



ВОРОН

ВОЛОДИМИР ПАНТЕЛЕЙМОНОВИЧ

АЕРОТЕХНОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ЛІСІВ УКРАЇНИ

Частина 1

**Забруднення атмосфери викидами
сірко та азот, утримуючих
фітотоксикантів та важких металів**

ВОРОН ВОЛОДИМИР ПАНТЕЛЕЙМОНОВИЧ

АЕРОТЕХНОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ЛІСІВ УКРАЇНИ

**Частина 1 Забруднення атмосфери викидами сірко та азот
утримуючих фітотоксикантів та важких металів**

Харків-2021

УДК 630*43:630.561.243

Рекомендовано до друку Вченою радою УкрНДІЛГА
(протокол № 11 від 4 листопада 2021 р.)

**Ворон В.П., «Аеротехногенна трансформація лісів України». Частина 1
Забруднення атмосфери викидами сірко та азот утримуючих
фітотоксикантів та важких металів – Х., ТОВ "Планета-Прінт", 2021. – 257 с.**

ISBN 978-617-7897-78-0

У монографії наведено теоретичні узагальнення та результати аеротехногенних змін лісових екосистем в основних природних зонах рівнинної території України під дією аеротехногенного забруднення. Дослідження базувалися на принципах порівняльної екології та проведені за загальноприйнятими в лісівництві, лісовій таксації, ґрунтознавстві, дендрохронології методиками.

Визначено тенденції й маркери забруднення снігового покриву та ґрунтів у зонах агломерацій і виробництв із домінуванням у викидах SO_2 , NO_x , NH_3 теплових електростанцій. Виявлено аномалії накопичення в ґрунтах важких металів у зоні теплових електростанцій і лужних металів у зоні цементних виробництв. Вивчено динаміку надходження опаду й формування лісової підстилки та зміни біокругообігу в лісових екосистемах України в умовах аеротехногенного забруднення. Проаналізовано зміни морфологічних і анатомічних показників хвої, пагонів, деревини та кори сосни звичайної під дією аеротехногенного забруднення. Оцінено вплив техногенного забруднення на санітарний стан сосняків і виявлено особливості змін горизонтальної та вертикальної структури лісових насаджень унаслідок дії техногенного забруднення. Виявлено особливості динаміки радіального приросту під впливом аеротехногенного забруднення. Розроблено рекомендації щодо підвищення стійкості аеротехногенно пошкоджених лісів.

Рекомендована науковцям, фахівцям лісового господарства, аспірантам і може використовуватися як навчальний посібник при підготовці студентів відповідних спеціальностей.

Рецензенти:

Криницький Г.Т. Завідувач кафедри лісівництва Національного лісотехнічного університету України, доктор біологічних наук,

Мешкова В.Л. Завідувачка лабораторії захисту лісу УкрНДІЛГА, доктор сільськогосподарських наук, професор

Кузик А.Д., проректор університету з науково-дослідної роботи Львівський державний університет безпеки життєдіяльності Державної служби України з надзвичайних ситуацій, доктор сільськогосподарських наук, професор

ЗМІСТ

Стр

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ.....	6
Передмова.....	7
РОЗДІЛ 1. АЕРОТЕХНОГЕННІ ЗМІНИ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ.....	9
1.1 Аеротехногенне забруднення як загроза існуванню лісів.....	9
1.1.1 Масштаби аеротехногенного забруднення.....	9
1.1.2 Роль лісів в охороні довкілля промислових районів.....	11
1.1.3 Масштаби пошкодження лісів	14
1.2 Аеротехногенні викиди як причина забруднення опадів.....	16
1.3. Аеротехногенні зміни у трофотопі.....	20
1.3.1 Лісова підстилка.....	20
1.3.2 Ґрунт.....	22
1.4 Аеротехногенне пошкодження деревної рослинності.....	26
1.4.1 Зміни на рівні листка.....	26
1.4.2 Зміни на рівні дерева	29
1.4.3 Зміни на рівні екосистеми	31
1.4.3.1 Структура деревостану як показник стійкості екосистеми...	32
1.4.3.2 Аеротехногенні зміни приросту і продуктивності деревостанів...	32
1.4.3.3 Зміни у трав'яному, моховому і лишайниковому покриві.....	34
Висновки до розділу.....	35
РОЗДІЛ 2. МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ...	36
РОЗДІЛ 3. АЕРОТЕХНОГЕННІ ЗМІНИ В АЕРОТОПІ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ	42
3.1 Забруднення атмосфери викидами промисловості	42
3.1.1 Масштаби аеротехногенного забруднення в Україні	42
3.1.2 Забруднення атмосфери викидами промислових виробництв, в полі яких вивчалися ліси.....	44
3.1.2.1 РВАТ «Азот».....	44
3.1.2.2 ЧПА.....	46
3.1.2.3 ЛРСПА.....	49
3.1.2.4. Зміївська ТЕС.....	49
3.2 Аеротехногенне забруднення снігового покриву та навантаження на лісові екосистеми.....	51
3.2.1 РВАТ «Азот».....	53
3.2.2 ЧПА.....	58
3.2.3 ЛРСПА.....	64
3.2.4 ЗТЕС.....	70
Висновки до розділу	75
РОЗДІЛ 4. АЕРОТЕХНОГЕННІ ЗМІНИ У ТРОФОТОПІ.....	76
4.1 Зміни властивостей ґрунтів при різних типах забруднення.....	76
4.1.1 РВАТ «Азот».....	76
4.1.2 ЧПА	84

4.1.3 ЛРСПА	86
4.1.4 Зміївська ТЕС.....	87
4.2 Акумуляція фітотоксикантів у компонентах лісових екосистем та аеротехногенні аномалії важких металів	93
4.3 Надходження опаду та формування лісової підстилки як показник аеротехногенних змін біокругообігу у лісостанах України.....	98
4.3.1 РВАТ «Азот».....	98
4.3.2 ЛРСПА.....	101
4.3.3 ЗТЕС.....	107
Висновки до розділу	110
РОЗДІЛ 5. АЕРОТЕХНОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ СОСНОВИХ ЛІСІВ.....	112
5.1 РВАТ «Азот».....	112
5.1.1 Динаміка санітарного стану сосняків	112
5.1.2 Роль ценотичних факторів у пошкодженні сосняків	122
5.1.3 Зміни структури сосняків в умовах забруднення атмосфери викидами РВАТ «Азот».....	123
5.2 ЧПА	130
5.3 ЛРСПА	137
5.3.1 Динаміка стану лісових насаджень.....	137
5.3.2 Роль ценотичних факторів у зміні стану сосняків	141
5.3.3 Пошкодження хвої , фітомаса і приріст сосняків	142
5.1.3.1 15-річні сосняки	142
5.1.3.2 Середньовікові сосняки	144
5.4 ЗТЕС.....	148
5.4.1 Динаміка стану лісових насаджень.....	148
5.4.2 Роль ценотичних факторів у зміні стану сосняків.....	154
Висновки до розділу.....	155
РОЗДІЛ 6. МОРФОЛОГО - АНАТОМІЧНІ ЗМІНИ І ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ РАДІАЛЬНОГО ПРИРОСТУ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ В УМОВАХ АЕРОТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ.....	157
6.1 В Українському Поліссі в районі РВАТ «Азот».....	157
6.1.1 Зміни показників пагонів сосни звичайної.....	157
6.1.2 Зміни в анатомічній будові деревини та кори стовбура	159
6.1.2.1 Кора стовбура.....	159
6.1.2.2 Деревина стовбура.....	160
6.1.2 Зміни радіального приросту сосняків під впливом забруднення атмосфери та кліматичних факторів	162
6.1.2.1 Вплив екологічних факторів на радіальний приріст сосняків.....	162
6.1.2.2 Кореляційно-регресійні зв'язки індексів радіального приросту з комплексом зовнішніх факторів.....	165
6.2 В Степу України в районі забруднення ЛРСПА.....	167
6.2.1 Довжина пагонів	167

6.2.1.1 Однорічні пагони.....	169
6.2.1.2 Дворічні пагони.....	173
6.2.2 Формування радіального приросту сосняків під впливом забруднення	173
6.2.3 Динаміка радіального приросту сосняків	176
6.2.4 Роль ранньої та пізньої деревини в формуванні приросту	178
6.2.5 Вплив негативних факторів на формування радіального приросту	181
6.3 Особливості формування радіального приросту сосняків в умовах забруднення атмосфери викидами Зміївської ТЕС.....	182
Висновки до розділу.....	187
ВИСНОВКИ.....	188
ДОДАТКИ	190
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	221

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

РВАТ «Азот» – Рівненське відкрите акціонерне товариство «Азот»;
 ЧПА – Черкаська промислова агломерація;
 ЛРСПА – Лисичансько-Рубіжансько-Сєверодонецька промагломерація;
 ЗТЕС – Зміївська ТЕС;
 ЧБ – Черкаський бір;
 Х1- хвоя першого року;
 Х2- хвоя другого року;
 ОП – опад;
 ГР- верхній гумусовий горизонт;
 ВКГ ґрунтово-вбирний комплекс;
 ВМ – важкі метали ;
 Zс – сумарний показник забруднення ВМ;
 ДП– державне підприємство; ЛГ– лісове господарство; л-во– лісництво;
 ППП– постійна пробна площа;
 ТЛУ– тип лісорослинних умов;

Характеристики деревостану

A – вік; D - діаметр на висоті 1,3 м; Н – середня висота; N – густота, шт. га⁻¹;
 М – запас; Іс – індекс санітарного стану; КК – клас Крафта;
 R²– коефіцієнт детермінації;

Шари мінералізації підстилки:

L – верхній опадовий; F – середній ферментативний; Н – нижній гуміфікацій-
 ний; ПОК – підстилково-опадовий коефіцієнт; К - коефіцієнтом накопичення;
 ТМН– Загальний час формування запасу мортмаси;

Розміри крони

S – Площа; L – Довжина; W – Середній діаметр; Н*– висота до живої гілки;
 Vсер– Середній об'єм, м³.

Лісництва

У зоні РВАТ «Азот»:

Р – Решуцьке, СС- Суське,

У зоні ЛРСПА:

Сд – Сєверодонецьке; П –Піщане; Г- Гречищкінське, К - Кудряшівське, Ск -
 Старокраснянське, Нк - Новокраснянське, Л – Лисичанське,

У зоні ЗТЕС:

А - Андріївське, З- Задонецьке, В- Васищевське, М – Малинівське;

ПЕРЕДМОВА

Однією з глобальних проблем сучасності є забруднення атмосфери. Незважаючи на значні зусилля по зниженню промислових викидів проблема збереження та підвищення стійкості лісів залишається актуальною не лише для окремих промислових районів, але й в масштабах всієї України. Функціонування сучасної промисловості України, в якій домінує паливно-енергетичний, металургійний, хімічний комплекси, не дає змоги знизити забруднення атмосфери викидами до допустимого рівня. Вирішення цієї проблеми можливе лише при наявності глибоких знань про механізми техногенної трансформації лісових екосистем, зокрема їх структурно-функціональної організації.

Починаючи з кінця 1970-х років вивчення впливу атмосферного забруднення на ліси численними науково-дослідними колективами в промислово розвинених країнах набуло регулярного характеру.

Лабораторія екології лісу УкрНДІЛГА була першою в Україні, яка з початку 1980-х років займалася вивченням впливу аеротехногенного забруднення на лісові екосистем. Творчим колективом, до складу якого в різні періоди входили – В.П. Ворон, С.В. Зібцев, В.В. Лавров, І.О. Присада, В.Г. Мазепа, Г.К. Приступа, Т.Ф. Стельмахова, М.А. Бондарук, І.М. Коваль, С.П. Распопіна, С.В. Івашинюта, О.В. Леман, О.Г. Целіщев, О.І. Романенко, Б.О. Лещенко, О.Ю. Бологов та інші проведено велику роботу з вивчення аеротехногенної трансформації лісів, нормування забруднення на лісові екосистеми, обґрунтуванню та розробці лісогосподарських заходів по збереженню та підвищенню стійкості лісових насаджень та запобіганню збитків, що причиняються лісовому господарству.

Підбір колективу лабораторії з представників різних наукових галузей, застосування нових нестандартних методів роботи дозволили вийти на новий науковий рівень комплексного вирішення складних і багатогранних проблем лісової екології. В основу досліджень були покладені методи порівняльної екології, зокрема загальноприйняті методики визначення змін у лісовій екосистемі, а також проявів її реакції на різних рівнях біологічної організації, в її структурно-функціональних ланках у залежності від типу лісу, типу та інтенсивності антропогенного впливу.

Удосконалення методики оцінювання за різних типів забруднення стану лісів, розташованих у різних природних зонах України, дало змогу прогнозувати аеротехногенні змін лісових екосистем та обґрунтувати систему лісогосподарських заходів щодо підвищення стійкості насаджень.

На основі комплексних досліджень аеротехногенних змін у лісових екосистемах уперше встановлено:

- тенденції, маркери забруднення снігового покриву в зоні агломерацій і виробництв із домінуванням у викидах SO_2 , NO_x , NH_4 ;
- негативні зміни властивостей ґрунтів унаслідок акумуляції токсикантів за різних типів аеротехногенного забруднення;

– формування територій в зоні ТЕС з аномально високим вмістом важких металів. Перевищення запасу важких металів в підстилці над запасом в опаді в сотні раз;

– гальмування інтенсивності біокругообігу в ланці опад – підстилка. Інтенсивність біокругообігу падає до сильно загальмованого рівня, а накопичення фітодетриту домінує у всіх шарах підстилки. Загальний час формування запасу підстилки у техногенній зоні на 0,9-3,0 року більше ніж на контролі.

– реакція пагонів і стовбура на дію фітотоксикантів є вторинною порівняно з хвоєю. В умовах аеротехногенного забруднення зменшується тривалість життя хвої. Втрати асиміляційної поверхні в результаті пошкодження сосняків 1-річної хвої становлять 25%, 2-х річної – 40%.

– дія забруднення на структуру стебла схожа із впливом інших факторів. При забрудненні розміри пагонів та їх охоєння зменшуються у 2-3 рази. Кількість брахібластів зменшується в 1,6, а довжини міжвузлів 1,4 рази.

– флоєма зазнає меншого впливу забруднення атмосфери, ніж ксилема. Ширина шару деревини однорічних пагонів в зоні забруднення знижується в 1,8-2,0, кори в 1,1-1,6 рази. Реакція деревини на забруднення атмосфери однотипна у всьому стовбурі: зменшуються ширина річного кільця, кількість та радіальні розміри трахеїд.

Узагальнено результати більш як 40-річних комплексних досліджень пошкодження лісових екосистем в залежності від характеру, концентрації промислових викидів і тривалості їх дії, запропоновано діагностичні критерії для різних ступенів пошкодження токсикантами соснових насаджень.

Ця праця буде викладена в двох книгах

1 Забруднення атмосфери викидами сірко та азот утримуючих фітотоксикантів та важких металів

2 Забруднення атмосфери викидами цементних виробництв

При оформленні книги використані фотографії з архіву В. П. Ворона.

Автор висловлює подяку к.с-г.н старшому науковому співробітнику лабораторії екології лісу Мельнику Є.Є, за допомогу при підготовці та оформленню рукопису, а також всім особам, що надали допомогу при формуванні книги і дали корисні поради і пропозиції.

Дякуємо також спонсорам видання книги: державним лісогосподарським підприємствам Рівненського обласного управління лісового господарства і іншим особам, що надали допомогу у виданні книги.

Книга призначається для лісководів, екологів та працівників лісового господарства, а також викладачів і студентів сільськогосподарських і лісових вузів і факультетів.

Відгуки і конструктивні пропозиції просимо направляти за адресою:

Україна, 61024 м. Харків, вул. Пушкінська, 86. УкрНДІЛГА або по електронній пошті: 52corvus@gmail.com; voron@uriffm.org.ua

Тел. 38-057-707-80-31, +38-097-277-59-98

РОЗДІЛ 1. АЕРОТЕХНОГЕННІ ЗМІНИ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

На сучасному етапі розвитку суспільства стан і продуктивність біосфери планети в значній мірі впливають антропогенні фактори [120, 153]. Людство використовує понад 5% продукції глобального фотосинтезу, з них 80-90% річного приросту деревини в лісах планети. Антропогенне перетворення ландшафтів суші досягає 80-85% її поверхні [120, 387, 398]. В наслідок негативних змін урбосфери та зниження фотосинтезу фітоценозів Україна недоотримує щороку в 280 млн. т кисню і втрачає до 80 млн. т сухої речовини біогеоценозів [137].

У комплексі негативних антропогенних факторів особливе місце за масштабами і небезпекою впливу на довкілля посідає аеротехногенне забруднення [41, 109, 138, 151, 303, 331, 350, 371, 374, 375, 401, 405].

В останні десятиліття XX століттям масштаби погіршення стану, втрати продуктивності лісів під впливом аеротехногенного забруднення в Європі оцінюються мільйонами гектарів [389].

Незважаючи на значні зусилля щодо зниження промислових викидів проблема збереження та підвищення стійкості лісів залишається актуальною для України. Вирішення цієї проблеми можливе лише на основі глибоких знань про механізми техногенної трансформації лісових екосистем. Особливий інтерес представляють дослідження лісів у період зростання і зниження рівнів забруднення. Вони найбільш інформативні й ефективні у пізнанні механізму взаємин забруднювачів і рослинності.

Водночас діагностика дії низьких концентрацій фіто токсикантів ускладнюватися дією інших негативних факторів як природного, так і антропогенного походження. Особливо важливим є пошуки шляхів зниження збитків від техногенного впливу за допомогою різноманітних лісгосподарських заходів, розробка адекватних лісівничих стратегій і прийомів.

1.1 Аеротехногенне забруднення як загроза існуванню лісів

1.1.1 Масштаби аеротехногенного забруднення

Різке збільшення забруднення атмосфери пов'язане з ростом потужностей підприємств та появою нових екологічно несприятливих галузей, що забруднюють довкілля. Про масштаби зростання техногенного пресу можна судити по тому, що в кінці XX порівняно з початком XVIII століття споживання енергії людством збільшилося у 200 разів. У період з 1855 по 1985 рр. виробництво алюмінію, при якому в атмосферу викидається особливо небезпечний для рослин фтористий водень зросло у 895 тис. раз [260].

Величина сумарних щорічних природних і антропогенних викидів в біосферу згідно розрахунків В.С. Николаєвського [284] складає 9-16 млрд.т, схожа цифра у

А.А. Мартинюка - 4-22 млрд.т за рік. Сумарний викид промислових забруднювачів 6 млрд. в 5-7 разів перевищує граничні значення [283].

Щорічно в атмосферу планети викидається понад 50 млн. т оксидів азоту, близько 200 млн. т SO_2 , сотні тисяч і навіть мільйони тонн інших забруднювачів [117]. Техногенні викиди багатьох речовин в атмосферу в десятки разів перевищують природні при вулканізмі. Майже 100 тис. речовин, що надходять, є зовсім невластивими для біосфери.

У другій половині 1970-х років 75% загальної кількості SO_2 викидали промислові виробництва Європи. Обсяг викидів SO_2 в атмосферу у Європі у цей час складав 65,4/6,2 [287]. У США у 1970 ті роки щорічно викидалося до 30 млн. т SO_2 і до 25 млн. т оксидів азоту [454]. В 1980 році промисловістю країн Європи було викинуто в атмосферу: SO_2 – 52,76 млн. т., NO_x – 23,31 та аміаку 7,69 млн. т. Найбільше SO_2 викинула: Німеччина – 7,51, Росія (ЄЧ) – 7,32, Великобританія – 4,81, Польща – 4,1, Україна – 3,85 млн. т.; NO_x : Росія (ЄЧ) – 3,63 млн.т., Німеччина – 3,33, Великобританія – 2,65, Франція – 1,99, Італія – 1,58, Польща 1,23, Україна – 1,15 млн.т.; аміаку: Росія (ЄЧ) – 1,19 млн.т., Німеччина – 0,84, Франція – 0,81, Україна – 0,73 млн.т. в рік [465]. У розвитих країнах обсяг викидів на одного жителя щорічно збільшувався на 4-6 %, що у 3 рази перевищувало швидкість росту населення [407].

Україна, як бачимо, є одним із лідерів в Європі по обсягу викидів в атмосферу. Однією із основних причин цього була низька ефективність очисних споруд (менше 80%). При цьому якщо ефективність вловлювання пилу 93%, то газів тільки 30, а оксидів азоту 3 - 13% [295].

Після того як усихання лісів на початку 1980-х років досягло загрозливих масштабів, члени Євросоюзу прийняли рішення про зменшення обсягу викидів перш за все за рахунок технологічних міроприємств. За період з 1980 по 2004 роки викиди оксидів сірки в Європі зменшилися на 40,0 млн.т. в рік, оксидів азоту - 6,81 та аміаку 1,95 млн. т, або це складає відповідно 4,2; 1,4 та 1,3 рази [465]. Особливо суттєво зменшився обсяг викидів оксидів сірки в Німеччині - 13,4 рази, Чехії – 9,9, Франції – 6,6, Великобританії - 5,8, рази.

Позитивні зміни відбувалися і в Україні. В 2004 порівняно з 1985 роком величина викидів зменшилася в 2,9 рази. Викиди SO_2 від стаціонарних джерел знизилися в 3,3, пилу в 4,3, оксидів азоту в 3,4 рази [271-276]. Таке зменшення викидів в атмосферу зумовлене припиненням або зниженням обсягів виробництва багатьох підприємств України. Тим не менше за обсягом викидів SO_2 Україна займає 4 місце в Європі після Росії, Польщі та Іспанії [465].

Значно зросло перенесення токсикантів на великі відстані з початком будівництва надвисоких димарів. відзначає воно з одного боку, при цьому значно збільшується час перетворення і радіус розсіювання забруднювачів [527]. Внаслідок цього викиди з опадами випадають нерідко за тисячі кілометрів від джерел [415]. Зокрема сильне забруднення довкілля Південної Скандинавії є наслідком перенесення сірчистих сполук із промислових районів Центральної Європи [509]. Після переведення ТЕС США з мазуту на вугілля і збільшення висоти димарів надходження забруднювачів на територію Канади зі США зросло у 2-2,5 рази [509].

Техногенне атмосферне забруднення окремих промислових районів часто перекривається. Так в результаті такого злиття над Західною Європою у серпні 1970 року утворилася димова хмара площею до 200 тис. км²[125].

Якщо забруднювачі викидаються через низькі труби їх вміст завдяки турбулентному переміщенню зменшується, а при високих збільшується [242]. Найменше розсіюється забруднення в районах захищеного (південний берег Криму, Закарпаття) та гірсько-долинного рельєфу (Карпати). На сході та півдні України завдяки більшій провітрюваності забруднення розсіюється сильніше.

Хорошим показником переміщення повітряних потоків є енергія та результуючий вектор вітру [339]. Для Правобережної України вектор вітрової енергії має західну, а Лівобережної східну спрямованість. Тобто значний перенос забруднення до центру України можливий не тільки від західних кордонів, а й із сходу, з Донбасу, а з району Маріуполя на захід вздовж узбережжя Чорного та Азовського морів.

Рівень концентрації токсикантів в атмосферному повітрі при циклонічному типі погоди на два порядки менший чим антициклонічному. Максимум вмісту SO₂у приземному шарі атмосфери на висоті 10 м від поверхні ґрунту, а для NO_x – на висоті понад 10 м [49].

1.1.2 Роль лісів в охороні довкілля промислових районів

Ліси, синтезуючи 2/3 первинної продукції і акумулюючи в собі до 90% всієї наземної біомаси, відіграють винятково важливу роль у збереженні стійкості біосфери [120], яка особливо зростає з посиленням урбанізації. Завдяки своїм санітарно-гігієнічним, рекреаційними функціям, вони мають надзвичайне значення для забезпечення комфортних умов життєдіяльності населення [449, 453, 468, 479].

Найбільш відчутними є впливи на температуру повітря, ґрунту, вологість, швидкість вітру, рухомість повітряних мас, зниження шуму, очищення повітря від пилегазових викидів та ін. Згадані функції взаємозалежні, вивчались багатьма вченими і достатньо висвітлені в літературі [35, 44, 53, 115, 116, 135, 176, 205, 210, 211, 217, 218, 219, 224, 264, 300, 347].

В середньому 1 га лісу пропускає через листя понад 500 тис. м³ повітря. Кисне продуктивність соснових насаджень становить – від 4 до 11 т/га в рік, і дубових – від 6 до 14 т/га в рік. Внаслідок втрат фітомаси і зниження фотосинтетичної діяльності екосистеми України недоотримають щороку 280 млн. т кисню, а втрати депонування CO₂ сягають близько 150 млн. т. [137].

Ліс є добрим поглиначем забруднювачів атмосфери, тобто виконує роль "зелених фільтрів", сприяє локалізації різноманітних компонентів забруднення, а також біологічній акумуляції і знешкодженню токсикантів [38, 116, 118, 176, 401, 205, 207, 210, 216, 263, 307, 348, 363, 365, 368].

Поглиналина здатність лісової екосистеми в 10-100 разів перевершує відкриті типи ландшафтів [4, 5, 353].

Розрізняють здатність рослин акумулювати тверді пилоподібні і газоподібні викиди. Затримування пилу поверхнею асиміляційних і інших

органів і залежить від площі поглинання, а також від жорсткості чи ворсистості листя чи хвої. В другому випадку поглинаюча здатність визначається не тільки площею але й інтенсивністю асиміляції. Ефективне виконання цих функцій насадженнями можливе при поєднанні високої акумуляції та здатність детоксикації і стійкістю до забруднення [176, 205].

Деревні рослини здатні знижувати високі рівні забруднення повітря діоксидами сірки і азоту [466, 495, 519]. Згідно з [500] засвоєння оксидів сірки сосняками при концентрації SO_2 в повітрі $0,02 \text{ мг/м}^3$ може досягати 141 т/га щодобово. Агентство по охороні оточуючого середовища США приводить такі дані: якщо б 122 тис. га модельного лісу знаходилися в м. Сент-Луїс, то він міг би поглинати $80,5 \text{ млн. тонн}$ оксиду сірки в рік.

При концентрації SO_2 $0,06 \text{ мг/м}^3$, 1 га середньовікового ялиника може поглинути $13\text{-}14 \text{ кг}$ сірки в рік. Сумарне поглинання сірки 1 га ялинового насадження (осідання на надземних частинах, поглинання ґрунтом, сорбція асиміляційним апаратом) складає приблизно 150 кг/га в рік, що в 3 рази більше ніж у листяних насадженнях або безлісних ділянках.

Ю.З. Кулагін [205] прийнявши, що одне дерево з масою листя 10 і чагарник – 3 кг , накопичують за період вегетації SO_2 : тополя бальзамічна – до 180 г , ясен зелений – 170 , в'яз гладкий – 120 , липа сердцелиста – 100 , береза пухнаста – 90 , клен гостролистий – 20 , дерен білий – 45 , бузок звичайна – 20 , акація жовта – 18 , жимолость татарська – 17 , барбарис звичайний – 12 г .

У лісовій зоні внаслідок вимивання опадами, рослини нагромаджують фтор менше ніж у степу [176]. Чагарникові і трав'янисті рослини під наметом накопичують менше токсикантів, ніж деревостан. Найбільше нагромадження забруднювачів у деревостані у верхній частині дерева і швидко зменшується до низу крони [176]. При сильній загазованості (до $6\text{-}9 \text{ мг/м}^3 \text{ SO}_2$) в кінці вегетації тополя бальзамічна, ясен зелений нагромаджують у листках до $0,54\text{-}0,98\%$ сірки, а при слабкій загазованості ($0,004\text{-}0,160 \text{ мг/м}^3 \text{ SO}_2$) лише $0,10\text{-}0,11\%$ [205]. При збільшенні вологості повітря з 60 до 90% фтористих сполук акумулюється в $3\text{-}4$ рази більше [477]. За даними S. Sidhu [522], найбільше акумулюють фтор широколистяні деревні породи, чагарники і трави.

Ю.З. Кулагін [207] відзначає, що 1 га соснового деревостану здатний за рік поглинути до 26 кг , а 1 га листяного – до 72 кг двоокису сірки. В лісостепу України 1 га зелених насаджень здатний без помітної шкоди для себе поглинути з повітря 400 кг сірчистого газу, 100 хлоридів і $20\text{-}25 \text{ кг}$ фторидів. Межа потенційної поглинальної здатності фітотоксичних газів в цій зоні складає $0,7\text{-}1,0 \text{ т/га}$ [176]. За іншими оцінками газопоглинаюча здатність лісостанів досягає 10 т/га на рік, у т.ч. числі $1,2\text{-}1,5 \text{ т/га}$ сірки.

У повітрі безлісних ділянок вміст SO_2 в $2\text{-}10$ разів більший ніж в лісі. Між лісистістю і середньою річною концентрацією SO_2 у повітрі встановлено тісний зв'язок [369]. При лісистості 5% середня річна концентрація SO_2 може складати $1,105 \text{ мг/м}^3$, а при 65% знижується до $0,018 \text{ мг/м}^3$.

Рівень осідання пилу залежить від погодних умов, розмірів часток пилу і різко зменшується із віддалення від джерела викиду. У радіусі $0,5\text{-}2,0 \text{ км}$ від цементних підприємств щорічне осідання пилу досягає $8\text{-}16 \text{ т/га}$ [108]. На

відстані 500 м від заводу на деревах осідало у 5–10 разів менше пилу, ніж на 20 м [176]. Найбільше осідання його під кронами дерев у радіусі 0,8–1,5 м. навколо стовбура дерева [118]. Запиленість листя змінюється у часі, залежить від опадів, вітрового режиму та пори року [35, 36].

Швидкість осідання забруднювачів залежить від швидкості вітру. Мінімальна вона при швидкості вітру 3 м/сек. – 0,1 до 0,3 см/сек і максимальна – при 9 м/сек – 2,9 см/сек [444]. Частки пилу розміром > 10 мкм швидко осідають. Частки розміром біля 1 мкм зберігаються в атмосфері біля 5 діб, а дрібніші частки понад 3–4 тижні [2].

На відкритій площадці цементного заводу у безхмарні дні осідало на добу – $1,4 \text{ г/м}^2$ пилу, при короткочасних опадах 1,7, а при суцільній хмарності і тривалих опадах 6 г/м^2 пилу. В той же час під кронами дерев 15-літніх дерев при короткочасних опадах осідало 5,4, а при суцільній хмарності і тривалих опадах 39 г/м^2 . У безхмарні дні на листі тополі білої затримувалося – 12,8, клена ясенелистого – $8,3 \text{ г/м}^2$. У дні з короткочасними опадами на листі затримувалося відповідно 18,6; 14,7; 5,1, а після дощу залишилося від 0,9 до $2,1 \text{ г/м}^2$ пилу. Дощова вода не цілком змиває осілий на листках пил, розчиняє солі і сприяє проникненню їх у внутрішні тканини [176].

Інтенсивність седиментації пилу залежить від морфологічних та фізіологічних властивостей деревних видів [35, 36]. В умовах металургійного підприємства найбільша запиленість листя була у *Aesculus hippocastanum* L. – $13,4 \text{ г/м}^2$, *Quercus robur* L. – 9,4, дещо менша у *Tilia cordata* Mill. – 5,4, *Acer platanoides* L. – 4,5, *Robinia pseudoacacia* L. – $4,4 \text{ г/м}^2$. При цьому загальна кількість пилу, що затримується рослинами досягала 18 т/га. Згідно запиленість маслинки вузьколистої – $4,07 \text{ г/м}^2$; жостір проносний – 3,13; кизильник – 2,82; бузок звичайний – 2,32; в'яз дрібнолистий – 1,33; верба ламка – 0,53; береза – 0,28; тополя канадська – $0,20 \text{ г/м}^2$. В'яз, що має шорстке листя, збирає пилу в 6 разів більше, ніж гладколиста тополя. Значно більшу запиленість листя (від 6 до 140 г/м^2) відмічено В.П.Вороном на цементному виробництві у Прикарпатті.

При високій вологості повітря і великій кількості опадів та при високому рівні седиментації у деревних видів із клейкою гофрованою або ворсистою поверхнею листя утворюється цементна кірка [429]. Товщина її поступово збільшується і досягає максимуму перед листопадом.

Згідно В.П. Бессонової [35], затримуюча здатність хвойних порід щодо металоносного пилу завдяки специфіки архітекtonіки крон, значно вища ніж листяних, особливо у безлистяний період. Згідно L.S.Dochinger [434] листяні насадження здатні затримувати й осаджувати до 27–30% пилу, а хвойні 38–42%. Найбільше накопичується пилу на хвої внутрішньої частини крони [354]. Одне доросле дерево ясена зеленого затримує за вегетаційний період – 70 кг пилу, верби білої – 38, клена гостролистого – 28, в'яза шершавого – 23 кг.

Оскільки пил, який осідає на листках і пагонах обпадає при коливанні гілок, здувається вітром або змивається опадами [168], необґрунтованою є оцінка сумарної пилезатримуючої здатності рослин лише за запиленістю листя. Ця здатність може бути оцінена як різниця величини осідання пилу на земну поверхню під кронами дерев і відкритими ділянками.

Сумарна кількість пилу, що осаджуються на 1 га зелених насаджень поблизу цементного заводу, за розрахунками Г.М. Ілька [168], становить у лісостепу 20 т. Потенційно вона може бути збільшена до 60–80 т.

Згідно зі Г.Штуббе [401], ялинові лісостани щорічно можуть затримати 32 т/га пилу, соснові – 36, дубові – 56, букові – 63 т/га. Подібні результати отримані М. Табашом [365]: 1 га хвойного лісу затримує від 32 до 36 т пилу. За іншими авторами, зелені насадження в середньому за вегетаційний період можуть осадити до 40 – 60 т пилу [349]. В повітрі індустріальних міст міститься 100-500 тис. часток пилу/ м³, а у лісі їх в 1000 разів менше. За підрахунками С.А. Генсірука і М.В., 1 га насаджень затримує 50-70 т пилу на рік, зменшуючи його концентрацію на 30-40%. Ялинове насадження здатне затримувати до 30 т/га пилу в рік, соснове – 37 і дубове – 54 т/га в рік.

У листі залишається частина токсикантів. Решта перерозподіляються по інших органах, вимивається з листя опадами, виділяється в повітря. Частка токсикантів, що відтікають із листя в інші органи, коливається протягом вегетаційного періоду. Так у травні з листя вимивалося дощем від 24 до 40% , у липні – 10-33 і восени – 10-15% накопиченої сірки [168]. Сіркоутримуючі фітотоксиканти виділяється із рослин в атмосферу у вигляді SO₂, H₂S і CS₂.

Поглинання свинцю рослинами з волосистим листям біля автодоріг у 10 разів більше, ніж із гладким, а швидкість осідання свинцю на траву в 4 рази більше, ніж на голий ґрунт [490]. Під наметом лісу акумулюється у 2 рази більше свинцю, чим під трав'янистою рослинністю.

1.1.3 Масштаби пошкодження лісів

Аналіз стану лісів у районах аеротехногенного забруднення свідчить, що можливості зелених насаджень як фітомеліорантів забрудненого середовища є обмежені, оскільки зростаючий техногенний вплив не проходить безслідно для розвитку лісів [165]. На початку 1990-х років до 50% лісів у Центральній Європі було пошкоджено аеротехногенним забрудненням атмосфери. У ФРН було пошкоджено майже 2,5 млн. га (64% усіх лісів) в т.ч. усохло 64 тис. га Особливо сильно постраждали хвойні: 41% усіх ялинових, 43% соснових і понад 70% ялицевих лісів [501]. У ПНР ушкоджено 654 тис. га [421], у ЧССР – 692 тис. га [108, 505] в Австрії – 200 тис. га лісів [436].

В Польщі за період з 1975 по 1983 рр. при зростанні обсягу викидів в 1,6 , площа пошкодження лісів збільшилася в 1,8 рази [421]. В Австрії незважаючи на зниження емісій фітотоксикантів в кінці 1990-х років, забруднення залишається однією із основних загроз існування лісів [524].

По інших країнах відсутня інформація про масштаби аеротехногенного пошкодження лісів. Однак описані випадки висихання лісів у зоні окремих підприємств. Так, Д.Р. Маккленахен [236] описує деградацію лісів у долині р. Коппер у східній частині США (штат Теннессі), де в результаті дії викидів великого сталеливарного виробництва 2800 га лісів перетворилися на «промислово пустелю», а на 6900 га ростуть тільки злаки і різнотрав'я.

У різні періоди в літературі вказувалося на пошкодження лісів викидами заводів кольорової і чорної металургії в Північній Америці (у США - р. Дактаун штату Теннесі, р. Вава штату Онтаріо, р. Колумбія-фоллз штату Монтана, р. Франклін-Парк штату Вашингтон; у Канаді - р. Садбері) і Європі (алюмінієві комбінати в Норвегії, Австрії, Угорщині; металургійні заводи в Швеції; у Німеччині (Рудні гори, Дюбенер Хайде) і ін. [108, 353]. Радіус пошкодження може досягати десятків кілометрів від джерела забруднення. Так, в районі нафтопереробного заводу Братіслави пошкодження лісів реєструються на відстані 50-70 км від джерела [515].

Доволі складною ситуація була в колишньому СРСР. Випадки всихання лісів у зонах промислового забруднення і колосальні збитки, викликані ними «не підлягали розголосу», а свідомо дезінформація про стан довкілля стала одним із методів захисту недбалості й некомпетентності адміністрації промпідприємств. Так гостре пошкодження лісів в районі Рівненського ВО „Азоту” у 1979 році (майже 500 га) було повністю замовчено.

Перше узагальнення масштабів пошкодження лісів в СРСР зроблено Є.Г. Мозолевою та О.А. Катаєвим [260]. Вказувалося, що в кінці 1980-х років особливо сильне пошкодження лісів спостерігалось в зонах підприємств кольорової металургії в Мурманській, Іркутській обл. і в Красноярському краї. Навколо Норільського гірничо-металургійного комбінату ушкоджені ліси простягаються на південь і південний схід на відстань до 140 км від Норильська. Загальна площа деградації лісів складала 545 тис.га, у т. ч. сильно ушкоджених 169 тис. га [252, 260].

На Кольському півострові розташовані два осередку деградації лісів [202, 389, 409], що пов'язані з комбінатами «Северонікель» і «Печенганікель». За станом на 1986 р., навколо комбінату «Северонікель» (м. Мончегорск) ліси загинули на 3,7 тис. га й сильно ушкоджені на 10,3 тис. га. Площа загиблих лісів навколо комбінату «Печенганікель» в 1988 р. сягала 2,9 тис. га. [260]. Однак згідно з даними супутникової зйомки, у районі комбінату "Печенганікель" зона повної деградації становила 760 км², сильного пошкодження - 2000, середнього й слабого ушкодження - 1900 км². Незважаючи на зменшення обсягу викидів і на початку 21 століття загальна площа пошкоджених лісів на Кольському півострові становила 700 тис. га [389].

Особливо небезпечними для лісів виробництва алюмінію, які викидають надзвичайно фітотоксичні фториди [29, 170, 256, 257, 296, 332, 334, 356].

Однією із гарячих точок у колишньому СРСР був район м.Братська, де викидами алюмінієвого заводу й ТЕЦ пошкоджувалися ліси на площі понад 130 в т.ч. всихання 81 тис. га [356]. Всихання лісів спостерігається і навколо Іркутського алюмінієвого заводу [29, 170, 260, 334, 335]. Ще більше загострилася ситуація після пуску виробництва алюмінію у м. Тайшеті [256].

Загальна площа пошкодження лісів Іркутського промвузла протягом 90-х років збільшилася майже вдвічі і перевищує 130, у т.ч. сильно пошкоджених – 12 тис.га [170, 255]. Викиди Байкальського целюлозно-паперового комбінату пошкодили ліси на площі 70 тис.га [106]. Іншою зоною пошкодження лісів є

Улан-Удейський промвузол, де радіус пошкодження сосняків досягає 60 в т.ч. сильного 15 км [19].

В цілому площа пошкодження лісів Байкальської природної території досягає близько 5 млн га в т.ч. сильного 640 тис. га. Здорові деревостани, знаходяться на віддалі 150-200 км від промцентрів. Зниження викидів не поліпшило стан цих лісів [170, 255, 256].

Дещо меншим є пошкодження лісів викидами підприємств кольорової металургії на Уралі в районі Ревдинського [252, 298], Красноуральського [66, 252], Карабаського [51], Середньоуральського комбінатів [316].

Всихання лісів в районі комбінату «Магнезит» в Челябінській обл. було виявлено ще у 1960-ті роки Ю.З.Кулагіним [205]. В середині 1980-х площа пошкодження лісів складала 50 в т.ч. усихання 10,4 тис.га [260, 357, 360].

На початку 1990-х років загальна площа уражених промвикидами лісів Росії, досягала 1 млн. га, в тому числі повного й сильного ушкодження 100 тис. га. Найбільше аеротехногенне всихання лісів відмічалася у 1977, 1978, 1980, 1984 і 1986 рр. (64–156 тис. га на рік). Після зменшення промвикидів 1989-2000 рр. площа всихання лісів знизилася до 20 тис. га на рік, або 5.7 % від загального усихання насаджень. В той же час пошкодження лісів на Уралі та поблизу міст Норильська, Мончегорська, Братська, відмічається і сьогодні [389].

В умовах нафтохімічного забруднення Уфимського промцентру в [393] стан деревостанів модрина характеризується як ослаблений, сосни – як сильно ослаблений. Унаслідок аеротехногенного забруднення погіршується стан передгірних лісів Північно-Західного Кавказу [69], а також у зоні Нижньокамського промкомплексу [266].

Значно менші за площею осередки пошкодження лісів викидами теплових електростанцій, виробництв мінеральних добрив, нафтопереробної, целюлозно-паперової й хімічної промисловості відмічалися у кінці 1980-х років на Україні, у Башкортостані, Казахстані, Литві, Білорусі [260]. Так емісіями ПО «Азот» у м. Іонава (Литва) було пошкоджено 7 тис.га лісів, у т.ч. повністю загинуло 730 га. На околицях Рівне від викидів подібного виробництва були гостро пошкоджені хвойні ліси на площі 500 га. У подальшому масштаби пошкодження суттєво зросли [88, 179].

1.2 Аеротехногенні викиди як причина забруднення опадів

Атмосфера - це дисперсна система, що складається із повітря та завислих у ньому твердих частинок та крапель. Повітря представляє собою складну суміш газів, які можна розділити на три групи:

1. Стійкі - азот, кисень, аргон та інші;
2. Нестійкі - вуглекислий газ, метан, водень та інші;
3. Гази, що сильно змінюються – оксиди сірки та азоту, аміак та інші.

До останньої групи відносяться більшість газів, що надходять в атмосферу внаслідок техногенного забруднення. Вони, не дивлячись на відносно невисокий відсоток, можуть суттєво впливати на фізико-хімічний

стан атмосфери. З іншого боку, саме завдяки процесам кругообігу води та речовин техногенні забруднювачі виносяться із атмосфери.

Забруднювачі, що надійшли в атмосферу, одночасно із просторовим переміщенням піддаються інтенсивному надзвичайно різноманітному перетворенню. Це газофазні реакції молекулярного та радикального типу, гетерогенні реакції на поверхні аерозольних частинок та реакції в рідинно-крапельній фазі хмар та туманів [33, 59, 172, 186, 309, 310, 340, 345, 385].

Опади промивають шар атмосфери між хмарами та поверхнею землі. Краплею, що падає, поглинаються нові молекули газу та аерозолі.

Сухе надходження полютантів на підстилаючу поверхню відбувається під дією сил гравітації, а також турбулентної дифузії, при цьому внаслідок тертя рух повітря стає нерівномірним і молекули газів при контакті з підстилаючою поверхнею поглинаються нею [33, 172, 340, 385].

Для аерозолів менше 0,01 мкм механізм седиментації частинок аналогічний поглинанню газів і відбувається головним чином внаслідок турбулентної дифузії, оскільки гравітаційна дія не значна. При розмірі частинок більше 10 мкм, гравітаційна седиментація стає визначальним [33, 172, 309, 385] фактором седиментації. Для частинок розміром від 0,01 до 10 мкм гравітація не ефективна. При цьому збільшується час перебування аерозолів і вони переносяться на тисячі кілометрів [33, 172, 173, 385].

Хімічний склад опадів формується не лише в ході розчинення аерозолів і газів при утворенні хмар, але й при проходженні підхмарного шару. З іншого боку сніговий покрив, що лежить на земній поверхні, акумулює речовини, що надходять на земну поверхню.

Через постійну присутність в атмосфері вуглекислоти та інших газів та дисоціацію води баланс кислотності опадів зсунутий в кислий бік. Тому, якщо в класичній хімії розчин з $\text{pH}=7,0$ вважається нейтральним, то в хімії атмосфери нормальним є кислотність опадів з $\text{pH}=5,6$ [172, 385].

Опади з pH меншими 5,6 вважаються кислими, більшими - лужними. Речовини, константи дисоціації яких вище у вуглекислоти підкислюють опади, нижче - підлужовують. Кислотним називається процес переносу речовин із атмосфери на земну поверхню зі зростанням на останній вмісту іонів H^+ , лужним – OH^- [385].

Перші масштабні дослідження опадів Європейської території ЄСРП проведені в 1958-1962 роки на 14 метеорологічних станціях [150].

Визначені основні тенденції зміни вмісту іонів в опадах. Найменший їх вміст в опадах був на півночі та північному заході ЄТС. Концентрації іонів зростали з просуванням на південь. Нажаль, в Україні дослідження велися всього на одній станції, та й ту взято не зовсім вдало - всього в 5 км від Києва. Через це можна говорити лише про те, що рівень техногенного забруднення вже в той час був досить високий. Так максимальна концентрація SO_4^{2-} досягала 48,2 мг/л, HCO_3^- - 37,8 мг/л.

Завдяки присутності у повітрі хімічно активних газів природнього походження з високою реакційною здатністю (оксидів вуглецю, сірки та азоту, аміаку та інших) нормальною є pH опадів 5,6, хоча у класичній хімії

нейтральним вважається $pH=7$ [385]. Речовини, у яких константи дисоціації є вищими ніж у вуглекислоти, підкислюють опади, нижчими – підлужують. Більшість забруднювачів, що викидаються в атмосферу промисловістю і транспортом, належать до газів з високою реакційною здатністю.

Забруднювачі в атмосфері піддаються інтенсивним складним газофазним реакціям фізико-хімічного перетворення молекулярного та радикального типів, гетерогенним реакціям на поверхні аерозолей та реакції в рідинно-крапельній фазі хмар і туманів [59, 171, 328, 385]. Так, лише газофазних реакцій з оксидами азоту нараховується понад 20.

Підкислення опадів обумовлене переважно оксидами сірки й азоту, а також продукти їх перетворення, які зберігаються в атмосфері протягом декількох діб. Приблизно 5% сірчистого ангідриду в атмосфері окислюється до сірчаного ангідриду (SO_3) і, вступаючи в реакцію з парами води, утворюють сірчану кислоту, що і є основною причиною підкислення опадів. За цей час вони можуть бути перенесені з повітряними потоками на сотні, а іноді і тисячі кілометрів від джерел викидів, і проблема забруднення атмосфери набуває регіонального характеру.

В Скандинавії 75% сірки, що випадають з опадами приносяться з Великобританії і Центральної Європи [435]. Тільки в Швеції щорічно випадає з атмосфери понад 1 тис. т SO_2 , половина яких надходить із-за меж країни [443]. На території Канади понад 50, а в окремих районах (наприклад, провінція Онтаріо) до 80% сульфатів і нітратів приносяться зі США [520]. Для збереження лісів на водозборі Онтаріо необхідно знизити надходження сульфатів на 10-74% [545].

У Канаді кислотність дощів приблизно на 70% обумовлюється сульфатами й меншою мірою нітратами [526]. Підкисленню опадів сприяють також окисли вуглецю, фтору, хлору й інші кислі гази. Для східної частини США 65% «кислих опадів» обумовлено присутністю H_2SO_4 , 30% – HNO_3 і 5% – HCl [414].

Нині у світі існують два великі регіони : на північному сході США, та у Центральній і Північній Європі з хронічними кислими атмосферними осіданнями, де середнє зважене pH атмосферних опадів становить 4,1-4,4, що прирівнюється до слабких розчинів кислот [488]. У деяких районах, наприклад, у Нідерландах, зареєстровані опади з pH 3,8. Критичним для вод озер у Північній Америці є pH опадів 4,6, для ґрунтів – 4,0-5,5 [451]. На сході США і півночі провінції Онтаріо (Канада) pH опадів нерідко становить 4,0-4,5, а в окремих районах США, наприклад, у Нью-Йорку, випадають дощі з pH до 3,9 [454, 516].

За період з 1955 по 1975 р. концентрація сульфатів у повітрі Північної Європи зростала на 2- 4% на рік. На початку 1990-тих років у скандинавських країнах 82 % лісів піддавалися критичним кислотним навантаженням [531]. На ЄЧ Росії у 1999 р. критичні навантаження сірки були на площі 10, азоту – понад 3 млн га. У кінці 1990-х років у Високих Татрах, надходження кислих поллютантів перевищувало критичний рівень для хвойних [523].

Особливо висока кислотність опадів відмічається поблизу металургійних комбінатів, де рН нижче 3,0 [141].

Ще у 1909-1910 р. відмічалось, що навколо таких промислових міст як С.-Петербург та Маріуполь вміст сульфатів в опадах у 7 раз перевищував фон (відповідно 14 і 2 мг/л), а у ґрунт їх надходило 67 кг/га в рік [150]. У 60-ті роки у ґрунт з опадами на європейській частині СРСР, надходило в середньому 10-12 кг/га на рік сполук сірки, у тому числі в Україні – 16 кг/га [150]. За період з 60-х по 80-ті роки випадання сірки тут зросла у 2-3 рази і в промислових районах досягала 150 кг/га рік [150, 265]. В 1990-1994 роки вміст сульфатів в опадах на території України коливався в межах 13,41-14,56, а в другій половині 1990-х і на початку 2000-х знизився до 6,92- 7,93 мг/л [277]. Не зважаючи на зниження загального обсягу викидів в атмосферу згідно обсяг сірки, що надходить у ґрунти України з опадами може досягати 168 кг/га.

Високий вміст атмосферних забруднювачів у сніжному покриві реєструються навколо великих міст і промислових центрів у радіусі до 200 і більше км (Москва, Санкт-Петербург, Донбас і ін.). Площі забруднення снігу навколо міст до 30 раз можуть перевищувати їх площу [287].

Підкислення опадів у західних областях ЄТС в 1980-ті роки було викликано трансграничним переносом забруднювачів із Центральної Європи, рН опадів уздовж західного кордону СРСР становило 4,4-4,7 [171].

Підлугування опадів спричиняють різноманітні сполуки. Так, лужність викидів у зоні виробництв міндобриб обумовлена присутністю аміаку [15, 81, 84, 390]; у районі магнезитового та цементного виробництв – оксидами лужних та лужно-земельних металів [14, 81, 84, 205, 253, 360, 525]. Так у техногенній зоні Балаклійського цементного комбінату [98] спостерігається підлугування снігу до аномальних значень – рН = 9-11. Поблизу ТЕС, за рахунок емітованого попелу, також відбувається незначне підлугування опадів [161, 281].

При забрудненні викидами цементних, сланце-видобувних виробництв вміст Са, Mg, К, Na в опадах збільшується на 0,5-2 порядки; у 1,5-30 разів Zn, Cu, Fe, Mn, а рН опадів може досягати 10-11 [14, 81, 98, 133, 253].

Суперечливими є дані про сезонні коливання складу опадів. Так, на більшу мінералізацію опадів узимку вказують - А.А. Матвеев, О.И. Башмакова [248], А.В. Дончева [144], влітку-А.А. Колодяжна [192]. У зоні виробництв целюлози диметилсульфід зимою адсорбується снігом і утримується до весни, а під час танення снігу відбувається його залповий викид в атмосферу [106].

У районах виробництв із спалюванням палива, кольорової та чорної металургії, випалу цементу, виробництва добрив – в опадах зростає вміст важких металів [54, 131, 133]. Носієм основної маси ВМ в атмосфері є аерозолі пилу. Частки > 10 мкм швидко осідають. До 80-90% ВМ в аерозолях пов'язані з частками розміром біля 1 мкм. Час перебування таких часток в атмосфері біля 5 діб, а більш дрібні частки зберігаються понад 3-4 тижні [2].

Аеротехногенне надходження ВМ часто перевищує природні потоки. У фонових районах з атмосферними опадами на земну поверхню надходить 1,3-7,0 кг/км²Pb, 0,3-1,0 кг/км²As, 0,04-0,3 кг/км²Cd і Hg в рік [328].

Надходження забруднювачів з повітря в лісові екосистеми – складний процес. Сухе надходження поллютантів на земну поверхню можливе при гравітації(седиментація), а також турбулентній дифузії, коли молекули газів контактують з поверхнею та поглинаються нею [173, 385].

Вилучення поллютантів з атмосфери здійснюється також опадами, що є сорбентами різноманітних хімічних сполук. Оскільки хімічний склад снігу формується внаслідок: 1) розчинення аерозолів і газів під час конденсації водяного пару при утворенні хмар; 2) вимивання опадами аерозолів і газів із підхмарного шару; 3) зміни складу снігового покриву в результаті седиментації забруднювачів він дозволяє оцінити загальний потік поллютантів у природні екосистеми [14, 81, 83, 98, 131, 144, 162, 186, 353, 380, 409, 411].

Важливим механізмом саморегуляції є перерозподіл наметом лісу надходження поллютантів з опадами на поверхню ґрунту. Так сосняки у північній Карелії вимивають із кислих опадів нітрати, нітрокарбонати, Fe [397]. У підкронових і стікаючих по стовбуру водах переважають Zn, FeMn. Вміст Cd, Pb, Cu вищими у 1,5рази у водах під кронами й у 3 рази – біля стовбурів дерев. Вміст Zn у стокових водах збільшується у 4 рази.

Вітер приносить значну кількість техногенного азоту у Скелясті гори в Колорадо (США), що істотно змінює його цикл у лісі [535]. При цьому лісовий намет поглинає майже 90 % амонію і 70 - 80 нітратів у сухих і вологих опадах. Величина поглинання N лісовим наметом становить~2 і 3 кг/га, що сягає 10-15% від потреби для росту.

На Кольському півострові в техногенній зоні комбінату „Сєверонікель" у міжкронових та підкронових випаданнях у рідколіссях та пустощах значно більший вміст сполук Ni, Cu та SO₄ порівняно з високоповнотими ялиновими і сосновими лісами та фоном. При цьому у техногенній зоні збільшуються вміст і частка нерозчинних форм Ni та Cu. Японським дослідником М.Чівою [424] встановлено, що вміст нітратів і сульфатів у пристовбурному стоці опадів та на хвої *Pinus densiflora* зростає у міру наближення до міста. Кислотність опадів частково нейтралізується за рахунок вимивання з намету іонів K, Ca², Mg²

1.3. Аеротехногенні зміни у трофотопі

1.3.1 Лісова підстилка

Лісова підстилка є потужним біогеохімічним бар'єром на шляху міграції забруднювачів у ґрунт. Вона завдяки високій буферності, яка на порядок вища ніж у верхніх горизонтах ґрунту, затримує і трансформує забруднювачі [196, 379]. При надходженні з опадами до 100 кг/га сірки підстилка абсорбує її 1/3 [144]. За оцінкою Копчик, Силаєвої [196] відсоток поглинання досягає 79% кислотних забруднювачів, в т.ч. за рахунок катіонно-обмінних реакцій 29-42%, розчинних - 24-55 і нерозчинних органічних речовин –16-34%.

Якщо порівнювати вміст забруднювачів в листі, трав'яному покриві, підстилці та ґрунті в зоні апатитового виробництва у Фінляндії, то найвищий він у підстилці та гумусі [475].

Особливо значне накоплення у підстилках важких металів характерне для районів підприємств чорної та кольорової металургії [113, 126, 281, 379, 473]. Так якщо в радіусі 25 км комбінату “Печенганікель” випадання сірки в 25, а нікелю та міді в 150, то їх вміст в підстилці на два порядки вище фону [195].

Дещо менший рівень акумуляції ВМ в підстилках в районах ТЕС. В сосняках біля Луганської та Зміївської ТЕС підвищується вміст Cr, Cd, Ni, Co у 2 – 6 разів [161, 323]. У зоні азотно-тукових виробництв [14, 58, 132, 320] у підстилках зростає вміст рухомих форм P і K, NO_3^- , NH_4^+ , а також в десятки разів таких ВМ як Sr, La, Ce, Ni і V. Значні кількості Ca, Mg, K, Na, S, а також ВМ - Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni накопичуються в підстилці в районі цементних комбінатів [14, 323].

Максимальне нагромадження сірки відзначене у напіврозкладеному шарі підстилки [377], мінімальне – у верхньому.

Однак в результаті значного накоплення забруднювачів у підстилках порушується інтенсивність біокругообігу в ланці деревостан-підстилка-грунт. Ці порушення відбуваються вже при надходженні опадів. Оскільки одним із головних симптомів пошкодження деревостанів є передчасна дефоліація хвої, осипання шишок, обламування сухих гілок тощо в опаді збільшується частка хвої і сухих гілок.

При забрудненні довкілля викидами цинкоплавильного виробництва не дивлячись на скорочення в 1,92 рази маси опадів товщина підстилки зросла в 2,1 рази. Тісну залежність між запасом підстилки і вмістом Cd, Pb, Zn та Cu виявлено Е. Л. Воробейчик [70]. Рівень забруднення, при якому збільшується потужність підстилки, зростає від акумулятивних до елювіальних ландшафтів Е. Л. Воробейчик [70].

В сосново-дубово-буковому насадженні поблизу алюмінієвого заводу в Словачії не тільки в 5,8 рази зростає запас, але змінюється тип підстилки - від модермулевої до модергумусової. Схоже аномальне накопичення підстилки відмічено при забрудненні викидами чорної металургії [391]. Відзначається 2-4-кратне збільшення потужності підстилки біля підприємств кольорової металургії [70, 71, 539].

Основною причиною зростання запасів підстилки в умовах аеротехногенезу є гальмування процесів мінералізації детриту [376].

Багато авторів як показник аеротехногенного гальмування розкладу підстилки використовують інтенсивність розкладу целюлози. Гальмування розкладу як целюлози на більш як 3 роки встановлено при техногенному забрудненні важкими металами [70, 72, 133]. Однак часто відмічається відсутність залежності між швидкістю розкладу целюлози і підстилки [133, 474]. Це пояснюється тим, що целюлоза є не домінуюча органічна складова підстилки. Так вміст целюлози в підстилці в ялиновому насадженні 6,8 – 12,8% в той час лігніну 48-52% [392].

Внаслідок забруднення змінюється ферментативна активність, чисельність та співвідношення основних груп мікроорганізмів в лісовій підстилці [362]. У результаті елімінації сапрофагів, мезофауни, активність целюлозоруйнівних мікроорганізмів знижується в кілька разів [71]. Процес

розкладу іде повільно й неглибоко, переважно за рахунок *Penicillium* у *Trichoderma* [394]. Кислі забруднювачі знижують чисельність міксоміцетів і активізації спорових бактерій та фітотоксичних гриби, а після дії лужних домінують синьо-зелені і пригнічуються зелені водорості [182].

Відзначається зниження розповсюдження дощових хробаків і інших ґрунтових сапрофагів, ксилотрофних базидіоміцетів [70-74].

Зміни активності ґрунтів та підстилки не завжди однозначні [159]. В зоні поліефірного виробництва в ґрунтах ялинників зростає сумарна біомаса мікробного комплексу Єфремовим А.Л [159]. Біомаса бактерій при цьому значно нижча чим грибів. В техногенній зоні цього виробництва в підстилках та в дерново- підзолистих супісчаних ґрунтах гальмуються активність поліфенолоксидази, протеази, уреази, каталази і навпаки дещо стимулюють активність інвертази і фосфатази, що прискорює розклад фосфорорганічних та полісахаридних сполук.

Найбільш чутливі до забруднювачів - бактерії, найбільш стійкі - гриби. Поряд з цим зростає активність гідролітичних і окисно-відновних ензимів, а також швидкість мінералізації клітковини [250].

1.3.2 Ґрунт

Нагромадження у ґрунті токсикантів і продуктів їхньої взаємодії з мінеральними й органічними компонентами змінюють його фізико-хімічні властивості [132, 194, 214, 228, 247, 396, 503]. В залежності від забруднення, властивостей самого ґрунту, характер його змін може бути різним.

Поблизу підприємств, що забруднюють довкілля тривалий час фторидами [176] вміст фтору підвищується при зростанні в ній глинистих і колоїдних частинок. У верхньому (0–5 см) шарі важких ґрунті його вміст досягає 450 - 530 мг/ кг ґрунту, а в грубозернистих пісках - 300–400 мг/кг. В той же час завдяки високій водопроникності піску фтор більш інтенсивно вимивається в нижні горизонти. Вміст фтору на глибині 40–50 см в 4-5 раз вищий ніж на суглинистих ґрунтах. Фтористий натрій затримується в ґрунті сильніше ніж фтористий водень. Внаслідок вимивання до 40% валового вмісту калію і натрію відбуваються помітні зміни в структурі і водостійкості ґрунтів. Так водопроникність чорноземів зменшилася в 2, сірого лісового ґрунту – у 3, а дерново-підзолистого – у 4 рази. Характерно, що на території підприємства зі слабким трав'яним покривом ґрунт цілком втрачає структурність. В той же час як під лісовою підстилкою, навіть при нагромадженні в 1,5–2 рази більше фторидів, ґрунт зберігає свою структуру.

Надходження кислих забруднювачів спричиняє зростання кислотності та вмісту обмінного алюмінію до токсичного рівня [191, 228], вимивання Са, К, Mg з верхніх горизонтів [213, 214, 328, 448, 458, 477, 530] і винесення вниз по профілю елементів живлення [214, 317], порушення співвідношення елементів живлення [132, 178] і дефіциту поживних речовин [178, 213, 214, 432, 442, 461], деградації та зниження буферної ємності ґрунтів [132, 194, 448].

Надходження з атмосфери кислотоутворюючих сполук в районі комбінату "Печенганикель" на Кольському півострові посилює природні процеси підкислення верхніх горизонтів ґрунтів у радіусі 30-40 км від нього [195, 228].

Фітотоксичну дію алюмінію встановлено переважно в лабораторних і лише частково польових [433]експериментах. Моніторинг лісів Європи не виявив зв'язки між їхнім станом і підкисленням ґрунтів, вмістом у них алюмінію й відношенням Ca/Al [491]. Однак у лісах Чехії відмічено тісний зв'язок між станом деревостанів і співвідношенням суми Ca , Mg , K до Al у розчинах підстилок [491].

Підвищення концентрації водню в "кислих дощах" знижує участь лужних катіонів ґрунтово-вбирного комплексу гумусового горизонту в ґрунтоутворенні. Підвищується рухомість обмінного калію, а також переміщення магнію, який мігрує до материнської породи. Найбільшою мірою з ґрунту вимивається кальцій, його втрата сягає 13,45 кг/ га. Втрати обмінних основ є результатом їх заміщення алюмінієм і важкими металами у ґрунтовому поглинальному комплексі. При цьому поблизу комбінату "Печенганикель" на Кольському півострові вміст обмінного калію в підстилці знижується, а частка обмінних форм нікелю й міді досягає чверті ємності катіонного обміну [195].

Дефіцит Ca та Mg у ґрунті розглядається як можлива причина всихання лісів у Західній Європі [517]. Основним критерієм оцінки критичних навантажень в Європі [413] є критичний зсув pH ґрунтів. Вже 5%-е перевищення критичного навантаження за кислотністю є відчутнім для лісів. Найнижчі рівні критичних навантажень характерні для хвойних лісів.

Викликані техногенним підкисленням зміни хімічних властивостей ґрунтів визначені в останні десятиліття на значних площах у багатьох районах Північної й Центральної Європи, підданих атмосферним кислотним випаданням [436, 439, 459, 504, 529].

В зонах емісій теплових електростанцій, що працюють на кам'яному вугіллі, спостерігається значне підвищення вмісту BM [161, 323]. Так, в ґрунтах в зоні емісій Луганської та Зміївської ДРЕС концентрація Mn , Fe , Zn , Mo , Co , Cd , Cr , Ni підвищена в 1,3 - 6 разів, а також накопичуються бенз(а)пірен, канцероген надходження якого у харчовий ланцюг людини створює небезпеку його здоров'ю. У техногенній зоні азотнотукових виробництв аномально зростає вміст сірки, загальних форм елементів мінерального живлення, порушується співвідношення форм азоту, знижується кількість гумусу, посилюється закислення верхніх горизонтів, збільшується вміст Al , інтенсивно вимиваються з гумусових горизонтів Ca^{2+} , K^{+} , Mg^{2+} і накопичуються рухомі форми сірки [14, 82, 214, 233].

В районі магнезитових підприємств при осіданні пилу на поверхні ґрунту, може виникати 2-3 см суцільний його шар, який перешкоджає повітряному і водному обміну ґрунтів. Магнезитовий пил з опадами утворює гідрооксиди кальцію, магнію, калію і натрію, викликаючи сильне підлугування (до 9.3) верхніх ґрунтових горизонтів. Навіть на віддалі 6 км від підприємства pH верхнього шару ґрунту досягла 8,6.

Для викидів цементних виробництв характерний певний дуалізм: викидається певна кількість оксидів сірки і азоту, які мають кислу реакцію, але домінуючим є вплив на довкілля сильно лужного пилу. При поєднанні цементного пилу та атмосферних опадів у утворюються гідрооксида Ca, Mg, Na, K, що спричиняє сильне підлугування ґрунтів [205, 249, 378]. Аномальне підлугування ґрунтів виявлено не тільки у зоні діючих, але й давно не працюючих підприємств [561]. Особливо сильно підлугуюються верхні ґрунтові горизонти. У сірих лісових ґрунтах підлугування відмічається до глибини 30 см, а у підзолистих, і дерново-підзолистих – до 1 м по профілю.

При седиментації цементного лужного пилу відбувається аномальне нагромадження Ca (в 11-37), Mg (в 2-10), K (3-20 раз вище контролю), різко збільшується вміст водорозчинних, обмінних і рухливих форм Ca і Mg [132]. Сума обмінних основ зростає до такого рівня, що майже повністю вичерпана буферна ємність ґрунтів. В ґрунтах окрім підлугування спостерігається накопичення рухомої сірки і важких металів (Cd, Ni, Cu, Zn, Cr, Pb) [14].

Нагромадження окислів Ca і Mg при зниженні поглинальної здатності K, P, N призводить до зменшення доступності для рослин більшості поживних речовин через блокування карбонатами [352] хвоя збіднюється марганцем [249], а вміст фосфору зменшується до критичного рівня знижується рухомість заліза та фосфору, що призводить до хлорозу листя [14, 249, 281, 308]. Токсичність ґрунтів зони цементних виробництв підтверджено при вирощуванням сіянців сосни звичайної. У вегетаційних посудинах з рН ґрунту 6,1 прижилися всі сіянці, а в забруднених з рН > 8 лише 65 %. Приріст у висоту сіянців у посудинах із сильнолужним ґрунтом був на 40% нижчим, ніж у контрольних.

Водночас можливими причинами погіршення стану лісів може бути надлишок озону, нітратів, кислотності, зменшення кількості доступного для рослин Mg та інше [462]. Порушення режиму живлення дерев призводить до зниження вмісту біогенних елементів у листі, коренях [410, 461, 530].

У депонуванні й трансформації забруднювачів особлива роль належить органічній речовині ґрунту [254]. Так взаємодіючи з ВМ органічна речовина зв'язує їх у комплексні органо-мінеральні сполуки. Однак при цьому органіка ґрунтів зазнає значних змін [254]. У першу чергу відбувається зменшення вмісту водорозчинних органічних сполук. Запаси фіто детриту можуть як збільшуватися (при зниженні мікробіологічної активності), так і зменшуватися (при падінні продуктивності фітоценозів) [474, 480]. Аналогічні тенденції характерні і для гумусу, однак частіше при зростанні забруднення його вміст зменшується [406]. Особливо значні зміни вмісту гумусу при дії “кислих” опадів на ґрунти, в яких домінують фульвокислоти [113].

При забрудненні важкими металами у ґрунтах знижується вміст гумусу, підвищується ступінь його рухомості, зменшується частка гумінових кислот і збільшується частка фульвокислот [142, 143]. При забрудненні сполуками сірки може зростати вміст гумусу у верхньому гумусовому горизонті та різко підвищується розчинність гумусових речовин, що ще більше підкислює ґрунт. Змінюється співвідношення груп і фракцій гумусових кислот. При зростанні вмісту ВМ у високо буферних чорноземах зменшується їх зв'язування

гуміновими речовинами. При цьому зростає рухомість органіки, тобто в умовах техногенезу порушуються процеси гумусоутворення, знижується родючість. Найбільшою мірою рухомість органічної речовини зростає при забрудненні ґрунту Pb й Cr. Збільшення рухомості пов'язане з витісненням ВМ Ca^{2+} із ГПК і збільшенням частки водорозчинного кальцію.

Під впливом аеротехногенного забруднення ґрунту відбуваються кількісні і якісні зміни в структурі ґрунтової біоти [132, 159, 362] і в біологічній активності ґрунтів [16, 159, 187]. У міру підвищення забруднення ґрунтів суттєво змінюються таксономічні та еколого-трофічні групи мікробного компонента лісових екосистем [362], перерозподіл домінуючих популяцій, зменшення біомаси та повне гальмування діяльності мікроорганізмів [250]. З іншого боку можлива активація розвитку, зростання біомаси міцелію грибів.

При порушенні мікробіологічних процесів у ґрунті [16, 132] можлива неоднозначна їх спрямованість: як гальмування [16, 323], так і стимуляція [65], або одночасна стимуляція і пригнічення біологічної активності ґрунтів.

Спрямованість і інтенсивність змін у структурі біоти і її активності залежать від типу й інтенсивності забруднення, сезону впливу, екологічних умов і багатьох інших факторів. Наприклад, при незначному внесенні викидів попелу ТЕС життєдіяльність бактерій посилювалася, а при збільшенні надходження, навпаки, пригнічувалася.

Високий вміст і концентрації ВМ пригнічують інтенсивність мінералізації азоту органічних речовин, що призводить до зменшення вмісту у ґрунті рухомого азоту [354, 539]. Так, Ni у концентрації 5 мг/кг ґрунту зменшував активність нітрифікації при рН ґрунту 5,8 - на 66 %, а при рН 6,9-7,6 – до 29-30%, тоді як у кислому ґрунті накопичується амонійний азот [450]. Знижується також активність уреаз, а нітратредуктази і нітритредуктази, що є показником пригнічування окислювально-відновних процесів, пов'язаних з перетворенням сполук азоту [142, 314].

На початковому етапі забруднення ґрунтом фтористим воднем активність глутамінази знижується (в 3), амідازی (в 9) та аргінази (2 рази). Водночас інші амідогідролази (уреаза та аспарагіназа) спочатку підвищують активність, тоді як високі концентрації та триваліший час дії призводять до зменшення їх активності [134].

Викиди азотоутримуючого пилу коксохімічних та азотно-тукових виробництв можуть активізувати амоніфікатори та такі ферменти як каталаза, дегідрогеназа, сульфідоксідаза [55]. В той же час може підвищуватись чисельність мікроорганізмів денітрифікаторів [142, 314], які використовують поживні речовини не тільки сполуки азоту, а й деякі промислові викиди, наприклад, фенол. У техногенній зоні мікробіологічна активність ґрунтів, як правило, пригнічена, а позитивний ефект може на віддалених від джерела викидів ділянках [14, 281, 297]. При аеротехногенному забрудненні вплив його на ґрунтову біоту може підсилюватися або зменшуватися різними екологічними факторами [414].

Після зниження забруднення ґрунтова біота відновлюється повільно. Так, навіть після 10-літнього періоду зниження забруднення ґрунтів ВМ чисельність

сапрофітних бактерій, денітрифікаторів і актиноміцетів збільшилася незначною мірою, а мікроорганізмів – залишалася на два порядки меншою. Механізм впливу аерополютантів на мікрофлору лісових ґрунтів залишається мало з'ясованим [487]. Існують показники і шкали оцінюванні впливу полютантів на стійкість мікробного угруповання в ґрунті [43].

1.4 Аеротехногенне пошкодження деревної рослинності

1.4.1 Зміни на рівні листка

Аеротехногенне пошкодження деревної рослинності визначається як токсичністю, концентрацією і тривалістю дії полютантів, так і стійкістю виду, [116, 176, 282, 298, 353, 374]. В основі різної стійкості лежить адаптація до несприятливих факторів перш за все ефективність бар'єрів, що запобігають надходженню і розповсюдженню фітотоксикантів, в рослині та ефективністю їх детоксикації. Навіть види одного роду по різному пошкоджуються полютантами. А. Ю. Кулагін [204] встановив, що найбільш газостійкою до NO_x , Cl є верба корзинова, до SO_2 - верба трьохтичинкова, до NH_3 – верба шорстистопагонова.

Газостійкість рослин не є результатом адаптації до забруднення атмосфери, оскільки в еволюційному відношенні тривалість цього фактора недостатня для вироблення стійкості [372]. Стійкість рослини реалізується завдяки використанню більш древніх процесів і функцій [168, 197, 203, 282, 346, 367].

Ю.З. Кулагіним [205, 207] висунуто концепцію про роль у реалізації газостійкості преадаптацій рослин до початкової дії інших еволюційно старих факторів (посухи, високих температур). Вироблені в ході еволюції ряд морфологічних і фізіологічних пристосувань, як ксероморфність, сукулентність листків, стан анабіозу, опадання листя, можуть використовуватися і при захисті від забруднення.

Базуючись на тому, що захист від аеротехногенного забруднення здійснюється з використанням різних пристосувань на різних рівнях організації Ю.З. Кулагін [204, 205] запропонував таку класифікацію стійкості рослин до аеротехногенного забруднення: анатомічна, габітуальна, фізіологічна, біохімічна, феноритмічна, анабіотична, регенеративна, популяційна, ценотична.

В цій класифікації враховано розміри наземних органів, щільність крон, будову покривних і внутрішніх тканин рослин, інтенсивність газообміну з навколишнім повітрям, особливості метаболізму клітин і тканин, тобто все те, що перешкоджає інтоксикації рослин. У силу субординації рівнів перші три форми стійкості включаються в наступні три форми. Так само популяційна форма містить у собі всі сім попередніх. На рівнях популяції, фітоценозу, екосистеми, кількість гомеостатичних механізмів значно зростає.

На підставі ряду робіт [136, 176, 282, 347], гази та рідкі аерозолі в порядку зменшення фітотоксичності можна розмістити в такому порядку: фтор>фтористий водень>хлор>сірчистий ангідрид>окисли азоту>хлористий

водень>формальдегід> аерозоль сірчаної кислоти>аміак>бензол> метанол>циклогексан>сірководень> сірковуглець>піридин. Негативна дія суміші газів NO₂, SO₂, O₃, HF є сильніша, ніж кожного окремо [318, 328]. Якщо ж в суміші забруднювачів є аміак він знижує токсичність дії кислих газів.

Швидкість надходження поллютантів до рослин зростає із збільшенням реакційної здатності і розчинності газів у воді. Тому HF, O₃, SO₂, NO₂ сорбуються рослинами швидше, ніж NO, CO₂ окремо [328].

Токсичність пилу виробництв зменшується у такому порядку: алюмінієве, цинкове, цементне, металургійне, мідеплавильне [455].

Виділяють два типи аеротехногенного пошкодження рослин: приховані і видимі. При прихованому пошкодженні рослин, що наслідком впливу невисоких рівнів токсикантів, візуальних змін не спостерігається, але порушується інтенсивність фізіолого-біохімічних процесів. О.Ф. Балацкий і ін. [24, 136] зазначають, що в околицях у США приховані пошкодження рослин реєструються на відстані до 100 км від великих комбінатів.

Видимі пошкодження листя – результат глибоких, часто незворотних порушень поділяються на хронічні і гострі. Ю.З. Кулагін [205] виділяв слабе – площа опіків до 10%; середнє – 10-40 (викликає передчасний листопад) і сильне пошкодження листя - понад 40% (всихання та осипання листя).

Для найбільш поширеного хронічного типу пошкодження рослин характерними є хлороз і некроз верхівок листків, передчасна їх дефоліація, а як наслідок – зменшення біомаси, повільне усихання його органів або рослини загально [45, 136, 149, 176, 213, 261, 282, 346, 374, 375, 411, 412].

Симптомами пошкодження озоном це поява спочатку світлозелених к, а потім некротичних плям між прожилками листя [457] (додаток А). Візуальні симптоми пошкодження озоном посилювалися із зростанням як часу фумігації, так і концентрації фітотоксиканта. Обстеженнями [494] лісів Карпат на території Чехії, Польщі, Румунії, Словачії і України в 1993—2000 роки виявлено 29 видів потенційних індикаторів накопичення озоном.

Вказані симптоми характерні і для гострого пошкодження, але при цьому їх негативні зміни є, як правило, більш окомірно виражені, швидкоплинні і масштабніші їх наслідки. Гостре ураження рослин виявляється внаслідок дії на них високих концентрацій токсичних речовин протягом декількох хвилин або годин.

Стійкість рослин до забруднення залежить від ритмів біологічної активності, що пов'язані з порою року й стадією розвитку рослин. Найвищий рівень газостійкості у рослини – після полудня, найнижчий – рано вранці. Найбільш чутливі вони навесні [374, 375, 478]. Порівняно стійкі насадження в ранньому періоді онтогенезу, а високочутливі – середньовікові й стиглі [547].

Збільшення експозиції впливу забруднювачів є шкідливими для деревостанів, чим збільшення концентрації цих речовин [136, 353]. У хвойних абсорбція SO₂ обернено пропорційна віку хвої [249]. За дослідженнями В.С. Ніколаєвського слабе ушкодження хвої викликається концентрацією 0,02, середнє - при 0,11-0,25, сильне - при 0,26-0,30, повна загибель хвої - при 0,4-0,5 мг/м³ діоксиду сірки.

Фізіолого-біохімічні функції рослин за ступенем зменшення чутливості до фітотоксикантів розташовуються в такому порядку : фотосинтез, дихання, біосинтез вторинних метаболітів, транспірація і ріст [176].

При невеликих дозах фітотоксикантів фотосинтез може зростати [282]. Однак вже при концентрації 0,03-0,06 мг/м³SO₂ відбувається гальмування фотосинтезу. При припиненні дії низьких концентрацій токсикантів рослини, хоча і за тривалий період, здатні відновити фотосинтез [420]. Із збільшенням концентрації і періоду впливу фітотоксикантів зниження інтенсивності фотосинтезу [136, 170, 176, 208, 278, 282, 346, 355, 515, 548]. SO₂ гальмувати може фотосинтез на 40- 90% [353,416, 471].

При дії кислих фіто токсикантів змінюються осмотичні властивості клітин,пошкоджується і зростає проникність мембран[282, 469]. Найбільші зміни відбуваються з мембранами хлоропластів, [374, 375, 469]. Внаслідок зниження буферної ємності клітин [469, 486, 514], підкислюється цитоплазма[374, 375].

В результаті дії фітотоксикантів у листі зменшується вміст суми хлорофілів а і b [21, 145, 235, 240, 278, 353, 382, 423]. Вміст хлорофілу знижуватися уже при концентрації SO₂ в 0,04 мг/м³.

Поряд із зменшенням вмісту хлорофілів зростає вміст феофітину [176]. Проте одні автори відмічали зниження вмісту каротиноїдів у листі [235, 240, 346, 355] інші збільшення [145]. Вміст хлорофілу а і b, а також каротиноїдів у хвої ялиці сибірської сильніше знижується зимою ніж літом [355]. Як наслідок порушується співвідношення як хлорофілів а – b [324, 351], так і хлорофілів-каротиноїдів [239, 351], що є однією із причин хлорозу.

Водний режим рослин порушується ще при відсутності зовнішніх симптомів пошкодження[175, 198, 282, 288, 366]. Зокрема, змінюється співвідношення вільної і зв'язаної води, порушується транспірація [279, 515]. При низьких концентраціях токсикантів інтенсивність транспірації внаслідок уповільнення процесів обміну знижується. При підвищенні концентрації або тривалій дії токсикантів транспірація підвищується у зв'язку із втратою пружності рухливості. Збільшується ксероморфізм листя [382]. Підвищенням витрат вологи призводить до зневоднення клітин, що до призводить то суховершинності та усихання окремих органів і загибелі дерева при аеротехногенному забрудненні.

Фітотоксиканти гальмують процеси обміну речовин [60, 346, 374, 375], синтезу та підсилюють розпад білків [198, 321, 352], зменшується вміст білків, нагромадження запасних речовин і перетворення на цукри [352].

Аеротехногенне забруднення порушує діяльність багатьох ферментів [282, 469]. При цьому зростає утворення H₂O₂ [456], вільного проліну, активність пероксидази [456, 486], поліфенолоксидази. Підвищення активності пероксидази в 1,5-2,0 рази гальмує фотосинтез на 25-50 і посилює дихання на 25% [427]. Між активністю поліфенолоксидази і пероксидази та пошкодженням рослин виявлено пряму залежність [246]. У хвої змінюється вміст аскорбінової кислоти [68, 421], зменшується вміст смолистих речовин і вуглеводів.

Вплив пилу на листя має три аспекти: механічний, фізичний, хімічний [158, 175]. Фізична дія полягає у тому, що частинки пилу, що покривають листя, змінюють потік сонячної енергії: надходження фізіологічно активної радіації зменшується, а теплової зростає [175]. В результаті цього навіть при запиленні листя знижується фотосинтез і зростає транспірація [169, 175, 431, 484].

Наслідки хімічного впливу пилу будуть залежати від його складу. Так не виявлено негативного впливу пилу вапняку на листя березняків [358]. В той же час хоча цементними виробництвами викидаються як кислі гази, так і лужний пил (рН до 12) однозначною є зміна хімізму листя в лужний бік [30, 239].

У результаті проникнення в листя водорозчинних лужних і лужноземельних катіонів цементного пилу, в ньому порушується катіонно-аніонна рівновага й зростає рН цитоплазми, що є особливо несприятливим для хвойних, які мають кислу реакцію. При цьому зменшується вміст хлорофілу, сахарози і розчинених вуглеводів [476], кількість пар хвоїнок [507], гальмують ріст хвої, листя верхівкових пагонів [205]. При значному запиленні листя, коли на ньому утворюється цементна шкірка руйнується мезофіл, деформуються, а часто і розпадаються хлоропласти, дубильні речовини [429, 430].

Дія аеротехногенного забруднення може мати мутагенний характер і приводити до генетичних змін структури популяцій сосни звичайної [197]. Під впливом фіто токсикантів збільшуються темпи і частота хромосомних мутацій у популяціях деревних порід [62, 197, 408].

Пригнічення утворення плодів і насіння в умовах аеротехногенного забруднення відбувається внаслідок зниження запліднюючої здатності, гальмується проростання трубок пилку [37, 536, 483, 460], утворення морфологічно й генетично різноякісних зерен пилку [37, 128], зниження гаметофітної виживає мості насіннєвих бруньок [381, 537].

В умовах забруднення у деревних рослин зменшуються розміри, кількість шишок і насіння в них [463, 467] збільшується частка пустого і деформованого насіння, знижуються його розміри, маса і схожість [10, 39, 45, 175, 238]. Насіння формуються стерильними і його повнозернистість не перевищує 20% [40, 106]. В насінні знижується концентрація крохмалю, сахарози й жирів гемицелюлоз, клітковини й білка, тобто сполук які в першу чергу необхідні при проростанні насіння [40]. Знижується здатність насіння до проростання, з'являється велика кількість аномальних проростків.

1.4.2 Зміни на рівні дерева

Реакція дерева на дію забруднювачів може виражатися в різних формах в силу неоднакової чутливості окремих видів рослин до фітотоксикантів [17, 149, 252, 255, 303, 353, 374, 375, 409, 411].

Пошкоджуваність органів сіянців знижується в такому порядку: листя > корінь > сім'ядолі > стебла [40].

В умовах забруднення атмосфери у сосни звичайної на рівні дерева відбуваються наступні морфологічні зміни [60, 148, 149, 411]:

- дехромація (хлороз, некроз), зміна, розмірів і форми хвої та її формування;

- дефоліація та зміна розподілу фітомаси, віку хвої у кроні;
- відмирання бруньок, зниження лінійного приросту та усихання пагонів;
- зміна розгалуження і форми крон.

У ялини європейської [386, 388] пошкодження крони може бути однорідним, периферійним, віконним та верхівковим. При цьому можливі такі групи деформації:

- з переважанням процесів деструкції біомаси;
- із наявністю ознак регенерації пагонів;
- із рівновагою процесів деструкції і регенерації біомаси;
- з переважанням пагонів, що регенерують.

Природний вміст сірки у хвої коливається від 0,06 до 0,22% [136]. При хронічному забрудненні SO_2 вміст сірки хвої збільшується у 2-2,5 рази. Відмирання хвої сосни починається при вмісті сірки 0,3–0,5%. При вмісті сірки до 0,19% вік хвої 3-4, при 0,24- до 2-х, 0,3% – 1-1,3 роки [205]..

Оскільки вміст фітотоксикантів у листі зменшується від верхньої до нижньої частин крони [13, 175, 176, 411], таким же чином відзначається ослаблення і дерев. Сильніше пошкоджується крона з боку забруднення.

При дії фітотоксикантів вік життя хвої скорочується на 1-3 роки [8, 21, 60, 108, 205, 207, 351, 371, 376, 409, 411]. При слабкому пошкодженні дерева тривалість життя хвої зменшується на 1/3; середньому - на 2/3; сильному – залишається лише однорічна хвоя [205]. Ймовірність загибелі дерева зростає із зниженням його охвоєності. нижче 60-70% [533].

Зменшується довжина пагонів [18, 411] і посилюється гілкування [18].

Передчасна дефоліація в результаті забруднення розріджує крону і приводить до суховершинності [6, 45, 60, 214, 388, 411, 425, 521], змін форми крони [18, 60, 388, 411]. Крони ялини і ялиці часто можуть мати прапороподібну, а у сосни куцоподібну форму [124].

Негативні зміни дерев є наслідком як прямого впливу забруднювачів на органи асиміляції, так і пошкодження кореневої системи при забрудненні ґрунту [538], пошкодження мікоризи [411, 422, 497]. Ці негативні зміни пов'язані з різким зростанням потоку токсикантів унаслідок втрати буферних властивостей підстилки [183].

Із збільшенням вмісту в повітрі SO_2 поряд з пошкодженням надземних органів гальмується ріст коренів [470, 471]. Уже при концентрації 0,13 мг/м³ SO_2 гальмується ріст коренів, а при 0,52 мг/м³ вони повністю відмирають [470, 471]. Зменшення частки поглинаючих коренів у загальній довжині коріння відмічалось в умовах нафтохімічного забруднення [160], та із збільшенням забруднення ВМ [63, 64]. Зміни корневих систем при забрудненні викликані розтяганням, пригніченням їхнього росту й відмиранням [63, 64, 482].

1.4.3 Зміни на рівні екосистеми

Зміна будь-якої ланки лісової система, яка складається з нероздільних і взаємозалежних структурних елементів [200], спричиняє зміну інших складових. При цьому екосистема реагує на стрес - фактори в цілому не так, як окремі її компоненти [290], а при ускладненні рівня біологічної організації з'являються специфічні ознаки. При тривалому впливі як при зростанні обсягу забруднення, так і при її зменшенні реакція деревостанів характеризується певною інерційністю [255]. Швидкість трансформації залежить від ієрархічного рівня, що атакується фіто токсикантами.

Існують різні класифікації аеротехногенної дигресії лісових екосистем [222, 261, 353, 374, 375, 388, 411]. У процесі дигресійної перебудови лісових екосистем А.К. Ібрагімов виділяє етап тимчасової рівноваги в результаті втрати частини видів і добору толерантних форм, адекватних антропогенним умовам.

Ступінь впливу аеротехногенного забруднення на лісові екосистеми залежить від концентрації токсикантів у повітрі [353, 374, 375, 411]. При низькому вмісті забруднювачі включаються в обмінні цикли і, залежно від властивостей, їхній вплив може бути нешкідливим або навіть стимулюючим (ефект добрива). При середніх концентраціях пригнічуються компоненти біоти, знижується продуктивність екосистеми, її біомаси, зміна виду чи складу структури співтовариства. В умовах високих концентрацій відбувається різке спрощення структури екосистеми, порушення потоків речовин, гідрологічного режиму й ерозію ґрунтів [353].

На рівні лісових екосистем аеротехногенне забруднення порушує :

- хімізм аеротопу, едотопу і рослинних тканин, що спричиняє порушенню метаболізму і стійкості рослин;
- в наслідок зниження зімкнутості і дефоліації крон дерев, під наметом змінюється радіаційний і гідрологічний режим— лісове середовище трансформується в нелісове;
- порушується структурно-функціональний стан та консорційні взаємини в екосистемі лісових екосистем [60, 116, 298, 422];
- знижується приріст та продуктивність деревостану [60, 213, 225, 411];
- падає стійкість до шкідників і хвороб лісу [247, 261, 353, 402];
- зростає чутливість до змін довкілля, кліматичних стресів [411, 425].

Розмаїтість і динамізм антропогенних факторів, що діють на ліси, складність їх взаємодії між собою і компонентами середовища, явище синергізму - усе це вимагає розробки спеціальних методів узагальнення ефектів впливу факторів середовища для інтегральної оцінки стану природних екосистем. При оцінці негативних взаємодій чи виділення границь впливу різних негативних факторів у системі ліс-середовище [112] узгодження, двох сукупностей значень факторів приводить до появи протиріч на рівні методів збору чи інформації про взаємодію елементів угруповання. Тому сприяє не вдалість вибору методу чи досліджень, порушення ідентичності методик збору й обробки інформації, що спотворює картину явища[498].

1.4.3.1 Структура деревостану як показник стійкості екосистеми

Здатність лісових насаджень протистояти впливу забруднення атмосфери значною мірою залежить від структури деревостану і перш за все від складу деревостану [534]. У Прикарпатті до викидів цементного пилу грабово-буковий деревостан стійкіший, ніж чистий сосновий, а до викидів калійного виробництва дубово-ялицеві деревостани з домішкою бука стійкіший, ніж чисті деревостан з цих порід.

Фітоценотична форма стійкості реалізується тільки при оптимальній повноті деревостанів [66]. Наявність у ньому чутливих порід небезпечно ще й тому, що після загибелі дерев зріджується деревний намет і забруднені повітряні потоки без перешкоди проникають у глиб лісових масивів, що призводить до розширення площі усихання І. Р. Ілюшин [177]. відзначав глибоке проникнення димових газів по лісосіках у лісові масиви.

Немає однастайності в оцінці залежності пошкодження деревостанів від їх віку. Одні автори вважають більш чутливими молодняки [25, 496], інші навпаки старі деревостани [244, 532, 546].

Сильніше пошкоджуються токсикантами домінантні дерева [13, 17, 384411, 489], а в лісових масивах найбільш високі насадження [13]. Випадають як найбільш великі (або старші в різновікових деревостанах) дерева, так і найбільш ослаблені, тобто відбувається "пресування" деревного намету [16, 213, 402].

1.4.3.2 Аеротехногенні зміни приросту і продуктивності деревостанів

Навіть при відсутності дефоліації і передчасного листопаду результаті дії фітотоксикантів знижується приріст та продуктивність деревостану зокрема, запас стовбурної деревини [45, 156, 227, 236]. Під впливом забруднювачів у сосняках відбувається нівелювання висот, діаметрів, збільшення збігу стовбурів і зниження бонітету деревостану. Ці зміни тісно пов'язані з рівнем дефоліації та зрідженням крон [157, 213, 304, 409, 411]. В умовах аеротехногенного забруднення встановлено дуже тісні зв'язки приросту фітомаси з ценотичним статусом дерев, зокрема втрати приросту залежать від втрат хвої [541].

Суттєві **зниження приросту висоту** відмічали: [107, 245, 315, 499]. Так у зоні сильного забруднення викидами ЛРСПА в степу України середня висота, діаметр, запас і фітомаса сосняків знизилися у 1,5-3,0 рази [304]. У молодих насадженнях приріст сильніше знижується у приріст висоту, а у середньовікових і старших за діаметром [440].

Зниження приросту за діаметром у 50-ти річних хвойних лісах, відмічається в сильно пошкоджених деревостанах з дефоліацією >40—50% [252]. Між вмістом сірки в хвої та поточним приростом відзначено тісний зворотний зв'язок [350]. Приріст сосни в напрямках домінуючих вітрів знижувався до 22 км від Нарвської ТЕС в Естонії [508].

На протязі 14-літнього періоду роботи підприємства, що забруднювало атмосферу SO₂ сума площ перерізу деревостанів сосни, модрина й осики на площі близько 450 км² щорічно зменшувалася на 1-2% [485].

За даними польських лісівників [421], приріст за діаметром у деревостанах 3-го класу віку у зоні слабкої пошкоджуваності менший на 25%, середньої – 50 і сильної на 75%. В Австрії, у районі Гейлиц-Арнольдштайн [502] у зоні слабкої пошкоджуваності зменшення поточного приросту деревостанів по діаметру становило 7,6-22,5, сильної – 22,6-45%.

У зоні ЛРСПА середній діаметр сосняків знизився у 1,5-3,0 рази. У молодняках сильніше знижується приріст висоту, а у середньовікових і старших за діаметром [440]. Радіальний приріст соснових молодняків у районі литовського азотнотукового виробництва знизився на 50-60% [84]. У здорових дерев приріст зменшується на 20, ослаблених – на 48% [334].

В районі Карабашського мідеплавильного комбінату (Урал) зниженням радіального приросту сосняків чітко датується із рівнем забруднення [209].

Суха жарка погода разом з дією поллютантів посилює зниження приросту [17, 189, 493]. Мінливість радіального приросту сосни звичайної, а також щільність деревини залежать від відстані до джерел викидів [403].

Приріст та запас деревостанів знижується навіть при відсутності дефоліації в результаті дії фітотоксикантів [45, 57, 107, 156, 227, 233, 236, 303].

У техногенній зоні металургійного комбінату з обсягом викидів 2 млн. т на рік SO₂, шкідлива дія викидів на приріст виявляється на відстані до 80 км і становить для сосни веймутової D - 18-30 см 0,03 м³ в рік на дерево [489].

В зоні РВАТ «Азот» запаси 100 річних соснових деревостанів нижчі у 1,5-2 рази, а дубових складає лише 58- 65% від еталонних [234].

При слабкому забрудненні втрати деревини досягали 13,4%, а при середньому і сильному 25,7-35,1% [107]. Зниження приросту за запасом у сосняках згідно з Є.Л. Сидорович, К.Д. Чубановою, Н.М.Арабей [351]. може становити 10-48%, а при сильному забрудненні перевищувати 50% [107, 353] У зоні промвузлів на Уралі, приріст сосни при середній та сильній седиментації пилу знизився на 25-35% [124].

У зоні сильного забруднення викидами ЛРСПА фітомаса сосняків знизилася у 1,5-3,0 рази [304]. Залежно від забруднення втрати запасу деревини дубових культур у степу України досягають 25-55, ясенових – 30-70% [140].

При вмісті сірчистого газу 0,03-0,04 мол/л приріст ялини знижується на 50%, а при концентрації 0,04-0,06 мол/л – на 67% [418].

У зоні сильного забруднення відбувається не тільки зниження запасів деревини, але й її якості [394].

Бонітет деревостану залежно від типу пошкодження може знижуватися на один-три класи [107, 124, 245, 303, 394].

Забруднення атмосфери призводить до великих втрат в економіці [119]. Так, збитки від забруднення і вартість заходів щодо їх відшкодування у Франції сягали 110 млрд. фр. (чи 13,8 млрд. діл.), тобто 3,4% валового національного доходу [506]. Збитки від усихання лісів у ФРН становить 28 млрд. марок [441].

Хоча зниження приросту менш помітне порівняно з усиханням деревостанів, однак втрати, які зазнає лісове господарство, колосальні. Чехословачія в 80-ті роки щорічно в результаті забруднення втрачала понад 1,6 млн. м³ деревини [505], Австрія – 300 тис. м³ [57]. Прогнозувалося, що до 2000 року приріст у лісах Скандинавії зменшиться в 2 рази [57]. В Польщі від аеротехногенного пошкодження лісу на площі 40 тис. га втрати приросту вимірюються 130 тис. м³ [124]. У США економічні збитки від втрати деревини досягали 26 млн. дол. на рік. Екологічні збитки, завдані Щекинським хімкомбінатом насадженням музею-садиби Л.М. Толстого "Ясна Поляна" з 1964 по 1995 становили понад 25 млн. рублів [229].

Випадання кислотних опадів викликає щорічне зниження валового національного продукту ЄЕС на 3-8%. Збитки сільського господарства в країнах Центральної Європи сягають 500 млн. доларів на рік, а в Росії тільки на північному Заході у 80-ті рр. щорічно витрачалося додатково по 100 млн. крб., у тому числі на вимушене вапнування ґрунтів 40 млн крб.

1.4.3.3 Зміни у трав'яному, моховому і лишайниковому покриві

В соснових, дубових і букових лісах різних природних зон України, в умовах різних типів аеротехногенного забруднення, зміни в розвитку трав'яного покриву мають подібні риси [22]:

- десильватизація одночасно з геліофітізацією і рудералізацією;
- зниження видової розмаїтості і рясності мохів і лишайників
- зростання частки одно- і дворічників серед життєвих форм судинних рослин;
- порушення співвідношення дводольних і однодольних рослин в бік останніх;
- остепніння чи олучнення (залежно від гігروتопу і регіону) та задерніння;

Сильне зрідження деревного намету лісових насаджень створює передумови для задерніння злаками, гальмування розвитку ранньовесняних ефемероїдів, епіфітних мохів, макроміцетів і лишайників [141, 149, 166, 303, 481]. На півдні України в умовах забруднення металургійних, коксохімічних, гірничо-збагачувальних підприємств дубово-ясеневі насадження перетворюються у зріджені дубові насадження, далі в трав'яні злакові і нарешті, в рудеральні угруповання [141]. В Поліссі в зоні азотно-тукового виробництва при зрідженні сосняків посилюється ріст підліску бузини і збільшення вкриття злаково-лугових і бур'яно-лугових видів рослинності.

В радіусі 8 км від комбінату "Сєверонікель" (Кольський п-ов) знижується у 2-3 рази проективне вкриття, змінюється співвідношення видів трав'яно-чагарникового ярусу сосняків і ялиників [23, 114].

В Білорусії в районі Новополоцького нафтопромислового комплексу формується не характерний для корінних ялинових та соснових фітоценозів, надґрунтовий покрив з домінуванням синантропних і нітрофільних видів [67].

В степу зрідження деревостанів у результаті дії промислового забруднення призводить до десильватизації залісених екотопів. У трав'яному покриві сильно ушкодженого пристиглого сосняку в техногенній зоні ЛРСПА з

37 видів 23 – степові і лугові, 15 бур'яни. У трав'яному покриві степу зростає участь рудеральних видів, терофітів, кореневищних і кореновотривискових геофітів, зменшується кількість хамефітів і гемікриптофітів [141].

Із зростанням забруднення діоксидом сірки зменшується частка лісових видів з 58 до 18% та видова розмаїтість надгрунтового покриву.

При забрудненні цементним пилом і підлугуванні слабокислих і кислих ґрунтів із живого надгрунтового покриву зникають лісові види, мохи, епіфітні лишайники, збільшується проєктивне вкриття трав'яного покриву за рахунок зростання насиченості і густоти рудеральних, степових і лугових видів [121]. Знижується зустрічаємість і чисельність ацидофілів і, навпаки, зростає нейтрофілів і базофілів[395, 492].

Висновки до розділу

Завдяки вивченню впливу забруднювачів на лісові екосистеми отримані важливі результати, які зводяться до наступного:

- сформульовані цілі, напрямки досліджень впливу забруднення атмосфери на лісові екосистеми ;
- доведена важлива екологічна роль лісів в поглинанні і трансформації забруднювачів;
- розроблені теоретичні основи і методи контролю та прогнозу забруднення атмосфери і трансграничного переносу токсикантів;
- розроблено основні аспекти теорії газостійкості рослин, механізм впливу фіто токсикантів на лісові екосистеми, включаючи акумуляцію, міграцію і трансформацію токсикантів, зміну лісорослинних умов, стану, продуктивності і структури лісостанів;
- розроблені методологічні основи, методи і технології екологічного нормування аеротехногенного забруднення на лісові екосистеми;
- сформовані рекомендації щодо комплексного моніторингу та прогнозу динаміки лісових екосистем в умовах техногенезу;
- запропоновані науково-обґрунтовані заходи щодо збереження, підвищення стійкості і реабілітації лісів в умовах забруднення.

Актуальним залишається диференційований підхід визначення стійкості лісових екосистем, з урахуванням природо-кліматичних і лісорослинних умов. Залишається не вивченим питання розвитку насаджень в умовах зменшення аеротехногенного навантаження. Рішення цих завдань є важливим для обґрунтування раціонального використання лісових ресурсів і системи лісгосподарських заходів щодо підвищення стійкості насаджень.

РОЗДІЛ 2. МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Об'єктами досліджень були соснові насадження, що ростуть в умовах постійного тривалого забруднення атмосфери. Починаючи з 1980-х років, у різних природних зонах України здійснювали комплексні дослідження впливу забруднення на лісові екосистеми в умовах таких типів забруднення:

– Рівненське ВАТ «Азот» (надалі РВАТ «Азот»), Черкаська та Лисичансько-Рубіжансько-Сєверодонецька промагломерації (ЧПА і ЛРСПА) із домінуванням у викидах SO_2 , NO_x , NH_3 .

– Зміївська теплова електростанція (ЗТЕС), у викидах якої домінують оксиди сірки, азоту та попіл.

За основу досліджень аеротехногенних змін в лісових екосистемах взято методи порівняльної екології. Вплив антропогенних чинників на лісостани вивчали на постійних пробних площах (ППП), які закладали та характеризували згідно прийнятих у лісівництві та лісовій таксації методиках [11, 74, 122, 286] і які становили екологічні ряди за рівнем техногенного навантаження та були розташовані на різній відстані від джерел забруднення. У зоні забруднення РВАТ «Азот» закладено 25 ППП, ЧПА – 12, ЛРСПА – 24, Зміївської ТЕС – 15, тобто загалом 76 ППП.

Одним із найбільш зручних та інформативних методів визначення потоку забруднюючих атмосферу речовин у наземні екосистеми є моніторинг хімічного складу снігового покриву [59]. Проби снігу відбиралися стандартним снігоміром в період досягнення максимуму вологозапасу за методиками [173, 269]. Аналіз 214 зразків снігу проведено згідно «Руководства по контролю» [333].

При вивченні ґрунтів використані методичні підходи Л.А. Гришиної та ін [133] по організації і проведенні ґрунтових досліджень для екологічного моніторингу. Ґрунти вивчали за Д. В.Воробйовим 1967 [74] і описували за Н.К. Крупським та ін. [201] з відбором зразків з генетичних горизонтів та їх аналізом [12, 267]. Загалом проаналізовано 302 зразки ґрунту.

Вивчалися:

хімічні властивості ґрунтів:

- рН водної та сольової витяжки (потенціометричним методом);
- вміст N, P, S, Ca, Mg, органічної речовини;
- обмінні H^+ і Al^{3+} (за Соколовим), K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ;
- гідролітична кислотність (за Каппеном);
- сума поглинених основ (за Каппеном-Гільковіцем);
- вміст доступних для рослин форм елементів живлення: аміачний азот (реактивом Несслера), нітратний (методом Грандваль-Ляжу), легкорозчинні фосфати (P_2O_5), доступні форми калію (K_2O) (в некарбонатних ґрунтах - за Чириковим, в карбонатних - за Мачигиним);
- запаси NPK за сумарною величиною двох верхніх горизонтів [12, 264];
- вміст і запаси гумусу (за Тюриним), груповий і фракційний склад гумусу за схемою Тюрина, в модифікації Пономарьової, Плотнікової) [12, 264];

показники біологічної активності ґрунтів:

- целюлозолітична та протеолітична активність ґрунтів [12, 264].

Ґрунтові профілі описувалися за морфологічними характеристиками за стандартними методиками, прийнятими в ґрунтознавстві [12, 14, 264].

Відсоток попелу в хвої та підстилки визначали за загальноприйнятими методиками аналізу рослинного матеріалу [322]:

Вміст ВМ визначався спектроемісійним та рентген флуоресцентним методами [174, 181]. Нами визначався вміст Ti, Mn, Cr, Sr, V, Zn, Ni, Cu, Pb, Co. Всього проведено 720 визначень в підстилці, 228 в ґрунті і 513 в хвої. При цьому визначався сумарний вміст, а також забруднення окремих ВМ.

Однією з головних характеристик геохімічної техногенної аномалії є ступінь нагромадження елементу-забруднювача в порівнянні з природним фоном [341]. Показником рівня аномальності вмісту елементів є індекс концентрації, який розраховується як відношення вмісту елемента в досліджуваному об'єкті C_i до його середнього фонового вмісту C_f : $I_c = C_i / C_f$ (2.1). Оскільки техногенні аномалії звичайно мають поліелементний склад, розраховуються сумарний показник забруднення Z_c , який представляє собою суму перевищень індексів концентрації.

$$Z_c = \sum (C_i - C_f) / C_f + 1 = \sum I_{c_{n-1}} \quad (2.1)$$

де K_c - коефіцієнт концентрації;

n - число хімічних елементів досліджуваної асоціації;

C_i - аномальний вміст;

C_f - фоновий вміст.

Дослідження техногенних змін біокругообігу в ланці опад-підстилка в умовах забруднення атмосфери велося в сосняках, які піддаються сильному техногенному впливу. Вивчення ходу біокругообігу в ланці опад-підстилка вивчали за методикою Родина, Базилевича [329]. Визначення маси опадів здійснювалося на протязі року, з початку жовтня минулого по кінець вересня даного року. Облік підстилки проводили на 10 площинах (1x1м), рівномірно розміщених на ППП. В лабораторних умовах зразки доводили до повітряно-сухого стану, поділяли на фракції та зважували. При цьому в підстилці виділяли три шари мінералізації [392]:

– верхній опадовий (L) – складається зі свіжого опадів, що зберігає початкову форму, морфологію та міцність побурілих рослинних залишків рихлого складу;

– середній ферментативний (F) – органічні залишки бурого (коричнево-бурого) кольору, що напіврозклалися та втратили свою початкову форму і міцність, більш ущільненого складу, зв'язаного тонким корінням наземного покриву;

– нижній гуміфікаційний (H) – гомогенний, темно забарвлений (темно-бурий, чорний), що повністю розклався, часто порошкоподібної структури із включеннями шматків кори та плодів, густо пронизаний корінням трав'яного покриву, підросту та рослин деревно-чагарникового ярусу з домішкою наявних мінеральних часток ґрунту.

Хід процесів розкладу оцінювався за опадо-підстилковим коефіцієнтом, що є відношенням ваги річного опаду до ваги підстилки, а також коефіцієнтом накопичення (K), який згідно Ю. М. Чернобаєм [392], є відношенням мас нижчого шару мінералізації до вище розташованого. Відтак для шару L коефіцієнт накопичення K_L дорівнює відношенню маси шару (ML) до маси річного опаду ($M_{оп}$): $K_L = ML / M_{оп}$; для шару F : $K_F = MF / ML$; для шару H: $K_H = MH / MF$. При цьому якщо $K > 1$, у шарі переважає процес накопичення, в разі $K < 1$ домінує розклад, а коли $K = 1$ потоки надходження і витрат збалансовані. Мортмаса знаходиться у межах даного шару час, який пропорційний до величини K.

Тому за існуючою шкалою відліку часу щодо формування потоку опаду, де одиниця виміру 1 рік, термін перебування (T) для маси кожного з шарів буде: $T_L = T_{оп} \cdot K_L$; $T_F = T_L \cdot K_F$; $T_H = T_F \cdot K_H$. Маса кожного шару є речовиною, яка пройшла усі попередні стадії розкладу і має певний сумарний вік. Цей вік можна ідентифікувати як характерний час системи (не субстанції), який від шару до шару зростає, наближаючись у максимумі до значення загального коефіцієнта накопичення підстилки – ПОК. Характерний час маси (TM) шару становить суму T_M попереднього шару і T даного шару:

$$T_{ML} = T_{моп} + T_L; T_{MF} = T_{ML} + T_F; T_{MH} = T_{MF} + T_H. (2.3)$$

Оцінка стану як окремих дерев, так і деревостану в цілому проводилась згідно [343] з доповненнями для сосни звичайної, розробленими лабораторією екології УкрНДІЛГА, з врахуванням методичних положень та методик європейської (ICP-FORESTS) та американської (Forest Health Monitoring) систем моніторингу.

Підготовку зразків, виготовлення зрізів і препаратів та вивчення морфологічних показників і анатомічної будови пагонів, кори та деревини проводили за загальноприйнятими в анатомії рослин методиками [157].

Важливими біоіндикаційними ознаками пошкодження є дефоліація (втрата хвої та листя) і дехромація (зміна кольору) крон дерев. Дефоліація визначається як передчасна втрата (або недостатній розвиток) хвої або листя. Ступінь пошкодження деревостанів, тобто індекс стану (I_c), розраховується як середньозважений показник. Для чистих деревостанів він визначається за формулою (2.2):

$$I_c = \frac{K_1 \cdot n_1 + K_2 \cdot n_2 + \dots + K_6 \cdot n_6}{N}, \quad (2.2),$$

де: I_c – індекс стану деревостану;

$K_1 \dots K_6$ – категорія стану дерева (від I до VI);

$n_1 \dots n_6$ – кількість дерев даної категорії стану;

N – загальна кількість врахованих на ПП дерев.

Ступінь пошкодження визначається за індексом стану згідно таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 – Шкала індексів стану для виділення зон пошкодження насаджень лісів

Індекс стану	Стан насаджень	Ступінь пошкодження	Зона пошкодження
1,0-1,5	Здорові	Відсутня	–
1,6-2,5	Ослаблені	Слабка	III
2,6-3,5	Сильно ослаблені	Середня	II
3,6-4,5	Всихаючи	Сильна	I
4,6-5,0	Загиблі	Дуже сильна	I ^a

Для порівняльної оцінки пошкодження деревостанів, пройдених рубками різної інтенсивності, та для аналізу зв'язку стан-розвиток деревостану для кожної категорії стану використовували відносний показник – "середньозважений клас Крафта" (СКК). Для визначення цього показника дерева кожної категорії стану розділяли на групи за класами Крафта.

Зміну структури деревостанів у результаті техногенного пригнічення росту дерев вивчали через аналіз традиційних та оригінальних таксаційних показників, форми та розмірів крон дерев і стовбура, співвідношення показників крона/стовбур та діаметр/висота стовбура на екологічних профілях на рівні ПП та за групами дерев, виділених по Крафту та санітарному стану. Аналізувались також діапазони розподілу значень цих показників.

Швидкість росту дерева, його здоров'я та конкурентна спроможність характеризуються в значній мірі розмірами та формою його крони, тобто відхилень від норми [291]. Для вивчення особливостей аеротехногенних змін горизонтальної та вертикальної структури сосняків у зоні РВАТ «Азот» було закартовано розміщення дерев на чотирьох ППП екорядів і в 1993, 2003 та 2013 роках проведено заміри параметрів стовбурів та крон. Аналогічні дослідження проведено в зоні «Балцему». Ширину крон вимірювали шляхом картування по чотирьох радіусах (Пн, Пд, Сх, Зх) її горизонтальної проекції на ґрунтову поверхню з точністю до 0,1 м і встановлювали її середнє значення ($D_{кр.}$). Довжину або протяжність крон (L) вираховували як різницю між висотою дерева (H) та висотою до першої нижньої живої гілки (H^*), тобто до початку крони, виміряних з допомогою висотоміра. Форму крон визначали за світлинами та співвідношенням довжини і ширина крон. Площу проекції крон визначали після нанесення у масштабі на міліметровий папір. Симетричність крон встановлювали відповідно до методики IUFRO [180] за співвідношенням найбільшого діаметру горизонтальної проекції до діаметру, який складає 90 град. до першого.

Ступінь реалізації деревом кронового простору та "нормальність" розвитку дерев аналізували за розмірами крон: довжина, площа проекції крони на земну поверхню ($S_{кр. сер.}$), а також з використанням відносних показників розмірів крона/стовбур: L/H , $S^1_{сер.} = S_{кр. сер.}/D$, $S^1_{max} = S_{кр. max}/D_{max}$, $S^1_{сер.}/S^1_{max}$, $S^2_{сер.} = S_{кр. сер.}/H$, $S^1_{max} = S_{кр. max}/H_{max}$, $S^2_{сер.}/S^2_{max}$, а також відношення "середнє/max" по D , H , $D_{кр.}$, L , $S_{кр.}$. Розвиток деревного

намету (потужність фотосинтезуючого шару) встановлювали за діапазоном $H_{\max}-H_{\min}$ на ПП, а механізми порушення розвитку - за класами Крафта в межах ПП та на екопрофілі з врахуванням індексів санітарного стану дерев та лісівничо-таксаційної характеристики деревостанів.

Сумарний ефект дії всіх екологічних факторів виражається в прирості деревостану. Динаміка радіального приросту деревостану вивчалась по кернях деревини, які відбиралися на висоті 1,3 м стовбура. Всього відібрано і проаналізовано 756 кернів. Кільця вимірювалися приладом HENSON з точністю 0,01 мм. У зв'язку з випадінням річних кілець проведено їх перехресне датування за допомогою комп'ютерної програми Cofecha Річарда Холмса.

З метою виявлення зв'язків між радіальним приростом та кліматичними чинниками використовували дані найближче розташованих до досліджуваних ПП метеостанцій. В той же час наприклад в Західному Поліссі середня кількість опадів за 1945 – 2016 рр. складає 571 мм в рік. Однак в окремі роки вона коливається від 322 до 802 мм. Тобто, окремі роки є з дефіцитом вологи (сухі), а інші – навпаки з надлишком опадів (мокрі). При цьому виникають складності, коли необхідно чітко визначити який рік як назвати. Ми пропонуємо за основу визначення взяти підхід запропонований В.Н. Бабиченко та іншими [20], у яких критерієм аномальності для температури взято середнє квадратичне відхилення (σ) від середнього багаторічного рівня (у нас це 1945 - 2003 рр.). Так аномально мокрим за кількістю опадів є умови при якщо їх кількість більша 2σ , мокрим $+1,01\sigma - +1,99\sigma$, нормальними $-1\sigma - +1\sigma$, сухими $-1,01\sigma - -1,99\sigma$, аномально сухими менше 2σ . Схожі притримки і для температури.

Запропонована класифікація наведена в табл. 2.2 і 2.3. Характеристику окремих років подано в додатках (додаток Б).

Дефіцит опадів і високі температури створюють особливо небезпечну ситуацію – посуху. Посушливим вважається вегетаційний період з гідротермічним коефіцієнтом Г.Т. Селянінова (ГТК) $<0,7$.

Запропоновано гідротермічний коефіцієнт під назвою VL, названий згідно з прізвищами авторів цього показника: В.П. Ворона та А.В. Лемана. Принцип його визначення схожий до показника O_1 , та O_3 Т.Т. Бітвінського [42]. Новизна ж коефіцієнту VL полягає в тому, що він розраховується не за гідрологічний рік, а за період формування приросту, який починається з червня попереднього року і закінчується вереснем поточного року. Коефіцієнт VL^3 інтегрує співвідношення температур та опадів за три попередніх роки та поточний, VL^2 за два попередніх роки та поточний. Формули цих коефіцієнтів:

$$VL = \frac{100T}{\Sigma P} \quad (1); \quad VL^2 = \frac{(3T_{-1} + 4T_0)(3P_{-1} + 4P_0)T_0}{4900} \quad (2.3);$$

$$VL^3 = \frac{(2T_{-2} + 3T_{-1} + 4T_0)(2P_{-2} + 3P_{-1} + 4P_0)T_0}{8100} \quad (2.4)$$

де T – температури, °C, P – опади, мм.

Таблиця 2.2 – Критерії аномальності погодних умов за опадами

Характеристика року	Полісся		Лісостеп		Степ	
	За весь рік	Вег. період	За весь рік	Вег. період	За весь рік	Вег. період
Аномально мокрий	>780	>607	>729	>451	>726	>521
Мокрий	683–779	516–606	641 – 728	396 – 450	604 – 725	416 – 520
Нормальний	487 – 682	332 – 515	462 – 640	286 – 395	357 – 603	201–415
Сухий	391 – 486	242 – 331	374 – 464	232 – 285	235– 356	95– 200
Аномально сухий	< 390	< 241	< 373	< 231	< 234	<94

Таблиця 2.3 – Критерії аномальності погодних умов за температурою

Характеристика року	Полісся		Лісостеп		Степ	
	За весь рік	Вег. період	За весь рік	Вег. період	За весь рік	Вег. період
Аномально теплий	> 8,4	> 14,9	> 10,0	> 17,0	> 9,1	>17,8
Теплий	7,7 – 8,3	14,2 – 14,8	9,1– 9,9	16,2 –16,9	8,2 – 9,0	16,8 –17,8
Нормальний	6,3 –7,7	12,8 – 14,1	7,4 – 9,1	14,6 – 16,2	6,4 – 8,99	14,9 –16,8
Холодний	5,6 – 6,3	12,1 – 12,7	6,5 – 7,3	13,8– 14,5	5,5 –6,39	14,0 –12,0
Аномально холодний	< 5,6	< 12,0	< 6,4	< 13,7	< 5,4	< 13,99

Шляхом поєднання цих методичних підходів проведено ретроспективний аналіз динаміки пошкодження лісових екосистем, при якому на фоні природних флуктуацій виділено вплив забруднення повітря на зниження радіального приросту дерев. Ця робота проводилась у розрізі ценоосередку деревостану та біогрупи дерев окремо за групами по Крафту.

РОЗДІЛ 3. АЕРОТЕХНОГЕННІ ЗМІНИ В АЕРОТОПІ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

3.1 Забруднення атмосфери викидами промисловості

3.1.1 Масштаби аеротехногенного забруднення в Україні

Україна залишається однією з країн з великим об'ємом викидів фітотоксикантів, які приводять до деградації лісів. Сучасний технологічний рівень промисловості України в якій домінує паливно-енергетичний, металургійний, хімічний комплекс, не дозволяє знизити забруднення атмосфери викидами.

До того ж ефективність роботи очисних споруд в цілому менше 80%, що нижче від світових рівнів. Так, якщо вловлюється 93,2% пилу, то газів та рідких аерозолів тільки 29,9% [295].

Починаючи з другої половини 1980-х років в Україні спостерігалось зменшення обсягу викидів в атмосферу від стаціонарних джерел (рис. 3.1), що було в основному наслідком падіння виробництва [271 - 277]. За період з 1985 по 2004 роки величина викидів зменшилася з 12,2 до 4,8 млн. т в рік. За період з 1980 по 2004 рік в Україні викид SO_2 від стаціонарних джерел зменшився в 3,3 рази пилу в 4,3. оксидів азоту в 3,4 рази (рис. 3.2) (додаток В.1).

В викидах в атмосферу переважають гази та аерозолі. При цьому, як бачимо із рис. 3.2 значну долю складають токсичні для рослин оксиди азоту і сірки [271 - 277].

Частка чорної металургії від загального обсягу викидів коливалася в межах–25-35%, енергетики–29-33, вугільної–8-23, хімічної та нафтохімічної промисловості – 2-8 та виробництв цементу– 0,6- 2,2% [271 - 277].

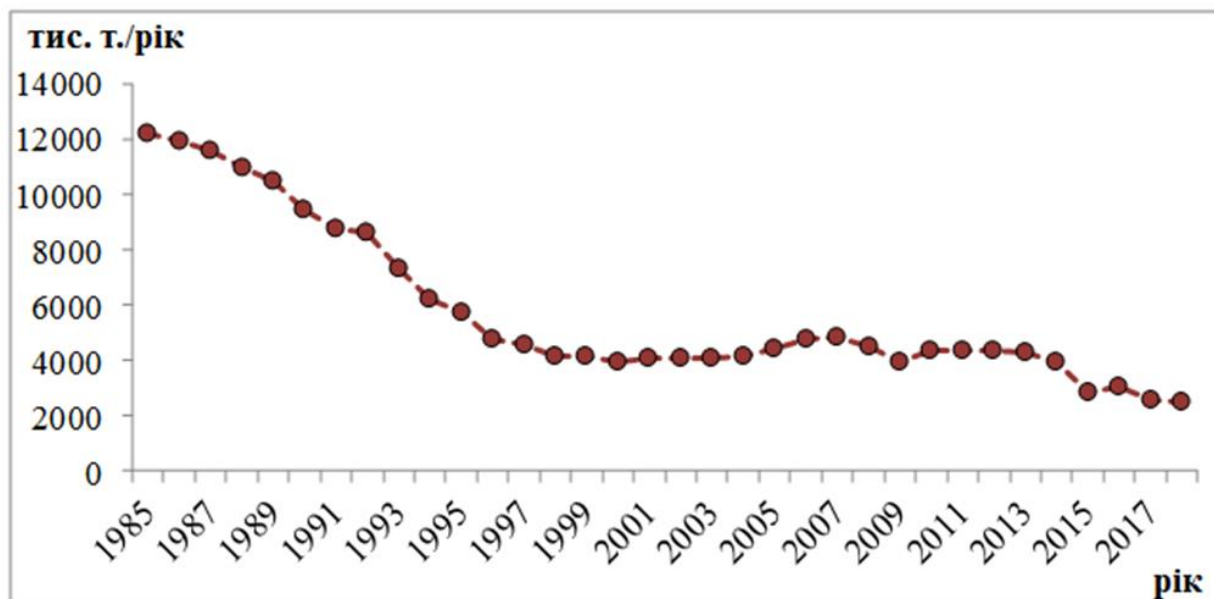


Рис. 3.1 – Динаміка викидів в атмосферу від стаціонарних джерел в Україні, тис. т.

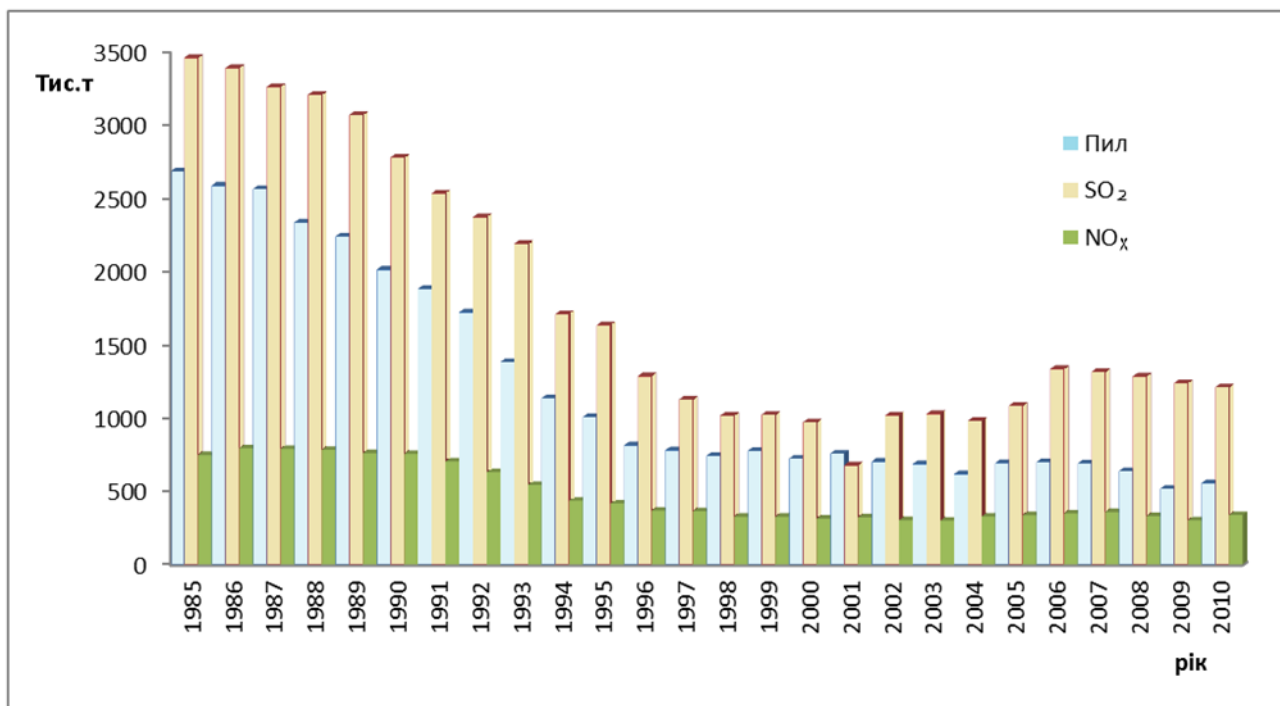


Рис. 3.2 – Динаміка викидів пилу,оксидів сірки та азоту в атмосферу від стаціонарних джерел в Україні, тис. тонн

Оскільки зменшення обсягу викидів відбувається за рахунок зниження потужності та закриття виробництв при визначенні загрози лісам повинен бути взятий період максимальної потужності виробництв, тобто 1988-1990 років.

На Україні основна частина промисловості розміщена в **Донецькому та Придніпровському районах** (рис. 3.3). Обсяг їх викидів складає 81% від загального обсягу.

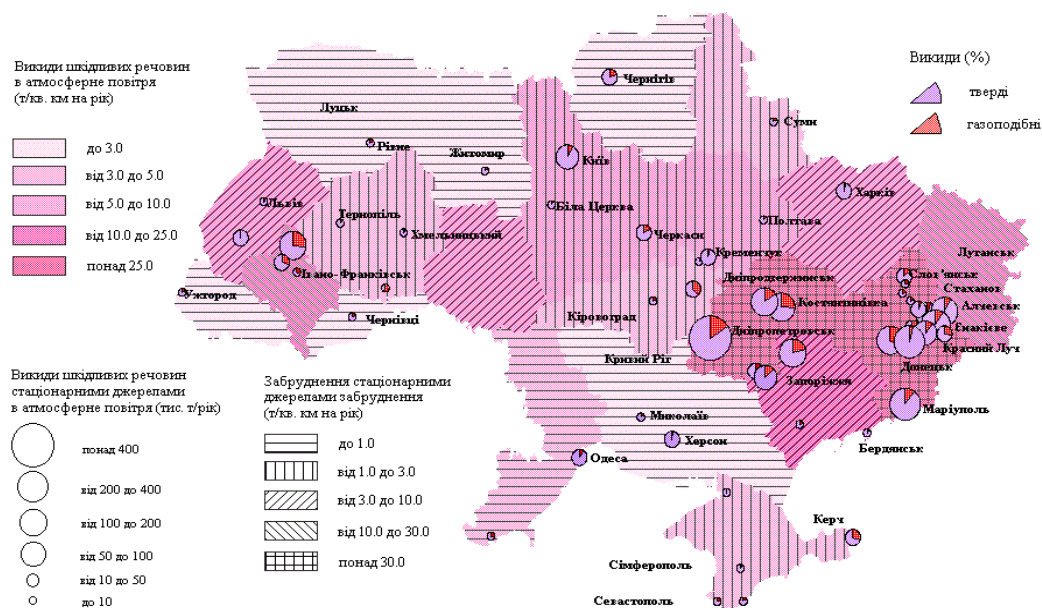


Рис. 3.3 – Щільність викидів в атмосферу від стаціонарних джерел в Україні

Для **Північно-Східному районі** регіональну екологічну небезпеку складають викиди Зміївської ТЕС, Балаклійського цемкомбінату . В Полтавській області локальну небезпеку для лісів становлять промислові виробництва міста Кременчука, а в Кіровоградській - м. Олександрія. В **Центральному районі** загрозу існуванню сосняків Черкаського Бору та Чигиринського піщаного пасма представляє Черкаська промагломерація (ВАТ «Азот», «Хімволокно», ТЕЦ).

В **Північно-Західному районі** небезпеку для лісів представляє РВАТ «Азот», а в **Столичному районі** викиди Трипільської теплової електростанції.

Бурштинська ТЕС в **Карпатському районі** є найбільшим джерелом забруднення атмосфери і зоною підвищеної небезпеки для лісів.

Найважливішим фактором, від якого залежить розсіювання забруднювачів в атмосфері, є турбулентний обмін. Згідно Маренко А.Н., Семенова А.П., Козленко Т.В. [242] найменший обмін в районах захищеного рельєфу (південний берег Криму, Закарпаття) та гірсько-долинного ландшафту (Українські Карпати). Область помірної турбулентності охоплює територію майже всієї правобережної України. Східні та південні райони України характеризуються підвищеною турбулентністю. Розсіювання тут йде краще, оскільки територія більш провітрювана.

3.1.2 Забруднення атмосфери викидами промислових виробництв, в полі яких вивчалися ліси

3.1.2.1 РВАТ «Азот»

Початком діяльності РВАТ «Азот» є пуск в березні 1969 р. виробництва аміаку. У подальшому було введено виробництва сірчаної кислоти (1971 р.), складних фосфорних добрив та інші.

Оскільки облік викидів на промислових підприємствах колишнього СРСР введено з середини 70-х рр., тому інформацію про величину викидів маємо лише з 1976 року. Протягом періоду 1976-2003 рр. кількість викидів коливалися в значному діапазоні (рис. 3.4, 3.5). Найбільша кількість викидів домінантних фіто токсикантів зареєстровано в середині 70-х років, абсолютний максимум - 75,1 тис. т. у 1978 р. (рис. 3.4).

Апогеєм забруднення біла екологічна катастрофа 1979 року, коли ранньою весною емісія великої кількості забруднювачів співпала із слабким вітром та низькою хмарністю. Оскільки в цей рік кількість викидів H_2SO_4 зросла в 4,3 рази, а інших інгредієнтів не змінилася, можна припустити, що викид стався на виробництві сірчаної кислоти.

У 1980-ті роки відбулося зниження викидів забруднювачів, пов'язане як з заходами по очищенню та зупинкою деяких виробництв на реконструкцію. До середини 80-х років їх кількість зменшилася у 3-4 рази. Збільшення кількості викидів на 7,5-9,6 тис. т. знову спостерігалось у 1985-1986 рр.

На початку 1990-х років об'єм викидів знизився до 5,5-7,4 тис. т/рік, в другій половині 1990-х він коливався в межах – 2,7- 4,1, а 2000-2003 – 2,4-3,2 тис. т/рік.

У викидах РВАТ «Азот» частка газів та аерозолів кислот становить майже 80%. До групи сірковмісних фітотоксикантів входять сірчаний і сірчистий ангідриди, аерозолі сірчистої та сірчаної кислот, до азотовмісних – оксиди азоту, аерозоль азотної кислоти та аміак. За винятком NH_4^+ , всі гази є кислими і надзвичайно токсичними для рослин [176]. Найбільша частка в забрудненні сірчистого ангідриду (40-50%). Найбільше його в атмосферу надійшло в 1976 р.- 31 тис. т . Протягом 1977-1988 рр. у атмосферу щорічно потрапляло від 6,9 до 14,2 тис. т ангідриду. (рис. 3.4).

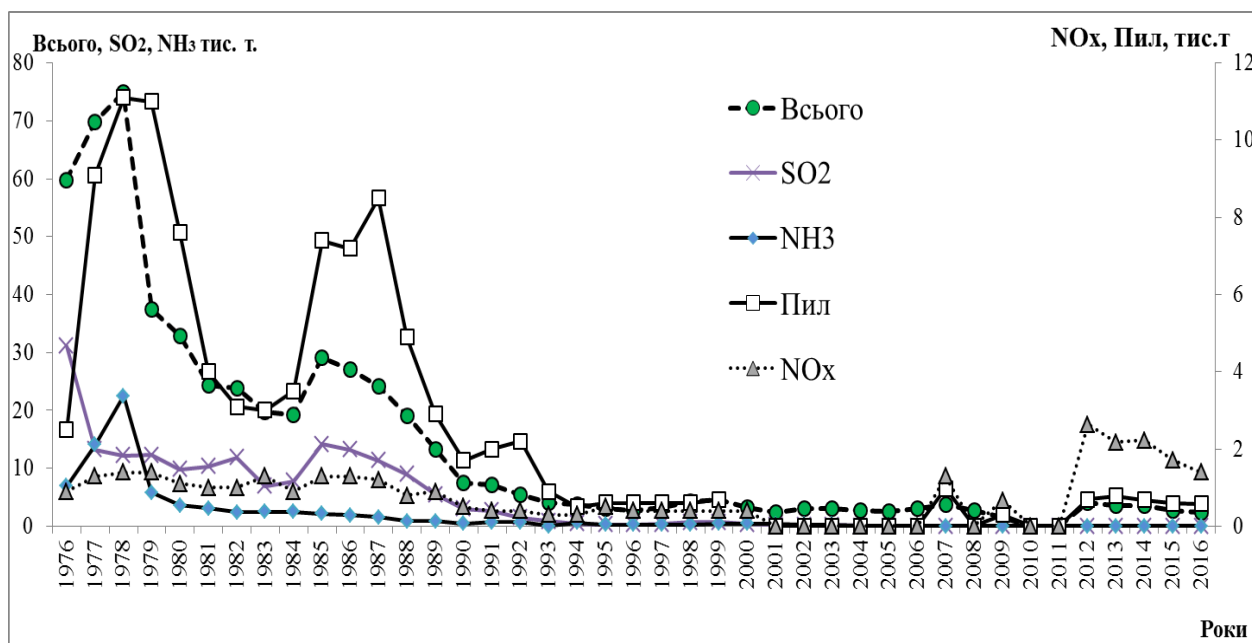


Рис. 3.4 – Динаміка домінантних викидів РВАТ «Азот»

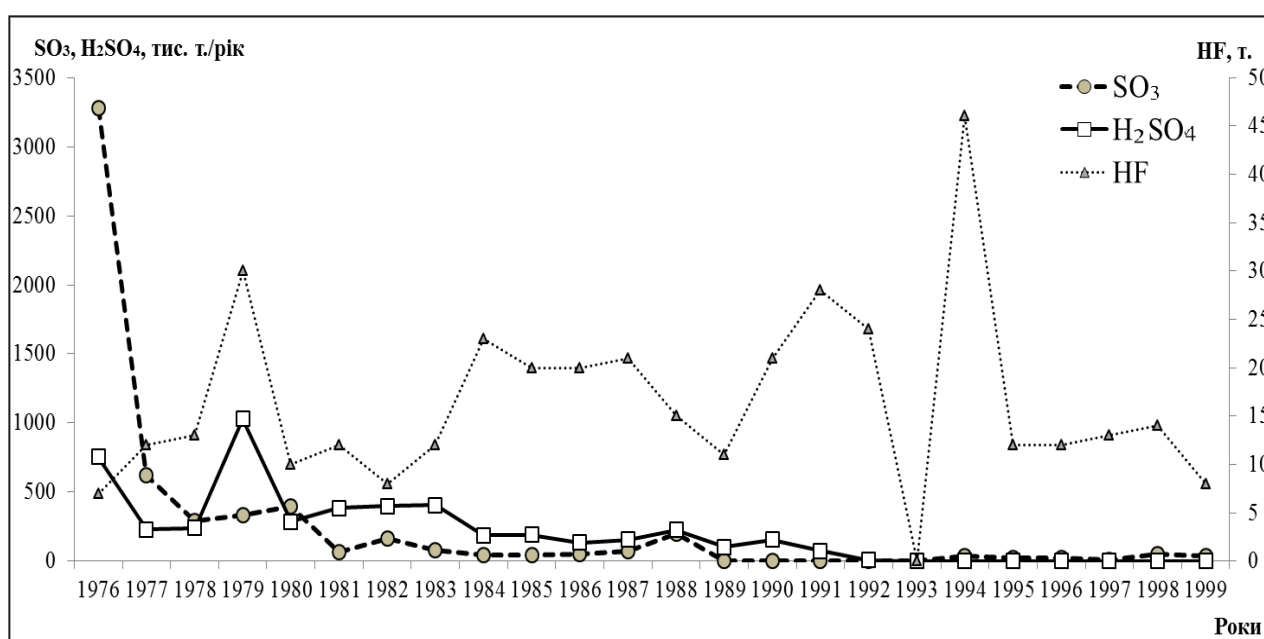


Рис. 3.5 – Динаміка недомінантних викидів РВАТ «Азот»

Інші інгредієнти в загальному об'ємі складали таку частку: NH_3 - 4,9-29,9%, пилу - 13,2 - 22,7%, NO_x - 1,9- 7,0%; SO_3 - 0,2-5,5%, H_2SO_4 - 0,2-2,8%, HNO_x - 0,05-1,7%; HF - до 0,1%. За період з 1976 по 1995 рр. викиди NH_3 знизилися з 22 до 0,7 тис. т/рік, NO_x - з 1,4 до 0,4; SO_2 - з 31 до 1,4; SO_3 - з 3,3 до 0,04; H_2SO_4 - з 1 до 0,01 тис. т/рік.

В період максимального рівня викидів згідно даним Рівненської обласної санепідемстанції, 42–56% всіх вимірів сірчистого ангідриду перевищувала ГДК для людини. Середній вміст сірчаного ангідриду у викидах знижувався з 3,8 мг/м^3 на відстані 100 м від комбінату до 0,62 мг/м^3 на відстані 5 км. У окремі періоди відмічено дуже високі максимальні концентрації. Так, на відстані 200 м відмічалася концентрація – 15,3 мг/м^3 SO_2 , на 500 м – 2,0 мг/м^3 , а на 3000 м – 4,8 мг/м^3 .

В період максимального рівня забруднення встановлено тісні зв'язки між відстанню до джерела забруднення та середніми концентраціями SO_2 , H_2SO_4 та NH_4 , а також з максимальними концентраціями H_2SO_4 .

3.1.2.2 ЧПА

Черкаська промислова агломерація (ЧПА) почала формуватись у кінці 1940-х років (ВАТ «Хімреактив» почав працювати 1949 р.). До середини 60-х рр. до складу ЧПА увійшли ВАТ «Хімволокно» і ДП «ТЕЦ» (з 1961 р.), ВАТ «Азот» (з 1965 р.) та кілька інших виробництв. В 1988 р. сумарний викид токсикантів в атмосферу підприємствами ЧПА м. Черкаси складав 54,3 тис. т. ВАТ «Азот», ВАТ «Хімволокно» і ТЕЦ викидали у повітря 35 тис. т (рис. 3.6, рис. 3.7 та). ТЕЦ є основним джерелом забруднення SO_2 , CS_2 , H_2S і NO_x , ВАТ «Азот» – азотвмісних токсикантів, ВАТ «Хімволокно» – CS_2 , H_2S .

У період з 1975 по 1985 рр. концентрація діоксиду азоту в повітрі міста щорічно перевищувала ГДК. Концентрація суміші газів $\text{SO}_2 + \text{NO}_2$ в окремі роки перевищувала ГДК на 30%, а в 1977 р. досягала 5 ГДК. Найтривожніша ситуація була у 1980 році. Різке збільшення викидів NO_2 до рівня 5ГДК спостерігали у 1984 р. [243].

За даними СЕС м. Черкаси, у радіусі 6–7 км від ВАТ «Азот» у 1987 р. зафіксовано такі максимальні рівні: діоксиду сірки – 0,54 мг/м^3 і 10% вимірів вище ГДК; аміаку – 0,33–1,37 мг/м^3 з перевищенням ГДК і 5ГДК у 49 і 3,6% вимірів відповідно; діоксиду азоту – 0,10–0,20 мг/м^3 [243].

За період 1987–2008 рр. обсяг викидів в атмосферу від стаціонарних джерел знизився у 1,5 раза, SO_2 у 7 разів, NO_x – у 1,1 раз, викиди H_2S –у 3 рази, CS_2 – у 2,3 рази, NH_3 –у 1,2 рази. Найбільше зменшення відбулося за рахунок сірковмісних газів, особливо SO_2 та H_2S (рис. 3.6, 3.7 та).

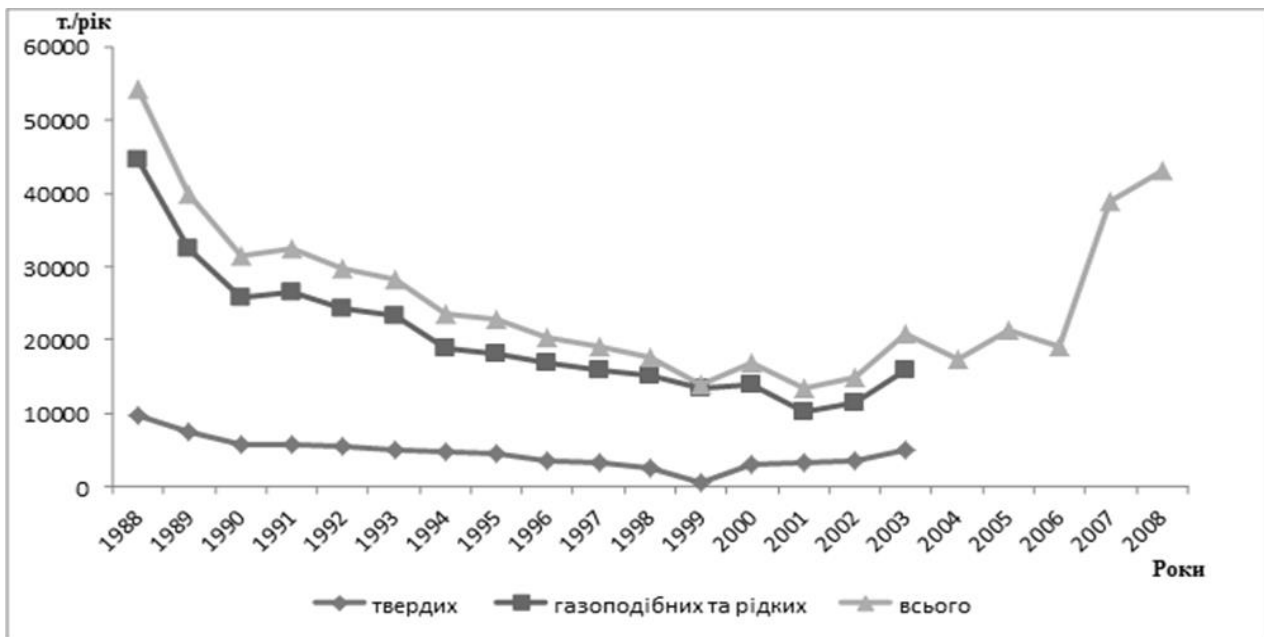


Рис.3.6 –Викиди токсикантів в атмосферу стаціонарними джерелами м. Черкаси

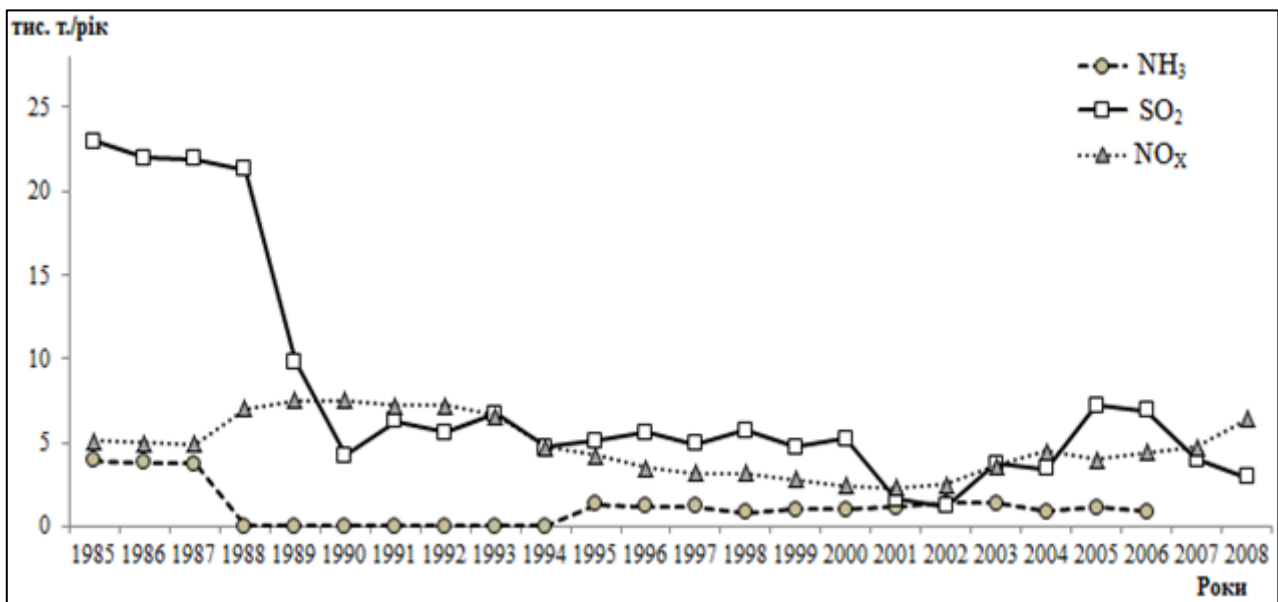


Рис. 3.7. – Викиди основних фітотоксикантів в атмосферу стаціонарними джерелами м. Черкаси

Основною причиною такого зниження обсягу є перш за все зменшенням обсягів виробництва. Однак не зважаючи на зниження промислових викидів загальний рівень забруднення повітря ЧПА в 2010-ті роки залишається високим [27] (рис. 3.8). Валовий викид забруднювачів ВАТ «Хімволокно» та ТЕЦ становив 11,2, ВАТ «Азот» 5,9 тис. т, або 28 і 15% від загального викиду по області [325]. В повітрі м. Черкас відмічалися перевищення вмісту аміаку – 3,5 формальдегіду – 4 ГДК, сірковуглецю – 3 ГДК [361].

У 2002 році в повітрі міста було виявлено максимальні концентрації аміаку – 3,9 ГДК, діоксиду азоту – 2,2 ГДК, сірководню – 1,5 ГДК [325].

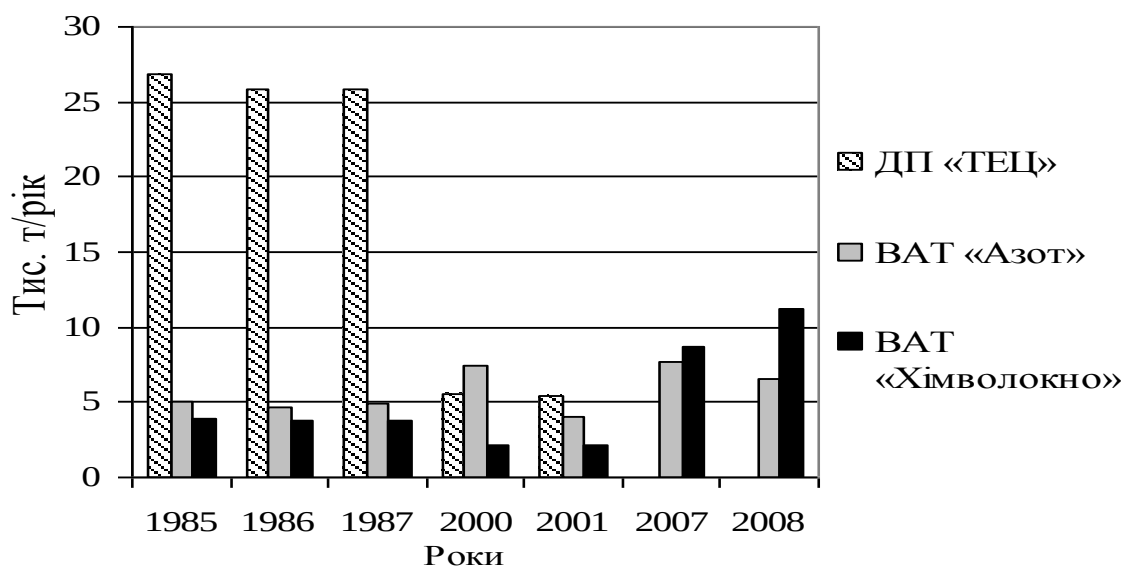


Рис. 3.8 – Динаміка викидів основних підприємств м. Черкаси

До 1985 р. середньорічні концентрації диоксиду сірки збільшились у 4 рази, а диоксиду азоту – у 2 рази. З 2000 р. концентрації диоксиду сірки та диоксиду азоту не збільшуються і залишаються на рівні відповідно 0,03 та 0,04 мг/м³, що удвічі перевищує ГДК для деревних рослин (рис. 3.9). Комплексний індекс забруднення атмосфери Черкас (ІЗА), обчислений за середньорічною концентрацією пилу, диоксиду азоту, аміаку, формальдегіду, оксиду азоту у 2007 р. становив 7,85, у 2008 р. – 7,56, що кваліфіковано як середній рівень забруднення атмосфери і є найвищими серед інших міст України [325, 361].

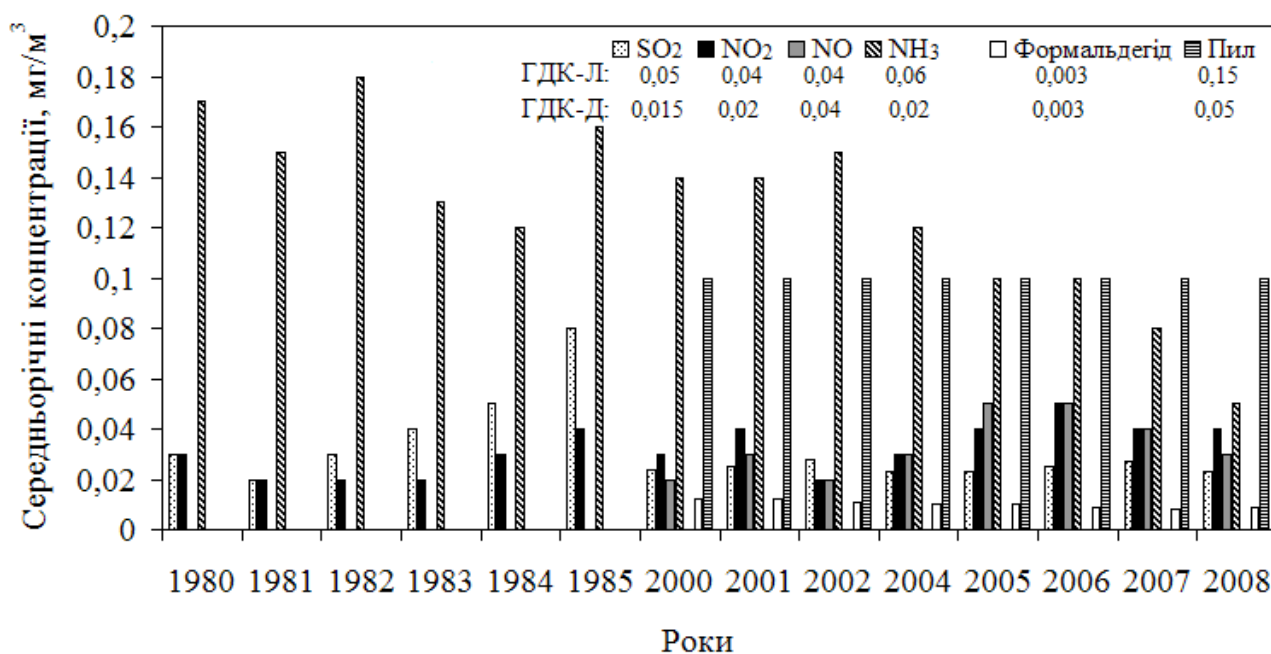


Рис.3.9 –Динаміка рівнів забруднення атмосферного повітря м. Черкаси

3.1.2.3 ЛРСПА

ЛРСПА характеризується великою кількістю та різноманітністю джерел викидів у атмосферу. Частка джерел викидів в містах Рубіжне, Сєверодонецьк та Лисичанськ становить відповідно 16, 36 і 48% від кількості по ЛРСПА. Викиди по м. Лисичанську складають 84%, по м. Сєверодонецьку - 12%, а по м. Рубіжне тільки 4% від загальної кількості по ЛРСПА.

Великий відсоток твердих забруднювачів викидається по м. Лисичанську – 73%, по м. Сєверодонецьку – 23 і лише 4% по м. Рубіжне.

Найвищий рівень викидів був у період 1985-1990 рр.: у Лисичанську в межах 129,1-141,2; Сєверодонецьку - 16,9-38,2; Рубіжному – 10,8-14,5 тис. т. У 1990-ті почалося різке зниження викидів (для Лисичанська до – 31,3-110,8; Сєверодонецька – 6,0-15,2; Рубіжного – 1,9-9,4 тис. т) (рис. 3.10). Найвищі концентрації SO_2 відмічено в 1985-1988 роки.

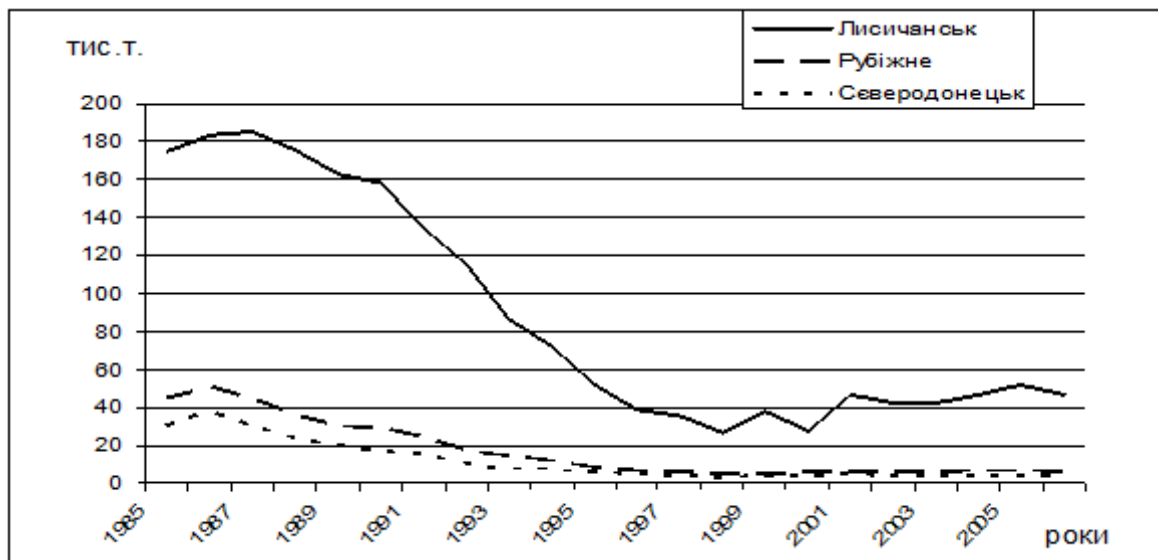


Рис. 3.10 – Динаміка викидів забруднювачів у атмосферу по Лисичанську, Рубіжному та Сєверодонецьку, тис. т/рік

3.1.2.4. Зміївська ТЕС

На долю ЗТЕС в різні періоди припадало від 60-80% всіх викидів промислових виробництв Харківщині. Енергоблоки вводилися 1 – 1960, 2 – 1961, 3 – 1962, 4 – 1963, 5 – 1964, 6 – 1967, 8 – 1968, 9 – 1969, 10 – 1969 році. Основний вид палива вугільна суміш. Щорічно спалюється біля 5 млн. т. вугілля і біля 1,5 млрд.м³ газу, ЗТЕС викидає щороку в атмосферу біля 20 млн. т вуглекислого газу.

Протягом періоду з 1983 по 2010 роки (рис. 3.11, 3.12) рівень викидів ЗТЕС коливався від 83 до 243 тис. т/рік. В період максимуму (1984-1993 роки) досягав 216 - 243 тис.т /рік, в тому числі 81-102 попелу, 86-118 SO_2 і 26-40 тис.т/рік NO_x . (рис. 3.12).

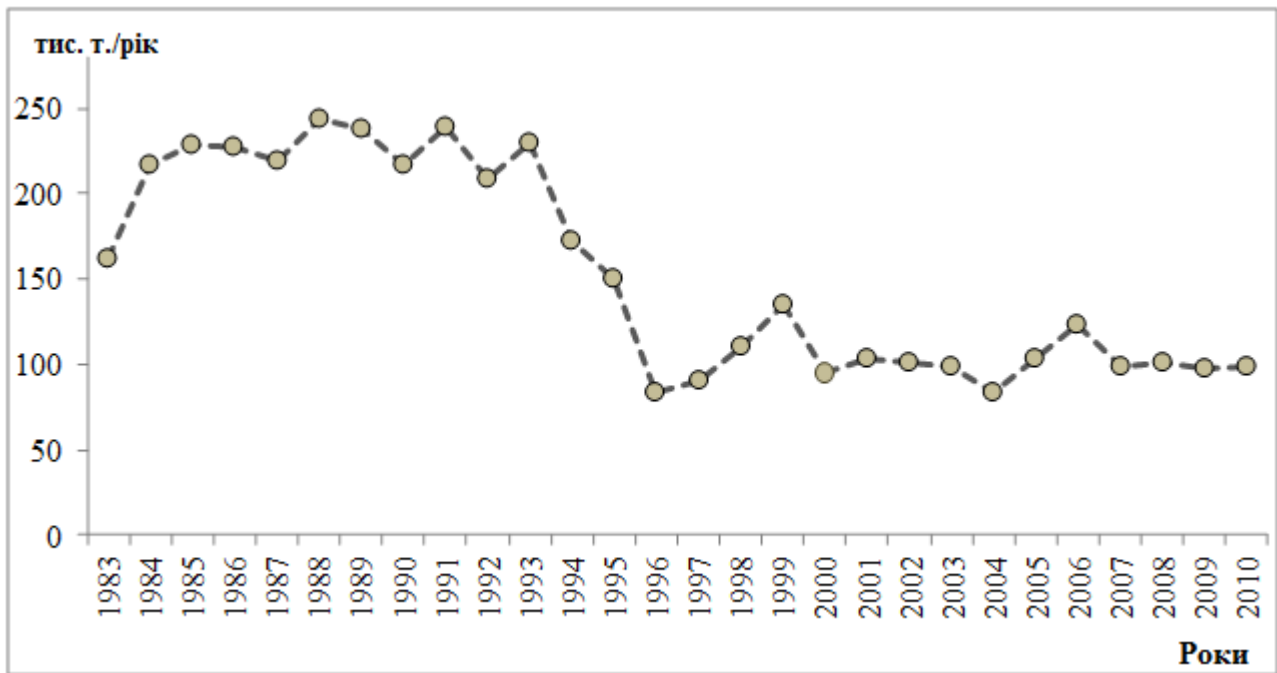


Рис.3.11 – Динаміка викидів в атмосферу Зміївської ТЕС, тис. т

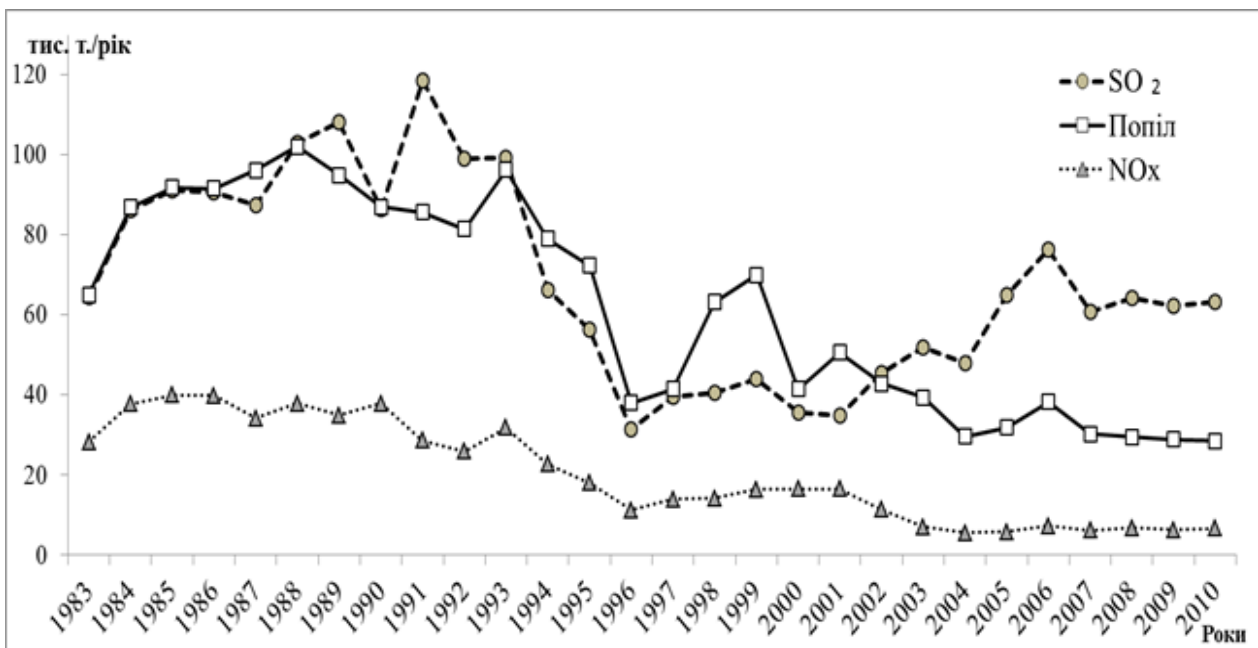


Рис.3.12 – Динаміка викидів в атмосферу основних фітотоксикантів ЗТЕС

В 2003-2004 роки обсяг викидів Зміївської ТЕС в атмосферу знизився. Так в 2004 році було викинуто – 84 тис. т/рік. Починаючи з 2005 року обсяг викидів в атмосферу знову почав зростати і досяг в 2006 році 122,8 тис. т/рік. В період з 2007 по 2010 р.р. загальний обсяг викидів коливався в межах 98-100 тис. т/рік

В цей період зросли викиди сірчистого ангідриду. В 2005-2010 роках обсяги його викидів коливалися в межах 60,7-76,4 тис.т/рік, що в 1,3-1,7 рази більше ніж в 2002 році. За період з 1990-х років до кінця 2010 років поряд із зменшенням загального обсягу викидів за рахунок попелу та оксидів азоту. В результаті цього у викидах суміш з приблизно однаковим співвідношенням

оксидів сірки та азоту перетворилася на суміш з повним домінуванням сірчистого ангідриду.

У викидах попелу в атмосферу ЗТЕС основну частку складають: SiO_2 -53,6%; Al_2O_3 -25,5; Fe_2O_3 -11,6; CaO -2,76;. Поряд з цим у попелі знайдено також миш'як, бром, стронцій, ніобій, молібден, олово, сурма, свинець, цирконій. Ще ширше коло токсичних важких металів в попелошлаках Зміївської ТЕС.

Вони представляють собою джерело забруднення ґрунтів ВМ и в тому числі I класу небезпеки - бенз/а/пірен, миш'як, II - сурма і III - ванадій, марганець, стронцій.

Продукти спалювання палива надходять в атмосферу через 5 труб. Для 200 МВт блоків (№1-4) це дві труби ($D=7$ м, $H=120$ м). У енергоблоків №5 та №6 одна труба ($D=6$ м, $H=180$ м). Енергоблоки 300 МВт попарно підключені до труб $D=6$ м, $H=250$ м.

Максимальні концентрації токсикантів в повітрі відмічаються на віддалі 10-40 висот труб, тобто для Зміївської ТЕС цей діапазон складає 1,2-10,0 км. Враховуючи те, що лісові масиви Задонецького лісництва розташовані своєрідною підковою на північний захід - південний схід навколо цієї теплової електростанції на віддалі 4-10 км, то ймовірність високих концентрацій забруднювачів в них надзвичайно висока.

3.2 Аеротехногенне забруднення снігового покриву та навантаження на лісові екосистеми

Концентрація іонів (табл. 3.1) [271 - 277] в опадах, на початку 1990-х років в Україні, порівняно з фоном півдня ЄТС в 1958-1962 роки, лише по магнію та гідрокарбонатам дещо вища. В 90-ті роки в Україні знизився обсяг промислових викидів в атмосферу. Як наслідок (табл. 3.1, 3.2) середній вміст сульфатів в опадах знизився в 1,7-2,1 рази, нітратів – з 2,54 – в 1,5–2,3 рази, хлоридів – в 1,9–5,6 рази. Зменшився вміст лужних катіонів, особливо в 2,4–3,6 рази амонію.

В цілому сума аніонів зменшилася з 18,64 – 19,90 до 9,89 – 10,54 мг/л катіонів з 9,04 – 10,33 до 5,77 – 5,97 мг/л (табл. 3.1). І хоча вмісту аніонів зменшилася значно більше, суттєвих змін кислотності не відбулося. В 1996–2001 роках рН коливалося від 6,21 до 6,52, тобто опади дещо підлугувалися.

Вміст іонів відрізняється в різних природних зонах України (144). Найвищий вміст іонів (за винятком NO_3^-) в степу, найнижчий - в Поліссі (табл.3.2.). Сума іонів у Поліссі в 2,5 рази менше ніж в степу. Особливо значна різниця у вмісті іонів : HCO_3^- в 5,7 раз, кальцію - в 5,0, натрію - в 3,3, хлору - в 3,8 раз менше.

Таблиця 3.1 – Динаміка вмісту іонів в опадах на території України

Роки	Аніони				Σ аніонів	Катіони					Σ катіонів	Σ іонів	pH
	SO_4^{2-}	NO_3^-	HCO_3^-	Cl^-		Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	NH_3^+			
1990	14,42	2,76	0,59	0,87	18,64	1,87	1,42	1,92	1,75	2,08	9,04	27,68	6,21
1991	13,41	2,92	0,55	1,65	18,53	2,08	1,59	2,31	1,26	2,00	9,23	27,76	6,33
1992	13,41	0,91	0,65	2,39	17,36	2,19	1,99	2,60	1,05	1,91	9,74	27,10	6,27
1993	14,27	2,54	0,65	2,29	19,75	2,08	1,55	3,12	1,38	2,14	10,26	30,01	5,96
1994	14,56	1,85	0,69	2,80	19,90	2,52	1,99	2,87	1,80	1,75	10,93	30,83	5,90
1995	9,23	1,71	1,09	1,07	13,09	2,69	2,83	1,96	1,12	1,21	9,81	22,90	5,59
1996	9,23	1,27	0,52	1,86	12,88	1,80	1,01	2,06	0,81	1,66	7,33	20,21	6,21
1997	6,92	1,99	0,53	1,45	10,89	1,48	1,28	1,85	0,98	0,79	6,37	17,27	6,21
1998	6,63	1,93	0,44	0,85	9,85	1,48	1,24	1,67	0,58	0,81	5,77	15,63	6,27
1999	6,92	1,88	0,51	0,55	9,85	1,50	1,25	1,69	0,75	0,75	5,94	15,79	6,40
2000	7,93	1,60	0,51	0,50	10,54	1,53	1,09	2,00	0,70	0,64	5,97	16,52	6,52
2001	7,06	1,63	0,55	0,71	9,96	1,44	1,14	1,73	0,75	0,77	5,83	15,79	6,33
Ср	10,33	1,91	0,61	1,42	14,27	1,89	1,53	2,15	1,08	1,38	8,02	22,29	6,18

Таблиця 3.2 – Вміст іонів (мг/л) в опадах в різних регіонах України [144]

Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	NH_4^+	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	NO_3^-	Сума	pH
Полісся										
1,3	1,6	1,3	0,7	0,8	2,7	9,2	1,8	1,2	20,6	5,2
Лісостеп										
4,2	1,1	1,8	0,7	0,8	7,6	13,7	2,0	0,6	32,5	5,5
Степ										
6,5	2,1	4,3	0,8	0,8	15,3	13,6	6,9	0,5	50,8	5,7
Карпатська гірська область										
2,2	2,0	1,6	0,9	1,3	4,2	13,6	2,5	0,8	29,1	5,8
Валдай (1958-1962) 260 км від Ленінграда [143]										
0,4	0,2	1,1	0,4	0,4	2,2	3,6	0,8	0,6	9,8	5,5
Південь ЄТС (1958-1962) 143]										
4-6	0,4		0,6-0,9	0,7-0,9	9,0	8-11	2-3	0,6-0,8		
Середній вміст іонів в опадах (з 1990 по 2001 роки)										
2,15	1,08	1,89	1,53	1,38	0,61	10,33	1,42	1,91	22,29	6,18

3.2.1 РВАТ «Азот»

Дослідження велися в періоди сильного (1980-ті роки) і слабого (1990-ті) рівня забруднення атмосфери викидами РВАТ «Азот».

В період інтенсивного забруднення в зоні РВАТ «Азот» спостерігався феномен локального підлюговування опадів [84]. Не зважаючи на домінування в викидах кислих токсикантів у 1981 році в радіусі до 1 км рН снігу досягав 8,61-8,86. У 1987 році рН був уже 8,0 (рис. 3.13). Однак радіус підлюговування більший ніж у 1981 році (10 км проти 4 км). Із віддаленням від РВАТ «Азот» рН і вміст кальцію, магнію, аміачного азоту і фтору зменшувався, а фонові значення відмічені лише на відстані 7–14 км.

Причиною такого підлюговування снігового покриву були викиди аміаку який є відносно “важким” газом і розповсюджується, на невеликі відстані [9, 32, 164, 167]. В сніговому покриві зони РВАТ «Азот» у ці роки вміст іонів амонію складав 4,0-5,8 мг/л, що в 5-7 рази вище фону в Українському Поліссі (рис. 3.13). У 1981 році вміст NH_4^+ був вищий, ніж у 1987 році (4,3÷5,8 проти 4,0 мг/л), оскільки в цей рік його надійшло в атмосферу майже в 2 рази більше, ніж у 1987 році.

З іншого боку аміак досить швидко нейтралізується кислотами, що утворюються внаслідок реакцій окислення та гідролізу оксидів сірки та азоту. Доказом цього є високий вміст NH_4^+ і SO_4^{2-} . Опади на 60-90% складаються із сульфатів або бісульфатів амонію [9, 127, 345].

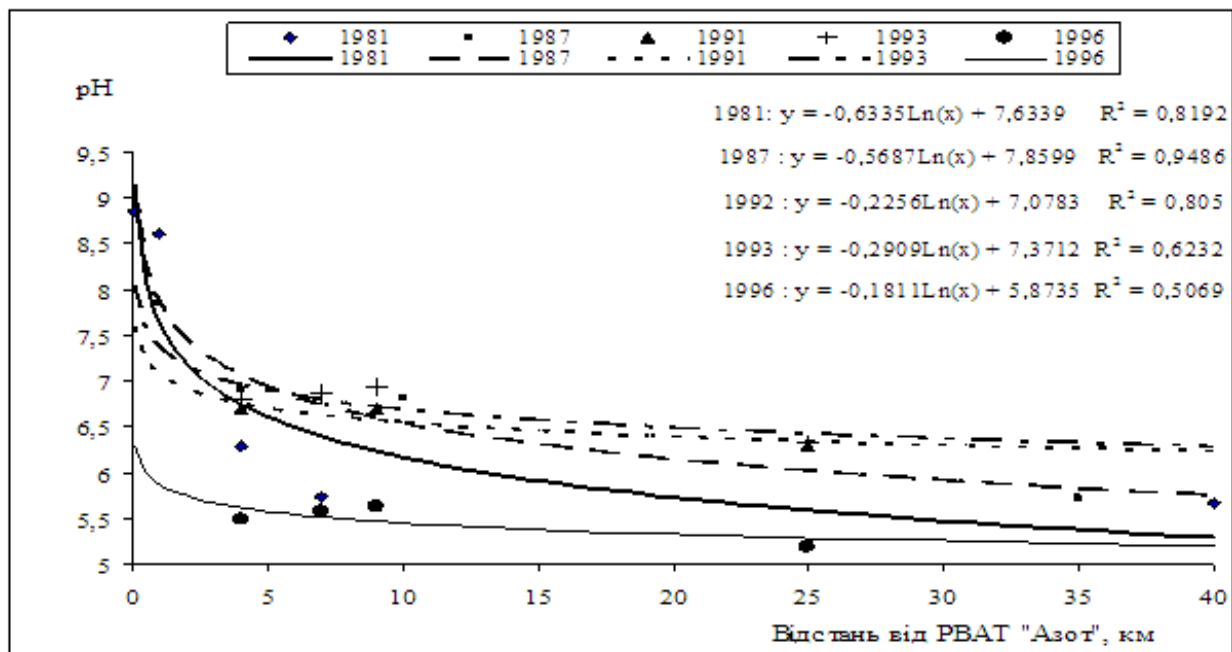


Рис. 3.13 –рН снігового покриву у північно-східному напрямку від РВАТ «Азот»

Найвищий вміст сульфатів в сніговому покриві зони РВАТ «Азот» був у 1981 році, коли їх вміст у 6 раз перевищував контроль (рис 3.14, 3.15). В період слабого забруднення у 1987 і 1991 роках вміст SO_4^{2-} у снігу у 3–4 рази менший. В той же час навіть в у 1993 році їх вміст в 1,1-1,3 рази

перевищував фон по Полісся. При цьому найвищий рівень SO_4^{2-} спостерігався в сосняках, які найближче розташовані до РВАТ «Азот». В 2005 році в техногенній зоні ВАТ «Азот» він був близький до фонового [82].

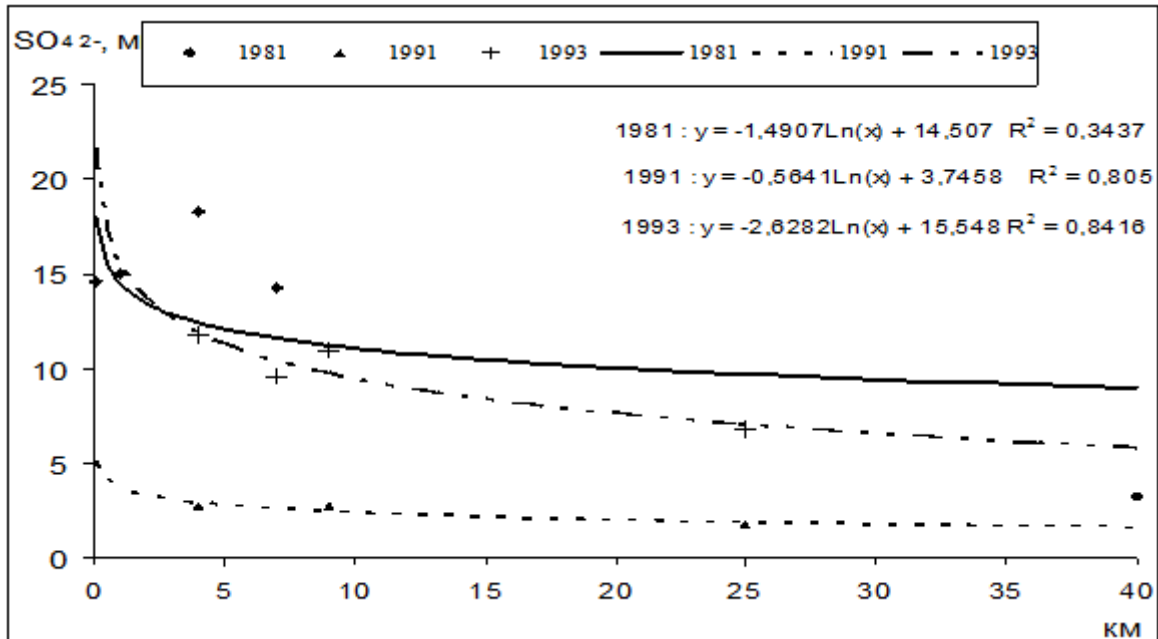


Рис. 3.14 – Вміст сульфатів в сніговому покриві в північно-східному напрямку від РВАТ «Азот»

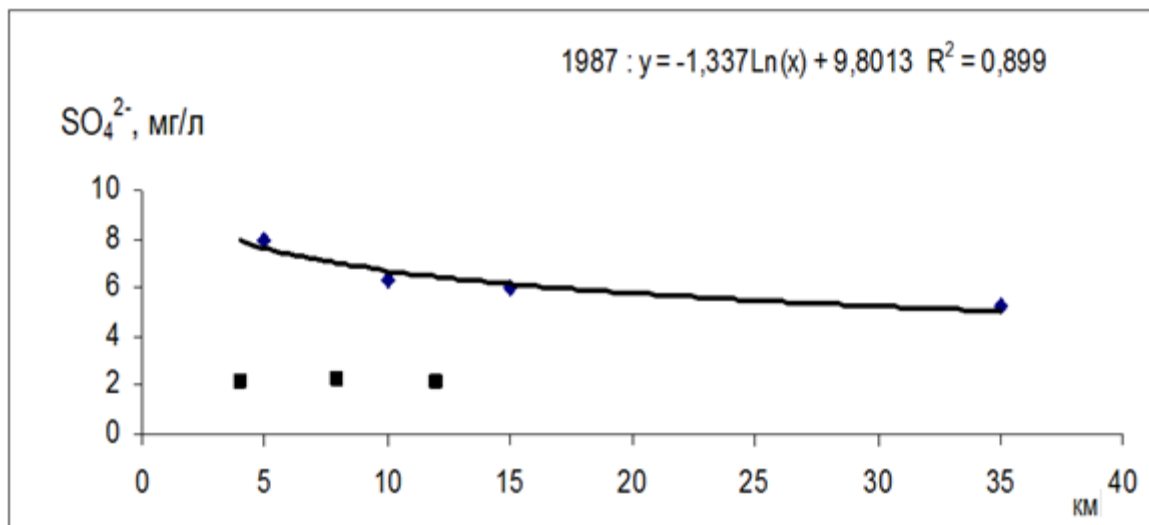


Рис. 3.15 – Вмісту сульфатів у сніговому покриві в північно-західного напрямку від РВАТ «Азот»

В період слабого забруднення відмічався низький вміст нітратів. Вміст фторидів у 1987 році коливався від 0,08 до 0,25 мг/л. Найвищий він біля підприємства.

За дольовою участю загальної величини іони розташовуються в такому порядку: HCO_3^- (42%) > SO_4^{2-} (16%) = Ca^{2+} (16%) > Cl^- (9%) > NH_4^+ (5%) > NO_3^- (4%) > Mg^{2+} (3%) = K^+ (3%) > Na^+ (2%).

Вміст сульфатів, нітратів й фторидів у період сильного забруднення не завжди залежить від відстані до РВАТ «Азот», що свідчить про перенос забруднювачів на значну відстань від джерела забруднення.

Зниження забруднення атмосфери відбилося на хімізмі снігового покриву. В 1990-ті роки локальне підлугування снігу вже не відмічався. У 1992 році в санітарно-захисній зоні цього виробництва рН снігу складав лише 6,2. Вміст іонів амонію знизився в 1,5 рази. Це і зрозуміло, адже його надійшло в атмосферу в 4,4 рази менше (рис 3.13, 3.16).

Незначне підлугування снігу все ж спостерігаємо - рН опадів у радіусі до 9 км перевищує природній рівень (5,5 од.) на 0,3-1,5 одиниці. У 1996 році рН снігу складав 5,49-5,64 од., тобто відповідав природному. В той же час у 1991 і у 1996 роках на контролі (25-40 км від РВАТ «Азот») відмічається підкислення опадів (рН = 5,1-5,2 од.) (рис 3.13, рис. 3.16).

І хоча в деяких місцях відбору вміст іонів амонію перевищував фон Полісся, це не пов'язано з викидами «Азоту» оскільки, найвищі концентрації NH_4^+ відмічені на значній віддалі від «Азоту». Деяке зростання рН пов'язане із збільшенням вмісту K^+ , Ca^{2+} та Mg^{2+} . Це очевидно пов'язане із переносом викидів пилу Здолбунівського ВАТ «Волиньцемент», яке розташоване на віддалі 20 км від ДП «Клеванське ЛГ» [88].

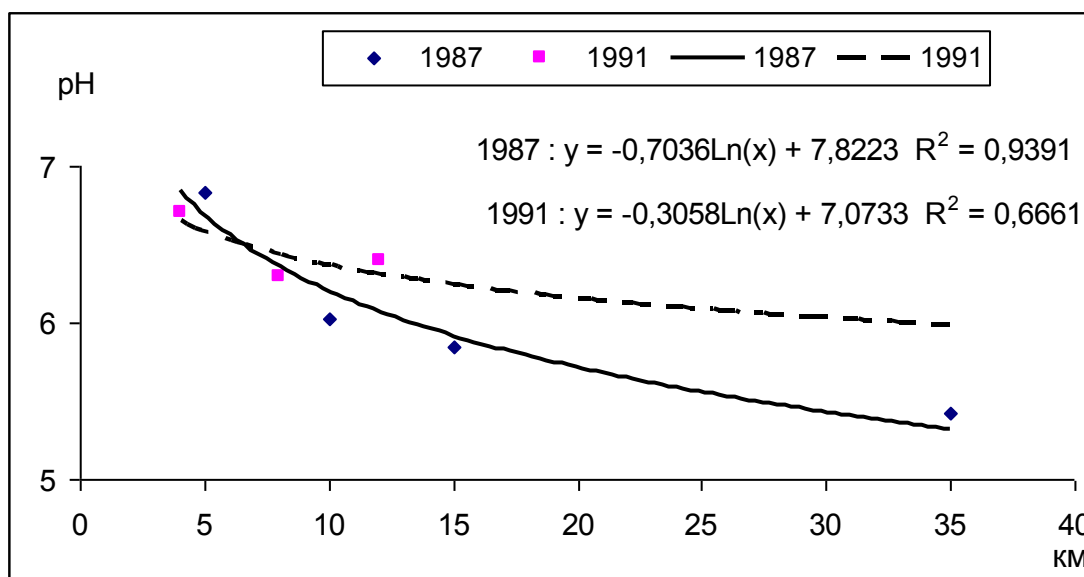


Рис. 3.16 – рН снігу у північно-західному напрямку від РВАТ «Азот»

Рівень забруднення снігового покриву в значній мірі залежить від частоти вітрів з боку РВАТ «Азот». Для періоду 1986-1987 року характерний був стабільний високий сніговий покрив і значна перевага південно-східних вітрів, повторюваність яких в період лежання снігу склала 21%, в той час як південно-західних лише 10%. Саме тому в сніговому покриві на північний захід відмічено більш високий вміст сульфатів та іонів амонію (рис.3.17)

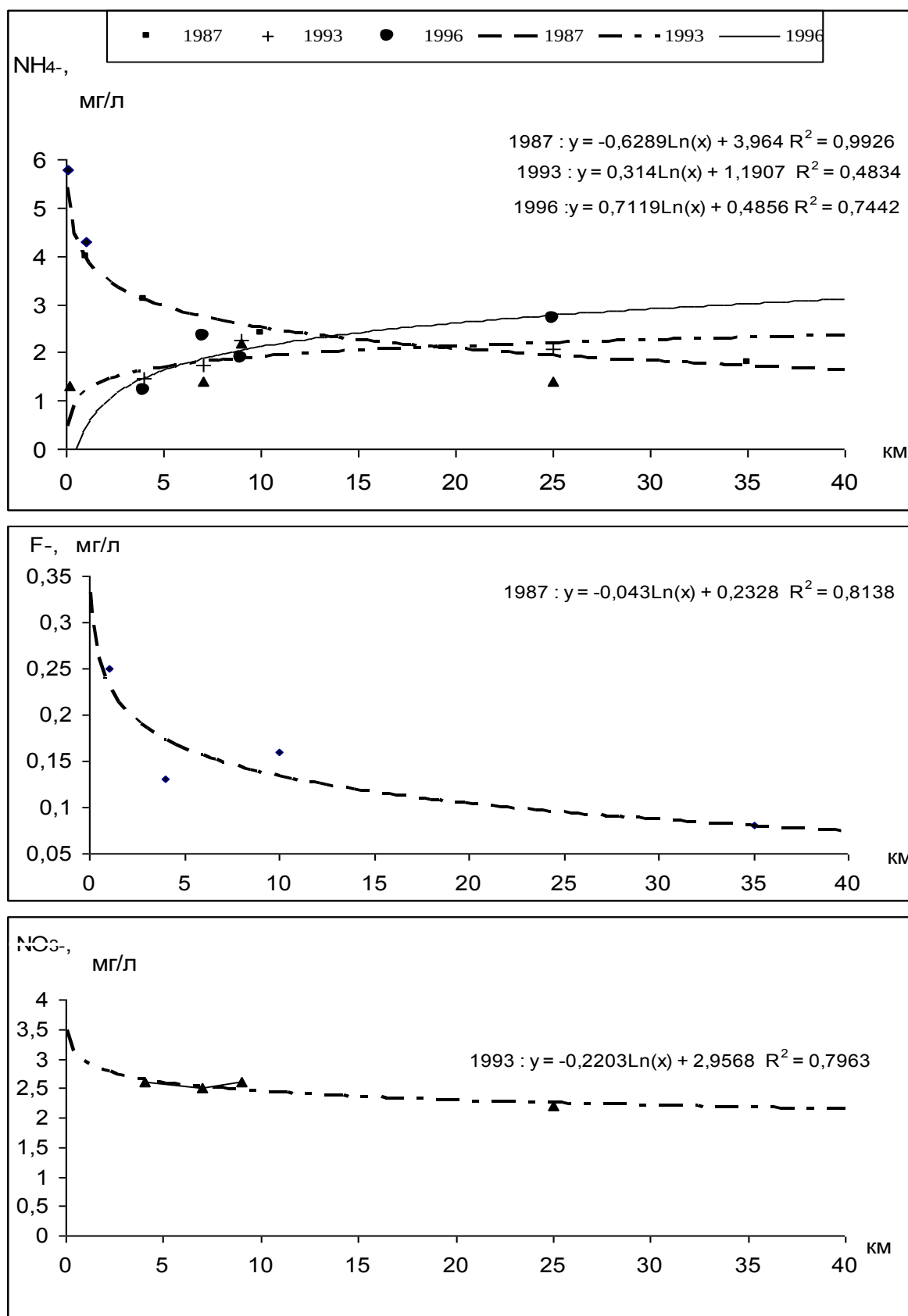


Рис. 3.17 – Вміст іонів NH_4^+ , F^- , NO_3^- в сніговому покриві північно-східного напрямку від РВАТ «Азот»

Аеротехногенне навантаження сіркоутримуючих фітотоксикантів на лісові екосистеми в зоні РВАТ "Азот" за період досліджень зменшувалося, а азот утримуючих – збільшувалося. До 1992 року амонію надходило в 3-10 разів більше, ніж нітратів, а в 1993 році навпаки внесок нітратів перевищував вміст амонію.

У порівнянні з фоновими значеннями навантаження по сірці в районі РВАТ "Азот" нижче, а по азоту в 1992–1993 роках вище. Внесок сульфатів у забруднення дещо нижчий (табл. 3.3).

Таблиця 3.3 – Динаміка середньорічних навантажень азот і сіркоутримуючих фітотоксикантів на лісові екосистеми у районі РВАТ «АЗОТ», кг/га*рік

Інгредієнти	Дані Держкомгідромету СРСР			1981	1987	1991	1992	1993
	ЄТ СРСР	Україна*	Рівне	Роки				
Сульфати	–	30,0**	25	38-49	5-13	3-23	6-35	–
S	10,4	16,3		13-16	2-4	1-8	2-12	–
Нітрати	2,4	3,1		н/в	0,5-1	н/в	1-6	40-54
Амоній	4,0	4,7		4-15	4-7	н/в	4-21	10-18
NO ₃ +NH ₄	6,4	7,8	11	4-15	4,5-8		5-27	13-18
N	3,7	4,4		3-12	3-6		3-18	6-8

Примітки: * – середньорічні дані (1988) для України [69]; ** – навантаження по сульфатам приведено для Донбасу та південних районів України;

Максимальний рівень навантажень сульфатів відмічався на початку 1980-х років, тобто в період максимального аеротехногенного забруднення. В цей час величина осідання сульфатів складала 38-49 кг/га в рік (табл. 3.3). В 1990-ті роки із суттєвим падінням величини викидів рівень випадання сульфатів знизився до 3-35 кг/га в рік.

В період слабкого рівня забруднення величина забруднення коливається в широких межах, і не мала чітко вираженої залежності від відстані до "Азоту", що пов'язано зі зниженням обсягу викидів внаслідок падіння виробництва.

На початку 90-х років сумарна величина потоку інгредієнтів на узліссі лісового масиву, що звернуто до РВАТ «Азот», коливався від 60 до 115 кг/га рік. Максимальний рівень відмічався в 1993 році (120-140 кг/га) (табл. 3.3). В північно-східному напрямку від РВАТ "Азот" надходило в 2-3 рази більше забруднюючих речовин, ніж у північному або в північно-західному напрямках.

3.2.2 ЧПА

Вивчення хімізму снігового покриву в лісах в районі ЧПА проводилося в 1991-1993 роках, тобто в період зниження рівня викидів в атмосферу. У викидах виробництв ЧПА кислі інгредієнти домінували над лужними. Не зважаючи на це, підкислення снігу не виявлено. Так у 1991 році в сосняках Притясьмінських борів та Черкаського бору в радіусі більше 10 км рН було близьким до природного - 5,45-6,10 од. (рис.3.18, 3.19).

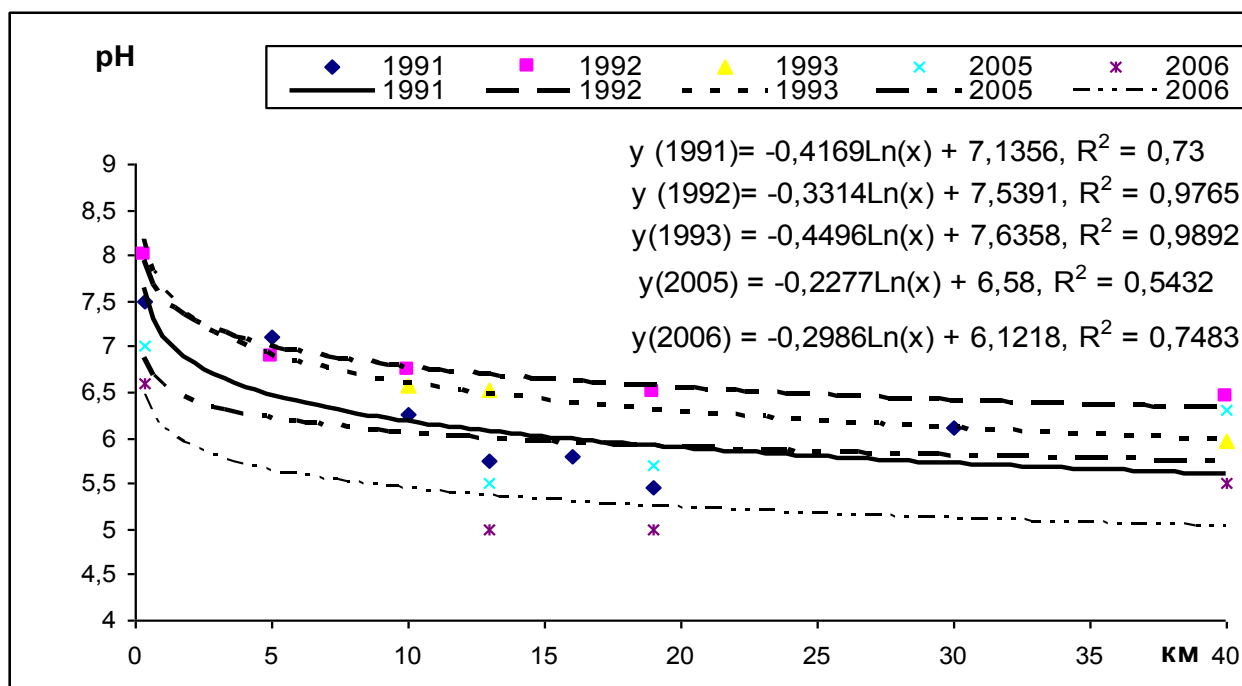


Рис. 3.18 – рН снігового покриву Черкаського бору

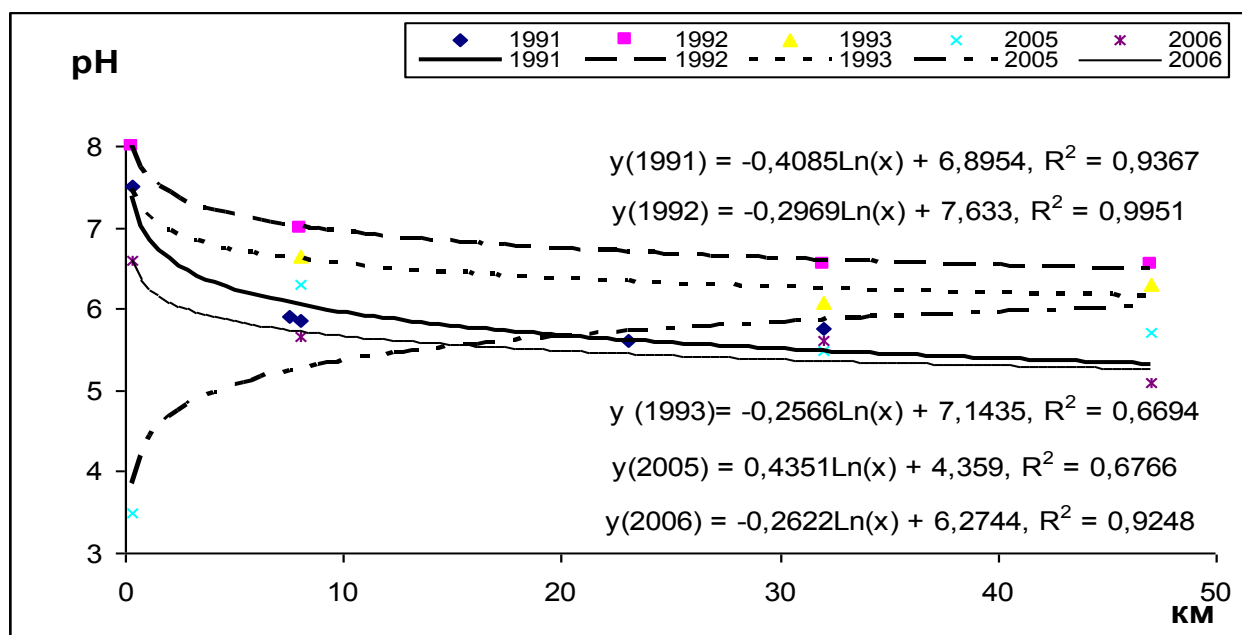


Рис. 3.19 – рН снігового покриву у Притясьменських борів

Із наближенням до ЧПА опади підлугуюються. Найбільш сильно біля промзони агломерації. Тут у 1991 році рН досягав 7,5, а у 1992 році навіть 8,0 од. Причиною цього є забруднення повітря аміаком. В снігу вміст іонів амонію в 3 рази перевищують середній рівень в опадах Лісостепу України. В цілому маємо ситуацію, схожу до тієї, що спостерігалось в зоні РВАТ «Азот», коли сильне локальне підлуговування снігового покриву викликане забрудненням довкілля викидами аміаку.

В лісових масивах ЧБ і ПБ, при невисокому рівні підлуговування, вміст іонів близький до регіонального рівня. Підлуговування опадів, як правило, супроводжується зростанням вмісту іонів гідрокарбонату. Вміст HCO_3^- в зоні ЧПА в 3-4 рази вище рівня по Лісостепу (7,6 мг/л).

Значне зростання вмісту гідрокарбонатів порушує співвідношення аніонів у опадах. Так, якщо в опадах у Лісостепу аніони розташовуються в такому порядку: $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$, то в промислово-селітебній зоні ЧПА часто аніон гідрокарбоната домінує. Причому це відбувалося не дивлячись на техногенне зростання вмісту сульфатів та нітратів.

Вміст сульфатів у снігу близький до регіонального. В той же час слід мати на увазі, що останнє десятиріччя фоновий рівень сульфатів у лісостепу України зріс в 1,2-1,7 раз. Так, якщо в 50-60 роки вміст сульфатів у степу складав 8-11, то у 1992 - 13,7 мг*л⁻¹ (рис.3.20, 3.21).

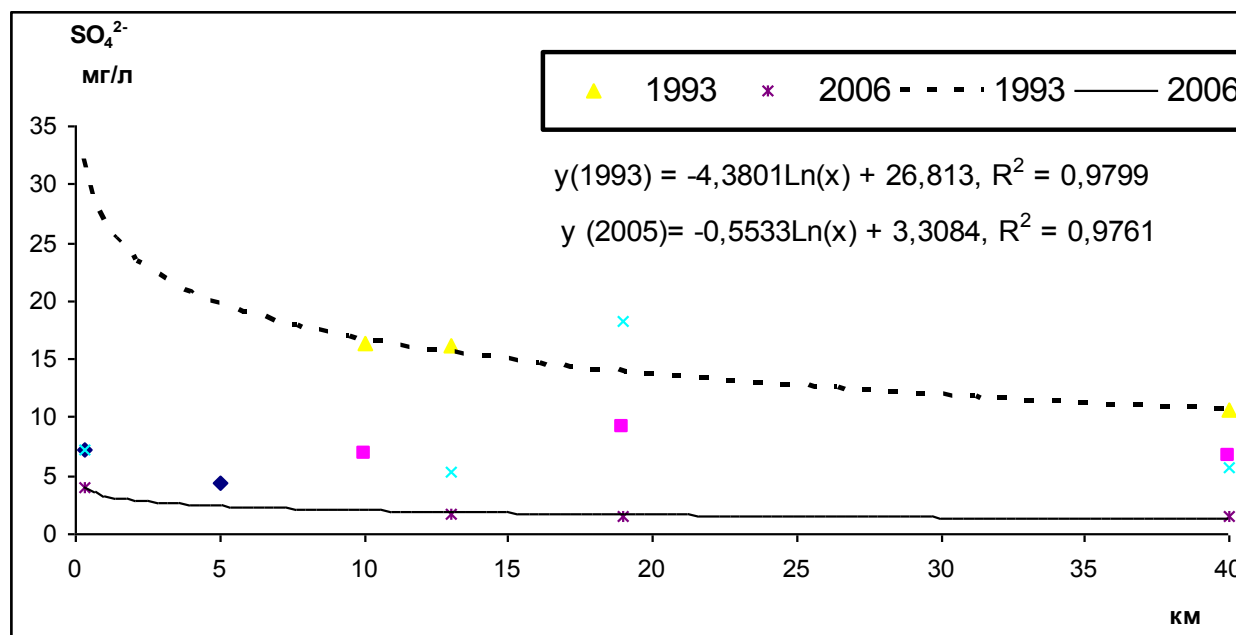


Рис. 3.20 – Вміст іонів SO_4^{2-} в сніговому покриві у Черкаському борі

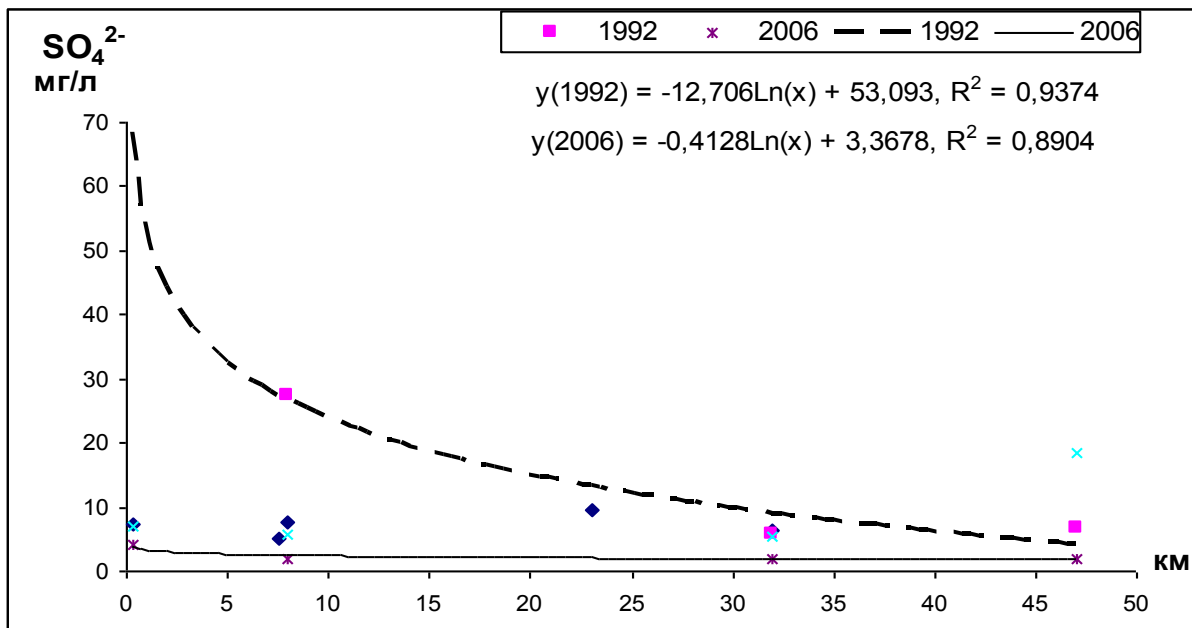


Рис. 3.21 –Вміст іонів SO_4^{2-} в сніговому покриві у Притясьменських борів

Вміст нітратів у сніговому покриві в районі ЧПА коливався в межах 0,9-2,2 мг/л, що в 1,5-3,7 рази вище вмісту в лісостепу України (рис.3.22, рис. 3.23). Чітко виражена тенденція зменшення концентрації NO_3^- із віддаленням від ЧПА вказує на його техногенне походження

Під наметом деревостанів у Черкаському борі у 1991 році сніговий покрив менш лужний, ніж у прогалинах. Це свідчить про затримання частини забруднювачів деревним наметом. Лише біля промзони ЧПА, де надходження інгредієнтів значно більше, а деревостани більш зріджені, різниці в рН практично немає.

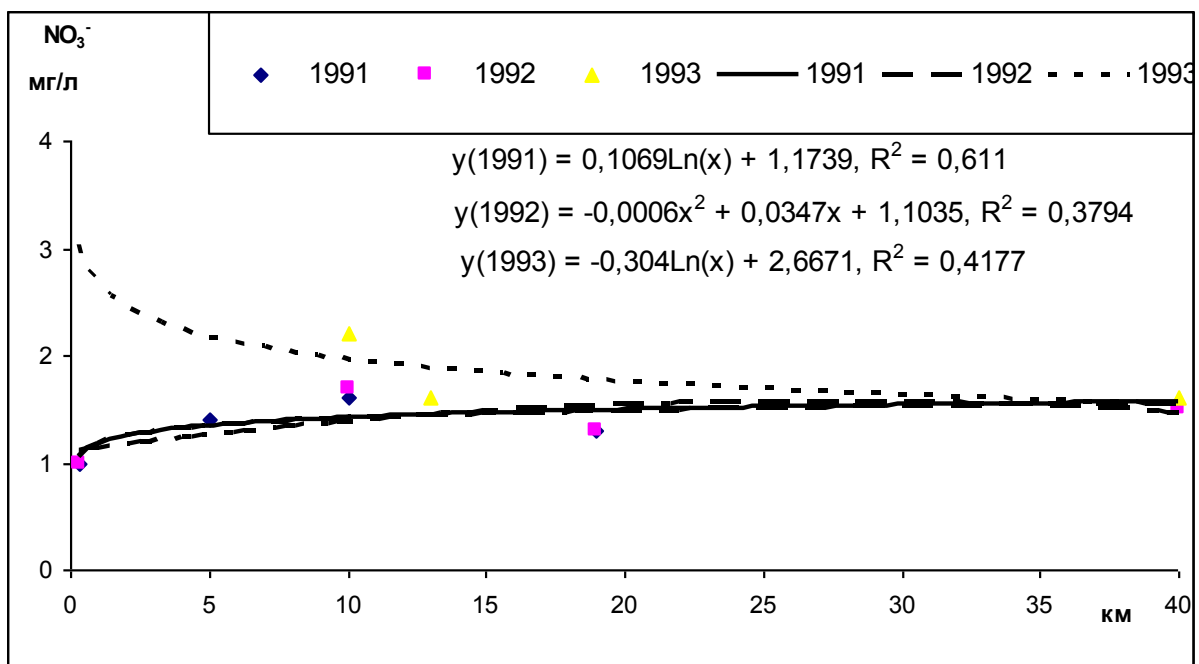


Рис. 3.22 –Вміст іонів NO_3^- в сніговому покриві у Черкаському бору

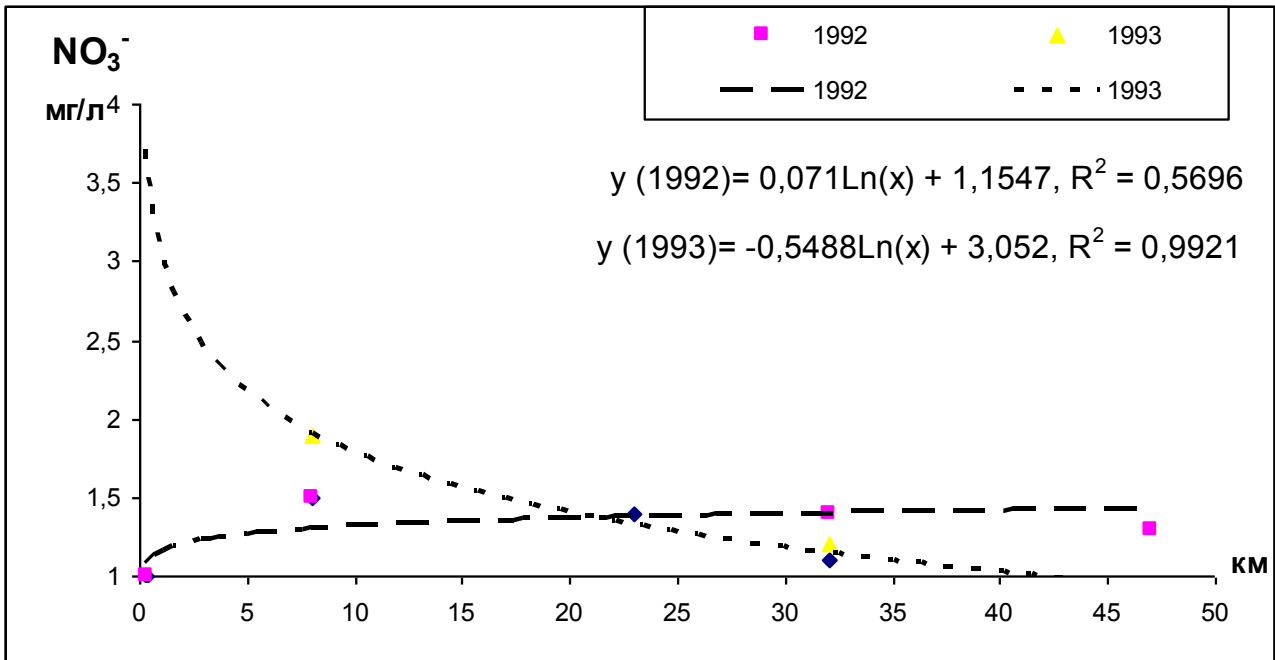


Рис. 3.23 – Вміст іонів NO₃⁻ в сніговому покриві у Притясьменських борах

Вміст іонів у сніговому покриві приміських лісів вищий, ніж на контролі. Проте співвідношення під наметом і у вікнах намету деревостану не завжди співпадає. Так, якщо під наметом сосняків Притясьменських борів (в радіусі 8-23 км від ЧПА) іонів SO₄²⁻, Ca²⁺ - в 1,5 рази, NH₄⁺ - 1,29, K⁺ - в 1,25, NO₃⁻ - в 1,7 рази вище ніж на контролі, то у вікнах NO₃⁻, Ca²⁺ - більше в 1,7 рази. В Черкаському борі під наметом сосняків у радіусі 10-16 км вміст Ca²⁺ - в 3,3, SO₄²⁻ - в 1,9, Cl⁻, NH₄⁺ - в 1,33 рази вище ніж на контролі. В той же час у вікнах намету: Na⁺ - в 1,8 рази, Ca²⁺ і SO₄²⁻ - в 1,75, NH₄⁺ - в 1,33, Cl⁻ - в 1,25 рази. (рис.3.24, рис. 3.25).

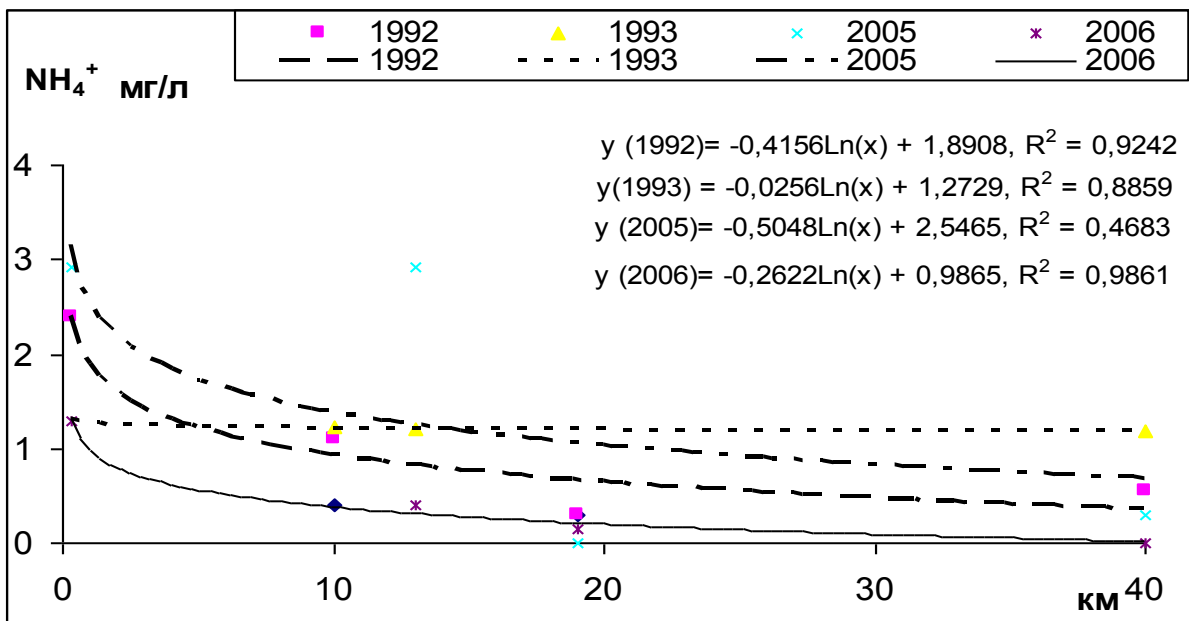


Рис. 3.24 – Вміст іонів NH₄⁺ в сніговому покриві у Черкаському бору

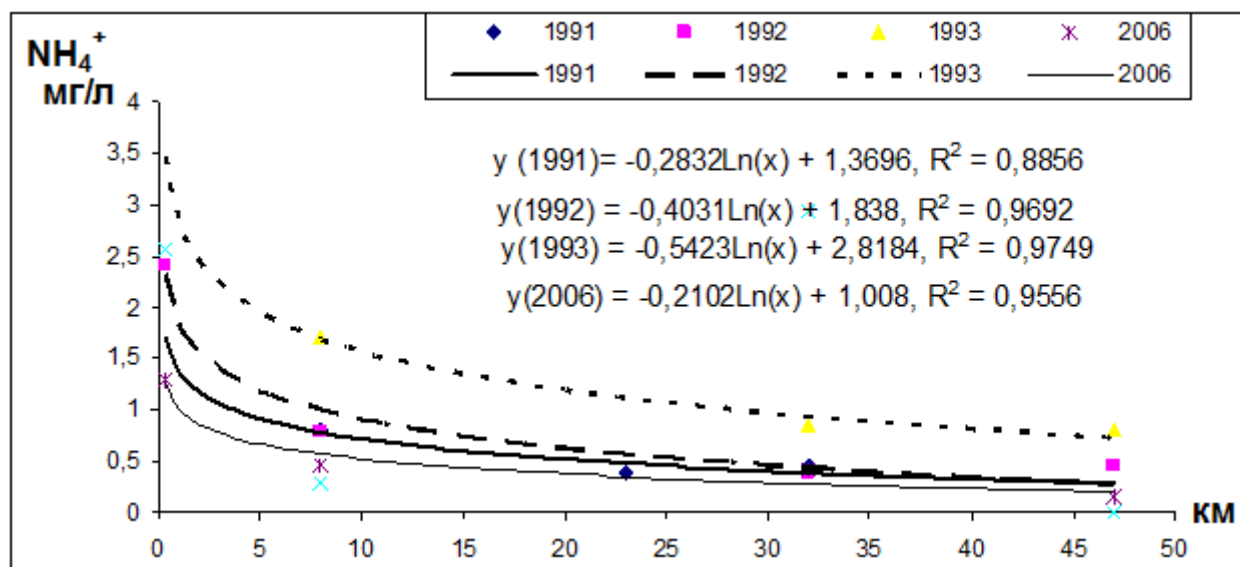


Рис. 3.25 – Динаміка вмісту іонів NH_4^+ в сніговому покриві у Притясьменських борах

Згідно даних І.А Чемерис [390] в 2005-2006 р вміст в опадах SO_4^{2-} у 1,5, Cl^- - 4, NO_3^- - 6, HCO_3^- - 9, NH_4^+ - 6, Na^+ - 8, Ca^{2+} - 6 разів ніж фон. В промзоні ЧПА сніг мав рН 7,0, а на решті території рН коливалися від 5,6 до 6,3, а на території Черкаського бору сніг слабкокисло реакцію (рН 5,0- 5,5).

Отримані цими авторами дані вмісту іонів в сніговому покриві в зоні ЧПА, є значно нижчим, порівняно з першою половиною 1990-х років

Першу позицію в складі забруднення зараз займають гідрокарбонати, вміст яких збільшився на порядок. Вміст нітратів і хлоридів за цей період теж зріс в 3-4 рази. Серед катіонів виділяють зростання в 2-10 разів концентрації іонів магнію.

У районі ЧПА (до 5 км від промагломерації) за рік з атмосфери надходить до 1,3 т/га розчинних речовин, у т.ч. сульфатів 76 кг/га, нітратів 96 кг/га, амонію 105 кг/га/рік сульфатів.

У Притясьменських борах (8-32 км від промагломерації) за рік у "вікна" намету надходить 98-172 кг/га, а під намет - 69-477 кг/га розчинних речовин, у т.ч. у "вікна" осідає 17-126 кг/га гідрокарбонатів, 10-28 сульфатів, 7-30 нітратів, 1,8-6,6 кг/га амонію, а під наметом відповідно 13-309, 24-138, 3,2-25 і 0,75-5 кг/га. Тобто деревний намет істотно затримує потік забруднювачів, особливо HCO_3^- і SO_4^{2-} , збільшуючи тим самим у цій зоні навантаження на ґрунти.

Деревостани Черкаського бору старші і більш розріджені в порівнянні з Притясьменськими борами, тому тут менш виражена різниця навантажень у "вікнах" і під наметом. У зоні інтенсивного впливу викидів на сосняки ЧБ (10-16 км від промагломерації) річний потік розчинних речовин коливається в "вікнах" у межах 107-198 кг/га, а під наметом - 96-194 кг/га.

У 1992 році в Черкаському бору навантаження сульфатів складало 25-68 кг/га/рік.

Навантаження сірки на досліджувані сосняки менше, за винятком 1992 р., коли під намет ЧПГ надійшло 45,8 кг/га, тобто в 4,5 рази більше в порівнянні з фоном для ЄТ СРСР (10,4 кг/га), а на галявинах масиву - 22,5 кг/га (у 2 рази

більше). Близьче до фонового по ЄТ і Україні наближаються навантаження по азоту. Але усе ж у 1992 році в Притясьменських борах навантаження N у 2-3 рази перевищували фон України, а в ЧБ під наметом насаджень - у 2 рази (табл. 3.4).

У 1988 році навантаження сульфатів у районі Черкас на 30%, а нітратів і амонію - на 20% перевищували критичні навантаження на ліс. У 1992 році навантаження сірки перевищували ці рівні в 1,1-2,2 рази, а азоту – в 3 рази (табл.3.4).

Таблиця 3.4 – Динаміка навантажень азот і сіроутримуючих фітотоксикантів на лісові екосистеми у районі Черкаської промагломерації, кг/га*рік

Інгредієнти	Дані Держгідромету СРСР			1991		1992	
				Черкаський бір		Притясьменські бори	
	ЄТ СРСР	Україна	Черкаси	1991	1992	1991	1992
Сульфати	н.д.	30,0	26,0	сл	6-129	17-38	6-13
	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	9-40	22-26	27-248
S	10,4	16,3	н.д.	н.д.	2-43	6-13	2-4
	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	3-13	7-9	9-83
Нітрати	2,4	3,1	н.д.	5	22-26	4-10	26-33
	н.д.	н.д.	н.д.	1-5	24-31	3,2-3,3	24-26
Амоній	4,0	4,7	н.д.	1	3-4	1,4-2,1	6-7
	н.д.	н.д.	н.д.	0,2-1	3-7	0,3-1,1	4-7
NO ₃ ⁻ +NH ₄ ⁺	6,4	7,8	12,0	1,9	7,3-9	2,0-4,0	11-13
	н.д.	н.д.	н.д.	0,4-1,9	7,7-12,4	0,9-1,7	3,5-11
N	3,7	4,4	н.д.	6,0	25-30	5,4-12,1	32-40
	н.д.	н.д.	н.д.	1,2-6,0	27-38	3,5-4,4	28-33

Примітки: * – середньорічні дані (1988) для України (69); [№43]

Чисельник – у «вікнах» деревного намету, знаменник – «під наметом»;

3.2.3 ЛРСПА

Хімізм снігового покриву в районі ЛРСПА вивчався на протязі 15 років (1982–1996 рр.). Найвищий рівень забруднення відмічено у 1980-ті роки, в 1987 році промислові виробництва ЛРСПА викинули в атмосферу більш 185 тис.т.*рік⁻¹ шкідливих інгредієнтів. На початку 1990-х роки з початком спаду промислового виробництва об'єм викидів знизився в 1,6 рази [167]. Не зважаючи на домінування у викидах кислих інгредієнтів, спостерігалось підлугування снігу (рис. 3.26).

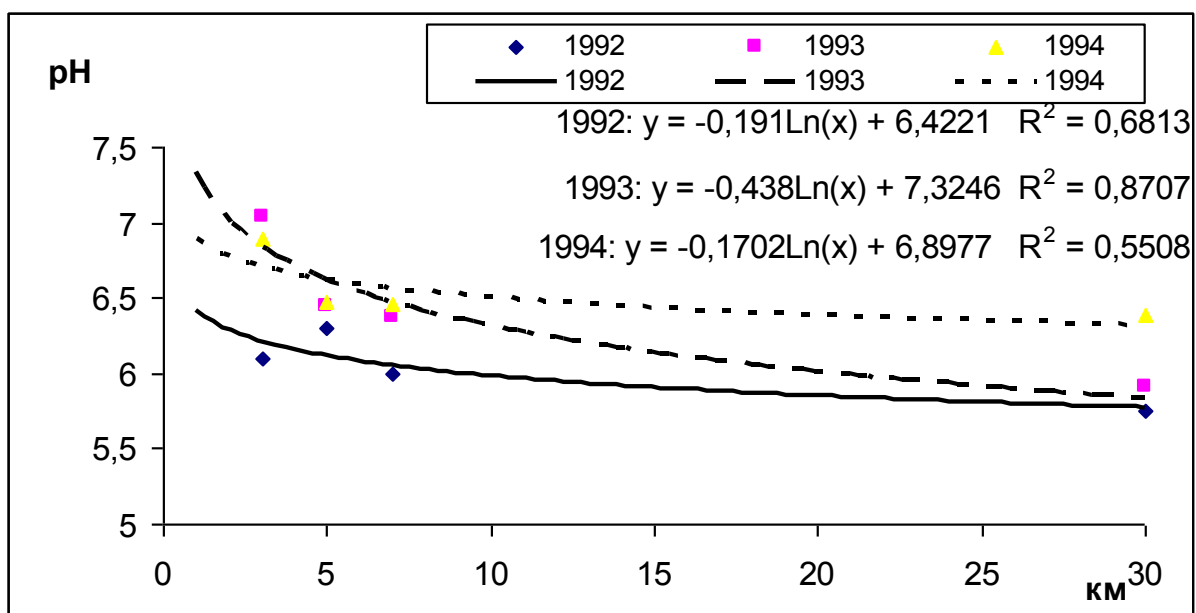


Рис. 3.26 – Зміни рН у сніговому покриві в зоні ЛРСПА

Величина рН зростає із збільшенням терміну лежання снігу на поверхні землі. Так, якщо у снігу, що пролежав 6 днів рН коливався від 5,90 до 6,75, то через 17 днів склав 7,25 одиниць. Максимальна величина рН (7,25) відмічається біля промзони, по мірі віддалення вона зменшується і складає на контролі 5,75-5,90 од.

В зоні ЛРСПА рН перевищує фон по Степу України на 0,5-1,3 одиниці. Причиною підлугування були іони амонію, вміст яких в промзоні в 5,3-13,0 раз вище контролю. Із віддаленням від ЛРСПА його вміст знижується.

При такому вмісті іонів амонію можна було очікувати значно більшого рівня підлугування, як це спостерігалось нами в зоні РВАТ «Азот» та ЧПА. Проте цього не сталося через високий вміст таких аніонів, як SO_4^{2-} , NO_3^- та Cl^- (рис. 3.27, 3.28). Так в радіусі до 1 км від промзони м. Северодонецька вміст нітратів в 26, сульфатів - в 5 раз перевищував фон Степу України. Очевидно причиною такого зменшення вмісту є їх взаємодія і утворення твердих аерозолів, які інтенсивно осідають на земну поверхню на відносно невеликій віддалі від промзони. Якщо це так, то цілком зрозумілим стає значне перевищення рівня сухої седиментації над мокрою – вміст іонів у снігу з 23 денною експозицією на багато більший ніж у 6

денного. Так, в радіусі до 1 км від промзони за 17 днів експозиції вміст нітратів зріс в 2,8 рази, сульфатів - в 3,8, іонів амонію - в 2,7 рази.

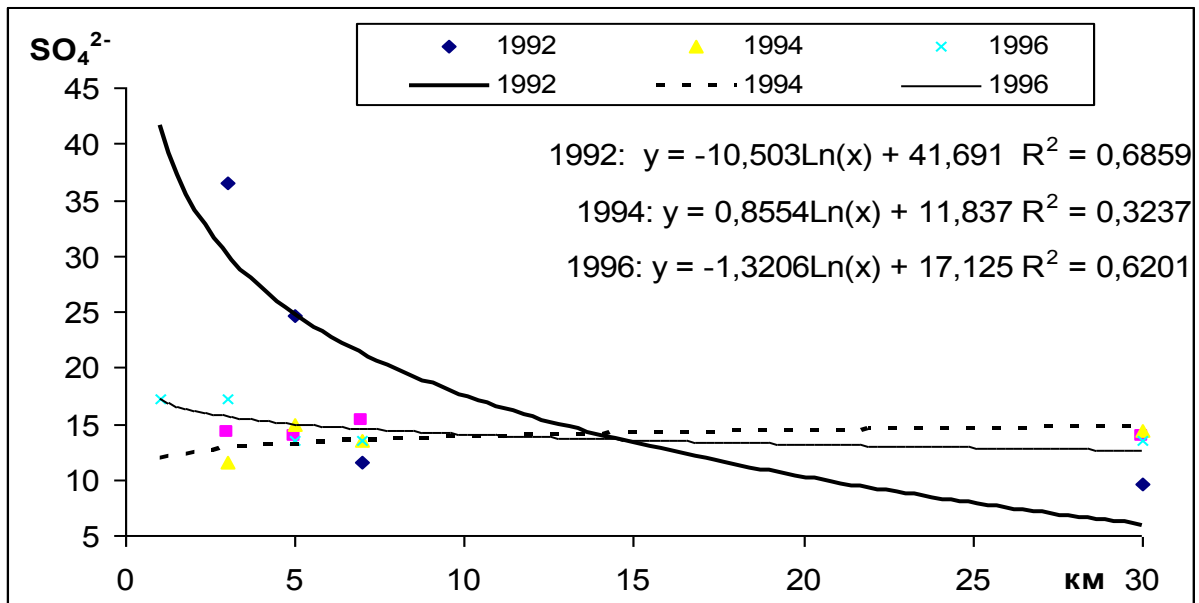


Рис. 3.27 – Вміст сульфатів в сніговому покриві в зоні ЛРСПА

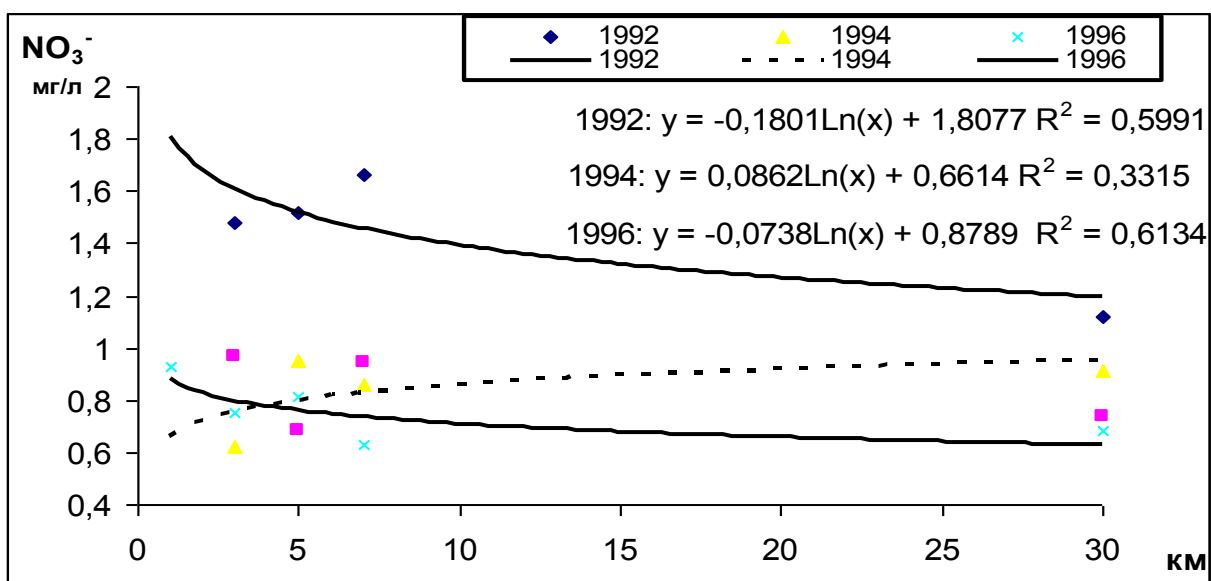


Рис. 3.28 – Вміст нітратів в сніговому покриві в зоні ЛРСПА

Цікавим є те, що у сніговому покриві з експозицією 6 днів на віддалі 4 і більше кілометрів, вміст іонів (за винятком SO₄²⁻) не перевищував фоновий. Тобто в санітарно-захисній смузі відсоток мокрої седиментації складає 12-32%. Найвищий він у NO₃⁻ і NH₄⁺. Величина сухої седиментації складає 20-60 % від загального вмісту іонів у снігу з 23 денною експозицією. Тобто рівень сухого осадження приблизно в 2 рази перевищує мокре. Найвищий відсоток (> 60%) сухого осадження у нітратів, сульфатів та іонів амонію. І хоча абсолютна величина сухої седиментації зменшується із віддаленням від промзони, її частка не знижується, і складає 49-84%.

Згідно табл. 3.2 сума аніонів в опадах у Степу України складає 36,3 мг/л. Найбільший відсоток іонів гідрокарбонатів - 42,1%, дещо менший у сульфатів - 37,5%. Хлоридів майже в два рази менше - 19,0%. Тобто аніони розташовуються в такому порядку: $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$.

Внаслідок техногенного забруднення різко зросла концентрація таких катіонів як, SO_4^{2-} , NO_3^- (рис. 3.27, 3.28). Але особливо відчутним стає роль цих катіонів якщо порівнювати їх частку в загальній сумі катіонів. Так, у свіжому снігу відсоток сульфатів незначно переважає гідрокарбонати. Внаслідок сухої седиментації, відсоток SO_4^{2-} досягає 50-60%, що значно більше HCO_3^- (рис. 3.29).

Сума катіонів, в радіусі 4 км від промзони в 1982 році, навіть у снігу, що пролежав лише 6 днів, в 1,6 раз перевищувала фонове значення. Через 17 днів сума катіонів зросла в 2,1-2,4 рази і перевищувала фон в радіусі 1 км в 3,5, 4 км - в 1,8 і 5 км - в 2,0 рази.

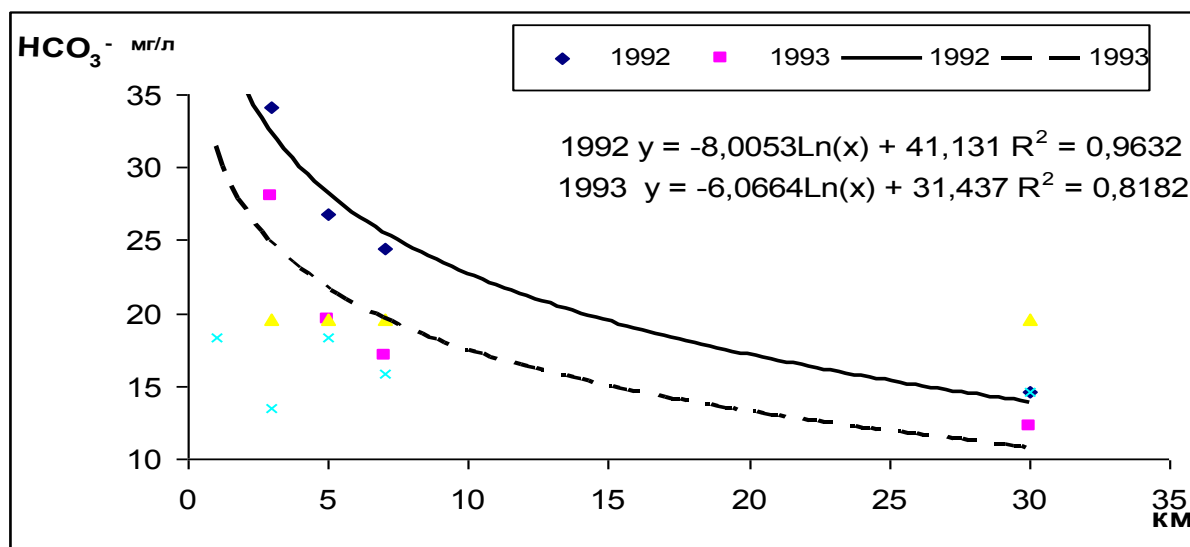


Рис. 3.29 – Вміст іонів HCO_3^- в сніговому покриві в зоні ЛРСПА

Особливо зростає відсоток нітратів. Так, якщо у фонових опадах він складає 1,4%, то у техногенній зоні у снігу, що пролежав 6 днів – 3-7%, а 23 – 5-10%. При техногенному забрудненні поряд із зростанням відсотку SO_4^{2-} та NO_3^- зменшується частка HCO_3^- та Cl^- . Як наслідок, змінюється порядок розташування катіонів: $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$.

В загальному обсязі сухої седиментації у санітарно-захисній смузі м. Северодонецька, майже 70 відсотків складають сульфати. В той же час, значно менше нітратів 12,6% хлоридів 10,1 і гідрокарбонатів 8,9%.

В 1990-ті роки, коли рівень викидів знизився тим не менше, як і у 1980-ті роки спостерігалось підлугування снігового покриву – рН його коливався в межах 6,0-7,0 (рис. 3.26). Найбільш сильне підлугування відмічалось в радіусі до 3 км від джерела забруднення. Причиною цього є зростання вмісту іонів кальцію (рис 3.30), магнію (рис 3.31) і аммонію (рис. 3.32).

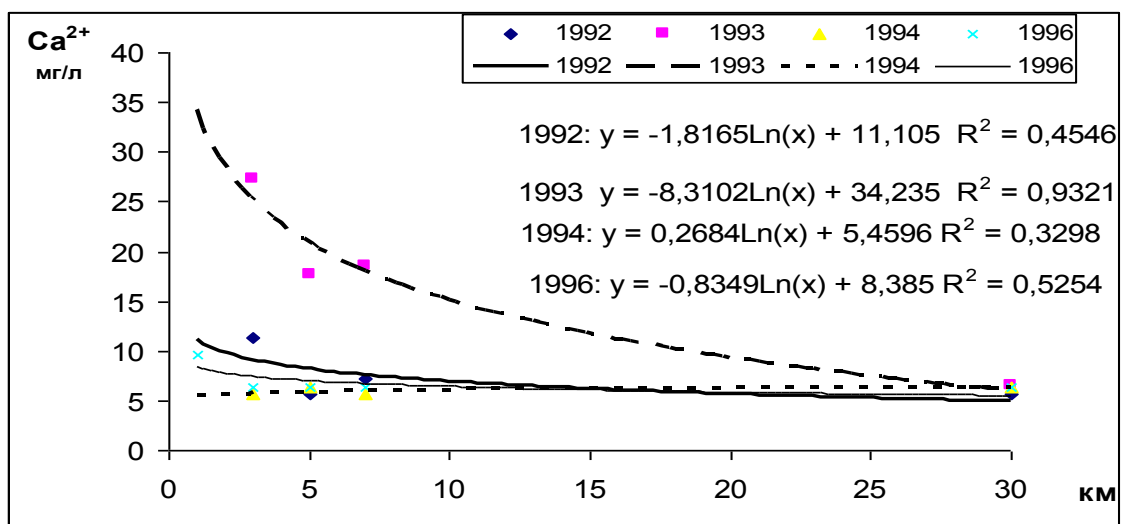


Рис. 3.30 – Вміст іонів кальцію в сніговому покриві в зоні ЛРСПА

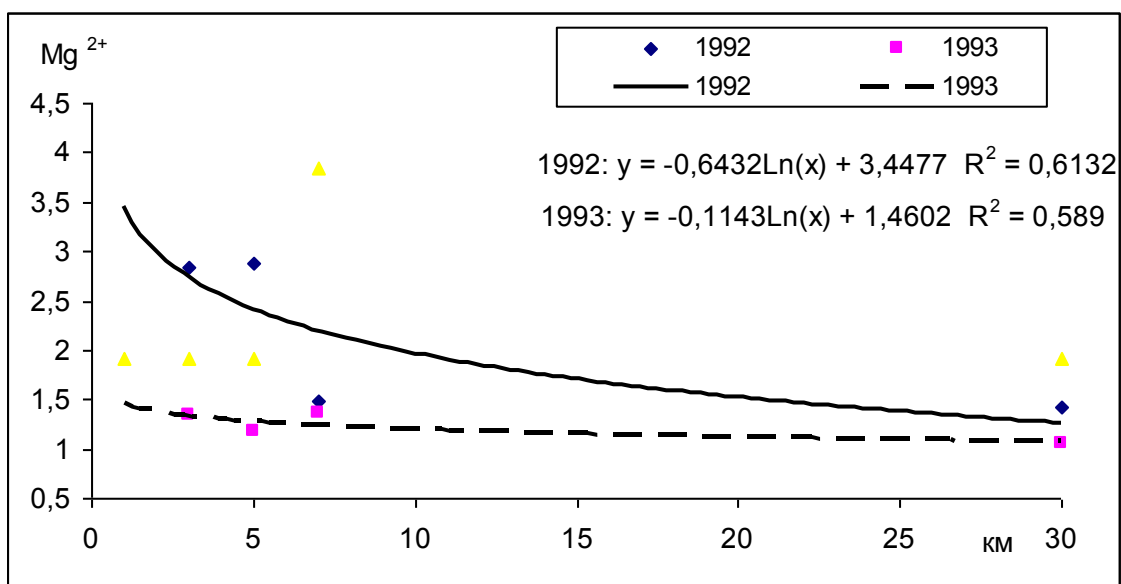


Рис. 3.31 – Вмісту іонів магнію в сніговому покриві в зоні ЛРСПА

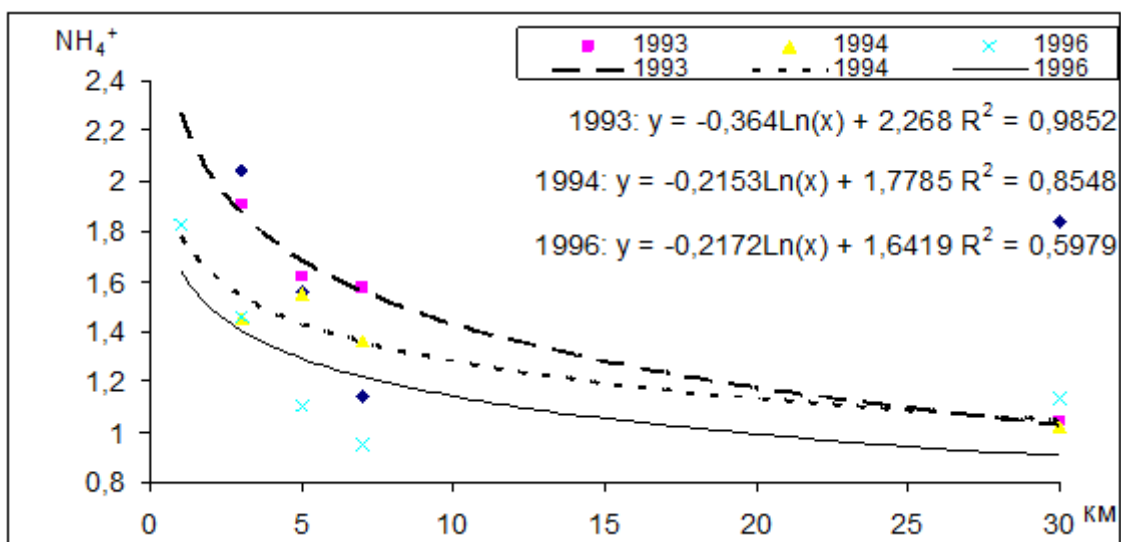


Рис. 3.32 – Вміст іонів амонію в сніговому покриві в зоні ЛРСПА

Порівняно з 1980-тими значно зменшився вміст іонів SO_4^{2-} , NO_3^- і NH_4^+ , тобто тих, концентрація яких залежить від рівня техногенних викидів в атмосферу (рис. 3.27, рис. 3.30, рис. 3.32). Так, якщо в 1982 році вміст сульфатів у сніговому покриві коливався від 68,2 до 110 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$, то в дев'яності роки був майже в два рази менший. Ще більша різниця в концентрації нітратів – вона знизилася в 5,4-19,3 раз та іонів амонію – 1,3-9,1 раз (рис. 3.32).

В 1990-ті найвищий вміст іонів відмічався в 1992 році, коли вміст сульфатів у радіусі до 5 км перевищував фон в 1,8-2,7 рази. Вміст нітратів у радіусі до 7 км від промзони майже в 3 рази перевищував фон.

В 1993-1996 роки, як правило, вже не спостерігаємо чіткої просторової тенденції зменшення вмісту іонів з віддаленням від промзони, що було характерно для попередніх досліджень.

Поряд із значним зменшенням вмісту катіонів у сніговому покриві змінилася також їх сума та відсоток кожного з катіонів від неї. Так, якщо сума катіонів у сніговому покриві в 1982 році в радіусі 5 км (з урахуванням сухого осідання) коливалася в межах 60-120 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$, то в 1992 році – 60-80, а в подальшому знизилася до 35-51 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Тобто, падіння (порівняно з 1982 роком) складає відповідно 1,2 і 2,0 рази.

Починаючи з 1992 року, спостерігається, з одного боку, зменшення відсотку сульфатів і нітратів, з другого – зростання гідрокарбонатів (рис. 3.29) і хлоридів (рис. 3.33) (за винятком 1996 року). В цілому частка кожного з катіонів в загальній сумі стає близькою до природної.

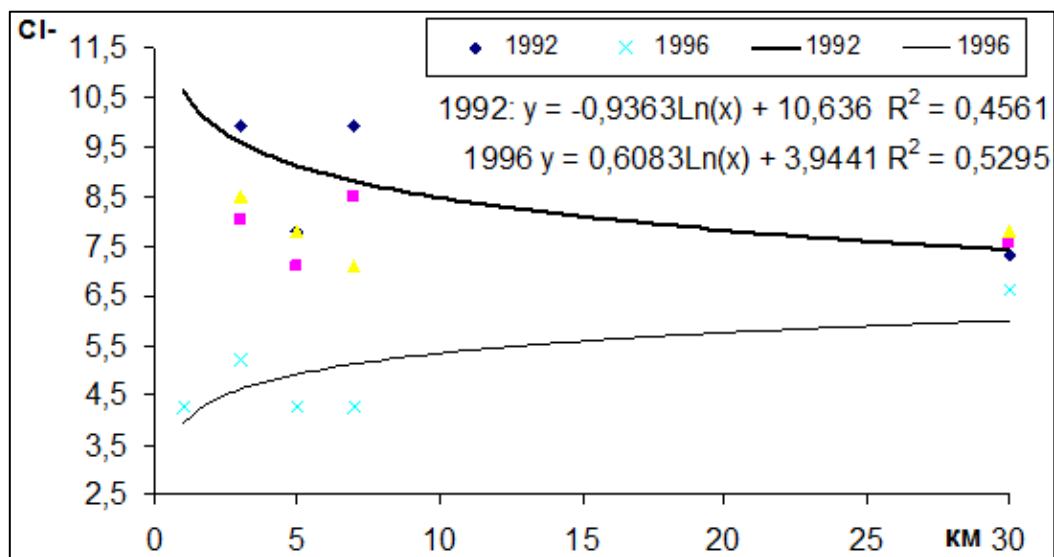
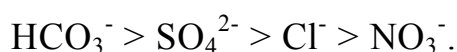


Рис. 3.33 – Вміст іонів хлору в сніговому покриві в зоні ЛРСПА

Зменшення вмісту в сніговому покриві сульфатів призвело до зміни в порядку розташування катіонів. Порядок характерний для 1982 року, коли на першому місці стояв катіон SO_4^{2-} , зберігся лише в 1992 році в радіусі до 5 км. У всіх інших випадках відмічався порядок, характерний для фону:



Порівнюючи вміст іонів під наметом деревостанів і у вікнах в 1992 році, встановлено, що під кронами дерев вміст забруднювачів вищий, ніж у вікнах. Що підтверджує фільтруючу роль деревостанів, котрі здатні перехоплювати політанти із повітряних потоків.

У зоні інтенсивного впливу викидів у 1982 році техногенне навантаження коливалося в межах 14-349 кг/га, у 1987 - 9-118 кг/га, у 1992 - 12-236 кг/га, у 1993 - 3-220 кг/га і тільки в 1994 році - 5-90 кг/га. Навантаження SO_4^{2-} знизилося із 349 кг/га/рік (1982 р.) до 60 кг/га/рік (1994 р.), NO_3^- - із 60 до 5 м NH_4^+ - із 50 до 5 кг/га/рік, тобто відповідно в 6, 11 і 10 разів.

Рівень навантаження на контролі змінювався несуттєво. Тому можна порівняти перевищення над контролем надходжень забруднювачів у зону інтенсивного впливу викидів. У 1982 р. воно коливалося в межах 1,82-7,0 разів, у 1987 – 1,1-3,92 рази, у 1992 р. вже по NH_4^+ , Cl^- , Mg^{2+} і K^+ навантаження в зоні було навіть на 13-35% нижче, чим на контролі і тільки по NO_3^- і Ca^{2+} перевищувало його на 26-40% і багаторазово - по SO_4^{2-} . Аж до 1993 р. зберігалися значні перевищення по сульфатах, починаючи з 1987 р. помітно знизилося по нітратах і амонію. У 1994 р. тільки навантаження амонію в досліджуваній зоні перевищували контрольні показники на 66%.

Сухі надходження SO_4^{2-} , NH_4^+ , Mg^{2+} і NO_3^- у 1982 р. складали більше половини від суми. Навантаження "мокрих" випадань (1992 р.) були дещо нижче всього потоку і близькі під наметом і у «вікнах»

Навантаження сірки, азоту в районі ЛРСПА у 2 рази вище фону по ЄТ, і відповідно на 29% і на 67% вище – від даних (табл. 3.3) по Україні (1988).

Таблиця 3.3 – Динаміка середньорічних навантажень азот і сіроутримуючих фітотоксикантів на лісові екосистеми у районі ЛРСПА, кг/га*рік

Інгредієнти	1981		1987		1991		1992		1993	
	А	Аср.	А	Аср.	А	Аср.	А	Аср.	А	Аср.
Сульфати	169-676	349	60-256	116	84-224	168	121-132	125	32-115	60
	37-321	219			56-308	177			43-65	54
S	56-225	116	20-85	39	28-75	56	40-44	42	11-32	20
	12-107	73			19-103	59			14-22	18
Нітрати н.д.	18-64	60	24-47	37	54-72	64	6-8	7	4-5	5
	17-61	42			7-15	11			3-5	4
Амоній	14-115	50	18-33	24	41-74	63	14-17	15	4-5	5
	18-44	32			26-37	31			3-4	3
$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$	32-279	110	43-80	61	95-146	127	20-25	22	5-10	10
	35-105	74			33-52	42			6-9	7
N	15-126	53	20-37	27	44-74	63	12,4-14,8	13,6	3,9-5,1	5,1
	18-48	34			22-32	27			2,7-4,1	1,1

Примітки: * – середньорічні дані (1988) для України] – навантаження по сульфатам в районі м. Северодонецька відповідає діючому у світі критичному навантаженню на ліс, навантаження NO_3^- та NH_4^+ перевищує його на 30%; а по сульфатам приведено для Донбасу та південних районів України; А – діапазон коливання значень; Аср. – середнє значення.

3.2.4 ЗТЕС

Хімізм опадів у районі ЗТЕС вивчали в періоди :з максимальним(1987, 1992, 1993 роки) –208 тис. т/рік, середнім (1994, 1995 роки.) – 150 та мінімальним обсягом викидів (1996 – 2000 рр.) –83 тис. т/рік.

Головним наслідком забруднення є підлугування опадів . Середнє рН опадів на 0,2-1,0 од в зоні ЗТЕС вище ніж Лісостепу і Степу. Проте за весь період спостережень рН не перевищувало 7 (рис 3.34).

В роки з максимальним забрудненням рН коливався від 6,0 до 6,8 (рис 3.34, рис.3.35). На контролі рН снігу коливався від 5,59 до 5,90.

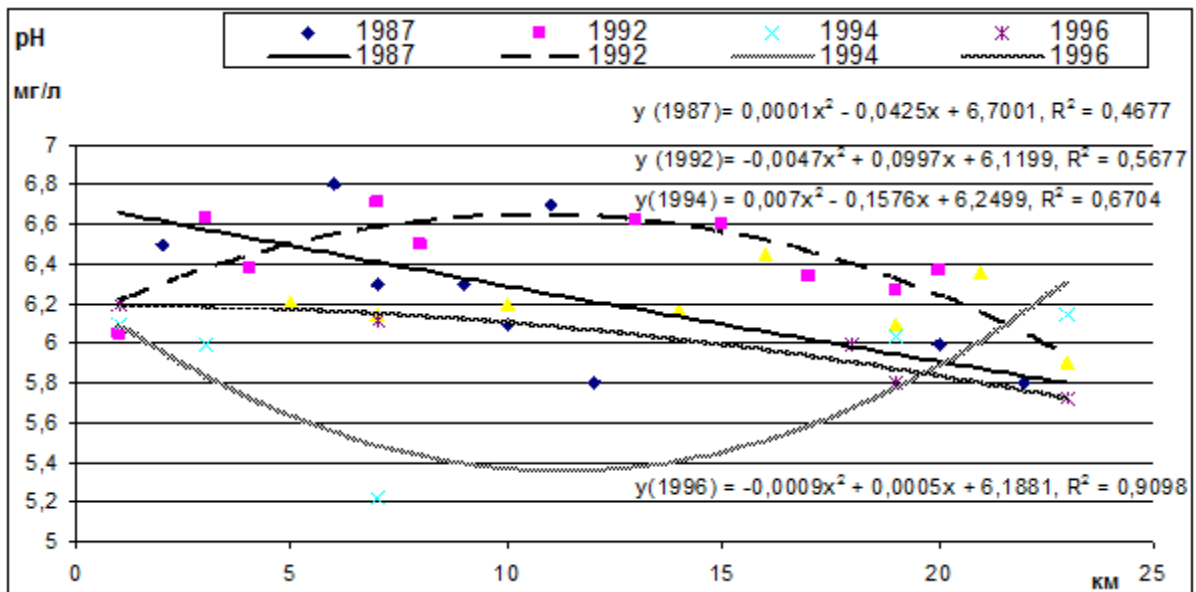


Рис 3.34 –рН снігового покриву у зоні ЗТЕС

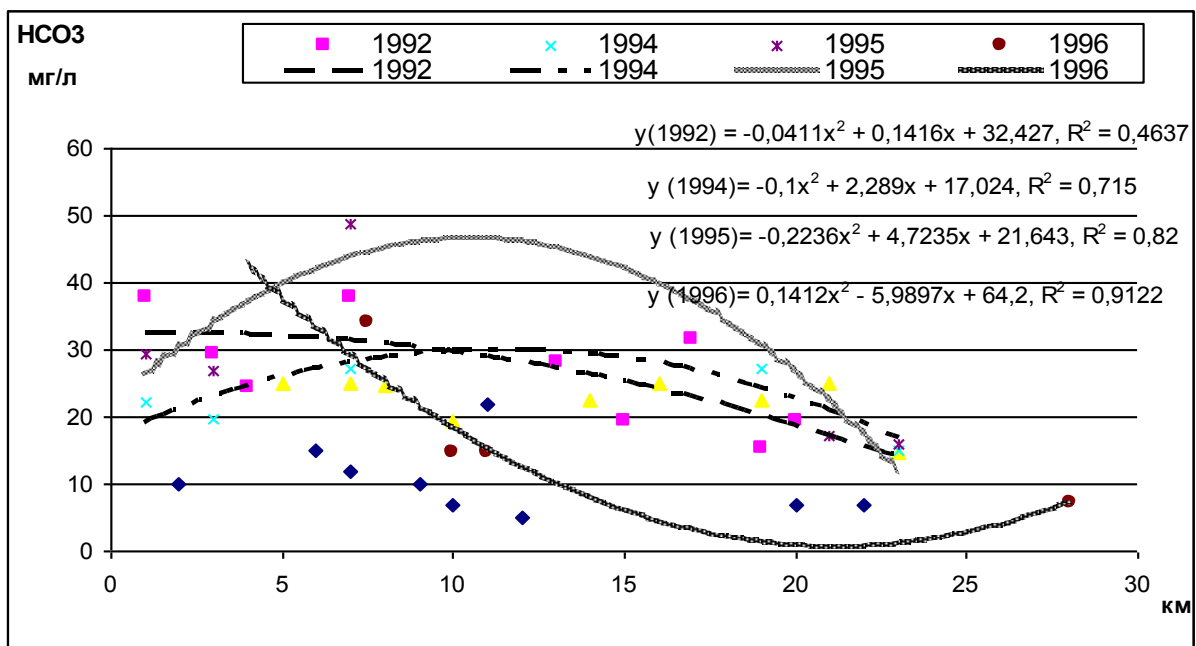


Рис 3.35 – Вміст гідрокарбонатів в сніговому покриві у у зоні ЗТЕС

Найвищий рівень рН спостерігається в урочищі Сербівка, що розташовано найближче до ЗТЕС на південний захід. В 1987 році рН коливався від 6,3 до 6,8, при 5,8-6,1 в інших точках. В окремі періоди при зростанні повторюваності вітрів з боку ЗТЕС підвищення рН відмічалось також в урочищі Гінеївка на північному заході.

Кислотність опадів залежить від співвідношенням іонів. Здавалося б завдяки домінуванню в викидах ЗТЕС кислих SO_2^- та NO_x , повинно відбуватися підкислення опадів. Але спостерігаємо підлугування причиною якого є частинки попелу, котрі мають високий вміст лужних (рис 3.36, рис.3.37) та важких металів (табл. 3.5). Сума лужних катіонів в техногенній зоні складала 12-24 мг/л, що в 1,1-2,2 рази більше фону. Максимальний вміст катіонів K^+ в снігу на протязі всього періоду в 3,3 рази, Ca^{2+} в 3, Na^+ - в 2,6, Mg^{2+} - 2,5 рази перевищував середнє фонове значення.

Основну роль в підлугуванні опадів відіграють Ca^{2+} і K^+ . Так техногенний внесок калію в 1987-1992 роки, складає 60 - 70, кальцію - 40-70%. Саме ці катіони є причиною підлугування снігу і в районі цементного виробництва. Однак версія про можливе підлугування снігового покриву викидами Балаклійського цементного заводу не підтверджується, оскільки вміст лужних катіонів у снігу в районі цементного виробництва в 1990-ті роки суттєво знизився. В зоні ЗТЕС вміст Ca^{2+} в 1987-1994 роки складав 6 - 18 мг/л, а в 1995-1996 роки - 7-15 мг/л. У 2000 році, порівняно з 1992 р., його вміст зменшився майже втричі.

В підлугуванні снігу в зоні ЗТЕС важливу роль відіграє іон гідрокарбонату (рис. 3.35). Цей іон в сніговому покриві в техногенній зоні займає домінує серед аніонів. Вміст HCO_3^- у 90-ті роки коливався у межах 15,3-48,8 мг/л. Доля техногенного внеску, досягала 70%.

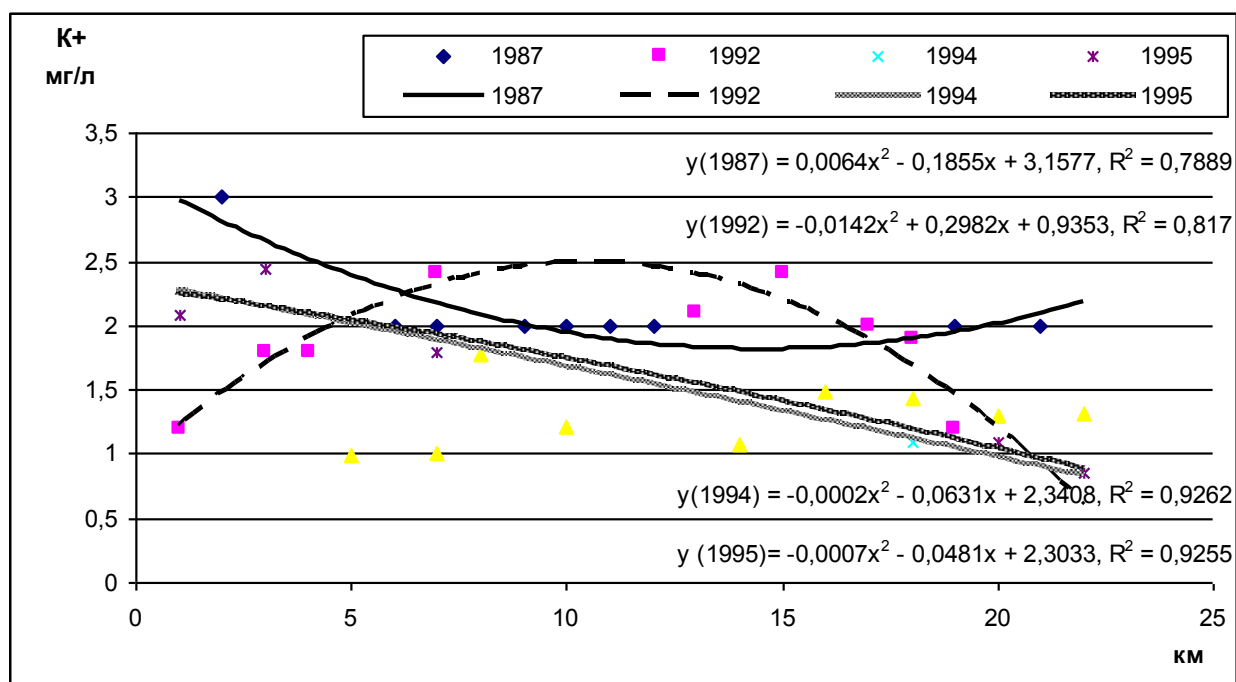


Рис 3.36 – Вміст іонів калію в сніговому покриві у зоні ЗТЕС

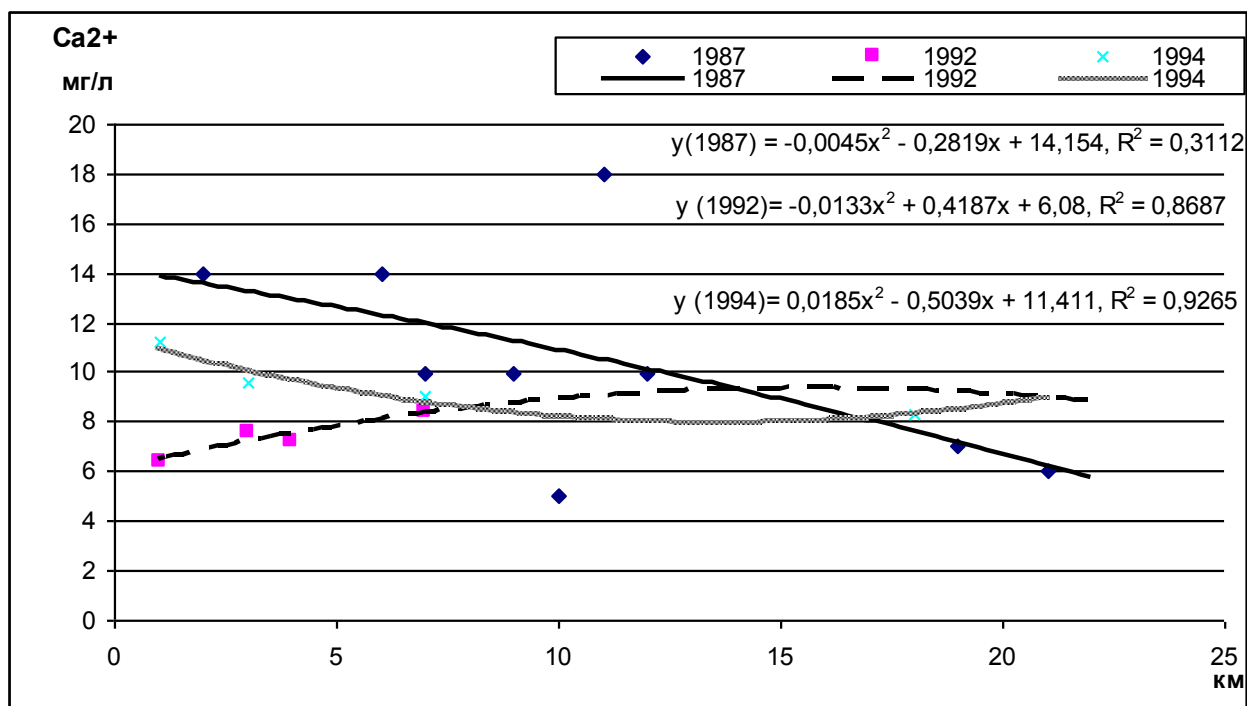


Рис 3.37 – Вміст іонів кальцію в сніговому покриві у зоні ЗТЕС

За весь період спостережень рН не перевищував 7,0. Такий рівень кислотності встановився завдяки співвідношенню між катіонами та аніонами SO_4^{2-} і NO_3^- . Про взаємозв'язок цих процесів свідчить те, що максимальне рН снігу в середині лісового масиву, де вміст сульфатів і нітратів найнижчий.

Максимальні концентрації сульфатів на узліссі урочища Сербівка, в 1,8-2,7 рази перевищували фон (рис. 3.38). Високий вміст SO_4^{2-} відмічався в окремі періоди і в урочищі Гінеєвка.

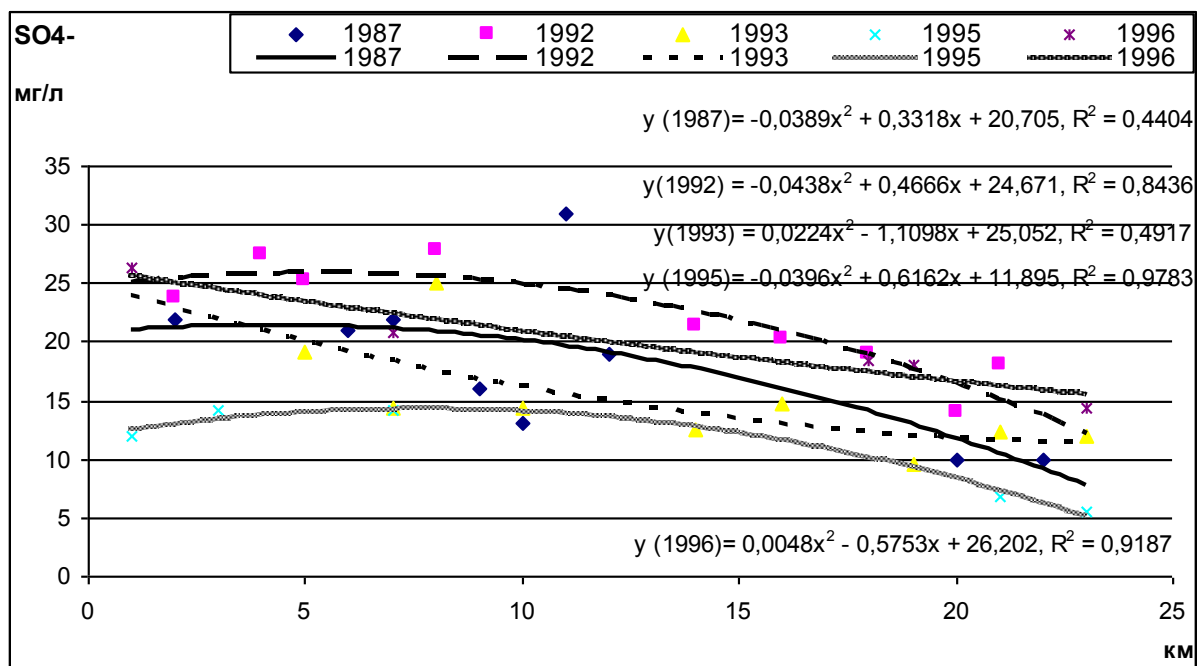


Рис 3.38 – Вміст сульфатів в сніговому покриві у зоні ЗТЕС

Найменше сульфатів у сніговому покриві в центральній частині лісових масивів. Тобто завдяки впливу лісових насаджень відбувається зменшення забруднення повітряних потоків.

Найвищий вміст SO_4^{2-} був у період максимальних обсягів викидів ЗТЕС. Після зменшення викидів SO_2 у 1995 році на 43%, порівняно з 1992 р., вміст SO_4^{2-} знизився в 1,5 рази. В той час, як загальна сума катіонів суттєво не змінилась, що очевидно пов'язано з тим, що викиди попелу в 1995 році скоротились лише на 10%.

Вміст нітратів у сніговому покриві (рис. 3.39) коливається в межах 2,6-3,2 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$, що в 4,7-5,8 рази вище фонових значень. Проте впливу викидів NO_x на вміст NO_3^- в опадах не виявлено. Можливо це пояснюється перенесенням газів через значну висоту труб на десятки кілометрів і через це неможливістю ідентифікувати район їх осідання.

Річний потік аерополітантів у лісові екосистеми в полі аеротехногенного забруднення ЗТЕС помітно перевищує контроль. Проте середні значення в цілому перевищують контроль. Більше усього це виражено по Na^+ (в 1,3-5,3 рази), K^+ (в 1,2-5,5), HCO_3^- (на 1,5-2,0 рази). Найбільш високі рівні навантаження відзначаються в районі узлісся урочища Сербівка в 4 км від ТЕС, де деревостани найбільше ушкоджені. Рівень забруднення в цьому узліссі можна вважати критичним, тобто по SO_4^{2-} 30-158, NO_3^- – 15-36, NH_4^+ – 9-48, Cd – 32, Zn – 48 кг/га рік. За рік у лісові екосистеми надходить з атмосфери 220-530 кг/га розчинних речовин і 0,3-2,6 т/га пилу.

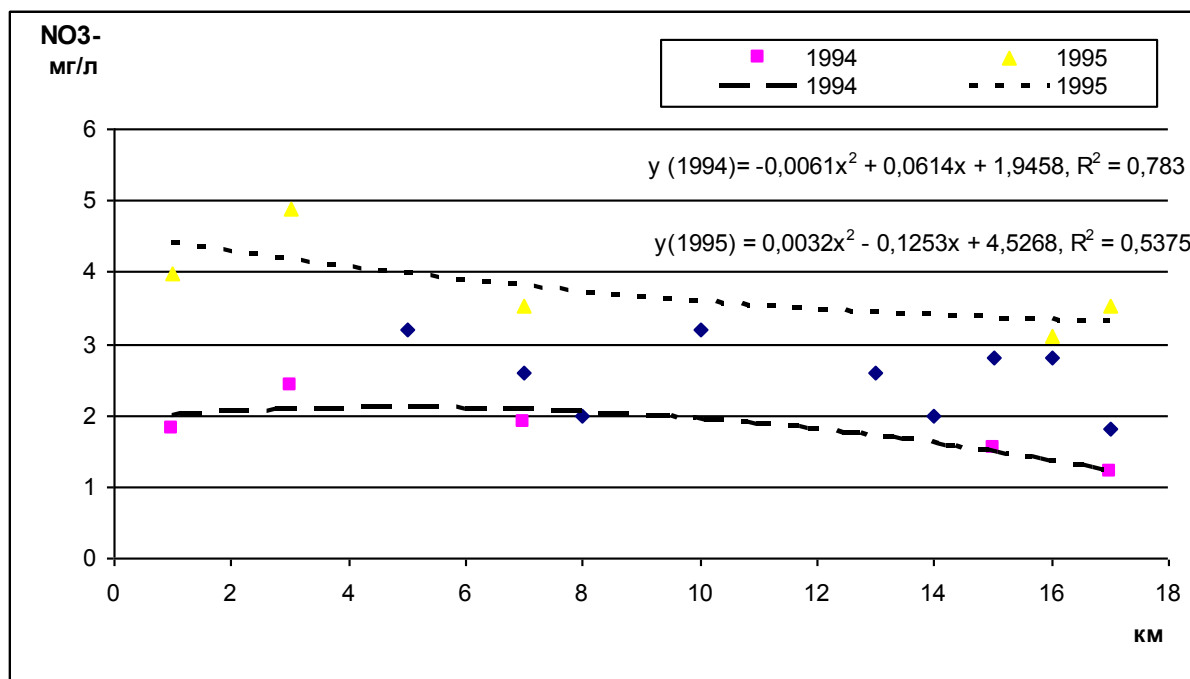


Рис 3.39 – Вміст нітратів в сніговому покриві у зоні ЗТЕС

У 1992-1995 р. навантаження сірки на лісові екосистеми перевищує фон по ЄТ СРСР у середньому на 188%, а фон по Україні - на 20%, навантаження азоту відповідно в 10 і 8 разів. При цьому по амонію це перевищення складає 647% і 550%, а по нітратах - 1219% і 944%.

Вміст ВМ у сніговому покриві в зоні ЗТЕС, як видно з табл. 3.4, значно вищий, ніж за літературними даними. Значно перевершуються не лише фон вмісту ВМ в опадах (у десятки, а то і в сотні разів), але й вміст в урбанізованих районах Європи, Азії, Північної Америки [50, 293, 311, 327].

Особливо значною є різниця у вмісті таких металів як Zn, Cd, Pb і Cu.

Таблиця 3.4 – Вміст ВМ у снігу у зоні ЗТЕС, мкг/л

Відстань до ЗТЕС	Zn	Fe	Mn	Cu	Co	Ni	Cd	Pb	Cr	Усього
1995 р.										
4,0	3500	9000	1600	2300	–	330	280	–	350	17360
6,5	3400	4000	7200	2000	–	300	320	–	–	17220
7,5	5600	24000	1000	1000	–	–	100	–	–	31700
17,5	6100	32000	1500	850	–	–	50	–	–	40500
28,0	4100	11000	3400	1600	–	140	120	–	200	20560
2006										
7,5	2449	13830	1675	988	84	120	108	339	105	19698
11	4488	7667	666	360	18	46	119	147	15	13526
14,5	3438	6925	859	266	22	64	126	207	17	11924
12,5	1496	8760	1589	233	22	71	121	339	66	12697
20	1736	7365	707	401	87	52	130	151	156	10785
Літературні дані										
1. Максимальні значення [8]	2000	–	–	82	42	23	17,7	190	20	–
2. Фон Європи [11, 12]	6,0 – 10,0	–	–	2,6 – 5,1	3,2 – 5,5	2,0 – 5,1	0,1 – 1,2	1,3 – 35	2,6 – 5,5	–
3. Арктика, Антарктида [11, 12]	0,54	–	–	0,008	0,005	0,09	0,09 – 0,26	0,03 – 0,04	0,005	–

Примітка: дані щодо вмісту Cd та Pb взяті з літературних джерел [50, 311]

У техногенній зоні ЗТЕС за вмістом метали розташовані в такому порядку: Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Cd > Ni > Co > Cr. Таке співвідношення зберігається практично на всіх точках спостережень. Лише елементи з відносно низьким вмістом (Ni, Co і Cr) можуть мінятися місцями.

Найвищий вміст ВМ у сніговому покриві відмічається у найближчому до техногенної зони урочищі Сербівка (4 – 5 км від ЗТЕС). Проте на інших точках спостережень чіткої залежності вмісту важких металів від розміщення по відношенню до ЗТЕС немає.

Сумарний ВМ металів у сніговому покриві техногенної зони ЗТЕС значно вищий, ніж за літературними даними [50] (табл. 3.5). Величина осідання Fe, Mn, Ni, Pb, Co, Cu (утричі) максимальна на найближчій до ТЕС ППП у кв. 168 Задонецького лісництва в урочищі Сербівка.

Таблиця 3.5 – Обсяги випадання ВМ на сніговий покрив у зоні ЗТЕС

Від- стань	Обсяг, кг /га·/рік			Обсяг, г/га /·рік							Усьо- го, кг/га
	Zn	Fe	усьо- го	Cd	Ni	Pb	Co	Cu	Cr	усього	
7,5	3,6	20,2	26,3	158,1	175,7	496,3	123,0	1446,4	153,7	2553,2	28,8
11	6,6	11,2	18,8	174,2	67,3	215,2	26,4	527,0	22,0	1032,1	19,8
14,5	4,4	9,0	14,5	162,9	82,8	267,7	28,4	343,9	22,0	907,7	15,4
12,5	1,5	8,8	11,9	122,0	71,6	341,7	22,2	234,9	66,5	858,8	12,8
20	1,8	7,7	10,3	136,5	54,6	158,6	91,4	421,1	163,8	1025,9	11,3
<i>Середній обсяг випадання важких металів на ЄТС (г/га·/рік)</i>											
ЄТС [11]	350	–	–	–	140	–	6,3	135	69	–	–

Висновки до розділу

Хоча в 1990-ті роки обсяг викидів знизився у два рази, сучасний рівень промисловості України, в якій домінують паливно-енергетичний, металургійний, хімічний та машинобудівний комплекси, не дає змоги знизити забруднення атмосфери до безпечного ного рівня.

Обсяг викидів РВАТ «Азот», ЧПА, ЛРСПА, ЗТЕС значно коливався і залежав від потужності та ефективності роботи очисних споруд Найвищий рівень викидів відзначено в 1980-ті роки, а починаючи з першої половини 1990-х років він знизився.

Незважаючи на зменшення обсягу викидів в атмосферу рівень забруднення залишається високим, що негативно впливає на стан насаджень.

В результаті надходження викидів в атмосферу відбувається порушення хімізму опадів. В зоні:

- агломерацій і виробництв із викидами SO_2 , NO_x , NH_3 спостерігається локальне підлугування опадів (рН досягає 8,8) в наслідок забруднення атмосфери викидами аміаку;.
- ЗТЕС рівень рН снігу не перевищує 7, що пов'язано з високим вмістом у сніговому покриві сульфатів і нітратів. Основна причина підлугування лужні і важкі метали попелу кам'яного вугілля.

Забруднення зростає при зростанні обсягів і висоти викидів ,при збільшенні періоду лежання снігу, а також із наближенням до джерела викидів.

РОЗДІЛ 4. АЕРОТЕХНОГЕННІ ЗМІНИ У ТРОФОТОПІ

4.1 Зміни властивостей ґрунтів при різних типах забруднення

4.1.1 РВАТ «Азот»

Ґрунтовий покрив соснових насаджень представлений дерново-підзолистими ґрунтами. Для них природно характерна висока кислотність. Унаслідок надходження техногенних викидів РВАТ «Азот» цей процес посилюється. Особливо значні зміни кислотності відмічено в першій половині 1980-х, тобто в період сильного забруднення. Так якщо на контролі в 1983 році (рис. 4.1) ґрунти помірно кислі, то в радіусі 11 км від РВАТ «Азот» екстремально кислі. У цьому просторовому діапазоні ґрунти інтенсивно підкислювалися до глибини 15 см, а в радіусі до 7 км, навіть до 30 см. Ще більша різниця в рН сольовому.

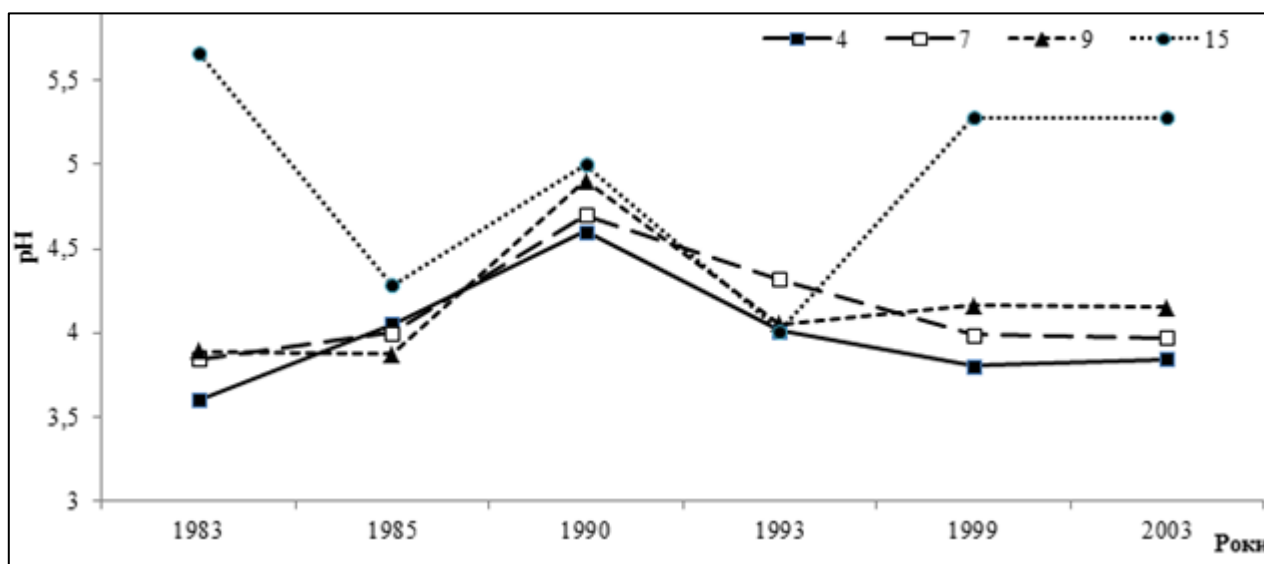


Рис. 4.1 – Динаміка рН 5-см шару гумусового горизонту дерново-підзолистих ґрунтів сосняків північно-східного екоряду в зоні РВАТ «Азот»

Доказом активізації процесу вимивання є зменшення мінералізації водного витягу (табл. 4.1). У сосняках північно-східному екоряду в радіусі до 9 км сума катіонів становила 0,21–0,23 мг-екв. /100 г ґрунту при 0,53 на контролі. Оскільки вміст обмінних і водорозчинних катіонів К та Na істотно не змінюється, саме завдяки вимиванню Са і Mg аніонами NO_3^- і SO_4^{2-} підкислюються ґрунти в зоні РВАТ «Азот».

До середини 1980-х рН ґрунтів сосняків на ППП північно-східного екоряду знизився до 3,87–4,05, а північного – 3,83–4,15 (табл. 4.1). Радіус аеротехногенних змін ґрунтів розширився до 15 км від «Азоту», а рН знизився на 1,3 одиниці. З іншого боку, в найближче розташованих до джерела забруднення сосняках рН дещо піднявся, що можна пов'язати із впливом викидів аміаку.

Оскільки аніони NO_3^- і Cl^- не утворюють у ґрунті нерозчинних солей, вони легко вимиваються атмосферними опадами, а SO_4^{2-} та CO_3^{2-} – лише частково поглинаються ГВК. Іншими словами, за своїм хімізмом, а також завдяки тому, що у західному Поліссі кількість опадів перевищує випаровування, накопичення цих іонів до токсичного рівня неможливе. Тим не менше навіть у першій половині 90-х років, у 7-км зоні від РВАТ «Азот» вміст аніонів SO_4^{2-} був у 3,6 рази вищим, ніж на контролі (табл. 4.1). У ґрунті найближче розташованого до «Азоту» сосняку відмічався також підвищений вміст хлоридів на глибині 10–15 см і сульфатів – на глибині 60–70 см.

Таблиця 4.1 – Вміст іонів у водному витягу ґрунтів в зоні РВАТ «Азот» (мг-екв/100 г) в середині 1990-х років

Глибина відбору, см	pH	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Гумус, %
4 км від РВАТ «Азот»							
0–5	4,01	0	0,04	0,26	0,26	0,04	3,35
10–15	4,36	0	0,36	0,04	0,12	0,04	1,14
30–40	6,00	0,01	0,10	0,02	0,04	0,02	н/в
60–70	6,00	0,01	0,06	0,14	0,06	0,02	н/в
70–90	5,85	0,01	0,04	0,10	0,08	0,02	н/в
7 км від РВАТ «Азот»							
0–5	4,32	0	0,06	0,10	0,08	0,02	2,54
10–15	5,20	0,01	0,06	0,02	0,05	0,01	0,72
30–40	5,37	0	0,06	0,06	0,03	0,01	н/в
40–70	6,23	0,01	0,08	0,02	0,08	0,02	н/в
70–90	6,25	0,01	0,06	0,28	0,28	0,04	н/в
90–130	8,02*	0,45	0,06	0,58	0,56	0,02	н/в
9 км від РВАТ «Азот»							
0–5	4,05	0	0,04	0,16	0,12	0,08	3,60
10–15	4,75	0,01	0,06	0,04	0,08	0,04	0,98
15–35	5,55	0,01	0,04	0,12	0,03	0,01	н/в
35–70	6,12	0,01	0,04	0,02	0,07	0,01	н/в
15 км від РВАТ «Азот», контроль							
0–3	4,01	0	0,04	0,26	0,20	0,06	10,73
5–10	4,50	0	0,06	0,02	0,05	0,01	0,82
10–30	4,75	0	0,10	0,10	0,05	0,01	н/в
30–60	5,21	0	0,06	0,04	0,03	0,01	н/в

На початку 1990-х років у сосняках північно-східного екоряду pH верхнього горизонту зріс до 4,6–5,0, північно-західного – 4,1–5,5. У період мінімального забруднення (1993 рік) pH коливався від 4,01 до 4,32.

В середині 1990-х років pH верхнього горизонту ґрунтів сосняків, найближче розташованих до «Азоту» (4,5 км), знизився до рівня дуже кислих. У

міру віддалення від «Азоту» кислотність знижується. Так на відстані 7,5 км в верхньому шарі ґрунту рН – 3,99, а Нг – 7,28 мг-екв/100 г; на відстані 10 км – 4,16 та 8,45 відповідно, а на контролі (15 км) – 5,28 та 5,61 (табл.4.1).

Надходження до ґрунту забруднювачів привело до порушень у ґрунтово-вбирному комплексі (рис.4.2, 4.3, 4.5). З верхнього шару ґрунту кислими забруднювачами вимиваються катіони Са, Mg, К (рис.4.4). Вміст обмінного кальцію в сосняках північно-східного екоряду в період максимального забруднення знизився у порівнянні з контролем у 1,5, магнію – у 2,5 рази, у північно-західному екоряді це зниження ще більше – відповідно в 1,9 і 3,1 рази. Через інтенсивне вимивання лужних катіонів зменшується сума обмінних катіонів (рис. 4.2). Так у верхньому ґрунтовому горизонті соснового насадження (рис. 4.5), на відстані 15 км від «Азоту», сума обмінних катіонів у 1,5 рази більша ніж на відстані 4 км.

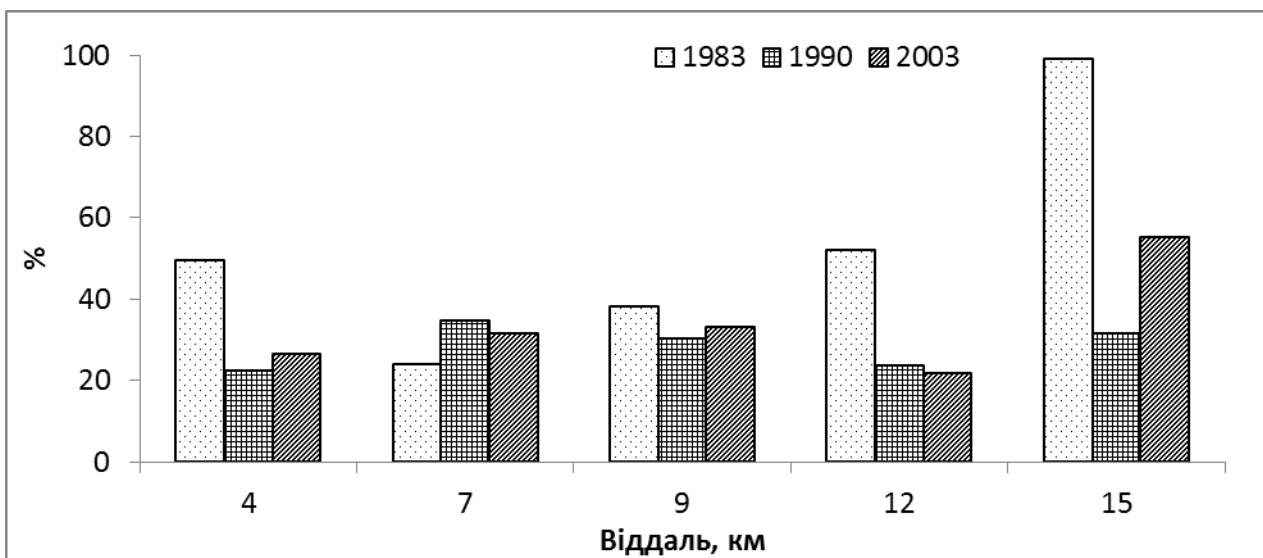


Рис.4.2 – Ступінь насиченості основами гумусового горизонту ґрунтів у сосняках техногенної зони РВАТ «Азот»

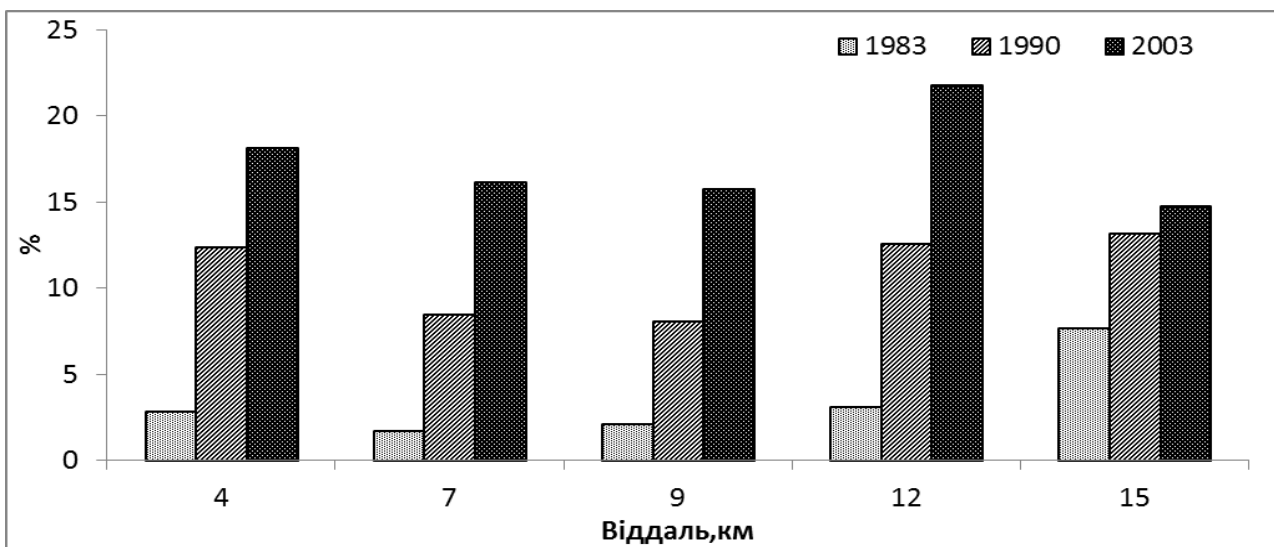


Рис.4.3 – Ємність вбирання гумусового горизонту ґрунтів у сосняках техногенної зони РВАТ «Азот»

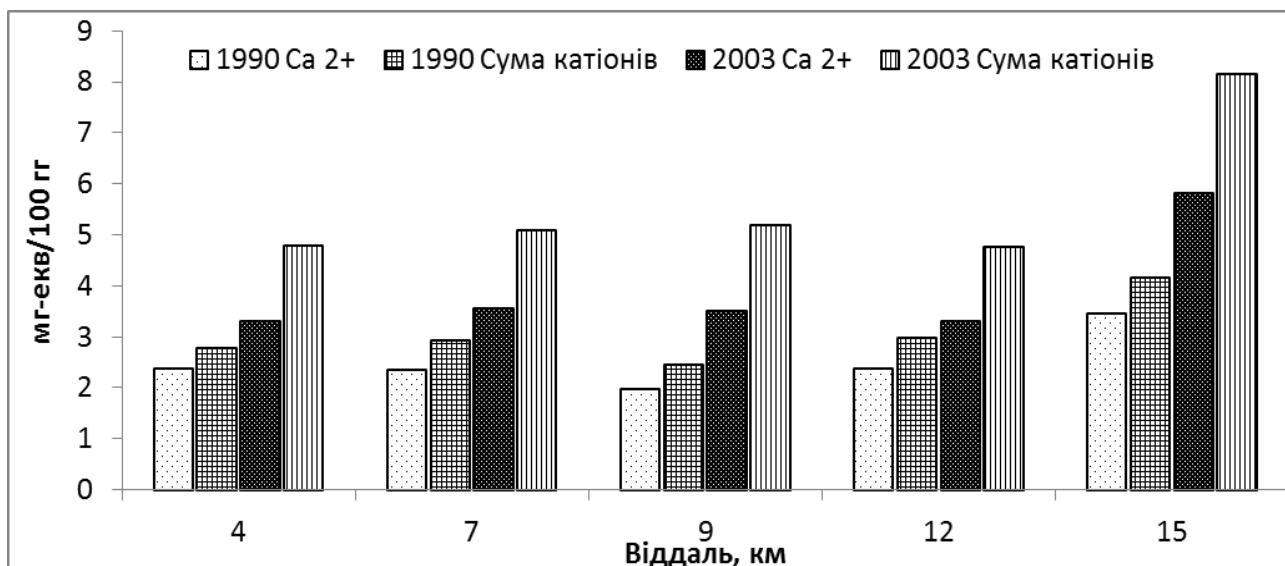


Рис.4.4 – Вміст Ca^{2+} та сума обмінних катіонів гумусового горизонту ґрунтів у сосняках в зоні РВАТ «Азот»

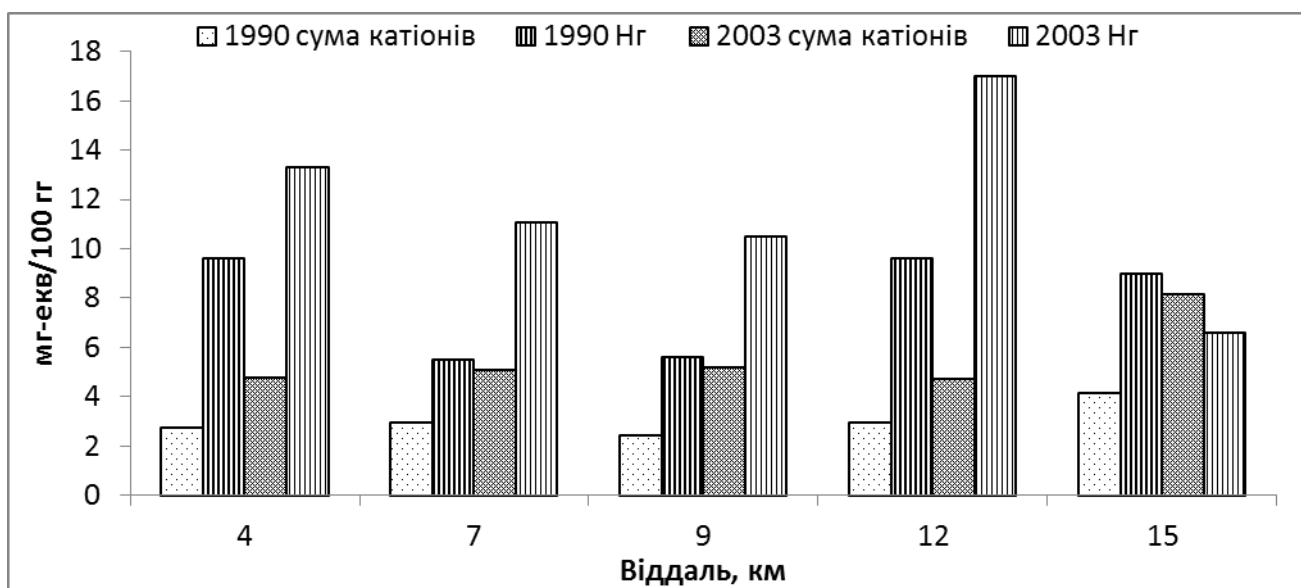


Рис.4.5 – Сума обмінних катіонів і гідролітична кислотність гумусового горизонту ґрунтів сосняків у зоні РВАТ «Азот»

В 1990-ті завдяки домінуванню в ґрунтово-вбирному комплексі водню кислотність верхнього шару ґрунтів залишалася досить високою. На середині ґрунтового профілю в ілювіальному горизонті величина рН зростає, що пов'язано з вимитими зверху катіонами.

Аніони NO_3^- і Cl^- не поглинаються, оскільки не утворюють у ґрунті нерозчинних солей і легко вимиваються атмосферними опадами, а SO_4^{2-} та CO_3^{2-} лише частково поглинаються ґрунтово-вбирним комплексом. У зв'язку із цим і з тим, що у західному Поліссі кількість опадів перевищує випаровування, тобто панує пермацидний режим зволоження, ці іони не накопичуються до токсичного рівня. Чіткої тенденції у розподілі хлоридів і сульфатів не виявлено, хоча відзначається деяке збільшення сульфатів у 4-км зоні РВАТ і на контролі.

Одним із екологічних факторів, що лімітує розвиток лісових насаджень, є родючість ґрунту і насамперед уміст поживних макроелементів – азоту, фосфору та калію.

Незважаючи на те, що вміст фосфору та калію варіював у широкому діапазоні, рівень забезпеченості ними ґрунтів є низьким. Залежності вмісту Р і К у ґрунті від відстані до «Азоту» не виявлено. В 1990 році отримані суперечливі результати також щодо фосфору. Оскільки серед викидів РВАТ «Азот» азотутримуючі фітотоксиканти становили значну частку, можна було очікувати суттєвих змін у кругообігу азоту.

В 1983 році відмічено зростання вмісту загального азоту (табл. 4.2) в зоні РВАТ «Азот». На ППП, що найближче розташована від виробництва (4 км), його вміст перевищує контроль в 1,7 рази (рис. 4.6).

Таблиця 4.2 – Вміст різних форм азоту у гумусовому горизонті (0-5 см) ґрунтів техногенної зони РВАТ «Азот», мг/100 г ґрунту

Відстань від РВАТ «Азот», км	Загальний	Поглинтий			Гідролізований				Негідролізований
		NH ₄ * *	NO ₃ * *	Всього *	Легко* *	Середньо **	Важко **	Всього *	
1983									
4	134	<u>2,11</u> 41	<u>3,03</u> 59	<u>5,14</u> 3,9	<u>23,15</u> 56	<u>7,71</u> 14	<u>10,61</u> 20	<u>41,47</u> 30,9	<u>79,3</u> 59,2
7	87	<u>1,61</u> 56	<u>1,24</u> 44	<u>2,85</u> 3,3	<u>14,97</u> 57	<u>6,38</u> 24	<u>4,83</u> 19	<u>26,18</u> 30,1	<u>52,09</u> 59,9
9	85	<u>1,74</u> 49	<u>1,78</u> 51	<u>3,52</u> 4,1	<u>16,23</u> 61	<u>6</u> 27	<u>4,17</u> 17	<u>26,4</u> 31,1	<u>48,6</u> 57,2
11	83	<u>1,83</u> 58	<u>1,32</u> 42	<u>3,15</u> 28	<u>21,07</u> 59	<u>6,97</u> 19	<u>7,97</u> 22	<u>36,01</u> 43,4	<u>37,19</u> 44,8
16	77	<u>1,54</u> 46	<u>1,78</u> 54	<u>3,32</u> 4,3	<u>18,4</u> 55	<u>8,32</u> 25	<u>6,51</u> 20	<u>33,23</u> 43,2	<u>34,66</u> 45,01
1990									
4	57,5	<u>2,1</u> 61,4	<u>1,32</u> 38,6	<u>8,55</u> 14,9	<u>18,91</u> 60	<u>3,87</u> 12	<u>8,71</u> 28	<u>31,49</u> 54,8	<u>26,01</u> 45,2
9	63,2	<u>1,74</u> 67,2	<u>0,85</u> 32,8	<u>5,99</u> 9,4	<u>14,79</u> 55	<u>4,85</u> 17	<u>7,49</u> 28	<u>27,13</u> 43	<u>36,07</u> 57,1
11	76,3	<u>1,54</u> 78,1	<u>0,43</u> 21,9	<u>3,88</u> 5,1	<u>11,41</u> 47	<u>7,91</u> 33	<u>4,8</u> 20	<u>24,12</u> 31,7	<u>52,18</u> 68,4
16	84	<u>1,68</u> 78	<u>2,08</u> 22	<u>4,24</u> 5,1	<u>12,92</u> 51	<u>8,94</u> 35	<u>3,51</u> 14	<u>25,37</u> 30,2	<u>58,63</u> 69,8

Примітка: У чисельнику абсолютна величина, у знаменнику – * % величини від загального азоту; ** % – аміачного або нітратного азоту в водній та поглинутій формі (мг-екв./100 г ґрунту); а також розподіл азоту, що гідролізується за різними ступенями гідролізованості.

Негідролізований азот становить основну частину від загального вмісту цього елементу. В ґрунтах у радіусі до 9 км ця форма сягає 65–68 % при 52,5 % на контролі (рис 4.7). Відмічається чітко виражена тенденція збільшення як абсолютного вмісту, так і його частки від загального обсягу.

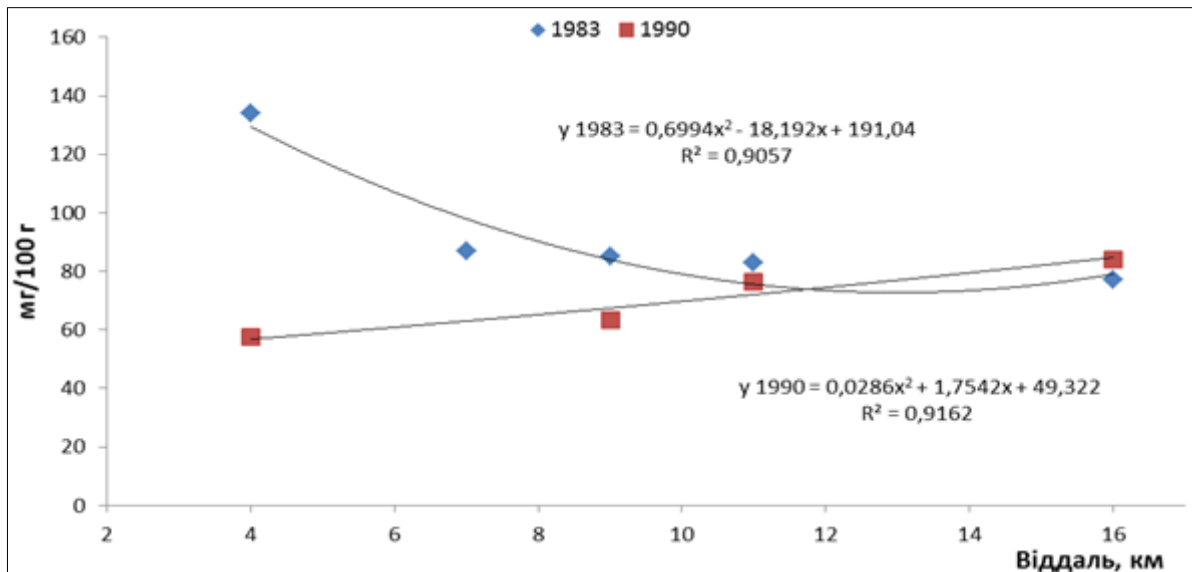


Рис 4.6 – Залежність між вмістом загального азоту у гумусовому горизонті (0–5 см) ґрунтів і відстанню до «Азоту»

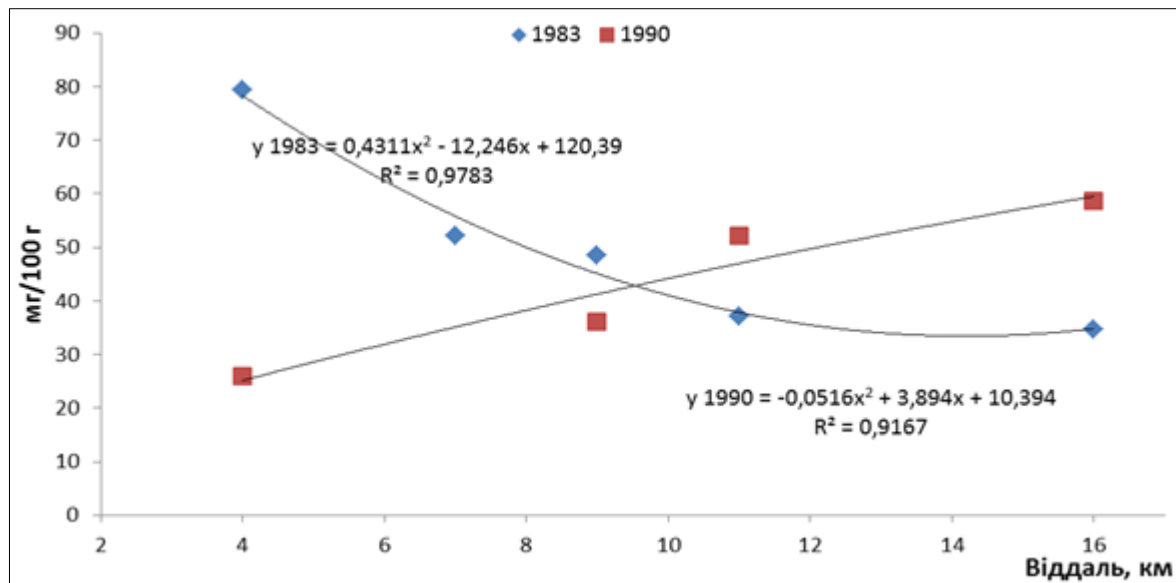


Рис 4.7 – Залежність між вмістом негідролізованого азоту у гумусовому горизонті ґрунтів і віддаллю до РВАТ «Азот»

Негідролізований і важкогідролізований азот у ґрунтах у радіусі до 7 км становлять 70–76 % (при 61 % на контролі). Тобто, незважаючи на значний вміст загального азоту, частка доступних для рослин його сполук зменшується.

У 1990 році виявлено значні зміни вмісту та співвідношення різних форм азоту у верхньому шарі ґрунтів, що пояснюються значним зниженням забруднення. В цей час у міру наближення до РВАТ «Азот» зменшився вміст

загального азоту у порівнянні з контролем майже в 1,5 рази, переважно внаслідок зменшення у 2,3 рази негідролізованого азоту.

У міру наближення до РВАТ «Азот» збільшується вміст водної форми азоту від 3,84 до 5,85 і від 4,24 до 8,55 мг-екв./100г ґрунту легко- та важкогідролізованого азоту, проте майже в 3 рази зменшується частка середньогідролізованої форми.

Поряд зі зростанням вмісту як аміачного, так і нітратного азоту починає домінувати нітратна форма. Так, якщо на відстані 11–15 км у водному витягу незначно переважає нітратний азот (54–58 %), а в поглинутій – аміачний (52 %), то в зоні максимального навантаження повністю домінує нітратний азот. Уміст його у водній формі – 74 %, поглинутій – 69 %.

Уміст гумусу з наближенням до підприємства зменшується (рис. 4.8). Якщо на контролі він становить 3,5–3,6 %, то за сильного техногенного навантаження – лише 1,8–2,0 %, тобто майже вдвічі менше.

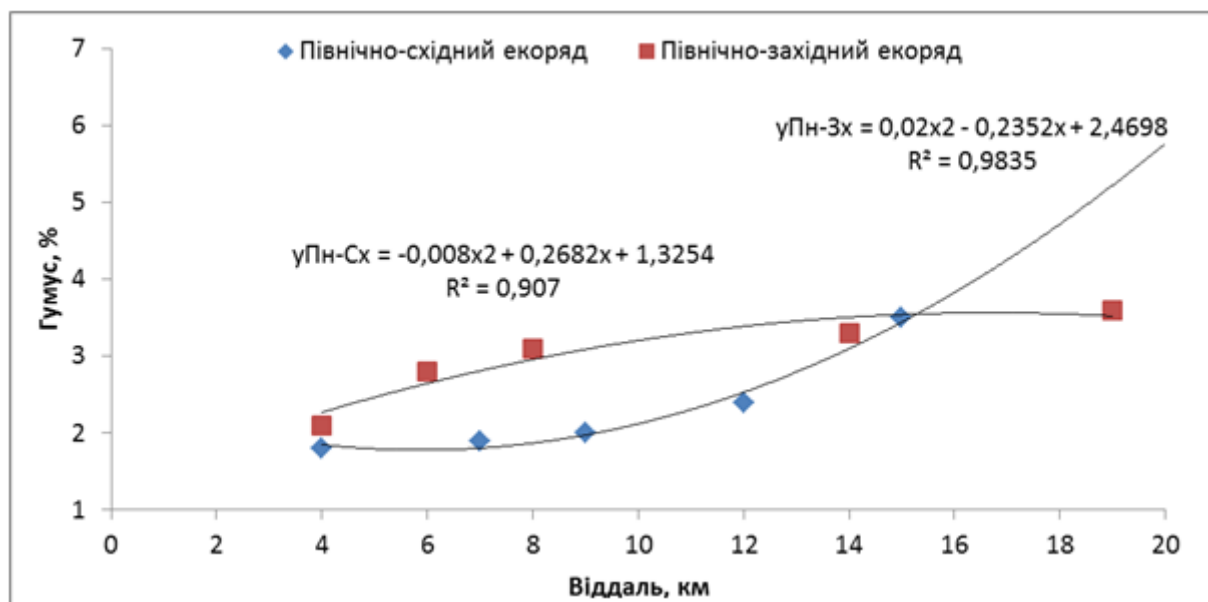


Рис. 4.8 – Вміст гумусу у гумусовому горизонті залежності від відстані до РВАТ «Азот»

Співвідношення C/N, що свідчить про забезпеченість органічної речовини азотом (рис. 4.9), зростає з віддаленням від РВАТ «Азот».

Аналіз динаміки властивостей ґрунту свідчить, що у зоні сильного пошкодження деревостану (у радіусі до 7 км) максимальний вміст обмінного кальцію та НРК були в липні (табл. 4.3). Концентрація обмінного кальцію на ППП, віддалених від РВАТ на 4 та 7 км, зростала на 34 і 71% відповідно, але до вересня знову знижувалася. На всіх ППП уміст гумусу зростає протягом вегетаційного періоду – на відстані 4 км від РВАТ «Азот» з квітня по вересень від 1,5 до 2,2, 7 км – від 1,2 до 1,8, 9 км – від 1,5 до 2,1%.

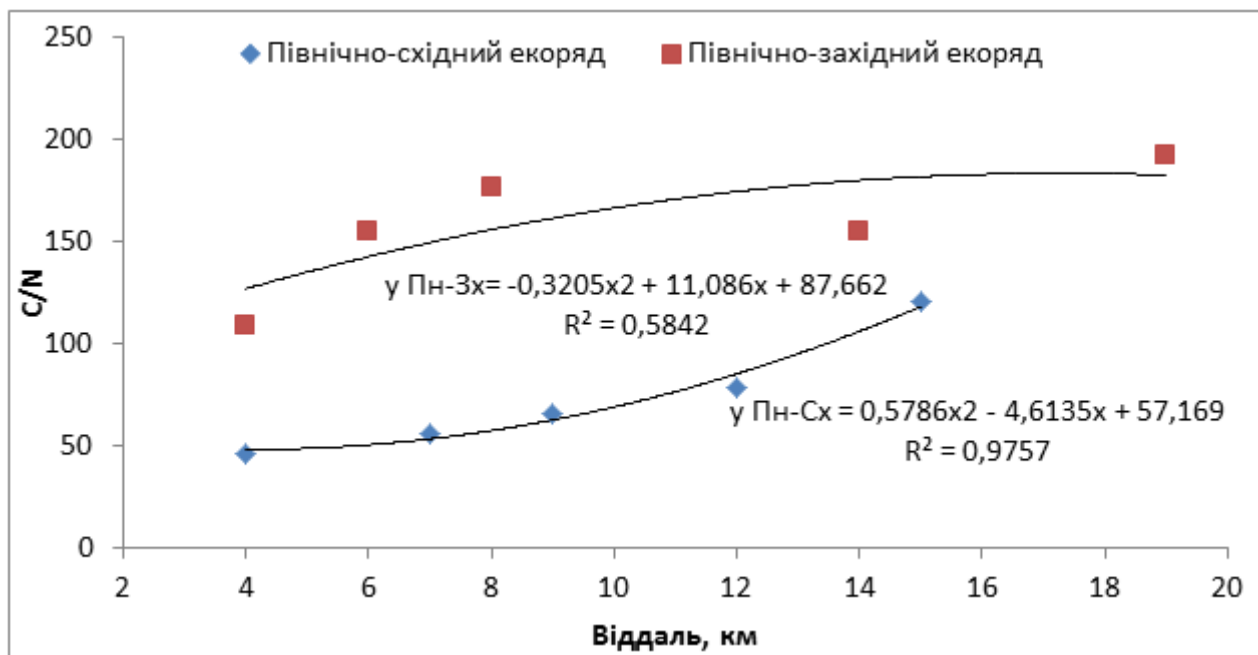


Рис. 4.9 – Співвідношення C/N у гумусовому горизонті залежно від відстані до РВАТ «Азот»

Таблиця 4.3 – Зміна властивостей ґрунтів протягом вегетаційного періоду в зоні РВАТ «Азот»

Відстань до «Азоту», км	Місяць	рН	Нг	Обмінні катіони					Гідролізований азот	Рухомі		Σ іонів
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ		P ₂ O ₅	K ₂ O	
			мг-екв/100 гГ							мг/100 гГ		
4	4	4,7	8,4	1,77	0,41	0,12	0,10	2,40	11,6	9,0	5,1	0,29
	7	4,6	9,6	2,37	0,20	0,12	0,08	2,77	25,0	9,5	6,2	0,23
	9	4,5	7,4	1,97	0,40	0,12	0,30	2,59	11,9	9,0	5,9	0,35
7	4	4,7	6,0	1,38	0,20	0,12	0,06	0,76	16,6	4,0	4,1	0,30
	7	4,7	5,5	2,36	0,39	0,12	0,06	2,93	18,5	6,0	3,3	0,22
	9	4,6	6,7	1,38	0,39	0,12	0,08	1,97	17,7	6,0	4,1	0,28
9	4	4,7	7,4	2,36	0,29	0,12	0,08	2,85	12,7	5,0	5,5	0,21
	7	4,9	5,6	2,98	0,19	0,12	0,05	3,34	16,8	5,5	3,9	0,21
	9	4,7	7,4	1,77	0,40	0,12	0,08	2,37	10,6	5,5	3,9	0,30
12	7	4,3	9,6	2,37	0,39	0,12	0,08	2,96	17,9	5,5	3,9	0,27
	9	4,6	10,3	1,78	0,40	0,12	0,08	2,38	18,5	5,0	4,1	0,42

Протягом вегетаційного періоду варіює вміст іонів у водній витяжці. На ППП на відстані 4 км від «Азоту» рН знизилось на 0,2 од. На більш віддалених ППП рН незначно підвищується лише у вересні. Восени зростає вміст сульфатів. Динаміка вмісту катіонів кальцію і магнію не є однозначною: у радіусі до 9 км вміст Са помітно знижується до осені (на 50–100 %), тоді як вміст Mg, навпаки, зростає більш як на 50 %.

4.1.2 ЧПА

Лізіметричними дослідження в кінці 1980-х рр. в дерново-опідзолених ґрунтах зони ЧПА виявлено інтенсивне вимивання катіонів кальцію, магнію, калію та натрію. Так, вміст Na в 13-км зоні сягав 0,08 мг-екв./л, К – 0,39, а на контролі (47 км) – відповідно 0,03 та 0,07 мг-екв./л [213].

Вилуговування лужноземельних катіонів здійснюється менш інтенсивно, вміст Са в лізіметричних водах техногенної зони становив 0,79, Mg – 0,30 мг-екв./л, а у фонових ґрунтах – 0,36 і 0,12 мг-екв./л відповідно. В лізіметричних водах у зоні техногенезу вміст сульфатів у 6 разів більший, ніж на контролі. Все це призвело до зниження рН лізіметричних вод від 6,1 до 5,6 одиниці. Тобто, експериментальні дані підтвердили, що емісії виробництв, що входять до ЧПА, спричиняють підкислення ґрунтів у цьому районі.

Забруднені опади, пройшовши через лісовий намет, надходять у ґрунт. Вміст іонів у розчині зростає під наметом майже в 3 рази, причому вміст катіонів Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} та Na^{+} у зоні ослаблених насаджень (10–13 км від ЧПА) у 2–3 рази більший, ніж на віддалених ППП. Під наметом лісу вміст цих іонів протягом усього профілю більш вирівняний.

Хоча кисла реакція підстилки (рН=4,3–4,5) не пов'язана з відстанню до ЧПА, однак із наближенням до промзони мінералізація водної витяжки із підстилки зменшується на 30–50 %. На узліссі ЧБ, що звернуто до ЧПА, сума лужних катіонів склала лише 60 % від значення на ППП протилежної частини цього масиву (табл. 4.4). Вміст Са знижується в 1,4–1,7, Mg – в 1,8–2,2 рази.

І якщо по азоту це не настільки очевидно, то вміст фосфору знижується на 16–20, калію – на 22–40 %. І, навпаки, вміст токсичного для рослин алюмінію зростає в міру наближення до ЧПА в 1,3–2,1 рази.

Аналогічні зміни відбувалися і у ґрунті. Реакція ґрунту більш лужна у порівнянні із підстилкою – 5,2–5,8. Водна витяжка із ґрунтів слабо мінералізована. Однак із зростанням навантаження у ній знижується вміст як рухомих, так і поглинених форм кальцію та магнію.

В ґрунті з наближенням до ЧПА вміст рухомих форм азоту, фосфору та калію збільшується відповідно в 1,7, 2,2 та 1,1 рази (табл.4.5).

Таблиця 4.4 – Зміна властивостей лісової підстилки в сосняках Черкаського бору

№ ПП	Від-стань до ЧПА, км	рН Н ₂ О	Поглинені				Всього	Азот, що гідролізується	Рухомі			
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺			P ₂ O ₅	K ₂ O	Al	Ca/Al
			Мг-екв на 100 г ґрунту						мг на 100 г ґрунту			
1	10	4,5	12,87	2,39	0,26	0,51	16,03	88,96	10,01	29,35	1,24	10,38
2	11,5	4,4	13,9	4,28	0,25	0,51	18,8	71,68	10,5	35,57	0,74	18,78
3	13	4,4	13,32	4,89	0,39	0,68	19,28	98,01	8,75	37,57	1,17	11,38
4	16	4,6	21,48	5,17	0,26	0,68	27,59	115,92	15,00	49,31	0,58	37,03
5	19	4,4	19,55	4,36	0,26	0,52	24,69	90,16	12,50	37,57	0,88	22,22

Таблиця 4.5 – Фізико-хімічні властивості гумусового горизонту дерново-опідзолених ґрунтів Черкаського бору

Відстань до ЧПА, км	pH	Гумус %	Рухомі форми, мг/100 г		Валові форми, %		Обмінні, мг-екв 100 гг		
			NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅	N	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Σ
Північно-західний екоряд									
10	4,30	1,16	4,83	4,00	0,07	0,022	0,90	0,12	1,02
11,5	3,90	1,29	7,35	3,60	0,08	0,025	0,36	0,36	0,72
13	3,90	1,34	5,00	2,00	0,06	0,020	0,72	0,12	0,84
Західний екоряд									
12,5	4,10	1,03	4,73	2,75	0,06	0,021	0,36	0,36	0,72
12,5	4,05	1,03	5,74	2,50	0,04	0,024	0,60	0,36	0,96
15,0	4,00	1,37	5,84	1,80	0,08	0,016	0,60	0,60	1,20
16,0	4,35	1,29	6,12	1,50	0,06	0,022	2,04	0,60	2,64

Вміст гумусу у верхньому ґрунтовому горизонті з підвищенням техногенної дії знижується з 1,85–1,95 до 1,63–1,04 %.

Забруднювачами з ґрунту вимиваються Ca та Mg (від 1,3 до 3,3 рази) та частково – K (табл.4.5). Уміст рухомих форм фосфору та калію вищий на ППП біля ЧПА. Для ґрунтів характерна слабка мінералізація ґрунтового розчину, що пояснюється їхнім легким механічним складом і низьким рівнем родючості.

Для ґрунтів зони ЧПА характерна низька родючість (табл. 4.6). Уміст обмінних Ca та Mg у гумусному горизонті є також дуже низьким.

Таблиця 4.6 – Вміст різних форм азоту в гумусовому горизонті у сосняках Черкаського бору, мг/100 г ґрунту

№ ПП	Відстань до ЧПА, км	Загал. N	NH ₄ ⁺				NO ₃ ⁻				Гідролізуємий			
			Вод- ний	N	Обмін- ний	N	Вод- ний	N	Обмін- ний	N	легко	сере- дньо	важко	негід.
5	10 (узлісся)	<u>62,5</u> 100%	1,42	<u>1,10</u> 1,8	4,34	<u>3,37</u> 5,4	0,15	<u>0,03</u> 0,1	1,86	<u>0,42</u> 0,7	<u>9,25</u> 14,8	<u>2,09</u> 3,3	<u>3,68</u> 5,9	<u>46,38</u> 74,2
6	11,5	<u>83</u> 100%	1,99	1,54	4,47	<u>3,47</u> 4,2	0,67	<u>0,15</u> 0,2	2,43	<u>0,55</u> 0,7	<u>14,19</u> 17,1	<u>5,03</u> 6,1	<u>3,83</u> 4,6	<u>58,41</u> 70,4
7	13	<u>72,0</u> 100%	2,67	<u>2,07</u> 2,9	5,89	<u>4,57</u> 6,3	1,5	<u>0,34</u> 0,5	3,23	<u>0,73</u> 1,0	<u>17,17</u> 23,8	<u>1,72</u> 2,4	<u>8,84</u> 12,3	<u>42,20</u> 58,6
8	16	<u>65,0</u> 100%	2,35	<u>1,82</u> 2,8	4,19	<u>3,25</u> 5,0	1,07	<u>0,24</u> 0,4	2,55	<u>0,57</u> 0,9	<u>13,49</u> 20,8	<u>2,98</u> 4,6	<u>5,39</u> 8,3	<u>41,32</u> 63,6
9	19	<u>52,0</u> 100%	1,64	<u>1,27</u> 2,4	4,31	<u>3,35</u> 6,4	0,26	<u>0,06</u> 0,1	1,90	<u>0,43</u> 0,8	<u>12,39</u> 23,4	<u>4,84</u> 9,3	<u>6,58</u> 12,7	<u>32,92</u> 63,3

4.1.3 ЛРСПА

У складі промвикидів ЛРСПА основну частку становлять газоподібні та аерозольні сполуки сірки й азоту, які розчиняються у водяних парах атмосфери і утворюють відповідні кислоти. Тому, цілком зрозуміло зростання в періоди інтенсивного забруднення величин усіх форм кислотності. Так, у 1987 р. в сосняку в 1 км від промзони м. Сєвєродонецька рН становило лише 4,0 (табл. 4.7). У міру віддалення рН зростало до 4,5, а на контролі 5,2. У кінці 1990-х рр. кислотність ґрунту дещо зменшилася.

Ґрунти регіону характеризуються невисокою насиченістю основами: вміст Са і Mg варіює від 0,49 до 1,08 мг-екв./100 г. Їхній вміст у техногенній зоні поступається контролю внаслідок вимивання емісіями. До того ж сполуки 3-валентного Al під впливом кислих емісій стають рухомими та ще більше підкислюють ґрунти. Саме тому відмічається зниження рН та збільшення гідролітичної кислотності (табл. 4.7).

Таблиця 4.7 – Кислотність і вміст обмінних катіонів у гумусовому горизонті ґрунтів сосняків і техногенній зоні ЛРСПА

Відстань від техногенної зони, км	Рік	рН		Нг	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Σ Ca,Mg	Ємність поглинання	S,%
		H ₂ O	KCl						
1,0	1987	4	3,8	6,14	0,49	0,27	0,76	6,9	11
3,0	1992	4,46	3,92	2,61	0,37	0,19	0,56	3,17	18
4,5	1987	4,75	4,25	4,31	0,8	0,28	1,08	5,39	20
	1992	4,32	3,75	3,9	0,27	0,27	0,54	4,39	12
7,0	1987	4,25	3,8	4,35	0,39	0,25	0,64	4,44	14
	1992	4,25	3,7	3,02	0,33	0,16	0,49	4,29	11
30,0	1992	4,28	3,82	3,95	0,65	0,14	0,79	4,69	17

Примітка: S – ступінь насиченості основами

Рівень мінералізації водної витяжки з ґрунтів надзвичайно низький (0,32–0,68 мг-екв./100 г ґрунту). Проте у техногенній зоні за рахунок техногенного збільшення вмісту аніонів HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ він у 1,5–2,1 рази більший, ніж на контролі, (табл. 4.8). Водночас вміст цих іонів не досягає критичного рівня.

Таблиця 4.8 – Вміст водорозчинних іонів у гумусовому горизонті ґрунтів техногенної зони ЛРСПА, мг-екв./100 г

Відстань, км	HCO ₃ ³⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	Σ іонів
3,0	0,04	0,06	0,20	0,04	0,04	0,24	0,62
5,3	0,02	0,04	0,34	0,08	0,12	0,08	0,68
7,0	0,04	0,04	0,16	0,03	0,02	0,12	0,41
30,0	0,02	0,02	0,14	0,10	0,00	0,04	0,32

Забезпечення ґрунтів елементами живлення, як валовими, так і рухомими формами, в цих ґрунтах надзвичайно низьке (табл. 4.9). Особливо це стосується фосфору. Рухомий азот переважно представлений аміачною формою. Вміст гумусу також дуже низький.

Таблиця 4.9 – Вміст гумусу та NPK в гумусовому горизонті ґрунтів в зоні ЛРСПА

Відстань від техногенної зони, км	Рік	Загальні, %		Рухомі, мг/100 г					Гумус, %
		N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	
1	1987	0,11	0,02	4,90	4,00	–	–	–	1,65
3	1982								0,68
	1994	0,15	–	2,52	2,90	–	0,41	1,94	0,50
4,5	1982	0,04	0,01	4,98	2,75	2,28	0,13	0,28	0,67
	1987	0,10	0,02	4,76	2,60	–	–	–	1,80
	1992	0,28	-	2,38	3,20	–	0,51	0,64	0,95
	1998	0,07			2,90		0,50	1,20	0,26
7	1982	0,04	0,01	5,60	3,85	2,75	0,48	0,32	0,66
	1992	0,21	–	2,38	3,40	–	0,43	1,59	0,53
	1998	0,08	–	–	1,50	–	0,90	0,20	0,48
8	1987	0,08	0,03	4,48	7,60	–	–	–	1,35
	1994	0,13	–	4,20	1,76	–	–	–	0,95
16.0 (контроль)	1981	0,05	0,02	5,40	3,75	3,36	1,97	0,40	1,00
	1994	0,14	–	3,08	3,10	–	–	–	0,67
	1998	0,09	–	-	1,03	–	0,40	0,40	0,44
30 (контроль)	1992	0,20	–	2,80	3,60	–	0,71-	1,86	1,06
	1998	0,04	–	–	2,10	–	0,60	0,84	0,35

4.1.4 Змієвська ТЕС

Кислотність верхнього гумусового горизонту з наближенням до ЗТЕС зменшувалась (у 4-км зоні рН досягло 5,87 проти контролю – 4,62) (рис. 4.10), що пов'язано з седиментацією пилу попелу, до складу якого входять лужні й важкі метали. Кислі оксиди сірки та азоту переносяться значно далі і тому менше впливають на забруднення ґрунтів у техногенній зоні. З глибиною кислотність зменшується майже на всіх ППП.

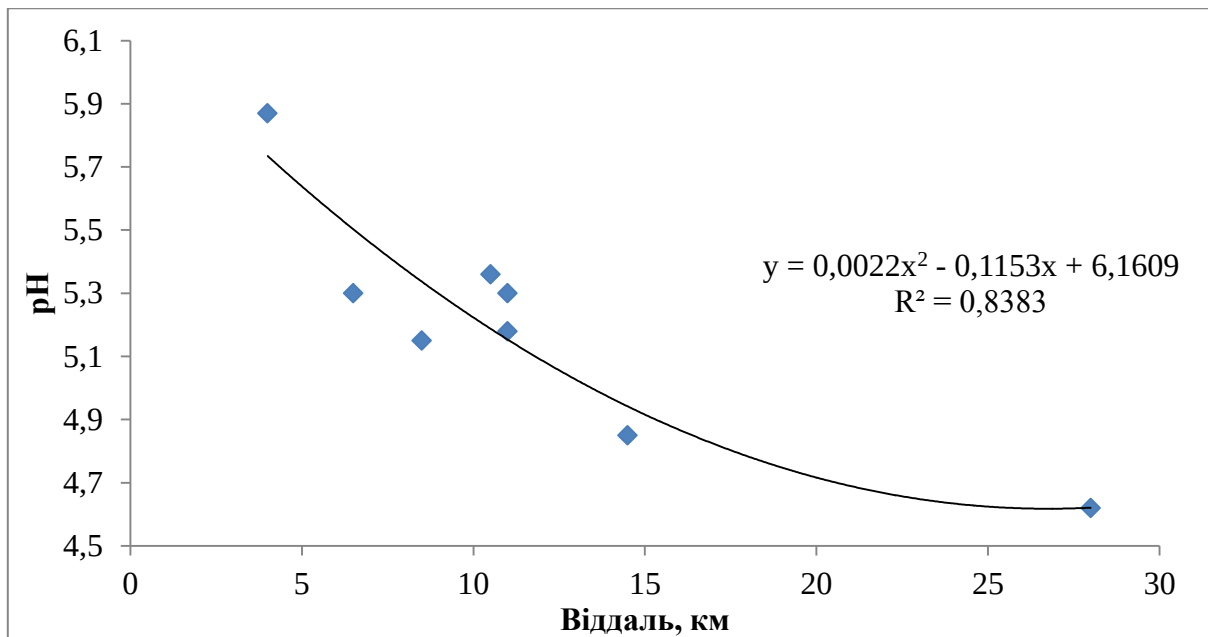


Рис.4.10 – Кислотність гумусового горизонту дернових опідзолених ґрунтів сосняків на різній відстані від ЗТЕС, 1992 рік

Викиди ЗТЕС зменшують обмінну кислотність (Нг) верхніх горизонтів ґрунту. Нг на ППП 10 (4 км від ТЕС) становить 2,8 мг-екв./100 г ґрунту (табл. 4.10). Вона тісно пов'язана зі вмістом органічної речовини, а найвищі її значення властиві верхнім гумусовим горизонтам і донизу ґрунтового профілю зменшуються. З наближенням до ЗТЕС Нг зменшується (рис. 4.11) у верхніх шарах ґрунту від 5,78 на контролі до 2,8 мг-екв./100 г на відстані 4 км.

Після зменшенні викидів золи відмічено зростання кислотності верхнього шару ґрунту (у порівнянні з 1992 р.), особливо на ППП, наближених до ЗТЕС. У найближчому до ТЕС сосняку (ППП10) pH сягало 5,46, а на контролі – 4,77 од.

Кислотність атмосферних опадів і різних компонентів лісової екосистеми тісно корелюють між собою, а величина pH зменшується в ряду: опадів > підстилка > ґрунт. Так, якщо pH опадів у 1997 р. становила 5,8–6,2, підстилки – 5,5–4,9, то у ґрунті pH > 5,0 лише на відстані 4 км від ТЕС (рис 4.11).

Для ґрунтів характерна низька мінералізація ґрунтового розчину, що пов'язано з їхнім легким механічним складом. Вміст іонів у водній витяжці не залежить від відстані до ЗТЕС. Це обумовлено низькою буферністю піщаних ґрунтів, які неспроможні утримати сполуки, які вимиваються до ортзандових прошарків за межі ґрунтового профілю.

Мінералізація ґрунтового розчину низька, що обумовлено типом ґрунту. Відмічена тенденція зниження мінералізації у міру віддалення від ЗТЕС. У період максимального забруднення у ґрунтах техногенної зони вміст водорозчинних сполук сірки та кальцію в 2 та 2,5 рази більший від контролю (табл.4.10). За 1987–1997 рр. вміст водорозчинного Ca^{2+} зменшився на 30 %, SO_4^{2-} – на 55 % (табл.4.10).

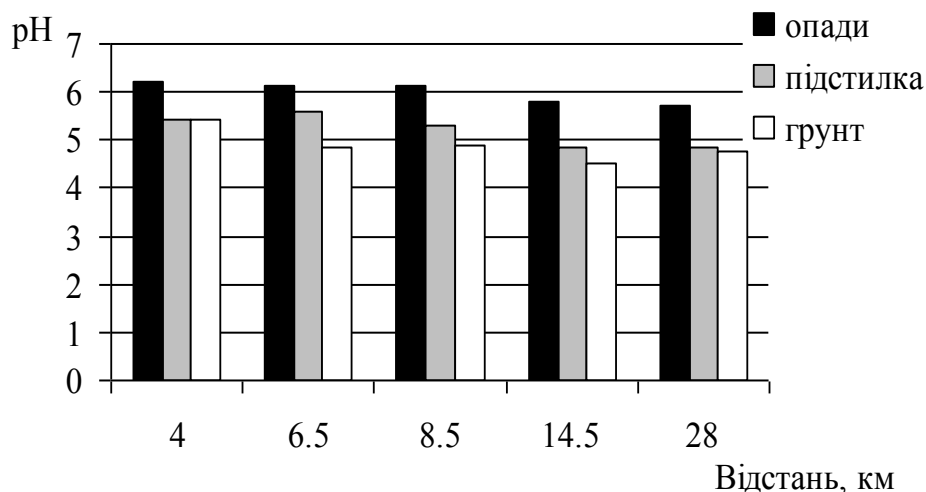


Рис.4.11 – рН атмосферних опадів, підстилки та ґрунту у зоні ЗТЕС

Таблиця 4.10 – Вмісту іонів у водній витяжці гумусового горизонту у ґрунтах у зоні ЗТЕС, мг-екв/100 г.

Роки	Аніони				Катіони					Al ³⁺
	HCO ³⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Σ	
ПП 10, Андріївське л-во, кв.2, 4 км на ПдЗ від ЗТЕС										
1987	0,03	0,03	0,11	0,17	0,10	0,02	0,02	0,03	0,17	5,4
1993			0,06		0,04	н/в				
1997	0,024	0,08	0,05	0,154	0,07	0,03	0,02	0,01	0,13	
ПП 11, Андріївське л-во, кв.25. 6.5 км на ПдЗ від ЗТЕС										
1993			0,11		-	н/в				
1997	0,01	0,1	0,05	0,16	0,07	0,04	0,006	0,01	0,126	
ПП 8, Задонецьке лісництво, кв.134, 8,5 км на ПдЗ від ЗТЕС										
1987	0,02	0,03	0,07	0,12	0,07	0,02	0,02	0,03	0,14	2,34
1993			0,14		0,06	н/в				
1997	0,02	1,38	0,05	1,45	0,15	0,02	0,02	1,1	1,29	
ПП 3, Задонецьке л-во, кв.99, 10,5 км на ПдЗ від ЗТЕС										
1987	0,02	0,03	0,09	0,14	0,05	0,02	0,02	0,05	0,14	1,62
1993			0,08		0,05	н/в				
1997	0,02	0,12	0,05	0,19	0,05	0,01	0,01	0,03	0,1	
ПП 4, Задонецьке л-во, кв.78, 13,0 км на ПдЗ від ЗТЕС										
1987	0,02	0,03	0,09	0,14	0,06	0,02	0,02	0,03	0,13	5,04
1997	0,04	0,07	0	0,11	0,07	0,05	0,01	0,02	0,15	
ПП 5, Задонецьке л-во, кв.63, 14,5 км на ПдЗ від ЗТЕС										
1993			0,07		0,06	0,02				
1997	0	0,1	0,05	0,15	0,06	0,02	0,008	0,02	0,108	
ПП 12, Васищевське л-во (контроль), 28 км на ПдЗ від ЗТЕС										
1987	0,02	0,03	0,05	0,1	0,04	0,02	0,02	0,03	0,11	5,1
1993			0,24		0,1	0,06				
1997	0,02	0,11	0,05	0,18	0,05	0,02	0,01	0,01	0,09	

В ґрунтах району досліджень відмічається низький уміст поживних речовин. Унаслідок забруднення відбувається збіднення на азот і без того небагатих ґрунтів (рис. 4.12, 4.13). У ґрунтах техногенної зони валового азоту в 4,5, а рухомого в 4 рази менше від контролю. Техногенне надходження окислів азоту до ґрунту не компенсує втрати азоту внаслідок зменшення активності мікробної діяльності.

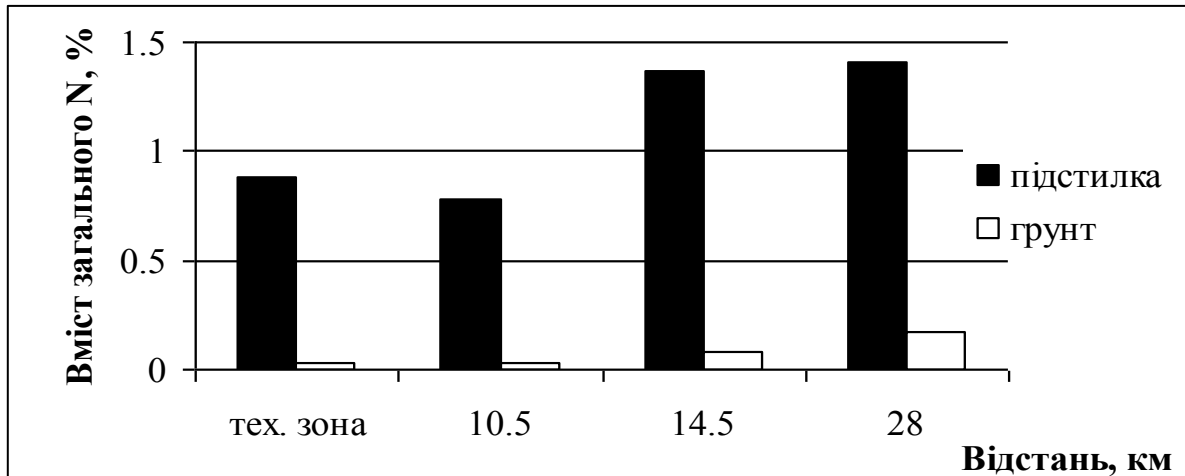


Рис. 4.12 – Вміст загального азоту в підстилках і ґрунтах на різній відстані від ЗТЕС

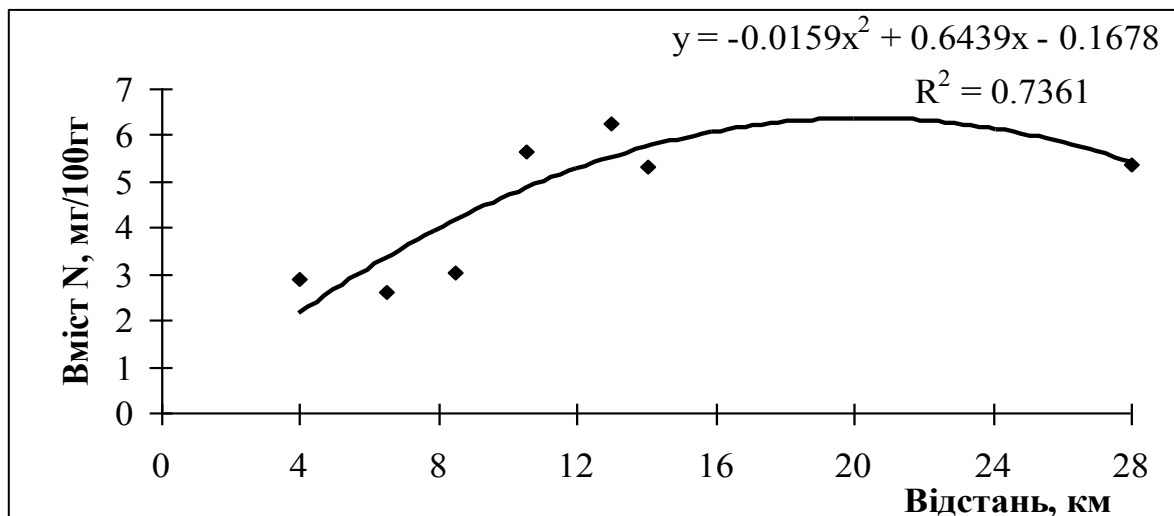


Рис. 4.13 – Вміст легкогідролізованого азоту в гумусовому горизонті ґрунтів у зоні ЗТЕС

У міру наближення до ТЕС у лісових ґрунтах зменшується вдвічі вміст мінерального азоту. Так, до 10 км від ТЕС уміст легко гідролізованого азоту становить від 2,5 до 3 мг/100 г, а на відстані > 10 км – зростає до 5,5–6,3 мг/100 г. Залежність вмісту рухомого азоту від відстані до ТЕС описує поліном другої степені ($r=0,858$).

Вміст у ґрунтах валового калію значно варіює в просторі. Максимальне його значення – на 40 % більше за контроль (рис 4.14-4.15), у верхніх горизонтах ґрунту техногенної зони, що пов'язано із седиментацією попелу. Водночас концентрація рухомого калію не залежить від відстані до ЗТЕС.

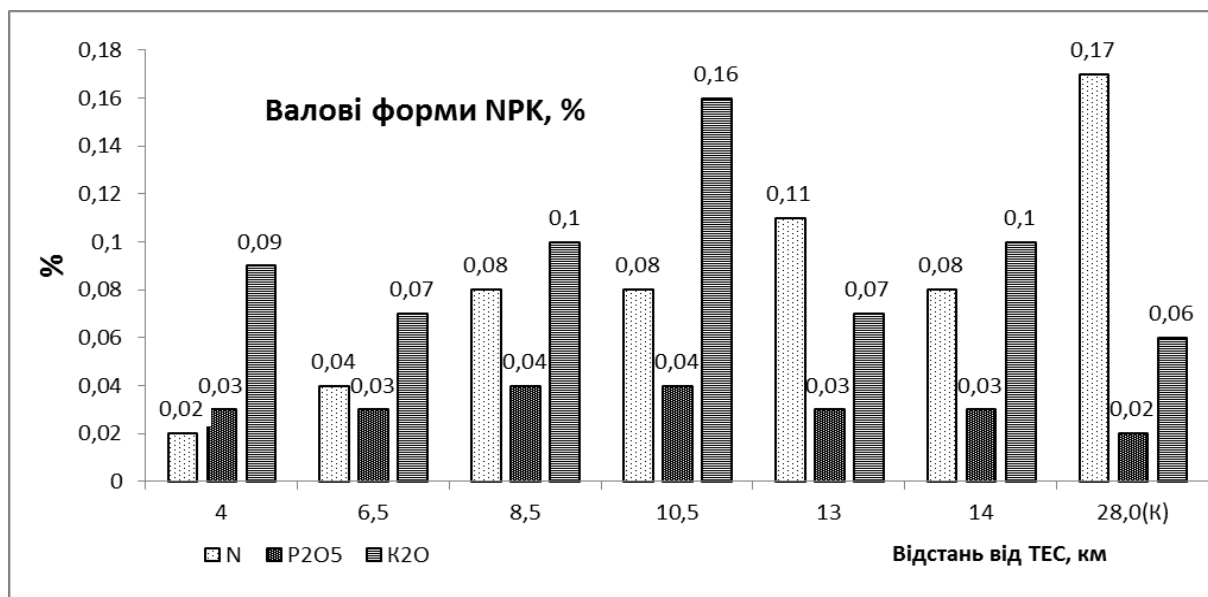


Рис 4.14 – Вміст валових форм NPK у гумусовому горизонті ґрунтів у зоні ЗТЕС

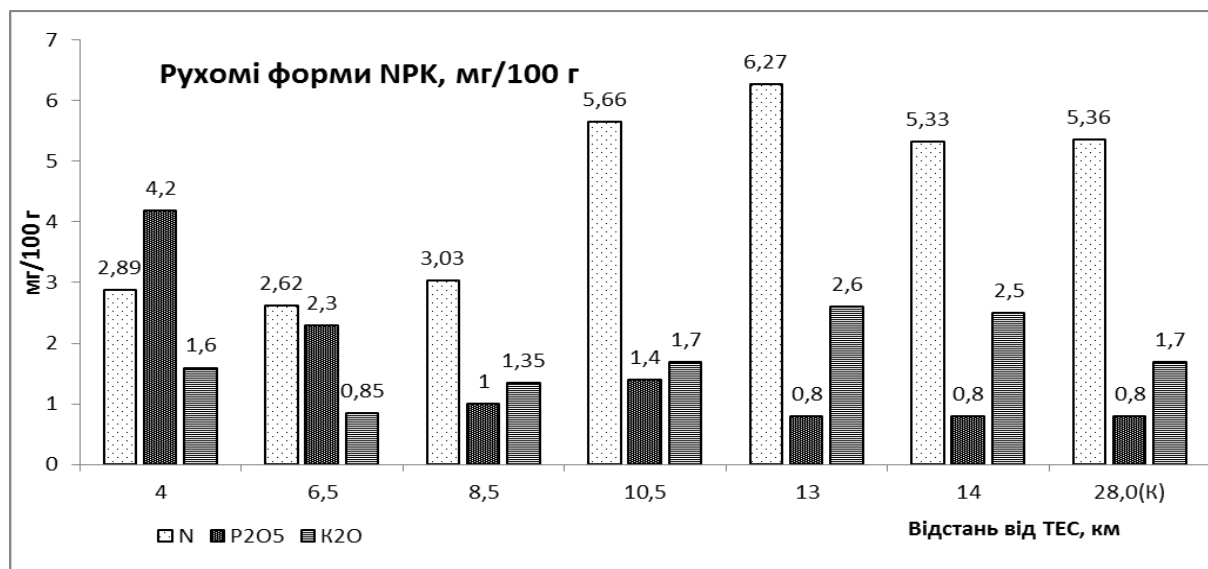


Рис.4.15 – Вміст рухомих форм NPK у гумусовому горизонті ґрунтів у зоні ЗТЕС

Вміст загального фосфору, як і рухомого, в лісових ґрунтах на всіх ППП є дуже низьким. Дефіцит фосфору є характерним для більшості ґрунтів, особливо з гранулометричним легким складом і низьким вмістом і ґрунтах об'єкта досліджень мулистих часток і гумусу.

Для досліджуваних ґрунтів характерний дуже низький вміст гумусу. Наприклад, радіусі 4,0–6,5 км від ЗТЕС частка гумусу становить 0,74–0,69, а на контролі – 1,13 %.

У складі гумусових кислот ґрунтів у районі ЗТЕС переважають фракції гумінових над фульвокислотами, тобто тип гумусу на більшості ППП – фульватно-гуматний і лише на ПП 4 – гуматний (табл. 4.11). Серед гумінових кислот домінують (80 %) вільні форми та зв'язані з рухомими півтораокислами (Fe₂O₃). Частка гумінових кислот, зв'язаних із кальцієм, є дуже низькою і не

відіграє в ґрунтоутворенні значної ролі. Значна величина залишку, що не гідролізується, свідчить про міцність закріплення гумусових речовин із глинистою фракцією. Співвідношення C/N опосередковано свідчить, що у міру наближення до ЗТЕС відбувається суттєве збіднення органічної речовини на азот – 14,33 (4 км) проти 3,88 % (28 км). Цей факт також підтверджується даними щодо вмісту у досліджуваних ґрунтах рухомих форм азоту (табл. 4.11).

Таблиця 4.11 – Фракційний склад гумусу верхнього горизонту лісових ґрунтів у зоні впливу емісій ЗТЕС, частка від загального С, %

№ ПП	Відс-тань від ТЕС, км	Гумус		Загальні		C/N	ГК			ФК	ГК/ФК	С негід-ролізо-ваного залишку
		1993	1997	С	N		I	II	III			
10	4,0	0,35	0,74	0,43	0,03	14,3	30,23	2,33	32,56	20,9	1,56	46,51
11	6,5	0,61	0,69	0,39	0,04	9,8	23,08	2,56	25,64	23,07	1,11	51,28
8	8,5	1,12	1,14	0,66	0,08	8,3	31,82	2,27	34,09	21,21	1,61	44,70
5	10,5	1,09	1,67	0,97	0,06	12,3	31,08	2,70	33,78	17,57	1,92	48,65
4	13,0		1,75	1,08	0,11	9,8	29,62	12,03	41,65	13,89	2,99	44,46
3	14,5	1,09	1,52	0,89	0,08	11,1	28,09	1,68	29,77	20,23	1,47	50,00
12	28,0	1,34	1,14	0,66	0,17	3,9	28,03	2,27	30,30	25,76	1,18	43,94

Примітки: ГК – гумінові кислоти; I – $C_{ГК}$ вільних та зв'язаних з R_2O_3 ; II – $C_{ГК}$ зв'язаних з Са; III – сума ГК; ФК – фульвокислоти

Коефіцієнти кореляції, які відбивають вплив ЗТЕС на вміст азоту та фосфору, свідчать про середній зв'язок між ознаками, що вивчаються (0,61 та 0,6297 відповідно). Між показником C/N та відстанню до джерела забруднення зв'язок зворотний, достовірний тісний ($r=-0,81$).

Надходження токсичних викидів ЗТЕС у довкілля змінює швидкість трансформації органічної речовини. В зоні максимального навантаження (рис. 4.16) біологічна активність була найменшою – 4 % за вегетаційний період. У міру віддалення від ЗТЕС (9 км) її величина зростає до 30 %. На контролі ж біологічна активність падає, можливо через високу кислотність, яка є типовою для ґрунтів цієї зони.

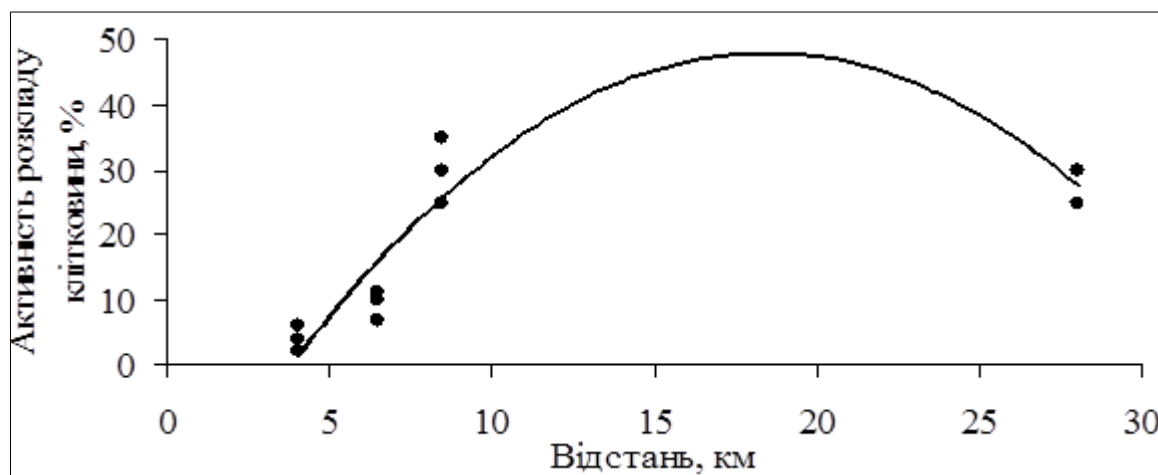


Рис. 4.16 – Активність розкладання клітковини в зоні ЗТЕС, %

4.2 Акумуляція фітотоксикантів у компонентах лісових екосистем та аеротехногенні аномалії важких металів

При спалюванні вугілля на ТЕС ВМ виділяються з попелом. При виробництві кожної 1 млн. кВт.г ТЕС, що працює на кам'яному вугіллі, викидається 2,6 т Pb [293]. При цьому вміст Be, Li, V, Ni, Cu, Zn, Ag, W в багато раз, а B, Pb, Mo, Ge в десятки раз перевищує фон [341]. Викиди попелу у загальному обсязі викидів 3 ТЕС досягають 40%. У викидах попелу і шлаках ЗТЕС виявлені елементи найбільш токсичної першої групи: Co, Ni, Pb, Sn, Hg; другої: Mn, Cu, Zn, Cr, V, As, Sb, Zr, Nb, Cd, Ba, Mo, Se; і третьої – Sr і Br.

У техногенній зоні цієї ТЕС у кінці 1980-х років [162] встановлено зростання запиленості хвої в техногенній зоні в 5–40 разів. Уміст Cd, Ni, Cr, Cu та Co у ґрунті та підстилці в техногенній зоні вищий в 2–10 разів, ніж на контролі, причому в суборевих умовах забруднення ВМ вище, ніж у борових. Найбільше забруднена хвоя в зимово-весняний період.

Уміст у верхньому гумусовому горизонті ґрунтів (табл. 4.12) такими ВМ як Mn, Zn, Ni, Cu, Pb у зоні ЗТЕС значно вищий, ніж на контролі. Так якщо на контролі вміст Mn становить 150 мг/кг, то у ґрунті сосняків зони забруднення – 150–380, Pb – 7 і 7–70, Cu – 4 і 6–30, Ni – 19 і 18–48 мг/кг відповідно. Найбільше зростання індексів концентрації характерне для Mn, Ni (2,5 рази), Cu (7,5 рази), Pb (10 разів).

Основна частина забруднювачів у малобуферних ґрунтах акумулюється у радіусі 3–5 км від ЗТЕС. Найбільш інтенсивне забруднення характерне для ґрунтів у південному, південно-західному, північно-західному напрямках в урочищах Сербівка та Гініївські піски. Мінімальний уміст – у ґрунтах лісостанів, що розташовані в глибині лісових масивів.

Чіткої достовірної залежності вмісту ВМ з відстанню до ЗТЕС не відмічається (табл. 4.12). На нерівномірність забруднення ВМ дернових супіщаних і піщаних ґрунтів соснових насаджень і відсутності залежності від напрямку і відстані від ЗТЕС вказував А.І. Фатєєв [155].

Вміст валових форм свинцю в ґрунті зростає із віддаленням від ЗТЕС: у ближній (до 3 км) зоні воно становить 7,8 мг/кг, а на відстані 10–25 км – 9,6 мг/кг. Вміст цинку зменшується від 26–27 до 20, хрому з 45–46 до 32 мг/кг.

Збільшення вмісту ВМ у периферійних зонах у порівнянні з ближніми обумовлено фракційним складом часток аерозолів золи [373]. Цьому сприяє також те, що доволі легкі частки золи можуть переноситися на значну відстань від ЗТЕС [140]. На відстань 10 і більше кілометрів від неї поширюються від 10 до 30 % загального викиду металів в атмосферу [341].

Таблиця 4.12 – Вміст ВМ в верхньому гумусовому горизонті в зоні ЗТЕС, мг /кг ґрунті

Румб і відстань від ТЕС, км	ВМ, мг/кг									
	Ti	V	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Zr	Pb	Σ
СЗ-11 3-16	550	16	54	250	20	30	80	40	70	1115
СЗ-11 3-32	500	15	54	150	22	8	80	30	7	1136
3-10,5 3-99	520	16	50	220	19	8	100	25	15	978
3-13 3-78	1450	20	50	380	20	6	80	34	9	2354
3-14,5 3-63	500	16	40	250	19	10	80	25	20	1200
3-12,5 3-166	400	16	54	150	48	10	80	21	6	785
ЮЗ-8,5 3-130	700	16	40	220	19	50	100	27	10	1182
ЮЗ-5,5 3-134	440	15	50	160	19	8	80	23	20	815
ЮВ-4,0 А-2	300	15	40	280	18	10	100	20	10	798
ЮВ06,5 А-25	300	15	40	190	48	3	8	20	7	631
СЗ- 17,0	120	15	50	150	48	3	80	19	5	490
СВ-32,0 В-104	700	16	54	150	19	4	80	22	7	1052

Оскільки для дернових супіщаних і піщаних ґрунтів характерний низький вміст гумусу, низька ємкість поглинання тощо, ВМ тут слабо фіксуються у малорухомі форми, що веде до накопичення їх у легкодоступних для рослин формах і негативно впливає на розвиток. Вміст рухомих форм від валового вмісту за даними А.І. Фатєєва [155] становить для Pb 36,0–68,3 і 13,4–19,5 %; Zn 9,0–19,0 і 2,3–5,9 %; Cu 24,4–97,0 і 5,2–19,5 %; Co 25,7–30,9 і 0,4–2,7 %; Cr 8,3–11,3 і 0,7–4,2 %.

Індекси концентрації обмінних і легко рухомих форм ВМ у ґрунті досягають значних величин (додаток Г.1). Так уміст міді у зоні ЗТЕС перевищує фон у 11–18 разів, кадмію у 5–6, хрому – у 5–7, свинцю у 2–7 і заліза у 1,2–10,5 рази. Сумарний показник забруднення досягає помірно-небезпечного рівня.

Однією з основних причин такого рівня забруднення ґрунтів ВМ в зоні ЗТЕС є підстилка, яка виконує роль біогеохімічного бар'єра (табл. 4.13). Спочатку розглянемо накопичення ВМ у хвої, оскільки вони надходять у ґрунт і підстилку з опадом хвої, накопичуються або адсорбуються на поверхні, а також у результаті седиментації забруднювачів на земну поверхню (табл. 4.14).

Опосередкованим показником забруднення хвої є її зольність, яка зростає в зоні ЗТЕС в 1,1–1,7 рази. Зольність хвої 1-го року становить від 2,4 до 3,5, 2-го – 2,5–3,8, 3-го – 2,9–3,8, а на контролі – 2,2; 2,3 і 2,6 % відповідно. Найвищий рівень зольності – в найбільш забрудненій частині лісів, тобто в урочищі Сербівка, а максимальний – на узліссі цього масиву, що звернуто до ТЕС. Величина зольності зростає також із віком хвої, причому в техногенній зоні цей процес виражений значно сильніше.

Сумарний вміст ВМ у хвої (табл. 4.14) в техногенній зоні ЗТЕС вищий, ніж на контролі: в 1-річній хвої – 19,01–33,75 мг/кг проти 16,8 мг/кг на контролі, у 2-річній – 14,15–36,5 і 12,15 мг/кг, у 3-річній хвої – 24,18–45,73 проти 21,2 мг/кг. Зростання вмісту ВМ із старінням хвої відмічається не для всіх елементів. У техногенній зоні в 2–4 рази у порівнянні з контролем зростає

вміст хрому, нікелю, міді, цинку, стронцію, титану, кобальту. Дещо менше (в 1,5–2 рази) ванадію та свинцю. Рівень накопичення ВМ в хвої значно вищий, ніж в ґрунті.

Таблиця 4.13 – Вміст ВМ в різних шарах підстилki соснових насаджень зони ЗТЕС, мг/кг

Відстань, км	Шар	ВМ, мг/кг									
		Ti	Mn	Cr	V	Zn	Ni	Cu	Pb	Co	Σ НМ
4,6	L	16,3	96,0	1,9	2,1	28,8	3,0	3,8	3,1	0,2	155,3
6,9	L	8,5	32,9	1,3	1,5	23,5	1,9	2,4	2,8	0,0	74,7
5,5	L	8,5	37,6	1,9	1,8	37,6	8,9	4,7	2,3	0,4	103,6
8,5	L	8,0	30,1	1,2	0,9	25,9	0,9	2,4	1,7	0,0	70,9
12,5	L	8,1	36,9	1,2	0,9	18,0	1,1	1,4	1,4	0,0	68,9
10,5	L	11,3	90,0	1,4	1,1	22,5	1,2	3,6	1,8	0,0	132,8
13	L	5,7	28,1	1,0	0,7	22,8	0,8	1,5	1,3	0,0	61,9
14	L	5,9	21,7	0,8	0,6	15,5	1,2	1,6	1,2	0,2	48,6
11	L	9,8	39,0	1,1	0,9	15,6	1,7	2,0	1,6	0,0	71,6
11	L	8,2	28,7	1,1	1,0	20,5	1,4	2,1	1,9	0,0	64,9
16	L	5,6	33,0	0,9	0,6	9,9	0,6	1,0	0,8	0,0	52,4
28,2	L	6,4	51,2	0,9	0,6	6,4	0,6	1,0	0,8	0,3	68,2
4,6	F	25,2	57,6	2,9	4,1	46,8	5,6	9,0	5,8	0,5	157,4
6,9	F	23,2	63,6	3,4	2,8	34,4	5,2	8,6	5,3	0,0	146,5
5,5	F	18,2	56,4	2,6	3,6	36,4	4,6	9,1	4,0	0,5	135,2
12,5	F	87,6	146,0	3,7	3,7	25,6	4,4	7,3	2,3	0,6	281,1
8,5	F	95,0	41,0	4,9	5,7	24,3	3,8	7,6	3,7	1,1	187,1
10,5	F	92,4	184,8	5,2	5,7	24,6	6,2	7,7	2,9	1,2	330,7
13	F	10,9	54,4	1,8	2,4	34,0	4,1	6,8	2,9	0,0	117,2
14	F	16,0	76,8	1,7	2,1	20,5	4,0	5,1	2,8	0,3	129,2
11	F	14,1	64,0	1,6	2,2	25,6	3,8	5,1	2,4	0,0	118,9
11	F	16,4	45,4	2,3	2,0	15,8	4,4	5,0	2,3	0,3	93,8
12,5	F	94,9	153,0	5,5	8,0	153,0	10,1	12,2	5,2	1,5	443,4
28,2	F	16,2	60,0	2,2	1,9	15,0	3,6	4,8	2,3	0,6	106,6
4,6	H	375,6	782,5	25,0	43,8	78,3	68,9	37,6	20,0	6,3	1437,9
6,9	H	340,6	497,8	15,7	36,7	39,3	47,2	26,2	14,2	2,6	1020,2
8,5	H	452,8	962,2	21,5	31,1	70,8	53,8	28,3	14,2	4,3	1638,9
12,5	H	289,3	631,2	13,2	18,9	52,6	42,1	21,0	10,0	2,1	1080,4
10,5	H	256,0	1024,0	25,6	15,9	64,0	38,4	20,5	11,3	3,8	1459,5
13	H	199,3	194,4	16,0	28,7	121,5	38,9	24,3	11,7	1,5	636,2
14	H	279,0	1116,0	13,0	17,7	46,5	31,6	18,6	7,8	3,7	1533,9
11	H	213,4	776,0	10,5	23,3	38,8	29,1	15,5	10,9	2,9	1120,4
11	H	167,2	218,9	12,3	27,9	99,5	27,9	19,9	12,3	2,0	587,9
12,5	H	258,8	945,0	24,8	23,9	56,3	40,5	22,5	9,9	2,3	1383,8
28,2	H	115,5	135,3	6,3	7,3	41,3	10,6	13,2	5,0	1,7	335,9

Таблиця 4.14 – Вміст ВМ в хвої соснових насаджень в зоні ЗТЕС, мг/кг 1992

Відстань, км	Рік	ВМ										
		Ti	Mn	Cr	Sr	V	Zn	Ni	Cu	Pb	Co	Σ НМ
4,6	1	2,8	0,2	0,5	2,8	0,9	11,2	1,3	6,3	0,7	0,7	27,4
6,9	1	2,6	0,1	0,3	2,3	0,7	11,6	1,0	2,9	0,4	0,4	22,4
7,9	1	3,0	0,1	0,3	2,6	0,9	3,3	1,0	5,9	0,3	0,6	18,0
8,9	1	6,1	0,1	0,5	3,2	0,8	16,0	0,8	3,2	0,4	0,5	31,4
10,5	1	2,9	0,4	0,4	2,3	1,0	9,3	0,8	4,4	0,3	0,4	22,1
11	1	4,3	0,6	0,4	5,4	0,9	10,8	0,9	4,1	0,4	0,4	28,1
12,5	1	2,6	0,0	0,2	2,1	0,7	13,0	0,5	3,6	0,4	0,4	23,5
14	1	3,4	0,2	0,5	6,0	0,8	9,6	0,5	3,6	0,4	0,4	25,3
28,2	1	2,2	0,2	0,3	1,8	0,7	7,0	0,5	2,2	0,4	0,3	15,5
4,6	2	5,3	0,1	0,4	0,0	1,0	19,0	1,5	5,7	0,8	1,0	34,8
6,9	2	4,0	0,1	0,3	3,1	0,8	13,0	0,8	4,0	0,7	0,5	27,3
7,9	2	2,8	0,0	0,3	0,0	0,9	17,5	1,3	5,6	0,7	0,8	29,9
8,9	2	3,5	0,1	0,3	2,2	0,7	10,8	0,7	3,2	0,5	0,4	22,4
10,5	2	4,2	0,4	0,6	2,4	1,1	10,5	1,0	3,6	0,6	0,6	25,0
11	2	5,9	0,4	0,3	3,3	0,9	11,6	1,1	4,6	0,7	0,6	29,4
12,5	2	4,3	0,2	0,4	10,6	0,9	13,2	0,8	4,0	0,6	0,5	35,4
14	2	2,5	0,1	0,3	0,0	0,7	6,3	0,7	2,3	0,5	0,3	13,5
28,2	2	1,8	0,2	0,2	0,0	0,6	5,8	0,5	1,8	0,4	0,1	11,5
4,6	3	6,8	1,0	0,4	3,8	1,1	13,3	1,6	5,7	0,9	0,6	35,2
6,9	3	7,4	0,9	0,7	14,8	1,3	9,3	1,3	5,6	0,6	0,7	42,5
7,9	3	5,4	0,4	0,4	7,2	1,1	9,0	1,4	4,3	1,0	0,8	30,9
8,9	3	6,0	0,4	0,7	3,0	1,1	4,5	1,0	3,0	0,5	0,5	20,6
10,5	3	7,4	0,7	0,6	14,0	1,4	11,2	1,4	3,9	0,7	0,7	41,9
11	3	4,9	1,1	0,4	9,5	1,4	12,2	1,5	4,6	0,7	0,7	37,0
12,5	3	4,3	0,4	0,4	5,4	1,2	11,5	1,2	6,5	0,7	0,5	32,1
14	3	4,6	0,6	0,4	4,4	1,0	9,3	0,8	2,9	0,8	0,4	25,2
28,2	3	3,6	0,8	0,3	5,2	0,9	6,5	0,7	2,1	0,6	0,3	21,0

Загалом елементи розташовуються в порядку:

Zn>Ti>Sr>Cu>Zr>Ni>V>Pb>Co>Cr>Mn.

Найбільш забруднені ґрунти, хвоя і підстилка в лісостанах, розташованих на узліссі з боку від ТЕС. Зольність підстилки значно вища, ніж хвої. Так у техногенній зоні зольність хвої 2,4–3,8 %, то у верхньому шарі підстилки 3,8–4,8 %. На ППП 3 (кв.99), а також розташованих на південний захід від ТЕС (Сербівка), рівень вмісту ВМ значно більший, ніж на контролі. Індекси їх концентрації у підстилці значно вищі, ніж у хвої (додаток Г.1 та Г.2).

Найбільший рівень акумуляції ВМ у підстилки, причому особливо сильно забруднюється найнижчий гумусований шар. Тут коефіцієнти концентрації Mn, V, Ni перевищують 4, а Ti, Cr, Pb, Co – більше 2 (додаток Г.2 та Г.3).

Друге місце за рівнем акумуляції ВМ посідає хвоя. У неї середнє значення індексів концентрації залежно від віку становить 1,60–2,45.

Забруднення ВМ доквілля призвело до збільшення їхнього вмісту в ягодах (табл. 4.15) і грибах (табл. 4.16).

Таблиця 4.15 – Вміст ВМ в лісовій суниці у сосняках в зоні ЗТЕС мг/кг сирої маси

Кв.	Zn	Cd	Ni	Co	Fe	Mn	Cu	Cr
7	95,50	0,08	0,28	0,09	7,23	47,6	1,78	0,21
65	4,68	0,09	0,31	0,13	5,10	56,1	1,78	0,17
91	4,68	0,07	0,38	0,13	5,10	47,6	1,96	0,09
108	5,96	0,09	0,21	0,13	5,10	47,6	1,78	0,17
147	91,38	0,09	0,09	0,17	7,23	56,1	1,78	0,21
16	2,98	0,09	0,34	0,13	5,95	23,8	1,62	0,30
ГДК	10,0 ¹	0,08 ¹	0,50 ²		50,0 ²		5,00	0,10
Фон ³	1,5	0,03	0,05				1,00	0,03

Таблиця 4.16 – Вміст ВМ – та бенз(а)пірену в грибах, зібраних у зоні ЗТЕС (Задонецьке лісництво), мг/кг сухої ваги

Кв.	Елемент						Бенз(а)пірен
	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb	
7	5	3	2	8	7	9	0,056
65	5	2	2	8	5	5	0,061
91	4	5	2	8	6	10	0,001
108	6	2	2	8	5	5	0,054
147	5	4	2	8	5	10	0,022
16	7	2	2	8	5	5	0,035

Вміст ВМ у лісовій суниці в сосняках зони ЗТЕС у 1993 році становив: міді – 4,79; свинцю – 0,07; цинку – 6,12; ртуті – 0,003 мг/кг, тобто лише у міді був близький до ГДК. У лісовій суниці в сосняках зони ЗТЕС у 1997 році визначили у п'яти з шести точок перевищення ГДК за Cd, у двох за Zn (у 9 разів), у п'яти за Cr (1,5–3 рази). Хоча вміст бенз(а)пірену не перевищує ГДК, він представляє особливу небезпеку, оскільки є канцерогеном. За рівнем накопичення ВМ метали розташовуються в такому порядку: Cd>Pb>Hg>Cu>Zn>As. Оскільки ягоди і гриби використовує населення для харчування, накопичення в них ВМ та бенз(а)пірену навіть у менших від ГДК концентраціях загрожує здоров'ю населення, що їх збирає.

4.3 Надходження опаду та формування лісової підстилки як показник аеротехногенних змін біокругообігу у лісостанах України

4.3.1 РВАТ «Азот»

Надходження опаду і формування підстилки в соснових насадженнях вивчали в період зниження рівня забруднення (з серпня 1993 г. по серпень 1995 г.), коли зменшилася передчасна дефоліація хвої в наслідок акумуляції токсикантів і почалася стабілізація стану сосняків.

Сумарна маса опаду в сосняках екоряду коливалася від 5.41 до 6.79 т/га/рік (рис. 4.17) і близька до величин встановлених іншими дослідниками [299, 338].

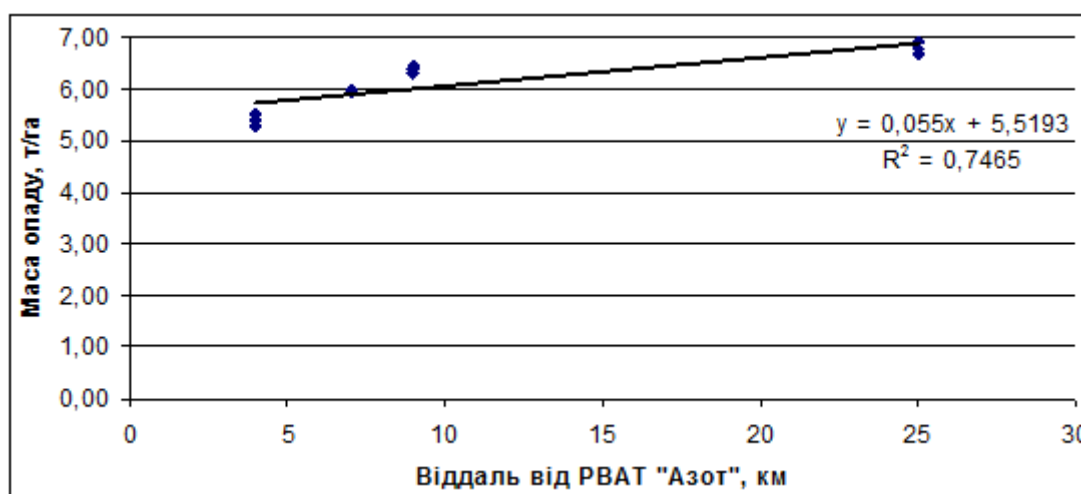


Рис. 4.17 – Зміна загальної маси опаду в техногенній зоні РВАТ «Азот»

Найменше надходить опаду в найближче розташованому до «Азоту» деревостані (на 26% менше ніж на контролі). Між величиною опаду і віддаллю до «Азоту» (рис. 4.17), встановлено тісну кореляційну залежність ($R^2=0,75$). Різниця між окремими ППП екоряду є достовірною на 95% рівні значимості ($t_{\phi} = 5,58-15,08$)

Активна частина опаду складає 65-71% від всієї маси. В ній переважає хвоя. Її щорічно надходить від 2.35 до 2.70 т/га, що складає 39-44% від величини опаду. В найбільш техногенно пошкодженному сосняку (4 км) її надходить на 15% менше ніж на контролі. Між величиною надходження хвої та віддаллю до РВАТ «Азот» встановлено кореляційну залежність середньої тісноти. Однак достовірною є лише різниця між найбільш пошкодженим сосняком та іншими ППП екоряду.

Значний відсоток активної частини опаду (22-29%) складає листя. Щоправда склад його різний. В найближчих до РВАТ «Азот» сосняках це листя бузини, малини, трав'яного покриву (в основному нітрофільних видів), що потужно розвивалися після розрідження деревостану санітарними рубками. На інших же ППП це опад граба, дуба, липи і інших листяних порід, що поодинокі

представлені в сосновому ярусі деревного намету чи підрості, а також підліску з ліщини, свидини та інших чагарників

На пасивну частину припадає 29-35 відсотків від загальної маси опаду. В основному це гілки (10-19%) та шишки (9-11%). Проте як сумарна, так і маса окремих складових не пов'язана з віддаллю до РВАТ «Азот».

При вивченні опаду в умовах аеротехногенного забруднення важливим моментом є динаміка надходження хвої, адже саме передчасне осипання хвої в наслідок накопичення летального рівня фітотоксикантів є одним із основних симптомів хронічного пошкодження сосняків промисловими викидами.

В.І. Парпаном [299] для динаміки опаду сосни встановлено два максимуми: перший в період розпускання пагонів (травень-червень), другий в кінці вегетаційного періоду. Нами теж виявлено, що значна частина хвої осипається восени. Проте техногенний вплив суттєво змінює її надходження. Так якщо на контролі частка осінньої хвої складає 55%, то в найближче розташованому до РВАТ «Азот» сосняку тільки 39, а в сосняках в 7 - 9 км 45%. В той же час якщо літом на контролі осипається трохи більше 30%, при чому 17% приходить на вказаний В.І. Парпаном перший максимум (травень-червень), то в техногенній зоні на 36- 46%. В роки з посушливим літом, дефіцит вологи посилює передчасне осипання хвої.

Підстилка в досліджуваних соснових лісостанах має складну будову. Згідно Чорнобая ця підстилка може бути віднесена до акумулятивного типу, середньогумусного підтипу (модер), малопотужного роду з трьох шаровою вертикальною будовою[392]. В ній виражені всі три шари мінералізації. При чому в шару гуміфікації (Н) запас в два рази більший, ніж в ферментативному (F) та опадовому (L).

Особливістю підстилки техногенної зони РВАТ «Азот» є зростання її запасу (табл. 4.17). Так, якщо на контролі її маса складає 20,75 т, то в сосняках на віддалі 9, 7 та 4 км відповідно в 1,33; 1,45 і 1,58 разів більше.

Таблиця 4.17 – Маса підстилки, опаду і ПОК у сосняках зони РВАТ «Азот»

Від- стань, км	Маса підстилки по горизонтам						Загальна вага, т/га		ПОК
	L		F		H		Підстилки	Опаду	
	т/га	%	т/га	%	т/га	%			
4	7,06	21,5	7,17	21,8	18,60	56,7	32,83	5,41	6,06
7	6,47	21,5	6,80	22,6	16,80	55,9	30,07	5,96	5,04
9	6,37	23,0	6,38	23,1	14,90	53,9	27,65	6,38	4,34
25	5,05	24,3	5,80	28,0	9,90	47,7	20,75	6,80	3,06

Гальмування деструкції фітодетриту але особливо сильне в ланці гуміфікації. Про це свідчить зростання частки шару Н в загальній масі підстилки. Так, якщо для контролю характерне співвідношення шарів L:F:H – 1:1:2, то у сосняків в радіусі до 7 км від РВАТ «Азот» – 1:1:2,6.

Зменшення надходження опаду та накопичення підстилки призводить до гальмування інтенсивності біокругообігу. На контролі величина ПОК складає 3,06. Згідно шкали [329] така інтенсивність біокругообігу оцінюється як загальмована. Для сосняків Полісся характерна загальмованість розкладу підстилки[338]. Аеротехногенне забруднення посилює цей процес. В сосняку на віддалі 9 км ПОК складає 4,34; 7 км – 5,04, а в 4 км від РВАТ «Азот» – 6,06, тобто хід біокругообігу оцінюється як сильно загальмований.

Ще очевидніші (табл.4.18) ці процеси при аналізі накопичення. На контролі в опадовому і ферментативному шарах переважають процеси розкладу і лише в шарі гуміфікації мортмаса накопичується. Проте вже в сосняку на віддалі 9 км від РВАТ «Азот» у шарах підстилки процеси розкладу і накопичення мортмеси урівноважені. Як і на контролі в шарі гуміфікації переважають процеси надходження, але вони вже значно сильніші (в 1,6 рази). В ближче розташованих до РВАТ «Азот» сосняках накопичення фітодетриту повністю домінує у всіх шарах. Так в сосняку на віддалі 7 км воно в 2,0 а в найближче розташованому в 2,4 сильніше ніж на контролі.

Таблиця 4.18 – Показники трансформації опаду та підстилки у соснових насадженнях у техногенній зоні РВАТ «Азот»

Відстань, км	K _L	K _F	K _H	Вік опаду	T _L	T _F	T _H	TM _L	TM _F	TM _H
4	1,30	1,33	3,44	0,50	0,65	0,66	1,72	1,15	1,82	3,53
7	1,09	1,14	2,82	0,55	0,60	0,63	1,55	1,15	1,77	3,32
9	1,00	1,00	2,34	0,53	0,53	0,53	1,24	1,06	1,59	2,83
25	0,74	0,85	1,46	0,58	0,43	0,49	0,84	1,01	1,51	2,35

П.С.Погребняк [313] вважав, що ПОК відповідає кількості років розкладання підстилки. Тобто в сосняку на віддалі 9 км розклад підстилки іде 4,34 року на 1,28 року більше ніж на контролі, а в найближче розташованому сосняку цей процес іде аж на 3 роки повільніше (рис. 4.18).

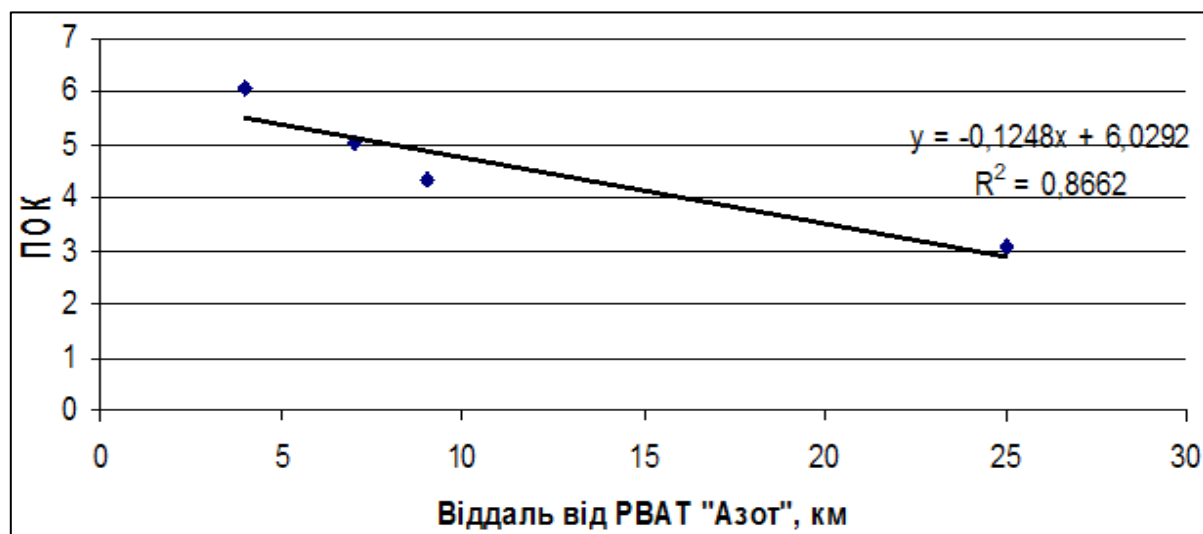


Рис. 4.18 – Величина ПОК в соснових лісостанах в зоні РВАТ «Азот»

В техногенній зоні (табл. 4.18) зростає сумарний час існування підстилки. Особливо значне зростання періоду деструкції характерне для нижнього шару (Н) підстилки. Загальний час формування запасу мортмаси (TM_H) на 0,9-3,0 року більше ніж на контролі. Всі діахронічні показники по шарах підстилки мають чітку тенденцію до зростання з наближенням до джерела викидів.

Однією з основних причин негативних змін в процесі деструкції є акумуляція в опаді і підстилці сірко- та азотутримуючих інгредієнтів (табл. 4.19). Так вміст сірки в техногенній зоні в опаді в 1,3-2,5, підстилці – в 1,6-2,2 рази більше ніж на контролі. Дещо менша різниця по азоту – в опаді відповідно 1,10-1,57 і в підстилці 1,48-1,74.

Таблиця 4.19 – Накопичення сірки та азоту у підстилці і опаді соснових лісостанів в зоні РВАТ «Азот»

Від- стань, км	Сірка							Азот						
	Підстилка			Опад			S_{Π} / $S_{\text{Оп}}$	Підстилка			Опад			N_{Π} / $N_{\text{Оп}}$
	$S_{\Pi},\%$	$P,$ т/га	$S_{\Pi},$ кг/га	$S_{\text{О}},\%$	$O,$ т/га	$S_{\text{О}},$ кг/га		$N_{\Pi},\%$	$P,$ т/га	$N_{\Pi},$ кг/га	$N_{\text{О}},\%$	$O,$ т/га	$N_{\text{О}},$ кг/га	
4	0,28	32,83	92	0,22	5,41	12	7,72	2,09	32,83	686	1,71	5,41	93	7,42
7	0,21	30,07	63	0,14	5,96	8	7,57	1,98	30,07	595	1,39	5,96	83	7,19
9	0,22	27,65	61	0,11	6,38	7	8,67	1,78	27,65	492	1,20	6,38	77	6,43
25	0,13	20,75	27	0,087	6,80	6	4,56	1,20	20,75	249	1,09	6,80	74	3,36

4.3.2 ЛРСПА

Величина надходження опадів в сильно пошкоджених соснових лісостанах (рис. 4.19) в радіусі до 5 км від промзони ЛРСПА на 24-29, а в ослаблених – на 19% менше, ніж на контролі. В сильно ослаблених сосняках не має чіткої тенденції зменшення загальної величини опадів з наближенням до промзони. Іншою особливістю є незначна варіабельність надходження опадів в найближчому до техногенної зони сосняку і значна варіабельність на інших ППП (1,75-2,51 т/рік).

Активна частина значно переважає пасивну в загальній масі опадів. Однак її відсоток коливається в значному діапазоні. Його величина залежить від надходження хвої і в окремі засушливі роки через забруднення і посуху може різко зростати. Так через те, що в 1992-1993 роках на ППП біля техногенної зони її випало більше 2 т/га (в той час як в інші роки тільки 0,52-1,06) зменшився відсоток активної частини до 52%, в інші роки він перевищував на 70 %.

Передчасне осипання хвої при аеротехногенному забрудненні є наслідком накопичення сірки. В сильно пошкодженному сосняку ПП1 (3 км) сірки в хвої міститься в 3 рази більше, ніж на контролі (табл.4.20).

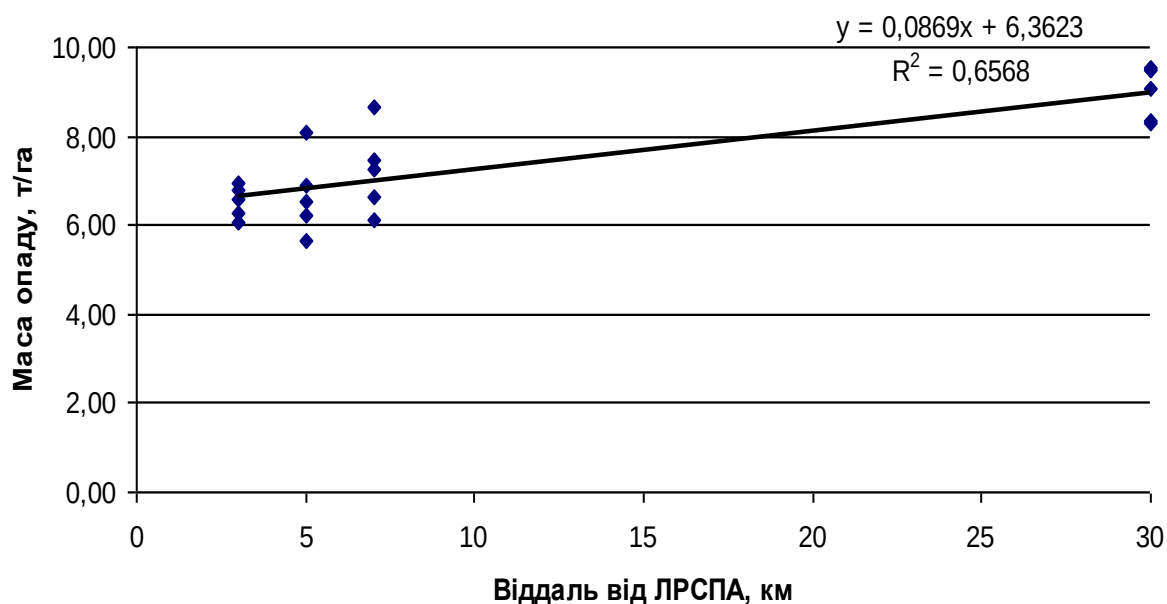


Рис.4.19 – Зміна загальної маси опадів в техногенній зоні ЛРСПА

Таблиця 4.20 – Вміст сірки в хвої сосняків в техногенній зоні ЛРСПА

№ ПП	Віддаль від джерела забруднення, км	Вміст сірки в хвої різного віку, %	
		Однорічна	Дворічна
1	3,0	0,27	0,30
3	9,0	0,09	0,12
4	30,0	0,08	0,11

Динаміка надходження опадів дозволяє визначити період природного опадання хвої й установити терміни оцінки стану дерев. До 90% хвої осипається в літньо-осінній період. Масовий природний опад хвої починається в другій половині серпня (рис. 4.20). До цього звичайно осипається до 15 % від величини опадів хвої за період вегетації. Подальший природний хід опадання залежить від погодних умов літа. Якщо воно посушливе (як у 1991) то до 20 серпня на ППП 1 осипалось 12,5 ц/га хвої, ППП2 - 9,6, ППП3 - 9,1, контролі (ПП4) – 5,4 ц/га. Тобто у пошкоджених сосняках осипалося в 1,7- 2,3 рази більше хвої, ніж на контролі.

Звичайно шишки в опаді складають 5-17% (причому спостерігається зменшення цієї фракції по мірі наближення до ЛРСПА). Після урожайного 1992 року частка шишок зросла до 30-44%, а маса в 2-5 раз.

Відносно стабільною є частка кори в опаді - 8-13%, що складає 5,0-9,6 ц/га. Мінімальна кількість кори в опаді спостерігається у найбільш техногенно порушеному сосняку. Із віддаленням від техногенної зони вона зростає з 5,1-7,5 ц/га на ПП1 (3 км) до 8,7-10,8 ц/га в рік на контролі (30 км).

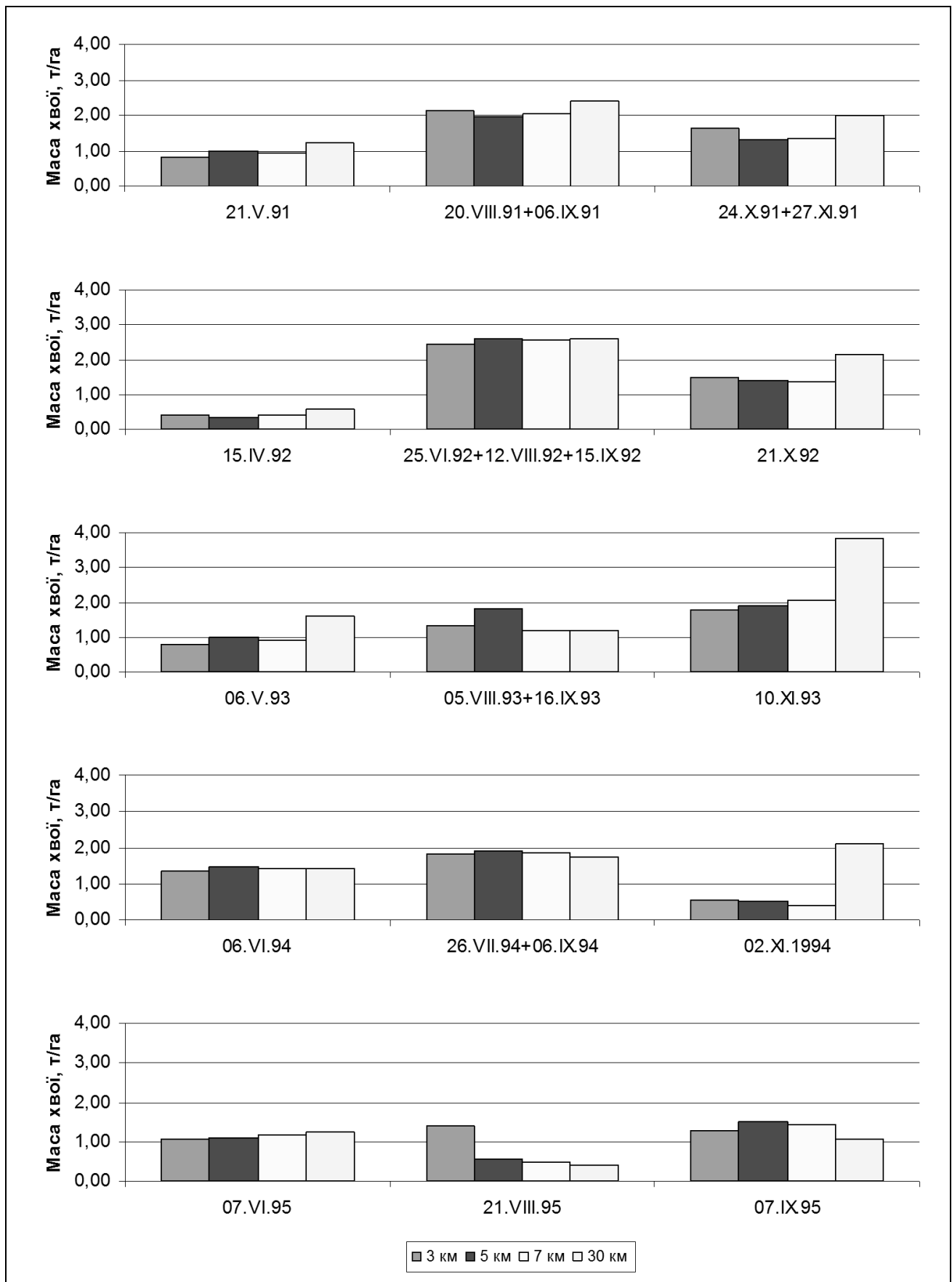


Рис. 4.20 – Динаміка надходження опадів хвої в зоні ЛРСПА

Гілки займають в загальному обсязі 5-17%. На контролі їх опадає більше, ніж в пошкоджених насадженнях. Так, на віддалі 5 км маса гілок складає 3.0-6.8, а на контролі - 3.4-14.1 ц/га в рік.

Оскільки по мірі зростання забруднення кількість опадів зменшується, можна було очікувати і зниження потужності підстилки (рис. 4.21). Однак спостерігається протилежне. Загальна маса підстилки досягає або перевищує 50 т/га. В той час як на контролі - 47,2 т/га.

Значне накопичення підстилки на контролі свідчить про природню загальмованість біокругообігу в степу. У верхньому шарі підстилки (L) міститься майже дві щорічні величини опадів. Проте найбільш потужним є ферментативний шар мінералізації – на контролі на нього приходить 40-46%, а найменшим є шар гуміфікації – 21-24%. В техногенній зоні спостерігається потужне нарощування ферментативного шару (F). Маса детриту цього шару на найближчій ППП в середньому перевищує 32 т/га, що в 1,3 рази більше, ніж на контролі. Цей шар мінералізації складає майже 60% загального запасу підстилки.

Тобто згідно Чорнобая [392], цю підстилку можна віднести до ферментативного типу, по потужності гумусового горизонту до середньоспряженого підтипу (модер), по будові до складного ряду. (рис. 4.21).

Найбільший вміст азоту (3,15%) в підстилці найзабрудненішого насадження ПП1. Із віддаленням від техногенної зони ЛРСПА вміст азоту знижується: в 5 км – 3,12%, в 7 км - 2.47/

Середня величина ПОК на контролі складає 5,36, тобто хід біокругообігу в ланці опад - підстилка в сосняках степової зони природно є сповільнений.

В ослабленому деревостані (7 км) ПОК досягає 6,98, сильно ослаблених (3-5 км) – 8,26-8,88, тобто у всіх випадках хід розкладу фіто детриту [392]. слід оцінювати як сильно загальмований. Ступінь гальмування посилюється із збільшенням аеротехногенного навантаження

В зоні ЛРСПА в верхньому опадівому шарі підстилки відмічено накопичення мортмаси його запас в 1,9-2,6 рази перевищує масу опадів, що щорічно надходить. Така тенденція характерна і для середнього шару мінералізації (табл. 4.21). В сосняках в радіусі до 5 км від неї в цьому шарі величина К в 2-2,3 рази більше ніж на контролі.

В нижньому (Н) шарі мінералізації підстилок шару відмічається домінування процесів розкладу. При чому цей процес (табл. 4.21) посилюється із наближенням до техногенної зони.

Значно більше часу перебуває фітодетрит в середньому ферментативному шарі. Так на найближче розташованому до промзони ППП час перебування складає в F шарі на 1,3 і 1,5 року більше ніж в шарі L і Н. Відмічено зменшення величини характерного часу (ТМ) для верхнього опадівому шару (табл. 4.21).

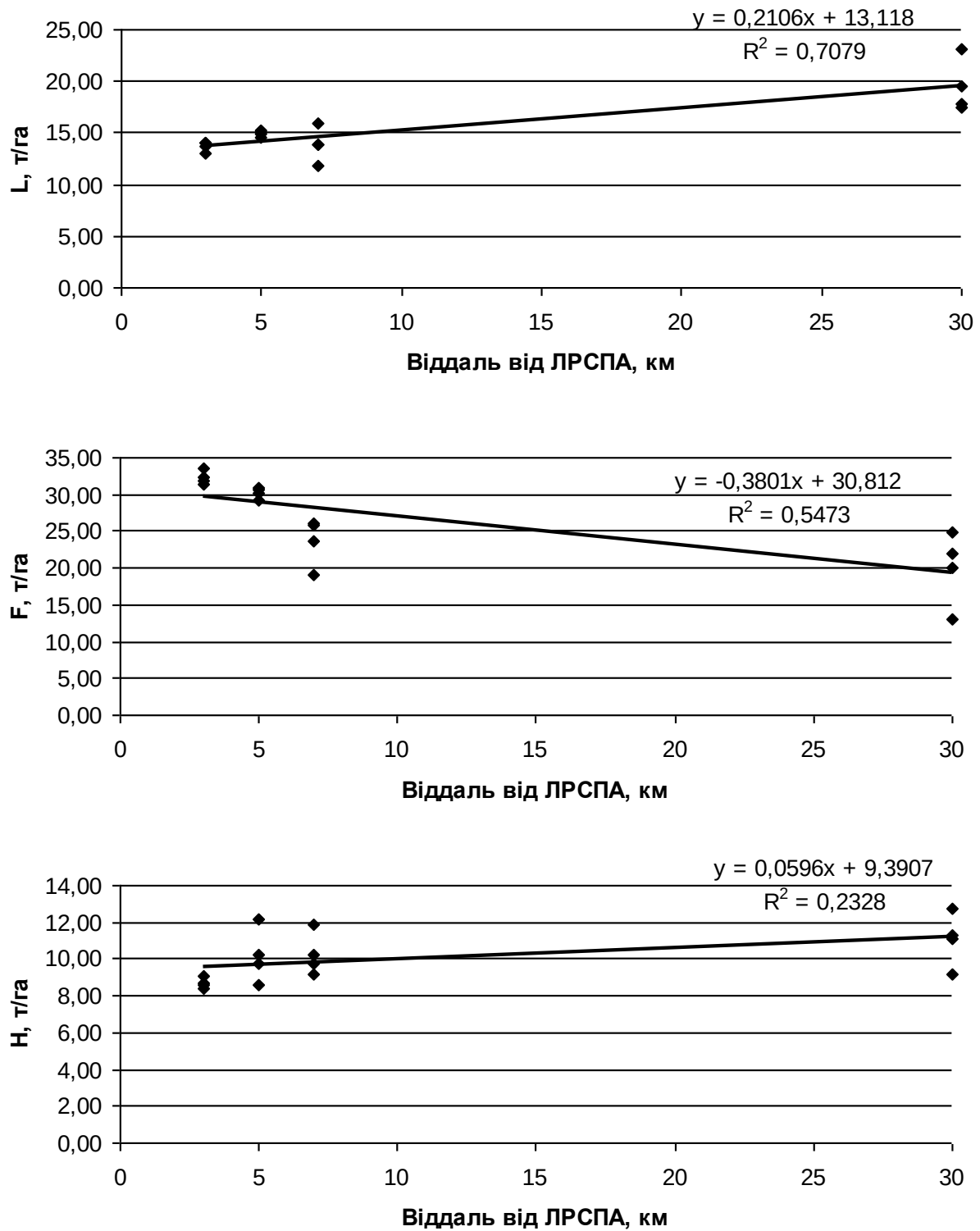


Рис.4.21 – Запаси мортмаси в різних шарах підстилки в сосняках зони ЛРСПА

Таблиця 4.21 – Показники трансформації опаду та підстилки у сосняках зони ЛРСПА

Роки	Відстань до ЛРСПА	Коефіцієнт накопичення			Термін						
					перебування в шарі				Існування		
		K _L	K _F	K _H	A	T _L	T _F	T _H	TM _L	TM _F	TM _H
1992	3	2,31	2,40	0,25	0,42	0,97	2,33	0,58	1,39	3,72	4,31
1994	3	1,98	2,46	0,29	0,50	0,99	2,43	0,69	1,49	3,92	4,61
1995	3	2,23	2,23	0,28	0,35	0,78	1,74	0,48	1,13	2,87	3,36
Сер.	3	2,17	2,36	0,27	0,42	0,91	2,17	0,59	1,34	3,50	4,09
1992	5	2,44	1,93	0,33	0,41	1,00	1,93	0,64	1,41	3,34	3,99
1994	5	2,19	2,04	0,40	0,50	1,09	2,23	0,88	1,59	3,83	4,71
1995	5	2,58	2,11	0,28	0,37	0,96	2,02	0,57	1,33	3,35	3,91
Сер.	5	2,40	2,03	0,34	0,43	1,02	2,06	0,70	1,44	3,50	4,20
1992	7	1,57	1,62	0,51	0,40	0,63	1,02	0,52	1,03	2,05	2,57
1994	7	2,19	1,64	0,35	0,52	1,14	1,87	0,66	1,66	3,53	4,19
1995	7	2,28	1,85	0,46	0,38	0,87	1,61	0,74	1,25	2,85	3,59
Сер.	7	2,02	1,70	0,44	0,43	0,88	1,50	0,64	1,31	2,81	3,45
1992	30	1,85	0,75	0,70	0,45	0,83	0,62	0,43	1,28	1,91	2,34
1994	30	2,43	0,95	0,58	0,59	1,44	1,36	0,79	2,03	3,39	4,18
1995	30	2,13	1,39	0,46	0,51	1,09	1,51	0,69	1,60	3,11	3,80
Сер.	30	2,14	1,03	0,58	0,52	1,12	1,17	0,64	1,63	2,80	3,44

Для ферментативного шару характерно зростання на 0,7-0,8 року сумарного періоду існування підстилки порівняно з контролем. З іншого боку саме через це TM_H майже в 2 рази менше від ПОК (рис.4.22).

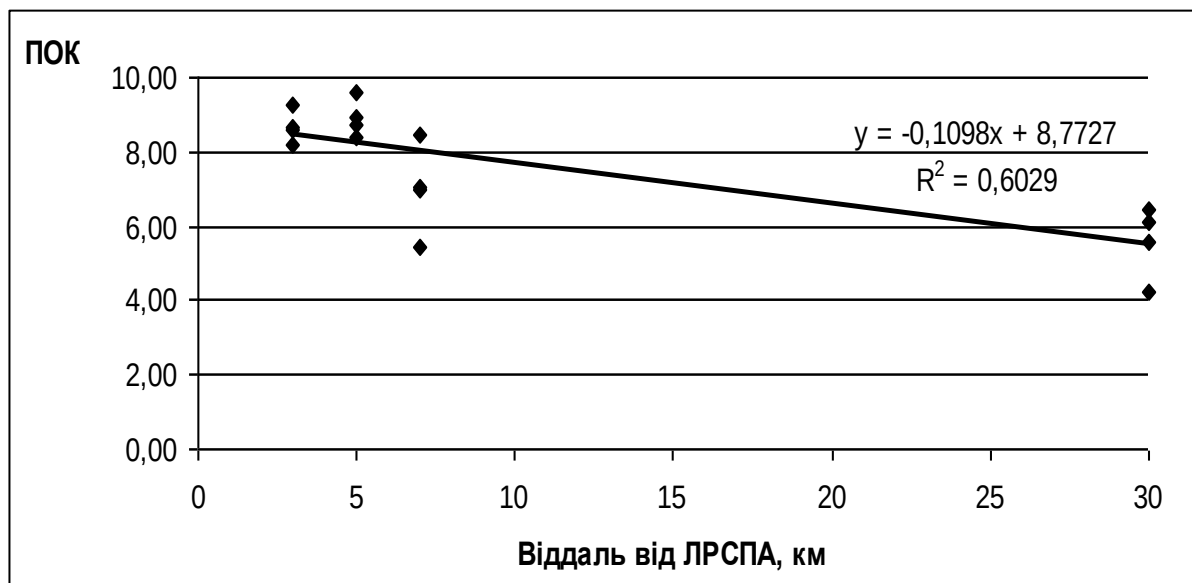


Рис. 4.22 – Величина ПОК в соснових лісостанах в зоні ЛРСПА

4.3.3 ЗТЕС

Дослідження змін біокругообігу в ланці опад-підстилка в умовах забруднення атмосфери викидами ЗТЕС велося в сосняках, у двох типах лісорослинних умов: В₂ та С₂.

Величина опадів сосняків у свіжому суборі в техногенній зоні менша, ніж на контролі. Так, в найбільш сильно пошкодженому сосняку (4 км від ЗТЕС) опадів надходить на 14% менше ніж на контролі (рис.4.23). Різниця величини опадів в цьому сосняку є достовірною як з контролем ($t_{\text{факт}} = 8,17$ при $t_{\text{теор}} =$) так і з сосняком в 6.5 м від ЗТЕС. Однак різниця між останнім сосняком і контролем є не достовірною.

В свіжому сугруді різниця між сильно пошкодженим і ослабленим сосняком більше ніж 40 відсотків.

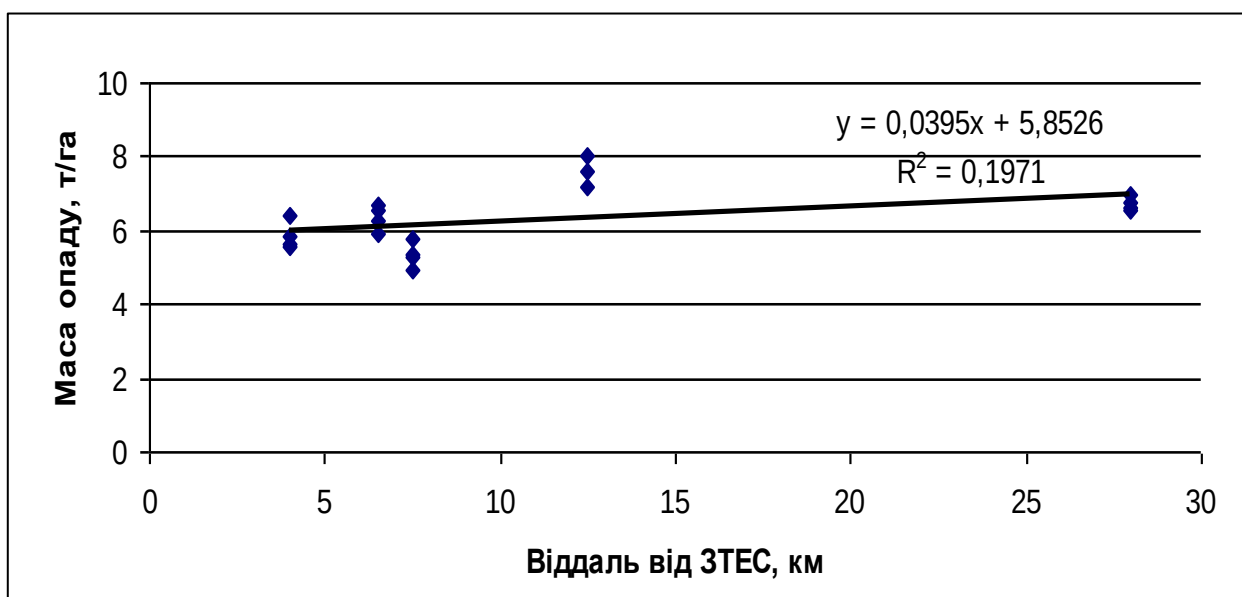


Рис. 4.23— Зміна загальної маси опадів в зоні ЗТЕС

Надходження опадів сильно пошкоджених сосняків не перевищує 6,0 т/га/рік, що значно менше, ніж в ослаблених деревостанах або контролі. Основна частка хвої осипається в період з серпня по листопад (>3 т/га).

Активна частина опадів на протязі всього періоду дослідження перевищує 70 %. Абсолютну більшість активної частини опадів складає хвоя.

Не дивлячись на зменшення надходження опадів при забрудненні - запас підстилки навпаки зростає (рис. 4.24). В сосняку в 4 км від ЗТЕС маса підстилки на 20 % більше, ніж на контролі.

Різниця між величиною опадів у свіжій суборі і свіжому сугрудку незначна, а по величині підстилки вона значно більша. Так, запас підстилки в сильно пошкодженому сосняку в С₂ на 41% менша, ніж в В₂.

Підстилка має складну вертикальну будову – виділяються всі три горизонти підстилки. Їх співвідношення змінюється як залежно від рівня техногенного навантаження, так і типу умов місцезростання.

В сосняках субору найбільший запас верхнього шару (L) відмічається на контролі (рис. 4.24). З посиленням рівня забруднення його запас зростає. В найбільш техногенно порушеному сосняку його запаси в 1,4 рази більші, ніж на контролі, що цілком зрозуміло, адже із зростанням техногенного навантаження знижується маса опаду, що надходить.

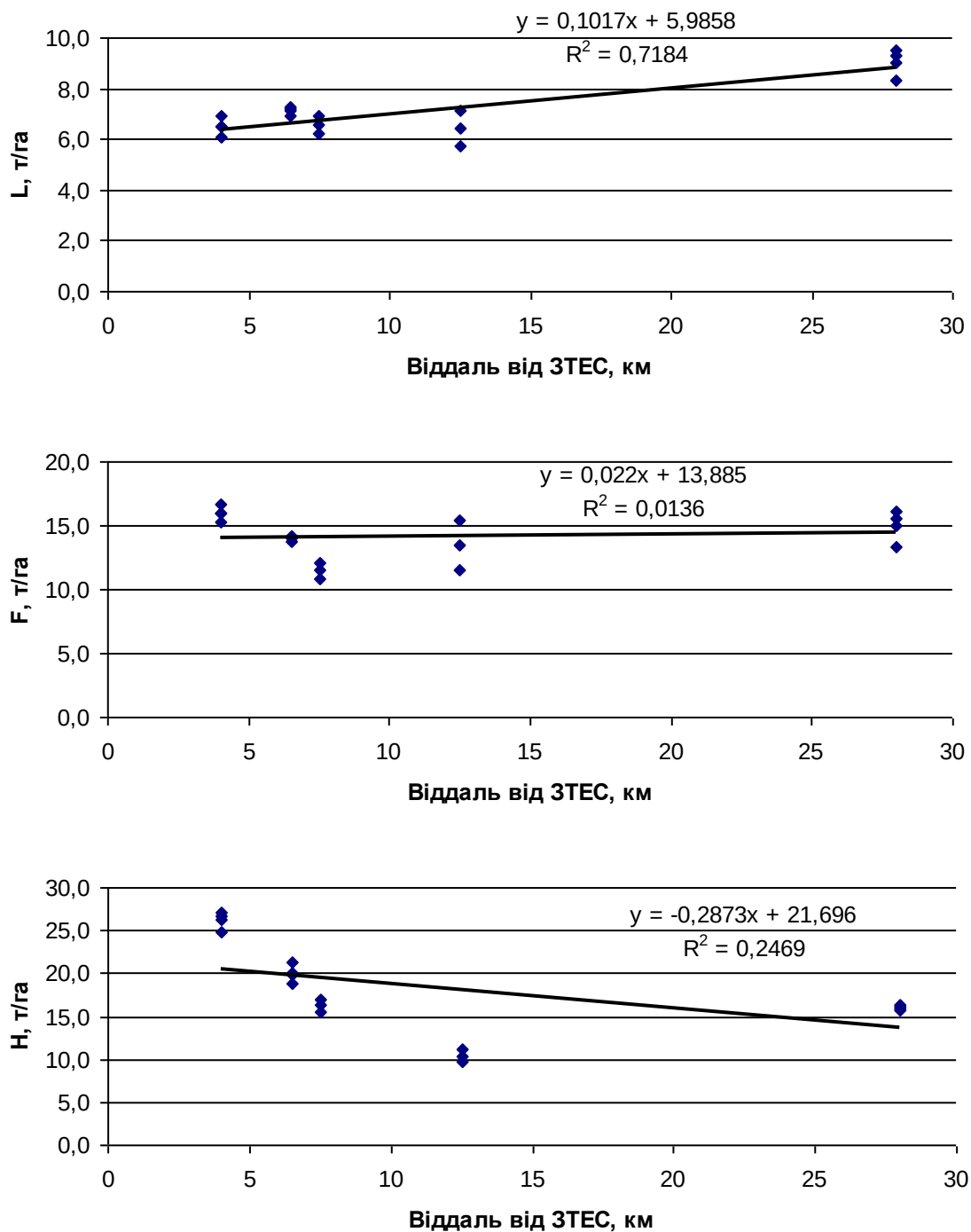


Рис.4.24 – Запаси мортмаси в шарах підстилки в соснових лісостанах зони ЗТЕС

Запас шару на контролі лише на 3% більше ніж ферментативного. В сильно пошкодженому його на 7% більше, в ослабленому сосняку навпаки на 6,7% менше ніж на контролі. Запас же горизонту Н в техногенній зоні в 1,6 рази більше, ніж на контролі. Тобто в техногенній зоні особливо сильне гальмування ходу деструкції фітодетриту, відбувається саме в стадії гуміфікації.

Суттєво змінюється в техногенній зоні і співвідношення між різними шарами підстилки. Якщо на контролі співвідношення між шарами підстилки складає 1:1,6:1,8, то в найбільш техногенно порушеному сосновому насадженні відповідно 1:2,5:4,0. Цю підстилку згідно Чернобая (2000) слід відносити до акумулятивного типу, середньо гумусного підтипу (модер), середньо потужного роду, з трьохшаровою вертикальною будовою [392].

Наявність двох негативних процесів, які відбуваються в техногенній зоні – зменшення надходження опадів і зростання маси підстилки свідчать про гальмування процесу біокругообігу в ланці опад-підстилка. Про це свідчать і зміни величини ПОК. Так, якщо на контролі його величина коливається від 3,25 до 3,77 і хід деструкції фітодетриту можна оцінювати як загальмований. То в ослабленому сосняку в суборі - 3,95, а в сильно пошкодженому вже 4,88-5,19, тобто його хід можна оцінювати як сильно загальмований.

Хід деструкції фітодетриту в ослабленому сосняку в свіжому сугрудку більш активний, ніж в суборі. ПОК в ослабленому деревостані в С₂ складає 2,72 проти 3,61 у В₂, що менше, ніж у сосняків на контролі (табл. 4.22).

Таблиця 4.22 – Показники трансформації опадів та підстилки в соснових насадженнях зони ЗТЕС

Дата збору	№ ПП	Віддаль від ТЕС, км	ПОК	K _L	K _F	K _H	Вік опадів	T _L	T _F	T _H	TM _L	TM _F	TM _H
							роки						
1994	10	4	4,88	0,69	2,22	1,74	0,58	0,40	0,89	1,54	0,98	1,87	3,41
1995			5,19	0,64	2,72	1,63	0,58	0,37	1,00	1,64	0,95	1,95	3,59
1997			4,99	0,68	2,46	1,56	0,58	0,40	0,98	1,52	0,98	1,95	3,47
Серед.			5,02	0,67	2,46	1,64	0,58	0,39	0,96	1,57	0,97	1,92	3,49
1994	11	6,5	3,61	0,63	1,96	1,41	0,56	0,35	0,69	0,98	0,91	1,61	2,58
1995			3,81	0,66	1,88	1,55	0,54	0,36	0,67	1,04	0,90	1,56	2,60
1997			3,95	0,68	2,06	1,32	0,53	0,36	0,75	0,99	0,89	1,64	2,62
Серед.			4,47	0,65	1,97	1,43	0,54	0,36	0,70	1,00	0,90	1,60	2,60
1994	12К	28	3,25	0,78	1,43	1,21	0,63	0,49	0,70	0,85	1,12	1,83	2,68
1995			3,53	0,74	1,87	1,01	0,48	0,36	0,66	0,67	0,84	1,50	2,17
1997			3,77	0,86	1,69	1,01	0,55	0,47	0,80	0,81	1,02	1,82	2,63
Серед.			3,53	0,80	1,65	1,07	0,55	0,44	0,72	0,78	0,99	1,71	2,49
1994	7	7,5	4,14	0,82	1,58	1,56	0,59	0,48	0,77	1,19	1,07	1,84	3,03
1997			3,73	0,68	1,95	1,29	0,54	0,37	0,72	0,93	0,91	1,63	2,55
Серед.			3,91	0,75	1,74	1,42	0,57	0,43	0,74	1,06	0,99	1,73	2,79
1994	6	13	2,72	0,47	2,70	0,72	0,63	0,29	0,80	0,57	0,92	1,72	2,29
1997					1,62	0,84							
Серед.					2,11	0,77							

У верхньому шарі підстилки домінують процеси розкладу підстилки. Для ферментативного шару (F) характерним є домінування накопичення фітодетриту над процесами розкладу. Так в найбільш сильно пошкодженому сосняку в суборі К складає 2,46 при 1,69 на контролі.

В шарі гуміфікації (H) на контролі відмічено рівновагу процесів розкладу і накопичення. В техногенній же зоні в суборях переважають процеси накопичення ($K=1,43-1,64$), які посилюються з наближенням до джерела забруднення. В сугрудку в насаджені в 12,5 км від ЗТЕС у цьому шарі домінує розклад ($K=0,71$), в той час як в сильно пошкодженому (7,5 км від ЗТЕС) навпаки накопичення ($K=1,42$).

Термін перебування мортмаси (табл. 4.22) в опадовому та ферментативному шарах не перевищує одного року. Зростання терміну перебування підстилки з наближенням до теплової електростанції характерне для самого нижнього шару. В найближче розташованому сосняку період перебування підстилки в цьому шарі на 0,7 року більше на контролі. При чому T_H зростає із збільшенням техногенного навантаження.

Оскільки значення характерного часу того чи іншого шару являється сумою величини ТМ вище розташованого та даного шару його максимальне значення досягається в найнижчому гуміфікованому шарі. Сумарний характерний вік фітодетриту опадового (L) та ферментативного (F) шарів між техногенною зоною і контролем, суттєво не відрізняється, для шару гуміфікації (H), то сильно пошкодженого сосняку перевищує один рік.

Висновки до розділу

В наслідок аеротехногенного забруднення відбуваються суттєві зміни в трофотопі лісових екосистем. Надходження забруднювачів в ґрунт призводить до негативних змін їх фізико-хімічних властивостей. Ступінь і характер техногенних змін ґрунтів залежать від характеристик забруднення й властивостей ґрунтів. Основні тенденції це зміна ґрунтово-вбирного комплексу (ВКГ), гальмування мікробіологічної діяльності і, як наслідок, зниження вмісту гумусу та елементів живлення.

Визначено основні особливості для різних типів забруднення. Наприклад, у зоні виробництв, які викидають кислі сірко- і азотутримувальні забруднювачі, вимиваються лужні метали, зменшується ємність вбирання і насиченість основами. Ці негативні зміни найбільш виразно виявляються в Поліссі і є менш помітними в Степу. В зоні ТЕС в гумусовому горизонті підлугування зумовлено зростанням вмісту важких та лужних металів.

Надходження азотутримуючих забруднювачів не компенсує втрати азоту внаслідок падіння мікробіологічної діяльності. Це погіршує забезпечення рослин азотом, оскільки зменшується частка його доступних форм.

Унаслідок седиментації викидів ТЕС формуються території з аномальною концентрацією важких металів у ґрунті та підстилці.

У зоні ТЕС вміст лужних і важких металів в опаді соснових лісостанів був значно вищим, ніж у хвої.

Вміст ВМ зростає від верхнього (опадового) до нижнього(гумусованого) шару підстилки. Різниця між цими шарами сягає десятків разів. Так, вміст Сг в гумусованому шарі підстилки є більшим, ніж в опаді, у 12–14 разів, Cu у 14–19 разів, Zn – у 7–11 разів, Sr – у 8–13 разів, Pb – у 13–18 разів.

Перевищення запасу лужних металів у підстилці над запасом в опаді становить 40–60 разів, а для деяких ВМ може сягати навіть сотні раз.

Унаслідок забруднення в ланці «опад – підстилка» гальмується інтенсивність біокругообігу. Водночас зменшується надходження опадів та зростає маса підстилки. Притаманний соснякам сповільнений біокругообіг у разі сильного забруднення знижується до загальмованого.

Природно як в опадовому, так і у ферментативному шарах підстилки сосняків Полісся переважають процеси розкладу мортмаси, а в шарі гуміфікації – накопичення. Однак у сильно пошкоджених сосняках накопичення повністю домінує у всіх шарах. У посушливих умовах степової зони ці негативні процеси ще більше посилюються.

У техногенній зоні загальний час формування запасу мортмаси був на 0,9–3,0 року більшим, ніж на контролі(непорушених насадженнях).

РОЗДІЛ 5 АЕРОТЕХНОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ СОСНОВИХ ЛІСІВ

5.1 РВАТ «Азот»

5.1.1 Динаміка санітарного стану сосняків

У Волинському Поліссі починаючи з 1969 р. потужним джерелом забруднення довкілля є РВАТ «Азот». Будівництво його серед соснових масивів є прикладом нехтування екологічними інтересами у гонитві за тимчасовою економічною вигодою. РВАТ «Азот» є аналогом технологічно недосконалого азотно-тукового виробництва в Пулавах (Польща), в районі якого вже через декілька років після пуску відмічалось катастрофічне всихання сосняків [446]. На значну токсичність для лісів викидів таких виробництв вказують і інші дослідники [13].

Перші ознаки пошкодження дерев у техногенній зоні РВАТ «Азот» відмічалися вже через декілька років після пуску підприємства. Пошкодження мало хронічний характер.

Екологічна катастрофа сталася весною 1979 року, коли викид великої кількості фітотоксикантів співпав із слабким західним вітром та низькою хмарністю внаслідок чого розсіювання забруднювачів майже не відбулося. Забруднені повітряні потоки пройшли над кварталами 38–40, 42–44 Решуцького лісництва. Вже у травні у хвої відмічався сильний, майже суцільний некроз – характерний симптом гострого аеротехногенного ураження (додаток Д.1).

Про те, що це було гостре пошкодження, свідчить і те, що за короткий період у категорію усихаючих і сухостійних дерев «перейшло» 72,4% дерев з суцільним ураженням хвої, 54,9% - з сильним ураженням і 26,3% - з середнім. Найбільше дерев з сильним ураженням хвої було в епіцентрі удару (додаток Д.2). По мірі віддалення від нього інтенсивність і площа опіків голок поступово зменшувалася. На відстані 6-7 км дерева з середнім, сильним та суцільним пошкодженням складали 14-15%.

Згідно з даними Московської лісопатологічної експедиції, влітку 1979 року площа гострого пошкодження лісів в ДП «Клеванське ЛГ» становила 459 га (у т.ч. 412 соснових), а запас деревини ушкоджених насаджень складав майже 60 тис. м³.

До того ж вегетаційний період 1979 року був сухим тому стан пошкоджених сосняків різко погіршився (рис.5.1). У зоні сильного та середнього пошкодження у дерев збереглася лише однорічна та залишки двохрічної хвої. У дерев із повним ураженням хвої пагони та хвоя поточного року взагалі не розвивалися, а у сильно пошкоджених вони були сильно вкорочена.



Рис. 5.1 – Хвойні насадження в епіцентрі гострого пошкодження 1979 року (кв. 38 Решуцького лісництва) 1982 рік

Восени 1979 року крім Решуцького лісництва всихання хвойних насаджень виявлено і в Суському лісництві на площі 85 га. В цілому загальна площа пошкоджених насаджень склала 506 га. Серед інших причин всихання сосняків на площі 1306 га в 1979 році були: ентомошкідники (594 га, 45% площі), коренева губка (546 га), опеньок (36 га), рак сірянка (13 га). Проте вони не мали характеру масових вогнищ, а кількість сухостою не перевищувала природній рівень. Всихали поодинокі дерева (3,8-7,6 м³/га).

Найбільше дерев із суцільним і сильним ураженням хвої було в епіцентрі аварійного викиду фітотоксикантів. Із збільшення відстані від епіцентру опіки хвої зменшувалися. На відстані 6–7 км від «Азоту» дерев зі середнім, сильним та суцільним пошкодженням було лише 14–15%.

У ході досліджень сосняків в 1980 роки у зоні забруднення викидами РВАТ«Азот» у період високого техногенного навантаження відмічено (табл. 5.1) хронічний тип пошкодження хвої. Найсильніше пошкоджувалася хвоя в сосняках, найближчих до РВО «Азот». Так, у сосняку на відстані 4,5 км від РВО «Азот» середня частка пошкодження хвої першого та другого років становила 1,5 і 10,3 % (табл. 5.1), тобто дворічна хвоя пошкоджується значно сильніше, ніж хвоя поточного року. При цьому для хвої другого року характерною є наявність опіків понад 40 % довжини, що не виявлено у хвої

першого року. Хвоя ж третього року внаслідок передчасного опадання практично відсутня [231].

Найвищий рівень некрозу дворічної хвої в техногенній зоні РВАТ «Азот» відмічали у радіусі 8 км. У сосняках на відстані понад 9 км від джерела емісії пошкоджуваність хвої різко падає, а на відстані 15 км відсутня. Така чітко виражена просторова залежність свідчить, що саме забруднення є причиною пошкодження хвої в сосняках.

Таблиця 5.1 – Пошкодження хвої сосняків викидами РВАТ «Азот», %

Пошкодження хвої, бал (за Ю.З. Кулагінін)	Відстань від РВО «Азот», км									
	4,5		7,0		9,0		11,5		15,0	
	Вік хвої, років									
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
0	90	8	94	11	95	14	96	64	100	95
1 (0–10 %)	5	75	6	79	4	77	4	32	0	5
2 (10–40 %)	5	12	0	7	1	5	0	4	0	0
3 (> 40 %)	0	5	0	3	0	4	0	0	0	0
Середній бал	0,15	1,14	0,06	1,03	0,06	0,95	0,04	0,40	0,00	0,05
Сер. пошкодження, %	1,50	10,3	0,30	7,80	0,45	7,90	0,20	2,60	0,00	0,25

Одним із симптомів аеротехногенного пошкодження сосни в зоні РВАТ «Азот» є зниження маси хвої. Так, у сосняках на відстані 4,5 та 7 км маса 100 хвоїнок однорічної хвої на 17–27 % нижча, ніж на контролі, у дворічної хвої ця різниця менша (табл. 5.2) [230].

Таблиця 5.2 – Довжина та маса хвої у сосняках у зоні РВАТ «Азот»

Відстань від «Азоту», км	Маса 100 хвоїнок, г			Довжина хвої, см		
	$M \pm m$	достовірність $t_{0,05}=2,78$	частка від контролю, %	$M \pm m$	достовірність $t_{0,05}=1,96$	частка від контролю, %
Однорічна хвоя						
4,5	5,04±0,020	40,22	83	7,33±0,083	4,76	93
7,0	4,42±0,021	62,36	73	7,38±0,104	3,79	93
9,0	5,70±0,029	11,65	94	7,44±0,080	4,49	94
11,5	6,11±0,033	0,54	100	7,49±0,070	3,69	95
15,0	6,09±0,017	–	100	7,90±0,087	–	100
Дворічна хвоя						
4,5	7,85±0,029	0,46	99,7	8,38±0,096	6,75	110
7,0	7,06±0,062	9,73	90	8,71±0,068	11,54	115
9,0	6,14±0,106	14,42	78	8,21±0,089	5,57	108
11,5	6,99±0,077	9,24	89	7,59±0,056	0,05	101
15,0	7,88±0,058	–	100	7,51±0,071	–	100

Наслідком негативної дії забруднення є зменшення довжини та ширини хвої (табл. 5.3). Довжина хвої в техногенній зоні на 13,8–17,6 % менша, ніж на контролі [319]. Особливо відчутні такі зміни у верхній частини крони, причому, якщо довжина хвої верхньої частини крони лише на декілька відсотків менша за її довжину в середній частині, то для ширини ця різниця сягає майже 20 %.

Таблиця 5.3 – Морфолого-анатомічні показники хвої сосни звичайної в зоні РВАТ «Азот»

Показники	Відстань від «Азот», км		Частка від кон-ролю, %	Досто-вір-ність різниці t ₀₅ =2,01	Відстань від «Азот», км		Част-ка від кон-ролю, %	Досто-вір-ність різниці t ₀₅ =2,01
	4,5	15,0			4,5	15,0		
	Однорічна хвоя				Двохрічна хвоя			
Верхня частина крони								
Довжина, мм	82,7	97,2	65,1	5,2	75,2	90,7	82,9	8,4
Ширина, мм	1,3	1,8	72,2	26,3	1,3	2,1	61,9	27,8
Товщина епідермісу, мкм	15,8	19,4	81,4	3,2	19,3	20,5	94,1	0,8
Гіподерма, мкм	8,9	10,1	88,1	1,5	7,9	9,6	82,3	2,2
Мезофіл, мкм	126,2	199,1	63,4	11,2	158,8	227,1	69,9	7,5
Середня частина крони								
Довжина, мм	76,1	88,3	86,2	21,4	66,4	79,7	83,3	6,8
Ширина, мм	1,4	1,4	92,9	1,7	1,3	1,6	81,3	11,2
Товщина епідермісу, мкм	17,1	17,3	98,8	0,2	17,8	18,5	96,2	0,7
Гіподерма, мкм	8,2	9,8	83,7	2,2	8,3	9,3	89,2	1,6
Мезофіл, мкм	128,3	149,3	85,9	2,5	160,9	177,3	90,8	2,4

Значне зменшення ширини хвої у верхній частині крони є зовнішнім проявом тих негативних змін, які відбулися в хвої. Товщина епідермісу та механічної тканини гіподерми в однорічній хвої зменшується в 1,2 і 1,1 рази відповідно, то товщина асиміляційної тканини, або мезофілу – в 1,6 рази. (табл. 5.4-5.5).

В подальшому випадків таких викидів в атмосферу не спостерігалось. На РВАТ «Азот» провели заходи щодо зменшення викидів. Однак незважаючи на зменшення в 2–3 рази обсягів викидів на початку 1980-х років, стан лісів суттєво не покращився. У 1981 році площа слабо та середньо пошкоджених насаджень збільшилася на 20, сильно уражених – на 10%. В зоні сильного пошкодження поточний приріст за запасом у сосни знизився майже вдвічі, а приріст дерев за висотою в 2,4–3,6 рази. У радіусі до 5 км на північний схід від «Азоту» частка сухостою сягала 50%, а симптоми пошкодження відмічалися в радіусі до 8 км.

Таблиця 5.4 –Морфолого-анатомічні показники хвої сосни звичайної в зоні РВАТ «Азот»

Відстань до ЧПА, км	Довжина, мм	Ширина, мм	Товщина, мм	Площа поперечного перерізу, мм ²	Площа провідного циліндра, мм ²	Площа поверхні хвої, мм ²	Коефіцієнт сплюснення
Верхня частина крони							
10 км	53,0±0,20	1,30±0,003	0,71±0,003	0,807	0,199	143,8	1,69
15~Контроль	70,0±0,33	1,45±0,001	0,60±0,008	0,560	0,195	222,4	2,04
Середня частина крони							
10 км	46,5±0,58	1,30±0,004	0,61±0,003	0,622	0,179	122,2	2,13
15~Контроль	59,9±0,31	1,35±0,001	0,68±0,004	0,720	0,205	173,1	1,99
Нижня частина крони							
10 км	39,9±0,44	1,21±0,006	0,60±0,002	0,569	0,138	101,0	2,02
15~Контроль	58,6±0,44	1,25±0,006	0,60±0,002	0,579	0,169	168,7	2,12

Таблиця 5.5 –Зміни показників анатомічної будови хвої сосни під впливом забруднення РВАТ «Азот»

№ ПП	Кількість смоляних каналів			Діаметр смоляних каналів, мкм		Товщина, мкм		
	периферійні	паренхімні	сума	периферійні	паренхімні	епідерми	гіподерм	мезофілу
Верхня частина крони								
5	12,0	2,0	14,0	50,0	40,1	18,3	24,2	138,2
15	12,9	–	12,9	45,0	–	23,2	27,3	178,0
Середня частина крони								
5	11,0	2,0	13,0	38,6	30,6	17,5	26,5	146,5
15	14,0	–	14,0	48,6	–	17,8	26,5	146,5
Нижня частина крони								
5	10,1	4,0	14,1	51,1	46,0	17,0	29,7	147,5
15	12,8	–	12,8	40,5	–	21,8	27,8	160,5

Найсильніше пошкоджувалися соснові та ялинові насадження (табл. 5.6). Всі деревостани в радіусі до 4,5 км від «Азоту» відносилися до усихаючих, у них було понад 50% сухостою.

Пошкоджуваність хвойних деревостанів зростає з віком дерев. Якщо в 20-річному сосняку сухостою 24%, а індекс стану 2,9, то в 35-річному – сухостою 43%, а індекс стану 3,9. Набагато вищі ці показники в 60 річному деревостані, відповідно 52% і 4,4.

Пошкодження лісостанів зростало із зменшенням їх повноти. При повноті 0,74 сосняку було здорових дерев 78%, при 0,60–47% (табл. 5.6).

Таблиця 5.6 – Стан хвойних лісостанів у північно-східному напрямку від «Азоту» на початку 1980-х років

Відстань до «Азоту», км	Склад	Вік, років	Повнота	Порода	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Ic	% дерев	
					I	II	III	IV	V	VI		Заселених стовбурними шкідниками	Уражених опеньком
4,0	10С	50	0,67	С	3	10	13	18	13	44	4,6	65	34
4,0	7СЗД	35	0,86	С	3	20	24	1	2	41	3,9	–	–
				Д	44	22	0	1	0	0	1,3	–	–
4,5	5С5Я	65	0,79	С	0	26	19	3	5	47	4,3	51	46
				Я	3	27	11	0	0	59	4,4	52	42
4,5	9Я1С	65	0,71	Я	10	21	9	0	1	59	4,4	43	16
				С	0	0	47	13	0	40	4,4	43	7
4,5	10С	20	1,00	С	23	35	18	1	2	21	2,9	22	0
4,5	10С	40	0,82	С	2	11	25	4	5	53	4,6	58	28
4,5	10С	60	0,88	С	1	12	31	4	4	48	4,4	38	18
7,0	10С	55	0,50	С	41	27	16	3	1	12	2,3	10	5
7,0	10С	45	0,80	С	59	23	8	1	1	7	1,8	6	1
7,0	10С	50	0,76	С	66	16	5	1	2	10	1,9	10	4
9,0	10С	50	0,60	С	46	41	5	2	1	5	1,8	4	4
9,0	10С	50	0,74	С	78	15	2	2	2	1	1,4	3	2
9,0	10С	50	0,62	С	47	40	8	0	1	4	1,8	3	3
14,0	10С	45	0,80	С	96	4	0	0	0	0	1,0	0	0

Індекс стану сосняків (рис. 5.2) підвищується із збільшенням повноти ($r=-0,81$, $t_{\text{факт}}=-2,79$ при $t_{\text{ст},0,05}=-2,78$ і $k=4$). Із віддаленням від «Азоту» стан сосняків покращувався ($r=-0,85$, $t_{\text{факт}}=-5,36$ при $t_{\text{ст},0,05}=-2,20$ і $k=11$).

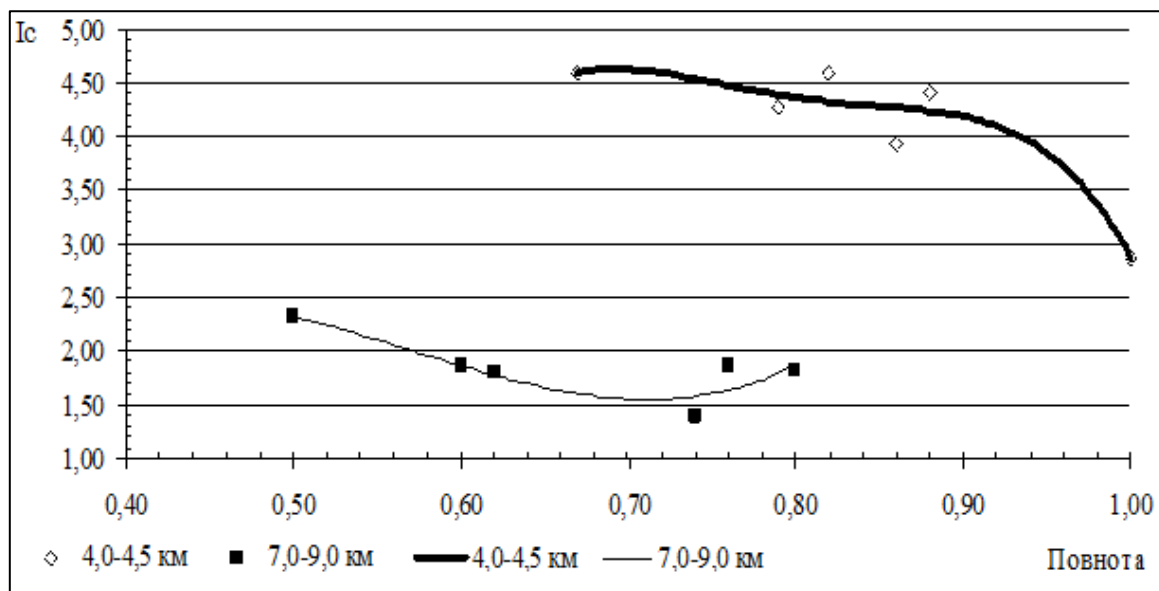


Рис. 5.2 – Залежність індексу стану від повноти сосняків в зоні «Азот»

Найгірший був стан хвойних на схід і північний схід від РВАТ «Азот», які були пошкоджені викидом забруднювачів в 1979 році (додаток Д.2).

Стан пошкоджених дерев через 2–3 роки після разового викиду не покращився. Сосняки в радіусі до 4–4,5 км від РВАТ «Азоту» оцінювали як усихаючі. Частка сухостою сягала 50–60%. здорових дерев було лише 2–3%. Всихання дерев мало верхівковий характер. Абсолютну більшість становили дерева, які всохли відразу після залпового викиду. Внаслідок дефоліації була відсутня хвоя не лише третього, але й другого року життя.

У пошкоджених сосняках, створилися сприятливі умови для заселення дерев стовбуровими шкідниками і ураження їх збудниками хвороб [303, 512]. Заселеність короїдами пошкоджених викидами соснових насаджень коливалася від 3 до 65%, а ураженість опеньком (*Armillariella mellea* (Fr. × Vahl. Karst.) 46%. Серед ксилофагів на сосні було виявлено великого соснового лубоїда (*Blastophagus piniperda* L.), малого соснового лубоїда (*Blastophagus minor* Hart.), верхівкового короїда (*Ips acuminatus* Gyll.), короїда шести зубого (*Ips sexdentatus* Voern.), сірого довговусого вусача (*Acanthocinus aedilis* L.). Стовбуровими шкідниками та опеньком найсильніше пошкоджувалися середньовікові та пристигаючі сосняки. Заселеність дерев шкідниками збільшувалася з наближенням до джерела забруднення.

На початку 1980-х років стан сосняків північно-східного екоряду покращувався із збільшенням відстані від РВАТ «Азот» ($r = -0,687$, $t_{\text{факт}} = -2,503$ при $t_{\text{ст}, 0,05} = -2,365$ і $k = 7$) (табл. 5.7). Стан сосняків, які розташовані на відстані більше 7 км від РВАТ «Азот», був задовільним (додаток Д.2).

В 1983 р. незважаючи на зниження обсягу викидів процес пошкодження сосняків набув загрозливого характеру. Радіус зони сильного пошкодження сосняків північно-східного екоряду розширився – до 10 км, а ослаблених до 15 км (додаток Д.2). Відмічено погіршення стану сосняків також північно-західного, так і в північного екоряду (додаток Д.3).

Таблиця 5.7 –Залежності між індексом стану сосняків і відстанню до РВАТ «Азот»

Рік	Рівняння регресії	R	K	t_f	$t_{st_0,05}$
Північно-східний екоряд					
1981	$Y = -0,228x + 4,182$	-0,699	28	3,528	2,05
1985	$Y = -0,207x + 4,147$	-0,868	54	8,932	2,01
1990	$Y = -0,105x + 3,540$	-0,814	10	2,801	2,23
1995	$Y = -0,045x + 2,904$	-0,633	34	3,275	2,04
2000	$Y = -0,012x + 2,783$	-0,377	12	0,912	2,18
2003	$Y = -0,018x + 2,495$	-0,174	14	0,434	2,15
Північно-західний екоряд					
1985	$Y = 0,0019x + 1,9954$	0,039	22	0,123	2,07
1990	$Y = -0,0507x + 3,0629$	0,863	8	2,953	2,31
1995	$Y = -0,0398x + 2,9378$	0,895	22	6,342	2,07

Примітка: *) r – коефіцієнт кореляції, $t_{факт}$ – критерій Стюдента фактичний, $t_{st_0,05}$ критерій Стюдента стандартний на 0,05% рівні значущості, k – ступінь свободи.

Причиною такого погіршення стану лісів був синергізм дії аеротехногенного забруднення та посухи. У 1982-1984 рр. річна сума опадів була значно нижчою за середній рівень, а 1982 та 1983 роки були сухими.

У 1980-х роках на сосняки негативно вплинуло як зростання обсягу викидів так і посуха в окремі роки (1982, 1983, 1987 рр. були сухими). Завдяки вирубці сухостою на деяких ППП (рис. 5.3, 5.4) індекс стану зменшився. Проте досить швидко індекс стану знову досяг попереднього рівня (рис.5.4). У 1986–1987 рр. в північно-західному напрямку радіус зони пошкодження сосняків досяг 21 в тому числі сильного 6,5 км (рис. 5.4).

Проведена у 1990 році оцінка стану сосняків засвідчила пошкодження викидами «Азоту» 23,4 тис. га. сосняків Клеванського держлісгоспу.

Протягом 1990–х років (табл. 5.6-5.7) достовірно покращився стан тільки сосняків найближчих до РВАТ «Азот» ППП ($r=-0,719$, $t_{факт}=-3,432$ при $t_{st_0,05}=2,201$ і $k=11$). Лише в 1994–1995 рр. спостерігався «перехід» сосняків із сильно ослаблених до ослаблених на ППП 14, 15, 19, 20 північно-східного та на ППП 7, 8 північного екорядів.

Суттєві зміни відбулися лише в 2001–2003 рр., коли обсяг викидів знизився до 2,4–3,2 тис. т. Просторова залежність між індексом стану та відстані до джерела забруднення перестала бути достовірною (табл. 5.7). Однак і в 2013 р. на більшості стан сосняків екоряду був ослаблений.

Індекс стану достовірно зростає зі збільшенням повноти ($r = -0,813$, $t_{факт} = -2,791$ при $t_{st_0,05} = -2,776$ і $k = 4$).

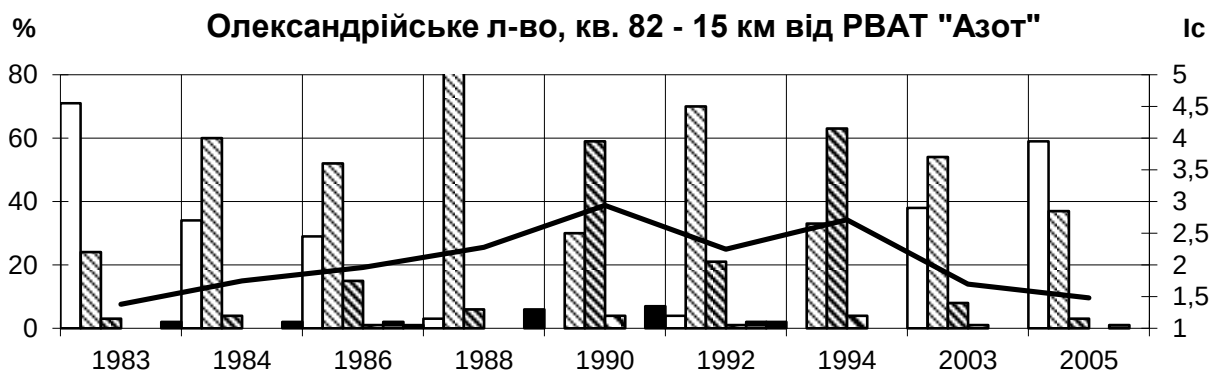
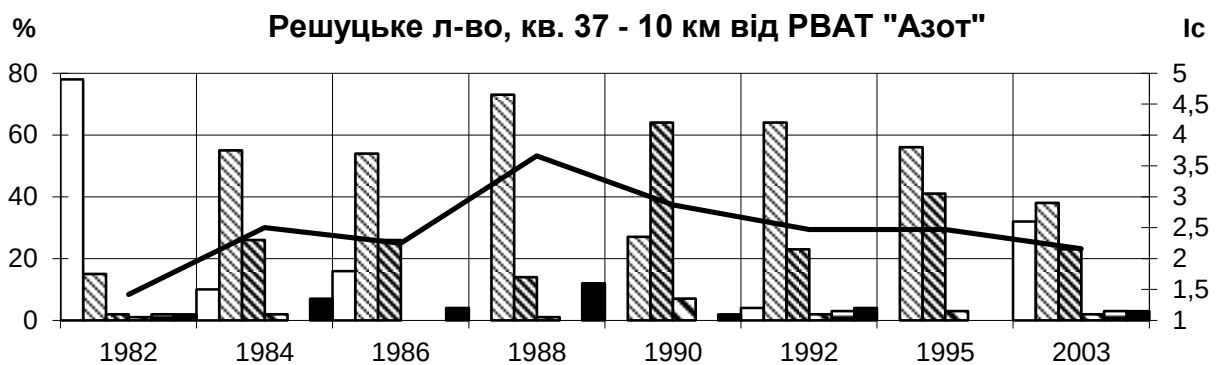
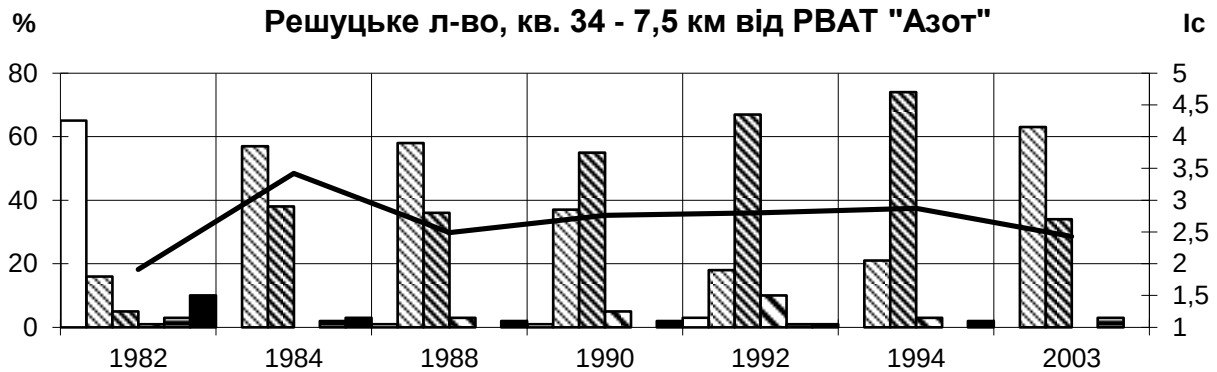
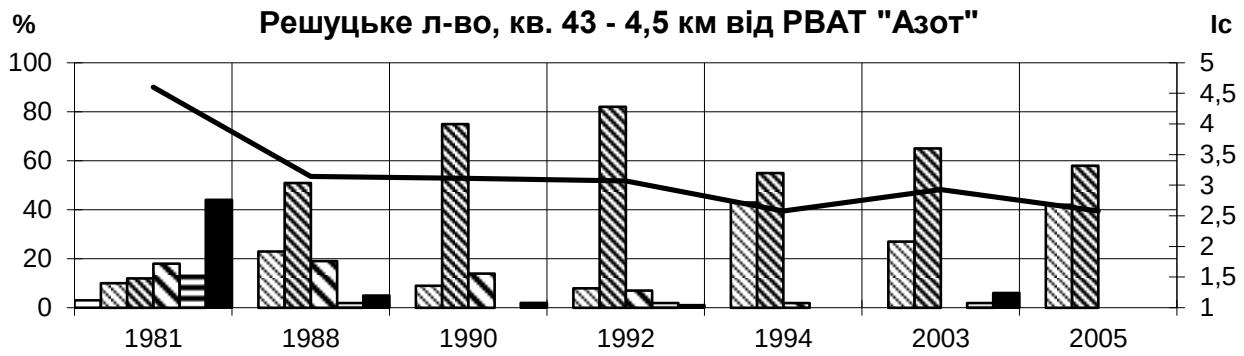


Рис. 5.3 – Динаміка індексу стану та розподілу дерев за категоріями стану сосняків північно-східного екоряду в зоні РВАТ "Азот"

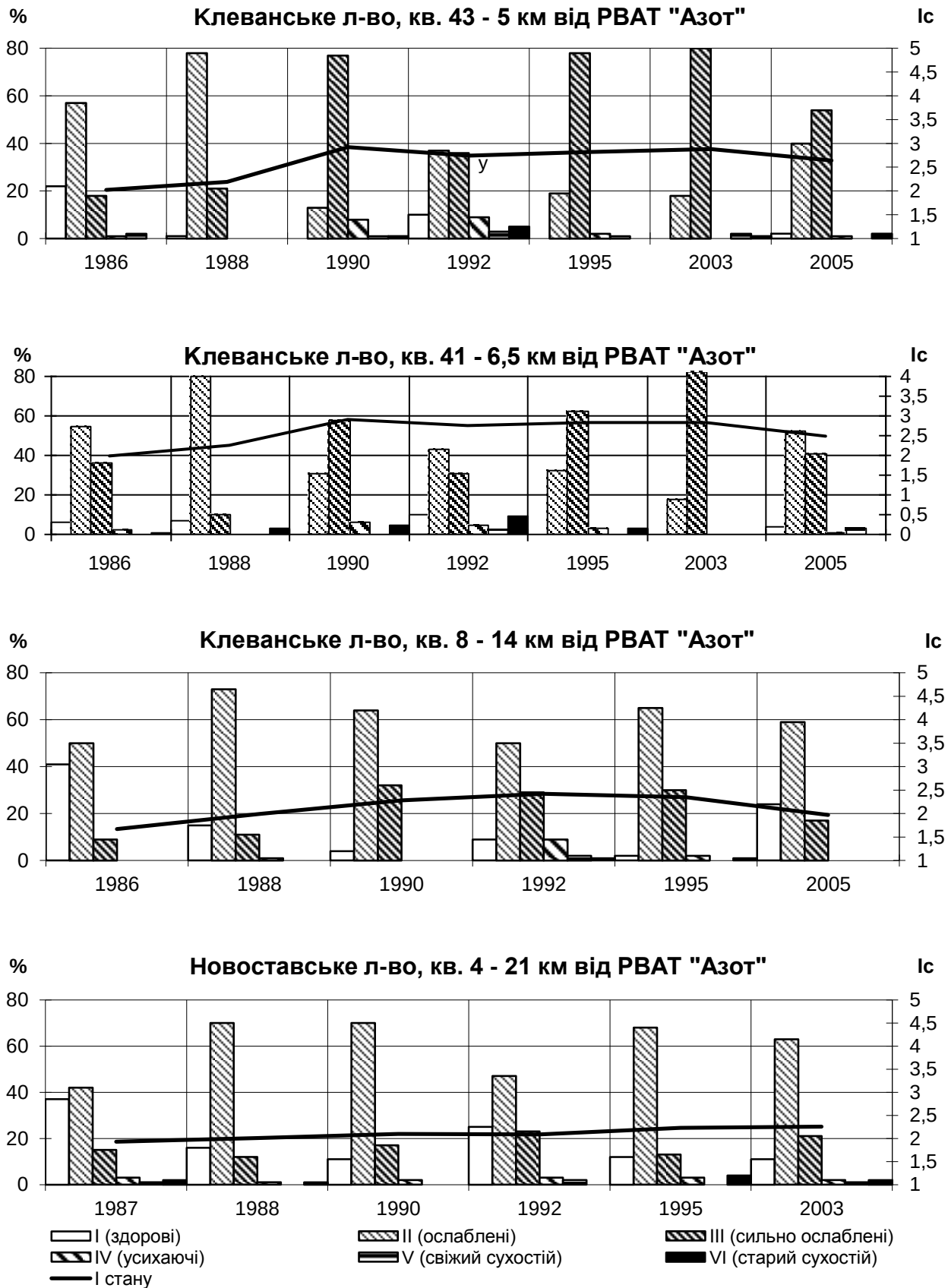


Рис. 5.4 – Динаміка індексу стану та розподілу дерев за категоріями стану сосняків північно-західного екоряду в зоні РВАТ "Азот"

5.1.2 Роль ценотичних факторів у пошкодженні сосняків

Для встановлення ролі розміщення дерев при гострому і хронічному пошкодженні взято сосняки які не відрізнялися за повнотою (0,70-0,79) і мали приблизно однаковий розподіл дерев за ступенями свободи. Дерев з двома складали – 16-48 та трьома сусідами – 43-68%. Значно менше дерев з сусідами з одного боку – 4-20%. Дерев, без сусідів менше 2%, а стиснутих з усіх боків – 1-4% (табл. 5.8).

Таблиця 5.8 – Розподіл дерев за ступенями свободи в сосняках в зоні «Азоту», %

№ ПП	Л-во, кв., віддаль, км	Рік	Розподіл дерев за ступенями свободи, %					Серед-ній ступінь свободи
			I	II	III	IV	V	
10	Р-43-4,5	1982	2	31	45	22	0	2,87
		1999	20	44	26	8	2	2,26
15	Р-34-7,5	1982	0	4	55	40	1	3,38
		1986	6	64	27	3	0	2,28
		1990	7	64	26	3	0	2,28
		1999	12	32	46	9	1	2,53
18	Р-37-10,0	1982	0	8	43	48	1	3,43
		1990	5	62	28	4	1	2,34
		1999	2	25	60	13	0	2,85
25	М-69-20,0	1999	3	38	42	16	1	2,74

Із посиленням деградації у зріджених деревостанах значно доля дерев, які не мали сусідів. В найбільш пошкоджених сосняках відсоток таких дерев наприкінці 90-х років досяг 20% (додаток Д.4). Із віддаленням від «Азоту» їх відсоток зменшується. Поряд із цим до 50-60% збільшився відсоток дерев з кроною обмеженою з одного боку (табл. 5.9).

На початку 1980-х років в сосняку в епіцентрі разового удару, сильніше пошкоджувалися як вільно стоячі, так і дерева які мали одного або двох сусіда. Найбільш чітко це простежується в усихаючому сосняку ППП 10 та на ППП 14, 19. Тобто дерева які не мали захисту від забруднених повітряних потоків пошкоджувалися сильніше.

В другій половині 90-х років ця тенденція змінилася на протилежну – стан гірший у дерев, крона яких затиснута із багатьох боків (додаток Д.4).

Таблиця 5.9 –Індекс стану залежно від ступеня свободи крони в зоні РВАТ «Азот»

№ ППП	Л-во, кв., віддаль, км	Рік	Ступені свободи					Весь дерево-стан
			I	II	III	IV	V	
10	Р-43-4,5	1982	4,50	4,52	4,18	3,77	-	3,72
		1999	2,63	2,96	2,81	3,22	4,50	2,84
15	Р-34-7,5	1982	1,50	1,96	1,80	1,57	3,50	2,90
		1986	1,56	2,10	2,43	3,00	-	2,72
		1990	2,33	2,56	3,08	4,00	-	2,74
		1999	2,63	2,40	2,31	2,36	2,00	2,43
18	Р-37-10,0	1982	2,00-	2,20	1,77	1,45	1,33	1,81
		1990	2,33	2,64	3,21	3,29	5,00	2,87
		1999	3,00	3,21	2,97	2,87	-	2,93
25	М-69-20,0	1999	2,50	1,60	1,58	1,95	3,00	2,55

При гострому пошкодженні надпанівні та панівні дерева пошкоджувалися сильніше, ніж інші дерева. Проте в подальшому ця тенденція не простежується.

При хронічному пошкодженні стан дерев погіршується від верхньої до нижньої частини намету. В той же час хоча в панівних дерев індекс стану менший, але зменшується їх відсоток. Так, якщо в сосняках північно-східного екоряду на початку 1980-х років цих дерев було 10-26%, то в середині 1990-х їх у 10-кілометровій зоні від РВАТ «Азот» було лише 5-8%.

Тобто при сильному забрудненні пошкодження дерев панівних класів виражається в погіршенні їх стану, а при низькому рівні в переході до нижчих класів Крафта.

5.1.3 Зміни структури сосняків в умовах забруднення атмосфери викидами РВАТ «Азот»

Необхідною передумовою оцінки аеротехногенних змін є вивчення структури лісових екосистем. Заповнення їх фітомасою дає змогу розчленувати фітоценоз по вертикалі на– біогеогоризонти [268].

Так, в 75-літніх сосняках Житомирського Полісся В. К. Мякушко [268] виділяв такі біогеогоризонти:

$ФА_{12}^{37}$ - фотосинтезу деревного намету, що утворюється кроною частиною деревних ярусів.

$ФА_{0,5}^{12}$ - матеріально-енергетичної трансформації. Заповнювачем його є стовбурна частина деревного намету.

$ФА_0^{0,5}$ - матеріально-енергетичної трансформації (біогоризонт фотосинтезу нижніх ярусів)

$ГД_{0,07}^0$ - ґрунтово-деструктивний. У ньому сконцентрована основна частина фізіологічно-активного коріння рослинних ярусів.

$\Gamma_{2,8}^{0,07}$ - матеріальної трансформації, складений виключно кореневими системами дерев.

У техногенній зоні РВАТ «Азот» у сосняків товщина біогеогоризонту фотосинтезу складає 13,4 - 15,0 м, а на контролі майже 20 м (табл. 5.10).

Таблиця 5.10 – Розміри біогеогоризонту фотосинтезу сосняків в зоні «Азоту»

Показники	Віддаль від “Азоту”, км		
	4	9	25
Верхня межа	24,2	27,3	26,6
Нижня межа	10,8	12,3	6,9
Товщина	13,4	15,0	19,7

Використання потенціалу (табл. 5.11) за висотою вище, ніж за діаметром. Так, якщо за висотою він 79,5-87,4%, то за діаметром 58,8-70,0%. За 20-ти річний період цей показник зростає з 75,64 до 79,45%.

Таблиця 5.11 – Використання потенціалу екотопу сосняками в зоні «Азоту»

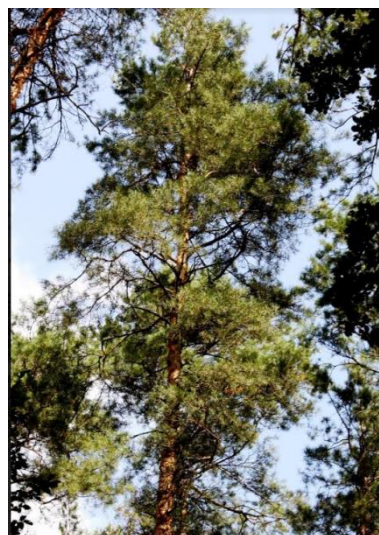
№ ППП	Відстань від РВАТ «Азоту», км	Рік	Показник				
			L/D _{ср}	H _{ср} /H _{max}	H _{max} -H _{ср}	D _{ср} /D _{max}	D _{max} -D _{ср}
1	4,5	1993	19,59	75,64	5,7	70,00	10,5
		2003	22,38	76,04	6,7	71,50	11,4
		2013	29,13	79,45	6,4	70,13	14,3
2	7	1993	26,37	81,14	5,6	70,25	11,9
		2003	28,10	83,12	6,0	74,35	10,9
		2013	35,34	84,47	5,8	78,08	10,5
3	9	1993	22,46	78,24	5,9	63,26	15,8
		2003	25,16	84,72	4,9	62,40	18,8
		2013	29,70	77,66	8,6	62,80	21,8
4	25	1993	27,33	84,92	4,0	58,70	19,0
		2003	25,40	82,17	6,2	60,75	20,8
		2013	35,31	87,38	4,7	58,83	24,9

Таблиця 5.12 – Розміри стовбура і крони дерев в сосняках в зоні «Азоту» на початку 1990-х років

Показники		H _{ср} , м	H*, м	L, м	D _{ср} , см	S, м ²	W, м	L/ W	L / H
4 км від “Азоту”									
Клас Крафта	I	-	-	-	-	-	-	-	-
	II	18,46	12,98	5,50	27	12,00	3,83	1,44	0,30
	III	17,80	13,38	4,34	24	8,13	3,19	1,36	0,24
	IV	-	-	-	-	-	-	-	-
Категорія стану	I	-	-	-	-	-	-	-	-
	II	18,94	13,02	5,92	29	16,61	4,61	1,28	0,31
	III	18,32	13,17	5,15	26	10,84	3,64	1,41	0,28
	IV	17,18	12,30	4,88	22	5,85	2,68	1,82	0,28
Вся ППП		18,3	13,12	5,18	26	10,88	3,6	1,46	0,28
9 км									
Клас Крафта	I	23,56	15,68	7,88	34	12,29	3,86	2,04	0,33
	II	21,75	15,39	6,36	30	8,98	3,31	1,92	0,29
	III	20,53	15,13	5,40	25	6,50	2,84	1,90	0,26
	IV	19,75	15,58	4,17	20	3,70	2,13	1,95	0,21
Категорія стану	I	-	-	-	-	-	-	-	-
	II	21,15	14,89	6,26	28	7,13	3,01	2,08	0,30
	III	21,54	15,45	6,08	28	8,66	3,22	1,89	0,28
	IV	20,32	15,24	5,08	22	5,14	2,45	2,07	0,25
Вся ППП		21,36	15,33	6,03	28	8,09	3,12	1,99	0,28
25 км									
Клас Крафта	I	25,30	15,18	10,12	41	17,13	4,61	2,20	0,40
	II	23,08	15,21	7,87	28	9,39	3,41	2,30	0,34
	III	21,82	14,99	6,83	24	5,87	2,65	2,58	0,31
	IV	17,23	12,70	4,53	19	2,76	1,90	2,39	0,26
Категорія стану	I	23,43	15,23	8,20	29	9,71	3,45	2,38	0,35
	II	22,13	15,09	7,04	26	7,85	3,08	2,29	0,32
	III	20,47	14,04	6,42	23	4,21	2,18	2,94	0,31
	IV	-	-	-	-	-	-	-	-
Вся ППП		22,62	15,07	7,55	27	8,43	3,18	2,50	0,33

Причиною таких змін є падіння приросту. Так в 1993 році бонітет сосняку на віддалі 4.5 км був на декілька класів нижчий ніж на контролі, запас складав лише 148 проти 245 м³/га на контролі. Середня висота на 36%, середній діаметр на 15% менша ніж на контролі. Ще більша різниця в довжині крони - 31% (додаток Д.5).

На початку 1990-х років відмічено зменшення розмірів стовбура з погіршенням їх стану та зниженням класу Крафта (табл. 5.12). Висота дерев різних класів Крафта вирівнювалася (рис. 5.5) тобто відбувається спрощення структури сосняків. Суттєво знизилася повнота сосняків (ППП 1 до 0,51).



Овальна



Яйцеподібна



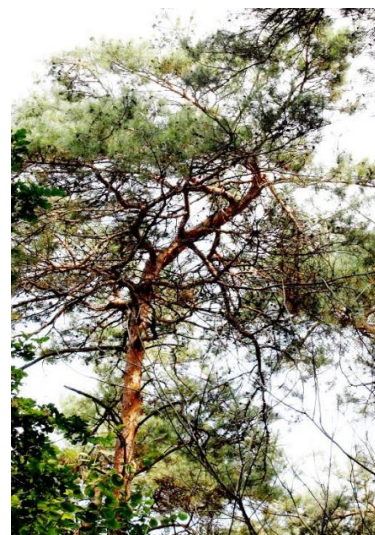
Ширококонусоподібна



Оберненояйцеподібна



Кулястоподібна



Парасолькоподібна

Рис. 5.5 –Форми крон сосни в зоні РВАТ «Азот»

Падіння приросту в висоту призвело до зниження загальної довжини крони. Так якщо в 1993 р. на ППП 1 довжина крони складала лише 4,8 м що в 1,5 раз менше ніж на контролі (табл. 5.13).

Найбільша ширина і площа крони дерев на контролі: відповідно 5,7 м і 25,6 м². Розміри крони дерев збільшуються із віддаленням від «Азоту» (табл. 5.13), а на ППП з погіршенням їх стану та зниженням класу розвитку. Особливо відчутна ця різниця в площі горизонтальної проекції крони. Так, наприклад, на ПП що за 9 км від «Азоту» площа крони у дерев I класу в 3,3 рази більша ніж у дерев IV класу Крафта. На контролі ця різниця ще більша - 6,2 рази.

Високі показники ширини (5,2 м) і площі крони (21,6 м²) відмічено і на найближчій ППП, де частина дерев, що залишилась після проведених санітарних рубок, отримала можливість розвиватися як вільностояче дерево, для якого характерний більш інтенсивний розвиток крони в ширину, ніж у висоту. В той же час на цій ППП загальна площа крон значно менша чим на інших ППП техногенної зони - 6760 відповідно проти 7424 і 8143 м²/га.

Таблиця 5.13—Динаміка розмірів дерев в сосняках ППП в зоні «Азоту»

№ ППП	Відстань до «Азоту», км	Рік	Показники							
			Стовбур			Крона				
			H _{ср} ,м	H*,м	D _{ср} ,см	L,м	S _{ср} ,м ²	W,м	L/W	L/H _{ср}
1	4,5	1993	17,7	12,9	24,5	4,8	13,9	4,2	1,14	0,27
		2003	21,3	14,9	28,6	6,4	18,0	4,8	1,33	0,30
		2013	24,6	14,8	33,5	9,8	21,6	5,2	1,88	0,40
2	7,0	1993	24,1	16,7	28,1	7,4	9,4	3,5	2,12	0,31
		2003	29,3	20,5	31,6	8,9	14,2	4,3	2,07	0,30
		2013	31,6	18,4	37,3	13,2	22,4	5,3	2,49	0,42
3	9,0	1993	21,4	15,3	27,2	6,1	8,4	3,3	1,85	0,29
		2003	27,3	19,4	31,2	7,9	20,9	5,2	1,51	0,29
		2013	29,9	19,0	36,8	10,9	23,2	5,4	2,02	0,37
4	25,0	1993	22,6	15,2	27,0	7,4	8,6	3,3	2,24	0,33
		2003	28,8	20,6	32,2	8,2	22,2	5,3	1,54	0,28
		2013	32,7	20,1	35,6	12,6	25,6	5,7	2,21	0,38

В найбільш пошкодженому сосняку найменші розміри крони в напрямках звернених до «Азоту», тобто в західному та південному, а на всіх інших ППП найменші горизонтальні розміри західної частини крон дерев. Що стосується максимуму то на контролі найбільші розміри східної, в найбільш пошкодженому сосняку - північної, а на 9 км від «Азоту» – південної частина крони (табл. 5.14).

Таблиця 5.14 – Розмір крон дерев у сосняках в зоні забруднення РВАТ «Азот» залежно від частини світу

№ ППП	Відстань РВАТ «Азот», км	Рік	Частини світу						
			Пн	Пд	Сх	Зх	ПнПд	СЗ	ПнПд/СЗ
1	4,5	1993	1,9	1,8	2,0	2,3	3,7	4,4	0,84
		2003	2,2	2,4	2,5	2,2	4,6	4,7	0,98
		2013	2,6	2,6	2,5	2,4	5,2	5,0	1,05
2	7	1993	1,4	1,9	1,9	1,5	3,3	3,4	0,99
		2003	1,9	2,2	2,4	1,7	4,1	4,1	0,99
		2013	2,7	2,8	2,7	2,2	5,4	5,0	1,10
3	9	1993	1,4	1,8	1,7	1,4	3,2	3,1	1,05
		2003	2,4	2,7	2,6	2,2	5,1	4,9	1,05
		2013	2,6	2,9	2,6	2,4	5,5	5,0	1,10
4	25	1993	1,6	1,7	2,0	1,1	3,3	3,1	1,05
		2003	2,8	2,2	2,6	2,7	4,9	5,3	0,93
		2013	2,8	2,8	2,4	3,2	5,6	5,6	1,01

На початку 90-х років співвідношення довжини крони до висоти дерева (L/H_{cp}) складала в техногенній зоні 0,27 – 0,31, а на контролі 0,33, тобто дерева мали середню довжину крони. Із зменшенням забруднення спостерігалось зростання цього співвідношення в техногенній зоні до 0,37 – 0,41, що було дещо вищим ніж на контролі.

Внаслідок дії забруднення, показник її стрункості, або співвідношення довжини до ширини (L/W) зменшується в зоні сильного пошкодження він складає всього – 1,14, а з покращенням стану зростає і коливається від 2,02 до 2,49.

Цей показник тісно пов'язаний із вертикальною формою крони. На протязі онтогенезу форма крони змінюється від вузькоконусоподібної (у молодняків) до парасолько та кулеподібної (спілі та перестійні насадження). Спостерігається такий ряд: вузькоконусоподібна – яйцеподібна – овальна – ромбоподібна – широко конусоподібна – обернено яйцеподібна – кулеподібна – парасолькоподібна. Оскільки має значення як вертикальне так і горизонтальне стиснення крони, виділити ту чи іншу форму буває складно.

На контролі дерева мають овальну (22,3%) та неправильну (23,3%) форми крони (L/W коливається від 2 до 3) (табл. 5.15). Внаслідок дії забруднення, це співвідношення зменшується і досягає в зоні сильного пошкодження – 1,27. Овальність зростає із покращанням стану. Так на ППП 1 в ослаблених дерев вона становить 1,88, що характерно для парасолько- та кулеподібних форм крони дерев у віці 100 і більше років.

Таблиця 5.15 – Розподіл дерев за вертикальною формою крони в сосняках у зоні забруднення в 2013 р., %

Вертикальна форма крони дерев	Відстань до «Азоту», км			
	4,5	7	9	25
вузькоконусоподібна	0,00	2,27	6,67	1,94
ширококонусоподібна	4,00	7,95	4,00	1,94
овальна	9,00	19,32	13,33	22,33
яйцеподібна	8,00	28,41	10,67	13,59
оберненояйцеподібна	9,00	13,64	8,00	12,62
ромбоподібна	4,00	2,27	1,33	2,91
парасолькоподібна	29,00	9,09	25,33	15,53
кулеподібна	7,00	9,09	0,00	5,83
неправильна	20,00	7,95	30,67	23,30

Що стосується горизонтальної форми крони (рис. 5.6), то найбільш розповсюдженими є стиснута форма крони, 31,1 до 43,2 %.

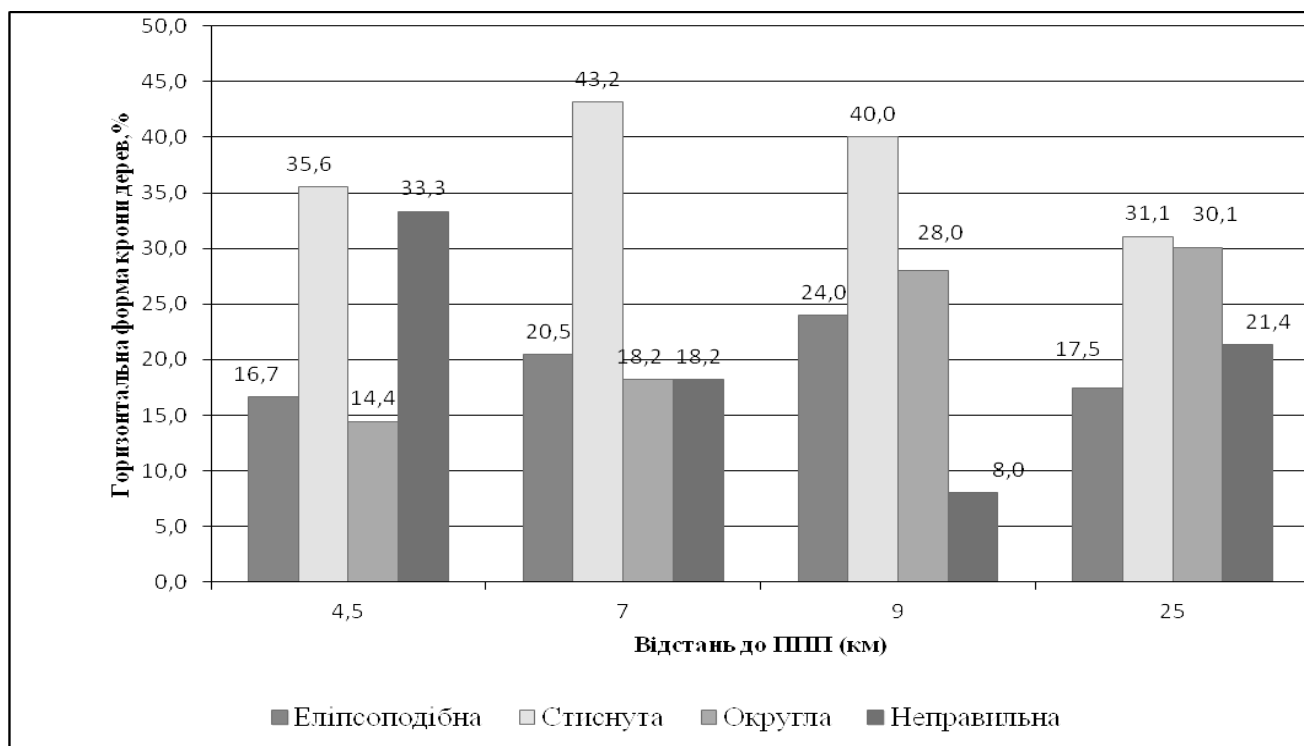


Рис. 5.6 – Розподіл дерев за горизонтальною формою крони в сосняках у зоні забруднення в 2013 р., %

5.2 ЧПА

Ріст сосняків ЧБ та ЧСМ згідно дендрохронологічних досліджень [213] почав гальмуватися з середини 1950-х. Виділено три кризових періоди в розвитку сосняків: середина 60-х, 70-х і 80-х років.

В 1988 році площа пошкоджених сосняків складала 600 га, сильно пошкоджених - 200 га. На узліссі Черкаського бору (табл. 5.16) на віддалі до 11,5-13,5 км від ЧПА здорових дерев було менше 10%, ослаблених - 60%, а сильно ослаблених - 30%. Із заглибленням у середину лісових масивів стан сосняків покращувався. В середині масиву (16-19 км від ЧПА) здорових дерев було більше 70%, ослаблених - 20%.

Таблиця 5.16 – Стан сосняків в зоні забруднення атмосфери викидами ЧПА

№ ПП	Румб	Л-во, - Кв./ віддаль до ЧПА, км	А, років	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Ic
				I	II	III	IV	V	VI	
1	ПдС-30	Ч-5/9,5	46	18	58	21	2	1	0	2,11
2	ПдС-43	Ч-32/22	49	52	35	7	2	1	3	1,76
3	ПдС-51	Т-57/32	59	74	21	5	0	0	0	1,31
4	ПдС-53	Чиг-33/47	45	80	18	2	0	0	0	1,22
5	ПнЗ-28	Чрк-37/11	60	8	60	30	2	0	0	2,26
6	ПнЗ-31	Чрк-36/12	56	8	50	36	1	3	2	2,44
10	ПнЗ-56	Дх-114/12,5	62	5	79	15	0	0	1	2,17
7	ПнЗ-35	Чрк-34/14	77	30	45	19	3	1	2	2,03
8	ПнЗ-36	Дх-31/17	50	71	19	8	0	0	0	1,42
9	ПнЗ-41	Дх-16/19	64	73	16	7	0	2	2	1,44
11	ПдЗ-34	Спк-6/9,5	84	16	62	22	0	0	0	2,06
12	ПнЗ-75	Р-П-150/12,5	61	7	60	28	2	2	1	2,33
13	ПнЗ-75	Р-П-150/13,5	75	4	74	17	0	2	3	2,31
14	ПнЗ-71	Р-П-136/15,5	61	48	42	10	0	0	0	1,62
15	ПнЗ-71	Я-33/39	56	51	29	13	4	0	3	1,82
16	ПнЗ-29	Чрк-37/11,5	83	10	65	25	0	0	0	2,15
17	ПнЗ-32	Чрк-35/12,5	108	0	86	14	0	0	0	2,14
18	ПнЗ-32	Чрк-35/12,5	108	0	48	50	0	2	0	2,57

Для сосняків характерний хронічний тип пошкодження дерев. З опусканням вниз по кронах дерев пошкодження голок знижується. У насадженнях ЧСМ в нижній частині крон некроз проявляється тільки в хвої третього року. Хвоя в ЧБ в 1,5-2 рази сильніше пошкоджена, ніж в масиві ЧСМ. Хлороз тут починається вже в однорічних голках.

Незважаючи розташування лісових масивів на доволі значній відстані від промзони (Черкаський бір (ЧБ) за 10 км, Чигиринський сосновий масив (ЧСМ) – 8 км), в них відмічався хронічний тип пошкодження [65, 213].

Характерною особливістю у 1990-х роках було зниження рівня викидів в атмосферу. Хвоя першого року не пошкоджена. Некроз кінчиків хвоїнок і хлороз відмічали лише у хвої 2 та 3 років життя.

Із старінням хвої хлороз посилюється та може переходити в некроз хвоїнок. У сосняках узлісся ЧБ хлороз відмічається майже у 80 % хвої старшого віку. Некроз уражає значно меншу частку хвої (20–40 %). Так, якщо на найближчій пробній площі ЧСМ довжина хлорозу в середньому становить 2,4 см, то некрозу – 3,7 см.

Найсильніше пошкоджується хвоя у верхній частині крони. До низу крони пошкодження зменшується. В ЧСМ у нижній частині крони у хвої 2 року некроз майже відсутній, а хлорозом уражено в 5 разів менше хвої, ніж на верхівці. Сильніше хлорозом уражена хвоя у сосняках ЧБ, а некрозом – у деревостанах ЧСМ.

У техногенній зоні ЧПА загалом відмічається просторова залежність, характерна для пошкодження лісів промисловими емісіями. Найбільшою мірою пошкоджується хвоя на найближчих пробних площах (табл. 5.17). Водночас у сосняках навіть на відстані 47 км від ЧПА відмічалися хлороз і некроз хвої. В ЧБ пошкодження сильніше виявляється в сосняках біля водосховища. Таке пошкодження хвої є першим проявом всихання сосняків, яке особливо виявилось в 1993 році та пов'язане з коливанням водного режиму.

Для довжини хвої та охопленості пагонів характерна просторова залежність від відстані до промзони ЧПА. Найменша вона на узліссі, звернутому до ЧПА. Найбільші розміри хвої у верхній частині крони (табл. 5.17). Внаслідок передчасної дефоліації знижується охопленість пагонів. Зменшується період життя хвої, який зазвичай становить 3 роки (8). В сосняках ЧБ і ЧСМ така тривалість життя хвої відмічається за 20-км зони ЧПА. В сильно пошкоджених сосняках тривалість життя хвої здорових дерев становить 2,4 роки, ослаблених – 2, сильно ослаблених – 1,6 року [65]. На узліссі ЧБ, звернутому до промзони ЧПА, поряд зі зменшенням більш як на 20 % довжини хвоїнок (табл. 5.17) ширина хвоїнок на 5–10 % менша, ніж на контролі. Найсильніші зміни характерні для верхньої частини крони. Площа загальної поверхні хвоїнок зменшується у міру наближення до ЧПА. За найбільшого пошкодження вона на 30–40 % менша, ніж на контролі.

Виявлено зменшення сплюсненості хвоїнок у міру збільшення техногенного навантаження. Особливо сильно воно виражено у верхній частині крони. В середній і нижній частинах ця різниця не є достовірною.

Таблиця 5.17 – Морфолого-анатомічні показники хвої сосни звичайної в зоні ЧПА

Відстань до ЧПА, км	Довжина, мм	Ширина, мм	Товщина, мм	Площа поперечного перерізу, мм ²	Площа поперічного циліндра, мм ²	Площа поверхні хвої, мм ²	Коефіцієнт сплюснення
Верхня частина крони							
10	53,0±0,20	1,30±0,003	0,71±0,003	0,807	0,199	143,8	1,69
15 – контроль	70,0±0,33	1,45±0,001	0,60±0,008	0,560	0,195	222,4	2,04
Середня частина крони							
10	46,5±0,58	1,30±0,004	0,61±0,003	0,622	0,179	122,2	2,13
15 – контроль	59,9±0,31	1,35±0,001	0,68±0,004	0,720	0,205	173,1	1,99
Нижня частина крони							
10	39,9±0,44	1,21±0,006	0,60±0,002	0,569	0,138	101,0	2,02
15 – контроль	58,6±0,44	1,25±0,006	0,60±0,002	0,579	0,169	168,7	2,12

Внаслідок дії фітотоксикантів суттєво змінюються гістологічні показники хвої (див. табл. 5.18). Площа покривних тканин (епідермісу, гіподерми й мезофілу), зменшується у міру наближення до промзони.

Таблиця 5.18 – Зміни показників анатомічної будови хвої сосни під впливом ЧПА

№ ПП	Кількість смоляних каналів			Діаметр смоляних каналів, мкм		Товщина, мкм		
	периферійні	паренхімні	сума	периферійні	паренхімні	епідерми	гіподерми	мезофілу
Верхня частина крони								
5	12,0	2,0	14,0	50,0	40,1	18,3	24,2	138,2
15	12,9	–	12,9	45,0	–	23,2	27,3	178,0
Середня частина крони								
5	11,0	2,0	13,0	38,6	30,6	17,5	26,5	146,5
15	14,0	–	14,0	48,6	–	17,8	26,5	146,5
Нижня частина крони								
5	10,1	4,0	14,1	51,1	46,0	17,0	29,7	147,5
15	12,8	–	12,8	40,5	–	21,8	27,8	160,5

У техногенній зоні зростає кількість смоляних ходів – по 3–5 додаткових паренхімних ходів. Цей факт, а також збільшення їхнього діаметра викликано активізацією смолоносною системою внаслідок забруднення.

В дерев у техногенній зоні формується більш рихла структура мезофілу хвої, оскільки збільшуються розміри клітин і об'єм міжклітинників. Подібне

явище відмічалось і в районі РВО «Азот».

Найбільш відкриті продихи в середній частині крони на контролі. У міру наближення до промзони зменшується кількість і площа продихів, (табл.5.19).

Таблиця 5.19 – Характеристика продихів хвої сосни

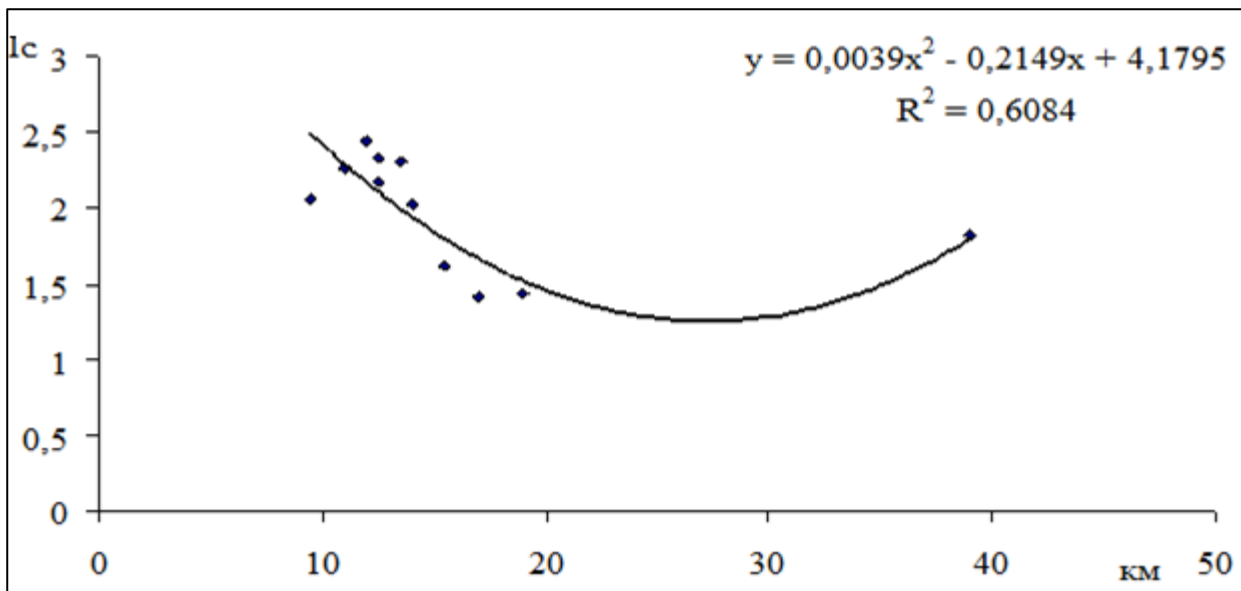
Відстань до ЧПА, км	Кількість продихів на 1 мм довжини шт.	Розміри продихів, мм			
		замикаючих клітин		щілин	
		довжина	ширина	довжина	ширина
Верхня частина крони					
5	175,2	59,3	6,6	25,0	6,8
15	280,0	60,0	6,9	28,1	7,0
Середня частина крони					
5	234,0	56,0	6,8	24,8	6,5
15	220,0	51,1	6,4	28,4	7,7
Нижня частина крони					
5	177,8	52,0	6,8	24,5	5,8
15	200,0	40,3	6,3	28,0	7,3

Відкритість продихів корелює зі зміною їх розмірів і розміщенням у кроні. Для верхньої частини крони характерні найбільші розміри. При цьому площа продихів і розміри їхніх складових зменшуються у міру збільшення забруднення.

При порівнянні стану сосняків екорядів Черкаського бору та Чигиринського масиву однозначної відповіді яке з урочищ пошкоджується сильніше не має. З одного боку на узліссі Черкаського бору сосняки мають гірший стан - індекс стану тут коливається від 2,26 до 2,44 (при 2,11 в Чигиринському екоряді). Визначити, що є причиною такої відмінності надзвичайно складно. З іншого боку в Чигиринському масиві радіус пошкодження сосняків на 8 км більший ніж у Черкаському борі, що пояснюється погіршенням гідрологічного режиму цієї місцевості внаслідок осушення заплав рік Тясмин та Рось. У ДП Чигиринське ЛГ у 1983 і 1986 рр. відмічалися осередкові ураження лісів рудим сосновим пильщиком *Neodiprion sertifer* Geoffr. на площі відповідно 1320 та 2000 га.

Залежність між Іс сосняків Черкаського бору та віддаллю до ЧПА виражається рівнянням: $y=0,004-0,215x+4,180$ ($R^2=0,61$) (рис. 5.7).

В сосняках Черкаського бору значно менший відсоток дерев, що потрапили під намет (IV - V класу). З іншого боку характерним є більший відсоток дерев I класу Крафта (табл. 5.20).

Рис. 5.7 – Залежність I_c сосняків ЧБ від відстані до промзони ЧПА

Таблиця 5.20 – Середній клас Крафта сосняків у залежності від їх стану

№ ППП	Код ППП	Середній клас Крафта по категоріях стану						СКК
		I	II	III	IV	V	VI	
1	Ч-5/9,5	1,83	2,37	3,24	3,80	5,00		2,52
2	Ч-32/22	2,07	3,01	4,00	4,80	5,00	5,00	2,70
3	Т-57/32	2,14	3,05	4,00				2,43
4	Чиг-33/47	2,12	2,89	4,00				2,31
5	Чрк-37/11	1,50	1,95	2,58	4,50			2,16
6	Чрк-36/12	1,09	1,97	2,62	3,00	3,50	5,00	2,23
10	Дх-114/12,5	1,50	1,90	2,21			4,00	2,02
7	Чрк-34/14	1,97	2,16	2,48	2,33	5,00	3,00	2,21
8	Дх-31/17	1,92	3,12	3,91			3,67	2,34
9	Дх-16/19	1,83	2,70	3,56				2,19
11	Спк-6/9,5	1,65	2,19	2,93				2,27
12	Р-П- 150/12,5	1,23	1,90	3,00	3,67	4,75	5,00	2,27
13	Р-П-150/13,5	1,20	1,88	2,58		4,33	5,00	2,09
14	Р-П-136/15,5	1,79	2,38	3,36				2,19
15	Я-33/39	2,00	2,26	3,63	3,83		4,50	2,49
16	Чрк-37/11,5	1,25	2,00	2,05				1,96
17	Чрк-35/12,5		2,12	2,43				2,24
18	Чрк-35/12,5		2,29	2,09		3,00		2,20

У всіх досліджуваних сосняках стан дерев погіршується від верху до низу деревного намету. Так, на віддалі 16-19 км сильно ослабленими є в більшості дерева IV і частково III класу Крафта, то в 11-13 км у цій категорії дерева і II-III, а за 10 км - навіть I КК (табл. 5.21).

Таблиця 5.21 – Розподіл дерев за класами Крафта та середній індекс стану по класах Крафта

Код ППП	Розподіл дерев за класом Крафта, %					Середній індекс стану по класах Крафта				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Ч-5/9,5	15	32	40	12	1	1,62	1,84	2,15	3,11	5,00
Ч-32/22	14	32	29	19	6	1,17	1,19	1,83	2,35	5,47
Т-57/32	12	44	33	11	0	1,03	1,09	1,35	2,39	
Чиг-33/47	11	53	30	6	0	1,04	1,08	1,31	2,31	
Чрк-37/11	21	51	21	6	1	1,71	2,31	2,45	2,83	5,00
Чрк-36/12	20	45	29	4	2	1,74	2,24	2,90	4,00	5,67
Дх-114/12,5	33	39	23	4	1	2,02	2,04	2,38	2,60	6,00
Чрк-34/14	27	36	28	8	1	1,69	1,90	2,58	1,67	5,00
Дх-31/17	23	34	30	12	1	1,03	1,02	1,73	2,53	6,00
Дх-16/19	31	31	28	8	2	1,03	1,13	1,74	2,37	5,30
Спк-6/9,5	14	53	26	7	0	1,59	1,97	2,24	4,00	
Р-П-150/12,5	28	35	22	13	2	1,80	2,25	2,39	3,08	5,25
Р-П-150/13,5	29	42	22	3	4	1,93	2,17	2,39	2,75	5,00
Р-П-136/15,5	32	32	22	14	0	1,23	1,66	1,77	3,07	
Я-33/39	17	36	28	16	2	1,32	1,26	1,85	2,96	6,00
Чрк-37/11,5	29	51	15	5	0	2,00	2,18	2,08	4,00	
Чрк-35/12,5	10	59	27	4	0	2,00	2,14	2,23	2,00	
Чрк-35/12,5	11	57	32	0	0	3,00	2,40	2,71		

Цікаво, що якщо на контролі північно-західного екоряду за 30 км (ППП 15) лише 25% сухостою входять до деревного намету, а решта це V клас Крафта, то в техногенній зоні Черкаського бору 50 і більше відсотків сухостійних дерев відносяться до II-III класів Крафта.

За станом на 01.09.1990 зона сильно ослаблених сосняків досягла 16 км і складала 5760 га (16% Черкаського ДЛГ). Радіус зони ослаблених сосняків по ЧБ досяг 20 км і по масиву ЧПГ 23 км від ЧПА. Площа цієї зони складала 13870 га, в т.ч. по ЧБ - 8820 га, по ЧПГ - 4880 га. Загальна площа пошкоджених сосняків досягла 19,8 тис. га. За період 1988-1990 рр., загальна площа пошкоджених насаджень зросла в 2,5 рази, а частка сильно ослаблених деревостанів збільшилась з 14 до 30 %.

Тривалий антропогенний вплив призвів, до незворотних змін екологічної стійкості екосистем: складні за структурою лісові екосистеми не здатні відновити нормальний розвиток і починають незворотно деградувати.

Стан сосняків продовжував погіршуватися і в 1990-ті роки. Особливо значне погіршення стану відмічено у 1992 та 1993 роках, коли спостерігався синергізм забруднення та сильної посухи у весняно-літній період 1992 року.

В травні 1993 року, згідно наказу МЛГ України, групою фахівців, у тому числі з УкрНДІЛГА (Тимченко Г.О., Усцький І.М., Ворон В.П.), обстежено ЧБ і насаджень лівобережжя Дніпра в зоні м. Черкас. В цілому в ДП «Золотоношське та Черкаське ЛГ» всихало біля 1200 га сосняків. Основні вогнища всихання сконцентровані в районі с. Дубієвка (кв. 202-205, 194, 214 223), а також в урочищі «Соснівка» (кв. 35-37, 64, 65, 77, 79). Найінтенсивніше всихали сосняки ЧБ у приузлісній смузі шириною 1-1,5 км, яка звернута до ЧПА. Для цього узлісся масиву характерні глибокі «зломи» у середину, які сприяють поширенню забруднених повітряних мас. Стиглі насадження сосни всихають і в середині лісового масиву ЧБ (рис. 5.8).

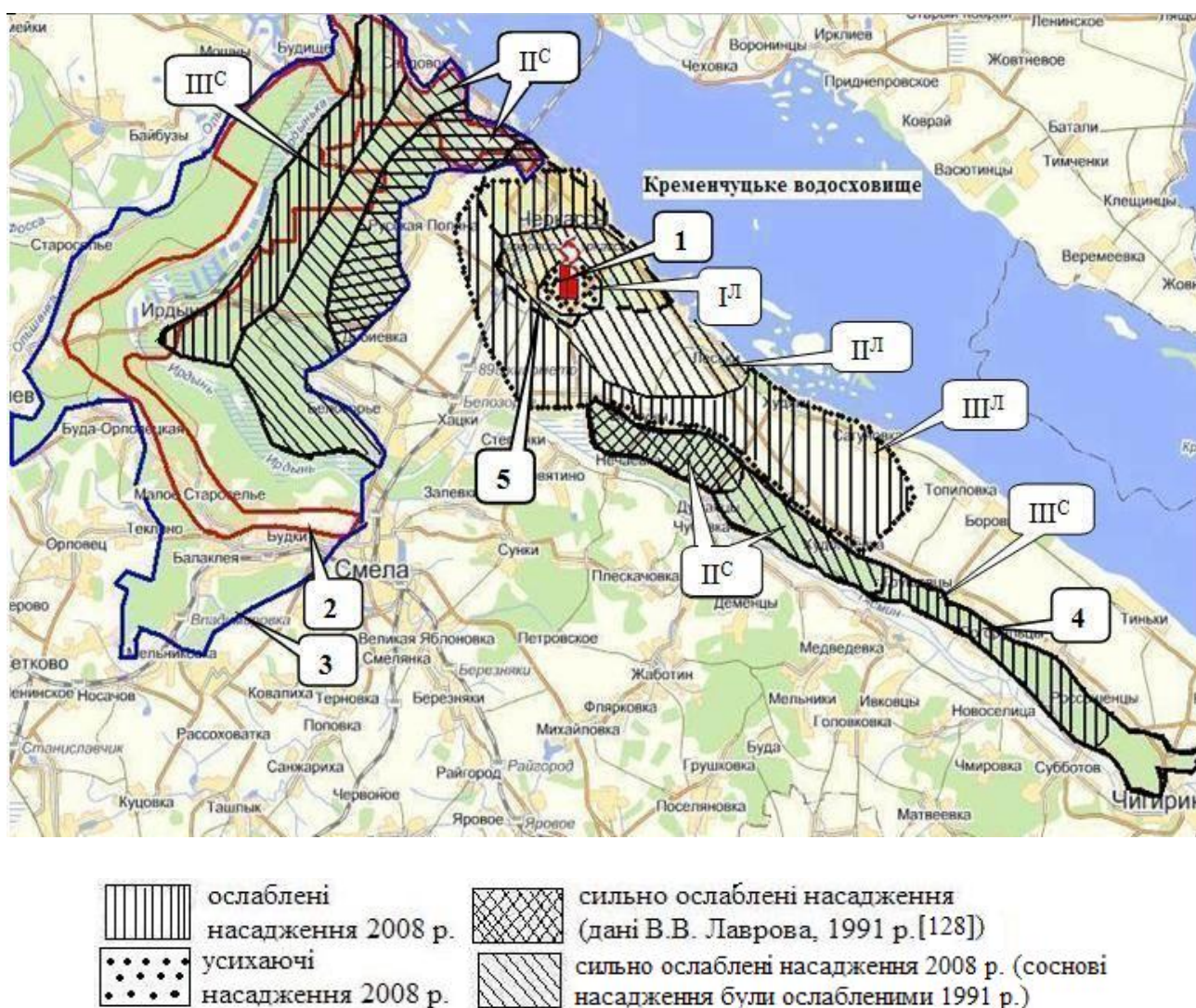


Рис. 5.8 – Зони аеротехногенного пошкодження сосняків навколо м. Черкаси: 1 – промзона ЧПА, 2 – абрис проектного НПП «Черкаський бір», 3 – абрис ЧБ, 4 – абрис ЧСМ; 5 – абрис території міста; І – усихаючі насадження, ІІ – сильно ослаблені, ІІІ – ослаблені; Л – листяні; С – соснові насадження.

Санітарний стан сосняків у зоні ЧПА в подальшому погіршувався навіть після зниження викидів за 1988–2007 рр у 2,5 рази фітотоксикантів. В ЧСМ зона сильно ослаблених насаджень 2007 р. досягла 23 км від ЧПА [215]; ослаблених по 2007 порівняно з 1991 р. розширилася з 23 км до 47 км від ЧПА (рис. 5.8).

Площа сильно ослаблених сосняків ЧБ зросла до 8,8 тис. га [215]. Особливо швидко деградували насадження узлісь звернуті до ЧПА.

5.3 ЛРСПА

5.3.1 Динаміка стану лісових насаджень

Ліси в зоні поширення викидів ЛРСПА понад 52 тис. га. Відповідно відносяться до зелених зон м. Лисичанська - площею 27989 га, Рубіжне – 1423га, Северодонецька - 12747 га. Переважають соснові насадження (76%), які приурочені до борових терас р. Сіверський Донец і його притоків.

Для клімату району характерні високі температури, мала кількість опадів, через які виникають посухи, суховії. Ці фактори, як і низька родючість пісчаних ґрунтів лімітують розвиток лісів.

Вперше про сильне пошкодження сосняків в зоні ЛРСПА повідомив С.Ф. Негруцький [279]. В 1964 році відмічено гостре пошкодження сосняків в результаті аварійного викиду на виробництві аміаку, що розташоване на віддалі 1 км від цього лісового масиву. Ця публікація є єдиним доказом гострого аеротехногенного пошкодження сосняків не тільки в зоні ЛРСПА, але й взагалі по Україні. Загальна площа пошкоджених сосняків складала 1380 га., в тому числі усохлих 62 га.

Найбільш сильно забруднення атмосфери впливає на ліси Лисичанського та Кременського лісгоспів. Тільки в Северодонецькому і Лисичанському лісництвах за період 1959-1978 роки, вибіркові-санітарні рубки проведені на площі 20 тис. га і зрубано 84 тис. м³ деревини. Суцільні санітарні рубки проведені на площі 687 га.

В першій половині 80-х років відмічено зміни стану лісів у результаті дії аеротехногенного забруднення, так синергетичної дії забруднення і посух [83].

Особливо небезпечними є лісові пожежі. Так в 1972 р. в результаті пожежі згоріло біля 300 га соснових насаджень Северодонецького лісництва. Катастрофічною була пожежа 1997 року на території Северодонецького, Кудряшівського, Старокраснянського і Новокраснянського лісництв. В наслідок цього були знищена мережа ППП в радіусі 7 км від промзони ЛРСПА.

На початку 1980-х радіус сильного пошкодження сосняків м. Северодонецьк становив 2 км. Стан сосняків розташованих в 1 км від СПО «Азот» катастрофічний (табл. 5.22). У сосняків відсутні здорові дерева, а суховершинність більше 60%. Всихання дерев привело до розпаду сосняків, зниження повноти 0,3 - 0,4.

Таблиця 5.22 – Стан чистих сосняків в промзоні м. Северодонецька

№ ППП	Віддаль до пром.-зони, км	А, Років	Нср, м	Дср, см	Повнота	Бонітет	М, м /га	Розподіл дерев по категоріям стану, %						Iс
								I	II	III	IV	V	VI	
1	0,6	15	4,0	4,3	0,4	IV	16	1	26	53	17	-	3	3,00
18	3,0	15	5,4	6,6	0,7	II	27	43	42	10	4	-	1	1,79
11	2,0	13	5,7	5,9	0,6	II	21	45	45	5	3	-	2	1,35
14	12,0	15	5,8	6,7	0,9	II	35	97	2	-	-	-	1	1,07
13	0,5	30	6,0	8,4	0,3	V	36	-	38	36	13	4	8	3,04
19	3,0	30	8,9	9,1	0,8	IV	84	2	57	37	4	-	1	2,49
5	4,0	40	11,7	13,4	0,7	III	106	9	57	26	3	1	4	2,42
27	5,0	30	9,5	13,6	0,7	III	98	21	56	20	3	-	-	2,05
29	7,0	40	15,4	17,6	0,8	II	155	85	10	3	1	-	1	1,24
28	15,0	35	14,3	14,9	0,9	II	144	92	6	-	-	-	2	1,16
4	0,5	70	18,8	21,3	0,3	III	82	-	33	57	3	-	9	3,03
12	2,0	80	23,4	25,4	0,5	II	138	13	68	19	-	-	-	2,06
7	6,5	75	21,7	26,2	0,5	II	249	32	11	6	-	-	1	1,28
9	9,0	60	16,5	23,6	0,5	II	280	95	3	1	-	-	1	1,10
15	12,0	60	19,5	25,7	0,6	II	296	99	-	-	-	-	1	1,05

Сосняки в цій зоні сильно пригнічені. Бонітет на один-три класи, середня висота діаметр і запас в 1,5-3 рази менші, ніж на контролі. В 50-річних сосняках дерева виглядають як карлики, яким не більше 20 років (рис. 5.9). У 15-річному сосняку дерева у яких стовбур на половину або повністю всохлий мають добре охвоєні нижні гілки, які стеляться по землі і мали довжину до 2 м. (рис. 5.10).



Рис. 5.9 – Залишки сосняків біля СПО "Азот" в 2014 році (кв 76 Северодонецького лісництва)



Рис. 5.10 – Дерева в 15-річному сосняку в зоні катастрофічного пошкодження з нижніми гілками , які стеляться по землі

Характерною особливістю деревостану є великий відсоток (>30%) дерев з покрученими та роздвоєними стовбурами. Причиною останнього є всихання пагонів. Внаслідок зміни центрів гілкування та крони не дивлячись на високий рівень дефоліації не виглядають сильно ажурними. Іншою особливістю є притупленість крон - вона як правило куле подібна або парасолько подібна (рис. 5.11).



Рис. 5.11 – Парасолько подібна крона в сосняку в кв. 76 Северодонецького л-ва

Радіус зони середнього пошкоджених сосняків 5 км від промзони. Іс деревостанів 1,5-2,5. Повнота сосняків 0,5 - 0,8, значно вища, ніж в зоні сильного пошкодження. В порівнянні з зоною сильного пошкодження продуктивність сосняків зросла. Бонітет 30-40 літніх сосняків нижче на один клас, Н ср (табл. 5.23) в 1,2-1,6, D ср – в 1,1-1,6 і М в 1,4-1,7 рази нижче, ніж на контролі. Середня висота зросла на 20%, середній діаметр - 49 і запас - на 26%.

Для цієї зони характерна тенденція поліпшення стану сосняків із віддалення від джерела забруднення (табл. 5.22). Так, наприклад, Іс 35-річних деревостанів (ПП 19) на відстані 3 км від СПО "Азот" - 2,49, 4 км (ПП 5) - 2,43 і 5 км (ПП 27) - 2,05. Кількість здорових дерев збільшилася до 21%.

Радіус зони слабого пошкодження до 7 км від промзони СПО "Азот". Іс до 1,28, здорових дерев - 80-85, а ослаблених - 10-11%. Це високоповнотні деревостани, таксаційні показники яких близькі до контролю. Охвоєність дерев 80-90%, є хвоя 3-го року [83].

В першій половині 1980-х років була закладена мережа ППП в 30-50 річних сосняках техногенної зони м. Северодонецька (18) та Рубіжне (9) (додаток Е.1), які і стали об'єктом моніторингу стану лісів і значна частина яких згоріла в 1997 році.

Незважаючи на зниження викидів на початку 1990-х спостерігалось збільшення радіусу пошкодження сосняків. Так, якщо в 1982 році радіус зони сильного пошкодження сосняків не перевищував 2 км, то вже в 1984 році він складав 4, а в 1990 - 7 км. Аналогічне розширення характерне і для зони ослаблених сосняків - в 1984 – 7, 1990 – 9, 1995 - 15 км. Показовим у цьому плані є динаміка стану сосняку на ПП 8 в кв. 17 Северодонецького лісництва (додаток Е.2). В першій половині восьмидесятих років стану його можна було вважати здоровим. Проте в подальшому його стан поступово погіршувався. Правда після санітарної рубки 1991 року, коли були зрубані сухостійні, усихаючі та частково сильно ослаблені дерева його стан дещо покращився.

Різке погіршення стану сосняків пов'язано як із збільшенням обсягів викидів, так і з несприятливими посушливими умовами в 1984 р.сума опадів за квітень-серпень склала 192 мм при багаторічній 228 мм). Майже у всіх в радіусі 4,5 км протягом 1985-1990 рр. стан насаджень характеризувався як сильно ослаблений (Іс - від 2,60 до 3,39).

Стан сосняків зеленої зони м.Рубіжне кращий ніж м. Северодонецька. За винятком сильного опіку хвої соснових молодняків Кудряшівського л-ва в 1980 році випадків сильного аеротехногенного пошкодження лісів не спостерігалось (додаток Е.2). Із 9 ППП лише 3 відносяться до ослаблених і ні одна до сильноослабленої. Найбільш пошкоджені сосняки узлісся, що звернуте до промзони в 1,3 км від ТЕЦ цього міста. Так в сосняку у кв. 78 Старокраснянського л-ва лише 8% здорових дерев. Та із заглибленням до середини лісового масиву пошкодження значно зменшується вже на віддалі 2,5 км від промзони дерева із візуальними симптомами пошкодження були відсутні. (додаток Е.2).

Таку різницю в стані лісів зелених зон Северодонецька та Рубіжного пояснюється як значно меншими об'ємами викидів, так і перевагою в їх складі менш токсичних інгредієнтів.

Зв'язок між індексами санітарного стану та відстанню до промзони ЛРСПА виявлено кореляційним та регресійним аналізами, що описуються рівняннями другого ступеню (табл. 5.23).

Таблиця 5.23 – Результати кореляційного та регресійного аналізів зв'язку індексу стану середньовікових сосняків з відстанню до промзони ЛРСПА

Рік дослідження	Кореляційне відношення	$t_{\text{факт.}}$	$T_{\text{теор.}}$	Регресійне рівняння
1983	0,97	5,82	4,30	$y=0,002x^2-0,46x+4,37$
1984	0,99	11,83	3,18	$y=0,11x^2+0,70x+1,70$
1985	0,97	6,41	3,18	$y=-0,16x^2+1,33x+0,17$
1986	0,87	4,77	2,37	$y=-0,002x^2-0,05x+3,42$
1987	0,87	3,94	2,57	$y=-0,14x^2+1,135x+0,65$
1988	0,90	6,25	2,20	$y=0,02x^2-0,53x+4,66$
1989	0,83	3,32	2,57	$y=0,003x^2-0,13x+2,98$
1990	0,81	3,41	2,45	$y=0,002x^2-0,50x+0,50$
1991	0,88	4,49	2,45	$y=0,001x^2-0,07x+2,81$
1992	0,84	3,73	2,45	$y=0,001x^2-0,07x+2,70$
1993	0,83	3,62	2,45	$y=0,005x^2-0,22x+3,57$
1994	0,80	3,30	2,45	$y=0,002x^2-0,20x+2,30$
1995	0,74	2,71	2,45	$y=0,001x^2-0,07x+2,30$

5.3.2 Роль ценотичних факторів у зміні стану сосняків

В середині 1980-х в сосняках далі 7 км від техногенної зони Северодонецька відсоток надпанівних дерев складав 9%. В ослаблених і сильноослаблених сосняках, до 7 км відсоток дерев 1 класу Крафта складав лише 2-5%.

Панівні дерева на контролі складають 50%, а в зоні сильного впливу лише 6-11%, а на території зеленої зони Рубіжного на 20% більше.

Тобто вже в середині 1980-х років в техногенно пошкоджених сосняках зменшується відсоток надпанівних і пригнічених дерев. Тобто відбувається вирівнювання намету - він складається лише з дерев II-III класу Крафта.

В подальшому у всіх пошкоджених сосняках в зоні ЛРСПА до середині 1990-х років відсоток надпанівних дерев складав 2-5%, в той час як в сосняках на віддалі більше 10 км - 8-10%. В сильно пошкоджених сосняках Северодонецька (в радіусі до 9 км) та Рубіжного (до 5 км) кількість дерев III класу Крафта зменшується. В той же час на контролі із 1 до 7% зріс відсоток природнього відпаду.

Інтегральну оцінку співвідношення дерев різних класів розвитку дає середній клас Крафта. На контролі та віддалених від промзони сосняках його значення коливається в межах 2,35-2,47 і не має чіткої тенденції в динаміці. В сильноослаблених і ослаблених деревостанах СКК за останні десять років він зріс і перевищував 2,5.

Важливим є співвідношення між класом Крафта і станом дерев. В техногенній зоні ЛРСПА спостерігається погіршення стану дерев від I до IV класу Крафта. Наприклад, в сильноослабленому деревостані індекс стану зменшився від 2,00 у надпанівних (I клас) до 2,96 у пригнічених дерев (IV). В ослабленому сосняку на віддалі 5 км від промзони Северодонецька це коливання складає відповідно 1,53-3,00.

В 1990-ті роки ця тенденція зберігається. При чому при зростанні пошкодження деревостану зростає різниця в стані дерев в різній частині намету. Так в сосняку (7 км від промзони) в 1982 році, коли він відносився до здорових індекс з верхньої до нижньої частини намету коливався від 1,0 до 1,76, в 1986 році (ослаблене насадження) - 1,21÷2,68 і в 1998 році (сильно ослаблене) від 2,14 до 4,16.

5.3.3 Пошкодження хвої, фітомаса і приріст сосняків

5.1.3.1 15-річні сосняки

Пошкодження хвої у сосни в 1980-ті роки не носить гострого характеру. Навіть при сильному пошкодженні сильні опіки з площею більше 40% лише у 4-13% хвої. Із зростанням віку хвої пошкодження посилюється, так якщо у однорічної хвої опіки спостерігалися лише у 11% хвої, двох - 33, трьох річної - 61% (табл. 5.24).

Таблиця 5.24 – Пошкодження хвої в сосняках промзони м. Северодонецька

Шкала пошкодження хвої (по Кулагіну)	Віддаль до промзони, км											
	0,6			3,0			2,0		12,0			
	Возраст хвои, лет											
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
0	89	57	39	92	67	60	94	92	32	100	98	96
1 (0-10%)	1	26	26	3	7	5	4	3	43	-	2	4
2 (10-40%)	3	5	22	5	25	17	2	4	13	-	-	-
3 (> 40%)	4	4	13	-	1	18	-	1	12	-		
Середній бал пошкодження хвои	0,19	0,48	1,09	0,13	0,60	0,93		0,14	1,05	0	0,02	0,04

Найбільше пошкоджена хвоя в зоні сильного забруднення, де 40–60 % хвоїнок мають некроз і хлороз. У міру віддалення від джерела забруднення зменшується пошкодженість хвої. На відстані 4 км від ЛРСПА (табл. 5.24) пошкоджуються 8–40 % хвоїнок.

Найменше пошкоджена хвоя поточного року (11 %). У дворічної хвої пошкоджується третина хвої, а у трьохрічної – 61 %. У міру збільшення віку хвої посилюється ступінь опіків: опіками 10–40 % довжини хвоїнки мають лише 3 % однорічних хвоїнок, двохрічних – 5 %, а трирічних – 22 %. Причиною пошкодження є накопичення токсикантів у хвої, яке збільшується з віком. Це призводить до передчасного опадання хвої.

Одним із проявів пригнічення є зменшення розмірів хвої (табл. 5.25). У здорових дерев довжина хвої 1-го року (при порівнянні з контролем) менша на 6–15 %, 2-го року – на 12–22 % і 3-го – на 12–31 %.

Незалежно від зони забруднення та пошкодження деревостанів розміри хвої третього року менші. Ріст хвої відбувається переважно в перший рік. Хвоя всіх віків має найбільшу довжину у здорових дерев, а найменшу – в сильно ослаблених.

Таблиця 5.25 – Довжина хвої (см) в сосняків у зоні ЛРСПА

Вік хвої (роки)	Стат. показники	Відстань від ЛРСПА, км							
		1,0				2,0	4,0	7,0	10,0
		Категорія стану дерев							
		I	II	III	IV	I	I	I	I
1	М	4,8	4,6	4,0	4,4	4,6	4,9	4,4	5,2
	m	0,09	0,07	0,06	0,10	0,07	0,08	0,07	0,08
	c	25,8	23,3	22,7	32,1	25,4	26,2	25,4	21,1
	p	1,9	1,7	1,7	2,4	1,67	1,7	1,7	1,6
2	М	5,2	4,9	4,8	4,3	5,5	5,3	5,3	6,7
	m	0,09	0,08	0,07	0,08	0,10	0,08	0,08	0,07
	c	25,2	26,2	22,4	28,9	26,8	21,4	21,4	14,8
	p	1,8	1,7	1,5	2,0	1,7	1,7	1,7	1,1
3	М	4,2	3,4	3,4	3,9	4,1	4,3	3,3	4,8
	m	0,07	0,06	0,07	0,08	0,07	0,08	0,07	0,05
	c	24,7	28,0	28,5	29,56	28,8	26,5	28,8	15,1
	p	1,8	2,0	2,1	2,14	1,9	2,0	2,2	1,2

Однорічна хвоя в зоні сильної загазованості більша, ніж у зоні середньої і навіть слабкої загазованості. Це пояснюється тим, що соснове насадження в зоні сильної загазованості зріджене, і дерева ростуть вільно. До категорії усихаючих дерев належать екземпляри, в яких всохло 3/4 і більше верхньої частина стовбура. Зазвичай такі дерева приречені. Однак у цьому випадку в них інтенсивно почали розвиватися нижні гілки (рис. 5.10). Довжина цих гілок може

досягати 2–2,5 м, тоді як у дерев інших категорій стану – лише 0,5–1,0 м. Гілки дерева стеляться по землі, формується сланка форма сосни звичайної. Подібне явище відмічав Воляк[543] у Польщі у сосняках у зоні сильної загазованості.

5.1.3.2 Середньовікові сосняки

В період сильного забруднення (1981 р.) у сорокарічних сосняках виявили залежність пошкодження хвої від відстані до ЛРСПА [83]. Найбільш пошкоджується хвоя в найближче розташованих сосняках. В однорічній хвої пошкоджується майже 40 %, дво- і трирічній – понад 60 % довжини хвої. На відстані 5 км рівень пошкодження хвої першого року в 2, дворічної – в 3 та трирічної – в 1,5 рази менший. На контролі у сосни не відмічали симптомів пошкодження хвої.

Не менш важливим в оцінці пошкодження хвої є її розподіл за ступенем пошкодження (табл. 5.26).

Таблиця 5.26 – Пошкодження хвої викидами ЛРСПА

Відстань, км	Вік хвої, років												Маса хвої дерева, кг
	1				2				3				
	Частка пошкодження, %												
	0	1–10	11-40	>40	0	1–10	11–40	>40	0	1–10	11–40	>40	
2,0	10	20	20-50	–	10	20	20–45	5	–	–	20–40	40	4,46
2,0	–	–	20-40	40	–	–	–	100	–	–	–	100	3,25
5,0	100	–	–	–	20	80	–	–	40	–	20–40	–	3,98
7,1	100	–	–	–	100	–	–	–	90	10	–	–	13,90
15,0	100	–	–	–	100	–	–	–	100	–	–	–	7,90

Хвоя з некрозом більше 40 %, доволі швидко осипається. У сосняках промзони таке пошкодження відмічається навіть в однорічній хвої. Хвоя ж 2-го і 3-го років життя уражена некрозом на 100 %. У міру віддалення від промзони кількість хвої із сильними некрозами зменшується. В сосняках на відстані 5 км і більше від промзони хвоя з некрозом понад 40 % відсутня. Пошкодження хвої в 40-річних сосняках значно вище, ніж у 15-річних.

Зовнішнім проявом дії фітотоксикантів є гальмування процесів росту, тобто зменшення розмірів хвої. В сосняках біля промзони довжина хвої 1-го року в 1,5–1,6 рази менша, ніж на контролі. Розміри хвої зменшуються у міру наближення до джерела емісії. Водночас достовірної тенденції не виявлено, що пояснюється передчасним осипанням хвої старшого віку менших розмірів (табл. 5.27).

Таблиця 5.27 – Довжина хвої в сосняках в зоні ЛРСПА, см

Відстань, км	Вік хвої, роки		
	1	2	3
2,0	5,72	4,38	Хвоя відсутня
2,0	5,31	6,03	Хвоя відсутня
5,0	6,70	4,97	6,35
7,1	6,75	5,58	7,17
15,0	8,58	9,12	7,67

Ще більше, ніж довжина, зменшуються маса й об'єм хвої (табл. 5.28).

Таблиця 5.28 –Співвідношення хвої різного віку в зоні ЛРСПА

Від-стань, км	Густота шт./га	Маса хвої одного дерева, кг	У т.ч. за роками			Всього	У відсотках			Від контролю, %
			1	2	3		1	2	3	
Хвоя										
2,0	1460	15,85	2,32	1,58	0,50	4,46	53,39	35,40	11,21	56,5
2,0	1220	9,20	1,70	1,50	0,05	3,25	52,31	46,15	1,54	42,5
5,0	1540	12,21	2,62	1,12	0,24	3,98	65,90	28,07	6,03	50,0
7,1	1420	29,63	7,40	5,28	1,22	13,9	53,23	37,98	8,79	171
15,0	2100	25,65	2,74	3,10	2,06	7,90	35,00	39,00	26,0	100
Пагін										
2,0	1460	15,85	0,35	1,32	1,00	2,67	13,02	49,48	37,50	79,5
2,0	1220	9,20	1,20	0,60	0,50	2,36	50,85	25,43	23,72	72,0
5,0	1540	12,21	2,56	0,28	0,17	3,01	85,05	9,30	5,65	88
7,1	1420	29,63	2,40	1,00	0,26	2,40	65,53	27,36	7,11	63
15,0	2100	25,65	0,60	1,66	1,11	3,38	17,70	49,00	33,3	100

У сосняку біля промзони маса однорічної хвої у 4,8, об'єм – у 5 разів менші, ніж на контролі. Хвої 2-го року менше–1,6 і 2,5 рази відповідно. Хвоя ж третього року життя в техногенній зоні відсутня.

Процес дефоліації хвої є природнім явищем для регіону і пов'язаний не тільки із забрудненням, а із посухою. На контролі кількість хвоїнок на пагонах 2-го року більша, ніж 1-го, а хвої 3-го року менша, ніж 2-го (в 1,6) і 1-го (1,4 рази). Водночас у техногенній зоні ці процеси мають обвальний характер. Віковою межею, коли накопичується летальна доза та починається масове осипання хвої, є третій рік. В техногенній зоні на пагонах 2-го року хвої на 20 % менше ніж 1-го року

На пагонах 3-го року в сосняку в 5 км від промзони, хвоїнок у 5,8 рази менше, ніж 2-го та в 7 раз, ніж на пагонах 1-го року (табл. 5.29).

Таблиця 5.29 – Густота, маса та об'єм хвої сосняків зоні ЛРСПА

Від- стань, км	Кількість пар хвоїнок на 10 см пагону			Маса 100 хвоїнок, г			Об'єм 50 пар хвоїнок, мл		
	Вік хвої, роки								
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
2,0	72	85	89	3,95	2,66	3,60	4,0	3,7	4,0
2,0	106	98	—	2,00	2,90	—	2,0	3,0	—
5,0	98	81	14	2,41	3,26	5,75	3,2	4,0	6,0
7,1	63	73	61	5,20	3,80	6,99	6,0	7,0	8,8
15,0	63	70	45	9,70	4,50	7,60	10,0	7,5	7,9
Відхилення від контролю, %									
2,0	+14	-22	-14	-60	-41	-53	-60	-51	-50
2,0	+68	-40	—	-80	-36	—	-80	-60	—
5,0	+55	+15	-69	-76	-28	-6,56	-68	-47	-25
7,1	0	-4	-35	-47	-16	-8,19	-94	-7	-11
15,0	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Проведені дослідження дають можливість визначити частку втрати асиміляційної поверхні (табл. 5.30).

Таблиця 5.30 – Втрати поверхні хвої в сосняках районі ЛРСПА (абсолютні, см / відносні)

Вік хвої, роки	Дов- жина хвої (конт- роль)	Втрати в довжині хвої							
		через опіки, $l_{\text{опік}}$				гальмування росту, $l_K - l_n$			
		Відстань від ЛРСПА, км							
		1	2	5	7	1	2	5	7
1	8,58	$\frac{2,07}{24}$	$\frac{1,09}{12}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{3,27}{38}$	$\frac{2,86}{33}$	$\frac{1,88}{21}$	$\frac{1,83}{21}$
2	9,12	$\frac{3,61}{40}$	$\frac{0,91}{10}$	$\frac{0,64}{7}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{3,09}{34}$	$\frac{4,74}{52}$	$\frac{4,15}{46}$	$\frac{3,54}{39}$
3	7,67	хвоя відсутня		$\frac{0,95}{12}$	$\frac{0,07}{1}$	хвоя відсутня		$\frac{1,32}{17}$	$\frac{0,50}{5}$
Різниця в кількості хвої у порівнянні з контролем									
1		1,68	1,14	1,56	0,00	36,9	40,0	14,1	21,0
2		1,40	1,21	1,16	1,04	52,1	51,2	44,8	37,5
3		-	0,86	0,31	-	100	100	80	-
Загалом						63,0	63,7	46,3	-

Розрахунки свідчать, що втрати асиміляційної поверхні в сильно пошкоджених деревостанах для однорічної хвої становитимуть 25 %, дворічної – 40 %. Ще 20–50 % губиться внаслідок гальмування росту хвої. Залежно від віку хвої втрати становлять 60 - 100 %. У міру віддалення від джерела емісії втрати зменшуються. У сосняку на відстані 5 км вони становлять 20–50 %, а 7 км – 20–40 %.

Загалом втрати асиміляційної поверхні хвої в сильно пошкодженному сосняку сягають 63 %, зокрема однорічної хвої – 52 %, трирічної – 100 %.

Техногенні порушення приводять до зниження приросту пагонів. Довжина однорічних пагонів у здорових дерев у зоні забруднення коливається від 5,1 до 6,4 і становить 77-97% від контролю. При сильному пошкодженні мінімальний їх приріст у сильно ослаблених дерев (4,6) і максимальний у здорових (5,1).

У здорових дерева в зоні сильного пошкодження середній їх діаметр 5,3 см, середня висота - 4,5 м і обсяг стовбура - 0,0081 м³. У сильно ослаблених дерев діаметр порівнянно зі здоровими менше на 19%, середня висота - на 15%, а обсяг стовбура - на 42%. З погіршенням стану розміри стовбура зменшуються ще більше. Так, у сильно ослаблених дерев на 21%, середня висота - на 26% і середній обсяг - на 47%.

Маса стовбурної деревини здорового дерева в 1,7 рази більше, ніж у ослабленого (табл. 5.31). Різниця в масі хвої складає відповідно 1,3- 1,7 рази. Слід, однак, мати на увазі, що біомаса дерева, як і маса стовбурної деревини є продуктом діяльності рослини за весь період розвитку, а хвоя - це лише частина біомаси за останні три роки. У зоні сильного пошкодження величина фітомаси у ослаблених і всихаючих дерев в 1,5 рази менше, ніж у здорових [83].

Різниця приростів по висоті і діаметру спостерігалася з самого початку життєдіяльності. Приріст по діаметру у віці 6 років у здорових дерев на 7,7% більша, ніж ослаблених. У віці 9 років приріст у ослаблених дерев на 28 менше ніж у здорових, а у сильно ослаблених на 50% менше ніж у ослаблених.

Таблиця 5.31 –Фітомаса наземної частини модельних дерев (абсолютно суха маса) в 15-20-річних сосняках промзони м. Северодонецка, кг

№ ПП	Категорія стану	Н дерева, м	Розподіл маси хвої по віку				Маса гілок, кг			Сухі гілки	Стволова деревина	Маса надземної частини дерева
			1	2	3	Σ	Товстих	Тонких	Σ			
1	I	4,4	0,79	0,68	0,15	1,62	0,95	0,84	1,79	0,20	4,60	8,21
	II	3,9	0,63	0,58	0,04	1,25	0,83	0,70	1,53	0,10	2,66	5,54
	III	3,3	0,42	0,12	0,10	0,94	0,70	0,68	1,38	0,06	1,33	4,21
	IV	3,2	0,55	0,44	0,08	1,07	1,20	0,66	1,86	0,39	2,01	5,32
11	I	6,1	0,53	0,76	0,33	1,62	1,00	1,05	2,04	0,14	7,42	11,23
18	I	5,4	0,53	0,64	0,24	1,42	0,67	0,98	1,66	0,14	5,27	8,48
14	I	7,6	0,78	0,68	0,36	1,82	0,62	1,08	1,70	0,26	10,47	13,96

Повне уявлення про аеротехногенні зміни продуктивності дає біомаса в розрахунку на 1 га (табл. 5.32). Зі зменшенням навантаження зростає продуктивність сосняків. В зоні сильного пошкодження (ПП1) фітомаса становить 221,54 ц / га, а в зоні середньої (ПП11, 18) - 245,24 - 300,69 ц / га що в 1,1 - 1,2 рази більше.

У зоні середнього пошкодження її маса стовбурної деревини в 1,53 рази більша, ніж сильного. Мінімальна маса хвої у сосняку в зоні сильного - 36,73 ц / га, то в зоні середнього пошкодження - 40,89 - 44,43 ц / га

Таблиця 5.32 – Продуктивність 15-річних сосняків промзони м. Сєвєродонецька

№ ПП	Нср, м	Дср, см	А, років	Густота, шт. /га	Фітомаса надземної частини									
					Хвоя по рокам				Гілки				Ство- лова дере- вина	Всього
					1	2	3	Всього	товстих	сере- дніх	тонких	Всього		
1	3,90	4,8	15	3300	17,68	15,98	3,07	36,73	28,69	24,69	5,66	59,04	125,77	221,54
18	5,45	5,9	16	2900	15,37	18,56	6,96	40,89	19,37	28,34	4,05	51,76	152,41	245,24
11	6,10	5,7	14	2900	15,37	22,04	7,02	44,43	30,45	29,00	4,06	63,01	192,75	300,69
14	7,60	6,7	18	2700	21,06	18,36	9,72	49,14	16,74	31,86	7,0 [^]	55,62	285,39	390,15

Маса однорічної хвої в зоні забруднення менше на 17-28%. Однак не спостерігається залежності між її вагою і рівнем навантаження. На всіх інших пробних площах вона коливається в межах 15,37-15,54 ц/га.

Маса хвої третього року в зоні загазованості в 1,5 - 3,2 рази менша, ніж на контролі. Маса хвої 3-го менше, ніж 1-го або 2-го року. Зі збільшенням навантаження зменшується відсоток хвої 3-го року в загальній масі хвої. Таке явище пояснюється збільшенням накопичення токсикантів і дефоліацією хвої у міру її старіння. Якщо на контролі хвоя 3-го року становить 20%, то в зоні середнього пошкодження - 17 і сильної - 8-10%.

Вміст сірки в хвої дерев зменшується із віддаленням від ЛРСПА. Максимальний він в зоні сильного пошкодження - 0,18-0,24%, в зоні середнього - 0,15-0,20%, контроль - 0,08-0,10%. Максимальний вміст сірки в хвої другого року: в зоні сильного пошкодження в хвої другого року 0,24, а в хвої першого і третього року 0,21 і 0,18% сірки.

Величина накопичення сірки в хвої 15-річних сосняків складала 6,67 - 8,52 кг/га. Між рівнем накопичення сірки і відстанню від ЛРСПА залежності немає, У той же час відзначається два протилежних явища - в міру віддалення від джерела забруднення, з одного боку, зменшується вміст сірки, з іншого боку, збільшується фітомаса хвої сосняків. Ось чому відзначено два максимуму накопичення: (9,10 кг / га) ППІ - зазначено найвищий рівень вмісту сірки в хвої; і ППІІ (8,50 кг / га) при максимальній величині фітомаси деревостану.

5.4 ЗТЕС

5.4.1 Динаміка стану лісових насаджень

Обстеження сосняків урочищ Гінеївські піски, Черкасько-Бішкінське та Сербівка проведене в липні 1992 р., у ході підбору ділянок і закладки ПП, виявило декілько випадків пошкодження лісових насаджень шкідниками.

Починаючи з 1992 року дослідження трансформації сосняків в зоні ЗТЕС було закладено 12 ППІ, що прилягають до неї і розташовані півколом на різній відстані та напрямку від неї (додаток Ж1).

Зовнішніми проявами пошкодження є хлороз, некроз хвої та передчасне її опадання (рис. 5.12). Вміст сірки в хвої на контролі, що взятий у сосняках Малинівського лісництва ДП «Чугуєво-Бабчанське ЛГ» (що в 30 км від ДРЕС), складав в однорічній хвої - 0,10, двохрічній - 0,13, трьохрічній - 0,11%, що в 1,2-1,5 рази нижче, ніж в зоні забруднення (табл. 5.33). Вмісту сірки в хвої збільшується з віком, хоча в більшості у хвої 3-го року вміст її нижчий, ніж у хвої 2-го року. Це пояснюється тим, що через осипання третього року хвої, що накопичила летальну дозу.

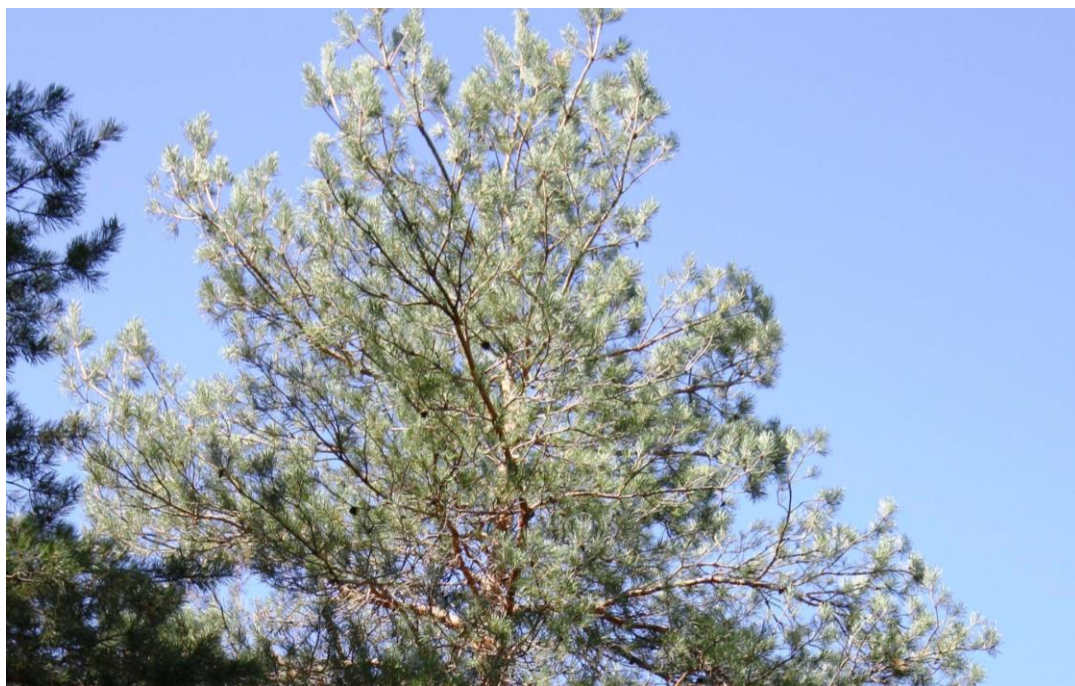


Рис. 5.12 – Дефоліація хвої у сильно ослабленого дерева

Таблиця 5.33 – Вміст сірки у хвої сосни звичайної в районі Зміївської ДРЕС

№ ПП	Напрямок-віддаль від ДРЕС	Л-во - кв	Вік хвої		
			1	2	3
Свіжий субір					
10	ПдЗ-4,0	А - 2	0,15	0,15	0,15
11	ПдЗ-6,5	А - 25	0,13	0,16	0,12
8	ПдЗ-8,5	З - 130	0,14	0,15	0,13
3	ПнЗ-10,5	З - 99	0,13	0,14	0,12
1	ПнЗ-11,0	З - 16	0,13	0,11	не визн.
Свіжий сугруд					
7	ПнЗ-7,5	З - 168	0,13	0,14	не визн.
6	ПнЗ-12,5	З - 166	0,12	0,14	0,14
5	ПнЗ-14,5	З - 63	0,14	0,15	0,12
	ПнЗ-28,0	М - 23	0,10	0,13	0,11

Поряд сіркою в хвої спостерігається інтенсивне накопичення ВМ, які входять до складу викидів золи ЗТЕС [155].

Зольність і вміст металів у хвої зростає з віком хвої. Наприклад, якщо зольність хвої першого року коливається в межах 2,1- 2,8%, то другого – 2,5-

3,3%, третього – 2,8-3,8%. Причому на контролі вона не нижче, ніж в зоні забруднення і складає відповідно 2,7, 3,3 і 3,6%

Сумарний вміст ВМ вищий у зоні забруднення. В однорічній хвої він складає 18-39 мг/кг, при 17 на контролі, в двохрічній відповідно 14-25 і 18 мг/кг. В той же час у хвої третього року на контролі вміст важких металів вищий 39 проти 23-38 в зоні ЗТЕС.

Зовнішніми проявами негативної дії забруднення (поряд із некрозом і хлорозом хвої) є зменшення розмірів хвої та пагонів. Так на найближчій до ЗТЕС ПП 10, розміри пагонів менші в однорічних - на 25, дворічних - на 55 і трьохрічних - на 54% (табл. 5.34).

Таблиця 5.34 – Розміри та охоєність пагонів сосняків в зоні ЗТЕС

№ ПП П	Напрямок і віддаль, км	Вік пагонів, років								
		1			2			3		
		пагін		N п.х	пагін		N п.х	пагін		N п.х
		Lсм	Dсм	L см	Lсм	Dсм	L см	Lсм	Dсм	L см
10	Пд3-4,0	5,6	3,2	6	5,0	4,2	8	5,9	4,9	1
11	Пд3-6,5	13,3	3,9	6	11,2	5,5	6	16,0	5,7	4
8	Пд3-8,5	7,8	3,3	6	7,8	5,0	8	12,8	5,0	4
3	Пн3-10,5	10,1	3,7	6	11,2	5,0	7	13,9	5,6	4
7	Пд3-7,5	10,2	4,1	6	16,1	6,1	6	15,0	7,2	1
6	Пн3-12,5	10,5	3,6	6	9,4	5,4	6	16,6	6,2	2
12	Пн3-28,0	8,3	3,5	8	11,1	5,1	8	13,0	5,7	5

Щодо охоєності пагонів сосняків в техногенній зоні та на контролі, то різниця спостерігається лише в пагонів першого й особливо сильно третього року. Зменшення охоєності пагонів 3-го року, порівняно з пагонами 1 і 2 року, є ознакою хронічного пошкодження.

У зоні ЗТЕС у 1990-ті роки значно погіршився стан сосняків (додаток Ж2) Це виражається в значному посиленні дефоліації дерев. Як наслідок кількість здорових дерев, знизилася з 30-60 до 1-20%. На більшості ППП (на 8 із 12%) значно зріс відсоток ослаблених і сильноослаблених дерев, а індекс стану піднявся до - 2,11-2,33. Кількість ППП, з сильно ослабленими сосняками зросла з однієї до чотирьох (додаток Ж2).

Спостерігалася чітко виражена просторова залежність між станом сосняків та їх розташуванням по відношенню до ЗТЕС. Сильніше пошкоджувалися сосняки на звернутих до ТЕС узліссях і чим ближче розташоване узлісся, тим його стан гірший.

Сосняки даного району являються південною межею природного ареалу сосни звичайної, а це означає, що за своїми біолого-екологічними особливостями вони мають обмежений потенціал стійкості.

Такими вторинними негативними факторами, що значно посилили дію аеротехногенного забруднення стали посушливі погодні умови, які в силу специфічних ґрунтових умов зверненого до Зміївської ДРЕС узлісся

урочища Сербівка погіршили гідрологічний режим цих насаджень і створили умови для епіфітотії кореневої губки.

Саме це і є причиною катастрофічного становища на ПП 7 у кв. 168, про яке говорилося вище (додаток Ж2). Згідно даних з ДП «Зміївське ЛГ», станом на 1.07.1997 загальна площа всихання сосняків на узліссі досягала 150 га (рис. 5.13, рис. 5.14).



Рис. 5.13 – Всихання сосняку в кв.134 Задонецького лісництва



Рис. 5.14 – Всихання сосняків в кв. 32 Задонецького лісництва

Між індексом стану (y) та віддалю до ЗТЕС (x) встановлена тісна поліноміальна залежність ($R^2=0,82$), яка виражається формулою $y=0,0005x^2 - 0,0447x + 2,5229$ і є достовірною $t_f(6,39) > t_{теор}(2,76)$.

Починаючи з 1994 року рівень викидів ЗТЕС, починає знижуватися – в 1994 році на 24%, а в 1995 році на 34%. Мінімальний рівень викидів відмічено у 1996 році, коли в атмосферу надійшло 83 тис. Це в 2,7 раз менше рівня викидів на період 1984-1993 років (226 тис. т/рік).

Не дивлячись на те, що в подальшому за період з 1997- 2002 роки рівень викидів більш ніж в 2 рази менше від рівня максимального періоду забруднення (1984-1993 років), очікуваної стабілізації стану не настало. Навпаки, як видно з рис. 5.15-5.16, в 2002 році практично всі сосняки Задонецького лісництва відносяться до сильно ослаблених (додаток Ж2). Це свідчить про те, що величина викидів перевищує допустимий для їх розвитку рівень. Між Іс сосняків та відстанню до ЗТЕС, існує тісний зв'язок доведений на 99% рівні ймовірності ($r = -0,953$, $S_r = 7,02$).

В період з 2003 по 2007 роки відбулися суттєві зміни обсягів викидів ЗТЕС. Проте зросли викиди сірчистого ангідриду. Очевидно саме завдяки, на закладеній в 1992-1993 роках мережі ППП по моніторингу стану лісів в 2008 році не виявлено позитивних змін в динаміці стану. Одна ППП була пошкоджена пожежею, ще чотири сильно постраждали від кореневої губки (це ППП в кв.32, 134, 166 та 168 Задонецького л-ва) (додаток Ж2) Тобто підтвердився висновок зроблений раніше про синергетичну дію забруднення атмосфери і фітопатогенів.

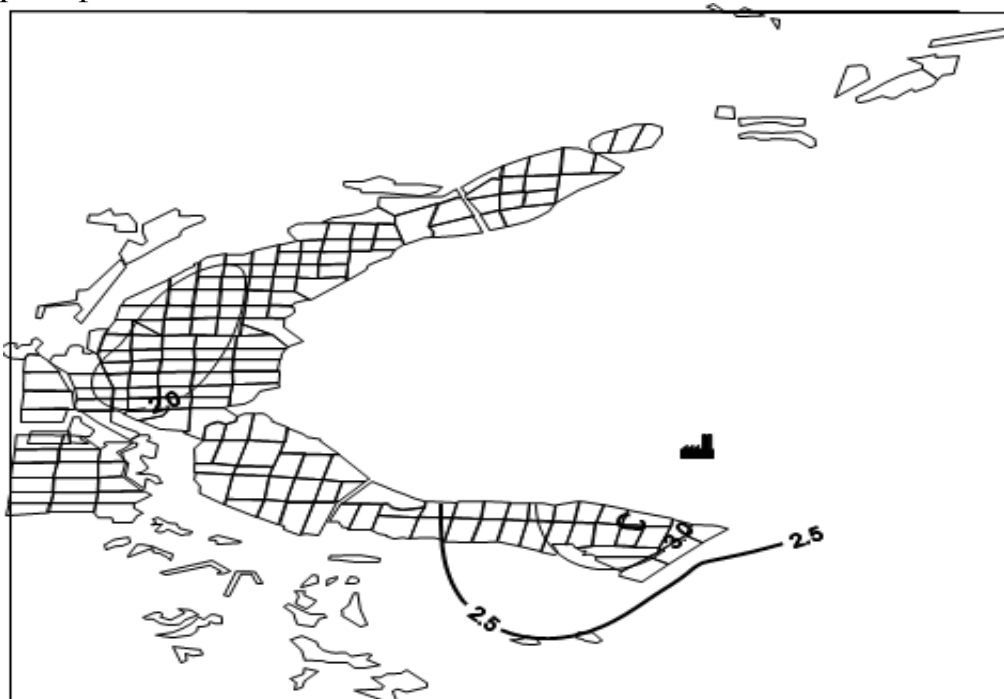


Рис. 5.15 – Індекс санітарного стану сосняків зони впливу ЗТЕС (1992 р.)

При цьому на 5 із 8 ППП, відмічено подальше зростання індексу. Тільки на двох ППП відмічено покращення стану, це деревостани, які розміщені найдалі від джерела забруднення в кварталах 16 та 63. Однак

лише в першому випадку покращення стану є суттєвим і змінило загальну оцінку і його слід відносити до ослаблених деревостанів. Вказані зміни в цілому суттєво не змінюють конфігурацію зон пошкодження сосняків Задонецького л-ва, виділену нами під час попередньої оцінки у 2002 році (рис. 5.15, 5.16).

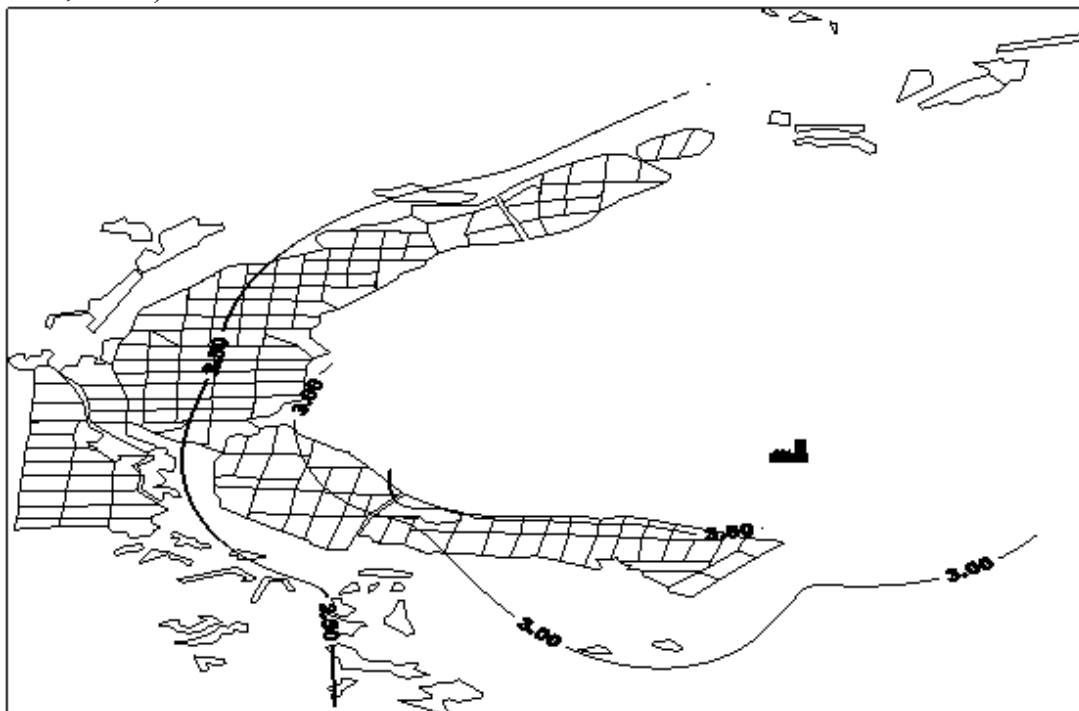


Рис. 5.16 – Індекс санітарного стану сосняків зони впливу ЗТЕС (2002 р.)

Вказана просторова залежність між ступенем пошкодження деревостанів та їх розташуванням по відношенню до ЗТЕС чітко спостерігається на рис. 5.17, 5.18, а також достовірна. Між індексом стану (y) та віддалю до ЗТЕС (x) встановлена тісна поліноміальна залежність ($R^2=0,98$), яка виражається формулою $y=-0,001x^2 - 0,034x + 3,209$ і є достовірною.

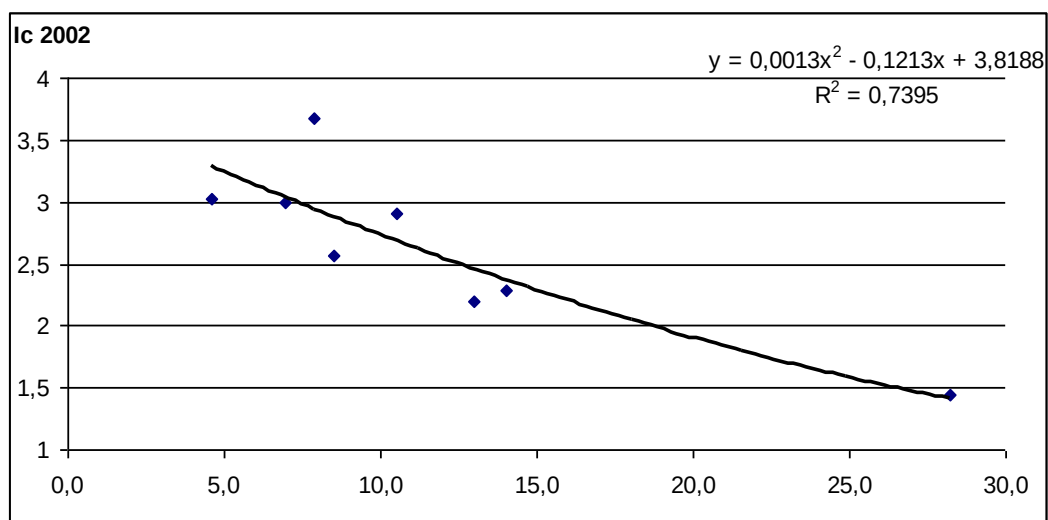


Рис. 5.17 – Індекс стану сосняків (I_c) на різній віддалі до джерел викидів, 2002 р.

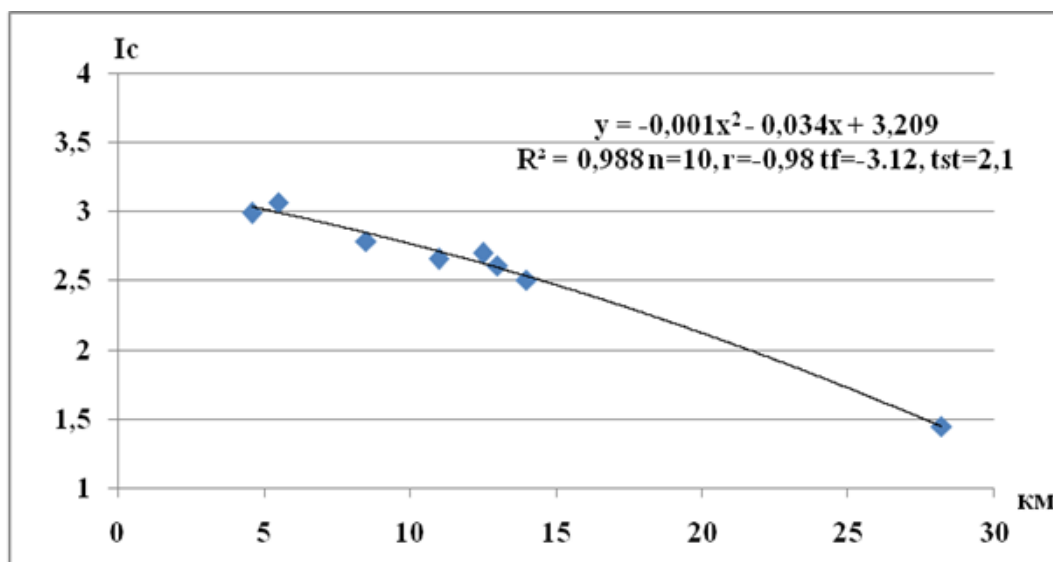


Рис. 5.18 – Залежність індексу стану сосняків (Ic) від віддалі до ЗТЕС, 2008р.

5.4.2 Роль ценотичних факторів у зміні стану сосняків

В техногенно пошкоджених сосняках зменшується відсоток препанівнівних дерев, що свідчить про зниження верхньої межі намету.

Стан дерев погіршується від верхньої до нижньої частини деревного намету – індекс стану збільшується від I до V класу Крафта. Однак ця різниця в техногенно порушених сосняках менш виражена чим на контролі.

Для визначення ролі природного відпаду доцільно розраховувати індекс стану як для всього насадження, так і для I-III класів Крафта. В техногенній зоні ця різниця може досягати 0,42, що також є свідченням посилення диференціації дерев в результаті дії забруднення. Хоча серед сухостою є певний відсоток панівних та спів панівних дерев, основна частка все таки припадає на дерева V класу Крафта (табл. 5.35).

Таблиця 5.35 – Індекс стану сосняків в техногенній зоні ЗТЕС

Класи Крафта	№ ППП – відстань від ЗТЕС, км							
	10–4,6	9–5,5	8–8,5	5–10,5	6–12,5	4–13,0	3–14,0	12–28,2
I-V	3,01	3,07	2,79	3,31	2,74	2,62	2,52	1,45
I-III	2,78	2,98	2,66	2,89	2,56	2,51	2,41	1,45
різниця	0,23	0,09	0,13	0,42	0,18	0,11	0,11	0

У більшості насаджень 2/3 складають ослаблені та 1/3 сильно ослаблені дерева. Перша група головним чином складається з дерев II, а у складі другої групи 40-82% - дерева III класу Крафта. В деревостанах ПдЗ: 4-6,5 км і ПнЗ: 84-12,5 км сильно ослабленими є дерева III класу Крафта. В наближених до ТЕС насадженнях немає здорових дерев: 31% - ослаблені,

64% - сильно ослаблені дерева, до складу яких входять не тільки дерева III класу Крафта, але й дерева II класу. За період спостережень у більшості деревостанів відмічено зростання величини середнього класу Крафта (табл. 5.36).

Таблиця 5.36 – Розподіл сухостою по класам Крафта в сосняках техногенної зони ЗТЕС, %

№ППП	Ліс-во, кв.	Відстань до ЗТЕС	Клас Крафта				
			I	II	III	IV	V
10	A-2	4,6	0	0	0	0	7
9	З-134	5,5	0	0	0	0	4
8	З-129	8,5	0	0	1	0	4
5	З-99	10,5	0	1	5	0	12
1	З-16	11	0	1	0	0	0
6	З-166	12,5	0	1	1	0	3
4	З-78	13	0	0	0	0	2
3	З-63	14	0	0	1	0	3
12К	В-104	28,2	0	0	0	0	0

Примітка: А- Андріївське, З- Задонецьке, В- Васищевське

Висновки до розділу

Аеротехногенне пошкодження деревної рослинності визначається токсичністю, концентрацією і тривалістю дії поллютантів. Найбільш поширеними симптомами пошкодження є хлороз і некроз верхівок листків, передчасна їх дефоліація і як наслідок – зменшення біомаси, повільне усихання його органів або рослини загалом.

Гостре ураження рослин виявляється внаслідок дії на них високих концентрацій токсичних речовин протягом навіть не тривалого періоду. Причиною хронічного пошкодження і передчасної дефоліації сосняків є накопичення токсикантів у хвої, яке зростає у міру збільшення віку.

У техногенно пошкоджених сосняках тривалість життя хвої сосни звичайної в Україні зменшується на 1-2 роки.

У найбільш пошкоджених сосняках довжина хвої першого року була в 1,5–1,6 разу меншою, ніж на контролі. Значно більше, ніж довжина, зменшуються маса й об'єм хвої: визначено, що маса однорічної хвої була у 4,8 разу меншою, ніж на контролі, об'єм – у 5 разів меншим. Унаслідок передчасної дефоліації втрати асиміляційної поверхні однорічної хвої в сильно пошкоджених сосняках досягають 25 %, дворічної – 40 %. Ще 20–50 % втрачається внаслідок гальмування росту хвої. Особливо відчутними були зміни у верхній частині крони.

Внаслідок дії фітотоксикантів суттєво змінюються гістологічні показники будови хвої. зменшується площа покривних тканин, кількість та площа

продихів, формується більш рихла структура мезофілу і зростає число смоляних ходів. Особливо значні ці зміни у верхній частині крони.

Пошкодження деревостанів забрудненням має такі тенденції:

- наслідки гострого пошкодження є більш катастрофічними ніж хронічного і призводять до різкого припинення росту та всихання деревостану;

- найбільше пошкоджуються деревостани, розташовані в напрямку пануючих вітрів, перш за все на узліссях лісових масивів;

- пошкодження насаджень зростає з наближенням до джерела викидів;

- при однаковому рівні аеротехногенного навантаження сильніше пошкоджуються деревостани на початкових фазах розвитку (формування молодого листя, початок росту пагонів тощо);

- листяні деревні породи стійкіші до фітотоксикантів. Чутливість дерев, як правило, зростає зі збільшенням віку або генерації вегетативного походження;

- пошкодження деревостанів зростає зі зниженням зімкнутості намету;

- під впливом токсикантів найбільше пошкоджуються дерева панівних класів Крафта, верхньої частини намету.

- особливо небезпечні високі рівні забруднення в критичні періоди онтогенезу (наприклад в період формування нової хвої та пагонів тощо).

Діагностичними показниками порушення структури деревостанів є:

- Зменшення потужності фотосинтезуючого біогоризонту.

- Спрощення структури сосняків внаслідок вирівнювання за висотою дерев I, II і III класів Крафта.

- Звуження діапазонів max-min значень показників стовбура ($D_{1,3}$, H) та крони ($D_{кр.}$, $L_{кр.}$, $S_{кр.}$).

- Зменшення $D_{сер.}$, $H_{сер.}$

- Зменшення відносної довжини крони ($L_{кр.}/H_{дер.}$). Зменшення показника стрункості крони.

- Зміна форми крони: у молодняків до туповершинної, а в середньому віці - плосковершинної (парасолькоподібної).

При зрідженні деревостанів більше 0,5 повноти частина стійких особин розвивається за типом вільностоячого дерева, для якого характерним є більш інтенсивний розвиток крони в ширину, ніж у висоту. Це може призводити до збільшення середньої площі крони дерев у деревостані.

Найбільші зміни спостерігаються у приузлісній 1-2-кілометровій смузі особливо на узліссях, звернутих у бік джерел забруднення .

РОЗДІЛ 6 МОРФОЛОГО - АНАТОМІЧНІ ЗМІНИ І ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ РАДІАЛЬНОГО ПРИРОСТУ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ В УМОВАХ АЕРОТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ

6.1 В Українському Поліссі в районі РВАТ «Азот»

6.1.1 Зміни пагонів сосни звичайної

Розвиток пагонів сосни звичайної визначається внутрішньобруньковою та позабруньковою фазами онтогенезу. Під час внутрішньобрунькової фази, закладаються зачатки всіх покривних лусочок, а також брахібластів, із яких розвиваються вкорочені пагони. Підсумком внутрішньобрунькової фази є кількість брахібластів на річних приростах наступного року. Позабрунькова фаза формування пагонів зводиться до збільшення довжини між окремими брахібластами. Всі вказані параметри мають тенденцію зменшення у міру наближення до РВАТ «Азот» (табл. 6.1, 6.2).

Таблиця 6.1 – Морфологічні показники пагонів сосни в зоні РВАТ «Азот»

Показники	Відстань, км		
	4,5	9	25
Довжина пагону, см	10,3±1,23	10,4±0,74	17,7±1,89
Довжина охвоєної частини, см	8,6±0,66	9,3±1,23	15,1±1,87
Довжина неохвоєної частини, см	1,1±0,15	1,8±0,23	2,6±0,29
Загальна кількість брахібластів, шт.	67,3±6,85	81,0±4,49	94,4±7,89
Довжина міжвузлів, см	1,1±0,12	1,4±0,13	1,6±0,11

Таблиця 6.2 – Оцінка суттєвості різниці росту пагонів сосни звичайної на різних відстані від РВАТ «Азот»

Показники	Критерій Ст'юдента		
	4,5– 9 км	9– 25 км	4,5–25 км
Довжина пагону	0,07	3,60	3,29
Довжина охвоєної частини пагону	0,48	2,60	3,29
Довжина неохвоєної частини пагону	1,96	2,13	4,82
Загальна кількість брахібластів	1,68	1,48	2,60
Довжина міжвузлів	1,83	3,31	3,31

Примітки: $t_{0,05} = 2,23$; $t_{0,01} = 3,17$

Достовірною є різниця між показниками пагонів сосняків в техногенній зоні та контролем і не достовірною між ППП на відстані 4,5 і 9 км від РВАТ «Азот». Кількість брахібластів у сосняку за 4,5 км від «Азоту» в 1,4 , довжина міжвузлів в 1,5 рази менші, ніж на контролі. На ППП на відстані 9 км від РВАТ «Азот» ця різниця ще менша 1,17 і 1,15 рази відповідно. Тобто складно встановити, у якій фазі сильніше лімітується розвиток пагону.

Розмір тканин однорічних пагонів варіює залежності від ступеня забруднення [77]. Так, ширина кори в сильно пошкоджених деревостанах в 1,5–2,0, а деревини більш ніж 2 рази менша, ніж на контролі (табл. 6.3).

Таблиця 6.3 – Зміни однорічних пагонів в зоні РВАТ «Азот»

Показники	Од. вим.	Зона пошкодження	
		сильне	контроль
Ширина річного шару деревини	Мкм	800	1800
Загальна ширина кори	Мкм	800-1200	1600-1800
Ширина первинної кори	Мкм	600-800	900-1400
Ширина вторинної флоєми	Мкм	150	220-250
Кількість клітин у радіальному ряду флоєми	шт.	20-25	25-30
Радіальний розмір ситоподібних клітин	Мкм	6±0,2	15±0,4
Тангентальний розмір ситоподібних клітин	Мкм	16±0,4	15±0,4
Кількість основних смоляних ходів на поперечному зрізі	шт.	14	21
Кількість додаткових смоляних ходів	шт.	2	1
Кількість променів на 1 см ² тангентального зрізу флоєми	шт.	110-120	128-130
Кількість клітин або тяжів з кристалами	шт.	15-16	24-30
Кількість трахеїд в радіальному ряду	шт.	65-70	105-110
Радіальний розмір трахеїд	Мкм	13±0,8	20±1,1
Тангентальний розмір трахеїд	Мкм	15±0,9	18±1,2
Товщина стінок трахеїд	Мкм	3±0,1	5±0,2
Кількість смоляних ходів у деревині в 1 мм ²	шт.	11-13	5

Ширина річного кільця деревини залежить від кількості трахеїд у радіальному ряду (у пошкоджених дерев у 1,5–2 рази менше) і від їхнього радіусу (в 1,5 рази менший). Друга найважливіша провідна тканина (флоєма) зазнає меншого впливу забруднення, ніж деревина (ксилема). Загальна ширина флоєми в зоні сильного пошкодження на 25–80 %, кількість клітин – на 20 %, а їхній радіальний розмір – лише на 15 % поступаються контролю. Відзначаються достовірні відмінності радіальних розмірів ситоподібних клітин, тоді як тангентальні розміри практично не відрізняються. Якщо у флоємі товщина

стінок провідних елементів не змінюється, то у трахеїд за сильного пошкодження вона у 1,5 рази більша, ніж на контролі.

Загалом у процесі росту однорічних пагонів в умовах аеротехногенного забруднення відкладення камбієм елементів деревини відбувається повільніше (табл. 6.3). Меншою мірою, ніж вторинні тканини (флора та деревина), зазнають стрес первинні. Показники первинної кори за сильного пошкодження на 20–25 % менші, ніж на контролі. Як видно з таблиці 6.3, кількість променів в умовах забруднення не змінюється, однак на контролі формується в 3–8 разів більше променів із 6–10 шарами, а деякі промені, мають більше 10 шарів, чого не виявлено за сильного забруднення. Цей факт має важливе значення, оскільки вміст запасних речовин визначає приріст за діаметром на наступний рік.

Значно більша на контролі кількість клітин із кристалами (27–30 шт. на контролі проти 15–16 шт. в умовах забруднення), що свідчить про більш інтенсивний метаболізм. У смолоносній системі, яка відіграє важливу роль у забезпеченні стійкості дерев, зміни неоднозначні. В первинній корі кількість основних і додаткових ходів на контролі значно вища, ніж за техногенного забруднення. В деревині кількість ходів на одиницю поперечного зрізу зменшується (з 11 до 5 шт. на мм²). Тобто зменшення кількості ходів у корі внаслідок збільшення техногенного впливу ще не є ознакою зниження витривалості, оскільки не змінюється частка тангентальних діаметрів смоляних ходів відносно довжини окружності.

6.1.2 Зміни в анатомічній будові деревини та кори стовбура

6.1.2.1 Кора стовбура

Під час аналізу реакції елементів кори на забруднення відмічено менш інтенсивний процес кіркоутворення. Оскільки для формування кірки необхідно утворення фелогену, а він утворюється з паренхімних клітин лубу, можна висловити припущення, що фітотоксиканти знижують меристематичну активність живих клітин. Останній річний шар лубу практично незмінений в усіх зонах, що входить у протиріччя з реакцією деревини (табл. 6.4). Однак це можна легко пояснити з позицій функціонального навантаження цих тканин. Модифікація ширини річного шару не викликає зниження водотоку за рахунок втягнення в цей процес великої кількості річних шарів [77].

Луб же не може нижче деяких меж зменшити свою ширину, оскільки порушиться транспорт асимілянтів до коріння. Тому радіальні розміри ситоподібних клітин майже не змінений у різних зонах. Такі самі закономірності, як і в деревині, визначені стосовно зміни серцевинних променів у корі (табл. 6.4).

Таблиця 6.4 – Характеристика елементів кори дерев в зоні РВАТ «Азот»

Показники	Частина Крони	
	середня	нижня
	<u>сильне</u> контроль	<u>сильне</u> контроль
Ширина непровідного лубу, мкм	<u>1800</u> 1600	<u>3000</u> 2000
Ширина провідного лубу, мкм	<u>200</u> 200	<u>200</u> 200
Кількість клітин у радіальному ряду	<u>12-13</u> 16	<u>8-9</u> 11-12
Радіальний розмір ситоподібних клітин, мкм	<u>20±0.2</u> 20±0.2	<u>20±0.2</u> 20±0.2
Тангентальний розмір ситоподібних клітин, мкм	<u>33±0.4</u> 32±0.3	<u>31±0.3</u> 28±0.3
Всього	<u>28</u> 31	<u>30</u> 33
у т.ч.: 1–5 шарів	<u>7</u> 4	<u>22</u> 15
6–10 шарів	<u>16</u> 13	<u>8</u> 10
понад 10	<u>5</u> 14	<u>–</u> 8
Кількість клітин із кристалами на 1 мм ² тангентального зрізу, шт.	<u>1-2</u> 13-15	<u>1</u> 1
Смоляних ходів на 1 мм ² тангентального зрізу, шт.	<u>1</u> 1	<u>1</u> 1

Аеротехногенне забруднення не суттєво впливає на загальну кількість променів, але порушує їхнє співвідношення, зменшується кількість середніх і високих. Це означає, що зменшується кількість запасуючих тканин, що є резервом пластичних речовин для росту в наступному році. Смолоносна система кори, що представлена тільки горизонтальними ходами, практично не зазнає впливу забруднення. Більш помітне зниження кількості клітин із кристалами у нижній частині стовбура.

6.1.2.2 Деревина стовбура

У середній частині стовбура зменшується в 1,5–2 рази порівнянно з контролем ширина річного шару (табл. 6.5). Особливо відчутно зменшується товщина пізньої деревини (в 2–3 рази). Зміни ширини річного шару деревини відбуваються за рахунок зменшення: а) кількості трахеїд (на контролі їх у радіальному ряді в 1,5–2 рази більше; б) радіального розміру трахеїд.

Таблиця 6.5 – Характеристика деревини в середній частині стовбура в зоні сильного пошкодження РВАТ «Азот»

Показники	Од. вим.	Роки					Серед- нє
		1	2	3	4	5	
Ширина річного шару	мкм	1000	1200	1300	700	1300	1100
Частка пізньої деревини	%	30	20,8	30,7	28,5	38,5	29,7
Ширина пізньої деревини	мкм	300	250	400	200	500	330
Кількість трахеїд	шт.	51	50	44	28	47	44
у т.ч. пізніх	шт.	16	13	21	14	25	17,8
ранніх	шт.	35	37	23	14	22	26,2
Товщина стінок трахеїд	мкм	2±0,1	2±0,1	2,1±0,1	2±0,1	1,9±0,1	–
(тангент.)	мкм	6,2±0,3	6,0±0,2	6,1±0,2	6,2±0,3	6,0±0,1	–
Радіальний розмір трахеїд	мкм	35±0,4	34±0,3	35±0,3	35±0,3	34±0,3	–
	мкм	20±0,2	20±0,2	19,5±0,1	20±0,1	19±0,1	–
Тангентальний розмір трахеїд	мкм	33±0,4	32±0,4	33±0,4	33±0,3	30±0,4	–
	мкм	30±0,5	29±0,4	29±0,3	29,5±0,4	31±0,4	–
Ширина річного шару	мкм	2200	2300	2000	1800	--	2060
Частка пізньої деревини	%	27,2	26	35	33,3	30	30,3
Ширина пізньої деревини	мкм	600	600	700	600	600	620
Кількість трахеїд	шт.	71	68	87	63	74	72,6
у т.ч. пізніх	шт.	25	28	35	25	29	28,4
ранніх	шт.	46	40	52	38	55	46,2
Товщина стінок трахеїд	мкм	3,6±0,1	3,6±0,1	3,4±0,1	3,4±0,1	3,6±0,1	–
(тангент.)	мкм	6,3±0,2	6,1±0,2	6,4±0,2	6,2±0,2	6,0±0,2	–
Радіальний розмір трахеїд	мкм	33±0,3	32±0,2	33±0,3	32±0,2	33±0,3	–
	мкм	23±0,2	24±0,2	23±0,1	23,5±0,1	23,1±0,1	–
Тангентальний розмір трахеїд	мкм	31±0,3	31±0,2	30±0,3	31±0,3	31±0,4	–
	мкм	30±0,2	30±0,2	29±0,2	29,5±0,2	31±0,3	–

В нижній частині стовбура відзначаються аналогічні зміни будови деревини (табл. 6.6) знижується: а) в 1,5 рази ширина річного кільця; б) в 1,5–2 рази кількість трахеїд; в) хоч і незначно, але все же зменшується частка пізньої деревини; г) не виявлено збільшення тангентальних розмірів, тоді як збільшуються радіальні розміри. Іншими словами, реакція деревини на вплив забруднення атмосфери схожа для усього стовбура.

Таблиця 6.6 – Характеристика деревини в нижній частині стовбура в зоні РВАТ «Азот»

Показники	Од. вим.	Роки					Серед- нє
		1988	1989	1990	1991	1992	
Зона сильного пошкодження							
Ширина річного кільця	мкм	1000	650	1100	900	950	990
Ширина пізньої деревини	мкм	350	400	600	500	400	530
Кількість трахеїд	шт.	60	21	60	67	37	49
в т.ч. пізніх	шт.	35	11	41	48	26	32,2
ранніх	шт.	25	10	19	19	11	16,8
Товщина стінок трахеїд	мкм	2±0,1	1,8±0,1	2±0,1	2,1±0,1	2±0,1	—
(тангент.)	мкм	4,7±0,2	4,5±0,2	4,5±0,1	4,5±0,1	4,8±0,2	—
Радіальний розмір	мкм	40±0,8	39±0,5	40±0,7	41±0,7	38±0,5	—
трахеїд	мкм	27±0,6	28±0,5	26±0,5	27±0,6	28±0,4	—
Тангентальний	мкм	32±0,7	31±0,6	32±0,6	33±0,6	32±0,5	—
Розмір трахеїд	мкм	25±0,9	26±0,7	25±0,6	27±0,7	25±0,6	—
Контроль							
Ширина річного кільця	мкм	1600	1000	1700	1800	1090	1350
Ширина пізньої деревини	мкм	800	800	900	950	600	730
Кількість трахеїд	шт..	28	48	37	35	28	35,2
в т.ч. пізніх	шт..	14	31	25	23	18	22,2
ранніх	шт..	14	17	12	12	10	13
Товщина стінок трахеїд	мкм	3±0,1	3±0,1	2,9±0,1	2,9±0,1	3,1±0,1	—
(тангент.)	мкм	8±0,2	7,5±0,2	8,1±0,3	8,1±0,2	7,9±0,1	—
Радіальний розмір	мкм	33±0,7	31±0,6	32±0,6	33±0,7	32±0,7	—
трахеїд	мкм	20±0,8	21±0,4	21±0,5	20±0,6	21±0,5	—
Тангентальний	мкм	32±0,6	30±0,6	30±0,7	31±0,6	30±0,6	—
Розмір трахеїд	мкм	14±0,9	18±0,4	18±0,6	17±0,4	20±0,5	—

6.1.2 Зміни радіального приросту сосняків під впливом забруднення атмосфери та кліматичних факторів

6.1.2.1 Вплив екологічних факторів на радіальний приріст сосняків

Динаміка радіального приросту дерев відображає процеси, що відбуваються у природних ценозах і мають багаторічну мінливість, а також антропогенний вплив [1, 42, 47, 105, 225, 184, 185, 225, 226, 437, 445].

Радіальний приріст сосняків у зоні ВАТ «Азот» вивчали в середньовікових сосняках ДП «Клеванське ЛГ». Орієнтовний рік садіння культур – 1931–1932 рр. Сосняки Іа та Іб бонітету. ТЛУ – С₂. Ґрунти дерново-підзолисті супіщані на давньоалювіальних супісках.

Для сосняків характерний віковий природний тренд зменшення приросту (рис. 6.1) Найвищим був радіальний приріст протягом 1938–1947 рр. – від 2,1 до 5,1 мм. В наступні 1948–1957 рр. він знизився до 1,5–3,1 мм, у 1958–1967 рр. – до 1,2–2,1 мм [90, 91].

До пуску РВАТ «Азот» (у 1969 році) на формування приросту впливали кліматичні фактори. Сильні депресії приросту до пуску РВАТ «Азот» визначені у 1945–1947; 1951–1954; 1961–1964; 1968–1969 рр.

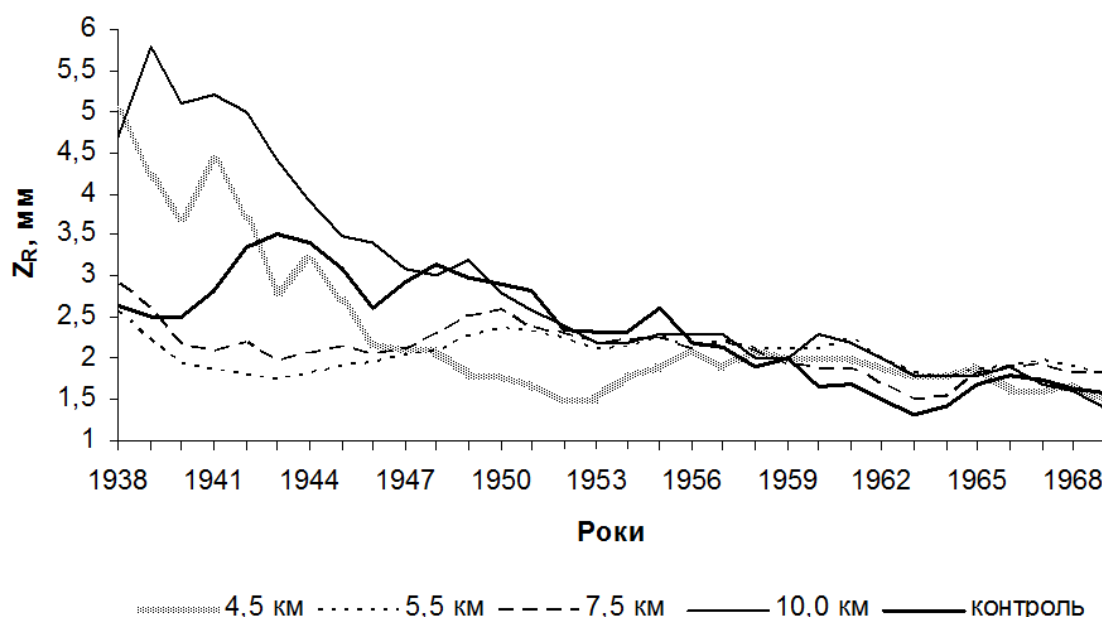


Рис. 6.1 – Динаміка радіального приросту сосняків північно-східного екоряду в зоні РВАТ «Азот», до початку забруднення

Перша депресію приросту в 1945–1947 рр. є наслідком посух. У травні – липні 1945 р. опадів випало лише 49–70 % від норми. Зима 1945–1946 рр. була теж малосніжною – менше 45 мм відхилення від багаторічної норми. Посуха досягла кульмінації у вегетаційний період 1946 року, внаслідок чого приріст зменшився до 2,1–3,5 мм.

Другу депресію приросту відмічено у першій половині 1950-х років. У 1951 р. випало на 123 мм менше опадів, від норми. З травня по серпень кількість опадів становила лише 55–69 % від середнього рівня. Ситуація дещо була пом'якшена тим, що у березні – квітні випало по півтори місячні норми опадів. Хоча 1952 рік за кількістю опадів є нормальним, однак саме в цей рік розпочався спад приросту. Причиною була посушливість липня та серпня 1951 року, а також те, що у квітні 1952 року випало лише 41, а у червні-липні лише 60 і 53 % середнього рівня опадів. У березні 1953 р. випало лише 22 % опадів, а в наступні місяці – 52–74 % від норми.

Наступну депресію відмічено у 1961–1964 рр. У 1959 і 1960 рр. посушливою була друга половина літа (рис. 6.1). 1961 рік був аномально сухим і найбільш посушливим за весь період спостережень. У травні випало лише 22 % (ГТК=0,4), у червні – 62 % і у липні – 54 % опадів від норми. Стрес був настільки сильним, що в наступні роки, які за рівнем опадів були нормальними, тривало падіння приросту. Хоча у другій половині 1960-х років були сприятливі умови для росту дерев, але величина радіального приросту становила 1,4–1,9 мм / рік (рис.6.1).

Тобто до моменту пуску РВАТ «Азот» сосняки пережили три глибокі депресії приросту. Вони виникали в посушливі роки і навіть за оптимальних умов наступних років приріст не досягав передстрессового рівня.

В рік пуску «Азоту» (1969 р.) і в наступні три роки значного зменшення радіального приросту не відмічено (рис 6.2). Протягом 70-х років відбувався пуск нових виробництв, тобто зростання обсягу викидів. У 1976 р. цей показник становив 60 тис. т, а у 1978 році досяг максимуму – 75 тис. т. Особливо негативну роль відіграв пуск виробництва сірчаної кислоти. Саме після виходу його на максимальний рівень потужності в 1973 році почалося різке падіння приросту до 0,8–1,2 мм. Особливо відчутне падіння приросту (в 1,6–2,2 рази) визначене в найближче розташованих до «Азоту» сосняках, в радіусі до 7 км зменшення становило 1,6–1,9 рази, а в 9–12 км – 1,4–1,5 рази.

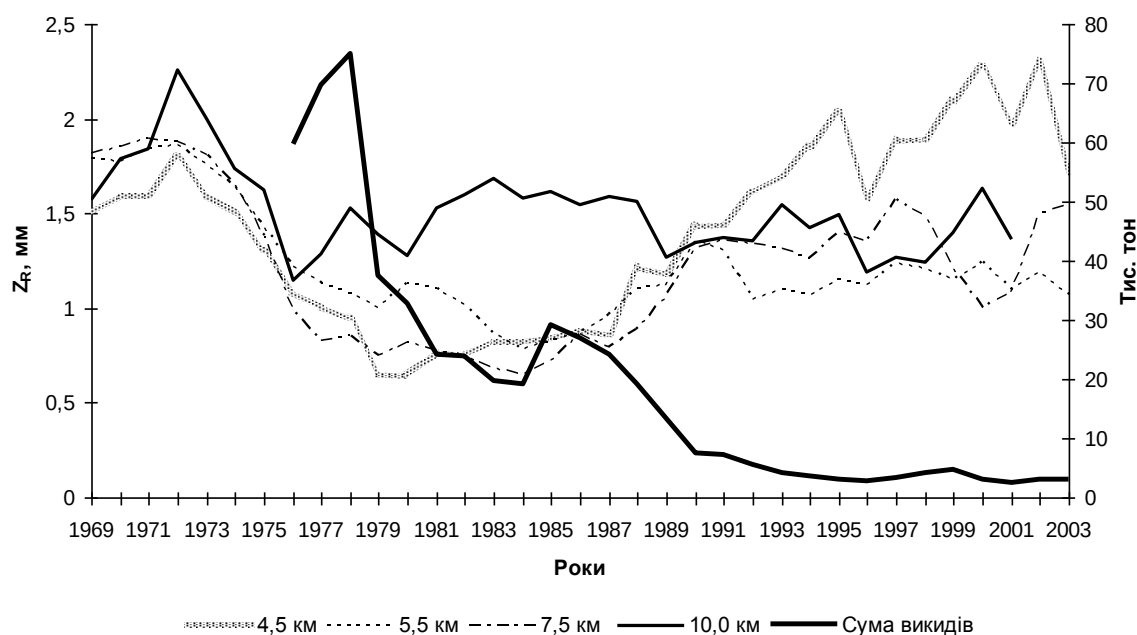


Рис. 6.2 – Динаміка радіального приросту сосняків, розташованих на різній відстані від РВАТ «Азот» після початку його дії

Аварійний викид токсикантів на РВАТ «Азот» навесні 1979 р. відбувся за надзвичайно несприятливих для розсіювання викидів умов – низькій хмарності і слабкому вітру. До того ж, 1979 р. видався сухим: від травня до вересня випало лише 57 % опадів від норми. Цей викид мав катастрофічні наслідки для хвойних насаджень кварталів 38, 39, 42, 43 Решуцького лісництва [302]. В

результаті гострого пошкодження радіальний приріст сосняків північно-східного екоряду зменшився в 2 рази (рис. 6.2).

Після цієї екологічної катастрофи на комбінаті було вжито заходів щодо зниження викидів, обсяг яких до 1984 зменшився в 3,9 рази. Однак незважаючи на це, стабілізації радіального приросту пошкоджених сосняків не спостерігалось (рис. 6.2). Навпаки, процес деградації різко посилювався, тобто обсяг викидів перевищував допустимий рівень. Іншою причиною зменшення приросту є те, що 1982–1983 рр. були сухими, особливо літні місяці.

В сосняках західного екоряду не співпадають періоди максимального падіння приросту, оскільки східні вітри (на відміну від південно-західних) в цей період не були домінуючими.

Починаючи з 1986 року обсяг викидів токсикантів стабільно зменшувався. Вже у 1989 році (рис. 6.2) обсяг викидів знизився до 13,2 тис. т, на початку в 1990-х – до 7,1–7,4 тис. т, а у 2000–2003 рр. – до 2,4–3,2 тис. т.

Стабілізацію приросту можливо було очікувати ще у 1987 році. Водночас цей рік виявився сухим, а в липні випало лише 37 % опадів від норми.

Позитивні зміни відмічені лише у 1988 році. І, якщо на контролі приріст залишався приблизно на тому ж рівні, то в сосняках техногенної зони приріст зріс. У наступні роки ця тенденція збереглася. І вже в 1990 році лише на двох із шести ППП ширина річних кілець була меншою, ніж на контролі. Проте, ця різниця становила лише 2–16 %, а не 2–3 рази, як це було в часи максимального техногенного навантаження. В подальшому різниця між контролем і сосняками техногенної зони стала мінімальною.

В першій половині 1990-х років позитивні тенденції зберігалися в усіх деревостанах, але особливо значне зростання приросту визначено в сосняках на найближче розташованих ППП всіх трьох екорядів [82, 91].

Без сумніву, в цих деревостанах, поряд із значним зменшенням техногенного навантаження на тлі сприятливих погодних умов, важливим є те, що в результаті рубок більшість дерев дістали статус вільно стоячих.

Після обвального падіння радіального приросту на найближчій до «Азоту» ПП північно-східного екоряду в 1979–1980 рр. до 0,64–0,65 мм, починаючи з 1981 року він зріс до 0,75, а в 1983–1985 рр. – до 0,82–0,84 мм.

У період зниження забруднення зменшення приросту відмічено у 1992, 1996, 1998, 2001 рр., однак воно не було значним і тривалим. Величина опадів в 90-ті роки була близькою до норми, а три роки були мокрими. Лише в окремі місяці відмічалися посушливі умови. Так за ГТК посушливими були травень 1999 і 2000 рр., липень 1994 і 1995 рр. та серпень 1990, 1992, 1993, 2000, 2002, 2003 рр.

6.1.2.2 Кореляційно-регресійні зв'язки індексів радіального приросту з комплексом зовнішніх факторів

Встановлені достовірні сильні кореляційні зв'язки між індексами радіального приросту сосняків і загальним обсягом забруднення і домінантних викидів як SO₂, NO_x та пил [90, 188, 189]. (табл.6.7).

Таблиця 6.7 – Зв'язок індексів радіального приросту та обсягом викидів

Відстань від РВАТ «Азот», км	Рівняння регресії	R	F _{факт}
Сірчистий ангідрид			
4,5	$y = -0,10x^3 + 5,39x^2 - 107,83x + 1403,02$	$0,83 \pm 0,07$	16,03
7,5	$y = 0,07x^3 - 2,24x^2 - 12,17x + 1149,62$	$0,77 \pm 0,10$	10,52
10	$y = -0,22x^3 + 12,38x^2 - 211,37x + 1797,43$	$0,92 \pm 0,04$	38,33
20	$y = 0,21x^3 + 12,06x^2 - 196,18x + 1670,60$	$0,77 \pm 0,88$	23,33
Оксиди азоту			
4,5	$y = 966,02x^3 - 676,76x^2 + 10,78x + 1414,49$	$0,75 \pm 0,11$	8,78
7,5	$y = 1515,82x^3 - 016,90x^2 + 2799,31x + 570,$	$0,80 \pm 0,09$	12,11
10	$y = 0,002x^3 - 0,40x^2 + 13,92x + 1407,24$	$0,93 \pm 0,03$	45,84
20	$y = 1400,69x^3 - 683,73x^2 + 473,13x + 1513,47$	$0,91 \pm 0,04$	34,03

В цій природній зоні кореляція радіального приросту з кліматичними показниками є слабкою, оскільки негативний вплив коливань клімату пом'якшується багатством ґрунтів і забезпеченістю вологою [226, 400]. Проте якщо дерева підпадають під вплив декількох стрес-факторів, то ці зв'язки посилюються [123]. Так, до початку забруднення зв'язки індексів приросту із сумами температур, опадів, відносною вологістю були відсутні або відмічалися лише на деяких ППП. З початком забруднення зафіксовано зростання тісноти зв'язків, особливо у найбільш пошкоджених сосняках (табл. 6.8).

Таблиця 6.8 – Коефіцієнти кореляції між індексами радіального приросту та гідротермічними коефіцієнтами

Коефіцієнти	Тип індексної хронології							
	STANDART				ARSTAN			
	Відстань від джерела забруднення, км							
	4	7	9	20	4	7	9	20
Період 1945-1968								
VL ²	0,22	0,37	0,31	0,54	0,18	0,33	0,33	0,46
VL ³	0,22	0,37	0,13	0,50	0,20	0,30	0,28-	0,52
O ₃	0,04	0,28	0,22	0,50	0,07	0,24	0,23	0,48
Період 1969-1994								
VL ²	0,50	0,53	0,60	0,63	0,49	0,48	0,59	0,62
VL ³	0,56	0,58	0,64	0,69	0,55	0,52	0,64	0,69
O ₃	0,53	0,35	0,53	0,51	0,47	0,35	0,45	0,54
Весь період (1945-1994)								
VL ²	0,32	0,48	0,43	0,54	0,29	0,41	0,40	0,57
VL ³	0,40	0,51	0,45	0,59	0,34	0,43	0,42	0,62
O ₃	0,34	0,33	0,44	0,48	0,31	0,30	0,36	0,52

Примітки: VL –гідротермічний коефіцієнт Ворона-Лемана; O₃ гідротермічний коефіцієнт за Бітвінскасом; **0,39** – коефіцієнт кореляції на рівні значущості 0,5.

Після початку забруднення отримано вірогідні слабкі та середні зв'язки індексів приросту та гідротермічних коефіцієнтів W , Торнтвейта Мартонне [189]. Тіснота зв'язків індексів радіального приросту з плювіофактором Ланга та коефіцієнтами Ембергера становили від вірогідних додатних середніх (до початку забруднення) на деяких ППП до статистично недостовірних (після початку техногенного навантаження).

У даному регіоні між гідротермічним показником O_1 , який характеризує погодні умови останнього гідрологічного року, та радіальним приростом не виявлено середньої тісноти зв'язків. Виявлені додатні середні зв'язки між гідротермічним коефіцієнтом O_3 та радіальним приростом дерев ($R = 0,35-0,54$), але менший ніж у коефіцієнтів VL .

6.2 В Степу України в районі забруднення ЛРСПА

6.2.1 Довжина пагонів

Довжина однорічних пагонів здорових дерев у зоні забруднення становить 5,1–6,4 см, або 77–97 % від контролю. Довжина пагонів ослаблених і всихаючих дерев на 10 % менша, ніж у здорових (табл. 6.9).

Таблиця 6.9 – Довжина пагонів в умовах забруднення ЛРСПА

Статистичні показники	Відстань до ЛРСПА, км						
	1				2	4	10 – контроль
	Категорії стану дерев						
	I	II	III	IV	I	I	I
M	5,1	4,6	4,9	4,6	4,9	6,4	6,6
m	0,20	0,18	0,22	0,36	0,14	0,32	0,20
c	63,72	55,78	63,28	49,20	49,06	63,31	42,14
p	4,06	4,03	4,64	3,92	3,92	4,92	3,17

Мінімальні розміри пагонів та їхнє охоплення характерні для найближче розташованої до промзони ПП. Тут пагони у 2–3 рази менші, ніж на інших ПП. Кількість брахібластів у деревах у техногенній зоні достовірно зменшується ($t = 6,63$ і $5,70$) (табл. 6.10).

Дещо менша, але все ж вірогідна різниця довжини міжвузлів тобто показника фази позабрунькового росту пагонів ($t = 4,46$ і $3,32$).

Кількісні показники внутрішньобрунькового формування на ПП1 і ПП3 відрізняються в 1,64 рази, а показники лінійного росту – в 1,44 рази, а довжина охопленої частини пагонів, яка забезпечує фотосинтез, – у 2,46 рази.

Таблиця 6.10 – Морфологічні показники пагонів сосни в зоні ЛРСПА

Показники	Відстань до промзони, км		
	0,6	4,5	12,0
Довжина пагону, см	11,3±1,46	33,3±1,82	24,6±1,18
Довжина охопленої частини пагону, см	9,6±1,30	30,1±1,92	22,9±1,38
Довжина неохопленої частини пагону, см	1,7±0,29	3,1±0,55	2,4±0,18
Кількість брахібластів, шт	97,9±10,14	172,3±6,66	161,5±6,89
Довжина міжвузлів, см	1,0±0,11	1,74±0,125	1,41±0,087

На основі даних табл.6.11 та табл.6.12 можна виділити вплив кожної фази росту і вплив на кінцеву довжину пагонів. Так, на відстані 4,5 і 12 км від джерела забруднення розподіл брахібластів на пагонах є подібним (табл.6.12). Максимальна кількість брахібластів на нижній частині пагону знаходиться – 35–36 %, на середній – мінімальна – 30–31 % і на верхній – проміжна – 33 %. Це свідчить про збалансований перебіг обох фаз росту, що характерно для нормального росту пагонів. Інше співвідношення визначено в найбільш забрудненій ПП. Мінімальна кількість брахібластів, як і в попередньому випадку, знаходиться на середній частині пагону, а максимальна (майже 40 %) – на верхній частині.

Таблиця 6.11 - Оцінка суттєвості відмінностей у розмірах пагонів в зоні ЛРСПА

Показники	Критерій Ст'юдента		
	0,6–4,5 км	12–4,5 км	12–0,6 км
Довжина пагону	9,43	3,84	6,59
Довжина охопленої частини пагону	8,84	3,28	6,72
Довжина неохопленої частини пагону	3,04	1,77	2,15
Загальна кількість брахібластів	6,63	1,12	5,70
Кількість брахібластів на:			
– нижній частині пагону	5,98	0,76	3,69
– середній частині пагону	5,54	0,81	5,08
– верхній частині пагону	3,99	1,24	2,40
Довжина міжвузлів	4,46	2,17	3,32
Довжина міжвузлів на:			
– нижній частині пагону	1,42	2,38	0,33
– середній частині пагону	3,62	1,95	2,06
– верхній частині пагону	8,00	3,03	4,30

Примітки: $t_{5\%} = 2,12$; $t_{1\%} = 2,92$; $t_{0,1\%} = 4,02$

Таблиця 6.12 – Кількість брахібластів в різній частині пагонів в зоні ЛРСПА

Частина пагонів	Відстань до промзони ЛРСПА, км		
	0,6	4,5	12
нижня, шт.	31,9±3,71	63,7±3,82	58,2±6,10
%	32,7	36,6	35,4
середня, шт.	28,1±3,35	52,3±2,79	56,6±4,54
%	28,5	30,2	31,0
верхня, шт.	37,9±4,20	56,3±1,92	51,6±3,64
%	38,5	32,8	33,2

Довжина міжвузлів на цій частині найменша – 0, 86 мм (табл. 6.13). Тобто потенційні можливості росту пагонів, які закладені в період внутрішньобрунькового росту, реалізуються в період лінійного росту пагонів.

Таблиця 6.13 - Довжина міжвузлів пагонів сосни в техногенній зоні ЛРСПА, мм

Частина пагону	Відстань від ЛРСПА, км		
	0,6	4,5	12
частина	1,06±0,360	1,60±0,121	1,19±0,109
середня	1,18±0,121	1,94±0,167	1,53±0,122
верхня	0,86±0,085	1,78±0,077	1,416±0,094

Оскільки ріст пагону відбувається знизу вгору, в останню чергу збільшується довжина міжвузлів у верхній частині пагонів, що свідчить про зменшення періоду лінійного росту пагонів у зоні інтенсивного забруднення.

6.2.1.1 Однорічні пагони

Під впливом забруднення атмосфери зменшуються розміри тканин сосни із збільшенням аеротехногенного навантаження (табл.6.14). Ширина річного шару деревини в зоні забруднення, знижується порівняно з контролем в 1,8–2,1 рази, ширина кори в 1,1-1,6 рази. Тобто забруднення впливає сильніше на процес формування деревини [80]. Не всі компоненти кори реагують на забруднення однаково. В зоні сильного забруднення ширина шару провідного лубу в 2–7 раз менша, ніж на контролі.

Таблиця 6.14 – Показники тканин кори та деревини в техногенній зоні ЛРСПА

Показники	Відстань від ЛРСПА, км							
	3		5		7		30	
	M±m	%	M±m	%	M±m	%	M±m	%
1 - річний пагін								
Ширина шару деревини	1100±22	–	1210±23	–	1320±21	–	2310±122	–
2 - річний пагін								
Ширина кори	792±31	100	990±47	100	1171±58	100	1232±64	100
Перидерма	110±4,3	13,8	154±8,2	15,5	120±12,8	18,8	242±13,5	19,7
Первинна кора	550±26,3	69,4	638±32,7	64,4	698±37,2	60	638±35,6	51,8
Луб провідний	132±6,4	16,6	198±10,4	20,1	253±12,6	21,1	352±17,1	28,5
Загальна ширина кори	1023±36	100	1210±43	100	1320±52	100	1430±60	100
Перидерма	143±6,2	14	165±7,4	13,6	176±7,5	13,3	187±8,8	13,1
Первинна кора	561±18,2	54,8	715±33,4	59,1	770±28,9	58,3	803±32,8	56,2
Луб провідний	220±10	21,5	220±10,1	18,2	253±11,4	19,2	286±14,5	20
Луб непровідний	99±4,1	9,7	110±4,7	9,1	121±6,9	9,2	154±8,2	10,8
Ширина провідного лубу на висоті 1,3м								
Луб провідний	143±4,2	–	238±203	–	377±12,6	–	418±13,7	–

З одного боку з 19,7 до 13,8 % зменшується частка перидерми і з 28,5 до 16,6 % провідного лубу. З іншого боку, збільшується з 51,8 до 69,4 % частка первинної кори. Усі ці процеси мають посилюються у міру зростання забруднення. Причиною значного зменшення товщини провідного лубу в однорічних пагонах є зменшення як кількості ситоподібних трубок (у зоні забруднення в 1,3 рази), так і їхніх радіальних розмірів майже в 2 рази. Тобто основною причиною зменшення товщини провідної флоєми є зменшення радіальних розмірів ситоподібних трубок (табл. 6.15).

Таблиця 6.15 – Кількість (N, шт.) і радіальний розмір (мкм) ситоподібних клітин та провідного лубу в радіальному ряду

Вік хвої	Відстань від ЛРСПА, км							
	3		5		7		30	
	N	R	N	R	N	R	N	R
1	24±0,28	5,6±0,24	24±0,3	8,3±0,35	25±0,7	10,1±0,42	32±1,2	11±0,44
2	19±0,4	11,6±0,21	18±0,4	12,2±0,22	20±0,5	12,7±0,3	21±0,5	13,6±0,3
3	15±0,3	9,5±0,32	22±0,6	188±0,41	24±0,9	15,7±0,50	26±1	16±1,43

У результаті забруднення атмосфери відбуваються зміни також у флоємних променях (табл. 6.16).

Таблиця 6.16 – Характеристика флоемних променів пагонів сосни в зоні ЛРСПА

Ряд- ність	Відстань від ЛРСПА, км							
	3		5		7		30	
	N	H	N	H	N	H	N	H
1- річний пагін								
1–5	56±0,3	73±2,9	62±0,5	82±4,7	62±3,2	86±4,9	53±0,8	120±6,1
6–10	2±0,1	163±5,4	3±0,1	187±8,8	6±0,2	193±9,1	20±1,4	217±8,1
>10	–	–	–	–	1,01	280±7	7±0,3	310±15
всього	58±1	–	65±2,9	–	69±1,5	–	80±4,2	–
2- річний пагін								
1–5	49±2,4	63±3,4	51±2,7	69±3,2	45±2,2	72±3,5	40±2,2	101±5,9
6–10	3±0,1	141±3,9	3±0,1	158±7,8	9±0,4	161±8,7	14±0,7	173±8,8
>10	–	–	1±0,1	213±10	2±0,1	210±10	5±0,3	262±12
всього	52±0,8	–	55±2,1	–	56±2,1	–	59±2,2	–
Нижня частина стовбура								
1–5	13±0,2	95±1,3	12±0,2	118±5,1	17±0,7	131±5,9	18±0,5	156±7,1
6–10	3±0,1	126±1,6	5±0,1	178±6,8	4±0,1	251±11	4±0,1	272±14
>10	–	–	–	–	1±0,1	289±14	1±0,1	323±17
всього	16±0,2	–	17±0,8	–	22±1,1	–	23±1,3	–

Вважається, що збільшення представництва променів із підвищеною рядністю є ознакою збільшення запасу поживних речовин. Зростання ж техногенного навантаження призводить до зворотного. Причому, якщо не змінюється кількість променів тієї або іншої рядності, то зменшується їхня висота. Так, якщо кількість променів із рядністю 1–5 не змінюється, то висота їх в 1,4–1,9 рази менша в зоні техногенного впливу в порівнянні з контролем. Водночас за порівняно невеликого зниження висоти променів (в 1,3 рази) їхня кількість зі середньою рядністю в зоні сильного пошкодження в 10 разів менша, ніж на контролі. Промені з рядністю більше 10 у зоні сильного забруднення взагалі відсутні, вони виявлені лише в зоні слабого пошкодження (7 км від промзони ЛРСПА), а на контролі їх 7 шт.

Подібні висновки стосуються серцевинних променів (табл. 6.17), тобто запас поживних речовин у лубі знижується при збільшенні рівня забруднення.

Причиною зменшення ширини річних кілець деревини є зниження кількості трахеїд і зменшенні їхніх розмірів. Причому, якщо у флоемі особливе значення в зміні розмірів мають радіальні розміри ситоподібних трубок, то у ксилемі неможливо виділити значення того або іншого параметра. Так, якщо кількість трахеїд у зоні сильного забруднення зменшується в 1,4 рази, то радіальні розміри – в 1,5 рази, тобто майже однаково.

Відбуваються зміни і в смолоносній системі однорічних пагонів. Загальна кількість смоляних ходів знижується від 35 до 21 (табл. 6.18), тобто за сильного навантаження їх в 1,7 рази менше, ніж на контролі.

Таблиця 6.17 – Характеристика серцевинних променів у пагонах сосни в зоні ЛРСПА

Ряд-ність	Відстань від ЛРСПА, км							
	3		5		7		30	
	N	H	N	H	N	H	N	H
1-річний пагін								
1–5	57±0,4	169±0,3	61±0,3	71±3,1	63±0,6	77±3,3	54±0,7	110±3,3
6–10	2±0,1	159±5,7	3±0,1	171±7,1	6±0,2	180±7,6	19±0,3	203±7
>10	–	–	–	–	1±0,1	271±8,9	6±0,2	295±9,3
всього	59±1,1	–	64±1,2	–	70±1,4	–	79±1,3	–
2-річний пагін								
1–5	48±0,2	59±0,2	51±0,3	60±2,4	45±0,2	69±2,7	41±0,2	99±3,8
6–10	3±0,1	129±3,1	4±0,1	143±5	9±0,1	150±6,2	12±0,1	163±5,8
>10	–	–	1,01	200±6,9	2±0,1	213±7	5±0,2	250±9,1
всього	51±0,7	–	56±0,9	–	56±0,8	–	58±1,1	–
Нижня частина стовбура								
1–5	12±0,4	80±4,1	13±0,5	90±4,3	13±0,5	96±4,4	15±0,5	116±6,2
6–10	5±0,2	99±5,1	5±0,2	130±7,6	4±0,1	186±9,2	4±1,2	200±11
>10	–	–	–	–	1±0,1	230±12,1	1±0,1	260±14
всього	17±0,3	–	18±0,4	–	18±0,5	–	20±1,1	–

Таблиця 6.18 – Характеристика смоляних ходів в техногенній зоні ЛРСПА

Показники	Відстань від ЛРСПА, км			
	3	5	7	30
1-річний пагін				
Загальна кількість ходів:	23	27	32	40
основних	15	16	20	24
додаткових	8	11	12	16
Радіальний розмір ходів:				
основних	198	220	203	220
додаткових	154	154	143	154
Тангентальний розмір ходів:				
основних	356,4	429	393,8	403,7
додаткових	178,2	176	176	220
Сума довжин смоляних ходів	5346	6864	7876	9688,8
2-річний пагін				
Загальна кількість ходів:	21	26	29	35
основних	14	16	18	22
додаткових	7	10	11	13
Радіальний розмір ходів:				
основних	156,2	166,1	161,7	195,8
додаткових	115,5	154	154	110
Тангентальний розмір ходів:				
основних	280,5	281,6	278,3	301,4
додаткових	168,3	165	159,5	181,5
Сума довжин смоляних ходів:	3927	4505,6	5009,4	6630,8

Розміри ходів як радіальні, так і тангентальні зменшуються меншою мірою (лише на 7–25 %). Незважаючи на таке незначне зменшення розмірів смоляних ходів, загальна їхня довжина зменшується у зоні сильного забруднення майже в 1,7 рази. Співвідношення довжини окружності до суми довжин смоляних ходів не змінюється не залежне від ступеня навантаження.

6.2.1.2 Дворічні пагони

Загалом в усіх компонентах ксилеми та флоєми дворічних пагонів визначено аналогічну тенденцію зменшення показників у результаті дії забруднення, як і в однорічних пагонах (див. табл. 6.14–6.18). Водночас рівень їхнього зменшення за показниками флоєми не настільки значні, за винятком зниження ширини річного кільця (більш ніж удвічі), тоді як елементи кори зменшуються у 1,2–1,4 рази. Не виявлено чітко виражених тенденцій у співвідношенні різноманітних параметрів кори, як це виявлено в однорічних пагонах.

6.2.2 Формування радіального приросту сосняків під впливом забруднення

Стовбур, який є в онтогенезі продовженням пагонів, істотно відрізняється від них тим, що складений в основному тканинами вторинного походження. Перехід від пагону до стовбура означає зміну поздовжнього росту осі поперечним. Якщо збільшення пагону починається з діяльності апікальних меристем забезпечується діяльністю латеральних, то стовбур росте в товщину тільки за рахунок останніх, а з трьох активних меристем пагону – промеристеми, прокамбію та камбію – в стовбурі функціонує лише камбій. Очевидно, цим можна пояснити той факт, що ширина ксилеми в нижній частині стовбура (на висоті 1,3 м) значно менша, ніж в однорічних пагонах як на контролі, так і в зонах аеротехногенного забруднення (табл. 6.14 та табл. 6.19). На контролі приріст деревини однорічних пагонів порівняно з нижньою частиною стовбура в 2,2 рази менше. При аеротехногенному забрудненні ця різниця збільшується [140].

У зоні забруднення ці показники становлять 1100 і 409 мкм, тобто відрізняються у 2,7 рази. Такої великої різниці не має у провідного лубу.

Водночас це не зовсім порівняні речі. Оскільки у нижній частині стовбура провідний луб є єдиною живою частиною кори, то в однорічних пагонах до складу кори поряд із вторинною флоємою входять тканини первинного походження – первинна кора, перидерма. При аеротехногенному забрудненні зменшується ширина провідного лубу: за сильного забруднення його ширина майже втричі менша, ніж на контролі. Причиною цього є зниження кількості та розмірів ситоподібних клітин. Так, у зоні сильного забруднення кількість і радіальний розмір ситоподібних клітин у 1,7 рази менші, ніж на контролі, тоді як у зоні слабого пошкодження – лише на 3,8 %.

Таблиця 6.19– Ширина річного кільця деревини сосни в зоні ЛРСПА

Рік	Деревина	Відстань від ЛРСПА, км			
		3	5	7	30
1 - річний пагін					
	разом	1100±21,5	1210±22,5	1320±20,9	2310±122,2
2 - річний пагін					
1	разом	1100±21,5	1200±22,5	1310±20,9	2300±122,3
2	разом	880±22,5	1620±24,5	1760±21,8	1909±23,4
Нижня частина стовбура					
1	разом	409±19,6	541±26,6	781±73,1	1059±99,7
	рання	241±10,4	361±15,3	287±15,4	660±38,1
	пізня	168±8,4	18039,2	494±26,3	399±21,2
2	разом	451±26,3	680±38	775±37,1	862±47,3
	рання	204±10,1	371±13,2	336±12,1	451±24,8
	пізня	247±13,1	309±16	439±23,9	411±22,61
3	разом	460±24,6	739±38,3	873±46,7	988±49,8
	рання	22,5±12,5	490±26,9	595±32,5	644±34,2
	пізня	235±12,3	249±13,6	268±14,1	344±19,7
4	разом	358±18,5	661±36,3	738±38,1	814±43,4
	рання	202±10,8	407±22,7	282±15,7	501±27,5
	пізня	156±8,8	254±15,1	456±26,3	313±17,1
5	разом	330317,5	517±27,3	580±29,9	660±35,3
	рання	220±12	302±16,1	338±17,8	350±17,9
	пізня	110±13,1	215±13,3	242±14,6	310±17

Зміни характеристик серцевинних і флоемних променів визначені у двох напрямках – як зі збільшенням аеротехногенного навантаження, так і під час порівняння однорічних пагонів і стовбура (табл. 6.16, 6.17). При цьому різниця між однорічним пагоном і стовбуром значно більша, ніж зі зміною рівня забруднення. Особливо це характерно для променів із рядністю 1–5. Так, якщо на контролі в нижній частині стовбура 15 серцевинних променів із рядністю 1–5, то в однорічних пагонах їх у 3,6 рази менше. Ще більша ця різниця при сильному забрудненні (в 4,75 рази). Водночас при збільшенні забруднення кількість променів змінюється лише в 1,25 рази. Що стосується висоти цих променів, то вона однакова в усіх частинах стовбура, а за збільшення аеротехногенного навантаження висота променів однорічних пагонів менша, ніж у нижній частині стовбура. Висота променів не залежно від частини стовбура знижується у міру збільшення навантаження.

Значно менші відмінності у променів з рядністю 6–10. На контролі в однорічних пагонах їхня кількість майже в 2 рази більша, ніж у нижній частині стовбура. Відмічається значна різницю між контролем і зоною сильного техногенного навантаження. Відмічені тенденції зміни серцевинних променів характерні і для флоемних променів.

Приріст деревини сильно варіює за роками (див. табл. 6.19). Так на контролі амплітуда коливання річного приросту сягає 660–1059 мкм, а у зоні

сильного техногенного навантаження – лише 330–450 мкм. Не залежно від погодних умов відбувається зниження приросту у міру збільшення аеротехногенного навантаження.

Залежно від рівня забруднення змінюється частка ранньої деревини у величині приросту. Як видно з табл. 6.20, на контролі частка ранньої деревини становить від 50 до 70 %, а у зоні забруднення за сильного пошкодження вона в окремі роки становить 45 %.

Вище вже відмічалось, що причиною зменшення товщини флоєми є гальмування діяльності камбію. Ця ж причина зумовлює падіння приросту деревини. Тільки якщо на формування флоєми впливає інгібування діяльності нижніх шарів камбію, то причиною зниження річного приросту деревини є порушення функціонування його нижніх шарів. Водночас причини є однаковими – зменшення кількості радіальних розмірів і товщини стінок трахеїд. Проте виділити значення у зниженні приросту важко, так як всі вони зменшуються приблизно однаково – у 1,2–1,6 рази.

Таблиця 6.20 – Кількість трахеїд у річному шарі деревини сосни в зоні ЛРСПА

Рік	Деревина	Відстань від ЛРСПА, км			
		3	5	7	30
1 - річний пагін					
	разом	73±0,5	75±0,5	77±0,5	100±1,5
2 - річний пагін					
1	разом	73±0,4	75±0,4	77±0,5	100±0,5
2	разом	48±0,3	81±0,2	82±0,2	83±0,2
Нижня частина стовбура					
1	разом	25±0,2	26±0,2	29±0,3	34±0,3
	рання	10±0,1	12±0,2	14±0,2	16±0,2
	пізня	15±0,3	14±0,1	15±0,2	18±0,4
2	разом	24±0,1	25±0,1	28±0,3	31±0,4
	рання	9±0,1	10±0,1	12±0,2	12±0,1
	пізня	15±0,1	15±0,1	16±0,1	12±0,3
3	разом	19±0,4	25±0,3	27±0,4	30±0,4
	рання	9±0,2	14±0,1	15±0,2	16±0,2
	пізня	10±0,2	11±0,1	12±0,1	14±0,1
4	разом	15±0,2	21±0,3	25±0,3	30±0,3
	рання	5±0,1	0±0,3	13±0,3	11±0,6
	пізня	10±0,1	11±0,1	12±0,1	19±0,4
5	разом	15±0,2	21±0,3	22±0,3	34±0,3
	рання	7±0,1	9±0,2	10±0,2	9±0,2
	пізня	8±0,1	12±0,1	12±0,1	15±0,2

Вище було вказано на значно меншу товщину провідного лубу в нижній частині стовбура у порівнянні з однорічними пагонами. Кількість трахеїд у

нижній частині стовбура майже в 3 рази менша, ніж в однорічних пагонах (табл. 6.14, 6.20), проте радіальні розміри трахеїд у нижній частині стовбура в 1,5–1,9 рази більші, ніж в однорічних пагонах. Величина цих показників трахеїд зі збільшенням рівня забруднення зменшується. Зміни ширини річних кілець, кількості та радіальних розмірів пізніх і ранніх трахеїд відрізняються (табл. 6.21). Якщо рання деревина становить 45–70 % від ширини річного шару деревини, то частка ранніх трахеїд від загальної кількості лише 30–50 %. Радіальні розміри ранніх трахеїд у 1,5–3 рази більші, ніж пізніх і це співвідношення вище в зоні забруднення.

Таблиця 6.21 – Радіальний розмір трахеїд пагонів сосни в зоні ЛРСПА, мкм

Рік	Деревина	Відстань від ЛРСПА, км			
		3	5	7	30
1 - річний пагін					
		15,1±0,91	16,1±0,81	17,1±0,72	23,1±1,40
2 - річний пагін					
1		15,0±0,98	16,1±0,7	17,2±0,91	23,1±1,33
2		18,3±0,91	20±1,35	21,4±1,52	23,0±1,5
Нижня частина стовбура					
1	ранні	24,1±0,52	25±0,62	35,4±1,46	41,3±1,35
	пізні	11,2±0,32	12,9±0,38	19,1±0,72	22,2±0,95
	% ранніх	2,15	1,9	1,85	1,86
2	ранні	22,7±0,82	36,6±1,49	37,1±1,32	37,7±1,44
	пізні	16,5±0,5	20,6±0,98	20,9±0,94	21,6±1,14
	% ранніх	1,38	1,78	1,78	1,75
3	ранні	33,6±0,96	35,1±1,2	39,7±1,91	40,4±2,12
	пізні	15,7±0,52	22,6±0,95	23,1±0,96	24,4±1,25
	% ранніх	2,14	1,55	1,72	1,66
4	ранні	32,4±1,36	40,7±2,42	35,4±1,99	46,4±2,41
	пізні	15,6±0,61	23,1±0,82	23,2±0,85	15,9±0,88
	% ранніх	2,08	1,76	1,52	2,92
5	ранні	31,4 ± 1,33	33,5±1,29	33,8±1,39	38,8±1,38
	пізні	13,7±0,68	17,9±0,84	20,7±0,83	21,7±0,99
	% ранніх	2,29	1,87	1,63	1,73

6.2.3 Динаміка радіального приросту сосняків

За показниками середньомісячних температур (1920 по 2004 рр.) і кількості опадів (1945–2004 рр.) визначені показники T і W (за Д.В. Воробйовим) характеризують клімат від 1е (сухого порівняно теплого) до f, а коефіцієнт континентальності A становить від 24,2 до 39,3. Тобто клімат змінюється від дуже сухого (-2) до свіжого (+1,9). За період 1951–1995 рр. дуже сухих було – 22 роки, сухих – 18, свіжих – 6.

Між радіальним приростом сосняків у техногенній зоні та на контролі [189] встановлено тісні та середні прямі зв'язки (табл. 6.22).

Максимальне значення радіального приросту (2,40–5,94 мм/рік) відмічено на початку росту дерев (у 1936–1941 рр.). Починаючи з 1942 року приріст зменшився (рис. 6.3).

Таблиця 6.22 – Кореляційні зв'язки між радіальним приростом сосняків у зоні ЛРСПА та контролем

Відстань від промзони ЛРСПА, км	Період	
	1938–1959 рр.	1960–1995 рр.
3	0,754	0,661
5,3	0,640	0,496
7,3	0,473	0,744

Примітка: тіснота зв'язку вірогідна на 95 % рівні значущості

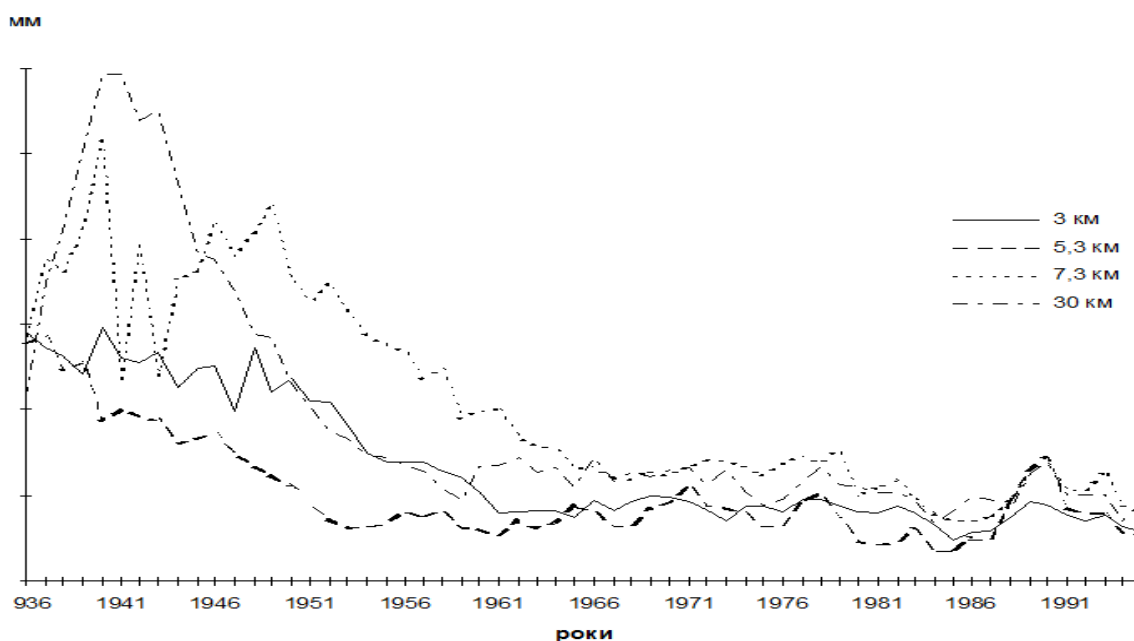


Рис. 6.3 – Динаміка радіального приросту сосни в зоні ЛРСПА

Складність виділення депресій приросту полягає в тому, що його коливання часто не є синхронними. Так якщо на ППП в 7 км від промзони у 1944–1946 рр. радіальний приріст зріс від 3,52 до 4,21 мм/рік, то на контролі він знизився від 4,66 до 3,75 мм [190].

В 1953 та 1957 рр. відмічено абсолютний мінімум опадів за весь період спостережень. У період 1951–1959 рр. з 9 років 5 були посушливими, а ще у трьох значення ГТК було близьким до критичного. Так у сухий 1951 рік кількість опадів була на 174 мм менша від багаторічного рівня. Як наслідок, у всіх сосняках відбулося сильне падіння приросту: на найближчій ППП приріст знизився в 1,84, на ППП в 5 км 1,37, в 7 км – в 1,44, а на контролі в 2,14 рази.

На початку роботи СВО «Азот» у 1960–1961 рр. кількість опадів була близька до багаторічного рівня, тому в сосняках на відстані 5 км і більше

відмічено деяке зростання приросту. Проте на найближчій до ЛРСПА ППП у 1961 році у порівнянні з посушливим 1959 р. приріст знизився в 1,63 рази.

Депресію приросту визначено також у 1965 та 1967 рр. Проте якщо 1965 рік був сухим (за червень – жовтень випало лише 41 мм опадів), то в 1967 році ГТК перевищив критичний рівень. Хоча три наступні роки за кількістю опадів були сприятливими для рослин, однак у найближчому сосняку приріст продовжував знижуватися.

Депресію приросту спостерігаємо також у 1972–1975 рр., тривалість її збільшувалася поблизу від ЛРСПА. Так на ППП на відстані 3 і 5 км вона тривала 4 роки, на 7 км і контролі – 2 роки. Водночас лише 1975 рік був сухим, а 1972– навіть аномально мокрим, 1973 рік – мокрим. Тобто причиною депресії був вплив забруднення.

Починаючи з 1979 р. аж до 1985 р. відмічено глибоку і тривалу депресію приросту. Спровокувала її посуха 1979 року, коли за травень – червень випало лише 8 мм опадів. Стрес 1979 року був таким сильним, що падіння приросту тривало і в мокрому 1980 році (623 мм опадів). Кризу знову посилила посуха 1981 р., а потім і 1984 р. За 1979–1984 рр. радіальний приріст на контролі і ПП – 7 км знизився майже вдвічі, на відстані 5 км – у 2,9 рази і на найближчій ПП – в 1,5 рази. В цей час відмічені найменші значення радіального приросту за увесь період спостережень.

Особливо значне падіння приросту відмічали в найближчих до ЛРСПА ППП де відбувся синергетичний вплив на сосняки забруднення та посухи [100, 336].

Максимальний обсяг викидів припадає на період 1985–1990 роки, коли підприємства ЛРСПА викидали в атмосферу 162–185 тис. т забруднювачів. Починаючи з 1991 року обсяг викидів у атмосферу ЛРСПА зменшився у 2,6 рази. Однак саме у 1991 році розпочалася нова депресія приросту сосняків.

Таким чином на формування радіального приросту сосняків у районі ЛРСПА домінуючий вплив мали кліматичні фактори, дія яких посилювалася аеротехногенним забрудненням.

6.2.4 Роль ранньої та пізньої деревини в формуванні приросту

Річне кільце складається з двох видів деревини. Рання деревина, сформована на початку періоду вегетації, завдяки більшим розмірам трахеїд із тонкими оболонками, відрізняється від пізньої. За дефіциту опадів перехід від ранніх до пізніх трахеїд [280] стає різко вираженим. Пізня деревина починає утворюватися за зменшення вмісту ауксину [223]. У разі посухи в першій половині періоду вегетації, коли гальмується синтез ауксину, можливе передчасне формування пізньої деревини.

Відхилення від «нормального» співвідношення можливе як за рахунок ранньої, так і пізньої деревини. За дослідженнями Т.Т. Бітвінська [45], співвідношення ранньої й пізньої деревини залежить від едатопу, віку, висоти й положення дерева в насадженні. Підтвердженням цього є дослідження в

Білорусі відсоток пізньої деревини сосни коливається в межах 29-47%, а поліпшення родючості ґрунту сприяє збільшенню її ширини [336].

Рання деревина починає формуватися після досягнення необхідного для її розвитку рівня температури (як правило, це – початок квітня) і закінчує в кінці червня, а пізня - з червня до серпня.

Згідно з нашими дослідженнями частка пізньої деревини в річному кільці сосни становить від 25 до 50 % і в середньому за період 1950–1995 рр. становить 35 %. Низька частка пізньої деревини пов'язана з надзвичайно жорсткими умовами в період її формування: за аналізований період в 64,5 % років цей період був посушливим.

Найменша частка пізньої деревини у молодняків – 8–31 %. У наступне п'ятиріччя середнє значення показника становить 25–26 %, а у 1976–1990 рр. сягає 33–41 %.

Ритмічність коливання товщини ранньої та пізньої деревини сосни тісно пов'язана з мінливістю всього радіального приросту (рис 6.4, рис.6.5). Тому доволі складно визначити, яка складова річного кільця домінує. Адже синхронність змін як ранньої, так і пізньої деревини перевищує 80 % і лише на контролі становить 70 %. Тобто зростання ширини того чи іншого виду деревини не завжди означає, що зростає її частка в річному кільці приросту.

Синхронність змін ранньої деревини та їхньої частки від товщини загального кільця найменша на ПП в 7 км і на контролі (59–61 %), а частка пізньої деревини, навпаки, найнижча (70 %) у найбільш пошкоджених сосняках. Водночас коефіцієнт кореляції товщини ранньої деревини з товщиною річного кільця вищий, ніж пізньої – 0,93–0,98 проти 0,77–0,92.

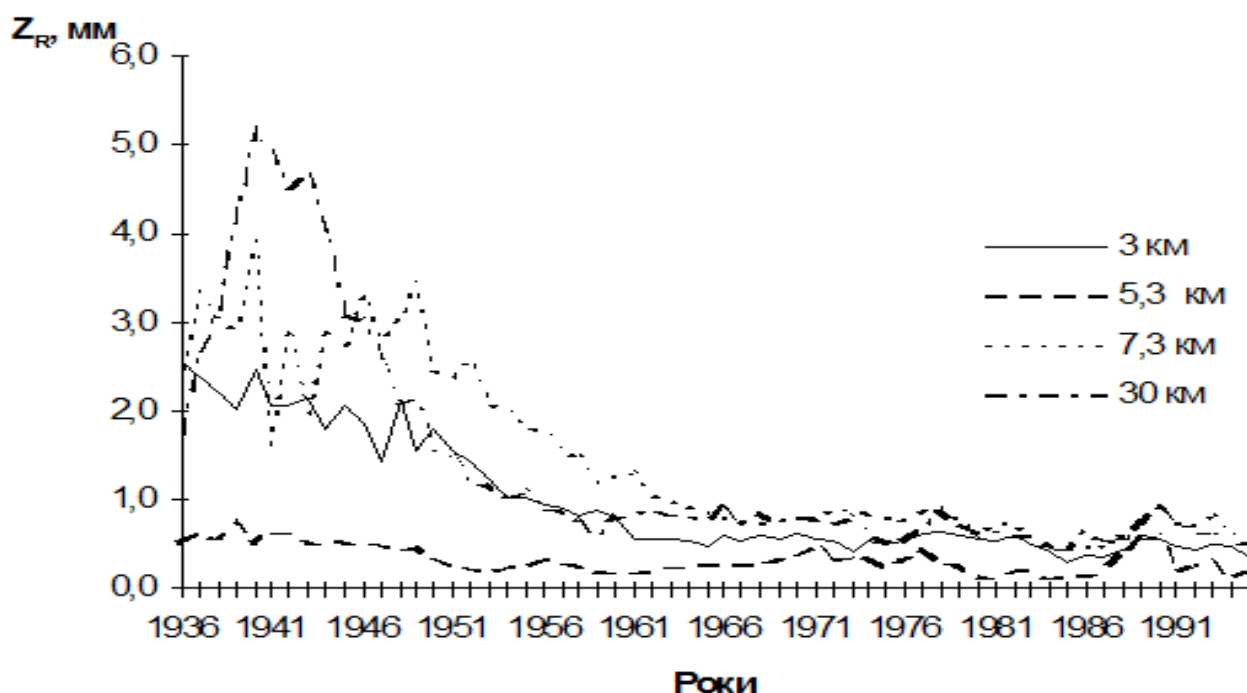


Рис. 6.4 –Динаміка товщини шарів ранньої деревини сосни в зоні ЛРСПА

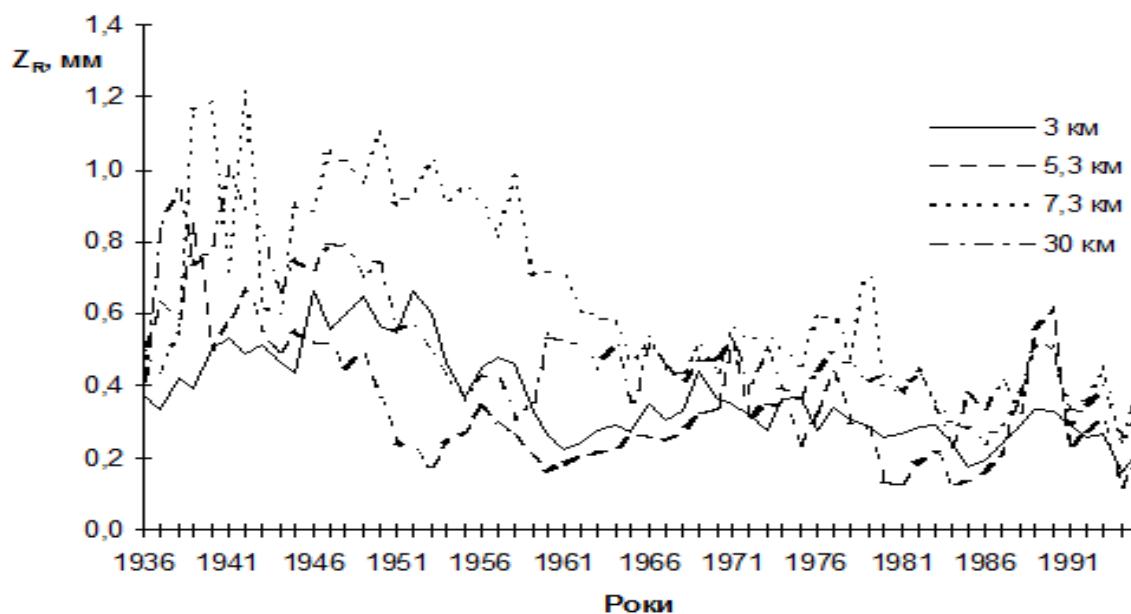


Рис. 6.5–Динаміка товщини пізньої деревини сосни в зоні ЛРСПА

Частка років із найбільш високою часткою пізньої деревини ($> 40\%$) в досліджених сосняках становить від 8,9 до 28,0 %. Найменшу частку пізньої деревини відмічено в найближче розташованому до техногенної зони сосняку, а найвищу частку пізньої деревини – у 1969, 1971, 1973, 1976, 1977, 1982, 1987, 1988, 1989 рр. (рис 6.6). Усі ці роки мали оптимальні погодні умови і не є аномальними за температурою, опадами або негативного поєднання їх, коли виникають посухи. Про сприятливість природних умов для розвитку деревної рослинності свідчить той факт, що у всі ці роки зростає товщина річного кільця. Найнижчу частку пізньої деревини ($< 30\%$) відмічено у 1951, 1952, 1953, 1955, 1991 і 1994 рр., які є сухими або аномально сухими і коли сильно зменшується приріст.

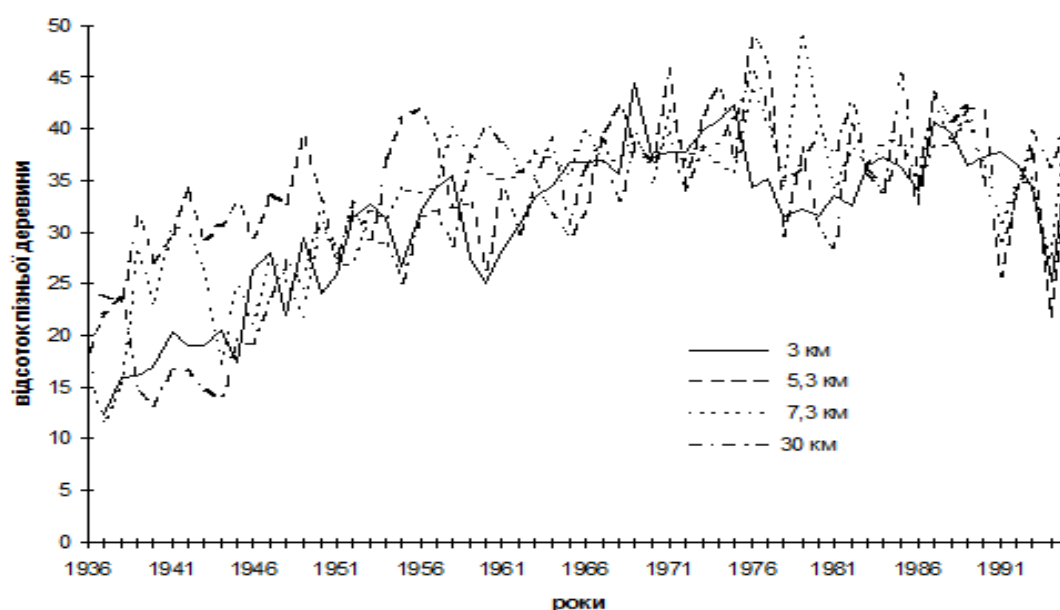


Рис. 6.6 –Динаміка частки пізньої деревини сосни в зоні ЛРСПА

6.2.5 Вплив негативних факторів на формування радіального приросту

Встановлено достовірні зворотні середні зв'язки лише між індексами радіального приросту та приросту пізньої деревини сосняків із річним обсягом викидів, розташованих найближче до ЛРСПА (табл. 6.23), а також зворотні середні та тісні зв'язки між індексами річної деревини [100, 189] та концентрацією забруднювачів (за винятком ППП, що розташована за 5,3 км від промислової зони).

Таблиця 6.23 – Кореляційний аналіз індексів радіального приросту сосняків з обсягом викидів забруднювачів ЛРСПА та концентрацією фітотоксикантів по м. Сєверодонецьк

Показник забруднення	Від- стань від пром. зони ЛРСПА,	Види деревини								
		річні			рання			пізня		
		Версії хронологій**								
		S	R	A	S	R	A	S	R	A
Маса промвикидів ЛРСПА	3	-0,390	-0,161	-0,544 ⁺	-0,273	-0,134	-0,341	-0,446	-0,249	-0,570 ⁺
	5,3	-0,399	0,019	-0,378	-0,243	0,021	-0,175	-0,508	0,014	-0,428
	7,3	-0,343	-0,255	-0,351	-0,422	-0,246	-0,400	-0,096	0,012	-0,063
	30	0,412	0,046	0,420	0,026	-0,021	0,045	-0,017	0,026	-0,085
Концентрація забруднення по місту Сєверодонецьк	3	-0,721 [*]	-0,378	-0,740 [*]	-0,520	-0,262	-0,562 ⁺	-0,386	-0,257	-0,467
	5,3	-0,323	0,060	-0,230	-0,102	0,103	-0,011	-0,437	0,067	-0,245
	7,3	-0,782 [*]	-0,580 ⁺	-0,931 [*]	-0,760 [*]	-0,228	-0,835 [*]	-0,616 ⁺	-0,417	-0,532 ⁺
	30	-0,239	0,078	-0,307	-0,526 ⁺	-0,033	-0,618 ⁺	-0,078	-0,125	-0,254

Примітки: 1. ^{*} – тіснота зв'язку вірогідна на 99 % рівні значущості; 2. ⁺ – тіснота зв'язку вірогідна на 95% рівні значущості

3. ^{**} - S – STANDART; R – RESIDUAL; A – ARSTAN

Прямі кореляційні залежності середньої тісноти виявлені лише із сумою температур в окремі місяці холодного періоду [189]. Залежність між індексами радіального приросту і сумами температур у різні місяці вегетаційного періоду відсутні. Виявлено прямі слабкі та середні зв'язки індексів приросту із сумами опадів за гідрологічний і календарний роки та березень, жовтень, квітень-серпень і травень-серпень [189].

Особливу увагу приділено показникам O_1 та O_3 Т.Т. Бітвінського [42], а також запропонованому нами гідротермічному коефіцієнту VL. Коефіцієнт кореляції між гідротермічним показником O_1 , який характеризує погодні умови останнього гідрологічного року, та радіальним приростом становить від 0,21 до 0,33 тобто є слабким. (табл. 6.24).

Серед показників по Бітвінському найвище значення коефіцієнта кореляції (0,28–0,58) з показником O_3 , який враховує погодні умови чотирьох гідрологічних років [42].

Зв'язки між індексами приросту та запропонованими нами показниками дещо вищі. Так для VL_1 , який характеризує погодні умови поточного року, та радіальним приростом коефіцієнт кореляції становив від 0,30 до 0,48, тобто зв'язок середньої тісноти. І лише на контролі був слабким

Таблиця 6.24 – Кореляційний аналіз зв'язку радіального приросту сосняків та гідротермічних показників у зоні ЛРСПА

Показ- ники	Вид деревини								
	Річна			Рання			Пізня		
	Віддаль до промзони, км .								
	3	7	30	3	7	30	3	7	30
O ₁	0,31	0,32	0,21	0,31	0,33	0,24	0,29	0,26	0,04
VL ₁	<u>0,45</u>	<u>0,48</u>	0,30	<u>0,46</u>	<u>0,46</u>	0,31	<u>0,41</u>	<u>0,50</u>	0,21
O ₂	0,25	0,29	0,19	0,25	0,26	0,19	0,24	0,34	0,15
VL ₂	<u>0,45</u>	<u>0,48</u>	0,29	<u>0,45</u>	<u>0,45</u>	0,30	<u>0,43</u>	<u>0,53</u>	0,23
O ₃	<u>-0,53</u>	<u>-0,58</u>	<u>-0,40</u>	<u>-0,54</u>	<u>-0,56</u>	<u>-0,41</u>	<u>-0,45</u>	<u>-0,56</u>	-0,28
VL ₃	<u>-0,64</u>	<u>-0,65</u>	<u>-0,48</u>	<u>-0,65</u>	<u>-0,63</u>	<u>-0,51</u>	<u>-0,55</u>	<u>-0,64</u>	-0,33

Найвищі значення коефіцієнтів кореляції (0,33 до 0,65) відмічаються між приростом і коефіцієнтами VL_3 , тобто у разі врахування 4-річного періоду.

6.3 Особливості формування радіального приросту сосняків в умовах забруднення атмосфери викидами Зміївської ТЕС

На межі ареалу деревного виду на його ріст суттєво впливають жорсткі кліматичні умови, а відокремити вплив на формування приросту погодних умов від антропогенних факторів складно. Саме в такій ситуації знаходяться сосняки в зоні ЗТЕС, яка розташована на межі лісостепової та степової зон України, на південній межі ареалу сосни звичайної [42]. Ці сосняки мають обмежений потенціал стійкості до будь-якого стрес-фактору, а спільна дія декількох чинників навіть не екстремальних рівнів може призвести до погіршення стану і їх висихання [92].

Середньорічна кількість опадів за період 1951–2003 рр. становить 503 мм, від 307 мм (1994 р.) до 789 мм (1997 р.) на рік. При цьому 1951, 1953, 1957, 1959, 1961, 1979, 1984, 1986, 1990, 1994 роки були сухими, а 1960, 1966, 1976–1978, 1980, 1992, 1997 та 2001 роки вважаються мокрими.

Відчутними є коливання в окремі місяці вегетаційного періоду. Загалом за вказаний 32-річний період відмічалися сухі та аномально сухі місяці, коли випадало менше 20 і навіть 10 мм опадів.

За досліджуваній період величина ГТК Селянінова була менша 0,7 (коли рік вважається посушливим) у 1953, 1957, 1959, 1962, 1963, 1975, 1983, 1999 рр. За вказаний період у 39 років із 52 років відмічалось посушливі періоди тривалістю 1–2 і більше місяців. Особливо небезпечним у 1953–1954, 1961–1962, 1980–1981 та 1983–1984 рр. є поєднання посушливих періодів у липні–

серпні попереднього року та квітні – червні поточного року.

За Д.Д. Лавриненком [212], контрастотоп клімату регіону – порівняно континентальний. Континентальними були 1951, 1985, 1987, 2001, 2002 рр., а різко континентальними – 1954, 1956, 1963, 1972 і 1999 рр.

Максимальні значення радіального приросту сосняків відмічені у перші 10–15 років, тобто у 1940-і роки – від 2,7 до 6,2 мм/рік. Найбільшим був приріст у сосняку, який найближче розташований до ЗТЕС.

Період інтенсивного радіального приросту досліджуваних сосняків тривав до початку 50-х років. У період 1951–1963 рр. радіальний приріст знизився в 1,3-1,7 рази (рис 6.7, рис. 6.8).

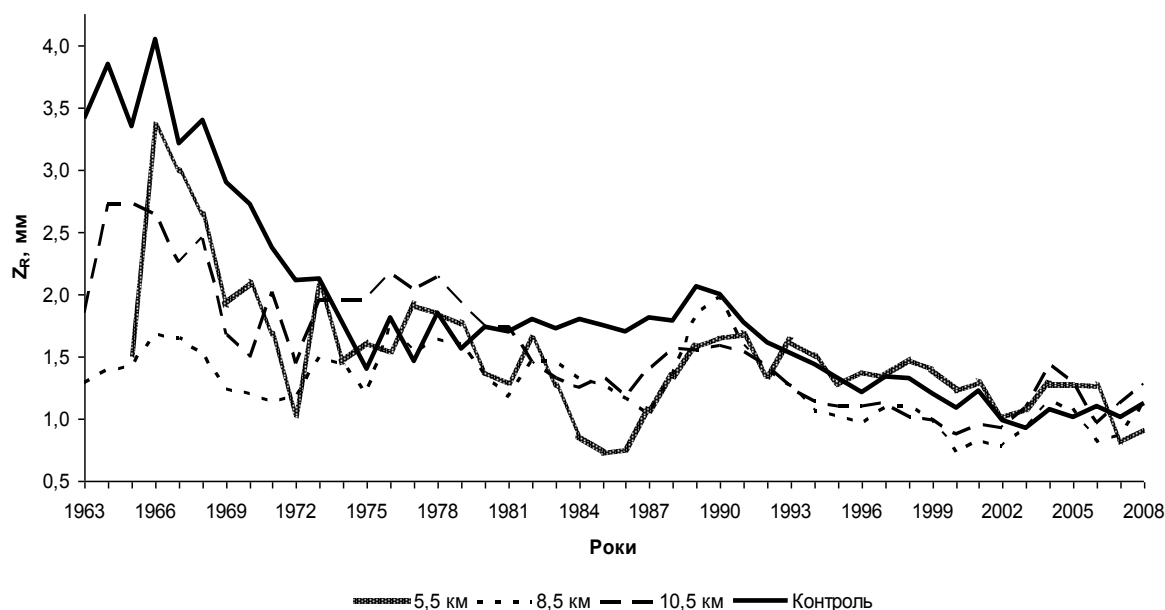


Рис.6.7 – Динаміка радіального приросту сосняків у зоні викидів ЗТЕС

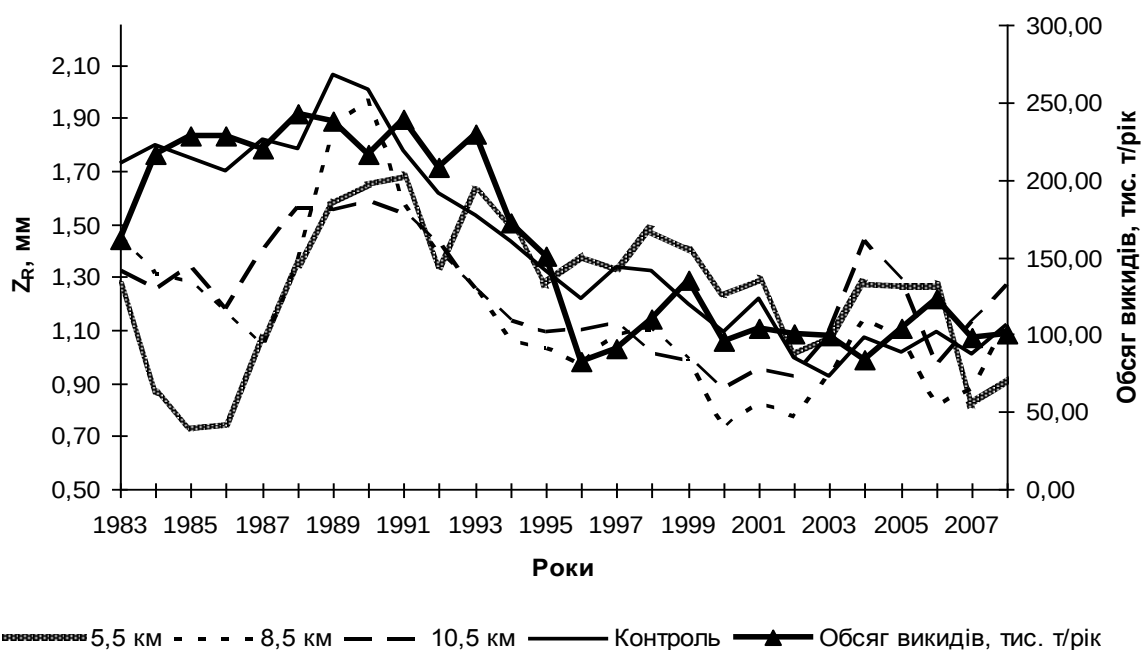


Рис. 6.8 – Динаміка радіального приросту сосняків і кількості викидів ЗТЕС

Таке падіння приросту, яке називають віковим трендом, є наслідком аномальності погодних умов і неспроможності дерева відновити ріст. Адже депресії приросту відмічали у 1950–1953, 1957, 1959 і в 1962, 1963 рр., які або вважали сухими за кількістю опадів (1951, 1953, 1957, 1959), або посушливими (1953, 1957, 1959, 1962, 1963). Депресії приросту були настільки сильними, що навіть у сприятливі роки приріст не збільшувався. Цікаво, що за величиною ГТК 1961 рік був посушливий. Однак падіння приросту не відбулося, оскільки у травні 1961 року випало дві місячні норми опадів (106 мм).

Енергоблоки Зміївської ТЕС були введені в період 1964–1968 рр. Рівень викидів тоді не фіксували, але очевидно він був незначний, бо в початковий період нарощування потужності ЗТЕС (1964–1966 рр.) падіння радіального приросту не реєстрували. На найближчій ППП відмічено навіть його зростання до 1,38–1,95 мм, тоді як на контролі він становив лише 0,93–1,02 мм (рис.6.8).

Починаючи з 1968 року радіальний приріст у сосняках техногенної зони почав різко знижуватися. Найменші значення приросту відмічені на ППП 10.

У динаміці радіального приросту сосняків під впливом забруднення ЗТЕС (1963–2008 рр.) можна виділити чотири періоди:

- 1963–1973 рр. – пуск та нарощування потужностей ТЕС, характеризуються коливанням радіального приросту від 1 до 4 мм/рік;
- 1974–1979 рр. – приріст порівняно стабільний, коливання приросту в неширокому діапазоні від 1 до 2 мм;
- 1980–1995 рр. – найвищий рівень забруднення і значного падіння приросту (до 0,7 мм/рік). Чітко виражена тенденція падіння приросту із наближенням до ЗТЕС. Депресію приросту пошкоджених сосняків посилили посухи 1982–1985, 1990 та 1992 рр.;
- 1996–2008 рр. – зменшення забруднення. Радіальний приріст – у межах 0,7–1,4 мм. У 1996–2002 рр. ще зберігалася тенденція зменшення приросту з наближенням до ЗТЕС, яка у 2003–2008 рр. відсутня.

В пошкоджених сосняках (рис. 6.7, 6.8) депресії приросту більш тривалі [92]. Так, якщо на контролі депресія приросту тривала 1–2 роки, а в сильно техногенно пошкоджених сосняках – 4–5 років.

Основну частку річного кільця становить рання деревина, її частка від товщини всього кільця становить 62–67 %. Товщина ранньої деревини (рис. 6.9) характеризуються значним варіюванням (від 0,7 до 3,6 мм) і значним зниженням приросту, пов'язаним не тільки із забрудненням.

Роки мінімальної товщини ранньої деревини: 1965, 1977, 1981, 2003, 2005 та 2007, максимальної: 1990, 1999 та 2004 рр. (рис. 7.13).

За вище наведеними періодами динаміку приросту пізньої деревини можна охарактеризувати таким чином: (рис. 6.10):

- 1963–1973 рр. – значне коливання приросту пізньої деревини (від 0,4 до 1,7 мм) та зниження тренду кривих, що пов'язано із забрудненням;
- у 1974–1979 рр. – коливання приросту пізньої деревини від 0,48 до 0,83 мм; залежності від відстані до ЗТЕС не виявлено;

– 1980–1995 рр. – збільшення обсягу викидів і зменшення приросту пізньої деревини (0,19–0,63 мм). Посухи 1982–1985 рр. поглибили депресію приросту сосняків.

– 1996–2008 рр. – різке зменшенням обсягу викидів на ЗТЕС. Ширина деревних кілець – у межах 0,23–0,63 мм. Не виявлено суттєвих відмінностей товщини шару пізньої деревини.

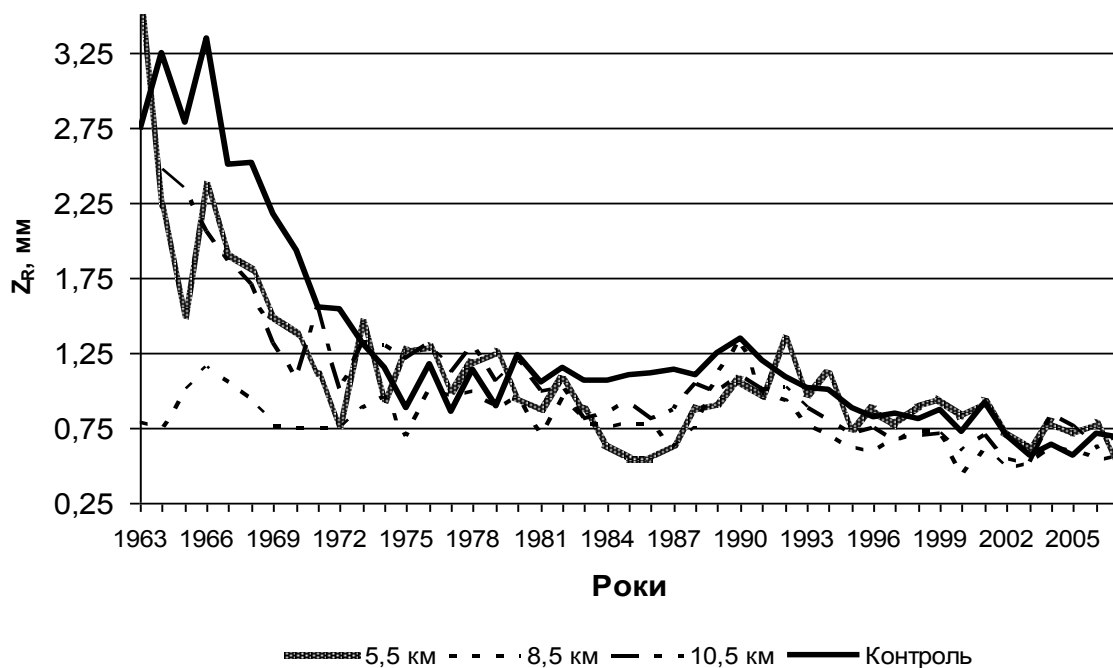


Рис. 6.9 – Динаміка товщини ранньої деревини в сосняках зони ЗТЕС

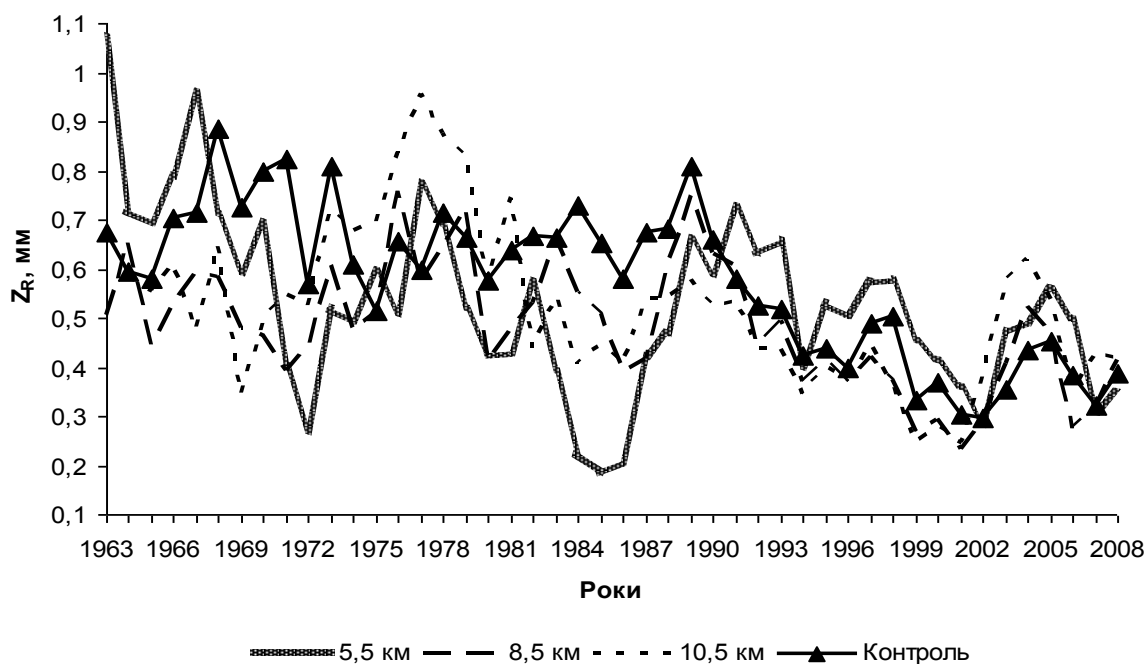


Рис. 6.10 – Динаміка товщини пізньої деревини в сосняках в зоні ЗТЕС,

Ритмічність коливання товщини шарів ранньої та пізньої деревини сосни подібна до річного кільця. Амплітуди коливань приросту ранньої деревини виявилася меншою, ніж пізньої.

У випадку сильного техногенного пошкодження реакція приросту сосняків на дію погодних аномалій притуплена. Величина коефіцієнта кореляції суттєво зростає під час формування приросту в посушливих умовах. Для сильно пошкодженого сосняків вона близька до сильної тісноти зв'язку.

Середньої тісноти зв'язок приросту з гідротермічними показниками Т. Бітвінська встановлено лише для показника O_3 в сильно ослабленому сосняку (табл. 6.25).

Таблиця 6.25 – Кореляційні зв'язки радіального приросту сосняків і гідротермічних показників у районі ЗТЕС

Показники та період	Відстань до ТЕС, км			
	4,6	8,5	11	28
Температура				
За останній рік	-0,26	-0,18	0,08	0,06
Попередній	<u>-0,36</u>	<u>-0,33</u>	-0,16	-0,07
два роки тому	<u>-0,58</u>	<u>-0,47</u>	<u>-0,32</u>	-0,15
Опади-рік	0,02	-0,03	0,05	-0,12
IV-X	0,11	0,14	<u>0,49</u>	0,23
Опади				
IV-X + 1	0,13	<u>0,27</u>	<u>0,68</u>	<u>0,42</u>
V-VIII + 1	<u>0,28</u>	<u>0,43</u>	<u>0,67</u>	<u>0,51</u>
VII-VIII + 1	0,24	<u>0,37</u>	<u>0,47</u>	<u>0,29</u>
ГТК	0,13	0,16	<u>0,48</u>	0,24
V-VIII	<u>0,29</u>	<u>0,29</u>	<u>0,46</u>	0,25
ГТК+1	0,13	0,25	<u>0,65</u>	<u>0,41</u>
V-VIII+1	0,23	<u>0,38</u>	<u>0,63</u>	<u>0,48</u>
T	-0,15	-0,12	-0,21	-0,14
W	0,14	0,16	<u>0,46</u>	0,24
A	<u>-0,29</u>	<u>-0,38</u>	<u>-0,48</u>	<u>-0,31</u>
O_1	-0,11	-0,08	-0,11	0,10
VL_1	-0,26	<u>-0,34</u>	<u>-0,53</u>	-0,18
O_3	0,03	0,16	<u>0,45</u>	0,17
VL_3	0,05	<u>0,28</u>	<u>0,62</u>	<u>0,34</u>

Вищі значення коефіцієнта кореляції отримані для показників VL_1 , VL_3 . Так показники кореляції приросту з VL_1 , тобто за останній період формування приросту, демонструють середньої тісноти зв'язок у разі сильного й середнього пошкодження. Стосовно VL_3 найвище значення r відмічається на ПП 1 із сильним пошкодженням – 0,58–0,62.

Висновки до розділу

Реакція пагонів і стовбура на дію фітотоксикантів є вторинною. Розміри пагонів та їхнє охоплення зменшуються у 2–3 рази.

Флоема зазнає меншого впливу забруднення атмосфери, ніж ксилема. Ширина шару деревини однорічних пагонів у зоні забруднення знижується в 1,8–2,0 рази, кори – в 1,1–1,6 рази. Причиною цього є зменшення кількості (в 1,3 рази) і радіальних розмірів (майже в 2 рази) ситоподібних трубок.

Реакція деревини на забруднення є однотипною у всіх частинах стовбура: а) зменшується ширина річного кільця; б) знижується кількість трахеїд; в) зменшується частка пізньої деревини, тобто фітотоксиканти посилюють вплив посухи; г) збільшуються радіальні розміри як пізніх, так і ранніх трахеїд.

Товщина провідного лубу та ксилеми в нижній частини стовбура є меншою, ніж у пагонах. Ця різниця посилюється у разі сильного забруднення в 4,75 рази.

Формування радіального приросту сосняків в умовах аеротехногенного забруднення обумовлюється впливом комплексу негативних факторів, у т.ч. аеротехногенного забруднення. Так середньорічний радіальний приріст сосняків техногенної зони ЗТЕС зменшився майже на 40 %,

Особливо сильне зменшення радіального приросту характерне для сосняків, розташованих найближче до джерел забруднення. У техногенно пошкоджених сосняках депресія приросту триває на 3–4 роки довше. Реакції приросту дерев на дію негативних факторів може запізнюватися на 1–3 роки..

Реакція деревостану на забруднення значною мірою посилюється синергетичною дією інших стрес-факторів, насамперед перш кліматичних, що ускладнює оцінювання впливу забруднення. У лісовій зоні до початку забруднення приріст слабо корелює з кліматичними показниками, оскільки ґрунтовий комплекс пом'якшує їхній негативний вплив. Тим не менше до пуску РВАТ «Азот» досліджувані сосняки мали декілька глибоких депресій приросту, що викликані дією посух, після яких в подальшому навіть за оптимальних умов величина приросту не досягала попереднього рівня. Особливо це відчутне на південній межі ареалу сосни звичайної (сосняки в зоні ЗТЕС) і в степу (ЛРСПА), де суттєво впливають жорсткі погодні умови. Виділити вплив забруднення на формування приросту складно, оскільки воно посилює негативний вплив погодних аномалій на формування приросту.

Основну частку річного кільця становить рання деревина, товщина якої залежить від умов попереднього та поточного років, а частка від товщини всього кільця в досліджуваних сосняках становить 62–67 %. Частка від загального приросту і товщина пізньої деревини сосняків менші, ніж ранньої. Це пов'язано із тим, що в період формування пізньої деревини (липень–серпень) часто створюються жорсткі посушливі умови росту.

ВИСНОВКИ

У приведеній роботі зроблено аналіз і теоретичні узагальнення отриманих результатів щодо аеротехногенних змін у лісових екосистемах основних природних зон рівнинної території України. Удосконалено методику оцінювання наслідків дії забруднення на сосняки, розроблено основні заходи щодо ведення лісового господарства в таких умовах.

1. Незважаючи на зменшення обсягу викидів в атмосферу викидами РВАТ «Азот», ЧПА, ЛРСПА, ЗТЕС, в зоні яких проводились дослідження рівень забруднення залишається високим, що негативно впливає на стан насаджень.

2. В результаті надходження викидів в атмосферу відбувається порушення хімізму опадів. В зоні:

- агломерацій і виробництв із викидами SO_2 , NO_x , NH_3 спостерігається локальне підлугування опадів (рН досягає 8,8) в наслідок забруднення атмосфери викидами аміаку;

- ЗТЕС рівень рН снігу не перевищує 7, що пов'язано з високим вмістом у сніговому покриві сульфатів і нітратів. Основна причина підлугування лужні і важкі метали попелу кам'яного вугілля.

3. В наслідок накопичення забруднювачів в ґрунтах відбуваються суттєві негативні зміни в ґрунтово-вбирному комплексі (ВКГ), порушується співвідношення водорозчинних іонів, знижується вміст гумусу та елементів живлення рослинності. Ступінь і характер змін залежить від характеристик і тривалості забруднення та властивостей ґрунтів. Так, в зоні:

- виробництв, які викидають кислі сірко- і азотутримуючі забруднювачі, із вбирного комплексу (ВКГ) вимиваються лужноземельні метали, зменшується ємкість вбирання і насиченість основами, зростає кислотність ґрунтів. При цьому надходження азотутримуючих токсикантів не компенсує втрати азоту внаслідок падіння мікробіологічної діяльності оскільки погіршується забезпечення рослин азотом, зменшується частка його доступних форм.

- цементних виробництв накопичуються аномальні рівні лужних металів і рН гумусового горизонту може перевищувати 8,0, тобто на 2-3 одиниці більше природного рівня. В ВКГ іон водню майже повністю заміщується кальцієм. Максимальний вміст лужних металів накопичується у верхньому гумусовому горизонті. Легкосуглинкові та піщані ґрунти підлугуються значно глибше. Рівень підлугування ґрунтів зростає в періоди жаркої сухої погоди.

4. В наслідок седиментації викидів формуються території з аномально високим вмістом важких металів які в зоні цементних мають локальний, а в зоні ТЕС регіональний характер. Так вміст Cr в гумусованому шарі підстилки в 12-14, Cu- 14-19, Zn- 7-11, Sr- 8-13, Pb – в 13-18 разів більший ніж в опаді. Перевищення запасу лужних металів в підстилці над запасом в опаді складає 40- 60 разів, а важких металів може досягати сотні разів.

5. Аеротехногенні зміни у трофотопі призводять до гальмування інтенсивності біокругообігу в ланці опад – підстилка. При цьому зменшується надходження опадів, зростає маса підстилки. Інтенсивність біокругообігу падає

до рівня сильно загальмованої, а накопичення фітодетриту повністю домінує у всіх шарах підстилки. В посушливих умовах степу ці негативні процеси ще більше посилюються. Загальний час формування запасу мортмаси (ТМН) в техногенній зоні на 0,9-3,0 року більше ніж на контролі.

6. В наслідок аеротехногенного забруднення у сосни звичайної відбуваються дехромація, дефоліація, зміна розмірів і віку хвої. Під впливом техногенного забруднення тривалість життя хвої сосни зменшується від 3 до 1,6 років, особливо в посушливі роки. Втрати асиміляційної поверхні однорічної та дворічної хвої в сильно пошкоджених сосняках становлять 25 і 40 %, а внаслідок гальмування росту хвої втрачається ще 20–50 %.

7. У міру збільшення рівня забруднення зменшується площа покривних тканин хвої (епідермісу, гіподерми й мезофілу), збільшуються розміри клітин та об'єм міжклітинників, формується більш пухка структура мезофілу. Зменшуються кількість і площа продихів.

8. Реакція пагонів і стовбура на дію фітотоксикантів є вторинною, проявляється у зменшенні у 2–3 рази приросту та охоєння пагонів, у зменшенні в 1,6 кількості брахібластів й 1,4 рази довжини міжвузлів. У зоні забруднення ширина шару деревини однорічних пагонів знижується в 1,8–2,0 рази, кори – в 1,1–1,6 рази. В одно- і дворічних пагонах в 1,5–2,0 рази зменшуються кількість і розміри смоляних ходів.

9. Стан сосняків на протязі майже 30-ти річного періоду визначався рівнем аеротехногенного навантаження, яке суттєво змінювалося у часі і в просторі. Незважаючи на зниження обсягу викидів в кінці 1990-х років процес аеротехногенного пошкодження сосняків набув загрозливого характеру. Причиною такого погіршення стану лісів є синергізм дії аеротехногенного забруднення та посухи.

10. Тривалий техногенний вплив на лісові екосистеми призвів, до незворотних змін екосистем, коли вона втратила здатність підтримувати рівновагу. В лісовій екосистемі під впливом забруднення зменшувалась потужність біогоризонту фотосинтезу; унаслідок вирівнювання за висотою дерев I, II і III класів Крафта спрощувалась структура сосняків. Після такого порушення лісові екосистеми починають незворотно деградувати, що зовні проявляється зменшенні відносної довжини та стрункості крони зміні її форми: у молодняків – на туповершинну, середньовікових насаджень – на плосковершинну (парасолькоподібну). Відмічені зміни форми крони є підтвердженням передчасного старіння дерев.

11. Зниження радіального приросту сосняків в умовах аеротехногенного забруднення посилюється синергетичною дією інших стрес-факторів, перш за все аномальних коливань клімату. Віковий тренд зменшення радіального приросту сосняків є наслідком дії посух. У техногенно пошкоджених сосняках депресія приросту триває на 3–4 років довше. Особливо це відчутно на південній межі ареалу сосни звичайної (сосняки в зоні ЗТЕС) та в степу («Балцем» і ЛРСПА). Радіальний приріст домінантних дерев сильніше позитивно реагує на сприятливі погодні умови ніж дерев інших класів Крафта, а в несприятливі роки спостерігається протилежне.

ДОДАТКИ

Додаток А

Таблиця А

Симптоми пошкодження листя та хвої основними забруднювачами атмосфери*

Назви фіто-токсикантів та тип пошкодження	Ознаки пошкодження	
	Хвої	листя
1	2	3
Сполуки фтору хронічний	Спочатку побіління кінчиків, потім потемніння кінчиків і всієї поверхні.	Хлороз кінчиків листя у вигляді вузьких світло-жовтих смуг, який поступово розповсюджується по периферії листка та до його середини вздовж середньої жилки.
гострий	Розвиток дистального некрозу. Кінчики червонувато-коричневого забарвлення. Між живою та відмерлою частинами зона хвої темнокоричнева, більш темна.	Ділянки хлорозу перетворюються в некротичні. Іноді передчасний листопад. Пошкодження чітко помітні за зміною кольору кінчиків і країв листя (як правило, коричневого або чорного кольору) і ложкоподібним здуттям відрізняються від ураження SO ₂ .
Хлор	Білий некроз	Спочатку темний колір зі сріблястим відтінком, пізніше знебарвлені некротичні плями різних розмірів. Сильна, швидка, іноді навіть повна дефоліація протягом декількох годин.
Сірчистий ангідрид		
хронічний	Розвиток рудо-бурого некрозу починаючи з кінчиків хвої	Червоно-бурі плями різного розміру
гострий	Спочатку пошкоджена хвоя набуває «мокрого вигляду» і далі змінює колір на червонувато-коричневий У хвоїнок сосни забарвлення змінюється від сіро-зеленого та сірого до коричневого та червоно-бурого; у ялини та інших дерев забарвлення пошкодженої хвої коричневого, червоно-бурого, деколи коричнево-фіолетового кольору.	периферійна та міжжилкова зміна кольору до темно-зеленого або тьмяного, які здаються мокрими. Першим симптомом пошкодження є Поступово ці зони всихають і бліднуть (колір слонової кістки → білий → склоподібно-прозорий). Частини листяної пластинки біля жилок рідко зазнають некрозу.

<u>Оксиди азоту</u>		
хронічний	Червоний некроз дистальної частини хвоїнок	Загальний хлороз більш старого листя
гострий	Поступово розповсюджується знебарвлення від кінчиків до основи хвоїнок. Іноді досить чітка межа між некротичною та здоровою тканиною хвої.	Безладно розповсюджені знебарвлені плями сіро-зеленого відтінку, які поступово всихають і стають білими (як і при пошкодженні SO ₂). Знебарвлені некротичні плями можуть об'єднуватися, утворюючи смуги. Відмічається також крайовий некроз (в акації, дуба та клена).
<u>HCl</u>		
		Хлороз та коричневі некротичні плями переважно на кінчиках та краях листя (аналогічно SO ₂).
<u>Озон</u>		
хронічний	Хлоротичні плями сріблястих, рожевих або червонуватих відтінків	Спочатку набухання тканин, потім нижня поверхня набуває сріблястого або бронзового від-тінку, а на верхній з'являються краплинки, смуги, некроз різної форми
гострий	Дистальний некроз коричневого кольору. Зменшення розміру хвоїнок. Передчасний опад хвої, а також загальний синдром всихання.	Некротичні плями на верхній поверхні. Через їх злиття поступово вся верхня поверхня знебарвлюється. Можуть також з'явитися темні мокнучі ділянки. Пошкодження може розповсюджуватися і симптоми з'являються на обох поверхнях листя. У багатьох видів забарвлення плям поступово набуває бронзового кольору.
<u>Аміак</u>		
		Рівномірний периферійний некроз тьмяного темно-зеленого, а потім коричневого або чорного кольору.
<u>Пероксиацетилнітрат (ПАН)</u>		
хронічний		хлороз
гострий		Глянцеватість із подальшим пожовтінням нижньої поверхні. При високих дозах пошкоджується і верхня поверхня листя; кінцевий результат – передчасне старіння та опад листя.

<u>Важкі метали</u>	При стресовій дії кадмію пригнічується ріст хвоїнок, можливий хлороз молоді хвої. Поступово прогресує в'янення у напрямку до основи хвоїнок, настає некроз. Цинк викликає аналогічні симптоми пошкодження.	Міжжилковий хлороз, некроз кінчиків та краю листя. Передчасний листопад. Гальмування росту листяних пластинок. Втрата тургору, в'янення та всихання листя. Цинк викликає міжжилковий хлороз, а високі концентрації призводять до в'янення молодого листя та пагонів, а також до некрозу їх тканин.
<u>Кислі опади</u>		Некротична плямистість
<u>Етилен</u> хронічний гострий		Різний ступінь епінастії, значне скривлення та деформація листя, хлорози листяної поверхні. Симптоми старіння листя та дефоліації. Червонясті та бурі плями. Розвиток хлорозу та некрозу у більш старого листя.
<u>Сірководень</u>		Міжжилкове знебарвлення, некроз або крайові опіки.
<u>Оксид магнію</u>	Однорічна хвоя набуває світло- або жовтувато-зеленого кольору, дворічна – червоніє або буріє.	Між жилками утворюються світло-зелені або жовтувато-зелені плями.
<u>Цементний та магнезитовий пил</u>		Хлороз всієї поверхні (у виді світло-зелених крапок, які спочатку червоніють, а потім чорніють) та червоно-бурий некроз по периферії і вздовж жилок.

Примітки: * Складено на основі аналізу наукових праць [10, 19, 54] та авторських спостережень.

Додаток Б

Погодні умови у розрізі природних зон України

Таблиця Б.1

Оцінка аномальності погодних умов Полісся

Роки	Температура, 0С		Х-ка температурного режиму		Опади, мм		Х-ка режиму зволоження	
	Річна	В період	Річного	В. період	Річні	В. період	Річна	В період
1945	6,5	12,7	Н	Х	462	381	Н	Н
1946	7,3	14,5	Н	Н	399	291	С	С
1947	6,7	13,9	Н	Н	486	321	Н	Н
1948	7,4	14	Н	Н	503	369	Н	Н
1949	7,7	13,3	Н	Н	578	450	Н	Н
1950	7,4	14	Н	Н	545	388	Н	Н
1951	7,9	13,8	Н	Н	448	323	С	С
1952	6,7	13,4	Н	Н	552	402	Н	Н
1953	7,1	14	Н	Н	394	282	С	С
1954	6,2	13,7	Х	Н	688	577	М	М
1955	6,9	13,1	Н	Н	697	518	М	М
1956	5,3	12,9	АТ	Н	561	435	Н	Н
1957	7,7	13,6	Н	Н	451	335	С	С
1958	7,3	13,1	Н	Н	706	507	М	Н
1959	7,3	13,2	Н	Н	487	267	Н	С
1960	7,4	13,2	Н	Н	656	407	Н	Н
1961	7,7	13,9	Н	Н	322	205	АС	А С
1962	6,7	12,9	Н	Н	710	484	М	Н
1963	6,2	14,5	Х	Н	538	386	Н	Н
1964	6,4	13,6	Н	Н	523	333	Н	Н
1965	5,6	12,1	Х	Х	548	373	Н	Н
1966	7,9	14,3	Н	Н	545	288	Н	С
1967	8	14,9	Н	Т	598	407	Н	Н
1968	7,1	13,7	Н	Н	632	485	Н	Н
1969	5,7	13	Х	Н	640	519	Н	М
1970	6,8	13,1	Н	Н	752	509	М	Н
1971	6,9	13,3	Н	Н	568	434	Н	Н
1972	7,8	16,2	Н	АТ	485	407	Н	Н
1973	6,4	13	Н	Н	572	407	Н	Н
1974	5,5	12,7	Х	Х	790	641	М	АМ
1975	7	14,4	Н	Н	500	427	Н	Н
1976	6	12,4	Х	Х	564	376	Н	Н
1977	7,4	12,7	Н	Х	563	386	Н	Н
1978	7,4	12,4	Н	Х	802	664	АМ	АМ
1979	6,8	13,4	Н	Н	444	240	С	С

Продовження табл. Б.1

Роки	Температура, °С		Х-ка температурного режиму		Опади, мм		Х-ка режиму зволоження	
	Річна	В період	Річного	В. період	Річні	В. період	Річна	В період
1980	5,6	12,2	X	X	644	502	H	H
1981	7,2	13,5	H	H	617	411	H	H
1982	7,7	13,5	H	H	430	332	C	C
1983	8,3	14,5	H	H	458	303	C	C
1984	7	13,3	H	H	473	365	H	H
1985	5,7	13,4	X	H	557	389	H	H
1986	7,1	13,9	H	H	487	394	H	H
1987	6,6	12,6	H	X	445	317	C	C
1988	7	13,5	H	H	611	467	H	H
1989	8,8	14,1	T	H	640	516	H	H
1990	8,6	13,1	T	H	469	354	H	H
1991	7,4	13,4	H	H	540	450	H	H
1992	7,9	13,7	H	H	567	430	H	H
1993	6,9	13	H	H	590	465	H	H
1994	8	13,6	H	H	523	343	H	H
1995	7,9	14,2	H	H	506	349	H	H
1996	6,4	13,9	H	H	524	366	H	H
1997	7,2	12,9	H	H	664	486	H	H
1998	7,8	14	H	H	767	611	M	AM
1999	8,7	14,8	T	T	721	495	M	H
2000	9	14,4	T	H	627	422	H	H
2001	8,1	14,7	H	H	714	507	M	H
2002	8,7	14,8	T	T	503	371	H	H
2003	7,7	14	H	H	592	470	H	H
2004	7,7	13,3	H	H	570	390	H	H
2008	9,4	15,1	AT	T	761	609	M	AM
2009	8,7	15,2	T	T	519	316	H	H
2010	8,1	15,3	H	T	812	593	AM	M
2011	8,6	15,4	T	T	402	265	C	C
2012	8,2	16,1	H	AT	703	510	M	H
2013	8,7	15,4	T	T	599	389	H	H
2014	9,2	15,4	T	T	640	470	H	H
2015	9,8	15,1	AT	T	683	395	H	H
2016	9,2	15,4	T	T	748	417	M	H
2017	9,0	14,8	T	H	930	562	AM	M

Оцінка аномальності погодних умов Лівобережного Лісостепу

Роки	Температура, 0С		Х-ка температурного режиму		Опади, мм		Х-ка режиму зволоження	
	Річна	В період	Річного	В. період	Річні	В. період	Річна	В період
1967	7,8	16,3	Н	Т	535	313	Н	Н
1968	7,7	15,4	Н	Н	525	281	Н	Н
1969	7,6	15	Н	Н	451	255	Н	С
1970	7,9	15,3	Н	Н	607	337	Н	Н
1971	8,1	15	Н	Н	421	269	Н	Н
1972	8	16,9	Н	АТ	499	386	Н	Н
1973	7,5	14,3	Н	Н	593	403	Н	Н
1974	8,1	14,6	Н	Н	419	323	Н	Н
1975	9,3	17,1	АТ	АТ	388	231	С	С
1976	5,8	13	Х	Х	638	407	М	Н
1977	7	13,9	Н	Н	640	447	М	М
1978	6,3	13,2	Н	Х	644	423	М	Н
1979	8	15,2	Н	Н	615	403	Н	Н
1980	6,5	13,8	Н	Н	607	320	Н	Н
1981	9	15,7	Т	Н	688	339	М	Н
1982	7,6	14,2	Н	Н	469	346	Н	Н
1983	8,8	15,7	Т	Н	381	217	С	С
1984	7,6	15,5	Н	Н	453	246	Н	С
1985	6,5	15,3	Н	Н	528	308	Н	Н
1986	7,9	15,8	Н	Н	526	345	Н	Н
1987	5,7	13,5	Х	Х	539	312	Н	Н
1988	7,4	15,1	Н	Н	693	483	М	М
1989	9,4	15,4	АТ	Н	687	510	М	АМ
1990	9,2	14,5	Т	Н	494	300	Н	Н
1991	8,2	15,8	Н	Н	647	536	М	АМ
1992	8	14,4	Н	Н	520	356	Н	Н
1993	6,8	13,9	Н	Н	498	316	Н	Н
1994	7,9	15,7	Н	Н	428	268	Н	Н
1995	8,8	15,8	Т	Н	721	357	М	Н
1996	7,3	15,5	Н	Н	520	373	Н	Н
1997	7,3	14,3	Н	Н	691	450	М	М
1998	8,4	16,3	Т	Т	514	299	Н	Н
1999	9,6	16,6	АТ	Т	533	286	Н	Н
2000	8,7	15,5	Т	Н	557	337	Н	Н
2001	8,7	15,9	Т	Т	660	373	М	Н
2002	9,2	16,1	Т	Т	503	382	Н	Н

Продовження табл. Б.2

Роки	Температура, °С		Х-ка температурного режиму		Опади, мм		Х-ка режиму зволоження	
	Річна	В період	Річного	В. період	Річні	В. період	Річна	В період
2003	7,5	14,9	Н	Н	705	490	М	М
2004	8,7	14,8	Т	Н	725	479	АМ	М
2005	8,8	16	Т	Т	685	398	М	Н
2006	8,1	16,1	Н	Т	553	340	Н	Н
2007	9,8	16,8	АТ	Т	583	404	Н	Н
2008	9,4	16,1	АТ	Т	389	272	С	Н
2009	9,2	16,3	Т	Т	566	245	Н	С
2010	9,9	17,9	АТ	АТ	664	413	М	Н
2011	8,6	16,6	-	-	489	380	Н	Н
2012	9,4	18,5	-	-	498	327	Н	Н
2013	9,6	16,7	-	-	509	394	Н	Н
2014	9,0	16,1	-	-	495	371	Н	Н
2015	9,8	16,3	АТ	Т	519,1	281,4	С	С
2016	9,4	16,2	АТ	Т	736,7	458,0	АМ	М
2017	9,5	16,1	АТ	Т	419,6	210,1	С	С
2018	9,3	17,8	АТ	АТ	456,5	190,5	С	С
2019	10,2	17,1	АТ	АТ	422,9	296,4	С	С
2020	10,4	17,0	АТ	АТ	530,3	359,4	С	С

Оцінка аномальності погодних умов Степу

Роки	Температура, 0С		Х-ка температурного режиму		Опади, мм		Х-ка режиму зволоження	
	Річна	В. період	Річного	В. період	Річні	В.період	Річна	В період
1951	8,1	16,1	Н	Н	306	216	С	Н
1952	8,5	15,9	Н	Н	418	264	Н	Н
1953	7,5	16,2	Н	Н	281	173	С	С
1954	7,8	17,4	Н	Т	361	282	Н	Н
1955	8,8	16,0	Н	Н	440	272	Н	Н
1956	6,0	14,9	АХ	Н	380	224	Н	Н
1957	9,1	16,9	Н	Т	281	164	С	С
1958	8,0	14,6	Н	Х	517	390	Н	Н
1959	7,6	15,5	Н	Н	388	226	Н	Н
1960	9,1	16,0	Н	Н	476	327	Н	Н
1961	8,7	15,6	Н	Н	493	304	Н	Н
1962	9,2	16,5	Т	Н	354	188	Н	С
1963	7,6	16,6	Н	Н	461	278	Н	Н
1964	7,3	15,3	Н	Н	421	320	Н	Н
1965	7,6	14,5	Н	Х	319	130	С	С
1966	10,0	16,8	Т	Н	710,1	291	М	Н
1967	8,2	16,6	Н	Н	521,8	252,6	Н	Н
1968	8,4	16,2	Н	Н	554	334,8	Н	Н
1969	6,8	14,9	Х	Н	496,7	328,6	Н	Н
1970	8,9	16,3	Н	Н	461,8	267,4	Н	Н
1971	9,0	16,0	Н	Н	449	302,4	Н	Н
1972	8,8	18,0	Н	АТ	452,1	335,2	Н	Н
1973	7,5	15,1	Н	Н	634,1	468	М	М
1974	8,5	15,7	Н	Н	548,9	379,6	Н	Н
1975	9,8	17,9	Т	АТ	332,7	193	С	С
1976	6,5	14,2	Х	Х	498,4	325,9	Н	Н
1977	7,2	13,8	Н	АХ	674,6	469	М	М
1978	8,0	14,7	Н	Х	399,7	249,4	Н	Н
1979	9,2	16,6	Т	Н	329,6	149,6	С	С
1980	7,9	15,5	Н	Н	623,3	434,4	М	М
1981	9,5	16,6	Т	Н	483,5	211,2	Н	Н
1982	7,9	15,0	Н	Н	494,2	341,6	Н	Н
1983	9,4	16,4	Т	Н	429	297,7	Н	Н
1984	8,6	16,4	Н	Н	369,1	258,1	Н	Н
1985	7,4	16,0	Н	Н	472,5	272,2	Н	Н
1986	8,6	16,8	Н	Н	375,7	188,4	Н	С
1987	6,0	14,1	АХ	Х	505,9	318,4	Н	Н
1988	8,0	15,9	Н	Н	530,5	342,1	Н	Н
1989	9,9	16,1	Т	Н	547,6	411,3	Н	Н

Продовження табл. Б.3

Роки	Температура, 0С		Х-ка температурного режиму		Опади, мм		Х-ка режиму зволоження	
	Річна	В. період	Річного	В. період	Річні	В.період	Річна	В період
1990	9,7	15,4	Т	Н	327,7	172,6	С	С
1991	9,0	17,0	Н	Т	436,9	292,9	Н	Н
1992	8,3	14,8	Н	Х	798,5	624,6	АМ	АМ
1993	7,3	14,4	Н	Х	542,7	389,1	Н	Н
1994	7,9	15,7	Н	Н	306,7	156,2	С	С
1995	9,9	16,7	Т	Н	611,4	386,3	М	Н
1996	8,3	16,4	Н	Н	599	463,8	Н	М
1997	8,2	15,9	Н	Н	789	614,5	АМ	АМ
1998	9,6	17,9	Т	АТ	410,5	221,3	Н	Н
1999	9,9	17,1	Т	Т	466,3	250,8	Н	Н
2000	-	-	-	-	432	291	Н	Н
2001	-	-	-	-	678	490	М	М
2002	-	-	-	-	564	380	Н	Н
2003	-	-	-	-	459	288	Н	Н
2004	-	-	-	-	698	417	М	Н

Додаток В

Викиди у атмосферу

Таблиця В.1

Джерело викидів у атмосферу в Європейських країнах, тис. тонн [465]

Країна	Окис сірки			Оксид азота			Амоній		
				(NO ₂)					
	1980*	1990	2004	1980*	1990	2004	1980*	1990	2004
Австрія	346	74	29	246	212	227	52	69	64
Бельгія	828	361	154	442	382	298	89	112	74
Чеська Республіка	2257	1876	227	937	742	328	156	157	69
Данія	451	176	23	307	266	171	138	134	98
Естонія	287	274	90	70	74	37	24	26	10
Фінляндія	584	259	83	295	299	205	39	38	33
Франція	3213	1333	484	1989	1829	1218	810	787	742
Німеччина	7514	5289	559	3334	2878	1554	835	758	641
Греція	400	487	537	306	299	317	79	79	72
Угорщина	1633	1011	240	273	276	190	157	124	74
Ірландія	222	186	71	73	119	116	112	114	113
Італія	3441	1795	418	1585	1945	1244	441	405	412
Латвія	96	97	4	70	69	39	52	47	13
Луїзіана	311	263	40	152	158	55	85	82	49
Люксембург	24	26	4	23	20	29	7	7	7
Мальта	26	29	17	9	14	12	5	1	1
Нідерланди	490	189	66	583	549	360	234	249	134
Польща	4100	3278	1286	1229	1581	804	550	511	317
Португалія	253	317	203	158	243	271	96	55	64
Славакія	780	542	97	197	215	98	63	66	28
Словенія	234	198	55	51	63	57	24	25	17
Іспанія	2913	2166	1172	1068	1247	1519	285	329	413
Швеція	491	117	47	404	306	197	54	55	56
24 країни євросоюзу	35763	24088	6784	16466	16737	10986	4765	4617	3843
Албанія	72	74	32	24	23	25	32	23	23
Білорусь	740	888	97	234	379	213	142	215	121
Боснія і Герцоговіна	482	484	427	79	73	52	31	21	17
Болгарія	2050	2007	929	416	363	216	144	144	54
Хорватія	150	178	85	60	88	70	52	53	53
Ісландія	18	9	9	21	9	11	3	4	4
Норвегія	136	53	25	191	224	215	23	20	23
Македонія	107	110	87	39	46	42	17	15	14
Молдова	308	175	15	115	131	38	53	61	26
Румунія	1055	1310	685	523	527	346	340	289	266
Росія	7323	6113	1858	3634	3600	3093	1189	1204	621
Сербія та Чорногорія	406	593	341	192	165	149	90	74	66
Швейцарія	116	42	17	170	156	87	77	68	58
Україна	3849	3921	1145	1145	1753	960	729	682	550
Велика Британія	4841	3699	833	2652	2932	1621	370	382	336
Країни Європи	52575	40045	12536	23309	24274	16503	7687	7490	5739

[illegible]

Співвідношення вмісту ВМ у різних компонентах соснових насаджень соснових насаджень в зоні ЗТЕС

Л-во, кв.	Віддаль, км	Компонент	ВМ										
			Ti	Mn	Cr	Sr	V	Zn	Ni	Cu	Pb	Co	Σ HM
A-2	4,6	X2/X1	1,90	0,69	0,78	0,00	1,13	1,70	1,11	0,90	1,19	1,36	1,27
A-25	6,9	X2/X1	1,54	2,14	1,07	1,34	1,11	1,12	0,82	1,39	1,50	1,07	1,22
B-104	28,2	X2/X1	0,84	0,80	0,80	0,00	0,88	0,82	1,09	0,84	1,05	0,48	0,74
3-130	7,9	X2/X1	0,58	1,14	0,60	0,68	0,91	0,68	0,88	1,01	1,46	0,90	0,71
3-16	11	X2/X1	1,38	0,58	0,94	0,61	1,07	1,07	1,19	1,14	1,92	1,47	1,05
3-166	8,5	X2/X1	1,65	4,23	1,75	5,08	1,37	1,02	1,59	1,09	1,63	1,35	1,51
3-168	12,5	X2/X1	0,94	0,53	0,95	0,00	1,02	5,30	1,27	0,94	2,78	1,36	1,67
3-63	14	X2/X1	0,74	0,56	0,55	0,00	0,85	0,65	1,41	0,63	1,25	0,80	0,53
3-99	10,5	X2/X1	1,45	1,21	1,59	1,03	1,09	1,13	1,27	0,83	1,97	1,31	1,13
A-2	4,6	X3/X2	1,29	9,29	1,00	HE	1,04	0,70	1,08	1,00	1,09	0,64	1,01
A-25	6,9	X3/X2	1,84	8,07	2,39	4,77	1,65	0,71	1,56	1,38	0,91	1,59	1,56
B-104	28,2	X3/X2	1,98	5,30	1,24	HE	1,42	1,13	1,28	1,13	1,53	2,45	1,83
3-130	8,5	X3/X2	1,71	5,35	2,44	1,39	1,54	0,42	1,51	0,93	0,99	1,11	0,92
3-16	11	X3/X2	0,83	3,14	1,27	2,88	1,56	1,05	1,36	0,99	0,89	1,15	1,26
3-166	12,5	X3/X2	1,01	2,18	1,19	0,51	1,37	0,87	1,40	1,64	1,09	1,02	0,91
3-168	7,9	X3/X2	1,93	10,29	1,14	HE	1,23	0,51	1,09	0,77	1,32	0,98	1,03
3-63	14	X3/X2	1,86	4,30	1,51	HE	1,61	1,48	1,25	1,29	1,74	1,25	1,87
3-99	10,5	X3/X2	1,75	1,67	1,05	5,83	1,23	1,07	1,46	1,07	1,17	1,17	1,68
A-2	4,6	L/X3	2,39	97,17	5,05	0,00	1,98	2,17	1,86	0,67	3,37	0,39	4,41
A-25	6,9	L/X3	1,14	38,66	1,78	0,00	1,13	2,54	1,49	0,42	4,76	0,00	1,76
B-104	28,2	L/X3	1,76	65,64	3,13	0,00	0,65	0,98	0,95	0,46	1,28	0,95	3,25
3-130	8,5	L/X3	1,33	77,13	1,78	0,00	0,87	5,74	0,83	0,78	3,23	0,00	3,43

Продовження таблиці ГЗ

Л-во, кв.	Віддаль, км	Компонент	ВМ										
			Ti	Mn	Cr	Sr	V	Zn	Ni	Cu	Pb	Co	ΣHM
3-16	11	L/X3	1,66	25,18	2,65	0,00	0,71	1,69	0,94	0,45	2,92	0,00	1,75
3-166	12,5	L/X3	1,88	102,50	2,81	0,00	0,74	1,56	0,98	0,21	2,08	0,00	2,15
3-63	14	L/X3	1,27	37,41	2,06	0,00	0,59	1,67	1,40	0,53	1,58	0,46	1,93
3-99	10,5	L/X3	1,53	128,57	2,14	0,00	0,77	2,01	0,87	0,94	2,39	0,00	3,17
A-2	4,6	F/L	1,54	0,60	1,50	HE	1,96	1,63	1,88	2,34	1,88	1,88	1,01
A-25	6,9	F/L	2,74	1,93	2,55	HE	1,83	1,46	2,74	3,66	1,89	HE	1,96
B-104	28,2	F/L	2,53	1,17	2,41	HE	3,33	2,34	5,63	5,00	2,97	1,88	1,56
3-130	8,5	F/L	11,89	1,36	4,14	HE	6,06	0,94	4,49	3,23	2,22	HE	2,64
3-133	5,5	F/L	2,15	1,50	1,36	HE	1,99	0,97	0,51	1,94	1,77	1,21	1,31
3-16	11	F/L	2,00	1,58	2,05	HE	1,97	0,77	3,16	2,46	1,20	HE	1,45
3-166	12,5	F/L	10,81	3,96	3,00	HE	4,06	1,42	3,89	5,41	1,73	HE	4,08
3-32	11	F/L	1,44	1,64	1,41	HE	2,39	1,64	2,24	2,63	1,56	HE	1,66
3-63	14	F/L	2,72	3,54	2,15	HE	3,30	1,32	3,37	3,30	2,27	1,72	2,66
3-78	13	F/L	1,91	1,93	1,86	HE	3,48	1,49	4,88	4,47	2,21	HE	1,89
3-99	10,5	F/L	8,21	2,05	3,88	HE	5,28	1,10	5,07	2,14	1,67	HE	2,49
Ч-38	16	F/L	16,91	4,64	6,42	HE	13,39	15,45	16,11	12,36	6,31	HE	8,46
A-2	4,6	H/F	14,90	13,59	8,69	HE	10,58	1,67	12,34	4,17	3,48	13,91	9,13
A-25	6,9	H/F	14,67	7,82	4,69	HE	13,33	1,14	9,14	3,05	2,65	HE	6,97
B-104	28,2	H/F	7,13	2,26	2,90	HE	3,78	2,75	2,93	2,75	2,17	2,75	3,15
3-130	8,5	H/F	4,77	23,45	4,42	HE	5,46	2,91	14,15	3,72	3,88	3,72	8,76
3-16	11	H/F	10,21	4,83	5,44	HE	13,82	6,32	6,32	3,95	5,44	6,32	6,27
3-166	12,5	H/F	3,30	4,32	3,60	HE	5,19	2,06	9,61	2,88	4,28	3,60	3,84
3-32	11	H/F	15,16	12,13	6,55	HE	10,39	1,52	7,58	3,03	4,47	HE	9,42

Л-во, кв.	Віддаль, км	Компонент	BM										
			Ti	Mn	Cr	Sr	V	Zn	Ni	Cu	Pb	Co	ΣHM
3-63	14	ГР/Н	1,79	0,22	3,07	нв	0,91	1,72	0,60	0,54	2,56	0,00	0,61
3-78	13	ГР/Н	7,28	1,95	3,12	нв	0,70	0,66	0,51	0,25	0,77	3,43	3,18
3-99	10,5	ГР/Н	2,03	0,21	1,95	нв	1,01	1,56	0,49	0,39	1,33	1,30	0,65
Ч-38		ГР/Н	0,46	0,16	2,02	нв	0,63	1,42	1,19	0,13	0,51	0,00	0,34
A-2	4,6	ГР/Х3	43,86	283,40	105,26	0,00	14,10	7,52	11,28	1,75	10,96	8,22	22,11
A-25	6,9	ГР/Х3	40,54	223,27	54,05	0,00	11,26	8,65	38,16	0,54	11,82	0,00	16,07
B-104	28,2	ГР/Х3	192,31	192,31	188,81	0,00	18,10	12,31	28,11	1,92	11,71	0,00	49,09
3-130	8,5	ГР/Х3	116,67	564,10	60,61	0,00	14,81	22,22	18,63	1,67	19,61	0,00	53,78
3-16	11	ГР/Х3	10,12	219,30	129,19	0,00	11,08	6,58	13,50	6,58	108,36	7,31	15,55
3-166	12,5	ГР/Х3	92,59	416,67	125,00	0,00	13,07	6,94	41,67	1,54	9,26	0,00	23,82
3-63	14	ГР/Х3	107,76	431,03	106,10	0,00	15,33	8,62	22,59	3,45	25,54	0,00	37,10
3-99	10,5	ГР/Х3	70,75	314,29	79,37	0,00	11,43	8,93	13,57	2,08	20,41	7,52	22,73

Додаток Д

Таблиця Д.1

Розподіл дерев за ступенем ураженості хвої (%) у сосняках Решуцького лісництва, що пошкоджені викидами РВАТ «Азот» у 1979 році

№ ПП	Кв./ вид.	Напрямок і відстань до «Азоту», км	Ураженість хвої						Ста- рий сухо- стій	Вітро- вали, буре- лом
			Без ознак	Пооди- ноке	Слабке	Се- реднє	Си- льне	Суці- льне		
1	43/1	С – 4,5	0	1	0	20	35	42	0	2
2	43/1	С – 4,5	0	1	2	15	32	34	11	5
6	38/19	С – 4,5	0	1	2	11	28	55	0	3
7	42/17	С – 4,5	0	5	28	26	21	19	0	1
9	38/4	Пн – 4,5	0	22	25	21	13	13	3	3
4	43/10	ПдС – 4,5	0	20	30	22	10	11	6	1
17	39/8	ПнС – 4,6	0	17	32	15	7	29	0	0
10	38/1	ПнС – 4,7	0	14	29	29	11	8	8	1
5	38/19	С – 4,8	0	0	4	14	24	48	8	2
11	30/6	ПнС – 5,3	0	7	31	32	12	10	8	0
15	40/14	ПнС – 5,8	5	22	36	26	7	4	0	0
12	33/13	ПнС – 6,4	2	49	31	9	4	2	0	3
13	34/9	ПнС – 7,1	10	51	21	7	1	6	0	4

Примітки: С – східний, Пн – північний, ПдС – південно-східний, ПнС – північно-східний напрямки від РВАТ «Азот»

**Динаміка стану чистих середньовікових сосняків північно-східного
екоряду в зоні РВАТ «Азот»**

№ ППП	Код ППП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Індекс стану
			I	II	III	IV	V	VI	
10	Р-38-4,5	1979	0	31	21	3	41	4	3,71
		1981	3	10	12	18	13	44	4,60
11	Р-43-4,5	1982	0	27	23	4	44	2	3,72
		1987	1	41	39	7	0	12	3,02
		1988	0	23	51	19	2	5	3,14
		1989	0	45	44	5	1	5	2,77
		1990	0	9	75	14	0	2	3,11
		1991	0	5	80	10	2	3	3,18
		1992	0	8	82	7	2	1	3,07
		1993	0	9	83	7	0	1	3,01
		1994	0	43	55	2	0	0	2,58
		2000	0	17	82	1	0	0	2,84
		2003	0	27	65	0	2	6	2,93
		2005	0	42	58	0	0	0	2,58
12	Р-39-5,5	1982	42	28	15	4	1	10	2,26
		1983	0	15	57	8	7	13	3,47
		1984	0	41	29	5	3	22	3,36
13	Р-39-5,5	1982	47	21	16	6	1	9	2,18
		1983	1	17	57	8	2	15	3,39
		1984	0	37	38	4	2	19	3,28
14	Р-34-7,5	1982	65	16	5	1	3	10	1,91
		1983	3	43	35	7	3	9	2,90
		1984	0	57	38	0	2	3	3,42
		1985	20	51	26	1	1	1	2,13
		1988	1	58	36	3	0	2	2,49
14	Р-34-7,5	1990	1	37	55	5	0	2	2,76
		1991	0	53	43	3	1	0	2,50
		1992	3	18	67	10	1	1	2,80
		1993	1	19	74	3	2	1	2,91
		1994	0	21	74	3	0	2	2,87
		1995	18	54	26	0	1	1	2,14
		2003	0	63	34	0	3	0	2,43

Примітки: *) дерева I, II та III класів Крафта

№ ППП	Код ППП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Індекс стану
			I	II	III	IV	V	VI	
15	P-34-7,5	1982	59	23	9	1	2	6	1,82
		1986	8	67	24	1	0	0	2,18
		1990	0	39	54	4	0	3	2,74
		1994	0	71	26	0	2	1	2,34
		2000	0	55	45	0	0	0	2,45
		2003	39	41	16	2	1	1	1,87
16	P-41-7,0	1982	71	23	4	1	1	0	1,41
17	P-37-10,0	1982	48	39	6	1	2	4	1,81
18	P-37-10,0	1982	78	15	2	1	2	2	1,42
		1984	10	55	26	2	0	7	2,50
		1986	16	54	26	0	0	4	2,25
		1988	0	73	14	1	0	12	3,66
		1989	2	63	25	5	2	3	2,51
		1990	0	27	64	7	0	2	2,87
		1992	4	64	23	2	3	4	2,47
		1995	0	56	41	3	0	0	2,47
		2000	0	10	87	3	0	0	2,93
		2003	32	38	23	2	3	3	2,16
19	P-29-10,0	1982	46	40	8	0	2	4	1,84
		1990	0	27	67	4	0	2	1,84
		1992	1	18	73	8	0	0	2,89
		1993	0	20	73	3	2	2	2,91
		1994	0	61	34	4	0	1	2,46
		1995	3	57	36	4	0	0	2,40
		2000	1	16	78	4	1	0	2,55
		2003	0	29	59	3	4	6	2,99
		2005	1	65	27	3	0	4	2,46
20	Л-38-12,0	1983	48	36	12	0	1	3	1,78
		1984	27	54	13	2	0	4	2,06
		1986	27	60	10	1	0	2	1,87
		1988	10	74	9	0	0	7	2,25
		1989	6	61	26	1	0	6	2,46
		1992	10	56	28	2	1	3	2,36
		1994	30	55	12	0	2	1	1,90
		2003	55	28	13	2	2	1	1,69
20	A-38-12,0	2005	60	27	9	2	2		1,56

№ ППП	Код ППП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Індекс стану
			I	II	III	IV	V	VI	
23	Л-40-15,0	1983	71	24	3	0	0	2	1,38
		1984	34	60	4	0	0	2	1,75
		1986	29	52	15	1	2	1	1,96
		1988	3	85	6	0	0	6	2,28
		1989	2	67	25	0	0	6	2,47
		1990	0	30	59	4	0	7	2,94
		1992	4	70	21	1	2	2	2,25
		1994	0	33	63	4	0	0	2,71
		2000	0	44	54	2	0	0	2,58
		2003	38	54	8	1	0	0	1,70
		2005	59	37	3		1		1.48
24	Л-40-15,0	1986	18	63	16	0	1	2	2,08
		1990	18	64	17	0	1	0	2,01
		1994	4	38	53	4	1	0	2,60
		2000	1	50	44	2	0	3	2,59
25	М-69-21,0	1991	61	33	5	0	0	1	1,48
		1992	40	52	8	0	0	0	1,68
		1993	34	51	14	1	0	0	1,83
		1994	14	63	23	0	0	0	2,08
		1995	4	66	30	0	0	0	2,25
		2000	2	47	47	4	0	0	2,55
		2003	2	46	42	7	0	2	2,63

Динаміка стану чистих середньовікових сосняків північно-західного та північного екоряду в зоні РВАТ «Азот»

№ ППП	Код ППП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Індекс стану
			I	II	III	IV	V	VI	
Північно-західний екоряд									
1	К-43-5,0	1986	22	57	18	1	2	0	2,02
		1988	1	78	21	0	0	0	2,19
		1989	0	38	58	2	1	1	2,69
		1990	0	13	77	8	1	1	2,92
		1992	10	37	36	9	3	5	2,74
		1995	0	19	78	2	1	0	2,82
		2003	0	18	80	0	2	1	2,88
		2005	2	40	54	1	0	2	2.64
2	К-41-6,5	1986	6	55	36	2	0	1	1,96
		1988	7	80	10	0	0	3	2,24
		1990	0	31	58	6	0	5	2,90
		1992	10	43	31	5	2	9	2,73
		1995	0	32	62	3	0	3	2,79
		2003	0	18	82	0	0	0	2,82
		2005	4	52	41	1	3		2.48
3	К-32-9,0	1986	31	55	14	0	0	0	1,83
		1988	17	74	8	0	0	1	1,94
		1989	7	69	23	0	0	1	2,20
		1990	1	68	31	0	0	0	2,30
		1992	9	50	29	9	2	1	2,42
		1995	0	61	37	1	0	1	2,42
		1986	41	50	9	0	0	0	1,67
4	К-8-14,0	1988	15	73	11	1	0	0	1,99
		1989	4	78	18	0	0	0	2,14
		1990	4	64	32	0	0	0	2,28
		1992	9	50	29	9	2	1	2,42
		1995	2	65	30	2	0	1	2,35
		2005	24	59	17				1.97
5	НС-34-16,0	1987	33	50	16	1	0	0	1,85
		1990	3	68	28	1	0	0	2,27
		1995	3	64	31	1	0	1	2,34
		2003	21	55	23	1	0	0	2,03

Продовження табл. Д.3

№ ППП	Код ППП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Індекс стану
			I	II	III	IV	V	VI	
6	НС-4-21,0	1987	37	42	15	3	1	2	1,93
		1988	16	70	12	1	0	1	2,01
		1989	15	65	20	0	0	0	2,06
		1990	11	70	17	2	0	0	2,10
		1992	25	47	23	3	2	0	2,09
		1995	12	68	13	3	0	4	2,23
		2003	11	63	21	2	1	2	2,26
Північний екоряд									
7	С-29-6,0	1987	13	62	23	0	2	0	2,16
		1990	0	47	40	12	1	0	2,68
		1992	9	43	36	10	1	1	2,55
		1995	0	44	54	0	1	1	2,61
8	С-15-10,0	1987	8	55	35	2	0	0	2,29
		1989	1	54	35	0	1	9	2,73
		1990	0	33	50	16	0	1	2,83
		1992	6	46	37	6	1	4	2,60
		1995	1	55	43	0	1	0	2,45
9	С-2-12,0	1987	30	58	12	0	0	0	1,82
		1988	38	60	1	0	0	1	1,67
		1989	38	61	0	0	0	1	1,66
		1992	5	53	33	9	0	0	2,49
		1995	7	42	44	7	0	0	2,46

Таблиця Д.4

Пошкодження сосняків у залежності від ступеня свободи крони в зоні РВАТ «Азот»

№ ПП	Л-во, кв., віддаль, км	Рік	Розподіл дерев за ступенями свободи, %					Середній ступінь свободи	Індекс стану за ступенями свободи				
			I	II	III	IV	V		I	II	III	IV	V
10	P-38-4,5	1982	2	31	45	22	0	2,87	4,50	4,52	4,18	3,77	-
11	P-43-4,5	1999	20	44	26	8	2	2,26	2,63	2,96	2,81	3,22	4,50
12	P-39-5,5	1982	3	17	62	17	1	2,92	2,50	1,08	2,58	2,21	2,00
14	P-34-7,5	1982	0	4	55	40	1	3,38	-	2,25	1,79	2,10	1,00
		1990	9	52	34	5	0	2,35	2,08	2,11	2,90	3,38	-
15	P-34-7,5	1982	1	13	68	16	2	3,05	1,50	1,96	1,80	1,57	3,50
		1986	6	64	27	3	0	2,28	1,56	2,10	2,43	3,00	-
		1990	7	64	26	3	0	2,28	2,33	2,56	3,08	4,00	-
		1999	12	32	46	9	1	2,53	2,63	2,40	2,31	2,36	2,00
18	P-37-10,0	1982	0	8	43	48	1	3,43	-	1,13	1,44	1,45	1,33
19	P-29-10,0	1990	5	62	28	4	1	2,34	2,33	2,64	3,21	3,29	5,00
		1982	2	11	53	34	0	3,22	2,00	2,20	1,77	1,82	-
25	M-69-20,0	1999	2	25	60	13	0	2,85	3,00	3,21	2,97	2,87	-
		1999	3	38	42	16	1	2,74	2,50	1,60	1,58	1,95	3,00

Таксаційні показники сосняків на ППП в зоні РВАТ «Азот» в 2003 році.

№ ППП	Л-во, кв, вид.	А, років	Н, м	Д, см	Бонітет	М, м ³ /га	G, м ² /га	Густота, Шт. / га	Пов- нота
Західний екоряд									
1	К-43/18	72	27,8	30,2	1а	432,3	37,03	488	0,69
2	К-41/21	77	29,2	32,8	1а	338,8	32,11	380	0,57
4	К-8/29	77	27,6	33,3	1а	477,0	37,8	432	0,77
5	Н-34/28	71	28,1	33,2	1а	420,6	33,6	388	0,67
6	Н-4/1	76	29,6	34,2	1а	405,3	29,5	320	0,58
Північно-східний екоряд									
11	Р-43	75	23,5	30,9	1	314,8	30,2	404	0,52
15	Р-34/7	66	29,8	31,9	1б	325,8	34,2	424	0,68
14	Р-34/8	71	27,0	31,0	1а	435	34,5	456	0,71
19	Р-29/22	71	28,0	31,2	1а	368,8	32,1	420	0,64
18	Р-37/1	71	26,1	28,7	1а	388,9	33,7	520	0,69
20	О-80/15	70	28,3	32,0	1а	460,9	40,7	512	0,74
23	О-82/3	79	25,1	33,4	1	351,4	30,7	348	0,61
25	М-69/6	71	29,8	33,4	1б	483,8	42,3	482	0,71

Додаток Е

Таблиця Е.1

**Лісівничо-таксаційна характеристика ППП сосняків
в зоні ЛРСПА (1989р.)**

Лісництво, № кв. та виділ	Відстань від промзони ЛРСПА, км	Вік	Н _{сер.,} м	Д _{сер.,} см	Бонітет	Повнот а	Запас, м ³ /га	ТУМ
Сд-64/5	3,5	40	11,9	10,6	III	0,68	112	B ₁
Сд-28/3	3,0	40	13,1	15,1	II	0,63	129	B ₁
Сд-30/10	3,5	45	13,9	15,8	II	0,74	166	B ₁
Сд-46/1	5,0	40	10,1	11,5	III	0,87	124	B ₁
Сд-39/8	4,5	40	13,1	13,4	II	0,67	138	B ₁
Сд-33/5	5,25	45	13,3	14,2	III	0,94	178	B ₁
Сд-38/1	7,75	45	16,8	16,5	I	0,76	237	B ₁
Сд-17/5	7,25	45	17,9	18,6	I	0,87	284	B ₂
Сд-11/22	8,5	50	22,3	22,4	Ia	0,68	326	B ₂
П-53/17	13,0	55	20,8	19,5	I	0,76	308	B ₁
П-12/15	16,0	45	20,3	16,5	Ia	0,70	296	B ₂
Г-45/	20,0	55	26,1	22,3	Iб	0,60	395	B ₂

Примітки: лісництва: 1.Сд – Северодонецьке; 2. П – Піщане; 3. Г- Гречишкінське

Динаміка стану сосняків зеленої зони ЛРСПА

№ ПП	Код ПП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						I _{стану}
			I	II	III	IV	V	VI	
1	Сд-64/5-4,5	1982	1	56	40	3	0	0	2,46
		1983	2	56	37	4	0	0	2,43
		1984	0	22	73	4	1	0	2,84
		1985	0	13	79	8	0	0	2,95
		1986	0	2	88	9	1	0	3,08
		1987	0	3	87	9	1	0	3,08
		1988	0	2	88	9	1	0	3,04
2	Сд-28-3,0	1986	0	29	67	3	1	0	2,34
		1987	0	47	47	5	0	1	2,60
		1988	0	32	64	3	1	0	2,71
		1989	3	46	43	7	0	1	2,60
		1990	0	16	74	9	1	0	2,89
		1991							2,54
		1992	0	37	60	3	0	0	2,68
		1993	0	16	78	6	0	0	2,90
		1994	0	27	63	9	1	0	2,82
		1995	0	3	81	15	0	0	3,13
3	Сд-30/10-3,9	1982	0	57	33	4	1	5	2,64
		1983	2	53	29	7	3	6	2,75
		1984	1	40	45	2	1	11	2,95
		1985	1	40	36	6	5	12	3,10
		1986	0	24	50	6	1	19	3,40
		1987	0	18	49	17	4	12	3,32
		1988	0	24	50	6	1	18	3,20
4	Сд-46/1-4,5	1982	6	71	21	2	0	0	2,20
		1983	10	52	34	4	0	0	2,32
		1984	1	34	60	3	1	1	2,72
		1985	0	21	66	8	3	2	2,99
		1986	0	14	73	11	1	1	3,02
		1987	0	13	75	10	0	2	3,00
		1988	0	14	73	11	1	1	3,02
		1989	0	29	57	14	0	0	2,85
		1990	0	3	93	3	1	0	3,02
		1991							2,85
		1992							2,32
		1993							3,18
		1994	0	18	74	7	1	0	2,91
		1995	1	30	61	8	0	0	2,76
		1998	0	9	82	8	1	0	3,00

№ ПП	Код ПП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						I _{стану}
			I	II	III	IV	V	VI	
5	СД-39/8-	1982	38	52	10	0	0	0	1,72
		1983	6	65	27	1	0	1	2,30
		1984	0	31	67	1	0	1	2,70
		1985	0	37	62	1	0	1	2,66
		1986	0	24	67	8	0	1	2,86
		1987	0	17	77	5	1	0	2,89
		1988	0	23	68	8	0	1	2,86
		1989	0	10	82	8	0	0	2,17
		1990	0	10	87	3	0	0	2,92
		1991							2,61
		1992							2,52
		1993							2,59
		1994							2,59
		1995	1	37	60	1	1	0	2,61
		1997	0	35	60	5	0	0	2,70
		1998	0	33	64	3	0	0	2,68
6	СД-33/5-5,0	1986	4	61	35	0	0	0	2,30
		1987	8	51	38	2	1	0	2,37
		1988	8	62	30	1	0	0	2,22
		1989	1	61	37	1	0	0	2,38
		1990	0	26	73	1	0	0	2,75
		1991							2,35
		1992							2,33
		1993							2,72
		1994	1	50	47	1	1	0	2,49
		1995	0	26	72	1	1	0	2,76
7	СД-38/1-7,5	1986	5	71	23	1	0	0	2,18
8	СД-17/5-7,1	1982	81	15	3	1	0	1	1,25
		1983	85	10	3	1	0	1	1,20
		1984	71	19	7	1	1	1	1,39
		1985	66	21	11	1	1	1	1,53
		1986	56	29	13	2	0	0	1,63
		1987	48	36	15	1	0	1	1,72
		1988	56	29	13	2	0	0	1,62
		1989	6	69	22	1	1	1	2,23
		1990	1	46	50	2	1	0	2,57
		1991							2,23
		1992	13	70	15	1	1	0	2,06
		1993	5	67	26	1	1	0	2,30
		1994	10	49	35	5	0	1	2,36
		1995	0	45	49	6	0	0	2,62
		1997	3	41	45	8	2	1	2,68
		1998	0	39	48	10	1	2	2,79

Продовження табл. Е.2

№ ПП	Код ПП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						I _{стану}
			I	II	III	IV	V	VI	
9	СД-11/18- 8,6	1986	56	32	12	0	0	0	1,56
		1989	24	57	17	1	1	0	1,99
		1991							1,98
		1992							1,80
		1993							1,50
		1994	35	47	17	11	0	0	1,84
		1995	17	57	25	1	0	0	2,09
10	К-126/2-2,0	1986	15	51	29	2	3	0	2,27
		1988	15	51	28	4	1	1	2,26
		1989	2	58	34	3	2	1	2,49
		1990	1	54	39	2	2	2	2,54
		1991							2,60
		1992							2,57
		1993							2,49
		1994	7	52	33	3	1	4	2,52
		1997	1	28	57	4	2	8	3,03
		1998	1	36	51	4	1	7	2,90
11	К-130/1-4,0	1986	44	54	2	0	0	0	1,59
		1989	76	22	2	0	0	0	1,25
		1990	61	37	2	0	0	0	1,40
		1991	62	36	2	0	0	0	1,38
		1992							1,37
		1993							1,44
		1994	39	36	24	1	0	0	1,87
		1995							2,12
		1997	4	49	47	0	0	0	2,44
		1998	17	53	29	1	0	0	2,14
12	К-10/13-	1986	76	21	0	1	7	1	1,32
13	СК-78/5-2,5	1986	21	69	10	0	0	0	1,89
		1987	6	87	7	0	0	0	2,01
		1989	4	88	8	0	0	0	2,04
		1990	4	58	38	0	0	0	2,34
		1991							2,30
		1992							2,12
		1993							2,23
		1994	5	60	34	1	0	0	2,31
		1995	5	45	49	0	1	0	2,44
		1997	1	27	71	1	0	0	2,73
		1998	0	43	56	1	0	0	2,58
14	СК-66/5-3,9	1986	36	41	18	5	0	0	1,90
		1989	7	69	18	1	0	5	2,34
		1990	2	50	42	1	0	5	2,36

№ ПП	Код ПП	Рік	Розподіл дерев за категоріями стану, %						I _{стану}
			I	II	III	IV	V	VI	
15	Ск-48/10-5,8	1986	41	49	9	1	0	0	1,71
		1987	44	48	7	1	0	0	1,65
		1989	14	77	8	0	0	1	1,96
		1990	3	67	28	1	0	1	2,29
		1993							1,87
		1994							2,00
		1997	2	40	49	3	2	4	2,70
		1998	2	52	39	1	1	5	2,61
16	Ск-51/11-5,0	1986	62	20	15	1	1	1	1,60
		1989	34	49	13	2	1	1	1,92
17	Ск-37/2-5,5	1986	74	20	4	0	1	1	1,35
18	Ск-39/1-5,5	1986	72	18	8	1	1	0	1,42
		1988	76	13	9	1	1	0	1,38
19	П-53/17-9,4	1986	83	8	7	1	1	0	1,29
		1990	83	5	10	1	1	0	1,32
20	П-12/16-15	1986	91	1	3	1	1	3	1,41
		1989	3	83	11	1	1	1	1,70
		1990	15	48	32	2	1	1	2,31
		1991							2,16
		1994	14	52	26	5	1	2	2,32
		1995	7	45	35	10	0	3	2,58
		1997	11	29	39	2	7	12	2,63
		1998	2	38	57	3	0	0	2,61
21	Нк-72/2-13,5	1986	90	7	2	0	1	0	1,09
22	Нк-16/2-14,5	1986	93	4	2	0	1	0	1,10
		1988	93	4	0	2	1	0	1,10
		1989							1,39
		1990	66	26	7	0	0	1	1,42
		1991	65	25	9	1	0	0	1,45
		1994	56	26	14	4	0	0	1,67
		1995	33	40	21	2	4	0	2,04
23	Г-45-30	1986	87	10	1	0	1	1	1,16
		1990	59	31	7	1	1	1	1,55
		1991							1,49
		1992	68	19	3	0	0	0	1,45
		1993	52	45	3	0	0	0	1,95
		1994	59	25	11	2	1	2	1,66
		1995	48	32	10	2	2	0	2,05
		1997	40	38	12	1	4	5	2,08
		1998	8	60	24	0	2	6	2,47

Примітки: Сд – Сєверодонецьке, К - Кудряшівське, Ск - Старокраснянське, П - Піщане, Нк - Новокраснянське, Г - Гречишкінське лісництва.

Додаток Ж

Таблиця Ж1

**Лісівничо-таксаційна характеристика ППП у чистих сосняках у зоні
ЗТЕС (1992 рік)**

Віддаль до ТЕС	А, років	ТЛУ	Боні- тет	D _{ср} , см	Н, м	G, м ² /га	Пов- нота	N шт/га	M, м/га
11,0	68	B ₂	Ia	27,7	25,0	28,5	0,57	474	329
11,0	60	B ₂	Ia	27,0	24,3	31,3	0,65	547	354
14,5	45	C ₂	Ia	20,8	20,5	34,11	0,76	1004	335
13,0	37	B ₂	Ia	19,0	18,0	37,23	0,88	1039	329
10,5	45	B ₂	I	17,2	17,4	29,5	0,72	1265	252
12,5	45	C ₂	Ia	19,5	22,3	36,2	0,80	1220	387
7,5	42	C ₂	Ia	20,0	19,3	24,62	0,56	788	231
8,5	55	B ₂	Ia	22,4	22,4	31,72	0,67	803	383
5,5	41	B ₂	Ib	21,3	20,9	33,5	0,70	938	325
4,0	55	B ₂	I	20,8	21,8	35,1	0,80	1032	366
6,5	55	B ₂	Ia	22,2	24,5	41,54	0,87	1076	476
28,0	55	B ₂	I	28,5	20,1	33,41	0,77	523	321

Примітки: А-Андріївське В-Васищевське З-Задонецьке,

Динаміка стану сосняків в зоні ЗТЕС у 1988-2002 рр.

Л-во, Кв.		Роки	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Індекс стану
			I	II	III	IV	V	VI	
А-2	ПдЗ-4,0	1992	1	42	55	2	0	0	2,58
		1993	0	31	64	4	0	1	2,73
		1994	1	48	46	2	3	0	2,57
		1995	0	38	54	6	0	2	2,77
		1997	0	25	65	5	4	1	2,88
		2002	0	14	72	12	0	2	3,02
3-134	ПдЗ-5,5	1988	46	39	13	1	1	0	1,70
		1993	0	77	20	3	0	0	2,24
		1997	1	49	40	2	8	0	2,59
А-25	ПдЗ-6,5	1992	11	62	26	1	0	0	2,16
		1993	3	63	31	3	0	0	2,34
		1994	10	66	16	6	1	0	2,23
		1995	5	63	24	4	3	1	2,40
		1997	1	42	48	3	5	1	2,74
		2002	0	24,5	59,7	11,5	0	4,3	3,00
3-168	ПдЗ-7,5	1988	29	60	6	2	3	0	1,84
		1992	7	77	14	2	0	0	2,11
		1993	3	68	27	0	0	2	2,29
		1994	6	61	28	1	3	1	2,37
		1995	3	50	32	4	8	3	2,74
		1997	1	37	29	5	20	8	3,29
		2002	0	0	69	8	10	13	3,67
3-129	ПдЗ-8,5	1993	2	68	30	0	0	0	2,28
		1997	0	65	34	1	0	0	2,36
		2002	0	45,3	53,4	0,9	0,4	0	2,56
3-166	ПнЗ-12,5	1988	62	32	2	2	2	0	2,22
		1992	20	62	15	3	0	0	2,00
		1993	13	65	18	3	0	1	2,15
		1994	18	55	20	3	3	1	2,18
		1995	16	56	18	2	5	3	2,31
		1997	18	60	17	0	0	0	2,12

Продовження табл. Ж.2

Л-во, Кв.		Роки	Розподіл дерев за категоріями стану, %						Індекс стану
			I	II	III	IV	V	VI	
В-104	ПнЗ-28,0	1993	60	39	1	0	0	0	1,42
		1995	56	41	3	0	0	0	1,46
		1997	58	40	1	1	0	0	1,44
		2002	61	35,2	3,3	0	0,5	0	1,44
З-78	ПнЗ-13,0	1988	58	35	5	1	1	0	2,04
		1992	49	49	2	0	0	0	1,49
		1993	60	39	1	0	0	0	1,42
		1994	80	18	2	0	0	0	1,23
		1995	56	41	3	0	0	0	1,46
		2002	0	81	18	0,5	0,5	0	2,20
З-99	10,5	1988	40	43	11	5	1	0	2,18
		1992	4	72	21	3	0	0	2,22
		2002	0	32,3	56,5	5,2	0,4	5,6	2,91
З-16	11,0	1992	9	70	20	1	0	0	1,36
З-32	11,0	1988	69	26	4	1	0	0	1,36
		1992	2	77	20	1	0	0	2,19
З-63		1988	66	30	3	1	0	0	1,39
		1992	6	69	24	1	0	0	2,20
		2002	0	1	69,8	29,2	0	0	2,28
А-1		1988	28	51	9	10	2	0	2,08
А-3		1988	45	36	12	4	3	0	1,86

Примітки : З - Задонецьке, А - Андріївське, В - Васищевське лісництва.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абакумов В.А., Курилова Ю.В., Семин В.А. Циклические колебания гидрометеорологических характеристик и биомониторинг антропогенных изменений // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – С. 18–31.
2. Абрамовский Б. П. Глобальный баланс и предельно допустимые выбросы ртути в атмосферу / Б. П. Абрамовский // Всесторонний анализ окружающей природной среды. – Л. : Гидрометеоиздат, 1976. – С. 35–38.
3. Агрохимические методы исследования почв. – М.: Наука, 1975. – С. 656
4. Алексеев А. С. Экологическое нормирование атмосферного загрязнения SO_2 и HF по состоянию древостоев ели европейской / А. С. Алексеев // Лесоведение и лесоводство. – 1994. – № 4. – С. 82–86.
5. Алексеев А. С., Леплинский Ю. И. Особенности седиментации атмосферных загрязнений и их влияние на состояние древостоев ели / А. С. Алексеев, Ю. И. Леплинский // Экология и защита леса. – Л. : ЛТА им. С. М. Кирова, – 1988. – С. 27–32.
6. Алексеев В. А. Содержание воды в хвое сосны и ели зимой и тенденции его изменения при атмосферном загрязнении / В. А. Алексеев. // Экологические и физиолого-биохимические аспекты антропогенной нагрузки на растения : тез. докл. научн. конф. – Таллин, 1977. – т. 1. – С. 38.
7. Алексеев В. А. Некоторые вопросы диагностики и классификации поврежденных загрязнением лесных экосистем / В. А. Алексеев // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. – Л. : Наука, – 1990.а – 200 с.
8. Алексеев В. А. Поступление серы в атмосферу / В. А. Алексеев // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. – Л. : Наука, – 1990.б. – С. 200.
9. Андрианов А. Н., Дроздова В.М. Исследование химического состава снега вокруг г. Ленинграда. – Труды ГГО, 1975.– вып. 352.– С. 208–212.
10. Антипов В. Г. Влияние сернистого ангидрида на генеративные органы древесных растений / В. Г. Антипов // Растительность и промышленные загрязнения. : Охрана природы на Урале. – Свердловск, 1970. – Вып. 7. – С. 31–35.
11. Анучин Н. П. Лесная таксация. – М.Лесная промышленность, 1977.– С. 512.
12. Аринушкина Е. О. Руководство по химическому анализу почв. – М. Изд – во в МГУ, 1970. – С. 488.
13. Армолайтис К. Э., Вайчис М. В. Состояние хвойных древостоев в зоне влияния Ионавского ПО «Азот» / К. Э. Армолайтис, М. В. Вайчис // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. – Каунас – Гирионис, 1984. – с. 72–73.
14. Армолайтис К. Э., Вайчис М. В., Кубяртавичене Л. В., Рагуотис А. Д. Влияние выбросов цементного завода на физико – химические свойства лесных почв / К. Э. Армолайтис, М. В. Вайчис, Л. В. Кубяртавичене, А. Д. Рагуотис // Почвоведение. – М. : Наука, 1995. – № 9. – С. 1160–1165.
15. Армолайтис К. Э., Вайчис М. В., Онюнас В. М., Бараускас Р. Й. Изменение физико-химических свойств лесных почв под влиянием выбросов завода азотных удобрений / К. Э. Армолайтис, М. В. Вайчис, В. М. Онюнас, Р. Й. Бараускас // Почвоведение. – М. : Наука, 1992. – № 7.– С. 114–119.

16. Асеева И. В., Лаврентьева В. А., Коновалова О. Е. Влияние промышленных выбросов на биохимическую активность дерново-подзолистой почвы в агроэкосистемах / И. В. Асеева, В. А. Лаврентьева, О. Е. Коновалова : 8 Всес. съезда почвоведов, 14–18 авг. 1989 г. : тезисы докл., кн. 2, комис. 2–3. – Новосибирск, 1989. – С. 273.
17. Аугустайтис А. А., Барткявичюс Э. Л. Сезонный рост сосновых молодняков при различном уровне атмосферных загрязнений / А. А. Аугустайтис, Э. Л. Барткявичюс // Проблемы лесоведения и лесной экологии. – М. : МЛТИ, 1990. – Ч. 2, – с. 534–536.
18. Аугустайтис А. А., Мастаускис М. М., Сидаравичус И. М. Морфоструктурные признаки кроны для определения состояния сосняков в условиях антропогенного загрязнения / А. А. Аугустайтис, М. М. Мастаускис, И. М. Сидаравичус // Закономерности роста и производительности древостоев : науч. конф., 16–17 апр. 1985. : тезисы докл. – Каунас, 1985. – С. 233–235.
19. Афанасьева Л. В. Состояние древостоев сосны обыкновенной в бассейне реки Селенги / Л. В. Афанасьева // Биоразнообразие экосистем Внутренней Азии : всероссийской конф. с межд. участием, 5 – 10 сент. Улан – Удэ, 2006 г., посвящается 25 – летию Института общей и экспериментальной биологии СО РАН., тезисы докл. – Улан–Удэ, 2006. – С. 86–87.
20. Бабиченко В. Н., Рудышина С. Ф., Бондаренко З. С., Гущина М. Л. /Температура воздуха на Украине / – Л. : Гидрометеиздат, 1987. – 400 с.
21. Бабушкина Л. Г. Влияние аэротехногенного загрязнения на состояние лесных экосистем среднего Урала / Л. Г. Бабушкина // Влияние атмосферных загрязнений и других антропогенных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов Центральной и Восточной Европы. – М. : МГУЛ, – 1996. – Т. 1. – С. 32–33.
22. Баканов А. В. Экологическая оценка состояния лесных насаждений с помощью методов фитоиндикации на примере Сергиево – Посадского района : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук : спец. «.....» / А. В. Баканов. – М. : МГУЛ, 1997. – С. 34.
23. Баккал И. Ю., Горшков В. В. Характеристика травяно – кустарничкового яруса сосновых лесов в условиях атмосферного загрязнения (Кольский полуостров) / И. Ю. Бакал, В. В. Горшков // Растит. ресурсы. – 2003. – 39, № 4. – С. 20 – 35.
24. Балацкий О. Ф., Тархов П. В., Халдеев В. Т. Оценка ущерба лесному хозяйству от загрязнения атмосферы / О. Ф. Балацкий, П. В. Тархов, В. Т. Халдеев // Лесн. Хоз – во. – 1979. – №1
25. Барткявичус Э. Л., Тябера А. П. Изменения производительности сосновых древостанів в условиях локального загрязнения окружающей среды / Э. Л. Барткявичус, А. П. Тябера. – Лесн. журн., 1982. – №2, С. 29 – 32.
26. Баттан Л.Д. Загрязненное небо. – М.: Мир, 1967. – 124 С. 24
27. Башенко М. І., Гончар О. Ф., Лавров В. В., Дерій С. І. Екологічна мережа Центрального Придніпров'я: монографія / М.І.Башенко, О.Ф.Гончар, В.В.Лавров, С.І.Дерій. – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2009. – С. 386.
28. Безуглая Э.Ф., Чолоян Е.С. Влияние метеорологических факторов на размещение промышленных предприятий. В кн.: Оздоровление окружающей среды населенных мест. – Киев, 1971, С.55 – 58. 19

29. Бережная Н. С. Трансформация сосновых лесов Верхнего Приангарья, загрязняемых фторсодержащими эмиссиями: автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук : спец. 03.00.16 «Экология» / Н. С. Бережная. – Иркутск, 2005. – С. 19.
30. Бериня Д. Ж., Калвина Л. К., Карелина Л. В. Выпадение выбросов предприятий строительных материалов и изменение химического состава почвы / Д. Ж. Бериня, Л. К. Калвина, Л. В. Карелина // Загрязнение природной среды кальцийсодержащей пылью. – Рига: Зинатне, 1985. – С. 15–31.
31. Берлянд М.Е. Загрязнение атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – 310 С..
32. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – С. 742.
33. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – С. 448.
34. Берлянд М.Е., Оникул Р.И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов. – Труды ГГО. – Л., 1968, вып. 234, С.3 – 27. 23
35. Бессонова В. П. Роль растительности в осаждении металлоносных аэрозолей. 1. Влияние биологических особенностей растений / В. П. Бессонова // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя : ЗДУ, 2000 – а.– Вип. 5. – №1. – С. 13–26.
36. Бессонова В. П. Роль растительности в осаждении металлоносных аэрозолей. 2. Влияние климатических факторов. Эффективность защитных насаждений / В. П. Бессонова // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя, 2000 – б. – Випуск 5. – № 3. – С. 93–104.
37. Бессонова В. П., Лыженко И. И. Влияние загрязнения среды на прорастание и физиологическое состояние пыльцы некоторых древесных растений /– Бот. журн. – 1991. – Т. 76, № 3. – С. 422 – 425.
38. Бессонова В. П., Лыженко И. И. Динамика микроэлементов в листьях древесных и кустарниковых пород в условиях промышленного предприятия / В. П. Бессонова, И. И. Лыженко. – Днепропетровск, 1985. – С. 43. – Рус. – Деп. в ВИНТИ 15.06.85, №4546 – 85.
39. Бессонова В. Л., Юсыпова Т. И. Влияние загрязнения природной среды на плодоношение древесных растений / В. Л. Бессонова, Т. И. Юсыпова // Лесное х – во. – 1998. – № 2. – С. 39 – 40.
40. Бессонова В. П., Юсыпова Т. И. Семенное возобновление древесных растений и промышленные поллютанты (SO₂ и NO₂) / В. П. Бессонова, Т. И. Юсыпова. – Запорожье : Запорожский государственный университет, 2001. – С. 193.
41. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / под ред. Р. Шуберта. – М. : Мир, 1988. – 350 с.
42. Битвинскас Т. Т. Дендроклиматические исследования / Битвинскас Т. Т. – Л. : Гидрометеиздат, 1974. – 170 с.
43. Благодатская Е. В., Ананьева Н. Д. Оценка устойчивости микробных сообществ в процессе разложения поллютантов в почве : [Почвоведение] / Е. В. Благодатская, Н. Д. Ананьева. – М. : Наука, 1996. – № 11. – С. 1341 – 1346.
44. Бондаренко В. Д., Фурдичко О. І. Ліс і рекреація в лісі / В. Д. Бондаренко, О. І. Фурдичко. – Львів : Світ, 1994. – С. 232.
45. Борисова О. В. Динамика состояния деревьев и древостоев в районе действия атмосферных выбросов АО «АКРОН» в Новгородской области / О. В.

Борисова // Сб. докл. мол. ученых на ежегод. науч. конф. – СПб : ЛТА, 2003. – № 7. – С. 12–18.

46. Боронин Ю.Б., Ворон В.П., Малышев В.В. Фитотоксическое действие сернистого ангидрида и аэрозоля серной кислоты на древесные породы // Экология леса и охрана природы: Сб. науч. тр. ВНИИЛМ – Москва., 1993. – С. 63 – 68.

47. Борщова Н. М. Радиальный прирост ели Шренка различного возрастного и жизненного состояния // Взаимодействие биотических компонентов и среды в некоторых экосистемах Тянь – Шаня. – Фрунзе, 1983. – С. 21 – 34.

48. Брэдли Р.С. Неопределенности в тенденциях изменений кислотных выпадений: роль климатических изменений // Кислотные выпадения. Долговременные тенденции / Р.С.Брэдли; под ред. Ф.Я.Ровинского – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – С. 440.

49. Буренин Н. С. Вертикальное распределение двуокиси азота, сернистого газа и окиси углерода в жизнедеятельном слое атмосферы / Н. С. Буренин и др. // Труды ГГО. – Л. : Гидрометеиздат, 1983. – В. 467. – С. 60—69.

50. Бурцева Л. В., Лапенко Л. А., Кононов Э. Я., Юшкин Е. И. и др. Фооновое содержание свинца, ртути, мышьяка и кадмия в природных средах (по мировым данным). Сообщение 6 / [Бурцева Л. В., Лапенко Л. А., Кононов Э. Я., Юшкин Е. И. и др.] // Мониторинг фооового загрязнения природных сред. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – Вып. 7. – С. 23 – 56.

51. Бутусов О. Б., Степанов А. М. Моделирование динамики лесных экосистем вблизи порога токсического воздействия медеплавильного комбината / О. Б. Бутусов, А. М. Степанов // Лесоведение. – 2001. – № 6. – С. 57– 63.

52. Бяллоич Ю.П. Биогеоценоотические горизонты // Бюлл. МОИП, отд. биол. – М.: изд – во МГУ, 1960. – Вып.3.– С.43 – 60.

53. Бялобок С. Регулирование загрязнения атмосферы / С. Бялобок // Загрязнение воздуха и жизнь растений. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – С. 500 – 531.

54. Важенн И. Г. Полевое обследование и картографирование уровня загрязненности почвенного покрова техногенными выбросами в атмосферу / И. Г. Важенн // Методические указания. – М. : ВАСХНИЛ, 1980.– С. 25.

55. Важенина Е. А. Влияние техногенных выбросов через атмосферу на агрохимические свойства дерново-подзолистых почв / Е. А. Важенина // Агрохимия. – М. : Наука, 1983. – № 5.– С.74–80.

56. Важов В.И. Влияние осадков и температуры на годичный прирост древесных растений // Бюллетень Никитского ботанического сада. – 1985. – С. 75 – 79.

57. Вайчис М. В. Загрязнение атмосферы и окружающая среда. / М. В. Вайчис // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. – Каунас – Гирионис, 1984. – С. 4–7.

58. Вайчис М. В., Онюнас В. М., Славенене Л. В. Влияние локального загрязнения атмосферы на лесные почвы и растительность / М. В. Вайчис, В. М. Онюнас, Л. В. Славенене // Почвоведение. – М. : Наука, 1988. – № 11.– С. 98–107.

59. Василенко В. Н., Назаров И. М., Фридман Ш. Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова / В. Н. Василенко, И. М. Назаров, Ш. Д. Фридман. – Л. : Гидрометеиздат, 1985. – С. 182.

60. Васфилов С. П. Влияние загрязнения воздуха на сосну обыкновенную / С. П. Васфилов. – Екатеринбург : Изд – во УрО РАН, 2005. – С. 216.

61. Вдовин Б.И., Величко Г.Г., Зражевский И.М. и др. Изучение закономерностей рассеивания в атмосфере выбросов от глиноземно – цементных промышленных комплексов. – Труды ГГО. – Л., 1973, вып. 293, – С. 240 – 249. 21.
62. Великоридько Т. І. Стійкість та мінливість сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) в техногенно забруднених умовах південного сходу України: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.16 – «Екологія» / Т. І. Великоридько. – Дніпропетр. нац. ун – т, – Д. : 2002. – С. 19.
63. Веселкин Д. В. Распределение тонких корней хвойных деревьев по почвенному профилю в условиях загрязнения выбросами медеплавильного производства / Веселкин Д. В. // Экология. – 2002 б. – № 4. – С. 250–253.
64. Веселкин Д. В. Снижение длины поглощающих корней пихты сибирской и ели сибирской в условиях загрязнения тяжелыми металлами и SO₂ / Д. В. Веселкин // Лесоведение. – 2003. – №3. – С. 65 – 67.
65. Випирайло О. В. Екологічні особливості соснових насаджень в умовах хронічного агротехнічного забруднення викидами Черкаської промислової агломерації: автореф. дис. на здобуття ступ. канд. с.г. наук : спец. 03.03.03 Лісознавство і лісівництво; лісові пожежі і боротьба з ними / О. В. Випирайло. – УкрНДІЛГА – Х. : 1994. – С. 23.
66. Власенко В. Э. Особенности аккумуляции химических элементов в отдельных компонентах хвойных лесов Среднего Урала в условиях атмосферного загрязнения : автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук : спец. 03.00.16 «Экология» / Власенко В. Э. – Екатеринбург 1999, Иркутск, 2005. – С. 23.
67. Вознячук И. П., Вознячук Н. Л. Структура и состояние нижних ярусов растительности – биоиндикатор развития лесных фитоценозов в условиях техногенного воздействия / И. П. Вознячук, Н. Л. Вознячук // Природ. ресурсы. – 2002. – № 2. – С. 50–57.
68. Волкова М. В. Влияние сернистого газа на некоторые физиолого – биохимические процессы у древесных растений / М. В. Волкова // Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов. – М. : МЛТИ, 1991. – Ч. 1. – С. 58–59.
69. Волобуева Е. И. Влияние аэротехногенных загрязнений на состояние дубовых лесов Северо – Западного Кавказа : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд.с. – х. наук : 06.03.03. / Е. И. Волобуева. – Майкоп : МГТИ, 2002. – С. 22.
70. Воробейчик Е. Л. Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении / Е. Л. Воробейчик // Лесоведение. – 2003. – № 2. – С. 32–42.
71. Воробейчик Е. Л. Реакция почвенной биоты лесных экосистем Среднего Урала на выбросы меде-плавильных комбинатов: автореф. дис. на здобуття наук. канд. біол. наук : спец. 03.00.16. / Е. Л. Воробейчик. – Екатеринбург, 1995.б – С. 4.
72. Воробейчик Е. Л., Воробейчик Л. А. Влияние техногенных загрязнений среды на пространственную неоднородность скорости деструкции целлюлозы / Е. Л. Воробейчик, Л. А. Воробейчик // Проблемы лесопатологического мониторинга в таежных лесах Европейской части СССР. – Петрозаводск, 1991. – С. 20 – 21.
73. Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарофонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень) /

Е. Л. Воробейник, О. Ф. Садыков, М. Г. Фарофонов. – Екатеринбург : Наука, 1994. – С280.

74. Воробьев А.В. Методика лесотипологических исследований/ Киев: Урожай, 1967. – С. 386.

75. Ворон В. П. Аеротехногенне забруднення дерново – підзолистих ґрунтів викидами Рівненського виробничого об'єднання «Азот». / В. П. Ворон. // Лісівництво та агролісомеліорація. – Харків, 1993. вип. 86. С. 6 – 10.

76. Ворон В. П. Акумуляція важких металів в екосистемах соснових лісів в умовах забруднення атмосфери викидами ТЕС //Лісівництво і агролісомеліорація Харків: УкрНДІЛГА, 2016. – Вип. 129, – С. 120 – 129.

77. Ворон В. П. Анатомічна будова пагонів та стовбура і зміни в онтогенезі сосни звичайної при аеротехногенному забрудненні довкілля викидами Рівненського ВАТ «Азот» / В. П. Ворон // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – Житомир : Волинь, 2002 а.– Вип. 3 (9).– С. 71–77.

78. Ворон В. П. Динаміка забруднення сірих ґрунтів в зоні седиментації викидів пилу ПАТ «Миколаївцемент» //Наукові праці Лісівничої академії наук України. Збірник наукових праць .РВВ НЛТУ України. 2014. №12. С.176–180.

79. Ворон В. П. Діагностика аеротехногенного пошкодження лісових екосистем. //Наукові праці Лісівничої академії наук України. Збірник наукових праць .РВВ НЛТУ України. 2010. №. 8. С.117–121.

80. Ворон В. П. Еремін В. М. Савицкая С. Н. Влияние атмосферных загрязнителей на анатомию сосны обыкновенной. Деп. во ВИНТИ. 1988, С. 16.

81. Ворон В. П. Забруднення снігового покриву в сосняках техногенної зони Балаклійського цементного виробництва / В. П. Ворон // Вісник ХНАУ. – 2008. – №4. – С. 102–105.

82. Ворон В. П. Івашинюта С. В., Коваль І. М., Бондарук М. А. Ліси зеленої зони м. Рівне та їх еколого-захисні функції. Харків. Нове слово 2008, С. 224.

83. Ворон В. П. Состояние и продуктивность сосновых насаждений в зеленой зоне г. Северодонецка / В. П. Ворон // Лесоводство и агролесомелиорации. – Киев : Урожай, 1984 в.– вып. 68, С. 23–27.

84. Ворон В. П. Трансформація опаду та підстилки як показник техногенних змін біокругообігу в сосняках Українського Полісся / В. П. Ворон // Науковий вісник УДЛТУ : зб. наук.– техн. праць. – Львів : УДЛТУ. – 2004 а. – вип. 14.6. – С. 40 – 49.

85. Ворон В. П. Хімічний склад снігового покриву як показник аеротехногенного забруднення лісових екосистем / В. П. Ворон // Науковий вісник УДЛТУ : зб. наук.-техн. праць. – Львів : УДЛТУ. – 2004 б, вип. 14.5. – С. 151–154.

86. Ворон В. П., Бологов О. Ю. Динаміка стану та структура сосняків в умовах забруднення атмосфери викидами РВАТ "Азот". /В. П. Ворон, О. Ю. Бологов. //Наукові праці Лісівничої академії наук України. Збірник наукових праць РВВ НЛТУ України. – 2015. – №13. – С. 149-154.

87. Ворон В. П., Бондарук М. А., Распопіна С. П. Вплив емісій Зміївської ДРЕС на компоненти лісової екосистеми / В. П. Ворон, М. А. Бондарук, С. П. Распопіна // Лісівництво і агролісомеліорація. – Харків : РВП «Оригінал», 1999 г.– Вип.94. – С. 48–52.

88. Ворон В. П., Івашинюта С. В. Динаміка трансформації соснових деревостанів техногенної зони РВАТ “Азот ” / В. П. Ворон, С. В. Івашинюта //

Науковий вісник УДЛТУ : зб. наук.-техн. праць. – Львів : УДЛТУ. – 2005. – вип. 15.1. – С. 20–28.

89. Ворон В. П., Коваль І. М. Формування шарів ранньої пізньої та річної деревини в соснових на садженнях під впливом викидів ВАТ «Балцем» на північній межі степової зони України // Вісник ХНАУ. 2013. №1, С.188–194.

90. Ворон В. П., Коваль І. М., Івашинюта С.В. Вплив аеротехногенного забруднення на динаміку радіального приросту соснових деревостанів техногенної зони РВАТ «Азот» Лісівництво і агролісомеліорація. Харків: С.А.М., 2004. Вип.107. С.230–234.

91. Ворон В. П., Коваль І. М., Леман А. В. Методичні підходи до вивчення впливу негативних факторів на радіальний приріст сосняків в Поліссі // Наукові праці Лісівничої академії наук України. Збірник наукових праць. РВВ НЛТУ України. 2011. №. 9. С.156–161.

92. Ворон В. П., Коваль І. М., Леман О. В., Воронцова О. І., Зібцев С. В. Розвиток соснових деревостанів в умовах зниження аеротехногенного забруднення Зміївської ТЕС. Науковий вісник НАУ. Лісівництво. Декоративне садівництво №103. Київ, 2006. С.24–33.

93. Ворон В. П., Коваль І.М., Лещенко В. О. Динаміка радіального приросту сосни під впливом викидів Зміївської теплової електростанції// Науковий вісник НЛТУ України. Вип. 21.14, 2011. С. 60–66.

94. Ворон В. П., Лавров В. В., Леман О. В., Целіщев О. Г. Зміни просторової структури соснових деревостанів внаслідок забруднення атмосфери викидами Рівненського ВО «Азот»// Науковий вісник УДЛТУ. Львів, 2000. Вип.10.2. С.47–52.

95. Ворон В. П., Лавров В. В., Присада І. О., Стельмахова Т. Ф. Екологічне нормування аеротехногенного забруднення лісових екосистем // Лісівництво і агролісомеліорація. Харків: РВП «Оригінал», 1999. Вип. 95. С.3–8.

96. Ворон В. П., Леман О. В., Целіщев О. Г. Оцінка просторової структури деревостанів, як важливий показник аеротехногенних змін лісових екосистем Науковий вісник НАУ Лісівництво №27. Київ, 2000. С.152–158.

97. Ворон В. П., Лещенко В. А. Забруднення снігового покриву в сосняках техногенної зони Зміївської теплової електростанції . // Лісівництво та агролісомеліорація. Вип. 113 X., 2008. С.225– 230.

98. Ворон В. П., Песоцький Л. А. Вплив забруднення природного середовища викидами Балаклійського цементно-шиферного комбінату на лісові екосистеми / В. П. Ворон, Л. А. Песоцький // Лісівництво та агролісомеліорація. – Харків, 1993 б. – вип. 87. – С. 10–14.

99. Ворон В. П., Стельмахова Т. Ф. Трансформація опаду і підстилки у сосняках у Степу як показник техногенних змін біокругообігу в лісових екосистемах / В.П. Ворон, Т.Ф. Стельмахова // Лісівництво і агролісомеліорація. – Х. : УкрНДІЛГА, 2007. – Вип. 111. – С. 242–251.

100. Ворон В. П., Стельмахова Т. Ф., Коваль І. М. Воздействие загрязнения атмосферы на сосновые леса Восточного Донбаса / Ворон В. П., Стельмахова Т. Ф., Коваль І. М. // Лесоведение. – 2000. – №1. – С. 46–50.

101. Ворон В. П. Вплив аеротехногенного забруднення на ліси України та наукові основи підвищення їхньої стійкості. – Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора сільськогосподарських наук за спеціальністю 06.03.03 – лісівництво

і лісівництво. – Державний вищий навчальний заклад Національний лісотехнічний університет України. Львів, 2021. 545 с.

102. Ворон В. П. Вплив аеротехногенного забруднення на ліси України та наукові основи підвищення їхньої стійкості. – Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня доктора сільськогосподарських наук за спеціальністю 06.03.03 – лісівництво і лісівництво. – Державний вищий навчальний заклад Національний лісотехнічний університет України. Львів, 2021. 36 с.

103. Ворон В. П. Швидкість деструкції фітодетриту як показник біокругообігу речовин соснових лісостанів у ланці «опад-підстилка» в зоні Зміївської ТЕС//Лісівництво і агролісомеліорація Харків: УкрНДІЛГА, 2013. – Вип. 124 с 139-145

104. Ворон В.П., Луговской А.М., Еремін В.М. О росте стебля сосны обыкновенной в окрестностях Северодонецка / – Москва, 1991.– С. 8. – Рус. – Деп в ВИНТИ, №2001 – В 91.

105. Воронин В. И. Дендроиндикация в системе мониторинга лесов, подверженных воздействию промышленных эмиссий // Лесопатологические исследования в Прибайкалье. Иркутск, 1989. С. 24–33.

106. Воронин В. И., Соков М. К. Влияние сероорганических компонентов атмосферных выбросов на пихту сибирскую / В. И. Воронин, М. К. Соков // Лесоведение 2005. № 2 С.62–71.

107. Воронков Н. А. и др. Некоторые особенности влияния промышленных выбросов химпредприятий на насаждения сосны / Воронков Н. А. и др. // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. Каунас–Гирионис, 1984, С.82–83.

108. Воронков Н. А., Коженков Л. Л., Пельтек Л. А. Влияние промышленных загрязнений на лесонасаждения и опыт хозяйства в них / Н. А. Воронков, Л. Л. Коженков, Л. А. Пельтек. Обзорн. информ. М. : ЦБНТИлесхоз, 1982. С.49.

109. Воронцов А. И., Исаев А. С. Новые задачи лесозащиты / А. И. Воронцов, А. С. Исаев. Лесоведение, 1979. № 6. С.3–19.

110. Ворончук М. М., Гавриленко Л. И. О влиянии метеорологических условий на загрязнение атмосферы г.Черкасы отдельными примесями // Труды УкрНИГМИ. Вип. 241. М.: Гидрометеиздат, Московское отделение, 1991. С.50–62.

111. Временные нормативы предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, оказывающих вредное воздействие на лесные насаждения в районе музея-усадьбы «Ясная поляна». М., 1984. 12 с.

112. Второва В. Н. Выбор объектов мониторинга состояния растительности лесных экосистем по содержанию химических элементов / В. Н. Второва // Стационар биогеогр. исслед. в Сев. и Центр. Тянь-Шане. АН Респ. Кыргызстан. Тянь-Шань. : физ. геогр. ст. Бишкек, 1991. С.29–39.

113. Второва В. Н. Круговорот веществ некоторых типов северотаежных еловых лесов при техногенном воздействии / В. Н. Второва // Почвоведение. М. : Наука, 1986. №4. С.90–101.

114. Ганичева С. Н., Лукина Н. В., Костина В. А., Никонов В. В. Техногенная дигрессия и восстановительная сукцессия в хвойных лесах Кольского полуострова / Ганичева С. Н., Лукина Н. В., Костина В. А., Никонов В. В. // Лесоведение. 2004. № 3. С. 57– 67.

115. Генсирук С. А., Савченко М. В. Роль зеленых насаждений в улучшении городской среды / С. А. Генсирук, М. В. Савченко. – Экологические аспекты развития производительных сил. Киев : Совет по изуч. произв. сил УССР. Изд-во АН УССР, 1979. С. 67–87.
116. Гетко Н. В. Растения в техногенной среде: Структура и функция ассимиляц. аппарата / Н. В. Гетко. Минск : Наука и техника, 1989. С.208.
117. Гигиена окружающей среды / Под ред. Г. И. Сидоренко. М. : Медицина, 1985. 304 с.
118. Глазовский Н. Ф., Учватов В. П. Взаимодействие между лесными экосистемами и загрязнителями / Н. Ф. Глазовский, В. П. Учватов // тез. докл. (I Советско-Американского симпозиума по проект.) 02.03-21. Таллинн, 1982. С.111–114.
119. Голубев А. В. Оценка ущерба, наносимого лесному хозяйству промышленными выбросами / Голубев А. В. // Вопросы защиты, охраны леса и озеленения городов. М. : МЛТИ, 1994. вып. 224. С.31–34.
120. Голубець М. А. Вступ до геосоціосистемології / М. А. Голубець. Львів : Поллі, 2005. С.199.
121. Горшков В. В. Влияние загрязнений на лишайники / В. В. Горшков // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л : Наука, 1990. С.200.
122. ГОСТ 56-69-83. Площади пробные лесоустроительные. Метод закладки.- введ.01.01.84, до 01.01.94
123. Грейбилл Д. А. Дендрохронологическое изучение загрязнения воздушной среды в хвойных лесах Западных районов США / Д. А. Грейбилл // Лесоведение. 1991. №2, С.3–15.
124. Грешта Я. Влияние промышленной загрязненности воздуха на сосновые и еловые древостои / Я. Грешта // Охрана природы на Урале. Свердловск : Изд-во Уральск. фил. АН СССР, 1970. С. 20–25.
125. Григорьев А. А. Антропогенные воздействия на природную среду по наблюдениям из космоса / А. А. Григорьев. Л. : Наука, 1985. С.20.
126. Григорьев В. П., Юргенсон Н. А. Адсорбционная способность соснового насаждения и его устойчивость к промышленным эмиссиям / В. П. Григорьев, Н. А. Юргенсон // Экология. М. : Наука, 1982. № 6. С. 34–45.
127. Грин Х., Лейн В. Аэрозоли - пыли, дымы и туманы. Л.: Химия, 1969. С.480.
128. Грицай З. В. Біоекологічні дослідження генеративного розвитку представників роду Асер в умовах промислового забруднення (пріоритетні забруднювачі SO₂ та NO₂): автореф. дис. на здобуття ступ. канд. біол. наук: 03.00.16 «Екологія» / Грицай З. В. ДДУ Дніпропетровськ: 1997. С.23.
129. Грицайчук В. В., Ворон В. П. Морфолого-анатомічні показники хвої сосни звичайної під впливом аеротехногенного забруднення атмосфери // Проблеми ботаніки та мікології на порозі третього тисячоліття. Матеріали Х з'їзду Українського ботанічного товариства. Полтава, 1997. С.123–124.
130. Грицайчук В. В., Ворон В. П., Кобрін О. О. Вплив аеротехногенного забруднення атмосфери на деякі морфометричні та анатомічні показники хвої сосни звичайної. / В. В. Грицайчук, В. П. Ворон, О. О. Кобрін // Актуальні питання екології та охорони навколишнього середовища. - Харків, 1995. - вип.1. - С. 63-71.

131. Грицан Ю. И., Можаровская О. А. Состояние снежного покрова лесных экосистем Присамарья в условиях антропогенного загрязнения атмосферы / Ю. И. Грицан, О. А. Можаровская // Екологія кризових регіонів України. Тези доповідей Міжнародної конференції. Дніпропетровськ : ДНУ, 2001. С. 62.
132. Гришина Л. А. Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв / Под ред. Л. А. Гришиной. – М. : Изд – во МГУ, 1990. – С. 205.
133. Гришина Л. А., Копчик Р. Н., Моргун Л. В. Организация и проведение почвенных исследований для экологического мониторинга / Л. А. Гришина, Р. Н. Копчик, Л. В. Моргун. М: Изд-во МГУ, 1991. С.82 .
134. Гришко В. М. Вплив фтористого водню на активність амідопдролаз чорнозему звичайного / В. М. Гришко // Агрохімія і ґрунтознавство. Міжвідомчий тематичний науковий збірник. Спеціальний випуск до VII з'їзду УТГА. Ґрунти - основа добробуту держави, турбота кожного. Книга третя. Харків, 2006. С.212–213.
135. Гродзинский А. М. Санитарное состояние биосферы и аллелопатические явления / А. М. Гродзинский // Проблемы аллелопатии. Киев : Наук. думка, 1976. С.124–126.
136. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды / Р. Гудериан М. Мир, 1979. С.200.
137. Дегодюк Е. Г., Дегодюк С. Е., Гуральчук С. З. Порухення і відновлення біосферних функцій педосфери як інтегральні показники антропогенезу / Е. Г. Дегодюк, С. Е. Дегодюк, С. З. Гуральчук // Агрохімія і ґрунтознавство. Міжвідомчий тематичний науковий збірник. Спеціальний випуск до VII з'їзду УТГА. Ґрунти – основа добробуту держави, турбота кожного. Книга 3. Харків, 2006. С.214–216.
138. Десслер Х. Г. Влияние загрязнений воздуха на растительность / Под ред. Х. Г. Десслера: Пер. с нем. /Бертитц С., Эндерляйн Х., Энгманн Ф. и др. – М.: Лесная промышленность, 1988.– С. 184.
139. Детри Ж. Атмосфера должна быть чистой. М.: Прогресс, 1973 .380. С.22.
140. Добровольский В. В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние / В. В. Добровольский. – М. : Мысль, 1983. – 272 с.
141. Добровольський І. А. Стан вивчення наземних біогеоценозів у зв'язку з промисловим забрудненням середовища / І. А. Добровольський. Укр. ботан. ж. 1982. т. 39. № 4. С.95–103.
142. Долгова Л. Г. Вплив аеротехногенного забруднення на біологічну активність едафотопів індустріальних територій / Л. Г. Долгова // Питання біоіндикації та екології. Запоріжжя, 2000. Випуск 5. № 3.
143. Долгова Л. Г., Філіна Т. В. Вплив промислового забруднення на стан гумусу / Л. Г. Долгова, Т. В. Філіна // Питання біоіндикації та екології. Запоріжжя : ЗДУ, 2003 Вип. 8 № 1 С.104–110.
144. Дончева А. В., Казаков Л. К., Калуцков В. Н. Ландшафт в зоне воздействия промышленности / А. В. Дончева. – М. : Лесн. пром-сть, 1978. – С.96.
145. Дончева-Бонева М. Воздействие токсичных газов на содержание пигментов в хвое сосны обыкновенной / М. Дончева-Бонева // Влияние атмосферных загрязнений и других антропогенных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов Центральной и Восточной Европы. т.2. – М. : МГУЛ. – 1996. – С.142–144.

146. Доповідь про стан навколишнього природного середовища у Черкаській області за 2006 рік / Держ. управління охорони навкол. прир. сер-ща в Черкаській області. – Черкаси, 2006. – С.158.

147. Доповідь про стан навколишнього природного середовища у Черкаській області за 2007 рік / Держ. управління охорони навк. прир. сер-ща в Черкаській області. – Черкаси, 2007. – С.199.

148. Драган Н. В. Біоекологічні особливості видів роду сосна (*Pinus* L.) в урбанізованому середовищі Правобережного Лісостепу України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня. канд. біол. наук: 03.00.05..... / Н. В. Драган. – НАН України. Нац. ботан. сад ім. М. М. Гришка. – К., 2003. – С.24.

149. Дрожжин Д. П. Состояние сосновых насаждений, подверженных азротечногенному загрязнению, в северной подзоне тайги Архангельской области автореф. дис. на стиск. уч. степ. канд. с.-х. наук : спец/ Д. П. Дрожжин – Архангельськ : Арханг. Гос. Техн. ун-т, 2005. – 20 с.

150. Дроздова В.М., Петренчук О.П., Селезнева Е.С., Свистов П.Ф. Химический состав атмосферных осадков на Европейской территории СССР.- Л.: Гидрометеиздат, 1964.- 209 с.

151. Дубін В. Г. Еколого-географічні основи використання і відтворення лісу в Україні: автореф. дис. на соиск. степ. канд. геогр. наук: 11.00. 02 / В. Г. Дубін. – ІГ НАН України – К. : 2000. – 22 с.

152. Дыренков С. А. Савицкая С. Н., Лукомская К. А., Богданов Е. В. Биоиндикация воздействия выбросов в атмосферу на лесной массив / С. А. Дыренков, С. Н. Савицкая, К. А. Лукомская, Е. В. Богданов.– В кн.: Общие проблемы биогеоценологии. Ч. 2. – М.: 1986. – С. 29-31;

153. Дювиньо П., Танг М. Биосфера и место в ней человека / П. Дювиньо, М. Танг. – М. : Прогресс, 1970. – 487с.

154. Дячук В. А., Раменский Л. А. Загрязнение пограничного слоя атмосферы и районы влияния крупного промышленного центра. В кн.: Вопросы мониторинга природной среды и климата. - // Труды УкрНИГМИ, вип. 241.- М.: Гидрометеиздат, Московское отд., 1991.- с.3-10

155. Екологічна ситуація в зоні впливу Зміївської ТЕС/ За редакцією С. А. Балюка , А. І.Фатєєва , В. П. Ворона та інш- Х.: Бровін О.В.,2019. 90с.

156. Енсен К. В. Атмосферное загрязнение и рост лесных деревьев / К. В. Енсен // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. 4.1. – Таллин, 1982. – С. 116–132.

157. Еремін В. М., Луговской А. М. // Брест. гос. пед. ин-т. Брест, 1990. – 12 с. В. М. Еремін, А. М. Луговской. Влияние промышленных выбросов на структуру однолетнего стебля сосны обыкновенной

158. Ершов М. Ф. Исследование пылезадерживающих свойств листьев некоторых древесных пород : автореф. дис. на соиск. степени канд. биол. наук : спец./ М. Ф. Ершов. – Л., 1955. – 17 с.

159. Ефремов А. Л. Биологическая активность лесных подстилок и почв при загрязнении отходами полиэфирного производства / А. Л. Ефремов // Почвоведение. – 1986. – № 9. – С. 99–104.

160. Зайцев В. А. Особенности формирования корневых систем Сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) и лиственницы Сукачева (*Larix sukaczewii* Dyl) в

техногенных условиях Предуралья (Уфимский промышленный центр) : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук : 03.00.05 / Зайцев В. А. – БГУ, Уфа : 2000. – 16 с.

161. Зибцев С. В. Влияние загрязнения атмосферы выбросами тепловых электростанций на сосновые насаждения Левобережья УССР: автореф. дис. к.б.н.: спец. 03.00.16 «Экология» / С.В.Зибцев. – Днепропетровск, 1990. – 17 с.

162. Зибцев С. В. Ворон В. П. Снежный покров как индикатор аэротехногенного загрязнения окружающей среды теплоэлектростанциями. Лесоводство и агролесомелиорация. Киев, 1990, вып. 80, с.23-28.

163. Зибцев С. В. Ворон В. П. Состояние сосняков в районе загрязнения атмосферы выбросами теплоэлектростанций. Лесоводство и агролесомелиорация. 1989, вып. 78, с. 32-35.

164. Зоны загрязнения снежного покрова вокруг городов на территории СССР.- Каталог ореол для городов с населением более 50 тыс. человек / Государственный гидрологический институт.- Л., 1988.- 125 с.

165. Зубрицкий В. С. Промышленное воздействие как фактор трансформации лесных экосистем и его оценка / В. С. Зубрицкий // Проблемы лесоведения и лесоводства (Институту леса НАН Беларуси – 75 лет).– 2005. – Выпуск 63. – с. 471–473.

166. Зырин Н. Г., Першина Н. З. Сопряженная деградация почвенного и растительного покрова при импактном загрязнении территории / Н. Г. Зырин, Н. З. Першина // Влияние промышленного загрязнения на лесные, экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. – Каунас. : Гирионис, 1984. – с. 90–92.

167. Зятков Л.Л. Ворон В.П. Устойчивость древесных видов к загрязнению атмосферы предприятиями г. Северодонецка. Лесоводство и агролесомелиорация. Киев, Урожай, 1986, вып. 72, с. 37-40

168. Ибрагимов А. К. Критическое состояние и метастабильзация лесных экосистем / А. К. Ибрагимов / Влияние атмосферного загрязнения и других антропогенных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов Центральной и Восточной Европы : тез. докл. междунар. науч. конф. – М., 1996. – т.2. – С. 17–18.

169. Иванов И. Рост древесных растений и кислотность почв / И. Иванов. – Минск : Наука и техника, 1970.– 218 с.

170. Игнатьева О. В. Элементный состав хвои и морфологические показатели сосны обыкновенной (*pinus sylvestris* L.) в условиях техногенного загрязнения : автореф. дисс. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук : спец. 03.00.16 «Экология» / О. В. Игнатьева. – Красноярск, 2005. – 18 с.

171. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния среды / Ю. А. Израэль. – М. : Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.

172. Израэль Ю. А., Назаров И. М., Прессмен А. Я., Ровинский Ф.Я. и др. Кислотные дожди.- Л.: Гидрометеиздат, 1989.-269 с.

173. Израэль Ю. А., Назаров И. М., Фридман Ш. Д. и др. Мониторинг трансграничного переноса загрязняющих воздух веществ. Редкол.: Ю. А. Израэль /гл. ред./ и др./ Ин-т прикл. геофизики им. Е. К. Федорова. -Л.: Гидрометеиздат, 1987. - 303 с.

174. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва - растение./ В. Б. Ильин – Новосибирск: "Наука", Сибирское отделение, 1991.– 152 с.

175. Илькун Г. М. Газоустойчивость растений / Г. М. Илькун. – Киев: Наукова думка, 1971. – 146 с.
176. Илькун Г. М. Загрязнители атмосферы и растения / Г. М. Илькун. – Киев : Наук, думка, 1978. – 246 с.
177. Ильюшин И. Р. Усыхание хвойных лесов от задымления / И. Р. Ильюшин. – Москва-Ленинград : Гослесбумиздат, 1953. – 39 с.
178. Иванченко О. С. Еколого-фізіологічні особливості азотного обміну декоративних однорічних рослин як індикатора забруднення промислових територій залізом та хромом: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.16; Дніпропетр. нац. ун-т. / О. С. Иванченко. – Д., 2006. – 20 с.
179. Івашинюта С. В. Сучасний стан лісів зеленої зони м. Рівне та заходи щодо посилення їх еколого-захисних функцій : автореф. дис. на здобуття ступ. канд. с. наук: 06.03.03. – «Лісознавство і лісівництво» / С. В. Івашинюта. – УкрНДІЛГА : Х., 2007. – С. 1-20.
180. Ільків І. С. Оцінка форми та параметрів крон дерев: Методичні поради. – Львів: УкрДЛТУ, 1997. – 26 с.
181. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х.-Пендиас. – М.: Мир, 1989– 439 с.
182. Кабиров Р. Р., Шилова И. И. Сообщества почвенных водорослей на территории промышленных предприятий / Р. Р. Кабиров, И. И. Шилова // Экология. – 1994. – № 5-6. – с. 16–20.
183. Кайгородова С. Ю. Экологические особенности почвообразования в техногенных ландшафтах Среднего Урала : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. на-ук. 03.00.16. / С. Ю. Кайгородова. – Екатеринбург : ИЭРиЖ УрО РАН, 1998. – 24 с.
184. Кайрюкштіс Л. Л. Развитие дендрохронологии и дендроклиматологии // Вест. АН СССР. - 1980. - № 9. - С. 38-42.;
185. Кайрюкштіс Л. А., Юдвалькіс А. И. Особенности сезонного формирования годичных слоев в связи с климатическими условиями // Дендроклиматохронология и радиоуглерод. - Каунас, 1972. – С. 27-31;
186. Кислотные выпадения. Долговременные тенденции / Под ред. Ф. Я. Ровинского, В. И. Егорова. – Л. : Гидрометеиздат, 1990. – 440 с.
187. Коваленко Л. А. Состояние биологической активности лесных почв под сосновыми насаждениями при воздействии сильного и длительного промышленного загрязнения : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с.-х. наук : 06.03.01... / Л. А. Коваленко. – УГЛА – Екатеринбург, 1996. – 23 с.
188. Коваль І. М. Вплив клімату на динаміку радіального приросту *Pinus sylvestris* L. у лісовій і лісостеповій зонах України /І. М. Коваль // Лісівництво та агролісо-меліорація. – Харків, 2007. – С. 51-58.
189. Коваль І. М. Динаміка радіального приросту і санітарного стану соснових деревостанів в умовах аеротехногенного забруднення в Поліссі та степу: автореф. дис. на здобуття ступ. канд. с. г. наук : спец. 03.03.03 «Лісознавство і лісівництво; лісові пожежі і боротьба з ними» / І. М. Коваль. – УкрНДІЛГА – Х. : 2002. – 18 с.
190. Коваль І. М. Динаміка радіального приросту сосни під впливом викидів підприємств Лисичансько-Рубіжансько-Северодонецької промагломерації //

Лісівництво і агролісомеліорація. - Харків: РВП «Оригінал», 1999. - Вип. 95. - С. 35-40.

191. Коковкина Т. Ф. Последствия загрязнения лесных почв поллютантами / Т. Ф. Коковкина, Л. Г. Бабушкина // Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов. – М. : МГУЛ, 1994. – Ч 2. – с. 76–77.

192. Колодяжная А. А. Режим химического состава атмосферных осадков и их метаморфизация в зоне аэрации / А. А. Колодяжная. – М. : Наука, 1963. – 167 с.

193. Кондратюк Е. Н., Тарабрин В. П., Бакланов В. И. [и др.] Промышленная ботаника /– Киев : Наук. думка, 1980. – 260 с.

194. Копчик Г. Н. Устойчивость лесных почв к атмосферному загрязнению / Г. Н. Копчик // Лесоведение, 2004. – №4. – С. 61.

195. Копчик Г. Н., Копчик С. В., Мурашкина-Миис М. А. Химические свойства лесных подстилок в условиях атмосферного загрязнения / Г. Н. Копчик, С. В. Копчик, М. А. Мурашкина-Миис // Лесоведение, 2001. – № 6. – с. 22-30.

196. Копчик Г. Н., Силаева Е. Д. Буферность лесных подстилок к атмосферным кислотным осадкам / Г. Н. Копчик, Е. Д. Силаева // Почвоведение. – 1995. – №8 – С. 954–962.

197. Коршиков И. И. Адаптация растений к условиям техногенно загрязненной среды / И. И. Коршиков. – К. : Наукова думка, 1996. – 239 с.

198. Коршиков И. И., Тарабрин В. П. Взаимодействие древесных растений с поллютантами / И. И. Коршиков, В. П. Тарабрин // Проблемы лесоведения и лесной экологии. – М. : МГУЛ, 1990 – п. 2 – С. 585–587.

199. Красинский Н. П. Теоретические основы построения ассортиментов газоустойчивых растений / Н. П. Красинский // Дымоустойчивость растений и дымоустойчивые ассортименты.– Горький-Москва. – 1950. – С. 9-109.

200. Криницький Г. Т. Ліс – багатокомпонентний, поліфункціональний фактор стабілізації екологічного середовища і сталого розвитку суспільства: міжнародні аспекти, проблеми реалізації / Г. Т. Криницький // Науковий вісник : Сучасна екологія і проблеми сталого розвитку суспільства / Зб. науково-техн. праць. – Львів : УкрДЛТУ, 1999. – С. 8–11.

201. Крупский Н. К., Кисель В. Д., Полупан Н. И. и др. Символика генетических горизонтов почв, применяемая в Украинской ССР // Почвоведение, 1979, N 10, С. 115-121.

202. Крючков В. В., Макарова Т. Д. Аэротехногенное воздействие на экосистемы Кольского Севера / В. В. Крючков, Т. Д. Макарова. – Апатиты : КНЦ АН СССР, 1989а. – 96 с.

203. Кулагин А. А. Реализация адаптивного потенциала древесных растений в экстремальных лесорастительных условиях : автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук 03.00.16 – «экология» / А. А. Кулагин. – Тольятти, 2006. – С. 36.

204. Кулагин А. Ю. Эколого-биологические особенности ивовых в связи с техногенезом и оптимизацией нарушенных ландшафтов (на примере рода *Salix* L.) автореф. дис. на соиск. уч. степени докт. биол. наук : 03.00.05, 03.00.16 «экология» ./ А. Ю. Кулагин – УрО РАН – Екатеринбург : 1994. – 35 с.

205. Кулагин Ю. З. Древесные растения и промышленная среда / Ю. З. Кулагин. – М. : Наука, 1974. – 124 с.

206. Кулагин Ю. З. Индустриальная дендрэкология и прогнозирование / Ю. З. Кулагин. – М. : Наука, 1985. – 117 с.
207. Кулагин Ю. З. Лесообразующие виды, техногенез и прогнозирование / Ю. З. Кулагин. – М. : Наука, 1980. – 116 с.
208. Курницька М. П. «Особливості життєдіяльності деревних порід в урбогенних умовах великих міст (на прикладі м. Львова)» : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук за спеціальністю 06.03.01 – «лісові культури, насінництво» / М. П. Курницька. – Львів : 2001. – С. 19.
209. Кучеров С. Е., Мулдашев А. А. Радиальный прирост сосны обыкновенной в районе Карабашского медеплавильного комбината / С. Е. Кучеров, А. А. Мулдашев // Лесоведение, 2003. – № 2. – с. 43–49.
210. Кучерявий В. П. Озеленення населених місць / В. П. Кучерявий. – Львів: Світ, 2003а. – с.
211. Кучерявий В. П. Фітомеліорація / В. П. Кучерявий. – Львів : Світ, 2003 б. – с.
212. Лавриненко Д. Д. Взаимодействие древесных пород в различных типах леса. Изд-во «Лесная промышленность», М., 1965. 309 с.
213. Лавров В. В. Повышение устойчивости лесных экосистем в условиях Черкасской промышленной агломерации: автореф. дис. к.б.н.: спец. 03.00.16 «Экология» / В. В. Лавров. – Днепропетровск, 1994. – 19 с.
214. Лавров В. В., Ворон В. П. Зміни в лісових ґрунтах у результаті забруднення атмосфери викидами Черкаської промагломерації // Лісівництво та агролісомеліорація. - Харків, 1994. - вип. 88. - С.58-63.
215. Лавров В. В., Мірошник Н. В. Антропогенний вплив на соснові насадження Черкаського бору / В. В. Лавров, Н. В. Мірошник // Вісник Київського національного ун-ту ім. Т. Шевченка: Інтродукція та збереження рослинного різноманіття. – 2009. – Вип. 22–24. – С. 142–144.
216. Лапин П. И., Александрова М. С. Зеленая защита окружающей среды (VII дендрологический конгресс социалистических стран) / П. И. Лапин, М. С. Александрова // Бюл. Гл. ботан. сада АН СССР. – 1980. – Вып. 117. – С. 100–104.
217. Лаптев А. А. Роль зеленых насаждений в оздоровлении окружающей среды / А. А. Лаптев // Охрана, изучение и обогащение раст. мира. – 1985. – вып. 12. – С. 43–53.
218. Лаптев О. О. Екологічна оптимізація біогеоценотичного покриву в сучасному урболандшафті / О. О. Лаптев. – К. : Укр. екол. акад. наук, 1998. – 208 с.
219. Лахно Є. С. Ліс і здоров'я людини / Є. С. Лахно. – К. : Здоров'я, 1972. – 142 с.
220. Левон Ф. М. Біолого-екологічні основи створення зелених насаджень в умовах урбогенного і техногенного середовища: автореф. дис. на здобуття наукового ступеня докт. с.-г. наук: спец. 06.03.01 „Лісові культури та фітомеліорація” / Ф. М. Левон. – Львів, 2004. – 40 с.
221. Лещенко В. О. Особливості розвитку антропогенно порушених сосняків на південному сході Лівобережного Лісостепу: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук : спец. 06.03.03 «Лісознавство і лісівництво Харків, 2013. 20 с.
222. Липаткин В. А. Классификация состояний лесов по этапам потери их устойчивости / В. А. Липаткин // Влияние атмосферного загрязнения и других антропогенных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов

Центральной и Восточной Европы : тез. докл. междунар. науч. конф. – М., 1996. – т.2. – С. 14–16.

223. Лир Х., Польстер Г., Фидлер Г.-И. Физиология древесных растений/Пер, с нем. — М.: Лесн. пром-сть, 1974.—424 с

224. Литвинова Л. И., Зеленые насаждения и охрана окружающей среды / Л. И. Литвинова, Ф. М. Левон. – Киев : Здоровье, 1986. – 65 с.

225. Ловелиус Н. В. Изменчивость прироста деревьев // Дендроиндикация природных процессов и антропогенных воздействий. - Л: Наука, 1979. - 232 с.

226. Ловелиус Н. В., Грицан Ю. И. Лесные экосистемы Украины и тепло- влагообеспеченность / Н. В. Ловелиус, Ю. И. Грицан. – Санкт-Петербург, 1998.– 335 с.

227. Лоренс Д. А., Вайнштейн Л. Х. Влияние загрязнителей воздуха на продуктивность растений / Д. А. Лоренс, Л. Х. Вайнштейн // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. – Таллин, 1982. – т. 1. – с. 132–152.

228. Лукина Н. В., Сухарева Т. А., Исаева Л. Г. Техногенные дигрессии и восстановительные сукцессии в северотаежных лесах / Н. В. Лукина, Т. А. Сухарева, Л. Г. Исаева. – М. : Наука, 2005. – 262 с.

229. Лямеборшай С. Х., Родин С. А. Определение экологического ущерба лесным насаждениям при антропогенном воздействии / С. Х. Лямеборшай, С. А. Родин // Лесоведение. – 2002. – № 6. – С. 36–42.

230. Мазепа В. Г. Вплив техногенного забруднення на фотосинтетичний апарат деревних рослин / В. Г. Мазепа // Проблеми урбоекології : темат. збірн. наук. праць. – К. : НМК ВО, 1992. – С. 32-39.

231. Мазепа В. Г. Діагностика стану та особливості формування соснових деревостанів за умов техногенного забруднення довкілля / В. Г. Мазепа // Науковий вісник УкрДЛТУ : зб. наук. праць. – Львів : УкрДЛТУ. – 1999. – Вип. 9.12. – С. 17-21.

232. Мазепа В. Г. «Лісові насадження Західного і Малого Полісся в умовах аеротехногенного забруднення та особливості ведення господарства в них» автореферат дисертації поданої на здобуття наукового ступеня доктора сільськогосподарських наук за спеціальністю 06.03.03. – лісознавство і лісівництво. Львів – 2011 39 с.

233. Мазепа В. Г. Устойчивость лесных насаждения Украинского Полесья к промышленным выбросам в атмосферу / на примере лесов зоны Ровенского производственного объединения «Азот» : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с.-х. наук: 06.03.03. / В. Г. Мазепа. – УкрНИИЛХА. Харьков, 1986. – 18 с.

234. Мазепа В. Г., Новак А. А. Типологические особенности устойчивости лесных насаждений в техногенной зоне РВО «Азот» / В. Г. Мазепа, А. А. Новак. // Проблемы лесоведения и лесоводства (Института леса НАН Беларуси - 75 лет). – 2005 а. – вып.. 63. – С. 485–487.

235. Майдебурга И. С. Влияние загрязнения городской среды на биохимические показатели древесных растений (на примере г. Калининграда) / И. С. Майдебурга // Естеств. и техн. науки. – 2006. – № 4. – с. 136–141.

236. Маккленахен Дж. Р. Изменение в лесном сообществе в связи с загрязнением воздуха / Дж. Р. Маккленахен // Влияние промышленного загрязнения на лесные, экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. – Каунас–Гирионис, 1984. – с. 76–96.

237. Малиновський А. К. Нестабільність і проблема прогнозування розвитку біосистем / А. К. Малиновський // Наукові праці Лісівничої академії наук України. – 2007. – Вип. 5. – С. 29-34.

238. Мамаев С. А., Шкарлет О. Д. Индивидуальная изменчивость сосны обыкновенной по газоустойчивости в связи с сохранением хвойных насаждений в условиях техногенных ландшафтов / С. А. Мамаев, О. Д. Шкарлет. – Тр. Ин-та экологии растений и животных. Уральск, на-уч. центр АН СССР. Свердловск : 1977. – № 129. – с. 58–65.

239. Мандрэ М. А. Экофизиологический мониторинг для диагностики влияния промышленных загрязнений на хвойные насаждения / М. А. Мандрэ // Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов. – М. : МЛТИ, 1991. – ч.1–3. – С. 24–25.

240. Маракаев О. А., Смирнова Н. С., Загоскина Н. В. Техногенный стресс и его влияние на листовые древесные растения (на примере парков г. Ярославля) / О. А. Маракаев, Н. С. Смирнова, Н. В. Загоскина // Экология, 2006. – №6. – С. 410–414.

241. Маренко А. Н., Киптенко Е. Н. Исследование влияния метеорологических факторов на уровень загрязнения воздушного бассейна в районе автомагистралей // Труды УкрНИГМИ. – Вып.241. – М.: Гидрометеиздат, Московское отделение, 1991. – С. 34-39.

242. Маренко А.Н., Семенова А.П., Козленко Т.В. О характеристике условий рассеяния примесей по данным о турбулентном обмене на территории Украины. Труды УкрНИГМИ. 1991, вып. 241, с. 24-33.

243. Маренко А. Н., Щетинин А. А. О состоянии атмосферы в г. Черкассы / А. Н. Маренко, А. А. Щетинин // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета СССР. – 1990. – Вып. 236. – С. 30–39.

244. Мартынюк А. А. О влиянии выбросов промышленных предприятий на сосновые насаждения повышенной устойчивости и средоохранной роли лесов / А. А. Мартынюк // Сб. науч. трудов ВНИИЛМ. – М. : 1983. – С. 95–104.

245. Мартынюк А. А., Данилов Н. И. Влияние промышленных выбросов на рост и производительность сосновых древостоев / А. А. Мартынюк, Н. И. Данилов // Лесное хоз-во, 1989. – №4. – С. 17–19.

246. Массель Г. И. Физиолого-биохимические реакции хвойных деревьев к экстремальным воздействиям / Г. И. Массель // Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов. – М. : МЛТИ, 1991. – 43. – С. 54–55.

247. Массель Г. И., Швец М. М., Середкова С. В. Состояние пихтовых лесов байкальских склонов Хамар-Дабана / Г. И. Массель, М. М. Швец, С. В. Середкова // Лесопатол. исслед. в Прибайкалье. – Иркутск, 1989. – С. 5–23.

248. Матвеев А. А., Башмакова О. И. Химический состав атмосферных осадков некоторых районов СССР / А. А. Матвеев, О. И. Башмакова // Гидрохим. материалы. – Л. : Гидрометеиздат, 1966. – т. 42. – С. 3–14.

249. Матерна Я. Воздействие атмосферного загрязнения на природные экосистемы / Я. Матерна // Загрязнение воздуха и жизнь растений [под ред. М. Трешоу]. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – С. 436–460.

250. Медведева М. В., Бахлет О. Н. Состояния почвенного лесного микробного комплекса, загрязненного поллютантами, на Северо-Западе России / М. В. Медведева, О. Н. Бахлет. – Лесоведение, 2001. – № 6. – С. 47–50.

251. Мелехов И.С. Лесоводство. - М.: Агропромиздат, 1989.- 302 с.

252. Менщиков С. Л. Закономерности трансформации предтундровых и таёжных лесов в условиях аэротехногенного загрязнения и пути снижения нанесенного ущерба: автореф. дисс. на соискание ученой степени доктора с.-х. наук: спец. 06.03.03 „Лесоведение и лесоводство” / С.Л. Менщиков. – Урал. гос. лесотехн. ун-т.– Екатеринбург, 2004. – 43 с.

253. Менщиков С. Л. Исследование экологических особенностей роста и обоснование агротехники создания культур хвойных пород в условиях магнетитовых запылений : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с.-х. наук, Свердловск, 1985. – 18 с.

254. Мещеряков П. В., Прокопович Е. В., Коркина И. Н. Трансформация экологических условий почвообразования и формирования гумусовых веществ под влиянием урбогенеза / Мещеряков П. В., Прокопович Е. В., Коркина И. Н. – Экология. – 2005. – № 1. – с. 11–19.

255. Михайлова Т. А. Эколого-физиологическое состояние лесов, загрязняемых промышленными эмиссиями : автореф. дис. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук : 03.00.16 «Лесоведение и лесоводство, лесные пожары и борьба с ними» / Т. А. Михайлова – ИГУ. Иркутск : 1997. – 47 с.

256. Михайлова Т. А., Бережная Н. С., Афанасьева Л. В., Игнатьева О. В. и др. Воздействие фторсодержащих соединений на состояние хвойных лесов Предбайкалья / Т. М. Михайлова, Н. С. Бережная, Л. В. Афанасьева, О. В. Игнатьева и др. // Лесоведение. – 2005 – № 2 – С. 38 – 45.

257. Михайлова Т. А., Бережная Н. С., Игнатьева О. В. Оценка состояния лесов на территории проектируемого размещения крупного алюминиевого производства / Т. А. Михайлова, Н. С. Бережная, О. В. Игнатьева // «Лесное хозяйство». – 2004. – № 4, с. 29–33

258. Мишустин Е. Н., Никитин Д. И., Востров И. Ш. Прямой метод выделения суммарной протеазной активности почвы. Минск, 1968.

259. Мірошник Н. В. Біологічні особливості лісових екосистем Правобережжя середнього Дніпра в умовах антропогенного впливу Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук 03.00.16 – екологія Київ – 2010

260. Мозолевская Е. Г. Катаев О. А. Лес и промышленные выбросы / Е. Г. Мозолевская, Катаев О. А. // Лесное хозяйство. – 1992.– № 10. – с. 2–4.

261. Мозолевская Е. Г., Шарапа Т. В. Показатели состояния антропогенной трансформации лесных экосистем / Е. Г. Мозолевская, Т. В. Шарапа // Экология, мониторинг и рациональное природопользование. Научн. тр. Вып. 268. М.: МГУЛ, 1995. С. 16...33.

262. Мозолевская Е. Г., Шарапа Т. В., Моисеев А. Д. и др. Параметры популяций большого соснового лубоеда в зонах промышленного загрязнения / Мозолевская Е. Г., Шарапа Т. В., Моисеев А. Д. и др. / Экология и защита леса. – Л. : Л ГА, 1992. – С. 62–66.

263. Моисеева Н. А., Григорьев В. П., Астахов В. А. Древесные насаждения как фактор борьбы с загрязнением атмосферы городов соединениями тяжелых металлов / Н. А. Моисеева, В. П. Григорьев, В. А. Астахов // Оптимизация воздействия природной среды. – М. : Медицина, 1981. – С. 40 – 85.

264. Молчанов А. А. Влияние леса на окружающую среду / А. А. Молчанов. – М. : Наука, 1973. – 360 с.

265. Мониторинг фонового загрязнения природной среды. – Л. : Гидрометеиздат, 1989.— 284 с.
266. Морозкин А. И., Калимуллина С. Н., Салова Л. В., Шпак Т. Л. Состояние лесных экосистем в зоне влияния Нижнекамского промышленного комплекса / Морозкин А. И., Калимуллина С. Н., Салова Л. В., Шпак Т. Л. // Почвоведение. – 2001. – № 12. – С. 1483–1492.
267. Мякина Н. Б., Аринушкина Е. В. Методическое пособие для чтения результатов химических анализов почв. - М.: Изд-во МГУ, 1979. - 62 с.
268. Мякушко В. К., Вольвеч Ф.В., Плюта П.Г. Экология сосновых лесов.– К.: Урожай, 1989.– 252 с
269. Назаров И. М., Фридман Ш. Д., Ренне О. С. Использование сетевых снегосъемок для изучения загрязнения снежного покрова // Метеорология и гидрография.-1978. N 7.- С. 74-78.
270. Народное хозяйство Украинской ССР в 1988 году.- К.:Тэхника, 1989.- 471 с.
271. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 1993 році. - Київ: Книжкова друкарня наукової книги, 1994.-309 с.
272. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 1995 році. - Київ: Вид-во Раєвського, 1996.-96 с.
273. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 1997 році. - Київ: Вид-во Раєвського, 1998. - 96 с.
274. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні за 1999 рік. - Київ: Вид-во Раєвського, 2000. - 96 с.
275. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2002 році. – К.: Міністерство екології та прир. ресурсів Укр., 2002. – С. 129–133.
276. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2004 році [електронний ресурс]: <http://www.menr.gov.ua/documents/nd2004.pdf>.
277. Національна доповідь України про гармонізацію життєдіяльності суспільства у навколишньому природному середовищі Спеціальне видання до 5-ї Всеєвропейської конференції “Довкілля для Європи” Київ-2003
278. Негруцкая Г. М., Приседский Ю. Г. Воздействие серного ангидрида на дыхание сосны обыкновенной / Г. М. Негруцкая, Ю. Г. Приседский // Интродукция и акклиматизация растений на Украине и в Молдавии. – Киев : Наукова думка, 1974. – с. 96–98.
279. Негруцкий С. Ф. Причины усыхания лесов Луганской области и меры борьбы с ним //Исследования по фитопатологии и иммунитету растений /Труды ХСХИ, Том 56(43). - Киев «Урожай» 1966. - с.102-108
280. Никанорова Е. В. Влияние погодных условий на структуру годичного слоя сосны.— В кн.: Роль науки в создании лесов будущего. Л., 1981, с. 37
281. Никитина З. И. Микробиологический мониторинг наземных экосистем / З. И. Никитина. – Новосибирск : Наука. Сиб.отд-ние, 1991. – 222 с.
282. Николаевский В. С. Биологические основы газоустойчивости растений / В. С. Николаевский. – Новосибирск : Наука, 1979. – 280 с.

283. Николаевский В. С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации / В. С. Николаевский. – М., 2002. – 220 с.

284. Николаевский В. С. Эколого-физиологические основы газоустойчивости растений : [учеб. пособ.] / В. С. Николаевский/ – М. : МЛТИ, 1989. – 66 с.

285. Новак А. А. Стан, продуктивність та відновлення дубових деревостанів в умовах аеротехногенного забруднення довкілля (на прикладі рівнинної частини західного регіону України): автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. с.-г. наук: спец. 06.03.03 „Лісознавство і лісівництво” / А. А. Новак. – Львів, 2007. – 19 с.

286. Нормативно-справочные материалы для таксации лесов Украины и Молдавии. /Под ред. Швиденко А. З., Строчинского А. А., Савича Ю. Н., Кашпор С. Н.- К.: Урожай, 1987.- 559 с.

287. Обзор состояния окружающей природной среды в СССР. – М. : Гидрометеиздат, 1990. – 114 с. .

288. Обыденный П. Т. Сравнительное влияние некоторых элементов питания на состояние растений в условиях загрязненного воздуха / П. Т. Обыденный. – Уч. зап. Пермск. ун-та, 1971. – вып. 256.

289. Одинак Я. П. Вертикальна структура лісових біогеоценозів// Укр. ботан. журн. - 1983.-Т.40.- N 6.- С. 34-38.

290. Одум Ю. Экология / Ю. Одум. – М. : Мир, 1986. – т. 2. – 376 с.

291. Озолинчюс Ремигиус Хвойные .Морфогенез и мониторинг. Kaunas. Aesti 1996 340 с

292. Остапенко Б. Ф., Ткач В. П. Лісова типологія : навчальний посібник / Б. Ф. Остапенко, В. П. Ткач. – Х. : ХДАУ ім. В. В. Докучаєва, УкрНДІЛГА ім. Г. М. Висоцького, 2002. – 204 с.

293. Остроумогильский А. Х., Петрухин В. А. Тяжелые металлы в атмосфере : источники поступления и методы оценки их влияния / А. Х. Остроумогильский, В. А. Петрухин // Мониторинг фоновое загрязнение природных сред. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – Вып. 2. – С. 56 – 70.

294. Охорона навколишнього природного середовища в Україні в 1994-1995 рр.- Київ: Вид-во Раєвського, 1997.-96 с.

295. Охрана атмосферного воздуха Украинской ССР за 1990 год. Том 1 (Статистический бюллетень по экономическим районам областям и городам). Форма № 2-ТП (воздух). – К, 1991.

296. Павлов И. Н. Древесные растения в условиях техногенного загрязнения / И. Н. Павлов. – Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2006. – 360 с.

297. Павлюкова Н. Ф., Гришко В. Н., Генкина Н. М. Активность окислительно-восстановительных ферментов в почвах, загрязненных тяжелыми металлами / Павлюкова Н. Ф., Гришко В. Н., Генкина Н. М. // Екологія кризових регіонів України. Тези доповідей Міжнародної конференції. – Дніпропетровськ : ДНУ, 2001. – С. 38.

298. Папулов Е. С. Устойчивость сосновых древостоев к действию техногенных загрязнений в районе Первоуральско-Ревдинского промышленного узла : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с.-х. наук : 06.03.03 «Лесоведение и лесоводство, лесные пожары и борьба с ними» / Е. С. Папулов. — Екатеринбург : Урал. гос. лесотехн. ун-т., 2004б. – 22 с.

299. Парпан В.И. Опад, лесная подстилка и биокруговорот химических элементов в культурных лесных биогеоценозах Малого Полесья УССР: Автореферат дис. кандидата биологических наук. – Днепропетровск, 1977- 20 с.
300. Пастернак П. С. Проблема использования леса как средства защиты окружающей среды / П. С. Пастернак // Лесоводство и агролесомелиорация. – Киев : Урожай, 1981. – Вып. 60. – С. 7–11.
301. Пастернак П. С., Ворон В. П. Зміна лісових екосистем під впливом аеротехногенного забруднення // Укр. ботан. Журнал. - 1994. - т. 51, №1.- С.54-60.
302. Пастернак П. С., Ворон В. П., Мазепа В. Г., Приступа Г. К. Изменение некоторых структурных особенностей лесного биоценоза в условиях аеротехногенного загрязнения окружающей среды / П. С. Пастернак, В. П. Ворон, В. Г. Мазепа, Г. К. Приступа. – Экология. – 1990. – № 3. – С. 7-13.
303. Пастернак П. С. Ворон В. П. Приступа Г. К. Мазепа В. Г. Об устойчивости лесных насаждений промышленных выбросов в условиях Украинской ССР. Лесное хозяйство, 1985, №9, с.61-63.
304. Пастернак П. С., Ворон В. П., Стельмахова Т. Ф. Воздействие загрязнения атмосферы на сосновые леса Донбасса / Пастернак П. С., Ворон В. П., Стельмахова Т. Ф. // Лесоведение, 1993. – №2. – С. 28–38.
305. Пастернак П. С. Ворон В. П. Хименко Н. Л. Показатели реакции сосны обыкновенной на воздействие сернистого ангидрида. Лесоводство и агролесомелиорация. 1989, вып. 79, с. 64-71
306. Пастернак П. С, Приступа Г. К., Мазепа В. Г., Васинюк В. А. Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. – Каунас – Гирионис, 1984, с. 96–98.
307. Паулюкявичус Г. Б. Роль леса в экологической стабилизации ландшафтов / Г. Б. Паулюкявичус. – М. : Наука, 1989. – 215 с .
308. Петербургский А. В. Агрохимия и физиология питания растений / А. В. Петербургский – М. : Россельхозиздат, 1971.– 334 с.
309. Петренчук О. П. Экспериментальные исследования атмосферного аэрозоля.-Л.: Гидрометеиздат, 1979.- 264 с.
310. Петренчук О. П., Дроздова В. М. О химическом составе облачной воды в некоторых районах ЕТС.- Труды ГГО.- Л., 1966.- вып. 185.- С. 117-125.
311. Петрухин В. А., Андрианова Г. А., Бурцева Л. В., Виженский В. А. и др. Фоновое содержание свинца, ртути, мышьяка и кадмия в природных средах (по мировым данным) Сообщение 3 / [Петрухин В. А., Андрианова Г. А., Бурцева Л. В., Виженский В. А. и др.] // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – Вып. 3. – С. 3 – 27.
312. Петрухин В. А., Бурцева Л. В., Лапенко Л. А., Чичева Т. Б. и др. Фоновое содержание микроэлементов в природных средах (по мировым данным) Сообщение 5 / [Петрухин В. А., Бурцева Л. В., Лапенко Л. А., Чичева Т. Б. и др.] // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – Вып. 5. – С. 4 – 30.
313. Погребняк П.С. Общее лесоводство. - М. Колос. -1968. - 440 с.
314. Полюкова Н. Ф., Долгова Л. Г. Индикация эдафотопов,загрязняемых техногенными веществами по активности ферментов / Н. Ф. Полюкова, Л. Г. Долгова. – Почвоведение, 1993. – №1. – С. 45–47.

315. Полякова Е. В. Особенности развития и жизнеспособность древесных растений в условиях городской среды (на примере г. Владивостока) : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук / Е. В. Полякова. – Биол.-почв. ин-т ДВО РАН. Владивосто-сток, 2004. – 23 с.

316. Попов А. С. Комплексная сравнительная оценка состояния сосновых древостоев в зоне влияния аэропромышленных выбросов Среднеуральского медеплавильного завода : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с.-х. наук.... / А. С. Попов // Екатеринбург : Урал, гос. лесотехн. ун-т., 2006. – 20 с.

317. Придача В. Б. Соотношение N:P:K как показатель гомеостаза у хвойных в условиях аэротехногенного загрязнения / В. Б. Придача // Сборник работ аспирантов и соискателей Ин-т леса КарНЦ РАН. — Петрозаводск, 2002. — С. 66–75.

318. Приседський Ю. Г. Закономірності пошкодження деяких видів деревних та чагарникових рослин за умов комплексного забруднення повітря сполуками фтору, сірки та азоту / Ю. Г. Приседский // Вісник донецького університету, Сер. А: Природничі науки. – 2003. – вип. 1. – С. 304 – 311.

319. Приступа Г. К., Мазепа В. Г. Анато-мо-морфологические изменения хвои сосны в техногенных условиях / Г. К. Приступа, В. Г. Мазепа // Лесоведение. – 1987. – № 1. – С. 58-60.

320. Прокушкин С. Г., Гирс Г. И., Полякова Г. Г. Аккумуляция лесной подстилкой промышленных токсикантов / Прокушкин С. Г., Гирс Г. И., Полякова Г. Г. // Роль подстилки в лесных биогеоценозах. : Всес. совещ., Красноярск, сент. 1983 г. : тез докл.– М. : Наука, 1983.– С. 162–163.

321. Рагямис А. К., Армолайтис К. Е. Изменение общего количества белков в ассимиляционном аппарате сосны в зависимости от степени загазованности / А. К. Рагямис, К. Е. Армолайтис // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости, – Каунас : Гирионис, 1984. – с. 54–55.

322. Радов А. С., Пустовой И. В., Корольков А. В. Практикум по агрохимии. / А.С. Радов, И.В. Пустовой, А.В. Корольков; Под ред. И.В. Пустового. - 4-е изд., перераб. и доп. – М.: Агропромиздат, 1985.- 312 с.

323. Распопина С.П. Аеротехногенна трансформація соснових екосистем середньої течії басейну р. Сіверський Донець : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-х. наук: спец. 06.03.03 «Лісознавство і лісівництво» / С. П. Распопина. –Харків, 2003.– 20 с.

324. Рачковская М. М., Демидова Л. Н., Тихонова Л. Н. Пигментная система как фитоиндикатор состояния растений в условиях промышленного загрязнения / М. М. Рачковская, Л. Н. Демидова, Л. Н. Тихонова // Нетрадиционные методы в исследованиях растительности Сибири. – Новосибирск : Наука, 1982. – с. 65–71.

325. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Черкаській області у 2008 році / Держ. управління охорони навк. прир. сер-ща в Черкаській області. – Черкаси, 2008. – 187 с.

326. Реймерс Н. Ф. Природопользование: Словарь-справочник / Н. Ф.Реймерс. – М.: Мысль, 1990. – 637 с

327. Ровинский Ф. Я., Петрухин В. А., Вижевский В. А., Чичева Т. Б. и др. Фоновое содержание микроэлементов в природных средах (по мировым данным) Сообщение 4 / [Ровинский Ф. Я., Петрухин В. А., Вижевский В. А., Чичева Т. Б. и др.]

// Мониторинг фоновое загрязнение природных сред. – Л. : Гидрометеиздат, 1987. – вып. 4. – С. 3 – 50.

328. Ровинский Ф. Я., Чичева Т. Б., Виленский М. Г. Влияние кислотных дождей на почвенные растворы и почвы / Ровинский Ф. Я., Чичева Т. Б., Виленский М. Г. // Мониторинг фоновое загрязнение природных сред. – М. : Гидрометиздат, 1989. – С. 136–148.

329. Родин Л. Е., Базилевич Н. И. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара.- Л.: Наука, 1965.-253с.

330. Родин Л. Е., Ремезов Н. П., Базилевич Н. И. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах.- Л.: Наука, 1968.- 143 с.

331. Рожков А. А., Козак В. Т. Устойчивость лесов / А. А. Рожков, В. Т. Козак. – М. : Агропромиздат, 1989. – 240 с.

332. Рожков А. С., Михайлова Т. А. Действие фторсодержащих эмиссий на хвойные деревья / А. С. Рожков, Т. А. Михайлова. – Новосибирск : Наука, 1989. – 159 с.

333. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. - Л.: Гидрометеиздат, 1979. - 326 с.

334. Рунова Е. М. Влияние техногенного загрязнения на состояние хвойных древостоев : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с. – х. наук : спец./ Е. М. Рунова - Красноярск, 1999. – 42 с.

335. Рунова Е. М., Чжан С. А. Экологические аспекты состояния лесов в санитарно-защитных зонах алюминиевых заводов / Е. М. Рунова, С. А. Чжан // Тр. лесохозяйств. фак. ПетрГУ. — 2003. — № 4. — С. 102—105.

336. Русаленко А. И. Годичный прирост деревьев и влагообеспеченность / Русаленко А. И. – Минск. : Наука и техника, 1986. – 238 с.

337. Рэуце К, Кырстя С. Борьба с загрязнением почвы/Пер. с румын. К- И. Станькова; Под ред. и с предисл. В. К. Штефана.— -М.: ВО Агропромиздат, 1986.— 221 с.

338. Рябуха Е.В. Накопление лесной подстилки в насаждениях Украинского Полесья // Лесоведение. -1972. - №1. - С. 26-34.

339. Рябченко А. Е. К вопросу о ветровом переносе веществ. В кн.: Вопросы мониторинга природной среды и климата. - Труды УкрНИГМИ. 1991, вып. 241. с. 62-66. 139.

340. Рябчиков А. М. Самоочищение атмосферы от техногенных выбросов // Вести Моск. ун-та.-География.- 1994.- сер. 5, №3.- С. 45-55.

341. Саєт Ю. Е., Рєвич Б. А., Янин Е. П. Геохимия окружающей среды. / Ю. Е. Саєт., Б. А. Рєвич, Е. П. Янин – М: Недра, 1990.- 335

342. Самохвалова В. Л., Фатєєв А. І., Ворон В. П., Лучникова Є. В. Особливості вивчення та визначання забруднення снігового покриву важкими металами в зонах сталих аеротехногенних емісій забруднювачів. Науковий вісник УжНУ. Серія: Біологія. Вип. №26 --2009.-С. 103-113

343. Санітарні правила в лісах України : Затв. Постановою Кабінету Міністрів України від 26 жовтня 2016 р. № 756 [Електронний ресурс]. – К., 2012. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/555-95-п> (дата звернення 05.12.2016 р.)

344. Свояк Н. І. Оцінка екологічної безпеки атмосферного повітря (на прикладі Черкаської області) / Н. І.Свояк. – Вісник ЖДТУ. – 2009. – № 1 (48). – С. 224–229.

345. Селезнева Е. С., Петренчук О. П. Об удалении примесей из атмосферы облаками и осадками - Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы.// Сборник докладов на международном симпозиуме в Ленинграде.- Л., 1971.- С. 253-259.

346. Сергейчик А. А. Эколого-физиологическая оценка устойчивости ассимиля-ционного аппарата хвойных лесообразующих пород Беларуси в техногенной среде : автореф. дис. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук : 06.03.03, 03.00.16 / А. А. Сергейчик. – ИЛ НАН Беларуси. – Гомель : 2001. – 41 с.

347. Сергейчик С. А. Древесные растения и оптимизация промышленной среды / С. А. Сергейчик. – Минск : Наука и техника, 1984. – 168 с.

348. Сергейчик С. А. Растения и экология / С. А. Сергейчик. – Минск : Ураджай, 1997. – 223 с.

349. Сидоренко В. Ф. Исследование влияния крупных зеленых массивов на состояние воздушного бассейна города / В. Ф. Сидоренко // Вопросы планировки и эстетического решения при застройке городов : тез. докл. обл. семинара. (27-28 мая 1981г.) – Пенза, 1981. – С. 30–42.

350. Сидорович Е. А., Алехно А. И. , Бусько Е. Г. и др. Экологический мониторинг ландшафтов Белоруссии / Сидорович Е. А. , Алехно А. И. , Бусько Е. Г. и др. – Мн. : Наука и техника, 1988. – 206 с.

351. Сидорович Е. А., Рак Л. Д., Божко Л. В. Влияние техногенных факторов на состояние пластидного аппарата лесообразующих пород Белоруссии / Е. А. Сидорович, Л. Д. Рак, Л. В. Божко // Проблемы лесоведения и лесной экологии. – М. : МЛТИ, 1990. – Ч. 2. – С. 605–607.

352. Скуодене Л. Влияние промэмиссий на некоторые физиологические функции у древесных пород / Л. Скуодене // Влияние промышленных загрязнений на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. – Каунас, 1984. – С. 54–58.

353. Смит У. Х. Лес и атмосфера. Взаимодействие между лесными экосистемами и примесями атмосферного воздуха / У. Х. Смит // [перевод с англ.] Под ред. Керженцева. – М. : Прогресс, 1985. – 432 с.

354. Смит У. Х. Поглощение загрязнений воздуха растениями / У. Х. Смит // Загрязнения воздуха и жизнь растений. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – С. 460–486.

355. Собчак Р. О., Дегтярева О. Н., Астафурова Т. П. Комплексная оценка состояния пихты сибирской *Abies sibirica* Ledeb. в условиях городской среды / Собчак Р. О., Дегтярева О. Н., Астафурова Т. П. // Хвойн. бореал. зоны. 2004. – №2. – С. 100–109.

356. Соков М. К. Влияние фтористых выбросов алюминиевых заводов на состояние хвойных лесов: автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук: 03.00.16/ М. К. Соков. – ИЛД СО АН СССР. Красноярск, 1979. – 24 с.

357. Соколов Г. И. Усыхание лесов около г. Сатки Челябинской области от промышленного воздействия АО «Магнезит» / Г. И. Соколов // Влияние атмосферных загрязнений и других антропогенных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов Центральной и Восточной Европы. – М. : МГУЛ,–1996. – т 2.– с. 35–37.

358. Спицина Н. Т., Зубарева О. Н., Перевозникова В. Д. Лесоводственная оценка и пылеаккумулирующие свойства березняков в районе карьера по добыче известняка / [Спицина Н. Т., Зубарева О. Н., Перевозникова В. Д.] – ИВУЗ. «Лесной журнал», 2001. – № 5–6. – С. 35–42.

359. Спосіб індикації та оцінки екологічного стану аврально забрудненої системи «рослина-грунт». Самохвалова В. Л., Ворон В. П. Заявка U 2009 07417 від 15.07.2009 Патент на корисну модель № 46554 Київ, Міністерство освіти і науки України, Державний департамент інтелектуальної власності, 25.12.2009, Бюл. №24

360. Сродных Т. Б. Обоснование агротехники создания культур березы бородавчатой в условиях магnezитовых запылений на Южном Урале : автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук :/ Т. Б. Сродных. – Свердловск, 1986. – 22 с.

361. Стан довкілля в Україні-2008 Стан довкілля в Україні: інформаційно – аналітичний огляд. Серпень, 2008. – К.: Мін-во охор. навк. прир. сер-ща Укр., 2008. – 52 с.

362. Стефурак В. П. «Біологічна індикація стану наземних екосистем Українських Карпат і Прикарпаття в умовах антропогенного впливу», автореферат дисертації поданої на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук за спеціальністю 03.00.16. – екологія. / В. П. Стефурак. – Днепропетровськ, – 1997. – 33 с.

363. Сытник К. М., Книга Н. М., Мусатенко Л. И. Физиология корня / К. М. Сытник, Н. М. Книга, Л. И. Мусатенко. – Киев: Наук. думка, 1972. – 356 с

364. Сэги Й. Методы почвенной микробиологии (Пер.с венг. И.Ф. Куренного; Под ред. и с предисл. Г. С. Муромцева).- М.: Колос, 1983.

365. Табаш Милутин. Улога шуме у заштити човекове средине и однос према Ибој / Милутин Табаш // Науч. скупови. Урногорска акад. наука и улуеты. Од. прир. наука. – 1978. – 2. – 331–340.

366. Тарабрин В. П. Водный режим и устойчивость древесных растений к промышленным загрязнителям / В. П. Тарабрин // Газоустойчивость растений. – Новосибирск : Наука, 1980. – С. 18–29.

367. Тарабрин В. П., Кондратюк Е. Н., Башкатов В. Г. и др. Фитотоксичность органических и неорганических загрязнителей / В. П. Тарабрин, Е. Н. Кондратюк, В. Г. Башкатов и др.; под ред. Е. Н. Кондратюка. – К.: Наукова думка, 1986. – 216 с.

368. Тарабрин В. П., Чернышева Л. В., Пельтихина Р. И. Использование зеленых насаждений для оптимизации среды в зоне загрязнения предприятий черной металлургии / Тарабрин В. П., Чернышева Л. В., Пельтихина Р. И. // Растения и пром. среда. – Свердловск : Изд-во Уральского ун-та, 1984. – С. 101–106.

369. Таран И. В., Спиридонов В. Н. Устойчивость рекреационных лесов / И. В. Таран, В. Н. Спиридонов. – Новосибирск : Наука, 1977. – 180 с.

370. Тарасенко А. А., Ворон В. П. Оценка последствий аеротехногенных выбросов химических и радиоактивных веществ // Проблеми надзвичайних ситуацій : Збірник наукових праць НУЦЗ України. - Харків : НУЦЗУ, 2012.-вип.15,-с.179-186.

371. Тарасенко В. П., Василенко А. И., Бондарев А. В., Коровин Н. В. и др. Влияние техногенного атмосферного загрязнения на лес в условиях Европейской территории СССР / Тарасенко В. П., Василенко А. И., Бондарев А. В., Коровин Н. В. и др. // обзорная информация – М. : ВНИИЦ Лесресурс, 1991. – вып. 6. – 38с.

372. Тимофеев-Ресовский В. Н., Воронцов Н. Н., Яблоков А. В. Краткий очерк теории эволюции / Тимофеев-Ресовский В. Н., Воронцов Н. Н., Яблоков А. В. – М. : изд-во "Наука", – 1969. – 407 с.

373. Толкачев А. Е. Поведение тяжелых металлов в миграционной цепи: источник техногенного загрязнения – депонирующие природные среды – культурные растения (на примере юго-восточной части Московской области) / А. Е. Толкачев // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 1999. – № 1. – С. 34 – 41.

374. Трешоу М. Диагностика влияния загрязнения воздуха и сходство симптомов // Загрязнение воздуха и жизнь растений / Под ред. М. Трешоу. – Л. : Гидрометеиздат. – 1988а. – С. 126–143.

375. Трешоу М., Жиллет Д. Г., Робинсон Э. и др. Загрязнение воздуха и жизнь растений / М Трешоу Д Г Жиллет, Э Робинсон и др. под ред. М. Трешоу. – Л. : Гидрометеиздат, 1988б. – 534 с.

376. Уваров Л. А. Влияние техногенных загрязнений на состояние сосновых насаждений и селекционные аспекты повышения их устойчивости / Л. А. Уваров //

Влияние атмосферных загрязнений и других антропогенных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов Центральной и Восточной Европы . – М. : МГУЛ, 1996. – т. 2. – С. 72-74.

377. Ужегова И. А. и др. Влияние промышленных выбросов криолитового завода на накопление фтора и серы в сосновых насаждениях / И. А. Ужегова и др. // Проблемы лесоведения и лесной экологии. – 42. – М. : МЛТИ, 1990. – С. 614–616.

378. Усцький І. М., Задорожний К. М. Особливості розвитку вогнищ кореневих гнилей, викликаних кореневою губкою (*Heterobasidion annosum* (Fr) Bref) в зоні забруднення цементами викидами / І. М. Усцький, К. М. Задорожний // Лісівництво і агролісомеліорація. – Харків: РВП "Оригінал", 1999. – Вип. 94. – С. 48–52.

379. Учватов В. П. Роль лесной подстилки в трансформации геохимического потока вещества в лесной системе / В. П. Учватов // Роль подстилки в лесных биогеоценозах : Всес. совещ. Красноярск, сент, 1983г. : тез докл. – М. : Наука, 1983. – С. 199–201.

380. Учватов В. П. Фоновые и антропогенные потоки вещества в ландшафтах Русской равнины / В. П. Учватов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – С. 180–190.

381. Федорков А. Л. Влияние аэротехногенных воздействий на сохранность семян и развитие зародыша сосны обыкновенной / А. Л. Федорков // Лесоведение. – 1994. – № 5. – С. 36–40.

382. Филиппова А. В., Петункина Л. О. Ель сибирская в условиях городской среды (эколого-биологическая характеристика) / А. В. Филиппова, Л. О. Петункина ; Кемер. гос. ун-т. – Кемерово, 2004. – 14 с. – Библиогр.: 16. – Рус. – Деп. в ВИНТИ 29.04.04. № 723-В2004.

383. Фурдичко О. І., Славов В. П., Войцицький А. П. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: Навч. пос. /; за наук. ред. О. І. Фурдичка. – К.: Основа, 2008. – 356 с

384. Хантемирова Е. В. Трансформация лесных сообществ под влиянием техногенных загрязнений / Е. В. Хантемирова // Биологическое разнообразие лесных экосистем. – М., 1995. – С. 311–312.

385. Хорват Л. Кислотный дождь / Л. Хорват. – М. : Стройиздат, 1990. – 84 с.
386. Цветков В. Ф. Лесоводственные аспекты оздоровления окружающей среды в районах аэротехногенного загрязнения на Кольском полуострове / В. Ф. Цветков // Лесной журнал, 1999. – №2–3. – С. 46–51.
387. Цветков В. Ф. «Экономика природы» и состояние окружающей среды / Цветков В. Ф. – Архангельск : Изд-во Арханг. гос. техн. ун-та, 2002. – 268 с.
388. Цветков В. Ф., Лесиньски Е. А., Армолайтис К. Э., Пархимович Т. А. Мониторинг состояния лесов Европейского Севера / В. Ф. Цветков, Е. А. Лесиньски, К. Э. Армолайтис, Т. А. Пархимович. : Методические рекомендации. – Архангельск. : РИОАГТУ, 1995. – 35 с.
389. Цветков В. Ф., Цветков И. В. Лес в условиях аэротехногенного загрязнения / В. Ф. Цветков, И. В. Цветков. – Архангельск, 2003. – 354 с.
390. Чемерис І. А. Формування екологічного стану лісових біогеоценозів в зоні впливу хімічних підприємств м. Черкаси. - Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03 00 16 - екологія Дніпропетровський національний університет, Дніпропетровськ, 2007. – 18 с. .
391. Черненко Т. В., Степанов А. М. Подстилка как показатель нарушенности биогеоценоза в результате техногенного воздействия / Т. В. Черненко, А. М. Степанов // Роль подстилки в лесных биогеоценозах : Всес. совещ. Красноярск, сент., 1983. : тезисы докл. – М. : Наука, 1983. – С. 207.
392. Чорнобай Ю. М. Трансформація рослинного детриту в природних екосистемах / Чорнобай Ю. М. – Львів : Вид-во ДПМ НАН України, 2000. – 352 с.
393. Шарифуллин Р. Н., Зайцев Г. А. Оценка относительного жизненного состояния сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) и лиственницы Сукачева (*Larix sukaczewii* Dyl.) в условиях нефтехимического загрязнения / Р. Н. Шарифуллин, Г. А. Зайцев. // Биология – наука XXI века 7 Пушкинская школа–конференция молодых ученых, Пущине, 14–18 апр. 2003 г. : сборник тезисов. – Пущино, 2003. – С. 239.
394. Шебалова Н. М., Залесов С. В. Оценка воздействия экстремальных условий на состояние древостоя сосны обыкновенной / Н. М. Шебалова, С. В. Залесов // Лес. х-во. – 2005, № 6. – С. 25–26.
395. Шелуха В. П. Биоиндикация хронического промышленного воздействия щелочного типа на компоненты хвойных лесонасаждений / В. П. Шелуха. – Брянск, 2001. – 205 с.
396. Шергина О. В. Оценка состояния урбоэкосистемы по параметрам древесных растений и почвенного покрова (на примере г. Иркутска): автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук : 03.00.16, 03.00.27..... / О. В. Шергина. – ИГУ. Иркутск : 2006. – 19с.
397. Шильцова Г. В., Ласточкина В. Г. Мониторинг атмосферных осадков в лесных экосистемах Северной Карелии / Г. В. Шильцова, В. Г. Ласточкина // Биологические аспекты мониторинга лесных экосистем Северо-Запада России. – Петрозаводск : Изд-во ин-та леса КарНЦ РАН, 2001. – С. 182–191, 303.
398. Шипунов Ф. Я. Организованность биосферы / Ф. Я. Шипунов. М. : Мысль, 1980. – 291 с.
399. Шиятов С. Г., Дендрохронология верхней границы леса на Урале. - М.: Наука, 1986. - 136 с.
400. Шовган А. Д. Динамика, экологическая обусловленность и прогноз прироста сосны обыкновенной в лесных районах Украинской ССР: автореф. дис. на

соискание ученой степени канд. биол. наук: спец. 03.00.16 / А.Д. Шовган. – ДГУ – Днепропетровск, 1987. – 16 с.

401. Штуббе Г. Человек и среда. Биологическое равновесие – задачи науки / Г. Штуббе // Будущее науки. Международный ежегодник. – М. : Знание, 1974. – Вып. 7. – С. 226–251.

402. Шяпятене Я. А. Закономерности усыхания сосняков в зоне воздействия промышленных выбросов / Я. А. Шяпятене // Закономерности роста и производительности лесовосстановления : науч. конф. Каунас, 16–17 апр., тез. докл. – Каунас, 1985. – С. 260.

403. Щекалев Р. В., Тарханов С. Н. Радиальный прирост и качество древесины сосны обыкновенной в условиях атмосферного загрязнения / Р. В. Щекалев, С. Н. Тарханов. – Екатеринбург : Изд-во УрО РАН, 2006. – 128 с.

404. Щетников А. И. Формирование зоны экогеохимического неблагополучия в районе деятельности алюминиевого завода / А. И. Щетников // Геохимическая экология и биогеохимическое изучение таксонов биосферы : Материалы 4. Российской биогеохимической школы. – М. : Наука, 2003. – С. 103 – 104.

405. Экосистемы в критических состояниях / Отв. ред. Ю. Г. Пузаченко, АН СССР, ин-т географии. – М. : Наука, 1989. – 156 с.

406. Ющук Є. Д., Чульська Л. М. Шляхи оптимізації лісових едафотопів у межах промислового забруднення Криворіжжя / Є. Д. Ющук, Л. М. Чульська // Екологія кризових регіонів України. Тези доповідей Міжнародної конференції. – Дніпропетровськ : ДНУ, 2001. – С. 14.

407. Якас П. Ю. Влияние минеральных удобрений на повышение устойчивости и роста сосновых молодняков в зоне влияния ПО «Азот» / П. Ю. Якас // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. – Каунас-Гирионис, 1984. – С. 139–140.

408. Янбаев Ю. А. Эколого-популяционные аспекты адаптации лесобразующих видов к условиям природной и техногенной среды : автореф. дис. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук : 03.00.16.... / Ю. А. Янбаев. – ИЭВБ РАН – Тольятти: 2002. – 35 с.

409. Ярмишко В. Т. Биологические основы индикации состояния лесных экосистем в условиях техногенеза на Европейском Севере / В. Т. Ярмишко // Охрана лесных экосистем и рациональное использование лесных ресурсов. – М. : МГУЛ, 1994а. – т.2. – с. 46-47.

410. Ярмишко В. Т. Влияние атмосферных загрязнений на ассимиляционные органы растений сосновых лесов на Карельском перешейке / В. Т. Ярмишко // Влияние атмосферных загрязнений и других антропо-генных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов Центральной и Восточной Европы. – М. : МГУЛ. – 1996. – т. 1. – С. 5–7.

411. Ярмишко В. Т. Сосна обыкновенная и атмосферное загрязнение на Европейском севере / В. Т. Ярмишко. – Санкт-Петербург : Изд-во НИИ химии С.-Петербургского государственного университета, 1997. – 210 с.

412. Ярмишко В. Т. Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) и ее сообщество в условиях атмосферного загрязнения на Европейском Севере : автореф. дис. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук: 03.00.05 / В. Т. Ярмишко. – БИ АНРФ. – СПб, 1994б. – 36 с.

413. Aheme J., Farrell E.P. Steady state critical loads of acidity for sulphur and nitrogen: A multi-receptor, multi-criterion approach// *Sci. Total Environ.* - 2002. - 288, № 3. - C. 183-197.
414. Babich H., Davis D.L., Stotzky G. Acid precipitation. Causes and Consequences. - *Environment*, 1980, y. 22, N 4, p., 6-13.
415. Barnes R. A. The long range transport of air pollution. A Review of European Ex-perience. - *J. Air Polut. Contr. Assoc*, 1979, v. 29, N 12, p. 1219-1235.
416. Bdek J., Neivonen S., Huttunen S. Pine needl growth and fine structure afte prolonged acid rain tritmentin the subarctic / Bdek J., Neivonen S., Huttunen S. / *Plant. Gell and Environment.*— 1994. — 17, № 19. — p. 1009–1021.
417. Bennett J. P., Anderson R. L., Mielke M. L., Ebersole J.J. Foliar injury air pollution surveys of eastern white pine (*Pinus strobus* L.). // *Riview Envirom. Monit. And ASSESS.* 1994. 30, N 3. P. 247...274.
418. Blanc F. et al. The epiphytic vegetation of *Populus balsa-mifera* and its significance as an air pollution indicator in Judbery, Ontario. — *Can. J. Bot*, 1972, v. 50, N 3, p. 519–528.
419. Bohne H. Schudlichkeit von Snaub aus Zementwerken fur Waldbestande/ H.Bohne // —*Allgemeine Forstzeitschrift.* — 1963 —B. 18, №7. — S.46
420. Bortitz S., Vogl M. Gaswechselphysiologische Unter-suchungen in oberen Erzge-birge zur individuellen Rauchharte der Fichte. - *Biol. Zbl*, 1972, N 91, S. 437-441.
421. Bosiak A. Stan zagrozenia srodowiska lesnego w Polsce. *Las Polski*, 1984, N 8, 11—15.
422. Bossel, H., Krieger, H. Modelling the dynamic process of tree dieback for spruce and beech// *ASA - Workshop "Forest decline and Reproduction: Regional and Global Consequences".*Krakov, Poland, March 21-23, 1987.
423. Cartner H. Zur waldbaulichen Arbeit mit Bewirtschaftungs-richt linien in Rauchschatgebierten. — *Soc. Forstwirt*, 1981, 31, N 6< 182—183.
424. Chiwa M. Atmospheric deposition and its effects on coniferous forests // *Hiroshima daigaku seibutsu seisangakubu kiyo* = *J. Fac. Appl. Biol Sci Hiroshima Univ.* — 2002. — 41. — C 39-40.
425. Clauser F., Gellini R., Bussotti F. et al. New types of damage to forest trees typical of the Mediterranean region// *Eur. J.Forest Patol.* 1989. 19, N2. P. 78...83.
426. Cook, E.R., and Peters, K. 1981. The smoothing spline: a new approach to standardizing firest interior tree-ring widch series for dendroclimatic studies. *Tree-Ring Bulletin* 41: 45-53.
427. Crang R.E., Robinson S., Noble R.O., Dochinger L.S. Acid fog effects on yellow poplar leaf morfology. — *Micron*, 1983, 14, N 1, 75—76.
428. Czaja A.Th. Die Wirkung von Zerstaublem Kalk und Zevent auf Pflanzen // *Qualitas Plant et Mat. Veget.* — 1960. —VII.— S.15.
429. Czaja A.T. Zementstaubwirkung auf Pflanzen Die Entstehung der Zementcrusten. — *Qualitas Plant et Mat Veget*, 1961, N 8, S. 201–238.
430. Czaja A.Th. Zementstaubwirkungen auf Forstpflanzen/ A.Th Czaja // *Forstarchiv.* — 1962. — H. 33.— B.5. — S.31.
431. Darley E. Studies on the effects of cement –kiln dust on vegetation. — *J. of the Air Pollution Control Association*, 1966, v. 16, N 3, P.145-150.
432. Derome J. Cation mobility in forest soils//*Air pollut. and Forest Decline: Proc. 14th Int. Meet. Spec. Air Pollut.*, 1988, v. 2, 1989. P. 399...400.

433. De Wit H A , Mulder J , Nygaard P H , Aamlid D Testing the aluminium toxicity hypothesis: a held manipulation experiment in mature spruce forest in Norway // *Water, Air and Soil Pollut.* 2001. V. 130. P. 995-1000.
434. Dochinger L.S. Interception of Airborne Particles by Tree Plantings. - *J. Environ, Qual.*, 1980, v. 9, N 2, p. 265-275.
435. Dochinger L.S., Seliga Th. A. Acid precipitation and the forest ecosystem. - *Bio-Science*, 1976, v. 26, N 9, p. 564-565.
436. Donaubaue E. Immissionsschaden an Oesterreichs Wald.—*Allg. Forstztg*, 1983, 94, N5, 115—116.
437. Douglass A.E. Climatic cycles and tree growth: A study of cycles. - *Wash.: Carnegie Inst.*, 1936. - Vol. 3. - 171 p.;
438. Eriksson E., Karlton E., LundmarkJ.-E. Acidification of forest soils in Sweden//*Ambio*. 1992. V.21.P. 150-154
439. Falkengren-Grerup U. Long-term changes in pH of for-est soils in southern Sweden // *Environ. Pollut.* 1987. V. 43. P. 79-90.
440. Fangmeier A., Steubing Lore. Forest decline by immission stress - A problem concerning only the tree layer?//*Air Pollut. and Forest Decline: Proc. 14th Int. Meet. Spec. Air Pollut. Eff. Forest Ecosyst. Int. Union Forest Res. Organ. Project Group P 2. 05 Interlaken, 2-8 Oct., 1988, vol.1. Birmensdorf, 1989. P.249...253.*
441. Fartmann F. Luftverunreinigungen und Waldsterben. — *Forst- und Holzwirt*, 1983, N3,49—52.
442. Fidler H.J. Die "Hochlagenerkrankung" der Pichte in bodenkundlich-standortskundlicher Sicht//*Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch.* 1989. 29, N2. S. 91...103.
443. Fisenne O.V. In Schweden sterben die Seen. - *Natur-schutz- und Naturparke*, 1980, N99, S. 31-36.
444. Freer-Smith P.H.. El-Khatib A.A.. Taylor G. Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species / // *Water, Air. and Soil Pollut.* - 2004. - 155. № 1-4. - C 173-187..
445. Fritts H. C., Smith D. G., Gardis J. W., Budelsky C. A. Tree-ring characteristics along a vegetation gradient in northern Arizona // *Ecology*. - 1965. - Vol. 46.- №4. - P. 393-401
446. Gadzikowski R. Oddziaływanie Zakładów Azotowych w Pulawach na środowisko lasne w latach 1967–1978. / R. Gadzikowski. – *Sylvan*, 1980, N 5.– s. 17-29.
447. Garrec J.-P. Passera N., Pisot J. Etude et carto-graphie de la pollution fluoree dans les massifs forestiers de la vallee de l'Arc (Maurienne-Savoie). - *Rev. forest, franc.*, 1979, v. 31, N5, p. 381-400.
448. Gehrman J. Waldschaden und Bodenschuts//*LOLF-Mitt.* 1989. N 1. S. 21...30, 39.
449. Germann Chian C., Seeland C. Are urban green spaces optimally distributed to act as places for social integration. Results of a geographical information system (GIS) approach for urban forestry research *Forest Policy and Economics*. – 2004. – №6.– P. 3–13.
450. Giashuddin M., Corniefield A. H. Effects of adding nickel (as oxide) to soil on nitrogen and carbon mineralisation at different p values // *Environ. Pollut.*- 1979.- Vol. 19.- P. 67-70

451. Glass N.R., Glass G.E., Rennie P.J. Effects of acid precipitation. - Environ. Sci. and Technol., 1979» v. 13, N11, p. 1350-1355.
452. Glock W.S., Studhalter R.A., Agerter S.R. Classification and multiplicity of growth layers in the branches of trees at extreme lower forest border // Wash. Smithsonian Misc. Coll., 1960.- Vol. 140.- №1. - 294 p
453. Grahn P., Stigsdotter U. A. Landscape architecture and stress Urban Forestry and Urban Greening. – 2003. – №2 (1).– P. 1–18
454. Graves C.K. Rain of troubles. - Science 80, 1980, v. It N . 5, p. 75-79.
455. Grestza J., Braniewski S., Nosek A. et al. Grenzwerte von aus verschiedenen Em-missionquellen stammenden Stauben für die Entwicklung ausgewählter Arten von Waldbaume. —Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst, Wien., 1981.
456. Grill D, Esterbauer H, Birkner M Untersuchungen unter die Peroxidaseaktivität in Larchennadeln //Beitr Biol Pflanzen-1980-Vol 55, № 6-P 67-76
457. Gunthardt-Goerg MS Ozonsymptome an Waldbaumarten / // Wald und Holz - 2001 — 82, № 10 — C 30-33
458. Ha G. La pollution atmospherique et la deperissement des forets en Chine//Air Pollut. and Forest Decline: Proc. 14th Int. Meet. Spec. Air Pollut., 1988, v. 2, 1989. P. 73...82.
459. Hallbacken L., Tamm CO. Changes in soil acidity from 1927 to 1982-1984 in a forest area of south-west Swe-den // Scand. J. For. Res. 1986. V. 1. P. 219-232.
460. Heggstad H.E. Diseases of crops and ornamental plants incited by air pollution. -Phytopathology, 1968, v. 58, N 8, p. 1089-1097.
461. Heinsdorf D., Kraus H.H., Hippeli P. Ernährungs- und bodenkundliche Untersuchungen in Fichtenbeständen des mittleren Thüringer Waldes unter Berücksichtigung in den letzten Jahren aufgetreten Umweltbelastungen//Beitr.Forstwirt. 1988. 22, N4. S. 160...167.
462. Hildebrand E. Neuartige Waldschaden — Reaktat od Sturm it Wasserglas // AFZ/Wald - 2003 58. № 25 - C. 1311-1313.
463. Houston D.B., Dochinger L.S. Effects of ambient air pollution on cone, seed and pollen characteristics in eastern white and red pines // Environ Pollut. -1977.-P. 12.
464. Ianculescu M. Influenta polufrii aerului asupra cresterii padurilor:monogr/M.Ianculescu .-Bucuresti: 1977.- 46 p.
465. Inventory Review 2006: Emission data report to the LRTAP Convention and NEC Directive. Technical Report MSC-W 1 2006.By V.Vestreng et al. Argen C.Europen Emission:break in downward trend ?//Acid News.-2006.-№3.pp.10-11
466. Jensen K.F. Sulfur content of hybrid poplar cuttings fumigated with sulfur dioxide /7 USDA Forest Service, Res. Note № NE-209. Upper Darby, Pennsylvania. -1975. - 4 p.
467. Jurasek A. Vliv znečištění ovzduší na plodivost smrkových porostů // Lesn.Prace. -1982. - R. 61, - S. 492-503.
468. Kaliszewski A. Lasy miejskie – przegląd wybranych zagadnień na podstawie literatury // Leśne Prace Badawcze. – 2006. – №1.– P.103–118.
469. Keller P. Begriff und Bedeutung der «latented imissions schadding» F br. Forst. – und Jagzeitung, 1977. – 148 s.
470. Keller T. Bericht über die VII. Internationale Arbeitstagung Forstlicher Rauchscha-denvertständigen 7 bis 11 September 1970 in Essen. - Schweiz. Z. Forstwesen, 1970, B. 121,N12, S. 905-911.

471. Keller T. Der Einfluss langdauernder SO₂-Begasungen auf das Wurzelwachstum der Fichte. - Schweiz. Z. Forstwesen, 1979, B. 130, N 6, S. 429-435.
472. Keller T. The effect of a continuous springtime fumigation with SO₂ on CO₂ uptake and structure of the annual ring in spruce.-Can. J. Forest Res., 1980; v. 10, N 1, p. 1-6.
473. Kiikkila O. Heavy-metal pollution and remediation of forest soil around the Haqavalta Cu-Ni smelter, in SW Finland // *Silva fenn* 2003 37, № 3 - C 399-415.
474. Killham K., Wainwright M. Deciduous leaf litter and cellulose decomposition in soil exposed to heavy atmospheric pollution // *Environ. Pollut*, 1981.- Vol. 26.- P. 79-85.
475. Kinnunen Hell, Holopainen Toini, Raisanen Maqa Liisa, Karenlampi Laun Fluonde in birch leaves, ground vegetation, litter and humus in the surroundings of a fertilizer plant and apatite mine in Sulinjarvi, eastern Finland / // *Boreal Environ. Res.* - 2003. - 8, № 2. - C. 185-192.
476. Kloseiko J. Concentration of carbohydrates in conifer needles near Kunda cement plant, Estonia, nine years after reduced dust pollution.*Forest. Stud.* 2005, № 42, c 87-94.
477. Klumpp A., Guderian R. Leaching von Magnesium, Calcium und Kalium aus immissionsbelasten Nadeln junger Fichten (*Picea abies* L.Karst.)//*Forstwiss. Cbl.* 1990. 109, N1. S. 13...39.
478. Knabe W. Kifern waldverbreitung und Schwefeldioxid-Immissionen im Ruhrgebit - *Staub Reinh. Luft.* - №30. - s.32-35.
479. Konijnendijk C. C. A decade of urban forestry in Europe *Forest Policy and Economics.* – 2003. – №5.– P. 173–186.
480. Kowalkowski A., Sxczesny P., Borzyszkowsky J. Wplyw emisji azotowej na sorpcyjne wlasciwosci gleb lesnych w okolicy Pulaw // *Roczniki Gleboznawcze*, 1977.- T. 28 .- S. 95-10
481. Kowarik J. Auswirkungen von Luftvemnreinigungen auf die Bodenvegetation v(Waldern, Heiden und Mooren. — *Allg. Forstzeitschrift*, 1984, 39, N 12, 292—293.
482. Krakau U. Fine root investigations in Scots pine forest ecosystems with different natural soil conditions and under nitrogen immission: [6 International Symposium on Structure and Function of Roots" Plant Root Development and Adaptation to Stresses", Stara Lesna, Sept. 2-6, 2003]. *Biologia. Sec. Bot.* 2004. 59, , c. 103-108.
483. Krug Elke. Reduced fertilisation capacity of SO₂-fumigated *Picea omorica* pollen // *Eur. J. Forest Pathol.* - 1990. - 20, № 1- P. 122-126.
484. LecrenierA., Piguer G., Essais sur l'action des poussieresde cimenterie sur la vegetation. – *Bull. Hortic.*, 1956, 2, N 2, P. 56-58.
485. Legge A. H. et al. Sulphyr gas emissions in the boreal forest: the west Whitecoi case study.-*Water, Air and Soil Pollut.*, 1981, v. 15, N 1, p. 77-85.
486. Lensch V. E., Lager H. J. Eignung Stoffwechsel physiologischer Reaktionen zu Nachweis der Belastung von Fichten im Rhein-Main-Gebiet mit sauren Schadgasen. - *Mitt. Forstl. Bundes-versuchsanst. Wien*, 1981, N 137/1, 151—158.
487. Lettl A. Mechanismus ucinku prumyslovyh imisi SO₂ na mikrofloru lesnich pud//*Lesnictvi*. 1988. 34, N 7. S. 607...617.
488. Likens G. E. et al. Acid rain. - *Sci; Amer.*, 1979, v. 241, N 4, p. 39-47.
489. Linson J. Economic effects of sulfur dioxide on forest growth. - *J. of Air pollutio Control Association*, 1971, v. 21, N 2, p. 81-86.

490. Little P. E. Deposition of exhaust lead and its impact on plants.-TRRL Suppl. Rep 1979, N513, p. 49-54.
491. Lokke H , Bale J , Falkengren-Grerup U et al Critical loads of acidic deposition for forest soils, is the current approach adequate? //Ambio. 1996. V. 25. P. 510-516.
492. Lux H Beitrag zur Kenntms des Einflusses der Industne-Exhalationen auf die Boden vegetation in Kifernforsten (Dubener Heide) -Arch Torstwesen, 1964 -№13 -s 1215-1223
493. Lux H Ergebnisse von Zuwaschsuntersuchungen (Bohr-spananalysen) im Rauchsadens gebiet Dubener Heide - Archiv fur Forstwesen, Berlin, 1965 -Bd 14 - H 10 - s 1103-1121
494. Manning WJ., Godzik B., Musselman R Potential bioindicator plant species for ambient ozone in forested mountain areas of central Europe /. // Environ. Pollut. [KЭ]. — 2002. — 119, № 3. - C. 283—290.
495. Martin A., Barber F.R. Some measurements of loss of atmospheric sulfur dioxide near foliage // Atmos. Environ. - 1971. - 5. - P. 345-352.
496. McClenahan J. R. The impact of an urban-industrial area on deciduous forest tn growth. — J. Environm. Qual, 1983, 12, N1, 64—69.
497. Milan K. Distribution of root biomass and length in Picea abies ecosystem under different immission regimes//Struct. and Funct. Roots: Proc. 4th Int. Symp., Stara Lesna, june 20-26, 1993. Dordrecht etc., 1995. P. 341...347.
498. Miller R.J., Brown L.M.J., Sieber A.J. Principles of a high resolution forest imaging model for SAR//Proc. 10th EARSel Symp. "New Eur. Syst., Sensors and Appl.", Toulouse, 5-8 June, 1990. Boulogne-Billancourt, 1990. P. 251.
499. Momen B., Anderson P.D., Houppis J.L.J., Helms JA Growth of ponderosa pine seedlings as affected by air pollution // Atmos. Environ.— 2002. - 36, № 11. — C. 1875-1882.
500. Murphy C.E., Sinclair T.R., Knoerr K.R. An assessment of the use of forests as sinks for the removal of atmospheric sulfure dioxide // J. Environ. Qual. -1977-№6.-P. 388-396.
501. Neuartige Waldschaden. Bericht des Bundesministeriums fur Ernahrung, Lan wirtschaft und Forsten anlaGlich der Waldschadenserhebung, 1983. — Unser WaL 1983, 35, N6, 172—175.
502. Neumann M., Pollonshtitz J. Untersuchungen iiber Auswirkungen des formig(Immissionen auf Waldbestande im Raum Gailitz—Arnoldstein.—Carinth 11,1982,92, Sonderh, 39, 265—288.
503. Nihlgard B. Relationship of forest damage to air pollution in the Nordic countries//Agr. and Forest Meteorol. 1990. 50, N1-2. P. 87...98.
504. Nilsson S.I., Tyler G. Acidification-induced chemical changes of forest soils during recent decades - a re-view // Ecol. Bullet. 1995. V. 44. P. 54-64.
505. Nymbursky B., Urban K. Lesy a prumysiove emise. – Lesnicka Prace, 1984–C. 149–152.
506. Organismes internationaux. — CIRN-inf, 1982, N 109, 1—7.
507. Ots K. Changes in the density of needles on Scots pine shoots in the area polluted by Kunda cement plant. Forest. Stud. 2005, № 42, c 79-86.

508. Ots K. Impact of emission from oil shale fueled power plants on the growth and foliar elemental concentrations of scots pine in Estonia // *Environ Monit. and Assess* - 2003. - 85, № 3. - C. 293-308.
509. Ottar B. Organisation of long range transport of air pollution monitoring in Europ -*Water, Air and Soil Pollut.*, 1976, v. 6, N 2-4, p. 219-229.
510. Pajenkamp H. Eiwirkung des Zementofenstaubs auf Pflanzen und Tiere. – *Zement-Kalk-Gips*, 1961. N 3.- P.88-94.
511. Pasternak P.S.,Voron V.P. Effect of technologic pollution of forest stands of Ukraine and measure of forest operations to increase their resistance. In: *Forest Decline and reproduction: Regional and Global Consequences*, 1987, IIASA, Krakow. p.243-251.
512. Pasternak P.S., Voron V.P. Forest stand resistance to industrial air pollution influence in the steppe and forest steppe regions of Ukraine. In: *Forest plants and forest protection "Ibien-Schonbrunn"*, Div.2, Austria, 1986, p.p.359-367
513. Pasternak P.S., Voron V.P., Prisada I.A. The research of recovered of spacious tree crown structure in zone of industrial pollution // *11th North American Forest Biology Workshop*, June Athens Gersia (USA), 1992. - P. 88-109.
514. Pasuthova J. Pufracni kapacita jenliei snirku jako indi-kator rezistence k pusobe SO₂.—*Prace*, 1981, U'stavu Lesn. Hos-pod. Mysi. Jiloviste-Strnady, 1981, 58, 139-151.
515. Paucke H., Lur E. Physiologische und okologische Betrachtungen zur Wirkung vc Immissionen auf Walder. — *Heregnia*, 1982, 19, N 2, 249—272.
516. Reed G.D. Water characteristics. - *J. Water Pollut. Contr; Fed.*, 1980, v. 52, N 6, 1117-1120.
517. Rehfuess K.E. Ernährungsstorungen als Ursache der Walderkrankungen // *Koli – Brife (Buntesfrof)*. – 1983, Bd. 16. – S. 549–563.
518. Rhoads A. Forest species shou a delayed response to cement dust in the soil / A.Rhoads // *-J. of Arboriculture*. -1976. - v.2, 10, - pp.197-199.
519. Roberts B.R. Foliar sorption of atmospheric sulfur dioxide by woody plants // *Environ. Pollut.* -1974. -№ 7. -P. 133-140.
520. Robinson R.M. Acid rain - the crossroads for decision making.-*J. Air Pollut. Com Assoc*, 1980, v. 30, N 2, p. 106- 108.
521. Scheer L. Vyvoj zdravotneho stavu lesov v imisnej oblasti Hora Orava v období 1995-2001*Acta fac. forest., Zvolen*. 2003. 45, c 263-274.
522. Sidhu S. S. Patterns of fluoride accumulation in Boreal t forest species under pere nial exposure to emissions from a phosphorus plant. - *Atmos. Pollut.*, 1980 : *Proc 14 Int. Colloq.*, Paris,, 1980. - Amsterdam e. a., 1980, p. 425-432.
523. Sitkova Z., Kunca V., Skvarenmj J. Vyhodnofenie mokrej depozicie a krmckej zataze v horskych smrecmach Vysokych Tatier // *Acta fac forest, Zvolen* — 2003 — 45 — C 53—67.
524. Smidt S., Herman F. Waldgefahrung trotz Emissionsminderungen. *Forstzeitung*. 2004. 115, № 4, c 32-33.
525. Sobocky E., Liptak J., Bublinec E. Lesnicke opatrema proti imisiam v okoli magnezitoveg zovodu.- *lesnictvi*, 1971, N11.-P. 1003-1006.
526. Spierings F. Method for determining the Susceptibility of trees to air pollution 1 artificial fumigation. -*Atmos. Environm.*, 1967, N 1, p. 205-210.
527. Staats D. The Problem of the (Acid) Solution. - *Great Lakes Commun.*, 1979, v. 1 N3,p. 3-4.

528. Stefan K. Auswirkung der Dungung auf Nahrstoff-und Schwefelgehalte d Nadein von einer Diingungs- versuchsflache im Emmissionsgebiet Aichfeld (Stekmark) von 1968 bis 1979. - Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst Wien, 1980, N 131, S. 161-163.
529. Steinnes E., Flaten T.P., Varskog P., Lag J. Acidification status of Norwegian forest soils as evident from large scale studies of humus samples // Scand. J. For. Res. 1993. V. 8. P. 291-304.
530. Stienen H. Vergleichende Untersuchungen der Nahr-und Shadelementgehalte in Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* L., Karst.) aus Waldschadensgebieten// Forstarchiv., 1989. 60, N 1.S. 13...17.
531. Sverdrup, H. Critical loads for forest soils in the nordic countries / P. Warfvinge, T. Frogner, A. O. Haoya, M. Johansson, B. An-dersen //Ambio. - 1992. -21. -M 5. -P. 348-355.
532. Swieboda M. Wplyw przemyslowych zanieczyszezen po-wietrza na sosne zwycza-jna *Pinus silvestris* L. miedzy huta ołowiu i cynku «Boleslaw» a Ojcowskim Parkiem Narodowym. — Ochr. Przyr, 1980, 43, 329—361.
533. Tesar V. Hmotnost asimilacniho ustroji rnladeho smrku odiistovaneho ptisobenim imisi. — Prace VULHM, sv. 61, 1982, 77—92.
534. Tesar V. Riest drevin v obnovnim cili pri silnem ohrozeni imisemi trutnovsku. — Zpr. lesn. vysk, 1981, 26, N 2, 16—20.
535. Tomaszewski T., Boyce R. L, Sievenng H. Canopy uptake of atmospheric nitrogen and new growth nitrogen requirement at a Colorado subalpine forest // Can J Forest Res - 2003 - 33, № 11 - C 2221-2227
536. Tretjakova J.N., Bazhina E. V. The peculiarities of *Abies sibirica* Ledeb. Damage trees and the status its generative sphere in destructive forest ecosystems of southern sibirica mountains //' Forest biodiversity in changing environment. USA. - 1994.- H. 77.
537. Troumbis Andreas Y. Regulation of reproduction in *Thymus capitatus* under air pollution stress // Acta oecol. - 1990. -11, № 3. - P. 385-390.
538. Turner, D.P., Tingey, D.T., Hogsett, W.E. Acid fog effects on conifer seedlings//Air Pollut. and Forest Decline: Proc. 14th Int. Meet. Spec. Air Pollut. 1988. V. 1. 1989. P. 125...129.
539. Tyler G. Heavy metals pollution and soil enzymatic activity // Plant Soil,1974.- Vol.41. - P. 303-311.
540. U.S. Environmental Protection Agency. Open Space as an Air Resource Management Measure. - Vol. III. - Demonstration Plan (St. Lois, Mo.) U.S.E. P.A. Publica. NEPA-450/3 - 76/028 c, Research Triangle Park, North Carolina, 1976.
541. Utsching H. Auswertung der Zuwachstrendanalyseflächen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde für die Fichte (*Picea albies* L. Karst.) in Bayern/Schriftenr. Forstwiss. Fak. Univ. Munchen und Bayer. forstl. Versuchsund Forschungsanst. 1989. N97. S. I...IV, 1...185.
542. Vins B. Pouziti letokruhových analyz k prukazu kourovych skod / B. Vins // Ustav Vedeckotechnickich informaci NZLVH, Rocnik 8 (XXXV). Lesnictvi. – 1962. – № 8. – S. 263-280.
543. Voľak J. Modyffkacie sosny (*Pinus silvestris*) pod wplywem przemyslowego zaniecryszczenia powtetrza.—Sylwan, 1970, M: 2, S.-33—38.

544. Voron V.P. Aerial-technogenic transformation in the forest ecosystems of the Ukraine/In: Collection of Papers by Ukrainian Members European Society for Soil Conservation.- 1997/3 .-p.45-54

545. Watmough S. A., Dillon P. J. Do critical load models adequately protect forests? A case study in south-central Ontario : [Symposium "Small Stream Channels and their Riparian Zones: Their Form, Function and Ecological Importance in a Watershed Context", Vancouver, 19—21 Febr., 2002] / // Can. J. Forest Res. - 2003. - 33, № 8. - C. 1544-1556.

546. Weidenbach P. Welche waldbaulichen Möglichkeiten ergeben sich in geschädigten Beständen — Allg. Forstz., 1984, 39, N 30—31, 758—761.

547. Wentzel, K.F. Empfindlichkeit und Resistenzunterschiede der pflanzen gegenüber Luftverunreinigung//Forstarchiv, 1966. 39. P. 189...194.

548. Zigler A1973, The effect of SO₂ pollution on plant metabolism, pesidue Rev., 1975. — P. 75-100.

Наукове видання

Ворон Володимир Пантелеймонович

АЕРОТЕХНОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ЛІСІВ УКРАЇНИ

**Частина 1 Забруднення атмосфери викидами сірко та азот
утримуючих фітотоксикантів та важких металів**

Підписано до друку 10.12.2021 р. Формат 60х90/16
Гарнітура Times New Roman. Папір офсетний.
Друк – цифровий. Ум. Друк. Аркушів 16,6
Наклад 120 прим. Зам. № 151

Видавець ТОВ «ПЛАНЕТА-ПРІНТ»
м. Харків, 61002, вул. Багалія, 16
свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 4568 від 17.06.2013 р.

Виготовлювач ФОП Черняк Л. О.
м. Харків, 61002, вул. Багалія, 16
Свідоцтво № 2400000000079553 від 16.05.2007 р.