустройства и 2 года пом. лесничего в лесном хозяйстве.

В 1916 г. был мобилизован в армию, но после февральской революции, в 1917 г. был освобожден, как лесовод “для работы по Министерству земледелия” и работал в Больше-Михайловском лесничестве Днепропетровской области : 3 года пом. лесничего и 3 года лесничим.

В 1924 г. Запорожская окружная организация КНС командировала меня по разверстке на учебу в Харьковский с/х институт, где по экзамену я вступил на лесной факультет и успешно его закончил в 1928 г.

После окончания института: 8 месяцев (с мая по декабрь 1928) стажировался на Весело-Боковеньковской опытной станции, где по заданию и под руководством Г.Н.Высоцкого производил исследование роста дуба в зависимости от элементов рельефа и разновидностей черноземных почв; два года (1929-1930) был директором Весело-Боковеньковской опытной станции; около одного года (с января по конец 1931 г.) был первым директором Полесской опытной станции; два года (с 1931 по 1933) преподавал в Чугуево-Бабчанском лесном техникуме; один год (с 1933 по 1934) был специалистом техпропа в н/и институте; четыре года (с 1934 по 1938) был ст. научным работником и зав. алм. отделом Дюрупинской опытной станции; три года и 6 месяцев (с 1938 по 1941) был ст. н/р и зам. директора по науч. части Партизанского опытного пункта; четыре года и 6 мес. (с 1943 по 1946) состоял в той же должности и на том же опытном пункте; один год (с 1946 по 1947) был ст. н/р Владимировской опытной станции; 7 лет (с 1947 по 1954) преподавал в Никопольском алм. техникуме и один год (1956) – на 1-годичных курсах лесоводов при Полесской с/х опытной станции.

В системе исследовательского института я проработал 18 лет, в том числе непосредственно на научной работе – более 13 лет. В результате постановки и проведения многих разносторонних опытов и исследований накопились многие ценные данные и материалы. Их я постепенно старался использовать в своих научных статьях, подготавливаемых для печати. Из них пока опубликовано 14 моих работ. Из их числа приводятся некоторые более ранние и более поздние работы : 1) Заліснення Нижньодніпровських пісків (1937); 2) Створення перепон на пісках проти суховіїв і пісчаних бур (1937); 3) Листья японской софоры не ядовиты (1939); 4) Новые породы в полезащитных полосах (1945); 5) Краткие итоги научно-исследовательской работы по укреплению и облесению Нижнеднепровских песков (1959); 6) Опыт создания лесных полос на глубоких бугристых песках(1968); 7) Объемы ядра в стволах дуба и видовые числа (1969); 8)Опыт создания лесных культур на песках по идее Г.Н.Высоцкого (1969).

1969 год.

Багата трудова і наукова автобіографія Іллі Миколайовича. У ній свідчить, що Поліська лісова дослідна станція дійсно існувала, і що він особисто працював її директором.

Більш детально про організацію і роботу станції розповів у своєму листі колишній старший науковий співробітник станції Беліков Павло Петрович :

В 1930 году был организован Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации.

В сентябре этого года я был отозван институтом из опорного опытного лесопункта, Мотовиловского лесничества Киевской области, входившего в систему Всеукраинского управления лесами.

В опорном пункте я вел работу по хронометражу лесозаготовок ручной пружинной пилой Ринко и ДКВ, а также по определению полндревесности дров разных пород и одновременно их усушки.

В институте мне были даны полномочия принять от только что формируемого Житомирского управления корабельное (Бондарецкое) и Березовское лесничества, создав на их базе Полесскую лесную опытную станцию. Станция была организована в начале сентября 1930 года. Размещалась она на первом этаже 2-этажного здания Корабельного (Бондарецкого) лесничества.

Приблизительно в конце сентября на станцию прибыл назначенный директором Полесской ЛОС Илья Михайлович Кривокобыльский и профессор А.Г.Марченко для руководства работами по составлению плана научных работ станции. Я стал работать в должности старшего научного работника станции.

Выезжая из Харькова в Житомир, я получил предварительную консультацию основоположника института академика АН УССР и ВАСХНИЛ Георгия Николаевича Высоцкого.

Первый научно-технический совет ЛОС в составе : профессор А.Г.Марченко, директор Кривокобыльский И.М., старший научный работник Беликов П.П. и лесничий Лукьянов выработал методику и тематику научно-исследовательских работ станции. Директор станции И.М.Кривокобыльский принял темы работ по вопросам лесоводства, а я – тему “Рационализация и механизация лесозаготовок”.

Эту тему я на протяжении двух лет прорабатывал под руководством заведующего отделом научно-исследовательского института лесного хозяйства Изюмского П.П., который в те годы часто бывал на станции, помогал ее организации и научной деятельности.

В аппарате ЛОС, кроме директора Кривокобыльского и ст. научного работника Беликова П.П., в то время приступили к работе научные работники Проскурников К.Е. и Дронов, техники Остапенко, Шевченко и гл.бухгалтер Комиссаржевский.

Штат Корабельного (Бондарецкого) лесничества состоял из хороших опытных работников – лесничего Лукьянова (тогда – лет 35-40), лесного объездчика Есьмана и десятника Рыбачка.

В Березовском лесничестве лесничим был Гинц.

Полесская ЛОС находилась в системе Украинского научно-исследовательского института всего один год. В ноябре 1931 года она была передана Киевскому опытному лесхозу, на базе которого был создан Украинский научно-исследовательский институт механической обработки древесины – УкрНИИМОД.

Директор ЛОС И.М.Кривокобыльский в это время отсутствовал и передачу Полесской ЛОС из системы научно-исследовательского института Киевскому опытному лесхозу производил я и гл. бухгалтер Комиссаржевский.

Представителем опытного лесхоза был инженер Серета, который прилагал все усилия к тому, чтобы штат ЛОС остался на месте, но никто из научно-технических работников переходить на работу в Киевский лесхоз не согласился и выбыли из Полесской лесной опытной станции...

В 1944 году в июне месяце, закончив в Житомире формировать противотанковый полк, я, проводя учебные занятия за Березовским лесничеством, на обратном пути заехал в Корабельное лесничество и встретил там лесничего Есьмана и уже почти слепого б/десятника Рыбачка и узнал, что еще жив бывший объездчик Тиде.

Припоминаю, что в начале 1932 года Полесская лесная опытная станция была переведена в Житомир, в одноэтажный небольшой домик, где мне пришлось, оставляя Житомир, встретиться с новым составом сотрудников лесной опытной станции.

Январь 1971 г.

Отже – все ясно. Поліська ЛОС у складі УкрНДЛГА була дійсно створена у 1930 р. Проте ж, скільки вона існувала, коли і кому була передана – у споминах діючих осіб існують розбіжності. Тому пошук продовжувався : у Державному архіві Житомирської області, де збереглась документація лісових установ ще з ХІХ століття, в архівах Києва. Були надіслані запити, може, шоправда, не дуже настирні, без керівних вказівок відповідних установ, в УкрНДЛГА, УСГА, УкрНДІМОД, Житомирське обласне управління лісового господарства, листи до науковців-лісівників, які колись працювали в регіоні Полісся тощо. І тут – щось незрозуміле. Ніде слідів існування такої установи не знайшлося, архіви її не збереглися. Більше того, деякі респонденти запропонували взагалі припинити пошук. Так, дуже поважаний науковець - перший директор Поліської агролісомеліоративної станції Петро Федорович Коноз писав :

По затронутому Вами вопросу о истории создания Полесской лесной опытной станции, которая якобы существовала с 1930 по 1938 г. на Житомирщине, в Корабельном л-ве Житомирского лесхозага, и что эту станцию по роду ее занятий можно считать предшественницей Полесской АЛОС, созданной и организованной в 1956 г., могу сообщить следующее.

После демобилизации из рядов Советской армии в 1948 г. я поступил на работу в Институт леса Академии Наук УССР. Как в Институте леса АН УССР, так и будучи назначен директором вновь организованной АЛОС в 1956 г., я о существовании Полесской лесной опытной станции тридцатых годов ничего не слышал, вряд ли такая станция и была. Вы пишете, что она якобы существовала с 1930 по 1938 г. и была в подчинении разных организаций. Видимо, это был опорный пункт, скорее всего одной какой-то организации, но не УкрНИИМОД – это институт по переработке древесины. КЛХИ имел свою производственную лесную базу – Боярский лесхоз, который и в настоящее время является производственной и научной базой лесохозяйственного факультета с.-х. Академии Наук УССР и ничего общего к истории создания в 1956 г. Полесской АЛОС не имеет, так как эта станция создавалась совершенно самостоятельно, не связанная с другими станциями, а в соответствии с решением ЦК КПУ и Совета Министров УССР от 10.У.1956 г. № 524 об объединении Института леса АН УССР и УкрНИИЛХа. Поэтому не стоит ломать голову и искать корни организации лесной станции тридцатых годов, так как настоящая Полесская АЛОС не является преемницей другой какой-то станции, о которой нет никаких официальных документов и архивных данных, а только слухи, не имеющие под собой никаких официальных данных...

13.05.1973

Можна, звичайно, до деякої міри зрозуміти логіку заперечень Петра Федоровича та інших скептиків. Проте, річ якраз і йшла про те, щоб знайти такі дані та офіційні документи. На той час їх не було знайдено і пошуки були припинені.

Пройшло немало років. І от вже у кінці 90-х років деякі згадки про Поліську лісову станцію 30-х років та її науковців знайшлися ... у розсекреченому архіві КДБ. Відомий краєзнавець, заслужений журналіст Гергій Павлович Мокрицький знайшов їх, працюючи над історичними матеріалами про навчальні заклади Житомирщини. Його увагу привернула доля лише одного з колишніх наукових працівників Поліської лісової станції – Романа Олександровича Решетилевича. Стаття про нього дає, до деякої міри, відповідь на те, чому в 60-70-х роках свідки мовчали, а документація була недоступною. Проте це лише один фрагмент з життя станції. Пошук про наслідки її роботи, долю, мабуть, ще багатьох її працівників має продовжуватись для того, щоб стати надбанням сучасного покоління лісівників.

Мокрицький Г.П. –
*краєзнавець,
 заслужений журналіст України*
 м. Житомир

“ЛІСОВА СПРАВА”, або чеський і німецький слід під Житомиром...

Серед десятків тисяч справ по обвинуваченню наших співвітчизників у нібито антирадянській діяльності, знаходимо й такі, де білими нитками до чесних і порядних громадян, пришиті, немов зайві важкі кишені, наповнені свинцем неправедних звинувачень, докори у шпигунській діяльності на користь сусідніх з більшовицькою імперією країн. Серед таких у розсекречених справах Житомирського обласного архіву зустрічаємо й справу, яка розкриває трагедію талановитого працівника лісового господарства Житомирщини, а згодом – викладача Житомирського механічного технікуму **Романа Олександровича Решетилевича**, а слідом за ним – десятків інших його співпрацівників, які були заарештовані у чорних тридцятих роках.

На відміну від багатьох інших попередників, справи яких були сфабриковані і “прокручені” надзвичайно швидко, Решетилевич був удостоєний значно більшої уваги. Це й не дивно. Адже, на його нещастя, він мав набагато «цікавішу» біографію і значно родючий для маніакальних ідей класової боротьби ґрунт. Судити самі. Решетилевич був сином священика (причому з «крамольної» греко-католицької церкви!) і служив у ворожій Українській Галицькій Армії (тоді й потрапив у польський полон). Навчався в Українському Нелегальному університеті у Львові на лісоінженерному факультеті. Потім був призваний до Польської Армії, але не з’явився на збірний пункт і згодом нелегально емігрував до Чехословаччини, де закінчив Чеську вищу політехнічну школу і працював у Державному Земельному управлінні в Празі. У 1931 році Решетилевич повернувся з Чехословаччини в Україну. Працював інженером з будівництва лісних доріг в Українлісі, науковим співробітником на дослідних лісостанціях на Київщині та у Бондарцях (під Житомиром), потім влаштувався викладачем у Житомирський технікум механічної обробки деревини. Отож, за біографічними даними, для слідчих, хворих на «шпигуноманію», заарештований був справжньою «контролю» і «завербованим» за кордоном агентом. Хоча насправді Решетилевич отримав прекрасну закордонну освіту і мав би цінуватися на Батьківщині як незамінний фахівець. Але тільки не у тоталітарній країні, де вже розпочалося безглузде полювання на ворогів серед власного народу.

У своєму “зізнанні”, Решетилевич наводить цікаві факти, що дають нам цінну інформацію про діяльність під Житомиром науково-дослідної станції лісівництва. Зокрема, у протоколі допиту читаємо:

“У січні 1932 р. я переїхав на роботу наукового працівника в Житомирську науково-дослідну станцію, яка знаходилась у Бондарцях, куди мене прислав працювати директор Київської науково-дослідної станції – Харамбура. Приїхавши до Житомира, я заїхав у Березівку до Бабецького І. Р., який був у той час лісничим. Бабецького я знав ще з часів студентства у Празі... Під час зустрічі Бабецький розповів мені про тяжкий економічний стан українців, про часті арешти, про те, що у 1931 році його тільки чудом не заарештували й що тепер, хоча стало і спокійніше, однак постійно чекає арешту. Також розповідав мені, що він у Березівці має приятелів : Антона Ящука, рахівника, і у Бондарцях – лісничого Карла Людвиговича Гінца...”.

Із справи також стає зрозумілим, що на початку 1933 року науково-дослідна станція у Бондарцях була закрита і Решетилевич змушений був шукати іншу роботу: він став викладачем з технології сушіння деревини Житомирського технікуму механічної обробки деревини. Тут його і застали пильні радянські органи “правосуддя”. Це сталося у вересні 1933 року. До речі, із карної справи стає зрозумілим, що причиною закриття науково-дослідної лісівничої станції у Бондарцях стало те, що оті самі “органи” запідозрили її працівників у шпигунстві на користь Німеччини (оскільки більшість працівників станції і лісівництва були німцями-колоністами): через Житомирське лісівництво у напрямку Новограда-Волинського якраз прокладали стратегічну на той час залізницю і вороже око могло її розсекретити!...

Обшук в оселі заарештованого Решетилевича нічого, окрім фотокарточок рідних, польського паспорту, записничків, не дав. Почалися допити. І от через місяць з’являються «Дополнительные показания». Цілком очевидно, після певної специфічної для сталінських слідчих обробки обвинувачуваного... Скажіть, хіба могла нормальна людина, відповідаючи на запитання слідчого, сама на себе наговорити? Між тим, в справі ДПУ на Решетилевича у протоколі допиту від 15 жовтня 1933 року читаємо:

«ВОПРОС: Какова цель Вашего приезда из Чехословакии в СССР?»

ОТВЕТ: Формально – для работы по своей специальности лесного инженера, а фактически – для подпольной контрреволюционной работы, направленной к свержению Соввласти на территории УССР».

А далі протоколи, протоколи, десятки сторінок машинопису, які фіксують, начебто, шпигунсько-підривну, терористичну та антирадянську діяльність інженера Решетилевича.

Так, в «Дополнительных показаниях» арештованого Решетилевича Романа Олександровича від 15 жовтня 1933 р. далі читаємо:

«ВОПРОС: Чем Вы можете дополнить ранее данные Вами показания в отношении Вашей контрреволюционной деятельности по закордонному периоду?»

ОТВЕТ: Собираясь уезжать в УССР, я кроме заданий по контрреволюционной работе, данных мне Огарем и Романюком, о чем я показывал в моих предыдущих показаниях, получил таковые и еще от целого ряда лиц, а именно:

- 1. МАРТЫНЕЦ – член «Украинской Академической громады», сугубый фашист, председатель центрального эмиграционного Союза Украинского студенчества, сокращенно «ЦЭСУС», хороший знакомый моего брата Зиновия – давал мне общий инструктаж о необходимости борьбы с большевиками, путем подпольной повстанческой работы на территории УССР, преследуя конечную цель – отрыв последней от СССР.*
- 2. НЕГРИЧ Дмитрий, лесной инженер, галичанин, фашист, служил в УГА, ранен несколько раз в боях с Красной Армией. Давал также общий инструктаж, сводящийся в основном к тому, что говорил Мартынец.*
- 3. КАЙСЛЕР – профессор лесоинженерного строительства лесного факультета Лесоинженерного института. Мой бывший преподаватель. Дал мне задание присылать ему из УССР фотоснимки мостов и других объектов водного строительства. Просил также присылать ему материалы научно-исследовательской работы в УССР по лесному делу. Во исполнение данного задания я выслал ему снимки лесной деревянной дороги (Ляжнево дорога), построенной мной в Обуховской даче Ивановского лесничества. Пытался заснять для этой цели железнодорожный мост через р. Тетерев, но таковой охранялся военной охраной и мне этого сделать не удалось.*
- 4. ГОЛЯНЕЦ – инженер, советник Чешского Государственного Земельного управления. Дальний родственник моей жены. Просил прислать ему сведения о Советском землеустройстве в чешских колониях, в частности о распределении среди них бывших помещичьих земель, какая часть из них отошла под коллективные хозяйства и какая под индивидуальные. Сведения данного порядка я Голянцу выслал. Выслал также ему несколько сделанных мною снимков.*
- 5. Все добытые мною сведения шпионского характера я, по поручению ОГАРЯ, должен был передавать собственноручно Тютюннику. Огарь рекомендовал мне устроиться на работу в г. Житомир, где работает Иван Бабецкий. Однако, о его причастности к шпионской деятельности он ничего не говорил.»*

«Інтернаціоналісти»-більшовики ставили йому за провину прохання чеських колег підтримувати стосунки з мешканцями чеських колоній, яких було чимало на Житомирщині; прохання професора Кайслера з Празького лісоінженерного інституту надсилати матеріали про науково-дослідну роботу з лісної справи в Україні. Виконуючи це прохання, Решетилевич надіслав своєму вчителю Кайслеру у Прагу знімки дерев'яної лісової дороги, побудованої під його, Решетилевича, керівництвом в Обухівській дачі Ивановського лісництва на Київщині. Цю лежневу дорогу напівграмотний слідчий назвав «Ляжнево дорога», маючи, очевидно, на увазі, що це її ім'я власне, отож підсилюючи ефект її важливості як якогось стратегічного об'єкту... Насправді ж лежневі дороги будувалися як тимчасові дерев'яні колійки для транспортування заготовленого лісу з верхнього складу в лісі до нижнього складу на залізниці. От і вся стратегія!

Втім, про яку грамотність тодішніх слідчих може йтися, якщо у протоколі, підписаному якимсь «уполномоченным ОО УВО И ГПУ УССР Овчинниковым» на машинці надруковано так:

«От ст. Тетерево запланировано было провести военную стратегическую дорогу лесом... другая ж.-д. линия проводилась прямо к реке Тетерево».

Отак слідчий з міста, яке стоїть на річці Тетерів, русифікував її назву.

У протоколі надibuємо на десятки прізвищ українських діячів національного-визвольного руху, які, начебто, обробляли перед відправкою в УРСР Решетилевича або співпрацювали з ним вже тут: Мартинця, Негрича, Голянця, Монахова, Огаря, Тютюнника, Гоєва, Бабецького, Романюка, Козінова,

Пампушки, Гринічевського, Слободяника, Виставкіна, Назаренка, Бородині, Роніса, Ящука, Гінца... Усі ці люди відстежувалися «славними» більшовицькими чекістськими органами і були взяті на олівець.

Під тиском слідчих обвинувачуваний взяв на себе найтяжчі гріхи. Так, в числі інших, він зізнався про передачу шпигунських свідчень що до будівництва залізниці стратегічного значення від Житомира до Новограда-Волинського; про контакти з видним есерівським організатором у Празі Ронісом, які здійснював у Житомирі, коли той працював на науково-дослідній сільськогосподарській станції. На 135-й сторінці справи у тексті зізнання читаємо й таке:

«К своей разведывательной работе я также отношу, что писал в чешский коммунистический орган «Руде право» о положении сельского хозяйства, коллективизации (свои впечатления) и о чем просил меня редактор «Руде право», которые я передавал через свою жену».

Виявляється, друкуватися радянському фахівцеві у відкритій пресі зарубіжної країни, нехай навіть і комуністичній! – страшний злочин.

26 лютого 1934 року Решетилевич був засуджений «трійкою» до трьох років позбавлення волі у концтаборах. Чи дочекався він визволення і реабілітації - сказати важко. Принаймні, на запит про його долю МВС Російської Федерації у 1994 році до Житомира надійшло скупе повідомлення, про те, що він був повторно засуджений у 1938 році і станом на 10 грудня 1941 року знаходився в одному з таборів Севвостлага у Магаданській області. Відомостей про подальшу долю Романа Олександровича Решетилевича й посьогодні немає...

Але справа Решетилевича була лише прологом до більш масштабної викривальної акції НКВС, яку він провів у Житомирському лісництві в наступні роки. Прокручена протягом кількох років, справа зайняла кілька товстих томів, які закінчуються «Обвинительным заключением по делу немецко-фашистской повстанческой организации», виданим «на гора» у 1938 році житомирськими співробітниками НКВС. Звичайно, ця справа розпочинається розлогим поясненням діяльності «організації», яка ніби-то почала формуватися ще у 1923-24 роках у Житомирі з ініціативи ряду осіб німецької національності. Як стверджують далі слідчі Житомирського обласного відділу НКВД, «Волинський фашистський центр» складався із емісара фашистської організації «Русланддойче» Енслена, завідуючого хірургічним відділенням житомирської міської лікарні лікаря Наймана, професора з туберкульозних хвороб Гінце, лікаря-рентгенолога Ваткерта і зубного лікаря Дорна.

Співробітниками НКВС було виявлено 15 штурмових загонів, які нібито готувалися до диверсій і відкритих бойових дій проти радянського уряду. Один з таких загонів, як стверджується у звинуваченні, був створений рахівником Бондарецької лісосілляниці, уродженцем с. Черемошне Яковом Кейлем ще у 1926 році.

Разом з ним у цьому звинуваченні називаються імена інших німців, які чесно трудилися у Житомирському ліспромгоспі, але були «викриті» як шпигуни і диверсанти. Це коваль з Березівки Генріх Кун, десятник з Бондарців Вільгельм Прост (його ніби втягнув у дільність тергрупи агент германської розвідки Семенюк) і він мав готувати диверсійні акти в лісовому господарстві; сторож лісосілляниці із Давидівки Адольф Фрайнт, робітник лісосілляниці Райнтгольд Врук; конюх з Бондарців Еміль Тайфенбах (цікаво, як цей, очевидно, малограмотний робітник проводив «активну націонал-фашистську роботу»?); коваль з Бондарців Іван Зонтак; іздовий з Бондарців Евальд Воленберг; робітник з Березівки Карл Генненман; касир з Бондарців Август Валнер (він був, виявляється, «з 1933 року до дня арешту учасником німецько-фашистського військово-повстанського штурмового загону, що діяв у Житомирському ліспромгоспі, і в який його завербовав штурмовик Решетилевич»...); робітники з Бондарців Вільгельм Детке та Альберт Шульц; лісоруб з Бондарців Райнгольд Найман; вантажник ліспромгоспу Евальд Квірам; лісоруби Август Міллер та Райнгольд Кремпін; іздовий ліспромгоспу Герман Бальцер; тесля з Бондарців Еміль Нідрих; робітник ліспромгоспу Еміль Рух (йому ставили за провину відвідування німецького консульства у Києві, «якому він повідомляв відомості шпигунського характеру про стан сіл у Житомирському районі» – річ суперсекретна...); продавець лісосілляниці у Бондарцях Савва Олексієнко; об'їждчик Березівського лісництва Севастьян Семенюк; робітник з Бондарців Йосип Савицький; сторож з Бондарців Август Рецлав; склещик з Бондарців Мар'ян Савицький; робітник ліспромгоспу Пилип Арнгольд (він, начебто, виводив з ладу трактори автотракторної колони Житомирського ліспромгоспу) і робітник з Вигоди Іван Ушкалов; нарешті, робітник із с. Садки Вільгельм Раузер.

Усі ці двадцять шість простих робітників Житомирського ліспромгоспу були безпідставно засуджені до вищої міри покарання і пішли з життя у 1938 році. Тільки тепер, в умовах нової демократичної України, ми можемо, нарешті, відкрито назвати їх імена в числі інших жертв тоталітарної системи.

Наукове видання

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ

НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ

Випуск 2 (8)

Видавництво «ВОЛИНЬ»

Житомир, 2001

Технічна редакція В.О. Бузуна
Коректура О.О. Орлова
Комп'ютерний набір і верстка Т.Д. Коломацької

Тираж 400 примірників