

Міністерство освіти і науки України
Мелітопольський державний педагогічний університет
імені Богдана Хмельницького

На правах рукопису

ШЕХОВЦЕВА ОЛЬГА ГЕННАДІЇВНА

УДК 628.516:582.26/.5(477.62)

ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЕДАФОТОПІВ УРБОЕКОСИСТЕМ
МІСТА МАРІУПОЛЯ

03.00.16 – екологія

Дисертація на здобуття наукового ступеня
кандидата біологічних наук

Науковий керівник
Мальцева Ірина Андріївна,
доктор біологічних наук, професор

Мелітополь – 2016

ЗМІСТ

ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИВЧЕННЯ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ	11
1.1. Ґрунт як біокосна система	11
1.2. Екологічний стан ґрунтів урбоекосистем	12
1.3. Сучасний стан проблеми забруднення ґрунтів урбоекосистем важкими металами	14
1.4. Біологічна активність ґрунтів урбоекосистем	23
1.5. Водорості ґрунтів міських екосистем	26
РОЗДІЛ 2. ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ	34
2.1. Географічне розташування	34
2.2. Рельєф	35
2.3. Клімат	36
2.4. Гідрографічна мережа	38
2.5. Ґрунти	39
2.6. Рослинність	41
РОЗДІЛ 3. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	45
3.1. Відбір ґрунтових зразків	48
3.2. Методи дослідження фізико-хімічних і агрохімічних властивостей ґрунтів	48
3.3. Методи дослідження ферментативної та мікробіологічної активності ґрунтів	54
3.4. Методи дослідження ґрунтових водоростей	55
РОЗДІЛ 4. ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ТА БІОЛОГІЧНА АКТИВНІСТЬ ҐРУНТІВ м. МАРІУПОЛЯ	61
4.1. Фізико-хімічна характеристика едафотопів урбанізованих територій	61

4.1.1. Вміст важких металів (Купруму й Плюмбуму) у досліджених ґрунтах	61
4.1.2. Гранулометричний склад ґрунтів	71
4.1.3. Кислотно-лужні властивості ґрунтів	80
4.1.4. Вміст хлоридів і сульфатів у ґрунтах	88
4.1.5. Вміст гумусу та деякі агрохімічні показники ґрунту	93
4.2. Ферментативна та мікробіологічна активність ґрунтів	102
РОЗДІЛ 5. ВОДОРОСТІ ҐРУНТІВ РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ	108
5.1. Особливості складу ґрунтових водоростей урбоекосистем та фонових заповідних територій	115
5.1.1. Ґрунтові водорості степового біогеоценозу відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили»	116
5.1.2. Ґрунтові водорості лісового біогеоценозу заказника «Азовська дача»	119
5.1.3. Водорості едафотопів санітарно-захисної зони промислових підприємств Маріуполя	122
5.1.4. Водорості ґрунтів селітебної зони Маріуполя	125
5.1.5. Водорості ґрунтів транспортної зони Маріуполя	127
5.1.6. Водорості ґрунтів ландшафтно-рекреаційної зони Маріуполя	129
5.2. Чисельність і біомаса ґрунтових водоростей урбоекосистем та фонових заповідних територій	131
5.3. Порівняльний аналіз особливостей угруповань водоростей різних едафотопів	139
РОЗДІЛ 6. ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЕДАФОТОПІВ МІСТА МАРІУПОЛЯ	156
ВИСНОВКИ	175
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	178

ДОДАТОК А. Анотований список видів водоростей ґрунтів регіону дослідження	216
ДОДАТОК Б. Викиди поллютантів в атмосферне повітря, міграція та акумуляція важких металів у ґрунтах України та району досліджень	379

ВСТУП

Актуальність теми. Висока інтенсивність техногенного навантаження на міські екосистеми загострила проблему підтримання їх стабільності та попередження деградації. Особливо актуальним питанням для урбанізованих територій є трансформація ґрунтового покриву, зміна біологічної активності ґрунтів і, відповідно, можливостей виконувати у повному обсязі екологічні функції. Під час аеротехногенного забруднення ґрунт виступає у ролі депо полютантів, накопичуючи їх у різних формах упродовж десятиріч. Тому питання екологічного моніторингу ґрунту привертають увагу науковців різних країн світу та України зокрема [43; 50; 57; 70; 145; 171; 196; 220; 225; 228; 233; 234, 236; 282; 298; 305; 309 та ін.].

У сучасних наукових розробках при оцінці процесів, що відбуваються у ґрунтах урбоекосистем, значна увага приділяється проблемам їх фізичної і хімічної трансформації, змінам інтенсивності мікробіологічних процесів і активності ферментів [41; 54; 223; 235; 278; 324; 327 та ін.].

Поряд із цим відбувається пошук нових підходів і показників, інтеграція класичних фізико-хімічних показників із біоіндикаційними з метою збільшення інформативності та об'єктивності оцінки стану ґрунтового покриву міських систем та вирішення задач його охорони, попередження деградації і підтримання біорізноманіття урбоекосистем у цілому. Для комплексної оцінки антропогенно-порушених ґрунтів пропонується залучати дані стосовно різноманіття та чисельності ґрунтових водоростей, які знайшли широке використання при біоіндикації та різних змін ґрунтового покриву і характеризуються значним різноманіттям у міських ґрунтах [2; 89; 92; 105; 152; 154; 216; 217; 281; 295 та ін.].

Місто Маріуполь займає друге місце в Україні з об'ємів викидів шкідливих речовин промисловими підприємствами [204]. У структурі промислового потенціалу міста переважають екологічно-небезпечні виробництва, що разом з іншими наслідками урбанізації негативно позначаються на всіх природних

складових, у тому числі ґрунтах і ґрунтовій біоті. Особливої актуальності набуває всебічний аналіз екологічного стану ґрунтового покриву м. Маріуполя на основі комплексного підходу із застосуванням широкого спектру фізико-хімічних та біоекологічних показників, що дозволить деталізувати процеси які відбуваються в урбоекосистемах та застосувати їх для вирішення задач із охорони довкілля й забезпечення екологічної безпеки.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Робота виконана відповідно до наукових проектів «Фіторізноманіття природних та антропогенних ландшафтів півдня України. Охорона, оптимізація і раціональне використання» (№ ДР 0107U012780), «Оцінка стану природних та штучних екосистем північно-західного Приазов'я» (№ ДР 0113U002248) Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького.

Мета та завдання дослідження. На основі вивчення фізико-хімічних властивостей ґрунтів, аналізу їх біологічної активності та основних показників угруповань ґрунтових водоростей здійснити еколого-біологічну оцінку різних едафотопів Маріуполя.

Для досягнення мети необхідно вирішити наступні задачі:

1. Провести вивчення фізико-хімічних властивостей ґрунтів територій різного призначення міста Маріуполя та фонових територій на прикладі заказника «Азовська дача» й відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили».

2. Установити зміни ферментативної й мікробіологічної активності ґрунтів урбоекосистем Маріуполя порівняно з фоновими територіями.

3. Визначити склад видів, морфотипів водоростей, домінанти та систематичну структуру альгоугруповань фонових територій та різних зон міста Маріуполя.

4. Установити особливості сезонної динаміки водоростей фонових територій та урбоекосистем.

5. Провести комплексний аналіз із використанням кореляційно-регресійних залежностей між змінами фізико-хімічних властивостей ґрунтів, їх біологічною активністю та складом і чисельністю ґрунтових водоростей.

6. Здійснити оцінку змін еколого-біологічних властивостей ґрунтів міста Маріуполя внаслідок урбанізації на основі інтеграції різних груп діагностичних показників.

Об'єкт дослідження – ґрунти урбоекосистем Маріуполя.

Предмет дослідження – фізико-хімічні властивості ґрунтів, біологічна активність, склад та чисельність водоростей, як основа інтегральної оцінки екологічного потенціалу ґрунтів урбоекосистем.

Методи дослідження. У роботі для дослідження властивостей ґрунтів використані польові, ландшафтно-геохімічні, лабораторно-аналітичні методи; для вивчення ґрунтової біоти – ґрунтово-альгологічні, еколого-ценологічні, молекулярно-генетичні, мікробіологічні методи, також застосовували методи морфологічного, фізико-хімічного та біохімічного аналізу ґрунтів. Обробка отриманого матеріалу здійснювалася методами математичної статистики з використанням кореляційного, регресійного й кластерного аналізів, а також біоінформаційних підходів.

Наукова новизна отриманих результатів полягає в наступному:

вперше:

- проведено комплексне дослідження екологічного стану, фізико-хімічних властивостей та показників біологічної активності едафотопів м. Маріуполя в порівнянні з фоновими біогеоценозами;
- показані зміни гранулометричного складу, вмісту гумусу, сполук Нітрогену, ВМ, а також рН під впливом техногенезу у ґрунтах різних функціональних зон міста;
- вивчено зміни ферментативної активності (на прикладі уреазі) та мікробіологічної активності у ґрунтах різних функціональних зон міста в порівнянні з фоновими територіями;

- встановлено кореляційний зв'язок накопичення валових форм Плюмбуму та Купруму у ґрунтах із біологічними, фізико-хімічними показниками ґрунтів: рН, гранулометричним складом, активністю уреаз, вмістом сполук Нітрогену, гумусу, чисельністю водоростей; вмісту хлорид-іонів і сульфат-іонів із кількістю опадів, біомасою водоростей;
- сформовано ряд міських територій за зменшенням величин коефіцієнта концентрації (Кс) Плюмбуму та Купруму наступної послідовності: санітарно-захисна зона > селітебна зона > ландшафтно-рекреаційна зона > транспортна зона;
- на території міста Маріуполь виявлено 81 вид ґрунтових водоростей, які належать до 38 родів, 29 родин, 19 порядків, 7 класів, 6 відділів, також проведено таксономічний та екологічний аналіз альгоугруповань;
- виділені специфічні ознаки водоростевих угруповань ґрунтів під деревною і трав'яною рослинністю в різних функціональних зонах міста;
- вивчена сезонна динаміка складу, чисельності та біомаси водоростей різних едафотопів м. Маріуполя;
- описані морфологічні особливості, а також здійснено молекулярно-генетичні дослідження штаму *Parietochloris* sp.;
- представлена комплексна еколого-біологічна оцінка едафотопів різних функціональних зон м. Маріуполя на основі досліджених показників.

Подальшого розвитку набули:

- наукові засади вивчення біоти ґрунтів урбоекосистем;
- принципи інтегрального підходу для оцінки трансформаційних змін ґрунтів урбоекосистем.

Поглиблено уявлення щодо:

- біологічних та екологічних особливостей ґрунтового покриву урбанізованих територій;
- застосування комплексного підходу для еколого-біологічної оцінки ґрунтів урбанізованих територій.

Практичне значення роботи. Результати досліджень доповнюють існуючі дані про фізико-хімічні властивості ґрунтів Маріуполя, їх біологічну активність та видовий склад і кількісні показники ґрунтових водоростей. Вони можуть бути використані для еколого-біологічної оцінки та моніторингу едафотопів різних функціональних зон м. Маріуполя. Отримані дані впроваджені в навчальний процес при читанні курсів «Екологія рослин і тварин», «Основи біоценології», «Урбоекологія та фітомеліорація» у Мелітопольському державному педагогічному університеті імені Богдана Хмельницького, «Основ профмедицини та екології», «Медичної біології» у Бердянському медичному коледжі. Дані використовуються Екологічною інспекцією в Донецькій області для оцінки впливу підприємств на природне середовище регіону.

Особистий внесок здобувача. Дисертація є особистою науковою працею автора. Підбір та опрацювання літературних джерел, концептуальна розробка програми досліджень, відбір проб, проведення лабораторних фізико-хімічних, ґрунтово-альгологічних, мікробіологічних та біохімічних досліджень, математична обробка експериментального матеріалу, аналіз і узагальнення отриманих результатів, теоретичне обґрунтування матеріалу, а також формулювання висновків проведено автором особисто упродовж 2007-2015 рр. Молекулярно-генетичні дослідження здійснювалися під керівництвом к.б.н. Є.І. Мальцева на базі лабораторії систематики і географії водних рослин Інституту біології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна. Права співавторів публікацій при написанні дисертації та автореферату не порушено.

Апробація результатів дисертації. Результати роботи були представлені й розглянуті під час міжнародних наукових конференцій та симпозіумів: «Сахаровські читання: екологічні проблеми XXI століття» (Мінськ, 2011); «Екологія мегаполісів: фундаментальні основи й інноваційні технології» (Москва, 2011); «Регіональні екологічні проблеми» (Одеса, 2012); «Фіторізноманіття природних й антропогенних ландшафтів» (Мелітополь, 2012); «Актуальні проблеми ботаніки та екології» (Ужгород, 2012; Щолкіно, 2013); на Всеукраїнських наукових конференціях: «Екологічні проблеми регіонів

України» (Одеса, 2012); «Біорізноманітність і стійкий розвиток» (Сімферополь, 2012; 2014).

Публікації. За дисертаційними матеріалами опубліковано 17 наукових праць (13 із них самостійних), у тому числі 9 статей, з них: у фахових виданнях України, які входять до переліку МОН України (2); у фахових виданнях України, які входять до міжнародних наукометричних баз даних (4); у наукових виданнях України, які входять до наукометричних баз даних (1); в іноземних виданнях (2), у т.ч. що входять до міжнародної наукометричної бази даних «Scopus» (1) та матеріали міжнародних та Всеукраїнських симпозіумів і наукових конференцій (8).

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається із вступу, 6 розділів, висновків, списку використаних джерел, додатків. Загальний обсяг роботи – 385 сторінок, з них основний текст на 152 сторінках, робота ілюстрована 30 таблицями та 23 рисунками. Список цитованих джерел включає 335 найменувань, у тому числі 72 іноземною мовою.

Подяки. Автор щиро вдячна за допомогу, цінні поради та рекомендації надані при виконанні роботи науковому керівникові професору, доктору біологічних наук І.А. Мальцевій та члену-кореспонденту НАН України, доктору біологічних наук, професору А.П. Травлєєву.

РОЗДІЛ 1

ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИВЧЕННЯ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

1.1. Ґрунт як біокосна система

Системний підхід до різних напрямів вивчення ґрунтів дозволив накопичити значний фактичний і теоретичний матеріал щодо їх різноманіття, морфології, генезису, властивостей, функцій тощо, а також місця в структурі наземних екосистем і біосфери в цілому.

Вчення В.І. Вернадського про біосферу, ідеї В.В. Докучаєва, основоположника наукового ґрунтознавства, сприяли зародженню різних напрямів досліджень взаємозв'язків живих організмів із неживою природою [35; 64; 101].

За визначенням академіка В.І. Вернадського [35; 36] ґрунт – біокосне тіло природи і його необхідно розглядати як багатофазний компонент біосфери. У його концепції, уперше сформульовано положення про найважливішу роль живих організмів у формуванні властивостей ґрунту й взаємодії еколого-біологічних процесів у ньому [35; 62]. За термінологією академіка В.М. Сукачева, ґрунт є частиною природних біогеоценозів, з яких складається біосфера [101].

Багатофункціональність ґрунту, на думку В.А. Ковди і Б.Г. Розанова [102], забезпечує існування живих організмів. Постійна взаємодія геологічних і біологічних циклів речовин на земній поверхні, акумуляція активної органічної речовини і пов'язаною з нею хімічною енергією, регулювання біосферних процесів підтверджує взаємозв'язок між живою та неживою природою.

Цей принцип взаємодії був покладений В.В. Докучаєвим [64], в основу вчення про ґрунт, біологічні чинники ґрунтоутворення, функціональні взаємозв'язки залежності між ґрунтом і усіма іншими природними тілами та явищами [62]. В.В. Докучаєв розглядав роль організмів, як джерело органічної речовини, його мінералізації, трансформації і фізичної дії на ґрунт.

І.В. Тюрін, вивчаючи процеси трансформації органічних залишків і гумусових речовин у ході ґрунтоутворення, узагальнив матеріали щодо перетворення органічних рештків і процесів гуміфікації. Запропоновані ним методики визначення органічних сполук Вуглецю, Нітрогену, вмісту гумусу у ґрунті є нині загальноновживаними [11].

Надалі вивченням внутрішніх зв'язків у ґрунті, кругообігу речовини й енергії у біогеоценозах, займалися А.А. Тітлянова, О.Д. Фокін, О.І. Карпукін, І.М. Яшин та ін. Інтегральні показники, що характеризують кругообіг будь-якого з елементів на певній території, пов'язані із станом родючості ґрунту, є результатом балансу кожного з них [82; 171; 213; 262].

Згідно вивчених сукцесійних процесів у різних екосистемах, циклічності речовин у ґрунтах та у біосфері взагалі, підтверджує, що чинники ґрунтоутворення тісно взаємозв'язані між собою. Біогенна міграція між окремими компонентами біосфери зв'язує їх в єдину матеріальну систему, в якій зміна будь-якої ланки спричиняє за собою зміну усіх інших структурних одиниць [171; 213].

Цілісність біосфери визначається безперервним обміном речовин і енергії між складовими частинами екосистем [35; 62; 63; 213]. Моніторинг спрямованості процесів ґрунтоутворення на рівні біологічних і хімічних досліджень може пояснити причини та наслідки змін, що відбуваються та забезпечити запобігання деградації екосистем під впливом антропогенних чинників і в тому числі ґрунтового покриву. Найбільш забрудненими є ґрунти в межах міст, навколо промислових центрів, уздовж автомобільних шляхів.

1.2. Екологічний стан ґрунтів урбоекосистем

Сьогодні проблема знищення біологічної різноманітності триває [104; 258]. Це може призвести до порушення й припинення глобальних біогеохімічних процесів у біосфері, які забезпечувалися в результаті життєдіяльності всіх організмів і ґрунтової біоти в тому числі [280; 298].

З екологічного погляду, саме в урбоекосистемах проявляється найбільш негативна зміна природного середовища яка пов'язана з інтенсивним розвитком промисловості. За прогнозами ООН урбанізація й бурхливе зростання міст призведуть до того, що до 2025 року більше 84 % населення світу проживатиме на міських територіях [123].

Збільшення кількості і площі міст призводить до інтенсифікації багатофакторного впливу на довкілля, обумовлює великі об'єми розсіювання багатьох хімічних елементів, призводить до акумуляції в довкіллі поллютантів у невластивих для природи поєднаннях [43; 62; 83; 84]. Міське середовище відрізняється своєрідністю основних екологічних чинників, а також специфічними техногенними діями [48; 130; 148; 167; 182; 183; 196; 205; 226].

Природні екосистеми внаслідок урбанізації трансформуються й об'єднуються в поліфункціональну взаємопроникну урбоекосистему певного міста [41]. За сучасним визначенням В.П. Кучерявого [123] місто – це урбоекосистема (міська система), яка є функцією трьох основних підсистем: природної, соціальної, техногенної.

Серед проблем урбанізації середовища надзвичайно важливе місце посідає екологічний аспект стану ґрунтового покриву [205]. Особливої актуальності він набуває у містах, які формують промислові агломерації та є крупними промисловими центрами [45; 69; 96; 148; 180; 188 та ін.].

Поняття «міські ґрунти» є досить широким і охоплює різні групи ґрунтів, які розрізняють на території міст: природні непорушені, природно-антропогенні (природні порушені), урбаноземи (антропогенно-перетворені). До останніх відносять власне урбаноземи (характеризуються відсутністю генетичних горизонтів до глибини 50 см і більше), культуроземи (ґрунти фруктових і ботанічних садів, кинутих орних ділянок тощо), некрозами (ґрунти міських кладовищ), індустріоземи (ґрунти промислових зон) та ін. [48; 145].

Ґрунти міських територій виконують різноманітні екологічні функції, вони є біокосним утворенням і утворюються під впливом тих же факторів, що й зональні ґрунти, але при домінуючій дії антропогенного чинника [205]. Для

міських ґрунтів характерна фізична й хімічна трансформація, яка проявляється, перш за все, у руйнації профільної структури, присутності антропогенних включень, підвищення щільності, зміні біологічних показників, значень рН, вмісту гумусу, накопиченні важких металів, інших токсичних речовин та ін. [59; 148; 205; 219].

Відмінність морфогенетичних і фізико-хімічних ознак міських ґрунтів від ґрунтів поза межами урбоекосистем покладена в основу їх класифікації [48; 145; 205].

Ступінь прояву деградаційних змін та їх направленість залежать від специфіки та інтенсивності використання території урбоекосистеми.

Особливо суттєвий вплив на стан і функції екосистем міської території має накопичення й трансформація у ґрунті ксенобіотиків, перш за все, важких металів (ВМ).

1.3. Сучасний стан проблеми забруднення ґрунтів урбоекосистем важкими металами

Процеси зростання урбанізації посилили антропогенне навантаження на ґрунти [123; 174] і аномальні співвідношення хімічних речовин у біосфері в цілому [77; 82; 167; 185; 204; 216; 218]. Передусім, це пов'язано з проявом токсичних ефектів високих концентрацій ВМ у відходах виробництва різних галузей [226; 309; 324].

Промислове виробництво є одним з основних джерел забруднення біосфери ВМ, які є токсичними для живих організмів [142; 281; 292]. Тому сучасною пріоритетною проблемою екологічного моніторингу, особливо для промислово розвинених регіонів, є вивчення ВМ, як політантів.

Процеси транслокації ВМ, перш за все, пов'язані з явищами аеротехногенного забруднення [297; 305]. Включаючись у природні цикли, антропогенні потоки призводять до швидкого поширення забруднюючих речовин у міських ландшафтах [148] та захоплюють ділянки еталонних територій які залишилися.

У сферу аеротехногенної дії міст потрапляють різні компоненти міських екосистем, у тому числі й ґрунти. Рівень забруднення ВМ, які надходять із атмосфери, у різних регіонах світу неоднаковий. Стан атмосферного повітря в Україні, як і в більшості інших країн незадовільний, а в деяких регіонах катастрофічно загрозливий [5; 83; 77; 78; 174; 204].

Питаннями забруднення довкілля ВМ займалися А. Кабата-Пендіас, Х. Пендіас Д.С. Орлов, Л.К. Садовнікова, О.П. Виноградов, Г.А. Євдокімова, Н.П. Мозгова, [70; 88; 171]. Теоретичне обґрунтування екологічних аспектів урбанізованих ландшафтів зазначене в монографіях М.А. Глазовської [50], Дж. Бокріса [26], Д.С. Орлова [171]. Вплив техногенезу на природний ландшафт простежується в наукових роботах В.Ф. Валькова, Л.В. Гришиної, Ф.І. Хакимова, Н.Ф. Деєвої [32; 33; 56; 226] та ін.

Ученими активно проводиться детальне вивчення ВМ у ґрунтовому покриві різних урбанізованих територій України, близького й далекого зарубіжжя, оскільки антропогенні потоки речовин призводять до трансформації ґрунтів, зниження екологічного потенціалу ландшафту в цілому [22; 43; 48; 56; 58; 97; 129; 130; 151; 182; 188; 189; 196; 205; 226; 227; 233; 234; 235; 236; 267; 307; 309; 314 та ін.].

Концентрації ВМ міських ґрунтів значно вищі порівняно з ґрунтами за їх межами. Аеротехногенне забруднення довкілля настільки виросло, що потребує вживання радикальних заходів міжнародного масштабу [24; 58; 281; 282; 309].

Відповідно до матеріалів Міжнародної конвенції [104] підприємства чорної і кольорової металургії, машинобудівні й металообробні підприємства, установки для доменного й мартенівського виробництв віднесені, за оцінкою дії на довкілля, до екологічно небезпечних і є джерелом ВМ I, II класу небезпеки.

Осередки техногенного забруднення, як правило, це надмірні концентрації не одного, а цілого комплексу хімічних елементів. У промислових центрах і прилеглих до них територій зареєстровані високі рівні ВМ (табл. Б.1), що відносяться до I–II класу небезпеки [77; 78; 185; 236; 309].

Т.А. Хассан Ельшейх і Н.А. Черних [227] вважають, що максимальні показники ВМ у ґрунтах спостерігаються на відстані 0-500 м і 1000-1500 метрів від центру забруднення, деяка частина політантів пересувається далі й випадає в межах 3-8 км [78; 171], викликаючи глобальне забруднення.

На думку М.Г. Зиріна [80], навколо промислових підприємств утворюються геохімічні аномалії з підвищеним вмістом ВМ, радіус яких може досягати 10-50 км, а вплив великих промислових центрів простежується на відстані до 100 км.

У мегаполісах поблизу металургійних комбінатів, у ґрунтовому покриві виявляються ВМ у кількості, що перевищує гранично-допустимі концентрації (ГДК) у десятки й сотні разів. За останні 100 років викиди в атмосферу сполук Плюмбуму у світі зросли в 20 разів. Частка Плюмбуму від автотранспорту в США складає більше 90 %, в Росії 86 % [174; 186], в Україні до 65 % [77; 78].

Рівень аеротехногенних викидів різних ВМ неоднаковий. Вклад техногенного Плюмбуму при антропогенній діяльності людства складає 94-97 %, Кадмію – 84-89 %, Купруму – 56-87 %, Ніколу – 66-75 %, Меркурію – 58 % і т.д. [174].

Середньорічна величина концентрацій політантів в атмосферному повітрі житлової зони міст України перевищує фонове значення незабруднених територій для Плюмбуму в 35 разів, а концентрація Купруму складає 2,8 ГДК [77; 78].

За період 1990-2000 рр. (рис. Б.1) простежується динаміка зниження викидів політантів від стаціонарних джерел в Україні на 28 % (1571 тис. т). А за останні 10 років спостерігається тенденція зростання загальної емісії в Україні на 14 % (759 тис. т) [77; 204].

На сьогодні, відповідно інформації Державної служби статистики України, високим рівнем забруднення характеризується Донецька область.

На території Донецької області, яка складає лише 4,4 % площі України, зосереджена п'ята частина промислового комплексу країни й викиди складають до 75 % від загальної кількості. Незважаючи на спад виробництв, у результаті

якого загальна кількість викидів істотно зменшилася, навантаження на природне середовище як і раніше залишається катастрофічним [218].

Згідно даних Держкомстату [78; 204] загальний об'єм викидів забруднюючих речовин в атмосферу Донецької області в середньому за останні роки склав 1834,9 тис. т. Щільність викидів від стаціонарних джерел склала майже 60 т/км^2 , що в 8,7 разів більше ніж у середньому в Україні (рис. Б.2). Загальна емісія в області на 38 % більше ніж у країні, а четверта частина, в середньому 4511,6 т на одне підприємство, доводиться на промисловість міста Маріуполя.

За період 2000-2013 років, середній показник індексу забруднення атмосфери міста Маріуполя знаходився в діапазоні 13,4-17,1 коли по Україні він значно нижче й відповідає 8,8 (рис. Б.1). Середній щорічний показник загальної емісії викидів в атмосферу міста відповідає 404 тис. т речовин, при цьому їх депонує ґрунтовий покрив [78; 204].

Вміст ВМ у ґрунтах міста Маріуполя збільшується. У 90-х роках минулого століття показник ГДК/мах таких пріоритетних поллютантів, як Плюмбум (Pb) 1,4/5,8 і Купрум (Cu) 1,2/4,0, свідчив про середній ступень забруднення. На сьогодні показники середніх концентрацій Плюмбуму зросли до 11,8 ГДК, Купруму – 6,8 ГДК. Разові концентрації свинцю на деяких територіях міста перевищують гранично допустимі в 28-39 разів, що свідчить про небезпечну ступень забруднення ґрунтів як Плюмбумом, так й іншими токсикантами [43; 77; 78].

Відомо, що небезпечність забруднення визначається рівнем впливу ВМ в залежності від класу безпеки. Їх персистентність, розчинність у воді, рухливість у ґрунті та глибина забрудненого шару залежить від властивостей як ґрунту так й металу. Небезпечність забруднення зростає у ґрунтах з незначною буферною здатністю. Разом з тим, накопичення ВМ ініціює різноманітні трансформаційні процеси у ґрунті, які призводять до змін його фізико-хімічних властивостей і здатності виконувати свої функції [88; 184; 228].

У сучасних наукових розробках значна увага приділяється антропогенно-порушеним ґрунтам [58; 123; 183; 218; 236] й особливо аналізу вмісту рухливих та валових форм ВМ у ґрунтовому покриві, що відображено у роботах вітчизняних і зарубіжних авторів [81; 124; 274; 275; 278; 284; 309; 313; 317; 324; 335].

Ґрунт виступає в ролі природного фільтру і депо поллютантів. Незважаючи на його буферну функцію, техногенні потоки речовин призводять до трансформації ґрунтів, зниження екологічного потенціалу території в цілому [58; 182; 196; 205; 227; 234; 235; 236]. Під час накопичення ВМ у великих кількостях змінюються властивості ґрунту [196; 233; 324; 327], у тому числі, гумусний стан, структура, кислотність та ін. Усе це в результаті веде до часткової, а в деяких випадках і до повної втрати родючості ґрунтів, що, обумовлює формування техногенних зон [33; 123; 174].

У геохімічному ландшафті потоки речовин у ґрунті пов'язані з атмосферою, рослинністю, ґрунтовою біотою, поверхневими і ґрунтовими водами. Ґрунт здатний активно трансформувати з'єднання які потрапляють у нього, підвищувати або знижувати їх міграційну здатність.

Більшість ВМ промислових підприємств, що містяться в пилогазових викидах, як правило, більш розчинні, ніж природні сполуки [171]. Після седиментації вони утворюють, досить міцні, комплекси з органічними речовинами ґрунту. Акумуляція – одна з найважливіших форм трансформації елементів у гумусовому горизонті [281; 282].

На відміну від інших поллютантів, здатних розкладатися під дією фізико-хімічних і біологічних чинників, мігрувати з ґрунту, ВМ зберігаються в ньому тривалий час, навіть після усунення джерела забруднення. Період напіврозпаду ВМ у ґрунтах варіює в залежності від виду металів. Наприклад, для Купруму він складає 310-1500 років, а Плюмбуму – 740-5900 [88].

Рівень надходження забруднюючих речовин у ґрунт визначається зовнішніми чинниками, а подальший їх розподіл – внутрішніми ґрунтово-хімічними умовами [328]. Міграція розчинних сполук за профілем ґрунту

великою мірою залежить від реакції середовища, від того, які аніони переважають у ґрунтовому розчині.

Поглинання відбувається перенесенням металів з потоком води тріщинами, ходами коренів під час вертикальної міграції, вимиванням глини, органічних речовин й усіх пов'язаних з ними металами.

ВМ особливо інтенсивно накопичуються у верхніх гумусових горизонтах, де відбувається первинна трансформація з'єднань. Механізм закріплення їх у ґрунті визначається внутрішніми чинниками: властивостями елементів, їх реакційною здатністю, характером з'єднань. Важливими є й зовнішні чинники: температура, величина рН, наявність і характеристика органічних речовин та ін. [101; 171].

Н.А. Черних [239] відмічає вплив органічних речовин під час міграції металів у ґрунті. Мінералізація органічних сполук у ґрунті завжди супроводжується утворенням низькомолекулярних з'єднань, з якими політанти утворюють низькомолекулярні комплекси. Надалі, після глибокої трансформації органічних речовин, утворюються високомолекулярні гумусові кислоти.

З фізико-хімічної точки зору міграція елементів у ґрунтах є рядом безперервних процесів сорбції й десорбції [166; 331]. ВМ можуть знаходитися в ґрунтовому розчині у вигляді вільних іонів, комплексів і хелатів, здатні до сорбції гідроксидами заліза або алюмінію та за даними Е.А. Forbes, А.М. Posner і співавторів [288] утворюють селективний ряд: $Pb > Zn > Cd$, що підтверджують результати інших авторів [4].

В.С. Горбатов [52] відмічає, що найбільша взаємодія ВМ відбувається під час катіонного обміну з органічними речовинами і глинистими мінералами. Величина й сила специфічної сорбції залежать від індивідуальних особливостей іона. Сорбція іонів визначається властивостями сорбенту, а так само залежить від типу зв'язків [179; 274].

Авторами Т.В. Chang, М.К. Wang, С. Lin [274], проводилися дослідження й аналіз ізотерм сорбції Купруму в різних фазах, з різними сорбентами, які характеризують процес сорбції. Було встановлено, що вандерваальсові сили

суттєві в сорбції комплексів ВМ з гумусовими кислотами. А водневий зв'язок важливий в адсорбції на поверхні оксидів ВМ пов'язаних з органічними лігандами.

Фульвокислоти утворюють з металами хелатні компоненти, розчинні в кислому й лужному середовищі, мігруючи вниз за профілем. Ці комплекси, зазвичай, стабільніші, ніж аналогічні комплекси гумінових кислот, які також грають роль депонента ВМ [171; 324].

Маючи яскраво виражену катіонну поглинаючу здатність, за даними деяких авторів, ґрунт дуже добре утримує позитивно заряджені іони металів. Рухливість багатовалентних катіонів токсикантів невелика, тому їх концентрація поступово зростає [5; 324].

За величиною ємності катіонного обміну можна судити про поглинаючу здатність ґрунтів по відношенню до іонів металів і про його стійкість до забруднення токсичними елементами, оскільки це залежить від сорбційної здатності органічних і мінеральних колоїдів, характеризуючи буферну здатність ґрунтів.

Важливим критерієм хімічного перетворення міських ґрунтів є міра насиченості основами. У зональних лісових ґрунтах ця величина перевищує 80 % доходячи до 100 %. На думку М.Н. Строганової та А.Д. Мягкової [205] для більшості урбанізованих лісових ґрунтів (на прикладі міських парків) показник знижується до 60 % і менше.

Рухливість металів у ґрунтах залежить від рН ґрунтового розчину [26; 97; 184]. Дослідження Л.В. Гришиної [56], В.Б. Ільїна [83], Ю.А. Мажайського із співавторами [129] показали, що головними чинниками рухливості хімічних елементів у ґрунтах є кислотно-лужні й окислювально-відновні умови.

У роботі Б.П. Ахтирцева і співавторів [14] відмічено, що міграція у ґрунтах різних біогенних елементів неоднакова. Елементи з високою біогенною міграцією: Купрум, Ніколь, Цинк, Манган характеризуються поступовим зменшенням розподілу в межах ґрунтового профілю.

Аналіз роботи показав, що основна маса Ніколу та Хрому закріплена в ґрунті нерухомо, а слабка міграція у колоїдному стані та у складі механічних суспензій не впливає на розподіл їх за вертикальним профілем і цілком рівномірна. Купрум же, що частково поглинається органічною речовиною, в умовах нейтрального й слабколужного середовища накопичується у найбільш збагаченому гумусовому шарі. Його концентрація в 1,5-2 рази вища, ніж в іншій частині ґрунтового профілю [14].

На думку Д.В. Ладоніна [124] Купрум переважно зв'язується з органічними лігандами і гідроксидами Ферума. А Плюмбум формує досить стабільні хелати з органічними лігандами. Під час зниження рН катіони Феруму, Кальцію, Мангану, які необхідні для організму рослин, стають нерозчинними, переходячи в карбонати і фосфати [96].

На думку Дж. Кашнера [96] збільшення рН у межах 6-8 призводить до формування нерозчинних комплексів Феруму, Хрому, Алюмінію, Плюмбуму й Купруму з фульвокислотами, що супроводжується їх накопиченням у ґрунтах до рівнів, які токсичні для біологічних систем.

У роботі К. Руєце, С Кирстя [184] наведені дані, що в кислому середовищі більш інтенсивно поглинаються катіони Купруму, Плюмбуму і Цинку, а в лужному – Кадмію та Кобальту. Дослідження В.Б. Ільїна [83] показали, що рухливі у кислих ґрунтах Стронцій, Барій, Купрум та Кадмій стають слабкорухомими і нерухомими у нейтральних і лужних ґрунтах.

Ю.А. Мажайский, В.Ф. Євтюхін, А.В. Резнікова [129] дотримуються аналогічної точки зору щодо іонів Купруму й Кадмію, додаючи у список Ніколь, Кобальт, Цинк і доводячи, що ці метали мають сильну міграційну здатність у кислому середовищі. Зменшення рН на 1,8-2 одиниці призводить до збільшення рухливості Zn в 3,8-5,4 рази, Cd в 4-8, Cu в 2-3 рази.

У ґрунтах з нейтральною реакцією середовища з гумусовими речовинами може зв'язуватися велика кількість Купруму, Цинку, Мангану [56]. У кислих же ґрунтах ці речовини практично не зв'язуються, а, отже, мігрують. При будь-яких

значеннях рН так само практично не зв'язуються такі елементи як Бор, Хлор, Йод, Бром, Сульфур, Ванадій, Уран [26].

У кругообігу ВМ беруть участь різні біологічні бар'єри, внаслідок чого відбувається вибіркове біонакопичення під час міграції ВМ у ґрунтах через корені у рослинами або ґрунтовими мікроорганізмами.

За ступенем накопичення у рослинах метали поділяються на декілька груп. Згідно даних В.Ф. Мальцева та співавторів [138] транслокація ВМ з ґрунту у рослину залежить від їх водорозчинних і рухливих форм, що визначає доступність цих елементів. Купрум та Плюмбум мають середню міру поглинання, накопичення й вмісту у рослинах.

Фітотоксична дія поллютантів, частіше проявляється при високому рівні забруднення ґрунтів ВМ, і багато в чому залежить від властивостей і особливостей поведінки конкретного металу. Проте, в природі іони металів рідко трапляються ізольовано один від одного [40; 83].

Різний комплекс й вміст металів призводять до змін їх певних властивостей у результаті синергетичної або антагоністичної дії. Та за відсутності здатності ґрунту зв'язувати й інактивувати ВМ важливе значення має наявність фізіолого-біохімічних механізмів рослин, що перешкоджають їх надходженню [83].

Для порівняння ступеня небезпеки різних хімічних елементів можна використовувати ряди молярної токсичності, які відображають збільшення мінімальної молярної кількості металу необхідного для прояву токсичного ефекту по відношенню до металу з найбільшою токсичністю (табл. Б.2), з урахуванням даних про біогеохімічні властивості важких металів (табл. Б.4) та їх рухливості (табл. Б.3) залежно від ґрунтового розчину [114; 228; 184].

Таким чином, рівень і інтенсивність накопичення ВМ у міських ґрунтах знаходиться в залежності від кількості та інтенсивності емісії токсикантів, геоморфологічних і фізико-хімічних характеристик ґрунтів, властивостей металів. Тому актуальною проблемою, яка має велике теоретичне та практичне

значення є вивчення регіональних особливостей стану й розподілу полютантів у ґрунтах, особливо в межах урбоекосистем.

Потрапляючи до ґрунту у великих кількостях ВМ впливають на біологічні властивості ґрунту: зменшується загальна чисельність мікроорганізмів, знижується інтенсивність основних мікробіологічних процесів і активність ґрунтових ферментів [125; 261].

1.4. Біологічна активність ґрунтів урбоекосистем

Під біологічною активністю ґрунтів розуміють інтенсивність біологічних процесів, які відбуваються у ґрунті. Біологічна активність базується на здатності живих організмів ґрунту здійснювати процеси розкладу й синтезу речовин [74].

Рівень біологічної активності залежить від складу й кількості ґрунтових організмів. Завдяки особливим фізичним і хімічним властивостям у ґрунтах створюється специфічний комплекс екологічних умов (температура, вологість, кислотність, вміст біофільних елементів), які відрізняють їх від інших середовищ існування живих організмів і визначають їх біорізноманіття. Значна варіабельність ґрунтових умов сприяє формуванню у ґрунті великої кількості різних типів місцеіснувань, і, відповідно, значному різноманіттю організмів, які існують у ґрунті та пов'язані із ним [62].

Склад живих організмів ґрунту разом з властивою та динамікою в часі і змінами у просторі характеризується певними специфічними рисами й особливостями функціонування для кожного типу ґрунтоутворення [76]. Біота ґрунту, з однієї сторони залежить від екологічних умов ґрунту, а з іншої – у результаті своєї життєдіяльності змінює екологічні функції ґрунту, посилюючи або послаблюючи їх. При цьому, антропогенно-змінені ґрунти обмежені у своїх екологічних функціях, що безумовно пов'язано зі змінами складу й чисельності організмів, які їх населяють [62]. Урбоекосистеми характеризуються порушеністю біокругообігу, зменшенням біорізноманіття як за складом так і структурно-функціональними характеристиками [205; 219].

Антропогенне навантаження на міські ґрунти знижує інтенсивність біологічних процесів, ферментативну активність ґрунтів [171; 187; 223]. На урбанізованих територіях можливі зміни активності ферментів ґрунтів у результаті дії ВМ [70; 182], нафтопродуктів [97], електромагнітних випромінювань [190] та інших фізико-хімічних чинників антропогенного впливу.

Більшість металів беруть участь у ферментативному каталізі, що є основою життєдіяльності всіх живих організмів, і необхідні лише у невеликій кількості. При високих показниках вони стають токсичними для ґрунтової біоти. ВМ знижують чисельність окремих груп мікроорганізмів [96], активність ферментів [70] та можуть виступати як мутагенний чинник [88].

Мікроорганізми по-різному реагують на ВМ, це залежить від виду бактерії або водорості, концентрації, інтенсивності емісій полутантів і хімічних властивостей останніх [334]. Прояви токсичності в бактерій, на думку Дж. Кашнера [96], можуть проявлятися у зміні морфології клітин, клітинного метаболізму, бактеріостазу або загибелі.

Для визначення біологічної активності ґрунтів використовують різні методи: мікробіологічні (прямий мікробіологічний підрахунок мікроорганізмів різних груп: бактерій, актиноміцетів, грибів, та визначення кількості мікроорганізмів на різних поживних середовищах), біохімічні (визначення ферментативної активності ґрунтів, АТФ, ДНК), фізіологічні (фізіологічний метод визначення біомаси організмів, визначення дихання ґрунту) і хімічні (визначення вмісту нітратів, аміаку) [6; 225].

В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.І. Колесніков [33; 34], спираючись на погляди В.В. Докучаєва, що будь який об'єкт або явище слід розглядати не ізольовано, а в сукупності і взаємообумовленості з оточуючими його системами і процесами. Автори вважають, що поєднання у ґрунті фіто-, зоо-, мікробіоценозів у цілісну систему із продуктами їх життєдіяльності (у першу чергу з ферментами і гумусовим комплексом) і абіотичними компонентами ґрунтового середовища (гранулометричними і структурними елементами, фізичними й водними властивостями, реакцією середовища, поглинальною здатністю та ін.) визначає

біологічну активність ґрунту. Такий підхід передбачає одночасне охоплення дослідженнями ґрунтової біоти, її ґрунтових похідних і абіотичного середовища для вивчення й оцінки біологічної активності ґрунту, а також визначення найбільш інформативних її показників [34]. Комплексний підхід до вивчення біологічної активності ґрунтів особливо актуальним є для урбоєкосистем, де ґрунти зазнають різнопланового антропогенного впливу.

При дослідженні урбоєкосистем показники біологічної активності ґрунтів широко використовуються для діагностики змін які відбуваються під впливом антропогенного чинника [41; 54; 57; 59; 155; 156; 158; 187; 195; 315 та ін.]. При цьому розрізняють потенційну біологічну активність, визначену в штучних умовах, оптимальних для проходження біологічного процесу, а також – актуальну (природну), яка характеризує реальну активність у природних умовах. На думку Д.Г. Звягінцева і співавторів потенціальна біологічна активність є добрим діагностичним показником, але для визначення інтенсивності біологічних процесів перевагу мають показники актуальної активності [74; 76].

При визначенні біологічної активності ґрунтів, у тому числі тих, що зазнають антропогенного впливу, найчастіше використовують такі показники, як вміст гумусу, ферментативна активність, інтенсивність виділення Карбону органічних сполук ґрунту, чисельність і склад основних груп мікроорганізмів, у першу чергу, різним групам бактерій, грибів [41; 54; 57; 59; 74; 76; 87; 155; 156; 158; 187; 195; 315 та ін.]. Кабіров Т.Р. [94] для дослідження антропогенно-порушених ґрунтів запропонував використовувати коефіцієнт біологічної активності який враховує активність ферментів, показники чисельності гетеротрофних та вуглець окислювальних мікроорганізмів, мікроскопічних грибів, ступінь розвитку вищих рослин і педобіонтів, а також ґрунтових водоростей.

Незважаючи на те, що відомо багато показників, які характеризують різноманітні аспекти біологічного стану ґрунтів [34; 94], актуальним залишається пошук нових високоінформативних показників та уніфікація біоіндикаційних підходів щодо діагностики властивостей ґрунтів, які зазнають

різноманітних форм антропогенної деградації, у тому числі внаслідок урбанізації. Враховуючи широкий спектр використання даних альгологічних досліджень ґрунтів з метою їх біоіндикації і діагностики [42; 153; 154; 207; 255; 306], достатньо перспективним є залучення даних щодо мікробіодоростевого населення й для оцінки стану ґрунтів урбоекосистем.

1.5. Водорості ґрунтів міських екосистем

З 45 тисяч видів водоростей у ґрунтах світу виявлено близько 3500 видів [42; 173]. Альгофлора України нараховує 5273 види [173], серед них у ґрунтах відмічено 885 видів [42]. Водорості складають активну частину ґрунтової біоти, пов'язану складними взаємодіями як з іншими ґрунтовими організмами, так і з вищими рослинами і власне ґрунтом.

Водорості відіграють важливу роль у процесах які відбуваються у ґрунті. Утворюючи макроскопічні розростання на поверхні ґрунту, або розташовуючись дифузно між ґрунтовими частками, вони беруть участь у біологічному кругообігу речовин, підвищують родючість ґрунту збагачуючи його на органічну речовину, покращують азотний режим ґрунту за рахунок розвитку представників здатних до азотфіксації, виділяючи слиз і обплітаючи ґрунтові частки скріплюють їх покращують структурованість ґрунтів [253; 312].

Водорості пов'язані різними зв'язками із бактеріями, актиноміцетами, грибами, ґрунтовими безхребетними, що підтверджується кореляційними зв'язками між їх чисельністю й складом [61; 135; 146; 253]. Встановлені взаємозв'язки між зміною активності ферментів та чисельністю ґрунтових водоростей і мікроорганізмів [140].

Відомо, що залежно від поєднання природних чинників, які визначають ґрунтоутворюючий процес, ґрунти розрізняються за складом своєї біоти, у тому числі водоростей. «Зональное распространение почв и растительного покрова находит отражение и в зональности водорослевых группировок» [253].

Найбільш досліджені водорості природних екосистем. У наукових працях альгологів висвітлені основні закономірності видового складу, систематичної і

екологічної структури угруповань водоростей різних типів рослинності, виділені діагностичні ознаки альгоугруповань різних типів ґрунтоутворення та їх елементарних процесів [3; 13; 17; 109; 121; 126; 127; 132; 165; 181; 200; 202; 243; 244; 251; 253; 254; 256; 257].

Зокрема, для альгоугруповань степових екосистем характерно значне видове різноманіття *Cyanoprocaryota* та *Chlorophyta*. Часто ціанопрокаріоти переважають за видовим багатством і при розрідженому травостої утворюють макроскопічні розростання на поверхні ґрунту [17; 118; 245; 257].

Переважаання відділу *Chlorophyta* за видовим різноманіттям в типчаково-тирсових степах описано А.М. Солоненком [200], Г.Г. Кузяхметовим для типчаково-ковилових степів [121], В.В. Шалару [245] – для дерновинно-злакових.

А.А. Леванець, О.В. Рибчинський [126; 128] проводили дослідження різноманітності водоростей ґрунтів відділень Українського степового природного заповідника «Михайлівська цілина» Сумської області й «Кам'яні могили» Донецької області. Простежується подібність у процентному співвідношенні провідних відділів альгосинузій обох заповідників степової зони. За даними А.А. Леванця [128] основу ґрунтових альгоугруповань різнотравно-типчаково-ковилового степу заповідника «Кам'яні могили» формують водорості з відділу *Chlorophyta* – 58 %, а також представники *Chrysophyta* – 24 %, *Cyanoprocaryota* – 14 %, *Eustigmatophyta* – 4 % і *Euglenophyta* – 1 %. Для ґрунтів різнотравно-лучного степу заповідника «Михайлівська цілина» характерно домінування представників зелених – 59 %, менша різноманітність відмічена для жовтозелених – 25 %, ціанопрокаріот – 9 % і діатомових – 7 % [126].

Степові фітоценози ковилових степів за даними Д.І. Ахмед'янова [13] представлені альгоугрупованнями з видами зелених водоростей і ціанопрокаріот та порівняно бідним складом жовтозелених і діатомових водоростей. При низькій видовій різноманітності відділ діатомових відрізняється високою частотою трапляння видів порядків *Naviculales* і *Bacillariales*. Домінуючим із

відділу *Cyanoprocaryota* є порядок *Oscillatoriales*, серед відділу *Chlorophyta* важливе місце займає порядок *Ulotrichales*.

За даними В.В. Щербини [248] у ґрунтах цілинних типчаково-ковилових степових ділянках в межах Біосферного заповідника «Асканія-Нова» найрізноманітнішими в альгоугрупованнях є зелені водорості. Зменшення проективного покриття вищих рослин і міцності степової підстилки стимулює розвиток ціанопрокаріот: співвідношення кількості видів *Cyanophyta* до *Chlorophyta* змінюється від 0,35:1 до 3,33:1.

Відмінності складу й екологічної структури водоростевих угруповань у степах із густим та розріджених травостоєм відмічені й іншими дослідниками [20; 76; 181; 251]. Для чорноземних степових ґрунтів характерне переважання видів-убіквістів Ch-життєвої форми при невисокій біомасі [20]. У південних сухих степах при розрідженні травостою розвиток водоростей посилюється. Характерний розвиток поверхневих плівок з ціанопрокаріот, сформованих видами, пристосованими до періодичного висихання. Провідну роль в угрупованнях відіграють ціанопрокаріоти посухостійкі M- і P-форми водоростей (*Microcoleus*, *Phormidium* та ін.) [76; 181].

Таким чином, на особливості альгоугруповань значний вплив має замкнутість рослинного покриву, наявність підстилки на поверхні ґрунту, температурний, водний, світловий, сольовий режим та ін.

У ґрунтах під лісовою рослинністю склад видів водоростей, структура альгоугруповань досить виразно відрізняються від тих, що формуються під степовою рослинністю.

Найбільш різноманітними в лісах є зелені водорості. Значно менш різноманітні жовтозелені і ціанопрокаріоти. Водорості розвиваються переважно у верхньому шарі ґрунту та в лісовій підстилці, домінують зелені й жовтозелені, особливо одноклітинні форми. Альгофлора листяних, мішаних і хвойних лісів також має певні відмінності між собою як на рівні відділів, так і провідних родин та родів. Зелені водорості найбільш різноманітні в мішаних лісах, жовтозелені й евстигматофітові – у хвойних, ціанопрокаріоти – у листяних, діатомові – у

мішаних [135]. Біорізноманіття листяних лісів багатше водоростями, ніж хвойні [127; 132; 134]. Для хвойних лісів не характерні види *Phormidiaceae*, які різноманітні в листяних лісах. Ціанопрокаріоти з *Nostocaceae* властиві лише хвойним лісам лісостепової і степової зони, а *Pseudanabaenaceae* – лише для степової [243]. Така специфіка альгофлори лісів, за думкою Е.А. Штини та М.М. Голлербаха [253], пояснюється тим, що деревна рослинність є міцним середоутворюючим чинником, який визначає основний комплекс ґрунтових умов.

Перші дані щодо альгофлори урбанізованих територій в Україні представлені в роботі Л.М. Горовиць-Власової ще у 1927 р. [55] метою якої було встановлення санітарного стану ґрунтів міста Дніпропетровська. Більш деталізовані дослідження водоростей міської території були здійснені в місті Луганську Н.П. Москвич [152-155]. Серед особливостей альгоугруповань міських ґрунтів автор відмічає домінування відділів ціанопрокаріот і зелених водоростей, також низьке видове різноманіття жовтозелених водоростей у порівнянні з цілиними степовими ґрунтами. Окремі відомості щодо певних територій міст (парків, лісопарків) представлені в роботах І.А. Мальцевої зі співавторами [131], Є.І. Мальцева [139].

За межами України проблема різноманіття та екології водоростей ґрунтів міських територій порушувалася в роботах Р.Р. Кабірова зі співавторами [90; 92; 93], Н.В. Суханової [208], Н.В. Суханової зі співавторами [209; 210; 211], М.Ю. Шарипової, І.Є. Дубовик [246], Н.Г. Чубук [244; 273], Е.В. Кузнецової [116], М.В. Чижевської, С.М. Трухницької [240], М.В. Чижевської [241]; С.М. Трухницької зі співавторами [216; 217], Е.В. Кузнецової [116], Н.П. Аксенової [2], Л.В. Кондакової, В.А. Висич [105]. Крім ґрунтових водоростей в урбоекосистемах вивчалися й епіфітні угруповання [15; 68; 92; 99].

Авторами зазначається, що альгофлора міських територій характеризується втратою рис властивих для ґрунтів зонального типу, часто спостерігається зменшення видового багатства, переважання зелених водоростей і ціанопрокаріот, відсутність або слабкий розвиток жовтозелених. Висувається

припущення, що видовий склад, якісні й кількісні характеристики угруповань водоростей та ціанопрокаріот залежать від складу рослинних угруповань, виду антропогенного використання, місця існування та ступеня деградації ґрунтово-рослинного покриву [210].

Відомо, що ціанопрокаріоти використовуються для діагностики стану ґрунтів, забруднених продуктами техногенезу [253]. Випадання жовтозелених із альгоугруповань – одна з найхарактерніших ознак наявності аеротехногенного забруднення ґрунтів [92].

На територіях поблизу великих промислових міст спостерігається дуже низьке різноманіття *Xanthophyta* [252; 256], яке найбільш чутливе до різних антропогенних навантажень [75]. Зміна відсоткового співвідношення відділів у бік зменшення частки зелених і жовтозелених водоростей, та збільшення різноманіття ціанопрокаріот часто свідчить про посилення антропогенного тиску на середовище [91].

Рекреаційний тиск є один із поширених негативних наслідків антропогенного впливу на водорості ґрунтів урбоєкосистем – Даний напрям представлено в роботах: Є.В. Сугачкової, [206], А.Є. Ілюшенко, [85], А.Є. Ілюшенко, П.В. Ілюшенко, [86], С.М. Трухницької, М.В. Чижевської [216], Н.В. Фоминої [224]. Витоптування, яке супроводжується ущільненням ґрунту, призводить до зменшення видового багатства, домінування представників зелених водоростей.

Ще одна частина робіт присвячена оцінці токсичності ґрунтів, у тому числі урбанізованих територій, або територій, які знаходяться біля підприємств, і зазнають аеротехногенного забруднення, у тому числі ВМ [46; 67; 70; 71; 90; 92; 118; 119; 161; 175; 245; 255; 297; 305; 309].

Дослідження водоростей територій, що зазнають антропогенного впливу має як теоретичне, так і практичне значення, з огляду на те, що ґрунтові водорості можуть бути використані як біоіндикатори під час екологічного моніторингу, оцінці та діагностиці змін які відбуваються у ґрунті [42; 207; 255; 306; 310].

Відомо їх використання як біоіндикаторів засолених ґрунтів, змін рН, наявності забруднення, у тому числі ВМ та ін. [23; 47; 244; 255; 256].

Кислотність середовища має велике значення в житті водоростей [198; 294; 295]. Найбільш багаті водоростями нейтральні ґрунти [76; 96]. За даними Д.Н. Судніциної [207] штучне підкислення або підлугування показало, що зрушення рН у кислий або лужний бік призводить до зменшення показників деструкції органічної речовини, а також до повного інгібування фотосинтезу й поглинання кисню на світлі в більшості водоростей.

Дія активної кислотності на водорості досить різноманітна. рН впливає на доступність іонів для водоростей, у тому числі і ВМ, акумулюючи їх, що призводить до негативних наслідків [40]. Екстремальні умови рН і температури супроводжуються спрощенням структури альгоугруповань і згубно позначаються на ціанопрокаріотах [96; 198].

Серед ґрунтових водоростей є види із різним відношенням до кислотності середовища існування [198; 294; 295]. Із відділу зелених водоростей тільки деякі зигнемові віддають перевагу кислим ґрунтам, склад діатомових і ціанопрокаріот у цих ґрунтах дуже бідний. Серед останніх азотофіксуючі види в кислих ґрунтах взагалі відсутні.

Ціанопрокаріоти віддають перевагу лужним ґрунтам. Як відмічено деякими авторами [226; 227], для міських ґрунтів характерні зміни значень рН у лужний бік. Під час підлугування, забруднення органічними речовинами, ВМ у ґрунтах відбувається «ціанофітізація» альгоугруповань [92].

Показниками кислих ґрунтів є відсутність ціанопрокаріот і діатомових, карбонатності ґрунтів – присутність «ностокового комплексу». Зелені чутливо реагують на засолення, домінують спороутворюючі ціанопрокаріоти. Ці особливості змін ґрунтових альгоугруповань використовуються як індикатори кислотного і сольового режиму ґрунтів [255; 286].

Високу толерантність до солоності субстрату проявляють ґрунтові водорості *Microcoleus vaginatus*, *Phormidium tenue*, *Anabaena variabilis*. Як відмічено М.М. Голлербах і Е.А. Штиною [253], більшість ціанопрокаріот рясно

розвиваються в засолених аридних ґрунтах із неврівноваженим сольовим складом. Навіть солончаки, за даними А.М. Солоненко і співавторів [202], незважаючи на велику кількість легкорозчинних солей, як правило, населені водоростями.

Разом із стійкістю до загальної високої концентрації солей відмічені факти витривалості водоростей до токсичних солей. Є види, здатні рости на промислових шламових [136] та зольних відвалах [112], що містять навіть Арсен і калій ціаністий [253].

Є інформація про зміну морфології клітин ціанопрокаріот за наявності у середовищі полютантів. У ряді випадків розміри клітин можуть виявитися індикаторами стану особин [106; 290]. Відмічалось аномальне збільшення розмірів клітин у відповідь на забруднення нафтою [254], мінімізація клітин в середовищі з високим вмістом поверхнево-активних речовин [91] та ін.

Під час забруднення ґрунту ВМ, у водоростей спостерігається поява слизу, різке збільшення слизових шарів або чохлів [121], наявність капсул, потовщення клітинних стінок, утворення клітинами продуктів запасу у вигляді зерен крохмалю, крапель масел, додаткових пігментів тощо. [92; 206; 253].

Альгофлора ґрунтів урбанізованих територій з біоіндикаційною метою використовується багатьма дослідниками різних країн [90; 92; 105; 116; 209; 210; 240; 241; 246; 253; 256; 268; 281 та ін.].

Відповідно огляду наукової літератури можливо зробити висновок, що по-перше, водорості відіграють важливу роль у формуванні фізико-хімічних властивостей ґрунту, що позначається на його родючості; по-друге, водорості є джерелом органічної речовини та беруть участь у гумосоутворенні; по-третє, водорості проявляють стійкість до різних екстремальних факторів середовища й виступають у ролі експлерентів у сукцесійних процесах, що визначає значний теоретичний і практичний інтерес до них у зв'язку із потребою розробки системи контролю за антропогенними змінами ґрунтів урбоекосистем та покращення її ефективності.

Таким чином, разом із мікробіологічними й біохімічними показниками ґрунтів для діагностики, оцінки, моніторингу та прогнозу стану ґрунтів урбоекосистем можуть використовуватися особливості альгоугруповань. Особливу цінність такі дані набувають при проведенні комплексних досліджень, які враховують і трансформацію фізико-хімічних властивостей ґрунтів урбоекосистем. Комплексність підходу, як зазначається багатьма дослідниками, забезпечує найбільшу інформативність і достовірність отриманих даних. Особливо актуальним такий підхід є для крупних промислових центрів, де ґрунти зазнають особливо потужного антропогенного навантаження.

РОЗДІЛ 2

ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Географічне розташування

Район досліджень включає місто обласного підпорядкування Маріуполь на півдні Донецької області, лісовий заказник «Азовська дача» на північний захід від нього на відстані 22 км і в 50 км – заповідник «Кам'яні могили» (відділення Українського державного степового природного заповідника).

Маріуполь – це сучасний великий порт, промисловий гігант, центр важкого машинобудування і чорної металургії. Одне з найскладніших в екологічному відношенні міст України. Місто займає друге місце в Україні з об'ємів викидів шкідливих речовин промисловими підприємствами [77; 78; 204]. У структурі промислового потенціалу міста переважають екологічно-небезпечні виробництва. До них відноситься, перш за все, металургійні підприємства міста Маріуполя: Металургійний комбінат (МК) «ім. Ілліча» – 16 % (263,211 тис. т), МК «Азовсталь» – 9,2 % (149,888 тис. т) [78].

Азовський лісовий масив був закладений у 1876 р. На його базі у 1984 році створено лісовий заказник місцевого значення «Азовська дача» площею 1678 га. Це найпівденніший штучний лісовий масив області.

Заповідник «Кам'яні могили» засновано в 1927 р. Він розташований на кордоні Донецької і Запорізької областей. Більша частина – майже 300 га входить до складу Донецької області, інші 100 га відносяться до Запорізької області.

Згідно фізико-географічного районування територія досліджень належить до степової зони, Північно-степової підзони, Лівобережно-Дніпровської північностепової провінції області Приазовської височини та Середньостепової підзони, Причорноморсько середньо степової провінції Лівобережно-Молочанської області [143].

2.2. Рельєф

Рельєф формує первинний вигляд ландшафту [63]. З його особливостями пов'язані поверхневий і підземний стік, клімат, ґрунтовий і рослинний покрив. Зі зміною висоти місцевості змінюється водний і тепловий режими ґрунту, напрям транзитного потоку водорозчинних речовин, міграція та акумуляція продуктів техногенезу.

Рельєф району досліджень сформувався в результаті складного геологічного розвитку території. Сучасні рівнини, низовини й височини є продуктом потужних тектонічних рухів як дуже віддаленого, так і новітнього геологічного часу.

Головні риси геоморфології району досліджень визначаються її розташуванням на схилі Українського кристалічного щита в межах Приазовської височини (Приазовської похилої розчленованої акумулятивно-денудованої рівнини – згідно геоморфологічного районування) і Причорноморської западини (Приазовської акумулятивної низовинної рівнини). Азовське море глибоко врізається в сушу, змінюючи рельєф. Для північного берега моря характерні піщані коси, витягнуті на південний захід.

У ландшафтній структурі території району досліджень переважають степові височини, що переходять у заплавні ландшафти річкових долин, степові рівнинні комплекси терас, де виділяються поодинокі пагорби [144].

Місто Маріуполь знаходиться у зоні з'єднання двох дуже великих геологічних структур: Приазовського кристалічного масиву і Причорноморської западини. Остання розділена розломами субширотного та субмеридіального напрямів кристалічного фундаменту, що зумовлює її різнорівневу блокову будову. Регіональний субширотний розлом земної кори проходить уздовж узбережжя Азовського моря, а субмеридіальні розломи проходять долиною річки Кальміус і балки Самаріної, долина річки Кальміус є найбільш низинною частиною поверхні території міста Маріуполя [144].

На південно-східній частині Приазовської височини розташовується заповідник «Кам'яні Могили», де широко представлені скельні виходи заввишки 50-70 м, що утворилися посеред степу й формують рельєф північної частини басейну річки Берди, західного берега правого притоку Каратиша. Виходи гранітів на поверхню займають половину площі заповідника [197].

2.3. Клімат

Клімат регіону досліджень помірно-континентальний. Азовське море пом'якшує прояви континентальності клімату.

У цілому клімат міста Маріуполя помірно континентальний з м'якою короткою зимою і теплим тривалим, досить часто спекотливим літом, із великою кількістю сонячних днів.

Відповідно таблиці 2.1 середньорічна температура повітря міста Маріуполя складає 9,2 °С, найбільш низька вона у січні (абсолютний мінімум мінус 36 °С), найбільш висока – у липні (абсолютний максимум плюс 38 °С). У середньому за рік у місті Маріуполі спостерігається 116 днів під час яких випадає 498 мм атмосферних опадів; менше всього їх у жовтні, найбільше – у грудні. Влітку опади рясні, але зливи проходять смугами, що є причиною нерівномірного розподілу вологи.

Таблиця 2.1

Середньорічні показники природно-кліматичних умов міста Маріуполя

Показники	Місяць											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Середня температура, °С	-4,4	-3,4	1,1	9,3	15,8	19,9	22,2	21,4	16,3	9,2	3,6	-1,0
Середня кількість опадів, мм	47	36	33	38	44	53	51	35	32	23	43	63
Відносна вологість повітря, %	87	86	84	77	73	73	69	68	71	77	87	90
Загальна хмарність, бали	7,0	7,1	6,6	5,9	5,1	4,4	3,6	3,3	3,8	5,0	7,4	8,1
Швидкість вітру, м/с	6,3	7,1	6,1	5,5	5,0	4,4	4,2	4,4	4,8	5,4	5,8	5,9

Коливання кількості опадів за роками можуть бути значними. За кількістю атмосферних опадів, які випадають, територія досліджень входить у зону з недостатнім зволоженням. Нерівномірне періодичне випадання опадів місцями створює й несприятливий водний режим ґрунту, що характеризується зміною періодів посухи з періодами надмірного зволоження.

За період із 2008 по 2011 рр. середньорічна кількість опадів у степовій зоні України склала 509,25 мм. Сума опадів у місті Маріуполі за цей період становила 544,1 мм й істотно відрізнялася від середніх багаторічних показників (424 мм). Коливання її у розрізі років від 424,4 мм (2011 р.) до 692,2 мм (2009 р.) сформували специфічні умови впливу атмосферних опадів на рухливість досліджуваних іонів у ґрунтах як фонових ділянок, так і в зоні аеротехногенного впливу.

Відносна вологість повітря в середньому за рік складає 79 %, найменша вона в серпні, найбільша в грудні. Тумани частіші в грудні, найменша частота їх спостерігається в липні-серпні. Сніговий покрив у районі досліджень встановлюється з грудня по березень: нерівномірний, малий, залежить від циркуляційних чинників.

Незначна кількість опадів, високе випарування (регіональний коефіцієнт зволоження становить 0,5) [164], близьке розташування мінералізованих підземних ґрунтових вод, високі температури складають умови для формування процесу засолення ґрунтів. Сухість клімату лімітує розвиток біологічних процесів і транспортування розчинних у воді сполук.

Нерівномірне періодичне випадання опадів місцями створює й несприятливий водний режим ґрунту. Низький рівень зволоження та наявність геохімічних бар'єрів сприяє розвитку акумулятивних процесів. Надлишок опадів призведе до вимивання розчинних солей, у тому числі й мікроелементів, у ґрунтові води [111].

На ґрунтоутворення може впливати вітер, викликаючи дефляцію. Вітер посилює випаровування води з поверхні землі й з ґрунту. Накопичення солей у

грунтах також відбувається під час їх перенесення повітряним шляхом з моря на сушу [169].

Переважаючими є східні (26,9 %) і північно-східні вітри (12,4 %). Найменшу повторюваність у місті мають вітри з південного сходу (5,9 %) і півдня (7,8 %). Тому не можна виключати і процес імпульверизації ґрунтів солями, які приносяться з повітрям із морського узбережжя.

Кліматичні умови накладають відбиток на всі фізико-географічні процеси та на ґрунтоутворення особливо, що в свою чергу формує умови від яких залежать біологічні й фізико-хімічні ґрунтові процеси. Найбільш важливими елементами клімату, які впливають на розвиток та функціонування ґрунтових водоростевих угруповань є температура, опади, вологість, вітер, який поширює їх діаспори [67; 96; 119; 161; 162; 177; 192; 193; 253; 270; 284].

2.4. Гідрографічна мережа

Основні риси гідрографічної мережі обумовлені впливом комплексу фізико-географічних чинників, серед яких першочергову роль грають рельєф, кліматичні умови, геологічна будова й особливості гідрогеології району.

Тектонічні розломи зумовили гідрографію території. Територія охоплює басейн річок північного узбережжя Азовського моря, які стікають із південних схилів Донецького кряжа і Приазовської височини.

Місто Маріуполь розташовано на західному узбережжі Таганрозької затоки, при злитті річок Кальміус і її правобережного притоку Кальчик. Водні ресурси цих річок невеликі, їх стік на 70-80 % сформований з шахтних і стічних вод. Кальміус – річка рівнинного типу, довжина 209 км, глибина до 6 м, площа водного басейну 5070 км². Довжина річки Кальчик 88 км при глибині більше 1,5 м, водозбірна площа складає 1263 км².

У північно-західному напрямі на вододілі між річками Берда і Кальчик на правому березі невеликої річки Коротиш розташований заповідник «Кам'яні могили». Річка Берда – 139 км, типова степова річка Приазов'я. Головна її особливість – досить значне ґрунтове живлення літом і зимою.

Дрібніші рівнинні річки, які зустрічаються в районі досліджень, влітку частково пересихають, оскільки в їх живленні основну роль відіграють талі води (50-80 %). Так само джерелом живлення річок служать атмосферні опади, струмки, ґрунтові води і промислові стоки.

Мінералізація річкових вод регіону дослідження збільшується від 0,5-1,0 г/дм³ під час весняного повноводдя до 2,0-4,0 г/дм³ в літньо-осінній період, при цьому сольовий склад змінюється з сульфатно-кальцієвого на сульфатно-кальцієво-натрієвий [49].

Ґрунтові води знаходяться в найбільш тісному зв'язку з усіма іншими компонентами природи, залежать від клімату й особливостей рельєфу, впливають на процеси ґрунтоутворення та рослинність, забезпечуючи їх вологою, а також водорозчинними поживними речовинами. Фільтруючись через ґрунтові горизонти, вони сприймають зональні та регіональні особливості хімічного й мінерального складу ґрунтів.

Глибина залягання та мінеральний склад ґрунтових вод можуть істотно змінюватися в залежності від кількості опадів та наявності поверхневих водоймищ. Так, глибина залягання у степовій зоні досягає 10-20 м, за складом ґрунтові води гідрокарбонатно-кальцієві. На території міста Маріуполь глибина залягання ґрунтових вод зменшується до 3 м, змінюється сольовий склад на сульфатний, хлоридно-натрієвий, що зумовлене впливом Азовського моря, а також річки Кальміус, яка відноситься до категорії брудних (середні концентрації у воді хлоридів складають 1,6 ГДК, сульфатів – 2,3 ГДК). Мінералізація ґрунтових вод міста варіює в широкому діапазоні від 0,8 до 7,2 г/дм³. Причина цього, як в надходженні забруднених стічних вод підприємств, зливових вод з території міста, а також в значній багаторічній акумуляції забруднюючих речовин у донних відкладеннях [78].

2.5. Ґрунти

Як частина ландшафтної оболонки, ґрунти мають географічну специфічність. Крім того, ґрунт як предмет вивчення і класифікації не має чітких

меж у просторі. Значні простори поверхні суші покриті різноманітними за складом і структурою ґрунтами, утворюють енергетично і геохімічно дуже активну оболонку, педосферу [102].

Згідно ґрунтового районування територія досліджень відноситься до південної підзони звичайних чорноземів [143]. Відповідно атласу ґрунтів (2006 р.) Держохорони навколишнього природного середовища в Донецькій області, до основних типів ґрунтів у районі досліджень відносять чорноземи звичайні малогумусові. Головним мінеральним компонентом ґрунтів є лес, механічний склад якого переважно важкосуглинистий і легкоглинистий, багатий на карбонатні з'єднання.

Чорноземи звичайні мають нейтральну реакцію ґрунтового розчину і вміст гумусу від 4 до 6 %, азоту – 0,2-0,3 %. Товщина гумусного шару досягає від 65-70 до 85-90 см [157].

У ґрунтовому покриві міста Маріуполь переважають малогумусні чорноземи звичайні на лесових породах. Ґрунти території досліджень належать до кальцієвого класу геохімічних ландшафтів з переважною здатністю до акумуляції важких металів, із вмістом гумусу 3,1-5 % і рН – 6,6-7,5 [159].

Для міських ґрунтів характерна фізична й хімічна трансформація, яка проявляється, перш за все, у руйнації профільної структури, присутності антропогенних включень, підвищенні щільності, зміні біологічних показників, значень рН, вмісту гумусу, накопиченні важких металів, інших токсичних речовин та ін. [48; 205].

Ґрунти міських територій відрізняються як за фізико-хімічними, так і морфогентичними характеристиками від природних едафотопів [145] та виконують певні екологічні функції: забезпечують біогеохімічне перетворення штучно-насипного шару ґрунту, що підвищує його продуктивність, депонування полютантів, утримання їх від проникнення у ґрунтові води, перешкоджають потраплянню мулко-пилуватих часток в атмосферне повітря тощо [48].

Згідно даних М.А. Глазовської [50] ґрунти на більшій частині заповідника «Кам'яні могили» звичайні й малогумусні чорноземи завглибшки 55-65 см. У

долині річки Коротиш ґрунти лучні, місцями навіть з ознаками засолення. Біля підніжжя гранітних пагорбів заповідника «Кам'яні могили» і їх вершин ґрунти кам'янисто-щебнисті, які виникли внаслідок руйнування гранітів [43].

В умовах степової зони під штучними лісовими насадженнями, до яких відносяться ґрунти заказника «Азовська дача», формуються чорноземи звичайні лісопокращені [21], під насадженнями дубу звичайного із вмістом гумусу до 12,9 % і рН – 5,65, під насадженнями ясеня звичайного відповідно до 11,5 % і 7,0 [136].

2.6. Рослинність

Згідно з геоботанічним районуванням України територія досліджень відноситься до Євразійської степової області, Причорноморської (Понтичної) степової провінції [143].

Нині майже всі степові ділянки розорані. Тільки по балках і непридатних для сільськогосподарського використання кам'янистих місцях збереглися невеликі осередки степової рослинності. Проте, і вона в результаті інтенсивного випасу худоби піддалася трансформації [157]. Лише степові заповідники ще можуть дати уявлення про те біологічне різноманіття, яке було колись.

Рослинність заповідника «Кам'яних Могили» дуже своєрідна, що зумовлено складним рельєфом та неоднорідністю ґрунтового покриву. На рівнинних ділянках представлені різнотравно-типчаково-ковилкові степи, на гранітних виступах – кам'яністі степи і скельна рослинність. У долинних місцезнаходженнях – лучно-болотна [197].

Степова флора заповідника налічує близько 468 видів судинних рослин [197]. Вузькоареальними реліктовими ендеміками є *Achilla glaberrima* Klok і *Centaurea pseudoleocolepis* Kleop. В Європейський червоний список занесено 11 видів рослин. До Червоної книги України віднесено 58 видів рослин; 11 видів ковилу.

Домінують на різних ділянках справжніх степів: *Stipa capillata* L., *S. lessingiana* Trin. et Rupr., *Festuca sulcata* Hack., *Elytrigia trichophora* (Link)

Nevski. Найбільш характерні види різнотрав'я – *Salvia nutans* L., *Artemisia repens* Pall., *Scabiosa ochroleuca* L., *Medicago romanica* Prod. та ін. [197].

Кам'янисті степи пов'язані з малопотужними кам'янисто-щебнистими ґрунтами, формуються на продуктах вивітрювання та руйнування гранітів і розташовані біля підніжжя гряд. Поверхня гранітних скель покрита головним чином лишайниками, а мохи й вищі спорові рослини зустрічаються тут тільки в заповнених дрібноземом тріщинах. У значній кількості тут трапляються угруповання ефемерів і ефемероїдів.

На ділянках із розрідженим травостоєм значна роль належить мохоподібним (*Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid., *Polytrichum piliferum* Hedw., *Riccia ciliifera* Link., *Oxymatra paleacea* Besch.).

Згідно даних А.А. Леванця [128] флора водоростей ґрунтів заповідника «Кам'яні могили» відділення Українського степового природного заповідника включає 101 вид з п'яти відділів, 32 порядків. Домінуючий комплекс представлений відділом *Chlorophyta*.

Лісові масиви в регіоні дослідження штучного походження. На території Володарського району, який входить до району дослідження, лісові насадження складають – 0,7 %, лісосмуги – 3,9 % від загальної площі району – 122146 гектар. Велика частка штучних лісових екосистем припадає на заказник «Азовська дача» – 1678 га.

У складі лісових насаджень переважають дубові (до 51 %) і соснові насадження (25 %). Дендрофлора лісового масиву заказника формується з культур *Quercus robur* L., *Fraxinus excelsior* L., *Pinus sylvestris* L. та ін. Значні площі цих лісів складають стиглі та молоді діброви. Середній вік насаджень становить біля 60 років. Молодники складають 14,9 %, середньовічні – 49,7 %, пристигаючі – 9,0 %, стиглі та перестійні – 26,4 % [78].

У лісі присутні як ділянки з лісовим різнотрав'ям, так і ділянки підліску та підросту, що змінює інтенсивність освітлення, впливає на вологість, температуру як повітря, так і ґрунту, формує певні умови для розвитку ґрунтової біоти. За даними І.А. Мальцевої [133] альгофлора у ґрунті дубових насаджень Азовського

лісового масиву нараховує 50 видів водоростей з п'яти відділів. Автор виділяє 9 провідних родин та відділ *Chlorophyta* як домінуючий.

Рослинність міських територій має свої особливості [28; 215; 247]. Флора міст характеризується підвищеною кількістю видів; збільшенням числа видів адвентивних рослин, розширенням спектру екоотопів, які вони займають; синантропізацією, зміною спектрів систематичної, біоморфологічної та екологічної структур; нівелюванням зональних особливостей та ін.

Урбанofлора південного сходу України за даними В.К. Тохтарь [215] представлена 757 видами судинних рослин з 386 родів і 86 родин, у тому числі елементів флори синантропного – 45,1 %, степового – 22,2 % флороценотипів. Різноманітність екотопологічної диференціації міських територій викликає формування різноманітних антропогенних флорокомплексів [215; 247].

Місто Маріуполь, займає площу 166,0 км², з передмістями – 244,0 км², зелені масиви, якого складають 80,6 км². Спонтанна флора міста Маріуполя налічує 915 видів судинних рослин [28], вона аналогічна флорі техногенних екоотопів Донецької області [215].

Дендрофлора парків Донецької області і міста Маріуполя, у тому числі, представлена видами, більшість з яких інтродуценти з різних географічних областей. Характерними майже для всіх парків є види: *Acer negundo* L., *A. platanoides* L., *A. pseudoplatanus* L., *Betula pendula* Roth., *Picea abies* (L.) Karst, *P. glauca* (Moench) Voss., *Philadelphus coronaries* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Ligustrum vulgaris* L., *Syringa vulgaris* L., *Tilia cordata* Mill. та ін. [215].

Таким чином, урбанізація зумовлює значний вплив на всі складові природних екосистем, змінюючи їх параметри та обмін речовин і потік енергії. У центрі цих процесів – ґрунтовий покрив. Потужний антропогенний тиск, з одного боку, змінює його властивості і здатність виконувати свої функції, а з іншого боку, саме від цього залежить можливість гармонізації взаємозв'язку між блоками живої й неживої природи, досягнення екологічної рівноваги в урбоекосистемі. Це робить надзвичайно актуальним виявлення структурно-функціональної організації угруповань ґрунтових автотрофних організмів

(водоростей), оцінку їх резистентної стійкості, з'ясування особливостей їх формування у взаємозв'язку із динамікою біологічної активності ґрунтів та їх фізико-хімічною трансформацією в урбоекосистемах.

РОЗДІЛ 3

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Дослідження проводились протягом 2008–2015 рр. В основу дисертаційної роботи покладено матеріали, зібрані під час експедиційних виїздів на стаціонарних ділянках та у результаті маршрутних досліджень в межах міста Маріуполь, лісового заказника «Азовська дача» і відділення Українського степового заповідника «Кам'яні могили». Для досліджень відібрано 967 усереднених ґрунтових зразків (з них для вивчення фізико-хімічних і біохімічних показників ґрунтів – 688 і 279 – для ґрунтово-альгологічних досліджень).

У межах міста виділяють різні функціональні зони, які відрізняються між собою ступенем трансформаційних змін, якісним і кількісним складом забруднюючих речовин, а також й іншими особливостями, зокрема, мікрокліматичними, фітоценотичними, які можуть змінювати дію антропогенного чинника, посилюючи або послаблюючи його.

Для встановлення особливостей складу водоростей ґрунтів міста Маріуполь, були закладені пробні площі (ПП) у різних функціональних зонах міста: сельбищній (житловій, селітебній), транспортній, ландшафтно-рекреаційній та санітарно-захисній зоні промислових підприємств у межах виробничої території [60; 250] (табл. 3.1). При підборі пробних площ враховували напрям пануючих вітрів і відстань від джерела забруднення (максимальна відстань становила до 50 км) (табл. 3.1, рис. 3.1).

Виробнича територія об'єднує зони де розміщені промислові підприємства з обслуговуючими культурно-побутовими закладами, вулицями, площами, дорогами та зеленими насадженнями. Промислові підприємства відокремлюють від житла санітарно-захисні зони. Парки, сади, бульвари, сквери і спортивні споруди загального користування віднесені до ландшафтно-рекреаційної зони.

Крім викидів стаціонарних джерел значна кількість забруднюючих речовин потрапляє в середовище від автомобілів. У зв'язку з цим була підрахована інтенсивність руху автотранспорту вулицями прилеглими до

пробних площ. Підрахунок проводився в робочі дні у години пік протягом 20 хвилин з перерахунком на кількість автомобілів за годину [44].

В якості контрольних були використані зразки ґрунту, відібрані на пробних площах лісового заказника «Азовська дача» і відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили».

Таблиця 3.1

Розташування пробних площ відбору проб ґрунту для дослідження

№ пп.	Пробна площа	Розташування
1	2	3
1	РЗАМ	Ландшафтно-рекреаційна зона біля промвузла «Азовмаш», (віддаленість від підприємства 700 м), пр. Ілліча (пр. Бойка В.С.) – парк імені Петровського, деревні насадження
2	РЗАМ _Т	Ландшафтно-рекреаційна зона біля промвузла «Азовмаш», (віддаленість від підприємства 3000 м), вул. Тополина – лісонасадження
3	РЗАМ _к	Ландшафтно-рекреаційна зона промвузла «Азовмаш» (віддаленість від підприємства 300 м), пр. Карпова – газон
4	СЗКІ	Санітарно-захисна зона металургійного комбінату «ім. Ілліча», (віддаленість від підприємства 50 м), біля перехрестя вул. Левченко і пр. Ілліча – лісонасадження
5	СЗАС	Санітарно-захисна зона металургійного комбінату «Азовсталь», (віддаленість від підприємства 15 м), вул. Набережна – газон
6	СЦТ	Селітебна зона, центральна частини міста біля площі Театральної – газон
7	СЦЛ	Селітебна зона, центральна частини міста, біля перехрестя пр. Металургів і пр. Леніна (пр. Миру) – газон
8	АМВ	Транспортна зона, виїзд на транзитну трасу до смт Володарське (сmt Нікольське) – лісонасадження
9	АММ	Транспортна зона, виїзд на транзитну трасу до смт Мангуш – лісонасадження
10	ФЛ	Лісовий заказник «Азовська дача» (від м. Маріуполя 22 км у бік північно-західного напрямку) – лісонасадження <i>Quercus robur</i> L.
11	ФС	Відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили» (від м. Маріуполя 50 км у бік північно-західного напрямку) – ділянка різнотравно-типчаково-ковилового степу

Примітка. У дужках вказані нові назви з 2016 р. вулиць міста Маріуполя та населених пунктів району досліджень.

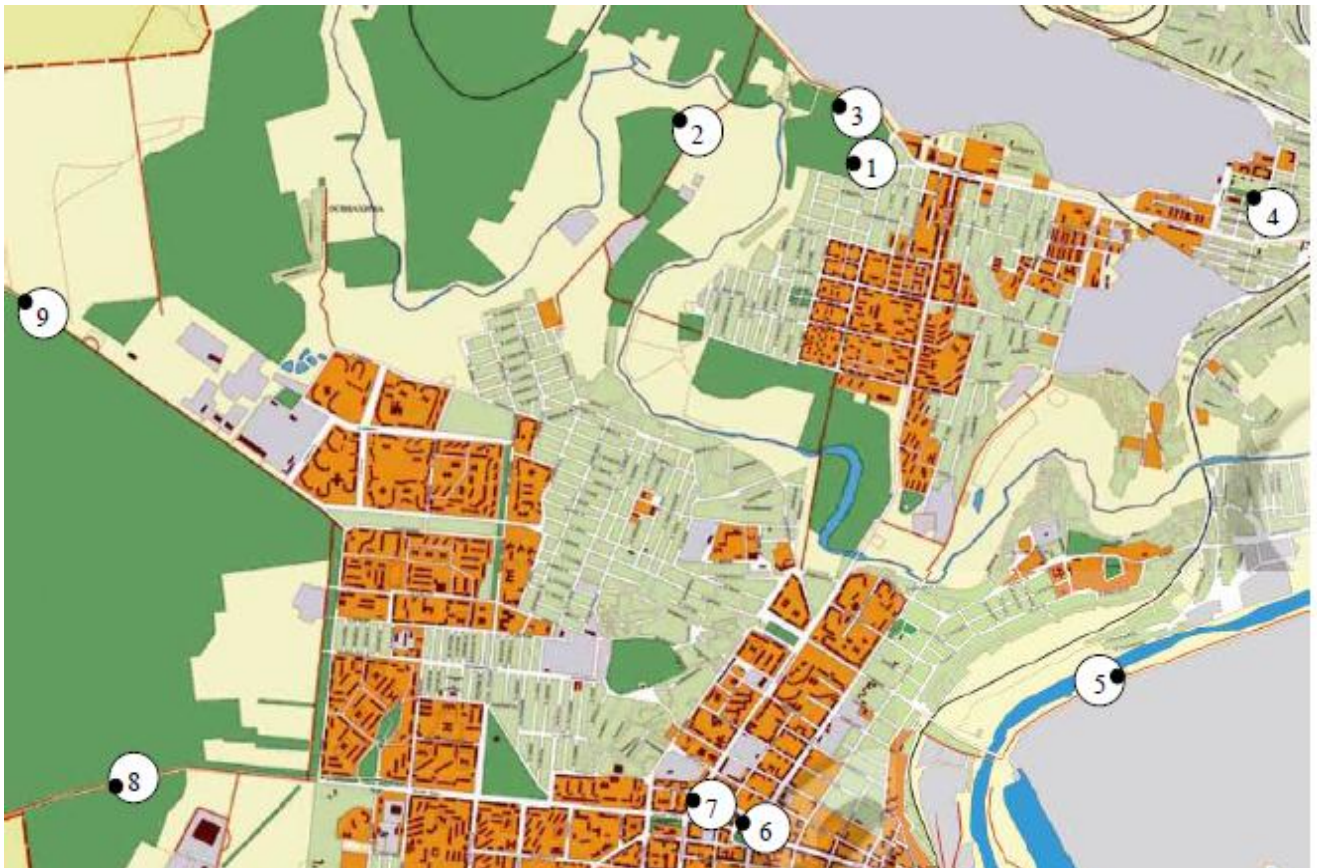


Рис. 3.1. Карта-схема розташування пробних площ на території міста Маріуполя: 1 – РЗАМ – ландшафтно-рекреаційна зона біля промвузла «Азовмаш», пр. Ілліча (пр. Бойка В.С.); 2 – РЗАМ_т – ландшафтно-рекреаційна зона біля промвузла «Азовмаш», вул. Тополина; 3 – РЗАМ_к – ландшафтно-рекреаційна зона промвузла «Азовмаш», пр. Карпова; 4 – СЗКІ – санітарно-захисна зона металургійного комбінату «ім. Ілліча», біля перехрестя вул. Левченко і пр. Ілліча; 5 – СЗАС – санітарно-захисна зона металургійного комбінату «Азовсталь», вул. Набережна; 6 – СЦТ – селітебна зона, центральна частини міста біля площі Театральної; 7 – СЦЛ – селітебна зона, центральна частини міста, біля перехрестя пр. Металургів і пр. Леніна (пр. Миру); 8 – АМВ – транспортна зона, виїзд на транзитну трасу до смт Володарське (смт Нікольське); 9 – АММ – транспортна зона, виїзд на транзитну трасу до смт Мангуш.

3.1. Відбір ґрунтових зразків

На пробних площах зразки ґрунтів відбиралися посезонно (навесні – «В»; взимку – «З»; влітку – «Л»; восені – «О») методом конверта з різних генетичних горизонтів ґрунту із глибин: 0-5 см, 5-10 см, 10-30 см, 30-60 см, 60-90 см. Для досліджень використовувалися середні проби, які були отримані шляхом змішування п'яти індивідуальних проб об'ємом не менше 25 см³ кожна. Такий підхід дозволяє отримати дані щодо якісного складу та чисельності ґрунтових мікроорганізмів, у тому числі, водоростей і ціанопрокаріот. Усі дослідження проводили не менше ніж із триразовою повторністю.

При відборі й підготовці зразків ґрунту для дослідження складу бактеріальної флори й водоростей дотримувалися загальних вимог мікробіологічного аналізу ґрунту, які стосуються відбору, зберігання та етикетування проб [30; 75; 76; 79; 120; 259; 260]. Усі зразки відбиралися у стерильні паперові конверти. Відбір зразків здійснювався стерильним ножом із розрізів закладених безпосередньо перед відбором зразків або з прикопок до 10 см, а глибше – за допомогою бура. Свіжі зразки використовували для прямої мікроскопії, виготовлення фіксованих зразків для кількісного аналізу водоростей і ціанопрокаріот. Залишок висушували при кімнатній температурі й зберігали для подальшого дослідження.

Відбір зразків ґрунту для дослідження фізико-хімічних, агрохімічних і біохімічних показників ґрунту здійснювався згідно стандартам [30; 259; 260].

3.2. Методи дослідження фізико-хімічних і агрохімічних властивостей ґрунтів

Складність дослідження фізико-хімічних показників ґрунтів урбоєкосистем обумовлена різноплановістю антропогенного впливу яких вони зазнають.

Для дослідження властивостей ґрунтів застосовували польові та лабораторно-аналітичні методи (рН-метрія, фотоколориметричний,

титрометричний, полярографічний, гранулометричний, гравіметричний, математичної статистики). У польових умовах описували рослинність та морфологічні ознаки ґрунту.

Механічний (гранулометричний) склад ґрунтів визначали за Качинським [95] із розрахунком відсоткового співвідношення часток різного розміру. Визначення гігроскопічної вологості ґрунту здійснювали гравіметричним методом [222].

Актуальну й обмінну кислотність (рН) досліджували потенціометричним методом, який заснований на вимірі електричного опору розчину. Реакцію розчину оцінювали за концентрацією водневих іонів [11]. Сульфати досліджувалися гравіметричним методом, хлориди – титрометричним за відповідними методикам [30]. Вміст аніонів у водній витяжці представлено у вигляді відсотків і міліграм-еквівалентів на 100 г ґрунту (мг-екв/100 г).

Важкі метали – це елементи періодичної системи з відносною молекулярною масою більше 40 і густиною понад 6 г/см³. Вміст ВМ у ґрунтах залежить від складу гірських порід, значна різноманітність яких пов'язана зі складною геологічною історією розвитку територій [101; 220; 236]. При низьких концентраціях метали являються мікроелементами, які необхідні для процесів життєдіяльності біоти.

У високих, токсичних дозах ВМ з'являються внаслідок антропогенної дії. В останні десятиліття основними об'єктами біогеохімічних досліджень стали території промислових міст і прилеглих до них зон [84; 88]. Найбільш забруднені ВМ території виникають навколо підприємств чорної, та особливо кольорової металургії, у результаті атмосферних викидів (табл. Б.1) [56; 185].

На думку ряду авторів [52; 80; 83], міру забруднення ґрунтів ВМ правильніше оцінювати за вмістом їх найбільш біодоступних мобільних форм. Проте ГДК рухливих форм більшості ВМ на теперішній час не розроблені.

За визначенням І.Г. Важеніна [31], для нормування хімічних елементів у ґрунтах окремих районів слід використовувати середні величини їх вмісту в ґрунтах для території колишнього Радянського Союзу. Таким чином,

порівнюючи вміст у ґрунті конкретної ділянки окремих елементів з їх ГДК або кларком, можна зробити помилкові висновки щодо техногенного забруднення ґрунту. Тому інші автори вважають за доцільне використання фонового вмісту металів у ґрунтах України й використання цих даних як місцевого кларку окремих елементів [220].

Купрум. Відносна атомна маса Cu – 63,5. Кларк Купруму в земній корі за О.П. Виноградовим [40] складає 47 мг/кг, у ґрунтах Донбасу – 20 мг/кг [220].

У хімічному відношенні мідь – малоактивний метал, відповідно в ґрунтах є слабкоміграційним елементом. Кількість рухливого Купруму залежить від багатьох чинників: хімічного й мінералогічного складу материнської породи, рН ґрунтового розчину, вмісту органічної речовини та ін. [40].

Вміст Купруму в ґрунті коливається від 0,5 до 20,0 мг/кг ґрунту. Найбільша його кількість в ґрунті пов'язана з оксидами Феруму, Мангану, гідроксидами Феруму та Алюмінію. Гумінові й фульвокислоти здатні утворювати стійкі комплекси Купруму. При рН 7-8 розчинність Купруму найменша (табл. Б.3) [184].

Купрум – є одним з найважливіших незамінних елементів, необхідних для живих організмів. У рослинах Купрум, як мікроелемент, входить до складу цілого ряду ферментів-оксидази й бере участь у біохімічних процесах відновлення й фіксації азоту; як складова частина ферментів здійснює реакції окислення субстратів молекулярним киснем у процесах фотосинтезу та дихання, оскільки вона входить до складу компонентів електрон-транспортного ланцюга мітохондрій і хлоропластів, в основному у вигляді пластоціаніну.

Надлишок Купруму також шкідливий, як і його нестача, а сполуки токсичні для ґрунтових мікроорганізмів, теплокровних тварин і людини [228; 114]. Солі Купруму відносяться до II класу небезпеки. Купрум та його сполуки дуже токсичні для ґрунтової мікрофлори, високі концентрації знижують ферментативну активність ґрунтів, рівень азотфіксації і дихання ґрунтів, а також ведуть до перебудов у мікробних угрупованнях, що проявляється в домінуванні

резистентних видів [75].

Плюмбум. Відносна атомна маса Pb – 207,2. Пріоритетний елемент-токсикант. Усі розчинні сполуки Плюмбуму отруйні. У природних умовах він існує в основному в формі плюмбуму сульфіді. Кларк Плюмбуму у земній корі складає 16,0 мг/кг, за даними О.П. Виноградова кларк Плюмбуму у ґрунтах Донбасу в середньому 13 мг/кг [40; 220].

Природний вміст Плюмбуму у ґрунтах залежить від материнських порід і тісно пов'язаний з їх мінералогічним і хімічним складом [88]. У порівнянні з іншими ВМ він найменш рухливий, причому міра рухливості елементу сильно знижується під час вапнування ґрунтів (табл. Б.3).

Підвищений інтерес до Плюмбуму викликаний його пріоритетним положенням у ряді основних поллютатів природного довкілля [258]. Плюмбум відноситься до I класу небезпеки й токсичний для мікроорганізмів, рослин, тварин і людей [114; 228].

Неорганічні сполуки Плюмбуму порушують обмін речовин, є інгібіторами ферментів, подібно до більшості ВМ. При перевищенні допустимих концентрацій порушується проникність клітинних мембран, оскільки багатовалентні іони металів можуть зв'язуватися зі специфічними ділянками фосфоліпідних полярних частин. У результаті цієї взаємодії відбувається розширення або стискування поверхні мембрани і, отже, зміна її звичайних властивостей [88].

Під час оцінювання екологічної небезпеки ґрунтового забруднення ВМ береться до уваги не лише їх інтенсивність, але й в першу чергу, присутність елементів які відносяться до 1-2 класу гігієнічної небезпеки, з урахуванням рядів молярності й токсичності на певний склад біоти (табл. Б.2) [228], рухливості елементів у певному середовищі (табл. Б.3), біогеохімічних властивостей ВМ (табл. Б.4) [114; 184], тому нами досліджено забруднення саме Плюмбумом та Купрумом.

Вміст ВМ (на прикладі Плюмбуму та Купруму) встановлювали полярографічним методом, підготовка проб проводилася шляхом вологої мінералізації. Підвищеним вмістом ВМ вважали, якщо дані результатів хімічного аналізу для кожного елементу перевищували наступні значення валових форм ГДК: Купруму – 3 мг/кг, Плюмбуму – 32 мг/кг [80; 84; 220; 267].

Також для порівняння забруднення ґрунту були використані показники, які показують середній вміст хімічного елемента в незабрудненому ґрунті (кларки) за О.П. Виноградовим. Так степовій зоні півдня України для Купруму вони відповідають 20 мг/кг, для Плюмбуму – 10 мг/кг (13 мг/кг у ґрунтах Донбасу) [40; 220].

Поряд з оцінкою абсолютних значень змісту ВМ у ґрунтах, розрахований коефіцієнт концентрації хімічного елемента (табл. 3.2), який визначається за формулою 3.1 у відповідності до методики [267]:

$$K_c = C_i / C_{fi} \quad (3.1),$$

де C_i – фактичний вміст досліджуваної хімічної речовини в ґрунті (мг/кг ґрунту); C_{fi} – регіональний фоновий кларк досліджуваної хімічної речовини (мг/кг ґрунту).

Це дозволило глибше розкрити відповідні ланки механізму міграції і депонування досліджуваних поліутантів, зміну деяких фізико-хімічних і агрохімічних показників ґрунтів.

Одним із найбільш поширених джерел забруднення атмосфери міського середовища є автомобільний транспорт. Не можна відкидати частку викидів поліутантів від автомобілів в атмосферне повітря (табл. Б. 5). До основних забруднюючих компонентів газів автомобілів відносять: карбон (II) оксид (CO), вуглеводні (C_xH_y), оксиди Нітрогену (N_xO_y). Найбільша кількість викидів карбон (II) оксиду і вуглеводнів поступає в атмосферу при малих швидкостях руху автомобіля. Продукти дії від автотранспорту представляють небезпеку для біоти [116].

Згідно екологічного паспорту Донецької області за 2011 рік динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від пересувних джерел, у тому числі від автомобільного транспорту порівняно з 2008 роком зменшилася на 29,67 тис. тон, що склало 17,9 % від загальних. Депонуюча властивість органічних речовин ґрунту ще довго не випускатиме з біологічних циклів політанти, тим більше що викиди тільки зменшилися, але не зникли.

Найбільшу небезпеку представляють ВМ, що накопичуються в ґрунті уздовж автодоріг, і передусім, Плюмбум. Дані спостережень, а також і математичних обчислень забруднення атмосферного повітря домішками, що містяться у викидах автотранспорту проведені за формулою (3.2) у відповідності до методики [44]:

$$M_{L1} = \frac{L}{3600} \cdot \sum_i^k M_{k,1}^n \cdot G_k \cdot r_{vk,1}, \text{ Г/ХВ}, \quad (3.2)$$

де $M_{k,1}^n$ (Г/км) – викид i -ої шкідливої речовини автомобілями k -ої групи для міських умов експлуатації; k – кількість груп автомобілів; G_k (1/година) – фактична найбільша інтенсивність руху, тобто кількість автомобілів кожної з K груп, що проходять через вибрану фіксовану ділянку L (км) автомагістралі за одиницю часу в обох напрямках усіма смугами руху; $r_{vk,1}$ – коефіцієнт, що враховує середню швидкість руху транспортного потоку v_k (км/година) на ділянці обраної автомагістралі.

З агрохімічних показників ґрунту визначали Нітроген обмінний і загальний за методом К'ельдаля в модифікації ЦІНАО з натрій саліцилатом при фотометричному дослідженні розчину, Нітроген нітратний колориметричним методом, заснованим на взаємодії нітратів з дисульфогеноловою кислотою, Нітроген амонійний шляхом колориметричного визначення заснованого на взаємодії іонів амонію з реактивом Несслера, при якому утворюється йодистий меркурамоній, масову долю гумусу методом окислення гумусових речовин до CO_2 розчином калій дихромату в сульфатній кислоті з наступним фотоколориметричним визначенням трьохвалентного Хрому, еквівалентного

вмісту гумусу [11; 222].

3.3. Методи дослідження ферментативної та мікробіологічної активності ґрунтів

Для оцінки біологічної активності ґрунтів визначалася уреазна активність ґрунту фотоколориметричним методом [30]. Після інкубації ґрунту з розчином сечовини, визначають концентрацію аміачного азоту, який утворився під час її гідролізу, у присутності фенолята натрію й розчину гіпохлориту натрію. Через 20 хвилин визначають оптичну густину розчину індофенолу, на фоні червоного світлофільтра. Фермент уреаза відноситься до класу гідролаз, які відіграють значну роль у гідролітичному розщепленні органічних речовин та збагачують ґрунти на доступні для рослин поживні елементи. Зокрема, уреаза каталізує гідроліз сечовини до вуглекислоти й аміаку. Аміак, що утворюється є джерелом азотного живлення рослин. Інтенсивність уреази, як і інших ферментів, діагностує інтенсивність та направленість ґрунтоутворних процесів, а також часто використовується для оцінки антропогенного впливу на екосистеми [34; 57; 87; 94; 158; 182; 183] та ін.

Виділення мікроорганізмів з ґрунтових зразків, облік загальної чисельності (ЗМЧ) проводилися методом граничних розведень ґрунтового посіву на агарові стерильні поживні середовища [76]. Посів на м'ясо-пептонний агар (1,5 % МПА) проводили з різних розведень ґрунтової суспензії. Серійні десятикратні розведення для висіву підбирали таким чином, щоб на чашці розвивалося від 50 до 150 колоній. З кожного зразка брали не менш 3-х повторних наважок і кожен висівали не менше, ніж на 3 чашки. На 2 добу інкубації враховували споріві і неспоріві форми бактерій. Результати паралельних висівів із того самого розведення підсумовували і визначали середню кількість колоній. Кількість клітин в 1 мл досліджуваного субстрату обчислювали за формулою:

$$M = \frac{a \cdot 10^n}{V}, \quad (3.3)$$

де M – кількість клітин в 1 мл суспензії; a – середня кількість колоній при висіві розведення, з якого зроблений висів; V – об'єм суспензії, узятий для посіву, мл; 10^n – коефіцієнт розведень. Результати аналізу виражали в колонієутворюючих одиницях (КУО) в 1 г абсолютно сухого ґрунту.

Метод посіву залишається одним з розповсюджених у практиці дослідження ґрунтових мікроорганізмів, унаслідок того, що дозволяє не тільки враховувати кількість, але і груповий, та видовий склад мікрофлори [75], для підтвердження морфологічних і тинкторіальних властивостей культури мікроорганізмів використовували метод мікроскопії з подальшою ідентифікацією відповідно до визначника Берджи [170].

3.4. Методи дослідження ґрунтових водоростей

Дослідження водоростей проводили за стандартними методиками [253]. З метою попередньої оцінки видового складу використовували метод прямої мікроскопії, метод ґрунтових культур із «скельцями обростань» [120; 253; 268], для виявлення повного складу та видової приналежності водоростей – накопичувальні культури на агаризованому (1,5 %) середовищі Болда (1N BBM та 3N BBM), а також альгологічно чисті культури. Накопичувальні культури отримували шляхом посіву дрібнозему на поверхню агаризованого поживного середовища. Альгологічно чисті культури отримували методом посіву штрихом, методом посіву культури після розведення, а також шляхом ізоляції окремої клітини за допомогою скляної мікропіпетки [46; 212]. Культури вирощували на освітлювачі з люмінесцентними лампами ЛБ-40 із автоматичним 12 годинним чергуванням світлової та темної фаз.

Визначення водоростей робили на оптичному мікроскопі «XSM-20» при збільшенні $\times 1000$ і застосуванні масляної імерсії. Вивчення особливостей будови репродуктивних стадій водоростей проводили переважно після перенесення незначної кількості культури водоростей з агаризованого середовища в пробірки з 0,5 – 1 мл дистильованої води або поживного середовища Болда.

Під час визначення видів застосовували деякі цитохімічні реакції: на хімічну природу оболонки – хлор-цинк-йодом, на крохмаль – розчином Люголя, на олію – реактивом Судан – III, на загальні обриси й структуру слизу – 1 % розчином туші і 0,1 % розчином метиленового синього.

Для уточнення таксономічного статусу штаму *Parietochloris* застосовували молекулярно-генетичні методи дослідження кодуєчих 18S рРНК. Дослідження здійснювалися на базі лабораторії систематики і географії водних рослин Інституту біології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна під керівництвом к.б.н. Є.І. Мальцева.

ДНК штаму *Parietochloris* sp. екстрагували за допомогою набору InstaGeneTM Matrix відповідно до протоколу виробника. Ампліфікацію фрагмента гена 18 рДНК довжиною 1661 пн. проводили за допомогою пари праймерів 18S-FA2 (ACC TGG TTG ATC CTG CCA GTA) і 18S-RB2 (GAT CCT TCT GCA GGT TCA CCT ACG) [316]. Умови ампліфікації: початкова денатурація – 5 хв. при 95 ° С, наступні 32 цикли (денатурація при 94 ° С – 30 сек., отжиг праймерів – 40 сек. при 64 ° С, елонгація – 1,5 хв. при 72 ° С), остаточне подовження – 5 хв. при 72 ° С.

Для візуалізації отриманих ПЛР-продуктів використовували метод горизонтального електрофорезу в агаризованому гелі (1 %), пофарбованих барвниками SYBR® Safe (Life Technologies, США). Очищення ПЛР-продуктів проводилося сумішшю FastAP, 10× FastAP Buffer, Exonuclease I (Thermo Fisher Scientific, США) і води. Розшифрування фрагмента гена 18 рДНК за допомогою прямого і зворотного праймерів, зазначених для ПЛР, пари внутрішніх праймерів: 18S-MZ-F (GGC TTC ACT GTC TGG GAC TC) і 18S-MZ-R (ATC AAC CTG ACA AGG CAA CC), а також системи Big Dye (Applied Biosystems, США) здійснювали з використанням секвенаторів Genetic Analyzer 3500 (Applied Biosystems, США).

Редагування і складання консенсусної послідовності фрагмента гена 18 рДНК проводили шляхом зіставлення прямої і зворотної хроматограм за допомогою програми Ridom TraceEdit (ver. 1.1.0) і Mega6 [329]. На додаток до

даних фрагментів у подальшому аналізі використовували 31 послідовність ДНК різних представників зелених водоростей з GenBank, включаючи *Chlamydomonas reinhardtii* AB511834 і AB511836, узятих в якості зовнішньої групи. Вирівнювали нуклеотидні послідовності за допомогою програми Mafft v7, використовуючи модель E-INS-i [300]. Реконструкцію філогенезу здійснювали методами максимальної правдоподібності (ML) і Баєса (BI) із застосуванням моделі GTR+G+I. Для вибору моделі нуклеотидних замін використовували програму jModeltest 2.1.1 [277]. Дерево ML будували в on-line програмі PhyML (<http://mobyli.pasteur.fr>) з перевіркою його стійкості 1000 бутстреп-репліками. BI аналіз проводили за допомогою програми MrBayes-3.2.5 [325] з наступними параметрами: випадкове початкове дерево, кількість запусків – 2, число паралельних ланцюжків – 4, кількість поколінь – 2×10^6 , запис параметрів кожного сотого покоління і параметр отжигу – 25 %. Перегляд і редагування дерев здійснювали в програмі FigTree (ver. 1.4.2).

Отримана послідовність депонована в базі даних NCBI (GenBank) під номером KU948224.

Видову належність водоростей встановлювали за різними виданнями визначників серії «Визначник прісноводних водоростей Української РСР», «Определитель пресноводных водорослей СССР», «Süsswasserflora von Mitteleuropa», монографічних видань та статей [7; 106-108; 141; 181; 214; 253; 285 та ін.].

Таксономічна структура відділу *Cyanoprokaryota* у роботі наведена згідно системи І. Комарека і К. Анагностідіса у виданнях «Süßwasserflora von Mitteleuropa» [302-304], з урахуванням відомостей із «Algae of Ukraine» [263], робіт П.М. Царенко [231], О.В. Коваленко, О.М. Виноградової [37; 100]. Для еукаріотичних водоростей використана система наведена в «Algae of Ukraine» [263-266]. Також враховували дані окремих монографій й статей [42; 230; 291; 319; 323; 326]. дані електронних видань <http://www.cyanodb.cz>; <http://www.algaebase.org>; <http://www.ncbi.nlm.nih.gov>.

В анотованому списку (Додаток А) представлено дані щодо місця знаходження видів водоростей на території регіону дослідження, морфологічний опис деяких, екологічна характеристика ґрунту, а також результати аналізу відомостей про загальне поширення на Україні та в світі, поширення виду на територіях, що зазнають антропогенного впливу. Також наводяться дані щодо їх основних синонімів, філогенетичних досліджень та наявності штамів у світових Колекціях.

Альгоугруповання виділяли на основі їх приуроченості до певного біогеоценозу. Для кожного альгоугруповання встановлювали доміанти і субдомінанти на основі культур із скельцями обростання. Рясність визначали окомірно із використанням семибальної шкали, до доміантів відносили види із рясністю оціненою балами «7» і «6», до субдомінантів «5» і «4».

Активність виду визначали із урахуванням показника частоти трапляння (відсотковий показник кількості проб, у яких зустрічається даний таксон до загальній кількості проб) за формулою [120]:

$$x = \sqrt{F \cdot D}, \quad (3.4)$$

де x – показник активності виду, F – показник частоти трапляння виду (%), D – чисельність виду (бал рясності).

Для характеристики альгоугруповань використовували згідно рекомендацій Е.А. Штини та ін. [3; 253], Л.М. Новічкової-Іванової [165] такі ознаки: склад видів, співвідношення основних систематичних груп (відділів, родин, родів), склад доміантів і субдомінантів, співвідношення морфотипів водоростей, вертикальний розподіл за профілем ґрунту, сезонна динаміка складу й чисельності водоростей та ціанопрокаріотів.

Біомасу водоростей визначали об'ємно-розрахунковим методом [120; 268], чисельність водоростей встановлювали методом прямого підрахунку [253].

Під час вивчення екологічної структури альгоугруповань використано класифікацію морфотипів Ж.Ф. Півоварової, Л.В. Факторович [178]:

М-тип (монадний) – одноклітинний, як правило, дифузно-поширений, рухливий, такий тип структури характерний для роду *Chlamydomonas*;

К-тип (кокоїдний) – одноклітинний, нерухомий, характерний для родів *Chlorococcum*, *Chlorella*, *Botrydiopsis*, *Planophila*, *Bracteacoccus* та ін.;

КК-тип (колоніально-кокоїдний) – колоніально-одноклітинний, характерний для родів *Tetracystis*, *Microcystis*, *Chlorosarcinopsis*, *Palmellopsis* та ін.;

КН-тип (колоніально-трихальний) – до колоніально-нитчастого типу відносяться водорості, які живуть дифузно та у вигляді плівок, такі як *Nostoc*;

Н-тип (трихальний) – нитчатий, включає розгалужені та нерозгалужені (*Xanthonema*, *Ulothrix*, *Klebsormidium*), а також гетероцистні водорості, характерні представники родів *Anabaena*, *Leptolyngbya*, *Phormidium*;

П-тип (політрихальний) – нитчастий джгутоподібний, у вигляді плівкових розростань, такий як рід *Microcoleus*, *Symplocastrum*.

У роботі, під час флористичного та статистичного аналізу, нами використовувався індекс С'єренсена-Чекановського (K_{sc}), який розраховували за формулою:

$$K_{sc} = \frac{2 \cdot c}{a + b}, \quad (3.5)$$

де K_{sc} – індекс С'єренсена-Чекановського, a – число видів в одній флорі, b – число видів в іншій флорі, c – число видів загальних для двох флор.

Для з'ясування подібності видового альгоугруповань використовували коефіцієнт Жаккара (K_j):

$$K_j(\%) = \frac{N_{AB}}{N_A + N_B - N_{AB}} \cdot 100, \quad (3.6)$$

де K_j – коефіцієнт Жаккара, N_{AB} – кількість спільних видів, N_A та N_B – кількість видів, знайдених у першому та другому угрупованнях відповідно [120].

Отримані під час досліджень результати підлягали статистичному опрацюванню. Обчислювали довірчий інтервал для середньої арифметичної величини генеральної сукупності за допомогою критерію Ст'юдента, для

підвищення достовірності був розрахований коефіцієнт кореляції (V , %) за формулою [147]:

$$V = \frac{\sigma}{M}, \quad (3.7)$$

де σ – середнє квадратичне (стандартне) відхилення, M – середня арифметична величина ознаки.

Для забезпечення 95 %-вої надійності рівня значущості, за умов $p < 0,05$ в експериментальних дослідженнях використовувалася трьохкратна і більше повторюваність. Для оцінки міри інтегрованого й диференційованого впливу ВМ на біохімічну функцію ґрунтів, проведений багатофакторний кореляційно-регресійний аналіз. Розраховані парний і множинний коефіцієнти кореляції, побудовані рівняння множинної регресії для моделювання й прогнозування результативних ознак [147; 298]. Усі розрахунки виконувалися з використанням базового пакету прикладних програм статистичної обробки даних «STATISTICA 6», Microsoft Excel 2010.

РОЗДІЛ 4

ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ТА БІОЛОГІЧНА АКТИВНІСТЬ ГРУНТІВ м. МАРІУПОЛЯ

Загальною рисою ґрунтів міських територій є трансформація фізико-хімічних властивостей, а також зміна біологічних показників. Вплив антропогенного чинника накладається на дію природних факторів ґрунтоутворення, що проявляється в особливих, специфічних для кожного регіону проявах морфогенетичних, фізико-хімічних ознак міських ґрунтів та їх біологічної активності.

Для з'ясування особливостей прояву та направленості деградаційних змін ґрунтів урбоекосистем Маріуполя було проведено детальне дослідження характеру профільного розподілу хімічних елементів і гранулометричних фракцій, особливостей гумусового стану, просторову диференціацію вмісту і складу забруднюючих речовин. Як місцевий фон у якості еталонних розглядалися показники ґрунтів об'єктів природно-заповідного фонду регіону: різнотравно-типчаково-ковилового степу в межах відділення Українського державного степового природного заповідника «Кам'яні могили» та дубового насадження лісового заказника «Азовська дача».

4.1. Фізико-хімічна характеристика едафотопів урбанізованих територій

4.1.1. Вміст важких металів (Купруму й Плюмбуму) у досліджених ґрунтах

Процеси акумуляції і міграції ВМ у ґрунті залежать від вмісту органічних речовин [196], їх гранулометричного складу [238], рН [40; 184]. У посушливих умовах степової зони при незначній кількості опадів і зростанні ролі випаровування відбувається зниження інтенсивності їх водної міграції і концентрування у верхніх горизонтах ґрунтового профілю. Ще одним чинником, який створює певну специфіку акумуляції ВМ, є лесиваж – переміщення з

верхніх у нижні горизонти мулистих фракцій, збагачених органічною речовиною та залізом [69].

Ґрунти урбанізованих територій характеризуються різним вмістом важких металів [234; 258; 262], які потрапляють із різних природних або техногенних джерел.

Аналіз валового вмісту металів у поверхневому шарі ґрунтів (0-10 см) Маріуполя свідчить про їх значну кількість: Купрум знаходиться в межах варіацій від 0,94 до 14,66 мг/кг, Плюмбум – від 6,35 до 98,14 мг/кг (табл. 4.1, 4.2, 4.3). Вміст Плюмбуму у варіантах: санітарно-захисної зони «СЗАС» й ландшафтно-рекреаційної зони «РЗАМ» у 2008 р. перевищував загально санітарні показники в 1,24-2,31 рази (табл. 4.2).

Статистичні показники вмісту Купруму й Плюмбуму у досліджених ґрунтах урбанізованих та фонових екосистем південного сходу України

Хімічний елемент	Глибина см	Статистичні характеристики	Фонові ґрунти		Ґрунти урбоекосистем			
			лісовий біогеоцено з	степовий біогеоценоз	санітарно- захисна зона	рекреаційна зона	селітебна зона	транспортна зона
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Купрум	0-5	M ± mM, мг/кг	2,52±0,11	2,55±0,11	2,60±0,13	2,52±0,24	2,33±0,33	3,36±0,88
		V, %	10,71	10,20	12,69	23,02	34,76	64,00
		max/разова, мг/кг	2,90	2,86	3,45	3,45	4,80	7,59
		Коефіцієнт до ГДК	0,84	0,85	0,86	0,84	0,78	1,2
		Коефіцієнт концентрації, Кс	0,13	0,13	0,13	0,13	0,12	0,17
	5-10	M ± mM, мг/кг	3,45±0,28	1,80±0,07	6,08±0,83	2,79±0,09	2,77±0,05	2,36±0,16
		V, %	20,00	9,44	33,39	7,89	4,69	16,95
		max/разова, мг/кг	4,68	2,10	14,66	3,43	3,45	3,15
		Коефіцієнт до ГДК	1,15	0,60	2,02	0,93	0,92	0,79
		Коефіцієнт концентрації, Кс	0,17	0,09	0,24	0,14	0,14	0,12
	0-10	M ± mM, мг/кг	2,98±0,27	2,18±0,22	4,34±0,87	2,66±0,08	2,55±0,13	2,86±0,29
		ГДК max/разова	1,56	0,95	4,89	1,14	1,60	2,53
		Коефіцієнт до ГДК	0,99	0,73	1,45	0,89	0,85	0,95
		Коефіцієнт концентрації, Кс	0,15	0,11	0,22	0,13	0,13	0,14
		Кс (Cu)	0,13		0,16			
	Контроль (фон/кларк) для Донбасу мг/кг				20,0			
	ГДК валових форм (загальносанитарний), мг/кг				3,0			

Закінчення табл. 4.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Плюмбум	0-5	М ± mM, мг/кг	21,13±0,004	7,85±0,51	33,68±3,76	34,29±4,67	39,65±10,68	23,92±3,97
		V, %	0,05	16,05	27,32	33,39	66,00	40,68
		max/разова, мг/кг	23,76	9,34	48,22	45,18	64,12	37,47
		Коефіцієнт до ГДК	0,66	0,23	1,05	1,07	1,24	0,75
		Коефіцієнт концентрації, Кс	1,63	0,60	2,59	2,64	3,05	1,84
	5-10	М ± mM, мг/кг	11,74±0,65	7,09±0,25	40,10±12,00	26,64±1,10	25,24±2,19	11,85±2,31
		V, %	14,22	7,72	73,29	10,14	21,28	4,73
		max/разова, мг/кг	15,28	7,65	98,14	29,06	31,31	17,2
		Коефіцієнт до ГДК	0,37	0,22	1,25	0,83	0,79	0,37
		Коефіцієнт концентрації, Кс	0,90	0,55	3,09	2,05	1,94	0,91
	0-10	М ± mM, мг/кг	16,43±0,48	7,47±0,42	36,89±1,85	30,46±2,21	32,44±4,16	17,89±3,49
		ГДК max/разова	0,74	0,29	3,07	1,41	2,00	1,17
		Коефіцієнт до ГДК	0,51	0,23	1,15	0,95	1,01	0,56
		Коефіцієнт концентрації, Кс	1,26	0,57	2,84	2,34	2,50	1,38
		Кс (Pb)	0,92		2,27			
	Контроль (фон/кларк) для Донбасу, мг/кг				13,0			
	ГДК валових форм (загальносанитарний), мг/кг				32,0			
Разом	0-10	Кс(Cu+Pb)	0,53		1,21			

Примітка. Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

**Вміст важких металів (Плюмбум, мг/кг) у фонових ґрунтах та ґрунтах
урбоекосистем району досліджень за період 2008-2011 рр.**

Пробні площі	Сезон	Горизонт, см	2008 р.			2011 р.		
			М	m _М	M ± tm _М	М	m _М	M ± tm _М
ФЛ	В	0-5	21,12	0,89	21,12±5,59	21,14	0,49	21,14±3,09
		5-10	10,56	0,54	10,56±3,42	12,91	1,24	12,91±7,80
ФС	В	0-5	-	-	-	7,85	0,52	7,85±3,25
		5-10	-	-	-	7,09	0,25	7,09±1,58
АМВ	З	0-5	26,42	0,70	26,42±4,42	-	-	-
	В	0-5	13,20	0,51	13,20±3,22	32,16	1,02	32,16±6,41
		5-10	15,84	0,58	15,84±3,66	7,85	0,31	7,85±1,93
РЗАМ	З	0-5	21,14	1,37	21,14±8,60	-	-	-
	В	0-5	39,60	4,85	39,60±30,53	42,12	2,12	42,12±13,38
		5-10	нчм	-	-	26,64	0,71	26,64±4,49
СЗКІ	З	0-5	23,78	2,09	23,78±13,16	-	-	-
	В	0-5	нчм	-	-	37,14	0,97	37,14±6,12
		5-10	нчм	-	-	25,59	1,22	25,59±7,66
СЗАС	З	0-5	29,06	0,14	29,06±0,86	-	-	-
	В	0-5	нчм	-	-	44,75	1,66	44,75±10,44
		5-10	73,92	4,31	73,92±27,12	20,79	0,63	20,79±3,96
СЦТ	З	0-5	21,14	0,69	21,14±4,31	-	-	-
	В	0-5	нчм	-	-	58,16	2,21	58,16±13,95
		5-10	29,04	0,51	29,04±3,18	21,44	0,47	21,44±2,95

Примітка. Нчм – нижче чутливості методу 0,5 мг/кг.

Таблиця 4.3

**Вміст важких металів (Купрум, мг/кг) у фонових ґрунтах та ґрунтах
урбоекосистем району досліджень за період 2008-2011 рр.**

Пробні площі	Сезон	Горизонт, см	2008 р.			2011 р.		
			M	mM	$M \pm tm_M$	M	mM	$M \pm tm_M$
ФЛ	В	0-5	2,64	0,12	$2,64 \pm 0,77$	2,41	0,07	$2,41 \pm 0,46$
		5-10	4,08	0,14	$4,08 \pm 0,90$	2,83	0,01	$2,83 \pm 0,08$
ФС	В	0-5	-	-	-	2,55	0,11	$2,55 \pm 0,67$
		5-10	-	-	-	1,8	0,07	$1,80 \pm 0,42$
АМВ	З	0-5	1,61	0,22	$1,61 \pm 0,56$	-	-	-
	В	0-5	5,76	0,24	$5,76 \pm 0,61$	2,72	0,14	$2,72 \pm 0,36$
		5-10	2,64	0,21	$2,64 \pm 0,54$	2,07	0,28	$2,07 \pm 0,72$
РЗАМ	З	0-5	1,85	0,21	$1,85 \pm 0,55$	-	-	-
	В	0-5	2,88	0,11	$2,88 \pm 0,29$	2,83	0,20	$2,83 \pm 0,50$
		5-10	2,64	0,19	$2,64 \pm 0,48$	2,94	0,15	$2,94 \pm 0,40$
СЗКІ	З	0-5	2,40	0,19	$2,40 \pm 0,49$	-	-	-
	В	0-5	3,12	0,16	$3,12 \pm 0,42$	1,58	0,17	$1,58 \pm 0,43$
		5-10	2,40	0,10	$2,40 \pm 0,26$	6,88	0,69	$6,88 \pm 1,76$
СЗАС	З	0-5	2,82	0,12	$2,82 \pm 0,30$	-	-	-
	В	0-5	2,88	0,14	$2,88 \pm 0,35$	2,80	0,14	$2,80 \pm 0,35$
		5-10	2,64	0,05	$2,64 \pm 0,12$	12,38	0,98	$12,38 \pm 6,17$
СЦТ	З	0-5	2,16	0,05	$2,16 \pm 0,12$	-	-	-
	В	0-5	3,21	0,35	$3,21 \pm 0,89$	1,61	0,17	$1,61 \pm 0,43$
		5-10	2,86	0,15	$2,86 \pm 0,39$	2,68	0,09	$2,68 \pm 0,23$

Примітка. Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm tm_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

У 2011 році (табл. 4.2) завищеною концентрацією Плюмбуму характеризуються ґрунти верхнього горизонту (0-5 см) урбанізованих територій: біля автомагістралей (1,05 ГДК), ландшафтно-рекреаційної зони «РЗАМ» (1,31 ГДК), санітарно-захисної зони МК «ім. Ілліча» (1,16 ГДК), МК «Азовсталь» (1,40 ГДК). Максимальний показник зафіксований у варіантах селітебної зони (1,82 ГДК).

Порівнюючи отримані концентрації Плюмбуму з регіональними кларками [220] можна дійти висновку, що в усіх ґрунтах урбанізованих територій Маріуполя спостерігається перевищення вмісту цього елемента. Найбільші показники констатуються на ділянках, розташованих на захід від промислових підприємств, враховуючи переважання східних вітрів.

Середні значення концентрації Купруму в 2008 році (табл. 4.3), що перевищують ГДК, присутні в різних зонах ґрунтів урболандшафтів: санітарно-захисній (3,12 мг/кг), селітебній (3,21 мг/кг) зонах, також уздовж автомагістралей (5,76 мг/кг) і в лісовому заказнику (4,08 мг/кг).

Максимальні показники Купруму в 2011 році зафіксовані у ґрунтах СЗЗ ділянки «СЗКІ» 6,88 мг/кг (2,29 ГДК) і «СЗАС» 12,38 мг/кг (4,13 ГДК). Показники із завищеною концентрацією цього металу зустрічаються в цілому для СЗЗ як у горизонті 0-5 см (1,34 ГДК), так і у глибшому шарі 5-10 см (2,59 ГДК).

При схожих середніх значеннях показників вмісту Купруму найбільшу варіабельність мають ґрунти урбанізованих територій, про що свідчить високий коефіцієнт варіації – до 64,00 % (транспортна зона, глибина ґрунту до 5 см). При цьому в межах міста така тенденція зберігається і для Плюмбуму в селітебній зоні у верхньому шарі 0-5 см (коефіцієнт варіації до 66,0 %), а для СЗЗ у шарі 5-10 см (коефіцієнт варіації до 73,29 %).

Мінімальні показники Плюмбуму й Купруму фіксувалися на територіях природно-заповідного фонду України в межах степового природного заповідника «Кам'яні могили» та заказника місцевого значення «Азовська дача». Концентрація Купруму у ґрунті досліджених заповідних територій не перевищує

кларкових значень. Вміст Плюмбуму може досягати кларкових показників і бути дещо вищим у верхньому п'ятисантиметровому шарі ґрунту (табл. 4.1).

Менші концентрації Плюмбуму та Купруму відмічені для заповідного степового біогеоценозу порівняно з лісовим, що можливо пов'язано з меншою віддаленістю останнього від промислового центру. Так, від Маріуполя лісовий заказник «Азовська дача» знаходиться на відстані 22 км, тоді як відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили» – на відстані 50 км. Результати аналізу показують (табл. 4.2, 4.3) у ґрунті під степовою рослинністю вміст Плюмбуму ($7,85 \pm 0,52$ мг/кг і $7,09 \pm 0,25$ мг/кг) та Купруму ($2,55 \pm 0,11$ мг/кг і $1,8 \pm 0,07$ мг/кг) мало відрізняється між шарами 0-5 і 5-10 см, акумулюючись у верхньому горизонті 0-5 см. У ґрунті лісового біогеоценозу відмічено посилення акумуляції Купруму ($2,53 \pm 0,07$ мг/кг проти $3,46 \pm 0,36$ мг/кг) у шарі 5-10 см, а Плюмбуму ($21,13 \pm 0,004$ мг/кг проти $11,74 \pm 0,68$ мг/кг), навпаки, у шарі 0-5 см.

Вміст ВМ у ґрунтах заповідних територій України, як показують результати численних досліджень [69; 160; 199; 237 та ін.], суттєво відрізняється, що пов'язано з геохімічними, кліматичними, топографічними особливостями територій, окисно-відновними умовами ґрунтів, вмістом у них органіки, антропогенним навантаженням та ін.

Встановлені концентрації Плюмбуму і Купруму для ґрунтів заповідних територій півдня Донецької області не суттєво відрізняються від відмічених у ґрунтах інших заповідних територій степової зони України. Так у дубових насадженнях Старобердянського лісового заказника, який знаходиться поблизу міста Мелітополь (Запорізька обл.) [69] вміст Pb коливається в діапазоні 6,3-6,9 мг/кг, а для Cu – 1,6-2,5 мг/кг.

Невисокі показники вмісту валових форм ВМ відмічені у ґрунтах степової цілини біосферного заповідника «Асканія-Нова» – 12-14 мг/кг Cu та 7-8 мг/кг Pb у зразках із глибини 0-10 см [237].

Високі значення вмісту валових форм важких металів, у тому числі й Pb і Cu ($7,6$ - $35,9$ мг/кг та $8,4$ - $29,8$ мг/кг відповідно), відмічені в поверхневому (0-5 см)

шарі ґрунтів заповідних територій Луганської області [160], що пов'язано з їх розташуванням у зоні дії вугільних підприємств регіону.

Відповідно таблиці 4.1 найменший коефіцієнт концентрації валових форм Купруму і Плюмбуму зафіксовано у верхньому горизонті (0-10 см) фонових ґрунтів $K_c=0,13(Cu)+0,92(Pb)$ у порівнянні з показниками урбоекосистем $K_c=0,16(Cu)+2,27(Pb)$. Це свідчить про те, що вміст металів у ґрунтах, які знаходяться під впливом техногенезу вищий, ніж у фонових і має більшу варіабельність. Середні концентрації Плюмбуму (11,95 мг/кг) і Купруму (2,58 мг/кг) фонових ґрунтів більш низькі у порівнянні з ґрунтами урбоекосистем (29,42 і 3,09 мг/кг відповідно).

Досліджені екосистеми за зменшенням забруднення Плюмбумом з урахуванням фонових територій формують наступну послідовність: санітарно-захисна зона промислових підприємств > селітебна зона > ландшафтно-рекреаційна зона > транспортна зона > лісовий заказник > степовий заповідник; для Купруму: санітарно-захисна зона промислових підприємств > лісовий заказник > транспортна зона > ландшафтно-рекреаційна зона > селітебна зона > степовий заповідник.

Досліджені пробні площі за зменшенням коефіцієнта концентрації (K_c) Плюмбуму та Купруму в межах урбоекосистем Маріуполя формують наступну послідовність: санітарно-захисна зона > селітебна зона > ландшафтно-рекреаційна зона > транспортна зона.

Зимові показники вмісту важких металів досліджених ґрунтів є нижчими порівняно з весняними. Помічено, що за період досліджень навесні концентрації Плюмбуму всіх варіантів становили від $27,81 \pm 6,51$ мг/кг, Купруму $3,22 \pm 0,59$ мг/кг (табл. 4.7, 4.8). У ґрунтах міста Маріуполя навесні вміст Плюмбуму відрізнявся між шарами 0-5 і 5-10 см – $40,97 \pm 5,24$ і $27,33 \pm 5,20$ мг/кг при максимальних значеннях – 58,16 і 73,58 мг/кг відповідно, узимку в середньому досягав $24,31 \pm 1,26$ мг/кг, при максимумі 20,06. Вміст Купруму навесні відповідно до горизонтів складав $2,94 \pm 0,31$ і $3,82 \pm 0,95$ мг/кг, при максимальних значеннях – 5,76 і 12,38 мг/кг, проти зимового показника $2,17 \pm 0,17$ мг/кг (max 2,82 мг/кг).

Аналіз міграції валових форм ВМ за профілем дозволяє вважати, що Плюмбум накопичується в горизонті 0-5 см, концентрація його в нижчих шарах ґрунтового профілю різко зменшується. Купрум акумулюється в більш глибокому шарі – 5-10 см ґрунтового профіля.

При вивченні забруднення важкими металами ґрунтів необхідно застосовувати комплексний підхід, розглядаючи не лише вміст самого металу, але й умови в яких відбувається його накопичення, зокрема, кліматичних умов, із урахуванням рози вітрів, зв'язком з геоморфологічними структурами, формами рельєфу, віддаленістю від джерела забруднення, об'ємом викиду поліутантів в атмосферний простір не лише від стаціонарних підприємств але й автотранспорту.

Було проведено розрахунок забруднюючих речовин, що викидаються в атмосферу рухомим автотранспортом на ділянках автошляхів міста Маріуполя в одиницю часу з урахуванням обох напрямів за усіма смугами руху. На досліджуваних ділянках міста (табл. Б.5) велику частину від загальної емісії поліутантів від автотранспорту складає оксид вуглецю – 75-84 %. Кількість поліутантів у приміагістральних екосистемах залежить від їх експозиції, характеристики автотранспортного потоку та інших факторів [116]. Найбільша кількість шкідливих домішок міститься у вихлопних газах, при режимах холостого ходу та під час повних навантажень, це пояснює, чому при низькій пропускній кількості автозасобів селітебна зона, із зупинками муніципального автотранспорту, на другому місці за викидами Плюмбуму після транспортної зони (табл. Б.5).

В умовах аеротехногенного забруднення ґрунтове середовище піддається трансформації, пов'язаній з емісіями автотранспорту й виробничих об'єктів, тому біля промпідприємств та металургійних комбінатів, крім сумарної токсичності важких металів спрацьовує ефект нашарування викидів від різних техногенних джерел, що пояснює високі концентрації Плюмбуму.

У ґрунтах заповідних територій значного забруднення Плюмбумом і Купрумом, не відбувається та їх концентрація знаходиться в діапазонах значно

нижчих (для Cu) і близьких (для Pb) до кларкових. Відмічається тенденція до зростання вмісту Плюмбуму в поверхневому (0-5 см) шарі ґрунту лісового насадження, яке знаходиться на відстані 22 км від Маріуполя в північно-західному напрямі.

Ґрунти урбоекосистем характеризуються підвищеним вмістом Плюмбуму та Купруму. Пріоритетним забруднювачем є Плюмбум, коефіцієнти концентрації (Кс) якого коливаються залежно від міської зони від 1,84-3,05 для верхнього шару (0-5 см) до 0,91-3,09 для глибшого (5-10 см). Вмісту металу у верхньому шарі відповідає 1,03 ГДК і зменшується з глибиною до 0,81 ГДК. Концентрація Купруму в поверхневому шарі 0-5 см майже доходить до верхньої межі ГДК (0,92 ГДК) і зростає в шарі 5-10 см до 1,17 ГДК. Проте, коефіцієнти концентрації значно менші порівняно з Плюмбумом і становлять 0,12-0,17 для шару 0-5 см й 0,12-0,24 – для шару 5-10 см.

Таким чином, у ґрунтах Маріуполя відбуваються процеси специфічного промислового забруднення ВМ на прикладі Купруму і Плюмбуму. Досліджені міські екосистеми за зменшенням забруднення Плюмбумом та Купрумом формують наступну послідовність: санітарно-захисна зона промислових підприємств > селітебна зона > ландшафтно-рекреаційна зона > транспортна зона.

4.1.2. Гранулометричний склад ґрунтів

При визначенні екологічного стану ґрунтів урбанізованих територій необхідно враховувати особливості їх фізичного стану, який впливає на водний, тепловий, біологічний та інші режими едафотопу і спрямованість ґрунтоутворюючого процесу [53].

Ґрунт є полідисперсною системою. Для опису твердої фази ґрунту застосовується гранулометричний склад. Гранулометричний склад важливий екологічний показник, який визначає ступінь фільтраційної й водоутримуючої здатності. Багато фізичних і хімічних властивостей ґрунтів залежать від питомої поверхні ґрунтових часток. Так, наприклад, при зменшенні діаметру часток у два

рази площа питомої поверхні збільшується при однаковому об'ємі ґрунту в чотири рази [113].

В основу класифікації ґрунтів за Н.А. Качинським [95] закладено вміст у них фізичної глини й фізичного піску. Нами у лабораторних умовах за період 2008-2011 рр. проведено гранулометричний аналіз, визначено кількісне співвідношення фракцій у ґрунтах урбоекосистем міста Маріуполя.

Природні ландшафти степової зони України в межах регіону дослідження формуються в більшій частині (76 %) з чорноземів звичайних і південних, гранулометричний склад яких, в основному важкосуглинистий і легкоглинистий [157], що підтверджують наші дослідження.

Результати аналізу гранулометричного складу ґрунтів заповідних територій району досліджень, які взяті в якості контрольних для ґрунтів урбоекосистем, представлені в таблиці 4.4.

Таблиця 4.4

Гранулометричний склад ґрунтів лісового заказника «Азовська дача» та відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили»

Пробна площа, глибина зразка, см	Розмір фракції (мм), вміст фракції (%)												Сума фракцій, %			
	1,0-0,25		0,25-0,05		0,05-0,01		0,01-0,005		0,005-0,001		<0,001		<0,01		0,001-0,05	
	M	tm _M	M	tm _M	M	tm _M	M	tm _M	M	tm _M	M	tm _M	M	tm _M	M	tm _M
ФЛ																
A ₀ , 0-5	1,26	0,23	25,18	2,57	30,29	0,49	9,78	1,94	11,22	2,18	22,27	1,29	43,27	12,20	51,29	20,34
A, 5-10	1,30	0,29	22,71	1,34	38,20	4,63	8,19	0,76	2,25	0,30	27,35	2,67	37,79	23,28	48,64	34,22
AB, 20-30	1,50	0,35	19,06	3,25	32,80	2,06	13,17	0,83	10,90	2,04	22,57	1,90	46,64	11,04	56,87	21,39
B, 50-60	0,35	0,07	10,90	1,22	34,90	2,16	8,86	2,61	18,40	1,94	26,59	1,90	53,85	15,82	62,16	23,42
BC, 80-90	0,80	0,03	10,5	0,75	26,57	2,22	10,07	1,28	19,40	2,30	32,66	2,38	62,13	20,18	56,04	14,75
ФС																
A, 0-5	2,49	0,57	26,31	1,05	8,08	0,70	9,98	1,82	20,10	0,50	33,04	3,22	63,12	20,55	38,16	11,49
A, 5-10	3,14	0,27	21,96	1,17	5,17	0,34	6,91	0,92	23,94	1,12	38,88	2,26	69,73	28,38	36,02	18,39
AB, 20-30	1,43	0,39	16,11	0,36	3,87	0,82	9,70	0,93	20,30	2,48	48,59	4,35	78,59	35,71	33,87	14,82
B, 50-60	1,32	0,05	22,63	1,71	13,24	0,57	6,30	0,75	23,52	2,25	32,99	3,21	62,81	24,06	43,06	15,40
BC, 80-90	0,87	0,06	24,40	1,41	12,03	1,48	5,74	1,15	29,98	1,18	26,98	1,23	62,7	23,44	47,75	22,32

Примітка: ФЛ - штучне насадження *Quercus robur* L., лісовий заказник «Азовська дача»; ФС - ділянка різнотравно-типчакowo-ковилового степу, відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили».

Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm tm_M$, де $t=2,571$ для $\nu=5$.

Відповідно до отриманих даних (табл. 4.4) досліджувані ґрунти степового заповідника, у ґрунтовому горизонті 0-5-10 см, мають легкоглинистий мулистопилуватий гранулометричний склад, що підтверджує вміст фізичної глини від 63,12 до 69,73 %. Углиб профілю спостерігаємо спочатку збільшення показника на 8,9-15,5 % (30 см) з подальшим зниженням до 62,70 % (90 см). У верхньому шарі незначну перевагу має сума фракцій пилу (36,02-38,16 %) за рахунок фракції дрібного пилу (від $20,10 \pm 0,50$ до $23,94 \pm 1,12$), на другому місці – мулиста фракція (33,04-38,88 %).

Аналіз показників гранулометричних фракцій ґрунтів лісового заказника показав, уміст фізичної глини зменшується в шарі 5-10 см з $43,27 \pm 12,20$ до $37,79 \pm 23,28$ %, а потім вниз за профілем зростає до $62,13 \pm 20,18$ %. Показники суми пилуватих фракцій верхнього гумусового шару (0-10 см) варіюють від 48,64 до 51,29 % за рахунок крупних пилових часток, які складають $30,29 \pm 0,49$ - $38,20 \pm 4,63$ %. На другому місці знаходиться сума фракцій піску (24,62-27,53 %), з переважанням дрібних і середніх часток, вміст яких коливається від $22,71 \pm 1,34$ до $25,18 \pm 2,57$ %. За профілем униз спостерігається зменшення кількості цих часток до $10,50 \pm 0,75$ % (80-90 см). За класифікаційною градацією [95] верхні шари ґрунту під штучними дубовими насадженнями мають середньосуглинистий пилуватий, а нижчі (глибше 30 см) – важкосуглинистий гранулометричний склад.

Обстежені ґрунти міста Маріуполя мають як деякі ознаки природних, так і специфічні риси антропогенно-перетворених ґрунтів, важкого гранулометричного складу, із рисами зональних чорноземів півдня степу України та специфічними властивостями, придбаними в результаті антропогенної трансформації.

Гранулометричний склад ґрунтового профілю міських ґрунтів неоднорідний. У всіх варіантах досліджених ґрунтів, на формування яких впливає урбанізація, спостерігається велика кількість компонентів-включень техногенного походження у вигляді твердих побутових відходів, будівельного сміття тощо. Результати аналізу гранулометричного складу ґрунтів різних функціональних зон міста Маріуполя представлені в таблиці 4.5.

Таблиця 4.5

Гранулометричний склад ґрунтів урбанізованих територій Маріуполя (2011р.)

Пробна площа, глибина зразка, см	Розмір фракції (мм), вміст фракції (%)												*Сума фракцій, %			
	1,0-0,25		0,25-0,05		0,05-0,01		0,01-0,005		0,005-0,001		<0,001		<0,01		0,001-0,05	
	М	т _м	М	т _м	М	т _м	М	т _м	М	т _м	М	т _м	М	т _м	М	т _м
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
РЗАМ																
0-5	4,03	0,36	15,58	1,40	26,21	2,94	16,31	1,03	7,59	1,18	30,28	1,41	54,18	20,31	50,11	16,59
5-10	5,82	0,29	31,45	2,55	23,40	1,05	11,32	0,37	9,03	1,65	18,98	2,07	39,33	9,31	43,75	13,72
20-30	4,65	0,44	19,18	2,13	28,12	1,45	15,38	1,99	9,94	0,83	22,73	1,11	48,05	11,43	53,44	16,59
50-60	1,43	0,13	19,03	2,30	26,44	1,18	11,76	1,24	19,98	1,35	21,36	1,62	53,10	9,26	58,18	13,08
80-90	1,32	0,11	14,24	0,19	23,12	1,00	13,13	1,67	20,52	2,32	27,67	3,12	61,32	13,03	56,77	9,29
СЗАС																
0-5	11,30	2,08	15,41	0,86	24,22	1,48	7,99	0,68	14,55	1,87	26,53	2,27	49,07	16,72	46,76	14,52
5-10	1,17	0,16	21,96	1,58	23,49	2,28	1,17	0,35	18,91	1,01	33,3	2,23	53,38	28,55	43,57	20,93
20-30	1,43	0,15	16,90	1,05	29,90	2,17	4,98	1,06	21,5	2,72	25,29	1,69	51,77	19,20	56,38	22,53
50-60	1,32	0,08	15,85	1,14	23,52	1,38	9,25	1,24	17,22	0,92	32,84	1,62	59,31	21,30	49,99	12,71
80-90	0,21	0,03	17,15	0,70	17,92	1,79	11,82	1,69	13,09	2,26	39,81	1,22	64,72	28,06	42,83	5,90
СЦТ																
0-5	3,72	0,84	7,27	1,58	35,23	3,23	11,59	1,40	13,96	0,66	28,23	3,35	53,78	16,03	60,78	23,13
5-10	11,3	0,29	15,41	1,36	24,22	2,63	7,99	0,35	14,55	1,42	26,53	1,37	49,07	16,68	46,76	14,53
20-30	10,26	0,73	12,68	1,19	28,29	1,52	14,79	1,37	10,22	1,18	23,76	2,97	48,77	12,31	53,3	16,69
50-60	5,6	0,55	13,57	1,15	25,78	1,11	11	0,60	18,39	1,49	25,66	1,58	55,05	13,00	55,17	13,09
80-90	2,82	0,59	13,18	1,17	13,49	1,28	17,09	0,29	7,44	1,23	45,98	1,15	70,51	35,55	38,02	8,68

Закінчення табл. 4.5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
СЗКІ																
0-5	1,75	0,37	9,66	0,51	25,45	2,68	13,34	0,88	17,31	1,69	32,49	4,15	63,14	18,03	56,1	11,05
5-10	1,28	0,26	22,63	0,68	17,12	0,76	0,87	0,07	25,29	2,33	32,81	2,48	58,97	29,64	43,28	22,06
20-30	1,12	0,16	9,27	0,37	35,23	4,60	11,59	0,70	13,96	1,85	28,83	0,69	54,38	16,58	60,78	23,17
50-60	1,43	0,28	11,78	1,51	30,37	0,65	11,3	0,86	17,35	1,53	27,77	1,19	56,42	14,80	59,02	17,29
80-90	0,96	0,20	11,13	1,22	25,00	1,04	10,13	0,40	17,77	1,45	35,01	1,20	62,91	22,61	52,9	13,22
АМВ																
0-5	3,24	0,55	9,64	0,49	35,37	1,01	11,30	0,47	17,39	0,88	23,06	1,41	51,75	10,46	64,06	22,19
5-10	0,36	0,05	5,10	0,28	35,52	1,16	12,97	0,52	17,87	1,18	28,18	1,01	59,02	13,79	66,36	21,05
20-30	0,51	0,15	3,31	0,48	37,4	1,73	8,90	0,64	17,56	0,97	32,32	1,06	58,78	21,00	63,86	25,91
50-60	0,30	0,07	6,12	0,50	30,04	1,28	6,67	1,10	16,12	0,68	40,75	1,35	63,54	31,20	52,83	20,86
80-90	0,37	0,09	2,84	0,62	33,39	0,58	3,14	0,15	17,04	2,07	43,22	1,71	63,4	36,11	53,57	26,87
АММ																
0-5	2,97	0,66	26,69	0,52	19,54	0,97	8,32	1,77	12,92	0,92	29,56	1,97	50,80	19,85	40,78	10,05
5-10	1,07	0,08	26,58	1,92	18,54	1,13	4,00	0,52	12,6	0,70	37,21	1,63	53,81	30,57	35,14	12,91
20-30	0,67	0,14	18,9	0,73	18,72	0,96	3,33	0,65	45,12	2,37	13,26	1,04	61,71	38,72	67,17	37,48
50-60	0,50	0,21	19,17	0,75	19,02	0,92	19,8	1,08	9,67	0,78	31,84	2,20	61,31	19,71	48,49	10,02
80-90	1,44	0,23	35,81	1,11	1,60	0,61	9,96	1,64	13,94	1,63	37,25	3,20	61,15	26,20	25,50	11,21

Примітки:

РЗАМ, СЗАС, СЦТ, СЗКІ, АМВ, АММ – позначення пробних площ відповідно до таблиці 3.1.

Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $t = 2,571$ для $v = 5$ і де $*t = 2,110$ для $v = 17$.

Відповідно до використаної класифікації [95], верхній шар ґрунтів ландшафтно-рекреаційної зони в районі впливу промвузла «Азовмаш» (РЗАМ) (0-5 см) відноситься до мулистого-крупнопиливатого важкосуглинистого гранулометричного складу. Тенденція зберігається майже за всім профілем: вміст фізичної глини становить від 48,05 до 61,32 %, при переважанні пилових фракцій, які мають незначний діапазон коливань (50,11-58,18 %), мулиста фракція знаходиться на другій позиції (21,36-30,28 %).

Винятком є гранулометричний склад у ґрунтовому горизонті 5-10 см цього варіанту: при вмісті $39,33 \pm 9,31$ % фізичної глини виразно переважає фракції пилу (43,75 %, з них крупнопиливата $23,40 \pm 1,05$ %), на другому місці – вміст фракцій піску (37,27 %, з них фракції дрібного, середнього піску $31,45 \pm 2,55$ %), що характерно для середньосуглинистих піщано-пиливатих ґрунтів.

Присутність фракції дрібного й середнього піску в горизонті 5-10 см проявляється в більшій кількості ніж в інших шарах цього профілю, що можливо за рахунок штучного підсипання і формування едафотопів міста. У наступних горизонтах вміст суми фракцій піску не перевищує $19,18 \pm 2,13$ %, а кількість фізичної глини збільшується до $61,32 \pm 13,03$ % (глибина 80-90 см).

Ґрунти газонів у межах СЗЗ металургійних комбінатів ім. «Ілліча» і «Азовсталь» у верхньому горизонті (0-5-10 см) мають мулистого-пиливатий важкосуглинистий склад – вміст фізичної глини від 58,97 до 63,14 % і 49,07 до 53,85 % відповідно. У ґрунтах біля МК «Азовсталь» переважають фракції пилу (43,57-46,76 %) та мулистих часток (26,53-33,3 %). При накопиченні останніх у глибших шарах (80-90 см) до $39,81 \pm 1,22$ % разом з фракціями середнього та дрібного пилу формують горизонт легкоглинистого гранулометричного складу.

Спостерігаємо тенденцію профільних змін у розподілі окремих фракцій з мінімальним значенням величин крупного піску в зразках із глибших шарів.

Дрібно- й середньопіщані частки гранулометричного складу мають велику питому вагу у верхньому горизонті 5-10 см зразків санітарно-захисних зон металургійних комбінатів ($21,96 \pm 1,58$ - $22,63 \pm 0,68$ %).

За усім профілем у ґрунтах району МК «ім. Ілліча» переважають пилювата (43,28-60,78 %, внесок крупнопилюватої фракції 17,12-35,23 %) і мулиста (27,77-35,01 %) фракції. На рівні горизонту 80-90 см вміст фракцій фізичної глини складає 62,91 %, що характерно для глин із легким мулисто-крупнопилюватим гранулометричним складом.

У центральній частині міста (селітебна зона) на газонах у ґрунтовому профілі вміст мулистих фракцій незначно коливається у верхньому горизонті від $26,53 \pm 1,37$ % (0-5 см) до $28,23 \pm 3,35$ % (5-10 см) і має тенденцію до збільшення в нижньому горизонті ($45,75 \pm 0,58$ %). На глибині 80-90 см сформувався глинистий шар із переважанням фракцій мулистих часток і середнього пилю.

У верхньому горизонті (0-5 см) спостерігається підвищений вміст фракцій крупного пилю ($35,23 \pm 3,23$ %), який знижується за профілем ($13,49 \pm 1,28$ %). За вмістом фізичної глини (49,07-53,78 %) й переважанням суми фракцій пилю (46,76-60,78 %) ґрунти селітебної зони (у горизонті 0-10 см) відповідають важкосуглинистому мулисто-крупнопилювату гранулометричному складу. На рівні горизонту 80-90 см вміст фракцій фізичної глини складає 70,51 %, збільшується вміст мулкої фракції ($45,98 \pm 1,15$ %), що характерно для глин із легким пилювато-мулистим гранулометричним складом.

Ґрунти уздовж автомагістралей (транспортна зона, пробні площі «АММ», «АМВ») представлені важкосуглинистим варіантом із вмістом фізичної глини від 50,80 до 59,02 % (0-10 см). Розглядаючи профільний розподіл окремих гранулометричних фракцій можна бачити, що вміст часток мулу лежить у діапазоні від 23,06 % до 37,21 %. За гранулометричним складом ці ґрунти на глибині 50-90 см відносяться до легких глин із переважанням фракцій великого пилю й мулистих часток. Особливості зміни гранулометричного складу за профілем близькі до фонових ґрунтів, але характеризуються великим вмістом глинистих часток.

Вміст дрібно- й середньопіщаної фракції є більшим у ґрунті пробної площі «АММ» (26,58-26,69 %) на відміну від «АМВ» (5,10-9,64 %), проте

крупнопиловата фракція у складі гранулометричних часток має в останньому варіанті велику питому вагу до 35,37-35,52 % проти 18,54-19,54 %.

Визначення гранулометричного складу як чинника, який обумовлює фільтраційні, водно-повітряні, сорбційні та інші властивості надало можливість визначити ряд особливостей міських ґрунтів. Найбільше значення для формування важливих фізичних і хімічних властивостей ґрунтів має мулиста фракція, яка сприяє посиленню його сорбційних функцій. У більшості варіантів ґрунтів урбанізованих територій (горизонт 0-10 см) мулиста фракція переважає і варіює від $23,06 \pm 1,41$ % (уздовж автотраси на смт Володарське – «АМВ») до $37,21 \pm 1,63$ (уздовж автотраси на смт Мангуш – «АММ»), за винятком у варіанті ландшафтно-рекреаційної зони («РЗАМ») де показник значно нижчий ($18,98 \pm 2,07$ %) й наближений до фонових ґрунтів під дубовими насадженнями лісового заказника «Азовська дача» ($22,27 \pm 1,29$ %).

Мулиста фракція характеризується високою ємкістю поглинання та затримкою хімічних елементів, у тому числі ВМ, у тих шарах ґрунтового профілю, де вміст цієї фракції збільшується. У порядку збільшення вмісту мулистої фракції у верхньому шарі (0-10 см) ґрунтів ПП міста Маріуполя та фонових територій формують наступний ряд: «РЗАМ» < «ФЛ» < «АМВ» < «СЦТ» < «СЗАС» < «СЗКІ» < «АММ» < «ФС». Останні варіанти характеризуються більшою здатністю до поглинання й утримання ВМ.

Визначено, що у гранулометричному складі поверхневого шару (0-10 см) ґрунтів урбанізованих територій на піщану фракцію доводиться від 5,46 % («АМВ») до 37,27 % («РЗАМ»). Чим вище вміст цих фракцій, тим більше фільтраційна можливість і, відповідно, нетривала наявність полютанту у ґрунтовому горизонті. Ґрунти центральної частини міста («СЦТ») містять піщаної фракції від 10,99 до 26,71 %, району МК «ім. Ілліча» («СЗКІ») – 11,41-23,91 %, уздовж траси на смт Володарське («АМВ») – 5,46-12,88 %. При формуванні ряду ґрунтів за зменшення вмісту фракцій піску маємо наступну послідовність: «АММ» > «РЗАМ» > «ФС» > «ФЛ» > «СЗАС» > «СЦТ» > «СЗКІ» > «АМВ», що свідчить про меншу фільтраційну здатність останніх.

Аналіз гранулометричного складу ґрунтів урбанізованих територій Маріуполя свідчить про переважання важкосуглинистих варіантів. Для усіх ґрунтів досліджуваних варіантів властиве збільшення вмісту фізичної глини вниз за профілем.

Вміст фізичної глини для поверхневого горизонту (0-10 см) коливається в межах від $49,07 \pm 16,72$ до $63,14 \pm 18,03$ %, за винятком горизонту (5-10 см) ландшафтно-рекреаційної зони (парк культури і відпочинку «Азовмаш» – «РЗАМ»), де вміст цієї фракції $39,33 \pm 9,31$ %. Параметри фізичної глини в цьому варіанті відповідають легкосуглинистим ґрунтам, і характерних для фонових ґрунтів штучних насаджень лісового заказника «Азовська дача».

Таким чином, середньостатистичні дані гранулометричного складу верхнього шару ґрунтового профілю (0-10 см) ґрунтів міста Маріуполя свідчать про переважання важкосуглинистих мулко-крупнопиловатих ґрунтів. Вміст фізичної глини в середньому складає $53,03 \pm 13,29$ % і не виходить за межі цього показника в фонових ґрунтах («ФЛ» – $40,53 \pm 18,42$ %; «ФС» – $66,43 \pm 24,54$ %). Вниз за профілем у міських і фонових ґрунтах спостерігається збільшення важкості гранулометричного складу. Зміни гранулометричного складу міських ґрунтів за профілем мають стрибкоподібний характер, що може бути пов'язано з антропогенною трансформацією ґрунтового покриву. Відмінності у гранулометричному складі ґрунтів різних міських територій, а також різних шарів ґрунтового профілю зумовлюють достатньо специфічні умови накопичення й міграції полютантів, що може позначатися на біоекологічному потенціалі ґрунтового покриву міста.

4.1.3. Кислотно-лужні властивості ґрунтів

Для характеристики кислотно-лужних властивостей ґрунтів у зразках визначали актуальну (водна витяжка) і обмінну (витяжка 1N KCl) кислотність. Актуальна кислотність обумовлена концентрацією іонів водню у ґрунтовому розчині, у той час як обмінна враховує також вплив катіонів ґрунтового поглинаючого комплексу (ГПК), які можуть підкисляти ґрунтовий розчин (H^+ ;

Al^{3+}). У зв'язку з чим показники рН обмінної кислотності, як правило, нижче актуальної на 0,5-1,5 одиниці.

Реакція ґрунтового розчину є важливим параметром зростання рослин та існування ґрунтової біоти, оскільки вона впливає на доступність поживних речовин, макро-, мікроелементів, важких металів, їх рухливість і міграційну здатність у ґрунті тощо.

Метали мають різну рухливість залежно від кислотно-лужних і окислювально-відновних умов (табл. Б.3).

При зміні кислотно-лужної реакції ґрунту змінюються процеси трансформації органічної речовини, що знижує кількість ґрунтових мікроелементів. Порушення ґрунтово-геохімічних процесів веде до зниження стійкості екосистеми, створює несприятливі умови існування ґрунтової біоти.

Дослідження кислотно-лужних умов показало, що середні показники рН водної витяжки за 2008-2011 рр. для верхнього шару (до 10 см) ґрунтів штучних лісонасаджень «Азовська дача» відповідали – $6,44 \pm 0,64$ і $7,18 \pm 0,24$ для степового заповідника (рис. 4.1, табл. 4.6).

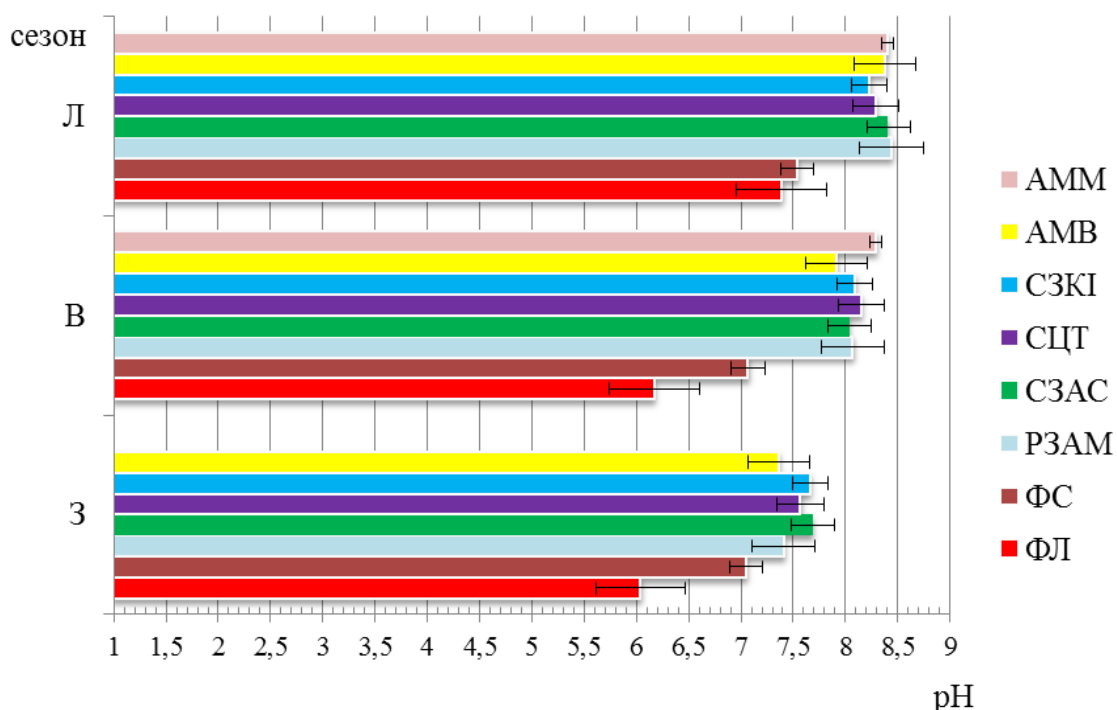


Рис. 4.1. Посезонний аналіз зміни актуальної кислотності ґрунтового розчину в гумусовому горизонті (0-10 см) різних фонових і урбанізованих територій.

Таблиця 4.6

**Реакція ґрунтового розчину фонових і урбанізованих територій
Маріуполя (весна-літо, 2008-2011 рр.)**

Пробні площі	$M \pm tm_M (V, \%)$					
	2008 р.		2009 р.		2011 р.	
	pH H ₂ O	pH KCl	pH H ₂ O	pH KCl	pH H ₂ O	pH KCl
ФЛ	6,08±0,04 (0,23)	5,03±0,40 (3,00)	6,26±0,94 (5,83)	5,23±0,70 (5,22)	7,39±0,57 (2,95)	6,24±1,13 (7,08)
ФС	7,12±0,75 (4,12)	5,95±0,54 (3,56)	7,02±2,3 (12,75)	6,1±0,82 (5,25)	7,54±0,61 (3,14)	6,17±0,22 (1,41)
РЗАМ	8,12±0,18 (0,80)	7,23±0,11 (0,60)	8,02±0,32 (1,60)	7,23±0,14 (0,70)	8,44±0,09 (0,40)	7,24±0,06 (0,30)
СЗАС	8,11±0,22 (1,10)	7,2±0,14 (0,70)	7,97±0,35 (1,70)	7,12±0,13 (0,70)	8,41±0,38 (1,80)	7,29±0,05 (0,30)
СЦТ	8,23±0,31 (1,50)	7,14±0,09 (0,50)	8,06±0,19 (0,90)	7,14±0,17 (0,90)	8,28±0,28 (1,30)	7,07±0,22 (1,20)
СЗКІ	8,16±0,27 (1,30)	7,02±0,23 (1,30)	8,01±0,35 (1,70)	7,02±0,22 (1,20)	8,42±0,09 (0,40)	7,23±0,06 (0,30)
АМВ	8,12±0,18 (0,90)	6,86±0,32 (1,80)	7,69±0,56 (2,80)	6,90±0,26 (1,40)	8,38±0,11 (0,50)	7,24±0,03 (0,20)
АММ	8,22±0,36 (1,70)	6,94±0,28 (0,80)	8,36±0,09 (0,40)	7,05±0,06 (0,30)	8,40±0,09 (0,50)	7,26±0,07 (0,40)

Примітка. Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm tm_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

Ґрунти штучних насаджень лісового заказника в гумусовому горизонті слабо кислі, але в деякі сезони відбувається зміщення в бік слабо лужної реакції [pH(H₂O) 6,04-7,39; pH(KCl) 5,23-6,24]. Ґрунти степових ділянок заповідника в гумусовому горизонті варіюють в інтервалі від нейтральних до слабо лужних [pH(H₂O) 7,02-7,54; pH(KCl) 5,95-6,17].

Зміна значень pH за профілем відрізняється у ґрунтах урбанізованих територій на відміну від фонових. Для більшості ґрунтів міста й фонових територій з глибиною, актуальна кислотність має тенденцію до зменшення (рис.

4.2), а обмінна практично утримується на одному рівні. За винятком варіанта фонових територій штучних насаджень («ФЛ»), де з глибиною простежується зміщення актуальної кислотності в лужний бік, але у змінах обмінної кислотності ця тенденція не простежується. Порівнюючи отримані показники рН у ґрунтах трав'яних та деревних фітоценозів спостерігаємо більш стрибкоподібні зміни за профілем під газонами.

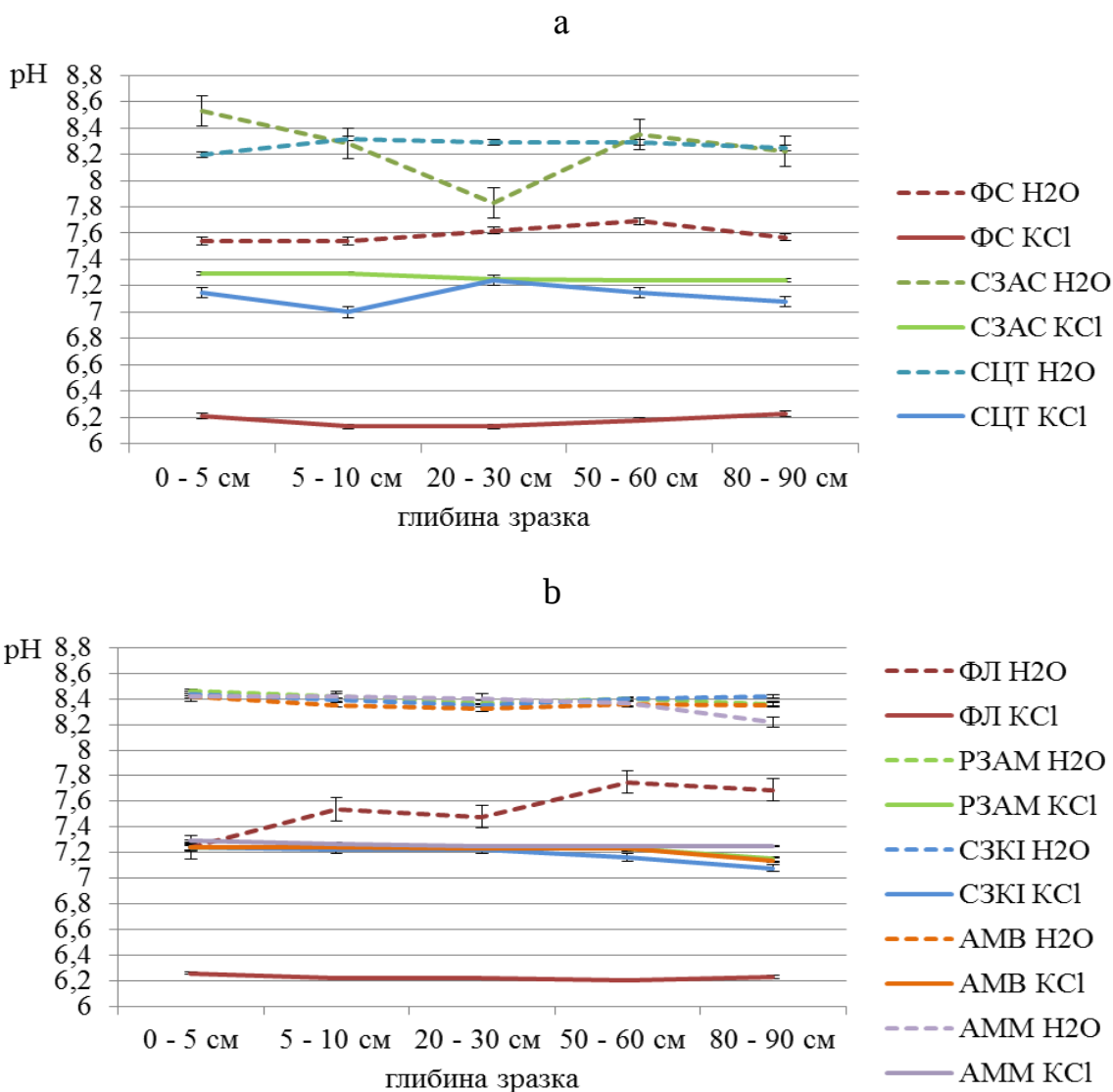


Рис. 4.2. Зміна актуальної та обмінної рН ґрунтового розчину за глибиною в різних фітоценозах (а – під трав'янистими насадженнями; б – під деревними насадженнями) фонових і урбанізованих територій.

У цілому це свідчить про те, що найбільшого підлугування на території міста зазнають саме верхні шари ґрунту. Також відзначається важлива роль катіонів ГПК у змінах рН.

Для ґрунтів міста Маріуполя характерне зміщення реакції середовища в лужний бік, що не властиво для фонових ґрунтів (рис. 4.3), $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ лежить у діапазоні від $7,36 \pm 0,30$ до $8,44 \pm 0,09$, при середньому значенні $8,05 \pm 0,33$ (табл. 4.6, рис. 4.1). Головні центри підлюговування ґрунтів наближені до санітарно-захисних зон промислових підприємств ($8,05 \pm 0,23$) та автомобільних шляхів ($8,08 \pm 0,40$). Для підвищення достовірності отриманих результатів крім довірчого інтервалу для середньої арифметичної величини розраховували коефіцієнт варіації, якій для рН лежить у діапазоні малої варіації [147] від 0,23 до 5,83 % для актуальної кислотності, від 0,2 до 7,08 % для обмінної кислотності, що свідчить про малу дисперсію.

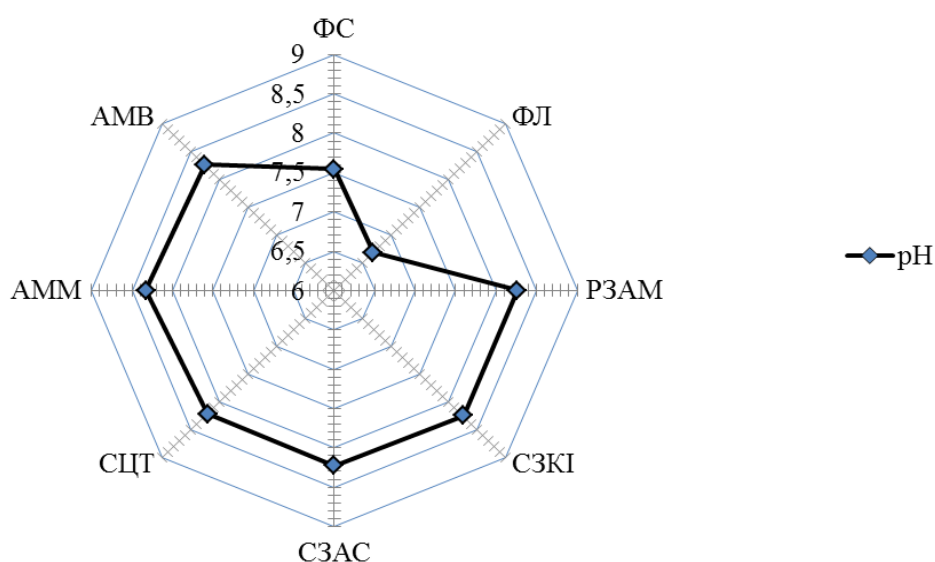


Рис. 4.3. Середні показники актуальної кислотності ґрунтів фонових і урбанізованих територій за 2008-2011 рр.

Як відмічено деякими авторами, для міських ґрунтів характерні зміни рН у бік підлюговування, що підтверджується й нашими дослідженнями. Таким чином, це явище характерне для урбанізованих ґрунтів, що встановлено різними дослідниками для міст різної промислової спеціалізації і розташованих у різних природних зонах [226]. Зміщення рН у лужний бік у міських ґрунтах може відбуватися під впливом переміщення пилового аерозолі атмосферних мас [50;

227]. Величина рН також може бути пов'язана з випадінням лужного пилу, який надходить від автомагістралей, будівельних об'єктів, у результаті застосування протиожеледних реагентів тощо, які містять карбонати кальцію і магнію.

Значення рН ґрунтів змінюються за сезонами. У всіх варіантах урбанізованих едафотопів більш високе підлугування спостерігається влітку порівняно з зимовим та весняним періодом (рис. 4.1). Зимові показники рН ґрунтів еталонних ПП є дещо нижчими порівняно з показниками навесні, але всі залишаються в діапазоні слабо кислих у штучних дубових насадженнях заказника «Азовська дача», і нейтральних у степовому біогеоценозі природного заповідника «Кам'яні могили». Показники рН фонових територій влітку зміщуються в бік слабо лужної реакції.

У ґрунтах міста Маріуполя значення актуальної кислотності в середньому досягало $8,05 \pm 0,33$. Узимку цей показник становив $7,54 \pm 0,15$; навесні – $8,09 \pm 0,17$; улітку – $8,39 \pm 0,06$, при разових максимальних значеннях – 8,00, 8,34 і 8,58 відповідно. Виявлено, що за період досліджень збільшилися показники рН(H₂O): у 2008 р. цей показник становив – $7,87 \pm 0,07$, у 2009 р. – $8,03 \pm 0,03$ на відміну від 2011 р. – $8,39 \pm 0,06$. Відповідно до функціональних зон максимальні показники рН(H₂O) зустрічалися: взимку – у ґрунтах СЗЗ біля пром підприємств ($7,68 \pm 0,02$) і селітебній зоні ($7,57 \pm 0,59$); навесні – уздовж автомагістралей ($8,17 \pm 0,29$) і у селітебній зоні ($8,15 \pm 0,12$); улітку – біля пром підприємств ($8,42 \pm 0,01$) і ландшафтно-рекреаційній зоні ($8,44 \pm 0,09$), показники рН(H₂O) постійно тримаються в діапазоні слабо лужної і лужної реакції. Тривалість і систематичність подібних забруднень обумовлюють стійкість тренду ґрунтів до підлугування, особливо у верхніх шарах.

Підлугування реакції ґрунтового середовища відбувається на всіх досліджених глибинах ґрунтового профілю (табл. 4.7). З графіка 4.2 видно, що з глибиною усі варіанти ґрунтів урбанізованих територій мають тенденцію до зниження рН(H₂O), крім варіанту «СЦТ», який приближений до тренду фонових ділянок.

Таблиця 4.7

Зміна реакції ґрунтового розчину з глибиною фонових і урбанізованих територій Маріуполя (2011 р.)

Глибина зразка, см	рН, $M \pm t_{mM}$			
	H ₂ O	V, %	KCl	V, %
1	2	3	4	5
ФЛ				
0-5	7,24±0,36	1,95	6,26±0,44	6,49
5-10	7,54±0,46	2,41	6,22±1,34	8,87
20-30	7,48±0,67	3,42	6,22±0,49	1,84
50-60	7,75±0,26	1,32	6,20±0,21	1,27
80-90	7,69±0,51	2,58	6,23±0,77	4,81
ФС				
0-5	7,54±0,90	4,60	6,21±0,28	1,74
5-10	7,54±0,21	1,09	6,13±0,08	0,47
20-30	7,62±0,26	1,36	6,13±0,18	1,12
50-60	7,69±0,28	1,43	6,18±0,18	1,13
80-90	7,57±0,10	0,53	6,23±0,10	0,64
РЗАМ				
0-5	8,46±0,09	0,4	7,24±0,07	0,4
5-10	8,42±0,04	0,2	7,23±0,04	0,2
20-30	8,37±0,05	0,2	7,24±0,05	0,2
50-60	8,40±0,03	0,2	7,23±0,05	0,3
80-90	8,36±0,06	0,3	7,15±0,05	0,3
СЗАС				
0-5	8,53±0,11	0,5	7,29±0,06	0,3
5-10	8,28±0,24	1,1	7,29±0,03	0,1
20-30	7,83±0,26	1,3	7,25±0,05	0,3
50-60	8,35±0,33	1,5	7,24±0,03	0,2
80-90	8,22±0,07	0,3	7,24±0,04	0,2
СЦТ				
0-5	8,22±0,36	1,7	7,15±0,08	0,4
5-10	8,33±0,03	0,2	7,00±0,13	0,7
20-30	8,29±0,04	0,2	7,24±0,09	0,5
50-60	8,30±0,04	0,2	7,15±0,07	0,4
80-90	8,25±0,06	0,3	7,08±0,10	0,5
СЗКІ				
0-5	8,44±0,06	0,3	7,24±0,06	0,3
5-10	8,39±0,07	0,3	7,21±0,03	0,1
20-30	8,35±0,06	0,3	7,21±0,04	0,2
50-60	8,40±0,07	0,3	7,16±0,06	0,3
80-90	8,42±0,14	0,6	7,08±0,08	0,4

Закінчення таблиці 4.7

1	2	3	4	5
АМВ				
0-5	8,42±0,07	0,3	7,24±0,03	0,2
5-10	8,35±0,06	0,3	7,24±0,02	0,1
20-30	8,32±0,04	0,2	7,23±0,03	0,1
50-60	8,36±0,05	0,2	7,23±0,08	0,4
80-90	8,35±0,04	0,2	7,14±0,04	0,2
АММ				
0-5	8,42±0,04	0,2	7,29±0,05	0,3
5-10	8,42±0,04	0,2	7,27±0,04	0,2
20-30	8,40±0,03	0,2	7,25±0,05	0,2
50-60	8,37±0,09	0,4	7,25±0,04	0,2
80-90	8,22±0,06	0,3	7,25±0,04	0,2

Примітка. Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

Потенціал кислотності ґрунту, або ймовірний рН, який може бути під час вегетації рослин, встановлюють за показником обмінної кислотності під час взаємодії ґрунту з розчином нейтральних солей. Експерименти виявили підлугування рН(KCl) міських ґрунтів за всім профілем дослідження (табл. 4.7), з тенденцією до зменшення підлугування з глибиною (рис. 4.2), у той час як обмінна кислотність еталонних ґрунтів є значно нижчою й майже не змінюється з глибиною.

На підставі аналізу змін значень кислотності актуальної й обмінної за профілем у міських і фонових ґрунтах встановлена позитивна кореляційна залежність між рівнем рН водного й сольового розчинів ($r=+0,67$).

Таким чином, негативні екологічні процеси в міських ґрунтах призводять до зміни ґрунтової реакції в бік підлугування. Показники рН водної й сольової витяжок ґрунтів урбанізованих територій (0-10 см) знаходяться в слабо лужному діапазоні 7,69-8,44 [рН(KCl) – 6,86-7,29], що характерно для антропогенно-змінених ґрунтів. Найбільшого підлугування на території міста зазнають верхні шари ґрунту. Більші коливання зміни рН характерні для міських ґрунтів під

трав'яними газонними насадженнями в порівнянні з ґрунтами під деревними насадженнями. Значення рН ґрунтів змінюються за сезонами. У всіх варіантах урбанізованих едафотопів більш високе підлугування спостерігається влітку порівняно із зимовим та весняним періодом.

4.1.4. Вміст хлоридів і сульфатів у ґрунтах

В умовах посушливого степового клімату ґрунти часто мають ознаки засолення. У зв'язку з цим, було вивчено вміст іонів хлоридів і сульфатів у ґрунтах еталонних територій, та в межах урбоєкосистем Маріуполя, з метою їх можливого впливу на біологічну активність ґрунту, склад і біомасу ґрунтових водоростей. Результати обробки експериментальних даних представлені в таблиці 4.8.

Таблиця 4.8

Результати аналізу кількісних показників вмісту іонів хлоридів і сульфатів ґрунтів фонових і урбанізованих територій Маріуполя (2008-2011 рр.)

Рік	Статистичні показники вмісту іонів, мг-екв/100 г								Співвідношення іонів Cl-/SO4 ²⁻
	весна*				зима**				
	Cl ⁻		SO4 ²⁻		Cl ⁻		SO4 ²⁻		
	M ± tm _M	V, %	M ± tm _M	V, %	M ± tm _M	V, %	M ± tm _M	V, %	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ФС									
2008	10,16±3,13	14,0	2,66±1,45	24,8	6,25±1,53	9,5	1,2±0,15	5,0	4,1
2009	8,16±1,72	9,6	2,68±0,79	13,4	3,42±1,41	16,1	0,95±0,2	9,5	3,1
2011	8,88±1,00	5,1	2,80±1,23	20,0	-	-	-	-	3,3
ФЛ									
2008	42,5±13,82	14,8	2,31±0,40	7,8	10,4±1,65	6,2	1,2±0,41	13,3	18,5
2009	7,56±2,99	18,00	4,33±0,44	4,6	5,3±0,82	6,0	0,5±0,20	16,0	1,8
2011	7,87±1,46	8,4	1,50±0,26	7,9	-	-	-	-	5,3
РЗАМ									
2008	36,6±7,58	8,1	1,37±0,32	9,1	12,3±2,93	9,3	1,00±0,24	9,4	52,9
2009	9,40±2,62	10,8	1,70±0,23	5,2	5,30±0,67	4,9	0,78±0,08	3,8	5,1
2011	8,15±0,68	3,3	2,00±0,20	3,8	-	-	-	-	4,14

Закінчення таблиці 4.8

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PЗAM _T									
2008	49,8±4,57	3,6	0,65±0,07	4,2	13,4±0,53	1,5	0,90±0,19	8,2	40,8
2009	7,60±0,55	2,8	1,80±0,04	0,9	5,75±0,46	3,1	0,33±0,06	7,2	6,3
2011	7,26±0,57	3,1	1,78±0,10	2,1	-	-	-	-	4,1
PЗAM _K									
2008	38,8±2,84	2,9	0,90±0,26	11,3	15,9±0,85	2,1	0,70±0,20	11,0	34,2
2009	7,83±0,41	2,0	1,55±0,26	6,4	5,00±0,73	5,6	0,35±0,05	6,0	6,8
2011	7,33±0,36	1,9	1,85±0,20	4,3	-	-	-	-	4,0
CЗAC									
2008	48,2±3,37	2,7	0,95±0,07	3,0	12,0±0,57	1,8	1,50±0,23	5,8	51,1
2009	6,90±0,97	5,5	2,15±0,24	4,4	5,80±0,23	1,6	0,49±0,09	7,3	3,3
2011	7,75±0,24	1,2	2,65±0,41	6,0	-	-	-	-	5,6
CЗKI									
2008	46,3±4,32	3,6	0,60±0,06	4,1	11,9±0,88	2,9	1,20±0,89	2,9	79,7
2009	6,90±1,14	6,4	2,90±0,23	3,1	5,80±0,42	2,8	0,54±0,09	6,9	2,4
2011	8,40±0,51	2,4	4,55±0,44	3,7	-	-	-	-	2,7
CЦT									
2008	45,7±2,05	1,8	1,25±0,2	6,2	12,6±0,56	1,7	1,20±0,04	1,3	48,3
2009	7,50±0,37	1,9	2,75±0,3	4,3	5,50±0,46	4,0	1,18±0,08	2,6	3,0
2011	8,64±0,57	2,5	1,30±0,10	2,9	-	-	-	-	6,8
AMB									
2008	53,8±8,06	5,8	1,45±0,10	2,6	9,62±0,61	2,5	1,70±0,17	4,0	37,1
2009	6,55±0,14	0,9	0,75±0,08	3,9	5,80±0,23	1,6	0,40±0,03	3,3	10,5
2011	8,54±0,49	2,2	1,76±0,08	1,7	-	-	-	-	5,2

Примітка. Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $*t = 2,201$ для $\nu = 11$ і $**t = 2,571$ для $\nu = 5$.

У верхньому гумусовому шарі досліджених ґрунтів спостерігається переважання вмісту хлорид-іона порівняно з сульфат-іоном. Зі зміною загальної кількості іонів хлоридів і сульфатів змінюється їх співвідношення, проте спільним є домінування хлорид-іона на всіх ПП від 1,8 до 79,7 разів.

Кількісні зміни вмісту хлорид-іонів і сульфат-іонів досліджених ґрунтів схильні до значних сезонних і середньорічних коливань. За період з 2008 по

2011 рр. середньорічна кількість опадів у степовій зоні склала 509,25 мм. Коливання їх у розрізі років від 424,4 мм (2011 р.) до 692,2 мм (2009 р.) сформували специфічні умови впливу атмосферних опадів на рухливість досліджуваних іонів у ґрунтах як фонових ділянок, так і в межах міста. Зміни вмісту хлорид-іонів і сульфат-іонів у ґрунті залежні від середньорічних коливань кількості опадів, коефіцієнт кореляції становить $r=-0,79$ та $r=+0,62$ відповідно.

Середньорічна температура повітря в період 2008-2010 рр. перевищила середню багаторічну на 0,66 °С. У 2008 році високому вмісту іонів легкорозчинних солей у ґрунтах передував рік із низькою кількістю опадів порівняно з середньою багаторічною кількістю (373,3 мм) та високою середньорічною температурою повітря (на 1,3 °С більша багаторічних даних).

Максимальні концентрації хлорид-іону фіксувалися в 2008 році ($53,8 \pm 3,66$ мг-екв), сульфат-іону в 2011 році ($4,55 \pm 0,20$ мг-екв). Мінімальні концентрації хлорид-іону ($3,42 \pm 0,64$ мг-екв) і сульфат-іону ($0,33 \pm 0,03$ мг-екв) – у 2009 році. Такі концентрації хлорид- і сульфат-іонів спостерігаються у ґрунтах де ступінь засолення оцінюється від малої до сильної [101].

Зміна вмісту хлорид- і сульфат-іонів простежувалася в різні часові відрізки: від сезонних до річних, що пов'язано з температурним режимом та кількістю опадів. Середній вміст хлорид-іонів взимку нижче весняних у 15,8 разів, сульфат-іонів – у 2,7 рази, винятком є весна 2008 року (рис. 4.4).

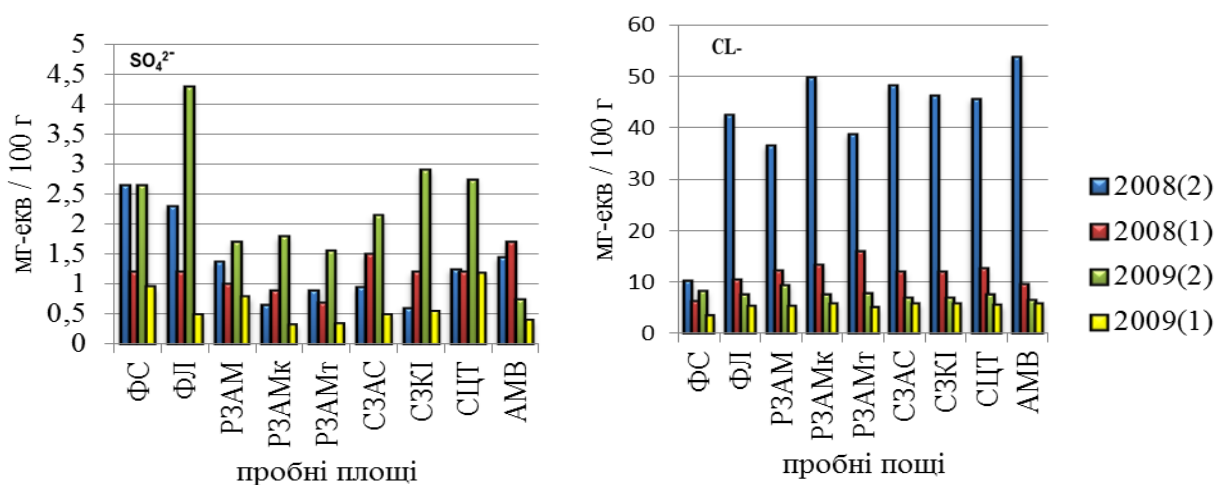


Рис. 4.4. Посезонний аналіз вмісту хлорид- і сульфат-іонів у ґрунтах району досліджень (1- зимові показники; 2 – весняні показники).

Результати аналізів кількісних показників складу солей виявляють високу варіативність (табл. 4.8, рис. 4.4). Максимальні концентрації хлорид-іону на територіях природно-заповідного фонду України в межах степового природного заповідника «Кам'яні могили» та заказника місцевого значення «Азовська дача» фіксувалися в 2008 році ($42,5 \pm 6,28$ мг-екв), сульфат-іону в 2009 році ($4,33 \pm 0,20$ мг-екв). Мінімальні концентрації хлорид-іону і сульфат-іону – у 2009 році ($3,42 \pm 0,55$ і $0,5 \pm 0,08$ мг-екв відповідно).

Розглядаючи сезонні зміни кількісних середніх показників хлоридів і сульфатів досліджуваних фонових ґрунтів (табл. 4.8) у весняний і зимовий період простежується тенденція збільшення навесні вмісту хлорид-іону 14,19 мг-екв (коефіцієнт варіації 5,1-18,0 %) і сульфат-іону 2,71 мг-екв (коефіцієнт варіації 4,6-24,8 %) порівняно з показниками взимку відповідно 6,35 мг-екв (коефіцієнт варіації 6,0-16,1 %) і 0,96 мг-екв (коефіцієнт варіації 5,0-16,0 %). Аналогічна тенденція спостерігається на всіх дослідних ділянках. Імовірно це пов'язано з водним режимом ґрунту. Під час зниження кількості опадів збільшується концентрація хлорид-іонів у верхньому ґрунтовому горизонті з характерною кореляційною залежністю $r = -0,79$.

Глибина проникнення досліджуваних іонів різна, пов'язана з водним режимом ґрунту і впливом кліматичних факторів. Результати досліджень вмісту іонів сульфатів та хлоридів за ґрунтовим профілем представлені на рис. 4.5.

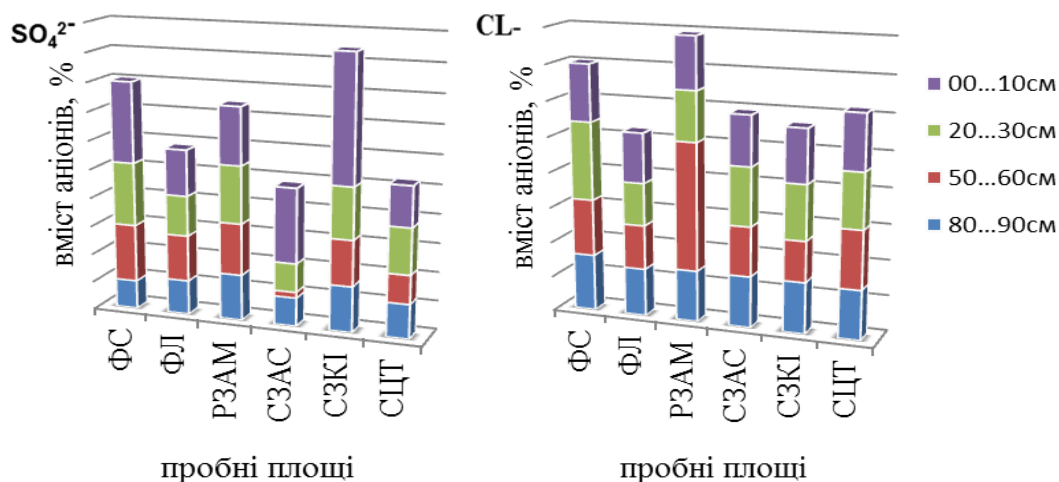


Рис. 4.5. Розподіл хлорид- і сульфат-іонів у ґрунтах району досліджень за глибиною (за даними 2011 р.).

Інтенсивному капілярному пересуванню легкорозчинних солей уверх із близьких сильномінералізованих підґрунтових вод і акумуляції їх у верхніх горизонтах сприяють високі температури [164].

Під час аналізу розподілу за профілем, спостерігаємо рівномірне розташування сульфат-іонів у більшості варіантів за винятком верхнього шару ґрунту (до 10 см) де акумулюються ці іони у варіантах «СЗКІ» (до 46,8 %) і «СЗАС» (до 54,2 %). У верхньому шарі ґрунтів міських ділянок вміст хлорид-іонів складає меншу кількість і збільшується на глибині 50-60 см на 0,3-0,7 %. За профілем міських ґрунтів санітарно-захисної зони спостерігається зміна вмісту хлорид-іонів із максимальним значенням у зразках із глибших шарів, а сульфат-іонів – у верхньому шарі 0-10 см.

Вміст сульфатів у водній витяжці ґрунтів фонових і урбанізованих територій варіює від 0,33 до 4,3 мг-екв, хлоридів від 3,4 до 53,8 мг-екв. Слід відмітити, що тільки на міських територіях зустрічалися максимальні показники хлоридів (у 2008 році варіанти: «АМВ» відповідали 53,8 мг-екв; «СЗАМ» – 15,9 мг-екв; у 2009 році: «РЗАМ» – 9,4 мг-екв; «СЗАС», «СЗКІ», «АМВ» – 5,8 мг-екв; у 2011 році: «СЦТ» – 8,63 мг-екв) й сульфатів (у 2008 році: «АМВ» – 1,7 мг-екв; у 2009 році: «СЗКІ» – 2,9 мг-екв; «СЦТ» – 1,18 мг-екв; у 2011 році: «СЗКІ» – 4,55 мг-екв) (табл. 4.8).

Можливо таке становище пов'язано зі складом викидів промпідприємств. За даними Держкомстат України, Головного управління статистики у Донецькій області обсяги викидів 2008 р. від стаціонарних джерел забруднення у Маріуполі склали 359,3 тис. т. Основною причиною викидів забруднювачів атмосферного повітря в довкілля є застаріле пилогазоочисне устаткування ВАТ ММК «ім. Ілліча». Частка його обсягів складає 220,4 тис. т, ВАТ ММК «Азовсталь» – 136,1 тис. т, (разом – 99,2 % від загальної кількості викидів по місту).

Обсяги викидів хлору та його сполук від стаціонарних джерел у атмосферу міста Маріуполя становлять менше 1 %, на діоксид та інші сполуки сірки припадає 28 %. Середньорічне значення середньодобової концентрації діоксиду сірки в 2009 році не перевищувало ГДК. У порівнянні з 2008 роком спостерігається тенденція

поступового збільшення середньодобової концентрації (за даними Держслужби статистики України), що може пояснювати акумуляцію в поверхневому шарі ґрунту сульфат-іону на момент дослідження. Крім цього, відповідно матеріалам «Національна доповідь України про стан навколишнього середовища за 2010 рік» (<http://www.menr.gov.ua/dopovidi>) мінералізація опадів на більшій частині території України залишається переважно сульфатно-гідрокарбонатного типу. З'явилася тенденція поширення сульфатного типу опадів, яка спостерігається як всією територією України, так і у місті Маріуполь, тому коефіцієнт кореляції ($r=+0,62$) показує на пряму залежність між вмістом сульфат-іонів у ґрунті й кількістю опадів. Максимальний вміст сульфат-іонів фіксується у верхніх шарах ґрунту – 0-10 см.

Не можна виключати і процес імпульверизації ґрунтів солями, які приносяться з повітрям із морського узбережжя. Аналіз близькості розташування пробних ділянок до моря й концентрації хлорид-іонів у ґрунтах, показав, що ближче до узбережжя моря виділяється група пробних площ із більшою концентрацією іонів хлоридів – «СЗАС», «СЦТ» і «СЗКІ».

У цілому вміст хлорид- й сульфат-іонів у ґрунтах урбанізованих та фонових територій характеризується змінністю як за роками так і сезонами. У кількісному відношенні переважають хлорид-іони. У профільному розподілі іонів відмічено збільшення вмісту сульфат-іонів у ґрунтах СЗЗ у верхньому шарі ґрунту (до 10 см). Динаміка вмісту хлорид- і сульфат-іонів у ґрунтах міста Маріуполь пов'язана як із водним режимом ґрунтів і кліматичними факторами так і з процесами імпульверизації та аеротехногенного впливу. Усе це створює особливі умови для існування ґрунтової біоти й водоростей, у тому числі й біологічної активності ґрунтів у цілому.

4.1.5. Вміст гумусу та деякі агрохімічні показники ґрунту

Уміст гумусу у ґрунті є одним із найважливіших показників який характеризує його родючість і, відповідно, широко використовується для екологічного моніторингу. Кожен тип ґрунту має характерні для нього показники

вмісту гумусу які формуються під впливом природних факторів. Окультурення ґрунтів та інші види антропогенного впливу супроводжуються змінами вмісту й якісного складу гумусу.

У ґрунтах степового заповідника вміст гумусу у верхніх шарах ґрунту в період 2008-2011 рр. знаходився в діапазоні 3,7-4,33 %, й в середньому при коефіцієнті варіації $V = 7,81$ % становить $3,89 \pm 0,12$ %, а в лісовому заказнику – 4,05-5,4 %, у середньому $4,86 \pm 0,23$ %, при коефіцієнті варіації $V = 11,48$ %, (табл. 4.9, 4.10).

Отримані дані в цілому відповідають характеристикам зональних чорноземів звичайних, які мають уміст гумусу від 4 до 6 %, азоту – 0,2-0,3 % і товщину гумусного шару від 65-70 до 85-90 см [157]. Більш високі показники вмісту гумусу в деревних насадженнях на чорноземах порівняно зі степовими ділянками відмічалися й іншими дослідниками [21], чим підтверджувався позитивний вплив лісових насаджень на родючість ґрунтів.

Вниз за ґрунтовим профілем спостерігається зменшення вмісту гумусу на 31,36 % на глибині 90 см порівняно із шаром 0-5 см під степовою рослинністю й на 15,21 % – під лісовою (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Вміст гумусу у ґрунті різних досліджених ділянок (2011 р.)

Глибина зразка, см	Гумус, %			
	M	mM	$M \pm tm_M$	Коефіцієнт варіації (V), %
1	2	3	4	5
ФС				
0-5	3,97	0,05	$3,97 \pm 0,31$	3,0
5-10	3,70	0,02	$3,70 \pm 0,13$	1,0
20-30	3,52	0,05	$3,52 \pm 0,31$	3,3
50-60	3,32	0,01	$3,32 \pm 0,06$	0,6
80-90	2,67	0,15	$2,67 \pm 0,94$	13,7
ФЛ				
0-5	4,63	0,18	$4,63 \pm 1,13$	9,5
5-10	4,05	0,05	$4,05 \pm 0,31$	2,8
20-30	4,18	0,01	$4,18 \pm 0,06$	0,6
50-60	3,77	0,04	$3,77 \pm 0,25$	2,8
80-90	3,68	0,01	$3,68 \pm 0,06$	0,6

Закінчення таблиці 4.9

1	2	3	4	5
РЗАМ				
0-5	3,95	0,08	3,95±0,50	5,2
5-10	4,38	0,05	4,38±0,31	2,7
20-30	3,07	0,04	3,07±0,25	3,4
50-60	3,22	0,03	3,22±0,19	2,5
80-90	3,55	0,09	3,55±0,57	6,4
СЗАС				
0-5	5,28	0,05	5,28±0,31	2,3
5-10	4,81	0,09	4,81±0,57	4,8
20-30	3,78	0,14	3,78±0,88	8,8
50-60	3,19	0,03	3,19±0,19	2,2
80-90	3,04	0,03	3,04±0,19	2,6
СЦТ				
0-5	4,71	0,06	4,71±0,38	2,9
5-10	4,48	0,04	4,48±0,25	2,4
20-30	3,55	0,15	3,55±0,94	10,6
50-60	3,22	0,01	3,22±0,06	0,8
80-90	3,22	0,01	3,22±0,06	0,5
СЗКІ				
0-5	4,68	0,03	4,68±0,19	1,8
5-10	3,80	0,06	3,80±0,38	4,1
20-30	3,94	0,01	3,94±0,06	0,4
50-60	3,96	0,01	3,96±0,06	0,3
80-90	3,64	0,06	3,64±0,38	4,2
АМВ				
0-5	4,96	0,10	4,96±0,63	4,9
5-10	4,33	0,05	4,33±0,31	2,7
20-30	4,14	0,03	4,14±0,19	2,0
50-60	2,67	0,01	2,67±0,06	0,8
80-90	2,63	0,01	2,63±0,06	0,8
АММ				
0-5	5,12	0,04	5,12±0,25	2,0
5-10	4,73	0,06	4,73±0,38	2,9
20-30	4,22	0,09	4,22±0,57	5,1
50-60	3,67	0,14	3,67±0,88	9,6
80-90	2,51	0,08	2,51±0,50	7,9

У верхньому горизонті ґрунтів урбоекосистем середні значення вмісту гумусу при невеликому коефіцієнті варіації (2-5 %) лежать в інтервалі від 4,17 % до 5,05 %, що відповідає природному вмісту ґрунтів. За даними,

наведеними у таблиці 4.9 середні показники вмісту гумусу міських ґрунтів до 5 см відповідають $4,78 \pm 0,47$ %, глибшому шарі до 10 см – $4,42 \pm 0,36$ %.

Район ландшафтно-рекреаційної зони парку ($3,95 \pm 0,20$ %) характеризується меншим вмістом гумусу в горизонті 0-10 см, що пояснюється легшим гранулометричним складом із часткою фізичного піску 45,82-60,67 % проти 36,86-50,93 % в інших ґрунтах. Ґрунт санітарно-захисної зони металургійного комбінату «ім. Ілліча» також мав знижені локально показники вмісту гумусу ($3,88 \pm 0,15$ %). Ділянка відрізняється від інших наявністю підвищеного вмісту включень будівельного й побутового сміття.

Максимальні показники вмісту гумусу характерні для верхнього шару, вниз за профілем вміст гумусу зменшується. Простежується пряма кореляційна залежність між вмістом гумусу й відстанню від верхнього горизонту пошарово до 90 см ($R_{\text{ср/мак}} = +0,89/0,99$). Для міських ґрунтів спостерігається зменшення вмісту гумусу в середньому на 25 %. Найменше зменшення з поверхневого горизонту (0-5 см) до глибини 80-90 см відмічено в ґрунтах селітебної зони центральної частини міста й ландшафтно-рекреаційної зони (парк відпочинку ім. Петровського) (14 % і 15 % відповідно). У ґрунтах санітарно-захисної зони зменшення вмісту гумусу більш виразне – від 30 % до 40 %. Найбільш різко зменшується вміст гумусу на ділянках біля автомагістралей – до 49 %.

Основні показники органічної речовини ґрунтів належать до консервативних властивостей ґрунту. Проте вплив урбанізації на ґрунти є настільки інтенсивним і тривалим, що відбуваються зміни й найбільш стійких властивостей.

Головною причиною втрати гумусу верхнього горизонту урбанізованих ґрунтів є зменшення кількості рослинних залишків, що надходять у ґрунт міста Маріуполя, зміни у складі й чисельності ґрунтової біоти.

Зміна гумусного стану в зоні техногенного впливу може призвести до послаблення буферної здатності ґрунтів. Проте, ця тенденція є більш загальною: вміст гумусу в цілому у ґрунтах району досліджень має тенденцію до зниження й за останні 25-30 років його концентрація зменшилася приблизно на 0,6 % [157].

Склад органічної частини ґрунту закономірно обумовлений чинниками ґрунтоутворення [171]. Дослідження процесів ґрунтоутворення на рівні біологічних і хімічних даних можуть пояснити суть процесів, які відбуваються, і попередження деградації ґрунтового покриву під впливом антропогенних чинників.

Основна кількість загального Нітрогену зосереджена в органічній речовині, у тому числі й в гумусі, він недоступний для рослин і зазвичай виступає основним лімітуючим чинником зростання. Під впливом мікробіологічних процесів органічні форми Нітрогену переводяться в доступні для рослин мінеральні форми [24].

При вивченні азотного режиму ґрунту, визначили вміст загального, легкогідролізуємого і мінеральних форм Нітрогену. Інтегральним показником, який характеризує кругообіг будь-якого з елементів на певній території, є результати балансу кожного з них, пов'язані з рівнем продуктивності екосистеми і станом родючості ґрунту.

Нітроген входить до складу органічних речовин ґрунту. Водорості беруть участь у накопиченні органічних речовин, у тому числі й азотовмісних. Валовий вміст Нітрогену в поверхневому горизонті ґрунтів коливається в інтервалі 0,10-0,85 %, у чорноземах досягає 10 і більше тонн на 1 гектар. На частку мінеральних форм припадає 1-3 % вмісту Нітрогену загального [24].

Аналіз отриманих даних (табл. 4.10) показав, що вміст Нітрогену загального в пробах ґрунтів біля промислових підприємств і уздовж трас складає 0,20-0,30 % і є нижчим порівно з фоновими територіями лісового заказника. З глибиною спостерігається зниження вмісту Нітрогену: у поверхневому горизонті (0-5 см) в середньому його вміст 0,25 % (у фонових ґрунтах – 0,32 %), в глибших шарах (5-10 см) – 0,23 % (у фонових – 0,25 %).

**Посезонний кількісний аналіз органічної речовини і з'єднань групи Нітрогену
у ґрунтах району досліджень за період 2008-2009 рр.**

Пробні площі	Сезон	Горизонт, см	М ± σ, %			C:N	Середній вміст, мг/кг (коефіцієнт варіації, V)							
			Гумус, %	Органічна речовина, C	Нітроген загальний, N		Амоній обмінний N-NH4				Нітроген нітратний N-NO3			
							2008		2009		2008		2009	
1	2	3	4	5	6	7	8		9		10		11	
ФС	В	0-5	4,33±0,41	2,51	0,22±0,021	11,4	-	-	2,64	24 %	-	-	15,50	5 %
		5-10	3,74±0,02	2,20	0,22±0,001	10,0	-	-	1,53	12 %	-	-	13,80	8 %
	З	0-5	3,70±0,02	2,13	0,21±0,001	10,1	-	-	-	-	-	-	-	-
ФЛ	В	0-5	5,40±0,12	3,11	0,32±0,006	9,7	7,80	7 %	1,19	8 %	15,5	8 %	37,60	4 %
		5-10	4,90±0,22	2,84	0,28±0,013	10,1	14,70	17 %	1,53	14 %	5,50	8 %	34,70	3 %
	З	0-5	5,30±0,03	3,12	0,29±0,002	10,8	7,33	5 %	5,60	8 %	6,20	7 %	2,45	9 %
РЗАМ	В	0-5	4,97±0,08	2,86	0,25±0,005	11,4	14,10	6 %	1,40	10 %	19,1	6 %	18,40	8 %
		5-10	4,80±0,04	2,82	0,26±0,002	10,9	13,20	5 %	1,13	13 %	11,3	17 %	11,60	9 %
	З	0-5	4,94±0,27	2,82	0,25±0,014	11,3	20,3	19 %	2,86	7 %	19,2	18 %	5,97	14 %
РЗАМ _т	В	0-5	4,86±0,03	2,83	0,25±0,002	11,3	15,33	5 %	0,89	8 %	20,6	12 %	21,10	5 %
		5-10	4,80±0,04	2,85	0,26±0,002	11,0	13,10	9 %	0,70	13 %	12,9	9 %	16,30	15 %
	З	0-5	4,82±0,19	2,80	0,25±0,010	11,2	23,20	20 %	2,00	6 %	18,0	10 %	2,70	11 %

Закінчення таблиці 4.10

1	2	3	4	5	6	7	8		9		10		11	
РЗАМ _к	В	0-5	4,82±0,04	2,84	0,24±0,002	11,8	6,20	10 %	2,30	10 %	13,8	9 %	12,30	8 %
		5-10	4,72±0,02	2,78	0,23±0,001	12,1	7,10	17 %	1,90	6 %	5,5	13 %	16,70	8 %
	3	0-5	4,75±0,08	2,80	0,25±0,005	11,2	19,6	18 %	3,10	13 %	17,6	4 %	2,90	14 %
СЗКІ	В	0-5	4,96±0,30	2,93	0,26±0,018	11,3	8,10	7 %	1,80	11 %	8,70	15 %	69,20	11 %
		5-10	4,52±0,10	2,62	0,23±0,006	11,4	7,30	3 %	0,80	8 %	5,50	10 %	34,70	12 %
	3	0-5	4,60±0,15	2,74	0,22±0,009	12,5	11,10	9 %	1,70	17 %	7,80	9 %	3,00	13 %
СЗАС	В	0-5	5,06±0,12	2,93	0,24±0,006	12,2	10,10	3 %	0,10	11 %	13,8	9 %	109,00	7 %
		5-10	4,96±0,03	2,91	0,22±0,002	13,2	10,7	1 %	1,40	18 %	8,70	10 %	61,70	9 %
	3	0-5	4,98±0,17	2,95	0,22±0,010	13,4	23,2	23 %	2,20	8 %	17,4	5 %	3,20	9 %
СЦТ	В	0-5	5,02±0,14	2,95	0,25±0,009	11,8	7,50	10 %	1,02	6 %	7,80	7 %	55,00	8 %
		5-10	4,42±0,15	2,56	0,20±0,009	12,8	5,70	13 %	0,93	3 %	4,40	11 %	30,90	6 %
	3	0-5	4,56±0,35	2,74	0,27±0,021	10,2	22,7	16 %	2,00	7 %	19,5	7 %	3,30	14 %
АМВ	В	0-5	5,20±0,10	3,00	0,30±0,006	10,0	10,10	8 %	1,53	13 %	12,2	3 %	12,30	15 %
		5-10	4,94±0,03	2,93	0,29±0,002	10,1	8,70	5 %	2,72	13 %	10,6	5 %	16,80	5 %
	3	0-5	4,89±0,06	2,88	0,25±0,004	11,5	20,10	18 %	2,70	11 %	9,80	8 %	2,80	12 %
АММ	В	0-5	5,10±0,04	3,00	0,30±0,002	10,0	9,80	4 %	1,70	10 %	7,80	7 %	10,90	1 %
		5-10	5,00±0,03	2,91	0,27±0,002	10,8	6,20	15 %	1,02	19 %	3,90	13 %	11,30	2 %
	3	0-5	5,16±0,08	3,02	0,30±0,005	10,1	20,80	18 %	12,3	4 %	9,80	8 %	3,20	5 %

Примітка. Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

Мінеральні форми з'єднань Нітрогену можуть асимілюватися рослинами й мікроорганізмами, що призводить до тимчасового закріплення сполук Нітрогену в органічній речовині. Досліджуваний Нітроген мінеральний знаходиться в ґрунті у вигляді водорозчинних амонійних і нітратних солей.

У 2009 році максимальні значення Нітрогену нітратного були на пробних майданчиках «СЗКІ» – 69,2 мг/кг і «СЗАС» – 109,0 мг/кг. Навесні у 2009 році показник $N-NO_3$ у ґрунтах міста, відповідав високій забезпеченості Нітрогеном нітратним, у середньому 31,76 мг/кг, взимку цей показник занижений у 9,39 разів (3,38 мг/кг).

З верхніх горизонтів ґрунтів, особливо піщаних, нітрати можуть вимиватися атмосферними опадами в глибші шари. Вміст мінеральних форм азоту в ґрунті дуже лабільний і залежить від цілого ряду чинників: мікробіологічних процесів, гранулометричного складу, фізико-хімічних властивостей ґрунту тощо [24].

У зразках ґрунту з одного й того ж варіанту проб, але взятих у різний час, вміст нітратів може значно варіювати, що спостерігалось при нашому дослідженні. Нітрати мають велику рухливість, яка служить причиною їх зникнення з верхнього горизонту в умовах інтенсивного зволоження [184].

Згідно даних національної гідрометслужби України, спостерігалось зниження опадів у середньому від норми як всією територією країни, так і в районі досліджень, і навесні (-1,2 мм/міс.), і взимку (-6,6 мм/міс.) 2008 року. У березні й грудні 2009 року опадів випало більше норми, у середньому 140-170 %.

Низьку забезпеченість Нітрогену нітратного у ґрунтах (у середньому навесні – 10,43 мг/кг, взимку – 13,96 мг/кг) за 2008 рік можна пояснити дефіцитом опадів на досліджуваній території, також це сформувало умови для накопичення у верхньому шарі ґрунту амонію обмінного, вміст якого в 2008 році склав у середньому 12,74 мг/кг, у 2009 році – 2,16 мг/кг.

У міських ґрунтах вміст органічних сполук Карбону у верхньому горизонті (0-10 см) коливається в інтервалі від 2,56 % до 3,02 %. З глибиною цей показник змінюється в бік зменшення, аналогічні дані можна зустріти в інших наукових джерелах [24; 171]. Вміст Карбону у верхньому шарі (0-5 см) відповідає: ґрунтам

лісового біогеоценозу 3,12 %, степового біогеоценозу 2,32 %; рекреаційної зони міста 2,83 %, селітебної – 2,85 %, санітарно-захисної – 2,87 % і транспортної – 2,98 %; в глибшому шарі (5-10 см) фонові – 2,84 %, 2,20 %; міські – 2,84 %; 2,56 %; 2,77 % і 2,81 % відповідно.

Мінімальні показники зустрічаються у ґрунтах селітебної зони центральної частини міста (2,56 %) і санітарно-захисної зони біля металургійного комбінату «ім. Ілліча» (2,62 %). Середній вміст органічних сполук Карбону урбанізованих ґрунтів у горизонті (0-10 см) інших пробних майданчиків відповідає $2,85 \pm 0,07$ %, що є нижчим показником, порівняно з фоновими ґрунтами лісового біогеоценозу ($3,02 \pm 0,16$ %) і вищим за показником степового біогеоценозу ($2,28 \pm 0,20$ %).

Вміст гумусу, як і вміст Нітрогену у ґрунті має певні зональні особливості. Зміни запасів гумусу, збагачення гумусу Нітрогеном у ґрунтах свідчать про порушення динамічної рівноваги між процесами гуміфікації та мінералізації й можуть бути використані як екологічний індикатор порушення рівноваги в урбанізованих екосистемах. На думку Д.С. Орлова, висока й середня збагаченність Нітрогеном при відношенні C:N близько 8-10 характерна для більшості гумусових горизонтів зонально-генетичного ряду [171]. Підвищення цього показника говорить про зниження валового азоту в гумусі.

У біогеоценозах заповідних територій збагаченність гумусу на Нітроген є близькою до зональних показників (табл. 4.10), що свідчить про підтримку в них природної рівноваги процесів гуміфікації та мінералізації, стабільність функціонування ґрунтової біоти.

Згідно статистичної обробки досліджень, відображених у таблиці 4.6, мінімальний вміст Нітрогену відповідає ґрунтам урбанізованих територій, оскільки відношення C:N – 13,4; максимальний – фоновим ґрунтах, де C:N – 9,7. Забруднення ґрунтів міста Маріуполя відбувається під впливом викидів від стаціонарних точок промислових підприємств і автотранспорту. Середній показник C:N ґрунтів за 2009 рік уздовж трас відповідає 10,4; містом – 12,0.

Співвідношення величин органічної речовини і валового Нітрогену в гумусовому шарі 0-10 см за 2011 рік змінюється в межах від 10,1 до 13,4 в

антропогенно-змінених ґрунтах, а в фонових середнє значення насиченості Нітрогеном складає 10,2 (табл. 4.10). З глибиною це співвідношення збільшується в усіх ґрунтових зразках. Показник насиченості гумусу Нітрогеном досліджуваних ґрунтів схильний до значних сезонних і середньорічних коливань.

Таким чином, вміст гумусу у ґрунтах міста Маріуполя в цілому відповідає характеристикам зональних чорноземів звичайних. Максимальні показники вмісту гумусу, з'єднань групи Нітрогену відмічені для верхнього шару 0-5 см. Вниз за ґрунтовим профілем вміст гумусу та сполук Нітрогену зменшується. Ґрунти міста в порівнянні з фоновими характеризуються меншою стійкістю вмісту гумусу, а також меншим збагаченням гумусу Нітрогеном. Вміст Нітрогену нітратного та амонію обмінного змінюється за сезонами й роками. Весняні показники амонію обмінного в більшості варіантів нижчі ніж зимові, показники Нітрогену нітратного мають протилежну тенденцію.

4.2. Ферментативна та мікробіологічна активність ґрунтів

Одними з найбільш інформативних показників біологічної активності ґрунтів є активність ферментів та чисельність мікроорганізмів. Антропогенний вплив змінює активність ферментативного комплексу ґрунтів, склад та чисельність мікроорганізмів.

Значну роль у гідролітичному розщепленні органічних речовин та збагаченні ґрунтів доступними для рослин поживними елементами відіграють ферменти класу гідролаз, до яких відноситься уреаза. Інтенсивність уреази, як й інших ферментів, діагностує інтенсивність та направленість ґрунтотворних процесів, а також часто використовується для оцінки антропогенного впливу на екосистеми [34; 87; 94; 158; 183 та ін.].

Фермент уреаза, бере участь у метаболізмі азотовмісних з'єднань у ґрунті й має вузьку направленість каталізуючи гідроліз сечовини до аміаку й вуглекислого газу, викликаючи гідролітичне розщеплювання зв'язку між азотом і вуглецем у молекулах органічних речовин. Ферментативна активність зачіпає перетворення

Карбону і Нітрогену та окислювально-відновні процеси, отже, відображає напруженість біохімічних процесів у ґрунті.

Отримані дані деяких авторів при дослідженні ферментативної активності в антропогенно-змінених ґрунтах, говорять про те, що інвертазна, уреазна [125], целюлазна, дегідрогеназна, поліфенолоксідазна [183; 187] активність під впливом техногенного навантаження знижується.

Встановлені взаємозв'язки свідчать, що ферментативна діагностика дає об'єктивну інформацію про інтенсивність процесів трансформації – найважливіших азотовмісних з'єднань у ґрунті, а за деякими даними й вуглецевмісних з'єднань [149].

Активність уреазы різниться у ґрунтах досліджених пробних площ (рис. 4.6). Максимальні показники ферменту спостерігаємо у верхньому горизонті (0-10 см) ґрунтів ландшафтно-рекреаційної зони. Найнижчою вона є у ґрунтах санітарно-захисної зони металургійних комбінатів, а також селітебної зони центральної частини міста ($5,11 \pm 0,72$ мкг N-NH₃, 3 год/г абс. сух. ґрунту).

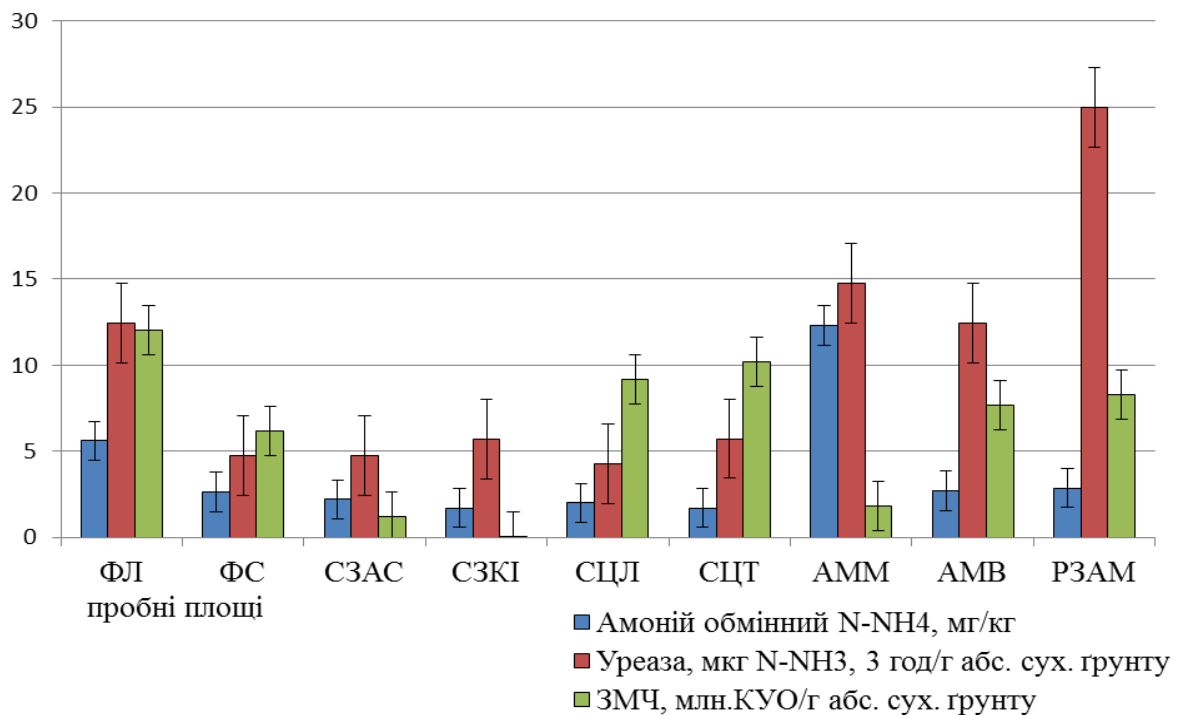


Рис 4.6. Показники біологічної активності ґрунтів району досліджень, по осі – числове значення відповідно до одиниць вимірювання показника.

Порівняно з фоновою (ФЛ) уреазна активність ґрунтів цих територій в 2,2-2,9 рази менше. На цих же площах знижена й чисельність бактерій, показники варіюють в інтервалі 0,02-1,2 млн. КУО/г абс. сух. ґрунту у варіантах «СЗКІ» і «СЗАС» (табл. 4.11), що складає 0,2-10,2 % від фонових значень.

Таблиця 4.11

Показники біологічної активності ґрунтів району досліджень

Пробні площі	Обмінний амоній N-NH ₄ , мг/кг		Нітроген нітратний N-NO ₃ , мг/кг		Уреаза, мкг N-NH ₃ , 3 год/г абс. сух. ґрунту		ЗМЧ, КУО/г абс. сух. ґрунту, 10 ⁶	
	М	mM	М	mM	М	mM	М	mM
ФЛ	5,60	0,19	2,50	0,09	12,44	0,27	12,04	0,72
РЗАМ	2,86	0,15	5,97	0,15	25,00	0,37	2,64	0,12
СЗКІ	1,70	0,12	3,00	0,16	5,73	0,06	0,02	0,001
СЗАС	2,18	0,07	3,20	0,12	4,73	0,21	1,23	0,08
СЦТ	2,00	0,06	3,30	0,18	4,29	0,36	10,17	0,55
АМВ	2,70	0,13	2,8	0,14	12,44	0,12	7,69	0,21
АММ	12,30	0,19	3,20	0,13	14,75	0,32	1,80	0,08

Примітка. Істинне значення середньої арифметичної величини для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

Достатньо високою, близькою до фонового значення, відміченого для лісового заказника, є уреазна активність транспортної зони ($13,6 \pm 1,6$ мкг N-NH₃, 3 год/г абс. сух. ґрунту), яка розташована на виїзді з міста в бік руху до заказника, але характеризуються меншим у 1,6-6,7 разів мікробним числом ($1,8-7,7$ млн. КУО/г абс. сух. ґрунту) проти фонових значень.

Процеси акумуляції органічної речовини, групи азоту та інших елементів пов'язано з життєдіяльністю біоти ґрунту, а фермент уреаза відіграє чільну роль, змінюючи екологічні функції ґрунту під час гуміфікації й безпосередньо пов'язаний з мінералізацією Нітрогену, що підтверджується кореляційним зв'язком між вмістом гумусу ($r=+0,68$) та уреазою. Кількісні показники активності

уреази корелюють із вмістом Нітрогену нітратного ($r=-0,88$), амонієм обмінним ($r=+0,74$).

На Присамар'ї за даними А.Ф. Кулик із співавторами [122] активність уреази змінювалася за сезонами й була різною в лісових і степових біогеоценозах. У наших дослідженнях також простежується висока залежність активності уреази, як від сезону та типу фітоценозу (газони, деревні насадження), так і від субстратного забезпечення, яке змінюється по-різному в різні сезони у різних біогеоценозах. У сезонній динаміці уреазної активності досліджених ґрунтів зафіксовані закономірності для всіх досліджених варіантів: зимові показники в 5-30 разів менше ($0,009 \pm 0,004$ мг N-NH₃, 3 год/г абс. сух. ґрунту) показників улітку ($0,082 \pm 0,04$ мг N-NH₃, 3 год/г абс. сух. ґрунту). Транспортна зона – зимові показники в 4,8-5,2 разів менше і приближені до фонові ділянки штучного насадження (в 4,5-6,3 разів), наступна за списком ландшафтно-рекреаційна зона – в 8,9-9,9 разів, селітебна – в 15,8-23,2 разів, і найбільше розходження показників із фоновими у СЗЗ – в 16,5-29,5 разів.

Спостереження показали, що у ґрунтовому профілі найбільш високу ферментативну активність мають верхні шари ґрунту (0-10 см) (рис. 4.7), як у фонових так і в урбоекосистемах Маріуполя. Фонові ґрунти мають рівномірний розподіл ферменту уреази між шаром 0-5 см і 5-10 см, на відміну від ґрунтів міста. У ґрунтах антропогено-змінених територій варіантів «РЗАМ», «СЗАС» і «АМВ» у верхньому шарі (0-5 см) спостерігаємо меншу активність у порівнянні з глибшим шаром ґрунту (5-10 см). У варіантах «СЗКІ» і «СЦТ» виявлено максимальну активність уреази в поверхневому шарі 0-5 см. Це може свідчити про більш інтенсивне забруднення поллютантами і значну роль уреази в процесі самоочищення, про що відмічають інші автори [224].

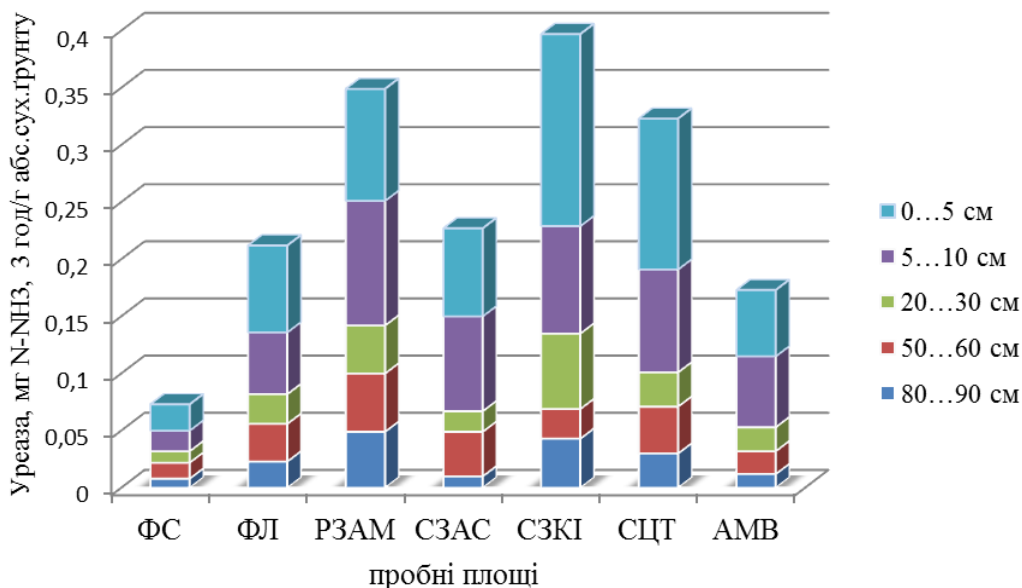


Рис. 4.7. Розподіл вмісту уреаз у ґрунтах району досліджень за глибиною (2011 р.).

Під впливом урбанізації спостерігаються різнопланові трансформації бактеріальних угруповань ґрунтів, що виражаються в спрощення структури бактеріальних комплексів і домінуванні резистентних форм.

У міських ґрунтах локально домінують бактерії роду *Enterobacteriaceae* та представники роду *Arthrobacter*. При дослідженні мікробних угруповань на територіях, які знаходяться біля металургійних комбінатів простежується зміна чисельності ґрунтової мікробіоти у бік зниження. Загальна чисельність бактерій ($0,63 \cdot 10^6$ КОУ/г ґрунту) у порівнянні з фоновими ґрунтами менше в 19,26 разів (табл. 4.11). Мікробний склад ґрунтового покриву представлений гетеротрофними бактеріями родів *Pseudomonas* і *Bacillus*. Ймовірно, що кількості бактерій-деструкторів знижено так, як у місті проводиться утилізація рослинного опаду.

Представники родів *Pseudomonas* і *Bacillus* є активними амоніфікаторами білків, амінокислот, їх похідних – гумусових сполук, сечовини та ін. Також амоніфікатори є імобілізаторами мінерального азоту. Досліджений мінеральний азот знаходиться в ґрунті у вигляді водорозчинних амонійних і нітратних солей.

Таким чином, ферментативна активність (на прикладі уреаз) та чисельність бактерій в урбанізованих ґрунтах зменшується, якщо концентрація Плюмбуму й

Купруму наближається до токсичних рівнів, які можуть бути показниками ступеня їх антропогенної трансформації.

Висновок. Аналіз фізико-хімічних властивостей ґрунтів урбоекосистем та їх ферментативної (на прикладі уреазі) і мікробіологічної активності в порівняльному аспекті з фоновими ґрунтами показав:

- ґрунтовий покрив м. Маріуполя за гранулометричним складом неоднорідний і має різну буферну здатність;
- у ґрунтах м. Маріуполя відбувається накопичення ВМ, перш за все - Плюмбуму: коефіцієнт концентрації валових форм Купруму і Плюмбуму становить $K_c=0,16(Cu)+2,27(Pb)$ проти $K_c=0,13(Cu)+0,92(Pb)$ – на фонових територіях;
- за зменшенням коефіцієнта концентрації (K_c) Плюмбуму та Купруму у ґрунтах різних зон м. Маріуполя сформована наступна послідовність: санітарно-захисна зона > селітебна зона > ландшафтно-рекреаційна зона > транспортна зона;
- для ґрунтів міста Маріуполя характерне зміщення реакції середовища в лужний бік порівняно із фоновими біогеоценозами. Головні центри підлюговування ґрунтів наближені до санітарно-захисних зон промислових підприємств та автомобільних шляхів;
- вміст гумусу у ґрунтах урбоекосистем м. Маріуполя знаходиться в діапазоні фонових значень (4,17 – 5,05 %);
- ґрунти міста в порівнянні з фоновими характеризуються меншою стійкістю вмісту гумусу а також меншою збагаченням гумусу Нітрогеном.
- ферментативна активність ґрунтів урбоекосистем (на прикладі уреазі) у 2,5-2,9 разів менша, ніж у фонових. Найнижчою вона є у ґрунтах СЗЗ металургійних комбінатів, а також селітебної зони центральної частини міста ($5,11 \pm 0,72$ мкг N-NH₃, 3 год/г ґрунту).
- едафотопи міської території характеризуються зниженням чисельності бактерій: показники варіюють в інтервалі 0,02-1,2 млн. КУО/г ґрунту у варіантах «СЗКІ» і «СЗАС», що складає 0,2-10,2 % від фонових значень.

РОЗДІЛ 5

ВОДРОСТІ ҐРУНТІВ РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

У розділі наводиться характеристика складу водоростей ґрунтів урбоекосистем Маріуполя, виділяються їх особливості в порівнянні з фоновими заповідними територіями Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили» та заказника місцевого значення «Азовська дача».

Анотований список водоростей, відмічених під час досліджень в урбанізованих ґрунтах Маріуполя і ґрунтах різнотравно-типчаково-ковилового степу відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили» та штучного лісонасадження заказника місцевого значення «Азовська дача» наведено у додатку А.

Описано найголовніші морфологічні й екологічні особливості ґрунтових водоростей та їх угруповань, що необхідно для подальшого розуміння їх адаптаційних можливостей до дії антропогенних факторів.

Під час вивчення водоростей ґрунтів лісового заказника «Азовська дача» (Донецька обл., Україна) нами було виявлено та виділено культуру водорість, яка відповідала опису представників роду *Parietochloris* Watanabe et Floyd, але за рядом морфологічних ознак не була ідентична жодному з описаних видів.

Parietochloris Watanabe et Floyd – один з маловивчених родів зелених водоростей, виділений з роду *Neochloris*, який об'єднує види з одноядерними клітинами та голими зооспорами з орієнтацією базальних тіл проти годинникової стрілки. Типовий представник роду *Parietochloris* – *Parietochloris alveolaris* (H.C.Bold) Watanabe et Floyd in Deason, Silva, Watanabe et Floyd 1991 який винайдений у водойми з вапняної водою (США, штат Теннессі) [279; 332; 333].

Відповідно до сучасних уявлень рід відноситься до Требуксієфіцієвих водоростей, але не формує монофілетичної групи [319]. За результатами філогенетичних досліджень 18S рРНК тільки *P. pseudoalveolaris* утворює з типовим видом роду *P. alveolaris* єдину кладу. Тоді як *P. cohaerens* (Groover et Bold) Watan. et Floyd in Deason et al. 1991 і *P. ovoideus* Mikhailyuk et Demchenko

2003 увійшли до кладі *Lobosphaera*. *Myrmecia incisa* Reisigl, віднесена спочатку до роду *Parietochloris* [333] як *Parietochloris incisa* (Reisigl) Watanabe 1996, пізніше на підставі молекулярно філогенетичних досліджень позначена як *Lobosphaera incisa* (Reisigl) Karsten et al. [299] і також увійшла до кладі *Lobosphaera* [276; 308; 319].

З екологічної точки зору види роду *Parietochloris* відносяться до терестріальних і відзначені в ґрунтах США, Ямайки, Нової Зеландії, Папуа Нова Гвінеї, Японії, Ізраїлі, Росії, Іспанії, Італії та України [265; www.algaebase.org]. В Україні зустрічаються всі відомі види роду. При цьому, *P. alveolaris*, *P. bilobata*, *P. cohaerens*, *P. pseudoalveolaris* – знайдені в ґрунтах лісових біогеоценозів; *P. ovoideus* – в аерофітних умовах на скелях [42; 265].

Моноклональний штам *Parietochloris* sp. виділений за допомогою мікропіпетування окремих клітин під інвертованим мікроскопом Axio Vert. A1 (Carl Zeiss). Культуру підтримували в рідкому середовищі WC [293] на освітлювальній установці з фотоперіодом 12 год. світло / 12 год. темрява.

Для уточнення таксономічного статусу нами була отримана послідовність ядерного гена 18S рДНК.

Отримана послідовність депонована в базі даних NCBI (GenBank) під номером KU948224.

Морфологічний опис штаму. На агаризованому середовищі штам утворює злегка підняті зеленого кольору розростання, які складаються з поодиноких клітин без слизу. Молоді і зрілі клітини мають кулясту форму (рис.5.1). У двомісячному віці можуть досягати 33 мкм в діаметрі. Оболонка тонка. У старих клітинах – до 0,7 мкм. Ядро одне. Хлоропласт один, чашоподібний, потовщений в основі зі слабкохвилястим краєм. Піреноїд один, з обгорткою яка складається з багатьох дрібних крохмальних зерен. Перед розподілом хлоропласт утворює лопаті і стає дво-, трилопатеvim з одним піреноїдом у кожній лопаті. Безстатеве розмноження апланоспорами і зооспорами, які утворюються при послідовному розподілі. Апланоспори кулясті (рідше еліпсоїдні) по 4-8-16. Зооспори округлі (по 32-64), звільняються у слизовому міхурі. Під час руху зооспори подовжено-

веретеноподібної або еліпсоїдної форми з 2 джгутиками і близько 4-6 мкм шир. і 8-10 мкм довж. Зооспори мають дві передні скоротливі вакуолі, пристінний хлоропласт із малопомітним піреноїдом і стигму, яка розташована в середній частині клітини. Зооспори утворюються при перенесенні культури під яскраве світло, яка була попередньо перемішена у воду та знаходилася протягом декількох годин у темряві. Стара культура зберігає зелений колір. Клітини в старих культурах мають численні вакуолі.

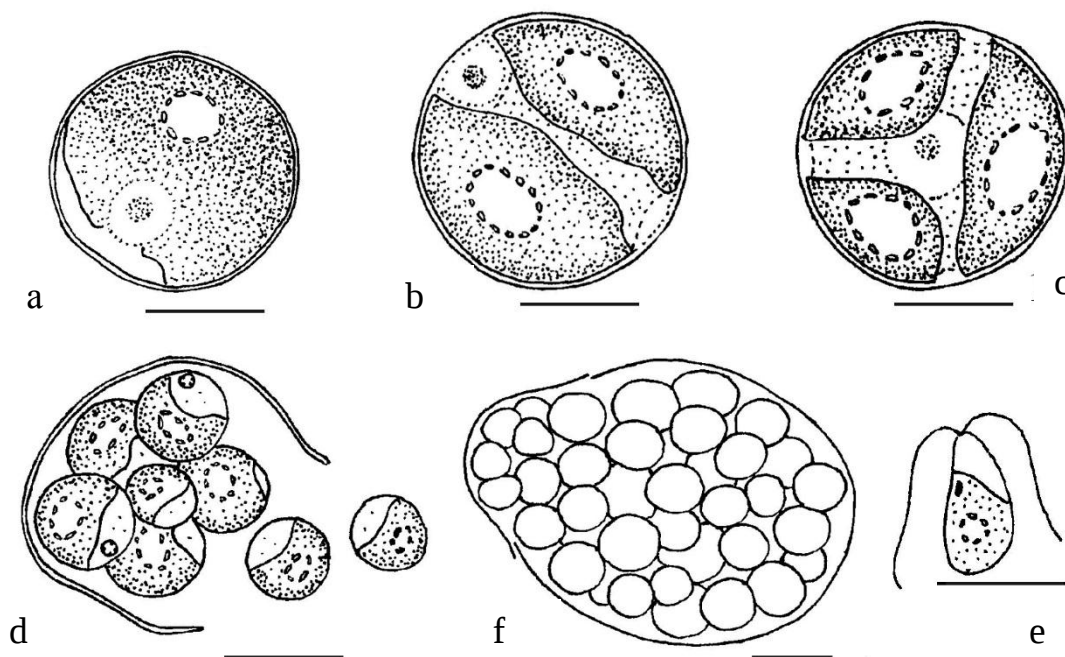


Рис. 5.1. *Parietochloris* sp.

а – зріла вегетативна клітина; б, с – клітини перед поділом; д – звільнення апланоспор; е – зооспора; ф – зооспорангій. Шкала = 10 μm.

Молекулярно-філогенетичний аналіз. Для штаму *Parietochloris* sp. нуклеотидна послідовність ядерного гена 18S рДНК склала 1661 пн. Усього в процесі філогенетичного аналізу було використано 32 послідовності, у тому числі, усі доступні в базі даних NCBI (GenBank) послідовності видів *Parietochloris*. Назви клад та їх обсяг наведені в розумінні J. Neustupa із співавторами [319]. Деревя, побудовані методами ML і Баєса, мали подібну топологію, в якості основного було взято дерево ML (рис. 5.2).

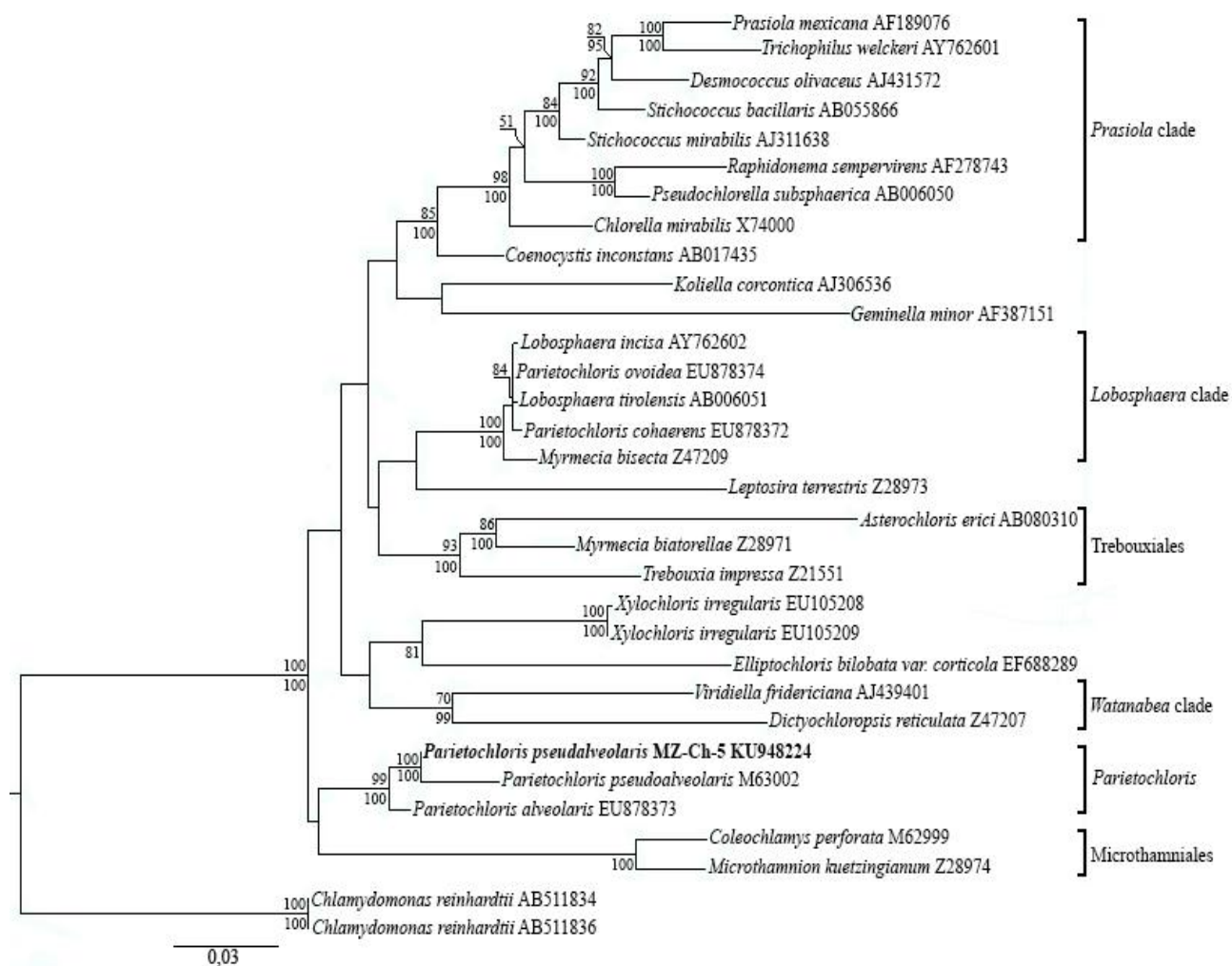


Рис. 5.2. Вкорінене філогенетичне дерево, отримане баєсовським методом і ML, на основі послідовностей 18S рДНК довжиною 1661 пн.

Примітка. В якості статистичної підтримки вузлів дерева показані значення бутстреп ML (над гілкою) і баєсовські апостеріорні ймовірності (під гілкою); значення < 50 і 80 не показані. Модель нуклеотидних заміन – GTR + G + I.

Досліджуваний штам відноситься до *Trebouxiophyceae* і формує монофілетичну групу з *Parietochloris pseudalveolaris* (M63002) і *P. alveolaris* (EU878373) з високою статистичною підтримкою 99/100 (ML / BI). Разом вони являють кладу *Parietochloris*, відмежовуючи види *P. cohaerens*, *P. ovoideus*, що входять у кладу *Lobosphaera*.

Аналіз морфологічних ознак штаму *Parietochloris* sp. свідчить про його високу схожість з двома видами – *Parietochloris pseudalveolaris* і *P. alveolaris*.

Спільними ознаками були: кулясті одноядерні вегетативні клітини; пристінний хлоропласт із піреноїдом, оточеним численними дрібними зернами крохмалю; розмноження апланоспорами і голими зооспорами, що звільняються зі слизового міхура. Відмінності досліджуваного штаму від найбільш близьких видів виявлялися в значному перевищенні розмірів вегетативних клітин: до 32,6 мкм, проти – 25 мкм у *Parietochloris pseudalveolaris* і *P. alveolaris*, відсутністю виражених лопатей у хлоропласті. Ще одна специфічна риса – формування великої кількості зооспор (до 64 – проти max 32 у *P. alveolaris*). Серед представників роду *Parietochloris* великі розміри вегетативних клітин сферичної форми характерні для *P. bilobata* (до 37 мкм у старих культурах). Але він відрізняється від досліджуваного штаму дволопатеvim хлоропластом і наявністю в зооспор декількох скорочувальних вакуолей, розташованих у середині клітини.

Таким чином, морфологічні відмінності вивченого штаму з відомими вже видами пов'язані, перш за все, із значним збільшенням розмірів вегетативних клітин і відсутністю лопатей у хлоропласті, що не завжди можливо вважати достатнім для виділення нового виду.

Ген 18S рДНК вважається досить консервативним [212], тому зафіксована варіабельність у його межах може свідчити про досить виражену дивергенцію в межах *Parietochloris*-подібних водоростей.

Для уточнення таксономічного статусу штаму *Parietochloris* sp. був проведений детальний порівняльний аналіз послідовності 18S рДНК із найбільш близькими видами *Parietochloris pseudalveolaris* (M63002) і *P. alveolaris* (EU878373). Ділянка послідовностей нуклеотидів яка була задіяна при аналізі становила 1686 пн. У досліджуваних послідовностях після вирівнювання були виділені всі варіабельні регіони V1-V9 18S рДНК [289; 318].

Візуалізація послідовностей 18S рДНК штаму *Parietochloris* sp., *Parietochloris pseudalveolaris* (M63002) і *P. alveolaris* (EU878373) дозволила виявити ряд еволюційних подій, що відбулися в цій групі (табл. 5.1), рис. 5.3-5.6.

**Порівняльна оцінка змін нуклеотидної послідовності 18S рДНК штаму
Parietochloris sp., *Parietochloris pseudalveolaris* і *P. alveolaris***

Об'єкти порівняння	Штам <i>Parietochloris</i> sp.	<i>Parietochloris pseudalveolaris</i> (M63002)	<i>Parietochloris alveolaris</i> (EU878373)
Штам <i>Parietochloris</i> sp.	-	Інделі (indels) – 9 Транзиції (transitions) – 2 Трансверсії (transversions) – 2	Інделі (indels) – 1 Транзиції (transitions) – 7 Трансверсії (transversions) – 5
<i>Parietochloris pseudalveolaris</i> (M63002)	Транзиції: C→T (100 %) Трансверсії: G→C (100 %)	-	Інделі (indels) – 10 Транзиції (transitions) – 8 Трансверсії (transversions) – 7
<i>Parietochloris alveolaris</i> (EU878373)	Транзиції: C→T (86 %) G→A (14 %) Трансверсії: G→C (20 %) T→A (40 %) G→T (40 %)	Транзиції: C→T (100 %) Трансверсії: G→C (42 %) T→A (29 %) G→T (29 %)	-

<i>P. pseudalveolaris</i> MZ-Ch-5 KU948224	AAACTGCTTTATACTGTGAAACTGCGAAT
<i>P. pseudalveolaris</i> M63002	AAACTGC-TTATACTGTGAAACTGCGAAT
<i>P. alveolaris</i> EU878373	AAACTGCTTTATACTGTGAAACTGCGAAT

Рис. 5.3. Делеція нуклеотиду в послідовності *P. pseudalveolaris* (M63002), фрагмент регіону V1 гена 18S рДНК.

<i>P. pseudalveolaris</i> MZ-Ch-5 KU948224	GACATAGTGA-GGATTGACAGATTGA
<i>P. pseudalveolaris</i> M63002	GACAT-GTGAAGGATTGACAGATTGA
<i>P. alveolaris</i> EU878373	GACATAGTGA-GGATTGACAGATTGA

Рис. 5.4. Делеція нуклеотиду і вставка «А» в послідовності *P. pseudalveolaris* (M63002), фрагмент регіону V6 гена 18S рДНК.

<i>P. pseudalveolaris</i> MZ-Ch-5 KU948224	ATTGGCGGCAGTCGGCGGTTT
<i>P. pseudalveolaris</i> M63002	ATTGGCGGCAGTCG-CGGTTT
<i>P. alveolaris</i> EU878373	ATTGGCGGCAGTCGGTGGTTT

Рис. 5.5. Делеція нуклеотиду в послідовності *P. pseudalveolaris* (M63002), фрагмент регіону V9 гена 18S рДНК.

<i>P. pseudalveolaris</i> MZ-Ch-5 KU948224	TTTCGGGTGGGCTGCGCCGGTCCGCCGTTT
<i>P. pseudalveolaris</i> M63002	TTTCGGGTGGGTCGCGCCGGTCCGCCGTTT
<i>P. alveolaris</i> EU878373	TTTCGGGTGGGCTGCGCCGGTCCGCCGTTT

Рис. 5.6. Транзиційні заміни в послідовності *P. pseudalveolaris* (M63002), фрагмент регіону V4 гена 18S рДНК.

Найбільшу відмінність ділянки, яку порівнювали 18S рДНК між собою демонструють *Parietochloris pseudalveolaris* і *P. alveolaris*, це обумовлене як явищами вставок та делецій, так і транзицій та трансверсій. Частота трансверсій і транзицій подібна. При цьому в усіх випадках транзицій задіяні тільки піримідини, а в трансверсії лідирує заміна G → C.

Досліджуваний штам *Parietochloris* sp. від *Parietochloris alveolaris* відрізнявся 12 замінами нуклетидов і всього лише одним випадком делеції. У транзиційних замінах крім піримідинів брали участь пурини, а в трансверсії переважали заміни T → A і G → T. Від *Parietochloris pseudalveolaris* штам *Parietochloris* sp. відрізнявся чотирма замінами. Транзиції і трансверсії представлені в однаковій кількості. У транзиційних замінах відзначені тільки піримідини.

Таким чином, найбільшу еволюційну віддаленість у дослідженій групі мають *Parietochloris pseudalveolaris* і *P. alveolaris*, а штам *Parietochloris* sp. розташовується між ними, проявляючи схожість із *Parietochloris pseudalveolaris* (рис. 5.1). Однак на морфологічному рівні штам *Parietochloris* sp. не демонструє наявність слизу навколо клітин у період спостереження за культурою аж до 12 міс., не формує клітини неправильної форми, у тому числі, еліпсоїдної, має розміри вегетативних клітин, які перевищують розміри *Parietochloris pseudalveolaris*.

Тому, за морфологічними і молекулярно-філогенетичними ознаками штам *Parietochloris* sp. може бути описаний у подальшому як новий вид роду *Parietochloris*, близький до *Parietochloris pseudalveolaris* і *P. alveolaris*. Додаткові морфологічні та молекулярні дослідження цього штаму дадуть змогу уточнити обсяг роду *Parietochloris* і його філогенетичні риси.

5.1. Особливості складу ґрунтових водоростей урбоекосистем та фонових заповідних територій

Однією з важливих характеристик будь якої території з екологічної точки зору є видове багатство організмів які на ній існують. Відомо, що видове багатство є показником який безпосередньо пов'язаний з біологічним різноманіттям [167]. Аналіз видового багатства (числа видів), а також розподілу видів за систематичними одиницями, тобто систематичної структури, застосовують як для характеристики флор так і для угруповань [3; 39; 164; 203; 253 та ін.]. При виділенні угруповань водоростей використовують різні підходи, а класифікацію здійснюють на домінантній основі або за методом Браун-Бланке [168; 172; 203 та ін.].

У роботі альгоугруповання виділяли на основі ценотичного підходу за домінантним принципом в межах одного біогеоценозу, маркером якого виступав фітоценоз. Біогеоценоз розглядали як екосистему в межах конкретного фітоценозу [72].

Систематична структура угруповань досліджених екосистем, особливо на рівні найвищих таксонів та головної частини ранжованого списку родин та родів, є достатньо надійним показником їх особливостей на які найменш впливає можлива неповнота видової інвентаризації [251]. Різноманітні коефіцієнти, які застосовують при аналізі систематичної структури, дозволяють з'ясувати специфіку складу видів окремих екосистем які, у свою чергу, формують багатство флори регіону. Такий підхід представляє значний інтерес для оцінки альгоугруповань територій, що зазнають урбаногенного тиску, і може бути використаним для пошуку показників їх антропогенної трансформації.

Альгоугруповання урбоекосистем характеризуються не випадковим складом видів, а утворюють достатньо специфічні структурні одиниці із видів які за своєю біологічною та екологічною індивідуальністю найкраще відповідають параметрам екологічних ніш урбанізованого середовища. Формування таких одиниць відбувається на основі природної флори регіону, під об'єднанням у подальшому впливом процесів, ініційованих природними й антропогенними чинниками.

У ґрунтах урбоекосистем Маріуполя та фонових заповідних територій виявлено 103 види водоростей із 6 відділів, 8 класів, 19 порядків, 29 родин, 47 родів. Це складає 11,5 % видового різноманіття водоростей ґрунтів України [42]. Видовий склад і та інші параметри угруповань водоростей різних урбоекосистем відрізняються від фонових і характеризуються цілим рядом особливостей, які розглянуті детальніше нижче.

5.1.1. Ґрунтові водорості степового біогеоценозу відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили»

Природна рослинність у районі досліджень внаслідок інтенсивного розвитку промисловості та сільськогосподарського використання земель збереглася лише на території заповідників. Тому в якості еталонних, як місцевий фон досліджувались водорості ґрунтів ділянки різнотравно-типчаково-ковилового степу в межах відділення Українського державного степового природного заповідника «Кам'яні могили».

Альгоугруповання степового біогеоценозу заповідника характеризується високим видовим багатством і за нашими даними нараховує 53 види ґрунтових водоростей із шести відділів, що відповідає 47 % списку флори водоростей ґрунтів заповідника «Кам'яні могили» [128].

Провідним відділом у степових біогеоценозах, як відмічали раніше й інші автори [17; 119; 253], найчастіше є *Cyanoprocarota* – 32 % (усього видового багатства). Відділ *Chlorophyta* дещо менш різноманітний – 30 %. Проте, іноді зелені водорості досягають значного різноманіття [249]. Зростанню різноманіття

Cyanoprocaryota на думку О.О. Баранової [17], у трав'янистих ценозах сприяє зменшення проективного покриття вищих рослин. Інші відділи в дослідженому степовому біогеоценозу мають ще менші показники різноманіття: *Xanthophyta* – 15 %, *Bacillariophyta* – 13 %, *Charophyta* 6 % та *Eustigmatophyta* 4 % (рис. 5.7).

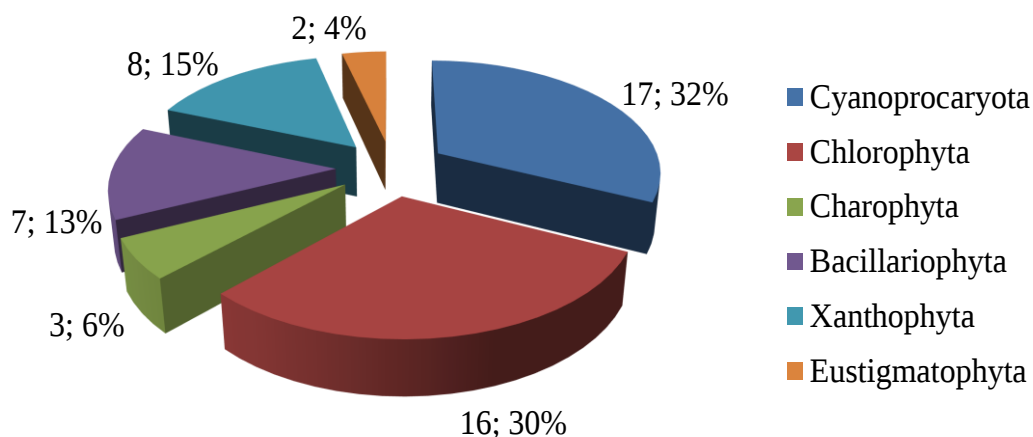


Рис. 5.7. Розподіл видових таксонів водоростей за відділами у ґрунті фонового степового біогеоценозу.

Подібні дані опубліковані Д.І. Ахмед'яновим [13] для біогеоценозів ковилових степів, В.Д. Щербиною зі співавторами [249] для біогеоценозів типчаково-ковилових степів, де домінуючими були відділи зелених водоростей і ціанопрокаріот і порівняно бідний склад жовтозелених та діатомових. При низькому видовому багатстві відділ діатомових відрізнявся високою частотою трапляння видів порядків *Naviculales* і *Bacillariales*. Найрізноманітнішим за числом видів із відділу *Cyanoprocaryota* був порядок *Oscillatoriales*.

За нашими даними пріоритетне положення за видовим багатством порядку *Oscillatoriales* в альгоугрупованнях степових біогеоценозів підтверджується. Ціанопрокаріоти представлені родинами *Pseudanabaenaceae* (рід *Leptolyngbya* – 4 види), *Oscillatoriaceae* (*Oscillatoria* – 2), *Phormidiaceae* (*Phormidium* – 8; *Microcoleus* – 1), *Nostocaceae* (*Nostoc* – 1; *Trichormus* – 1). До списку домінантного комплексу входить лише один вид роду *Phormidium*.

У таксономічній структурі альгоугруповання ґрунту степового біогеоценозу найбагатшою виявилася родина *Phormidiaceae* (17 % загального числа видів).

Дещо менші показники різноманіття характерні для родин: *Pseudanabaenaceae*, *Pleurochloridaceae*, *Chlorococcaceae* (частка кожної з них дорівнювала 7,6 %). Наступний щабель ранжованого списку провідних родин займають: *Naviculaceae*, *Chlamydomonadaceae*, *Klebsormidiaceae*, частка кожної з них – 5,7 %.

До складу провідних входять роди: *Phormidium* (8 видів), *Leptolyngbya*. (4), *Chlamydomonas* (3), *Klebsormidium* (3), *Navicula* (3),

За спектром морфотипів водоростей у ґрунті степового біогеоценозу (рис. 5.8 -а) переважають нитчасті (трихальні) організми (43 %), на другому місці – одноклітинні нерухливі водорості (41 %).

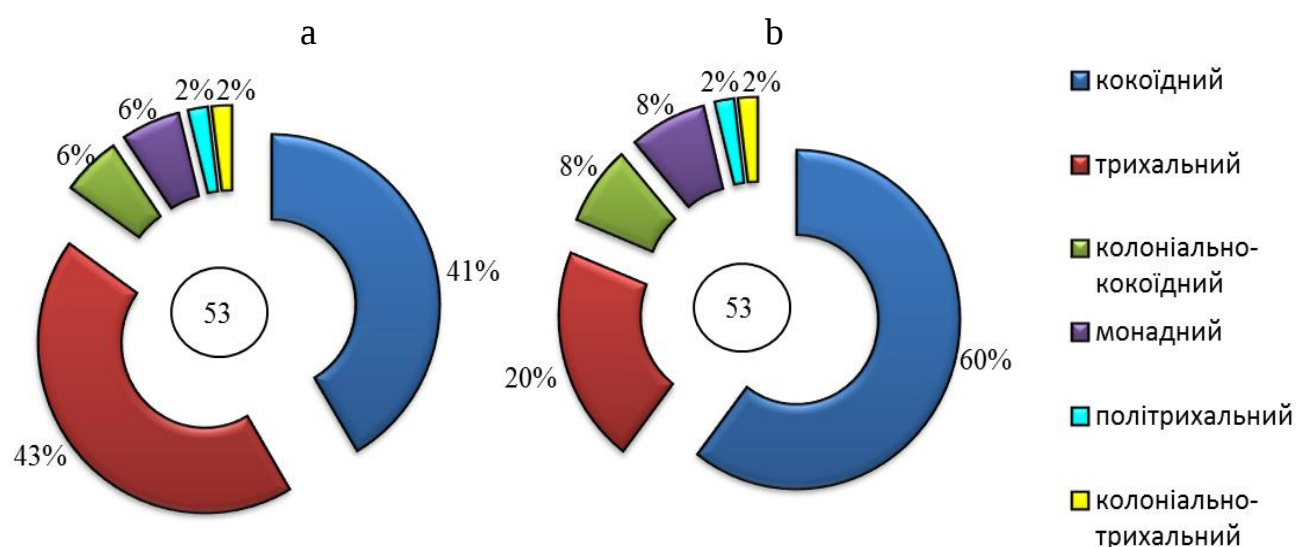


Рис. 5.8. Спектр морфотипів ґрунтових водоростей фонових ґрунтів: а – степовий біогеоценоз, б – лісовий біогеоценоз.

Нитчастий тип на 50 % представлений відділом *Cyanoprocarvota*, що характерно для альгоугруповань степових цілинних ділянок. Третю позицію займають представники колоніально-одноклітинної та монадної організації з відділу *Chlorophyta*, при цьому для лісового біогеоценозу їх частка є більшою (8 % на кожний морфотип) порівняно зі степовим (6 % на кожний морфотип). Мінімальним різноманіттям характеризуються водорості колоніально-трихального та політрихального типу організації (на кожний морфотип – 2 %). Це азотфіксуючі види роду *Nostoc* та *Symplocastrum friesii* в лісовому біогеоценозі та *Microcoleus vaginatus* – у степовому.

Утворення щільної дернини призводить до зменшення вологості верхнього шару ґрунту й доступу сонячної енергії, проте запобігає надмірному перегріву субстрату й заважає утворенню поверхневих розростань водоростей. Отриманий спектр морфотипів відображає екологічні умови ґрунтів степового фітоценозу.

Домінантні види степового біогеоценозу – *Phormidium paulsenianum*; субдомінантний комплекс більш розширений й представлений видами – *Chlamydomonas elliptica*, *Chlorella vulgaris*, *Stichococcus minor*, *Palmellopsis gelatinosa*, *Phormidium boryanum*, *Leptolyngbya boryana*, *Tribonema minus*, *Hantzschia amphioxys*.

При аналізі видового списку виявлено 7 специфічних видів, які відмічені тільки в умовах степу й не виявлені на урбанізованих територіях та штучному лісовому насадженні заказника. Це представники трьох відділів *Chlorophyta*, *Xanthophyta* і *Cyanoprocarota*: *Gloeobotrys chlorinus*, *Ellipsoidion perminimum*, *Pleurochloris lobata*, *Bracteacoccus cohaerens*, *Phormidium bohneri*, *Leptolyngbya foveolarum*, *L. fragilis*.

Таким чином, у ґрунті фонового степового біогеоценозу переважають ціанопрокаріоти й зелені водорості, склад інших відділів бідніший. У спектрі морфотипів водоростей основу роль відіграють нитчасті (трихальні) організми, на другому місці – одноклітинні нерухливі водорості.

5.1.2. Ґрунтові водорості лісового біогеоценозу заказника «Азовська дача»

Е.А. Штина та М.М. Голлербах [253] зауважували, що особливості угруповань водоростей визначається властивостями ґрунтів – генезисом, сучасним станом, характером використання, наявністю забруднення та ін., при цьому вплив вищих рослин «накладається» на дію ґрунтових умов, надаючи угрупованням водоростей певних специфічних рис. Обов'язкову частину міської території складають деревні насадження [60], які в місті Маріуполь штучного походження. Склад водоростей ґрунтів лісових біогеоценозів у степовій зоні України, як штучного так і природного походження, має свої особливості [136].

Зокрема альгоугруповання штучних лісових насаджень характеризується ксерофітністю зі значним переважанням як зелених, так і жовтозелених водоростей, серед яких значна кількість види-убіквісти. Діатомові водорості малорізноманітні, а в найбільш посушливих місцезростаннях відсутні. Частка ціанопрокаріот невисока, але збільшується в насадженнях з освітленою світловою структурою [136]. Для з'ясування тенденцій трансформації угруповань водоростей деревних насаджень міської території були досліджені водорості ґрунтів штучного дубового насадження в межах лісового заказника «Азовська дача», яке було обрано в якості контролю.

Водоростеве угруповання штучного лісового насадження складається з 53 видів водоростей. Відмічено переважання видів відділів *Chlorophyta* та *Xanthophyta*, що характерно для альгосинузій лісових фітоценозів як лісової [3] так і степової зони [136]. Частка цих відділів – 49 % і 17 % від загальної видової різноманітності відповідно. Посилення позицій жовтозелених – одна з характерних ознак ґрунтів під лісами [2]. Частка представників *Cyanoprocaryota* складає 11 %, на *Bacillariophyta* припадає 9 %, *Eustigmatophyta* 8 % та *Charophyta* 6 % (рис. 5.9).

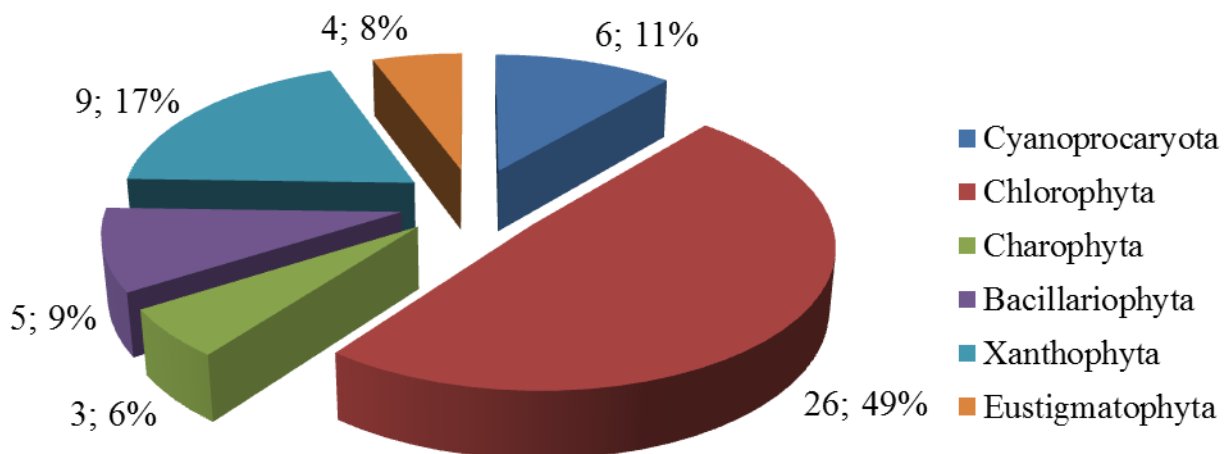


Рис. 5.9. Розподіл видових таксонів водоростей за відділами у ґрунті фонового лісового біогеоценозу.

Відділ зелених водоростей представлений 26 видами водоростей з 17 родів, 11 родин. Це найбільш багатовидовий відділ водоростей лісового біогеоценозу

заказника «Азовська дача». Але тільки родина *Chlorococcaceae* об'єднує 4 роди, які представлені 6 видами, інші родини цього відділу представлені одним або двома родами. Лідируюче положення серед жовтозелених водоростей займає порядок *Mischococcales* та родина *Pleurochloridaceae* (6 видів), до складу якої входять роди *Chloridella*, *Monodus*, *Pleurochloris*, *Botrydiopsis*, *Ellipsoidion*, характерні для лісових біогеоценозів [3], причому останні представлені видами у домінуючому комплексі. Відділ *Eustigmatophyta* має єдиний порядок *Eustigmatales*, що об'єднує 4 види родини *Eustigmataceae* з трьох родів: *Eustigmatos* (2 види), *Vischeria* і *Monodopsis* (по 1 виду на кожний).

Таким чином до провідних родин лісового біогеоценозу заказника «Азовська дача» відносяться: *Chlorococcaceae* і *Pleurochloridaceae* (доля кожної по 11,3 % видів едафотопу); *Chlamydomonadaceae*, *Chlorellaceae*, *Eustigmataceae* (по 7,6 %); *Pseudanabaenaceae*, *Klebsormidiaceae* (по 5,7 %). Інші родини маловидові (70,8 %).

До провідних за числом видів віднесені 3 роди: *Chlamydomonas* (4 види), *Klebsormidium* і *Leptolyngbya* (по 3 види на кожний). Інші роди моно- і двовидові.

За спектром морфотипів водоростей у ґрунті лісового біогеоценозу (рис. 5.8-б) на відміну від степового відзначається перевага одноклітинних нерухливих видів, які становлять 60 % (32 види) від загального числа. Група представлена, головним чином, зеленими і жовто-зеленими водоростями. На другому місці – 20 % (11 видів) водорості нитчастого типу організації з відділів *Cyanoprocarota*, *Chlorophyta*, *Charophyta*, *Xanthophyta*. Частка цих двох типів організації складає 80 % від загального числа видів.

Комплекс домінантів і субдомінантів формують види: з відділу ціанопрокаріот – *Leptolyngbya gracillima*, *Leptolyngbya henningsii*, *Nostoc paludosum*; зелених – *Borodinellopsis texensis*, *Chlorococcum diplobionticum*, *Tetracystis aggregata*, *T. excentrica*, *Mychonastes homosphaera*, *Bracteacoccus minor*, *B. aggregatus*, *Myrmecia bisecta*, *Stichococcus minor*; жовтозелених – *Heterothrix bristoliana*, *Botrydiopsis eriensis*, *Chlorobotrys terrestris*; харових – *Klebsormidium*

dissectum, *K. flaccidum*; діатомових – *Luticola mutica*; еустігматофітових – *Monodopsis subterranea*, *Eustigmatos magnus* та ін.

Виявлено 14 специфічних видів, які зустрічаються тільки в лісовому біогеоценозі й не виявлені в жодному з міських екотопів. Це представники чотирьох відділів *Chlorophyta*, *Xanthophyta*, *Eustigmatophyta* і *Cyanoprocaryota*: *Chlorobotrys terrestris*, *Chloridella neglecta*, *Ellipsoidion oocystoides*, *Eustigmatos vischeri*, *Chlamydomonas applanata*, *Chlamydomonas chlorococcoides*, *Borodinellopsis texensis*, *Chlorococcum diplobionticum*, *Neospongiococcum multinucleatum*, *Pseudococcomyxa simplex*, *Myrmecia bisecta*, *Leptolyngbya gracillima*, *L. notate*, *L. henningsii*. З них 6 відносяться до домінантних видів, 5 – субдомінантних.

Таким чином, у ґрунті фонового лісового біогеоценозу переважають зелені водорості, склад інших відділів бідніший. У спектрі морфотипів водоростей основу роль відіграють одноклітинні нерухливі водорості, на другому місці – нитчасті (трихальні) організми.

5.1.3. Водорості едафотопів санітарно-захисної зони промислових підприємств Маріуполя

Промислові підприємства відмежовуються від житлової забудови санітарно-захисними зонами (СЗЗ) [60]. Відповідно, ці території характеризуються посиленням техногенним тиском. У межах СЗЗ було закладено дві пробні площі: біля виробничої території металургійного комбінату «Азовсталь» – «СЗАС» та «ім. Ілліча» – «СЗКІ». Ділянка «СЗАС» представлена газонним насадженням із поодинокими деревами, а «СЗКІ» – деревним насадженням.

У цілому едафотопи СЗЗ населені 50 водоростями з 6 відділів, 8 класів, 16 порядків, 22 родин, 28 родів. Проте різноманіття видів кожної ділянки порівняно з фоновими біогеоценозами, де було відмічено по 53 види водоростей, є невисоким і складає 33 види на кожній. На частку *Chlorophyta* припадає 40-58 %, *Cyanoprocaryota* – 12-30 %, *Bacillariophyta* – 9-18 %, *Xanthophyta* – 6-9 %, інші відділи мають незначний вклад (рис. 5.10).

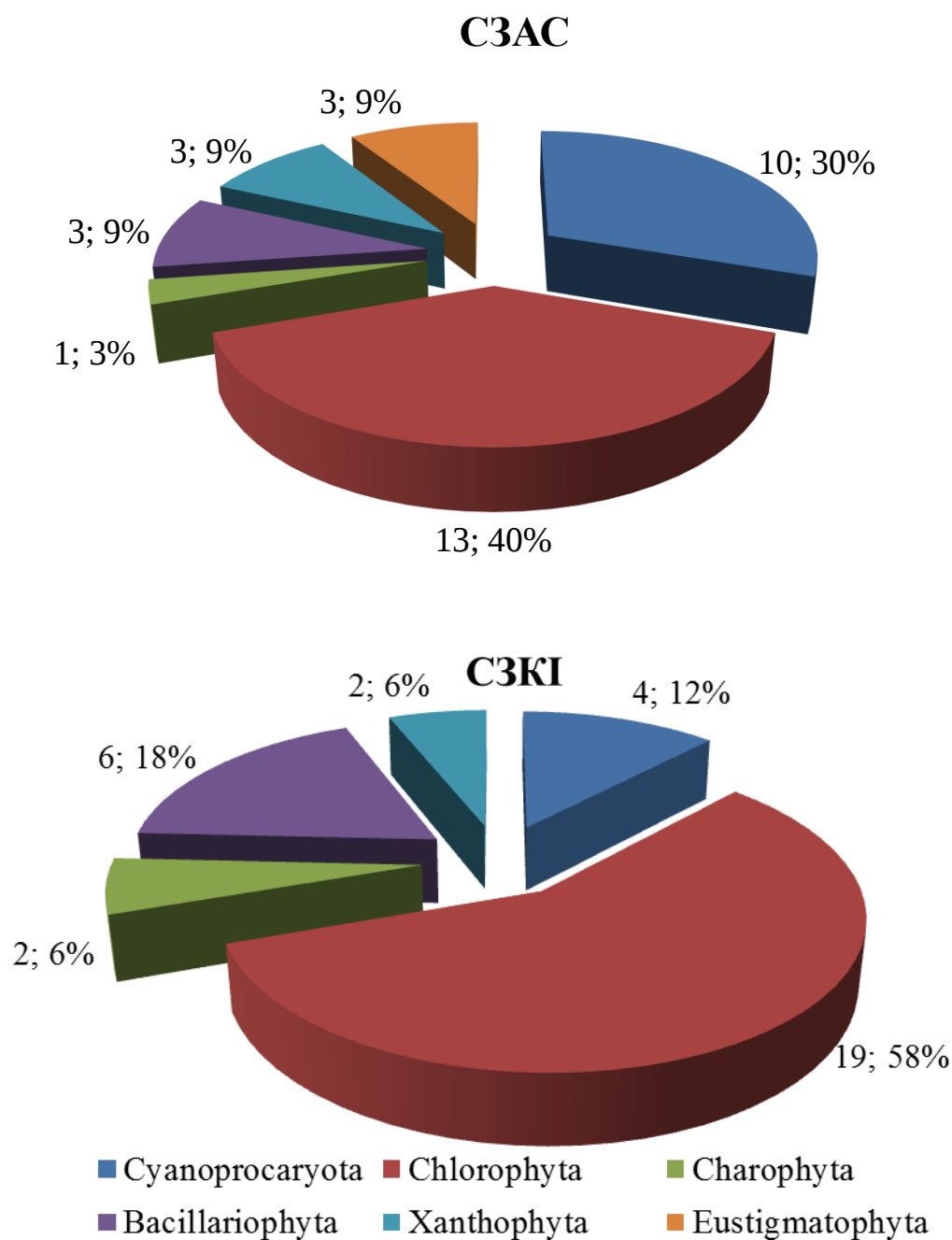


Рис. 5.10. Розподіл видових таксонів водоростей за відділами у ґрунті СЗЗ промислових підприємств міста Маріуполь.

Провідним відділом альгоугруповань СЗЗ є зелені водорості, на нього припадає максимальна частка видів (у варіантах «СЗКІ» – 58 %; «СЗАС» – 40 %). На другому місці на ділянці «СЗКІ» представники відділу діатомових – 18 %, за ними ціанопрокаріотів – 12 %. Такий розподіл видів за відділами не співпадає із встановленим для степового фонового біогеоценозу, де провідну роль відгравали

зелені водорості й ціанопрокаріоти, мало відрізняючись у видовому багатстві між собою. Відділ жовтозелених водоростей у ґрунті ділянки «СЗКІ» характеризується невисокою видовою представленістю: лише двома видами роду *Heterothrix*. Різноманіття відділів *Xanthophyta* і *Charophyta* незначне – 6 % на кожний. Представники відділу *Eustigmatophyta* відсутні.

У складі водоростей едафотопу варіанту «СЗАС» спостерігається зміна видового багатства за відділами – друге місце займають ціанопрокаріоти (30 %). Збільшення значення показника аридності: *Cyanoprocaryota/Chlorophyta* – 0,71, свідчить про значну ксерофітизацію угруповання на відміну з іншим варіантом, де він дорівнює – 0,19 і більш наближений до показників лісових угруповань (0,21). Це можна пояснити особливостями формування ґрунтових умов при наявності деревних насаджень.

Жовтозелені, діатомові та еустігматофітові присутні в рівних частках (по 9 % кожний), харові – нечисленні (3 %).

Провідними родинami за числом видів в угрупованні водоростей ділянки «СЗАС» були представники відділів ціанопрокаріот, зелених і еустігматофітових: *Phormidiaceae* (6 видів), *Chlorococcaceae* (5), *Chlamydomonadaceae*, *Eustigmataceae* (по 3), на відміну від варіанту «СЗКІ», де провідні родини відносяться лише до відділу зелених: *Chlorellaceae* і *Chlorococcaceae* (кожна представлена 5 видами). Таким чином, за спектром провідних родин угруповання суттєво відрізняються, спільною є лише родина *Chlorococcaceae*, яка об'єднує види з родів *Chlorococcum* і *Tetracystis*.

Провідні роди для альгоугруповань «СЗКІ»: *Chlorella* (5 видів), *Chlorococcum* (4), для «СЗАС»: *Phormidium* (4 види), *Chlamydomonadaceae* і *Chlorococcum* (по 3). Маловидові роди СЗЗ охоплюють від 87,5 % до 90,0 % різноманіття, одновидові – 60,0-79,2 %.

Порівняно з фоновими ґрунтами спостерігається зменшення різноманіття морфотипів водоростей у ґрунтах СЗЗ (відсутні представники колоніально-трихального морфотипу в обох варіантах), а також зміна їх ролі. Характерним є виразне зростання різноманіття водоростей кокоїдного морфотипу порівняно з

фоновими біогеоценозами, враховуючи специфіку різноманіття морфотипів властивих степовому й лісовому біогеоценозу. Частка кокоїдних водоростей для «СЗКІ» досягає 58 %, для «СЗАС» – 43 %, у той час як у лісовому біогеоценозі вони складають 60 %, а у степовому – 41 %. 76-85 % всієї кількості відмічених видів у ґрунті СЗЗ складають водорості лише двох морфотипів: кокоїдного і нитчастого (трихального) морфотипу. Спектр морфотипів водоростей описується формулою: $K_{14}H_{11}KK_3M_3P_2$ – для «СЗАС», $K_{19}H_9KK_3M_1P_1$ – для «СЗКІ».

Комплекс домінантних видів ґрунтових водоростей ділянки «СЗКІ» утворюють: *Klebsormidium flaccidum* і *Hantzschia amphioxys*; субдомінантних: *Chlorococcum hypnosporum*, *Ch. lobatum*, *Tetracystis excentrica*, *Mychonastes homosphaera*, *Chlorella vulgaris*, *C. luteoviridis*, *Choricystis chodatii*, *Stichococcus bacillaris*, *Luticola mutica*, *Phormidium boryanum*, *Microcoleus vaginatus*. Для ділянки «СЗАС» домінантами є *Monodus acuminata*, *Chlorococcum echinozygotum*, *Mychonastes homosphaera*, субдомінантами – *Botrydiopsis arhiza*, *Heterothrix bristoliana*, *Eustigmatos magnus*, *Chlorella vulgaris*, *Leptolyngbya tenuis*, *Phormidium uncinatum*.

Виявлено 3 специфічних види – *Leptolyngbya tenuis*, *Chlorococcum chlorococcoides* і *Chlorella reisiigii*, які зустрічалися тільки у ґрунтах СЗЗ Маріуполя.

Таким чином, у ґрунтах СЗЗ спостерігається скорочення видового багатства й різноманіття морфотипів порівняно з фоновими біогеоценозами, а також зміна інших ознак, які характеризують альгоугруповання. У першу чергу, це трансформація кількісних співвідношень таксонів різного рангу, складу домінантів і субдомінантів, характерних для фонових біогеоценозів.

5.1.4. Водорості ґрунтів селітебної зони Маріуполя

Альгоугруповання ґрунтів селітебної зони досліджувались на двох пробних площах «СЦТ» і «СЦЛ», які представлені газонами біля житлових будинків. У цілому було виявлено 33 види водоростей (рис. 5.11).

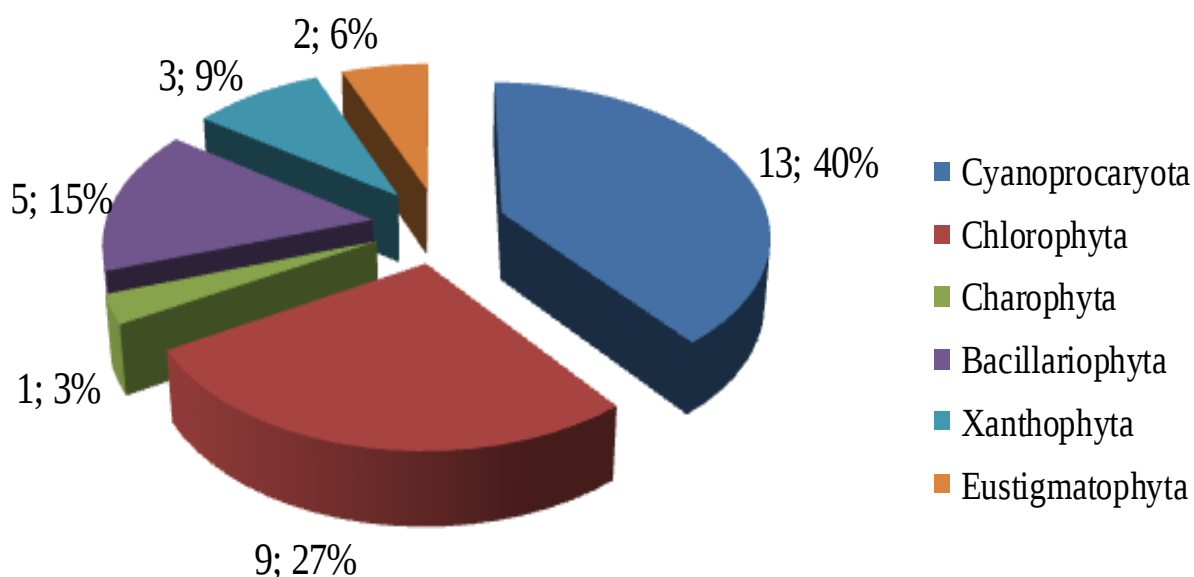


Рис. 5.11. Розподіл видових таксонів водоростей за відділами у ґрунті селітебної зони м. Маріуполь.

У ґрунтах селітебної частини міста спостерігається переважання ціанопрокаріот (до 40 %), їх частка є вищою ніж у фоновому ґрунті під трав'янистою рослинністю. Разом із тим зменшується роль видів *Xanthophyta*, на їх припадає лише 9 % проти 15 % у ґрунті заповідної степової цілинки. Значення показників *Cyanoprocaryota/Chlorophyta* і *Cyanoprocaryota/Xanthophyta* досягають максимальних величин у порівнянні з іншими дослідженими альгоугрупованнями і становлять відповідно 1,44 та 4,33.

За спектром морфотипів $H_{15}K_{11}KK_2KH_2M_2P_1$ альгоугруповання має подібність до угруповання притаманного степовому біогеоценозу. Переважають у ґрунті селітебних територій і степу нитчасті (трихальні) організми – 46 % і 43 % відповідно, а також одноклітинні нерухливі (кокоїдні) – 33 % і 41 % відповідно. Їх сумарний внесок у структурі угруповання селітебної зони склав 79 %, а у степовому біогеоценозі – 84 %. У ґрунтах селітебної зони міста колоніально-трихальні види посилюють свою позицію (до 6 %) у порівнянні зі степовим біогеоценозом, де вони мали лише 2 % від виявленої кількості видів.

До провідних віднесена одна родина – *Phormidiaceae* (9 видів), що об'єднує роди *Microcoleus* (1) та *Phormidium* (8), останній рід єдиний багаточисленний, інші (95 %) одно- і двовидові.

Комплекс домінантів утворюють *Phormidium jadinianum*, *P. molle*, *P. paulsenianum*, *Heterothrix exilis*, *Ulothrix variabilis*, *Palmellopsis gelatinosa*, *Mychonastes homosphaera*, *Luticola mutica*, *Luticola ventricosa*.

Vischeria helvetica і *Phormidium dimorphum* – два специфічних види які зустрічалися тільки у ґрунтах селітебної зони міста Маріуполь.

Таким чином, у ґрунтах селітебної зони міста Маріуполь спостерігається зменшення видового багатства й різноманіття таксонів, часткове збереження характерних для фонових степових біогеоценозів рис.

5.1.5. Водорості ґрунтів транспортної зони Маріуполя

Альгоугруповання пробних площ транспортних зон включає 30 видів. Участь *Chlorophyta* і *Cyanoprocarvota* (рис. 5.12) оцінюється у 44 % і 23 % відповідно.

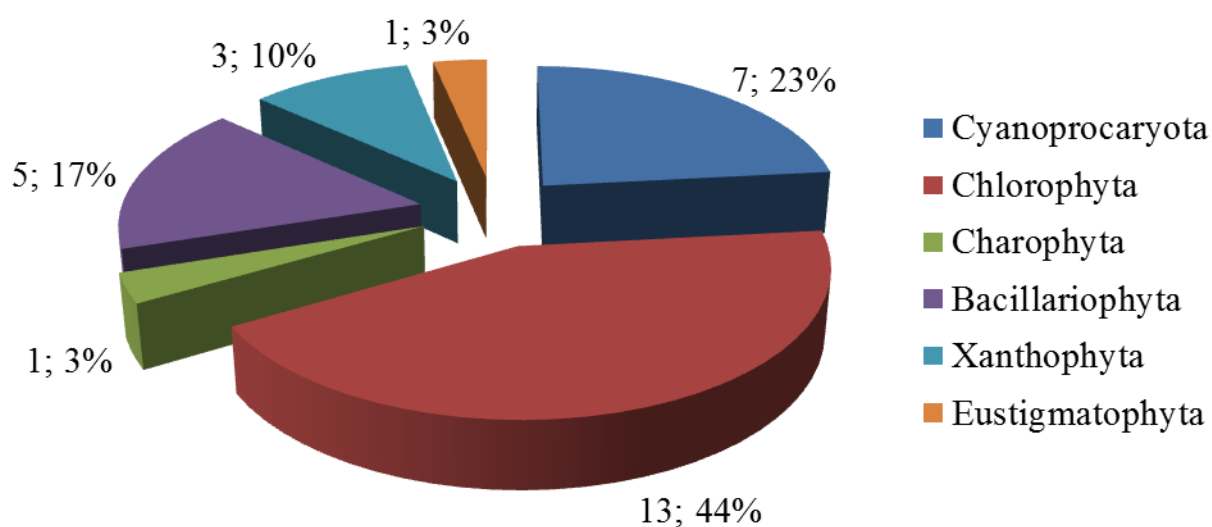


Рис. 5.12. Розподіл видових таксонів водоростей за відділами у ґрунті транспортної зони м. Маріуполь.

Порівняно із угрупованнями під штучними деревними насадженнями лісового заказника у ґрунті біля автомобільних трас зростає роль *Cyanoprocaryota* з 11 до 23 %. Також спостерігаємо збільшення різноманіття відділу *Bacillariophyta* (17 %) і низьку видову різноманітність представників відділу *Xanthophyta* (10 %) біля автотрас у порівнянні з фоновими ґрунтами. Це можливо викликано специфікою аеротехногенного забруднення, яке призводить до змін фізико-хімічного складу ґрунту. Вклад *Charophyta* і *Eustigmatophyta* до 3 % на кожен відділ.

Аналіз морфотипів водоростей у ґрунтах узбіч автомагістралей показав скорочення їх різноманіття (відсутні політрихальні водорості). Водорості кокоїдної організації переважають над нитчастими в 2,5 рази. Разом із тим, відмічається зменшення їх загальної кількості: 18 проти 32 для ґрунтів лісового заказника. Загальний спектр морфотипів описується формулою: $K_{18}H_7KK_3KH_1M_1$.

Основу альгоугруповань уздовж автомагістралей складають три родини: *Phormidiaceae* – 4 види, *Chlorococcaceae*, *Naviculaceae* – по 3. До провідних віднесені роди: *Phormidium* і *Navicula*. Види цих родів є у складі домінантів: *Phormidium paulsenianum*, *P. retzii*, *Navicula cryptocephala*. Також комплекс домінантів доповнюють види *Cyanobacterium cedrorum*, *Eustigmatos magnus*, *Luticola mutica*, *Palmellopsis gelatinosa*.

Одновидові роди в даному екоотопі складають до 56,7 % видового багатства водоростей.

Cyanobacterium cedrorum і *Scotiellopsis rubescens* – специфічні види, які формують альгокомплекс толерантних організмів до аеротехногенного впливу і зустрічаються на дослідних пробних ділянках, які знаходяться під дією викидів від автотранспорту.

Таким чином, альгоугруповання транспортної зони відзначаються зниженням таксономічного різноманіття й різноманіття морфотипів водоростей, домінуванням переважно видів-убіквістів.

5.1.6. Водорості ґрунтів ландшафтно-рекреаційної зони Маріуполя

Ґрунтові водорості міських ландшафтно-рекреаційних зон налічують 51 вид. Як видно з рис. 5.13, домінуючими за кількістю видів є відділи *Chlorophyta* (43 %) і *Cyanoprocaryota* (19 %). Відділи *Xanthophyta* та *Bacillariophyta* займають третє і четверте місце 16 % і 14 % відповідно. Внесок інших відділів незначний.

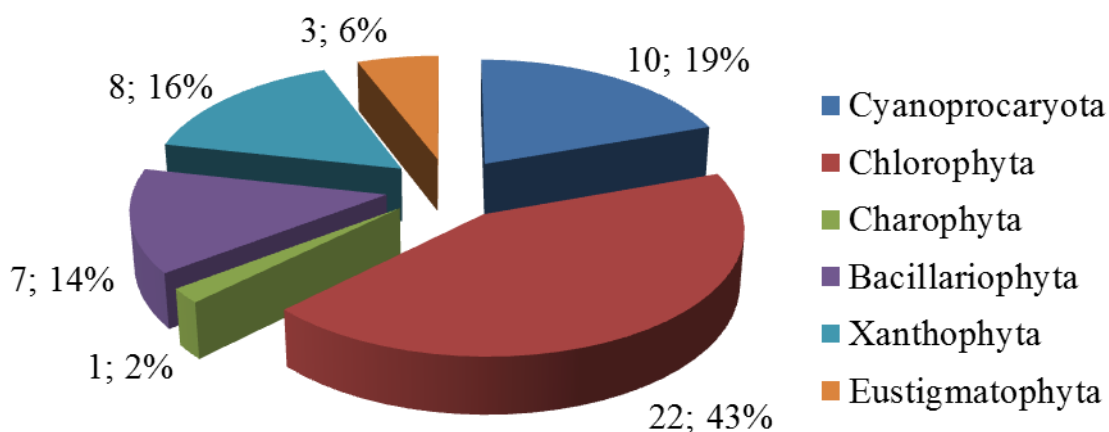


Рис. 5.13. Розподіл видових таксонів водоростей за відділами у ґрунті ландшафтно-рекреаційної зони м. Маріуполь.

Посилення ролі *Cyanoprocaryota*, у порівнянні з угрупованнями фонових штучних лісових насаджень, пояснюється тим, що відбувається ксерофітизація місць існування. Серед ксерофітних видів представлені нитчасті ціанопрокаріоти, які переважають в аридних ґрунтах. Це види родів *Phormidium*, *Leptolyngbya*.

Спектр морфотипів водоростей ландшафтно-рекреаційної зони також має певну схожість зі спектром морфотипів водоростей лісового біогеоценозу, але відсутні представники політрихального типу. Його формула: $K_{27}H_{14}KK_5M_4KN_1$. Загальна кількість кокоїдних і нитчастих (трихальних) видів становить 80 %, також відзначається виразна перевага різноманіття одноклітинних нерухливих організмів, які складають 53 % (27 видів) від загального числа виявлених в едафотопях ландшафтно-рекреаційної зони міста Маріуполя. На другому місці – 27 % (14 видів) водорості нитчастого (трихального) типу.

Спектр провідних родин водоростей у ґрунтах ландшафтно-рекреаційної зони відрізняється від встановленого для штучних деревних насаджень лісового заказника.

До провідних належить 7 родин, які об'єднують 29 видів (56,9 % усього видового багатства). Максимальне різноманіття характерно для *Phormidiaceae* (13,7 %), на другому місці – родини *Pleurochloridaceae*, *Chlamydomonadaceae*, *Chlorococcaceae* і *Chlorellaceae*, кожна з яких має 7,8 %, найменший показник у родин *Naviculaceae* і *Eustigmataceae* – по 5,9 %. На відміну від штучного лісу, у якому переважає родина *Chlorococcaceae*, у даному варіанті перше місце належить родині *Phormidiaceae*, як і в таксономічному спектрі угруповання водоростей заповідної степової цілинки, але до домінантів представники не входять, хоча субдомінанти *Leptolyngbya amplivaginata*, *Phormidium boryanum*, *P. retzii* за певних умов можуть зайняти місце домінантів.

Домінантами ландшафтно-рекреаційної зони є жовтозелені водорості – *Monodopsis subterranea*; зелені – *Stichococcus minor*, *Myrmecia biatorellae*; діатомові – *Navicula cryptocephala*, *Hantzschia amphioxys*. Субдомінантами – *Sphaerosorus coelastroides*, *Chlamydomonas culleus*, *C. gloeogama*, *Palmellopsis gelatinosa*, *Chlorococcum echinozygotum*, *Mychonastes homosphaera*, *Bracteacoccus aggregatus*, *B. minor*, *Chlorella luteoviridis*, *Stichococcus bacillaris*, *Navicula minuscula*, *N. pelliculosa*, *Leptolyngbya amplivaginata*, *Phormidium boryanum*, *P. retzii*.

Виявлено 4 специфічних види – *Heterococcus Chodat*, *Gloeocapsa punctata*, *Phormidium breve*, *Phormidium irriguum*, які зустрічалися тільки у ґрунтах рекреаційної зони міста Маріуполь.

Ґрунтові водорості міських ландшафтно-рекреаційних зон за спектрами відділів та провідних родин, а також частотою трапляння окремих видів водоростей, складом морфотипів показали найбільшу спорідненість з водоростями лісового біогеоценозу заказника «Азовська дача», проте простежуються ознаки ксерофітизації, що проявляється у збільшенні різноманіття ціанопрокаріот, їх участю в формуванні групи субдомінантів.

5.2. Чисельність і біомаса ґрунтових водоростей урбоекосистем та фонових заповідних територій

Найактивніше водорості заселяють гумусово-акумулятивний горизонт і особливо самі верхні його шари, що проявляється у змінах їх чисельності й біомаси. Кількісні характеристики угруповань водоростей дають уявлення про біологічну активність ґрунту, наявність відхилень від зональних параметрів. У таблиці 5.2 представлені показники чисельності й біомаси водоростей, що характеризують середні значення для досліджуваних біогеоценозів.

Таблиця 5.2

Порівняльна характеристика показників чисельності і біомаси водоростей у ґрунтах району досліджень за період 2008-2011 рр.

Пробні площі, зони міста	Чисельність кл./г абс. сухого ґрунту	Біомаса, мкг/г абс. сухого ґрунту
	Діапазон коливання	Діапазон коливання
ФС	3400-44000	1848-12510
ФЛ	5400-22756	1344-9070
ландшафтно-рекреаційна зона	5200-61071	1630-3804
селітебна зона	3800-61580	1027-5373
санітарно-захисна зона: «СЗАС», «СЗКІ»	8990-134900	452-7100
транспортна зона	10060-32560	2458-28340

Прямий метод підрахунку ґрунтових водоростей дозволив виявити від 3,4 тис. (степовий біогеоценоз) до 134,9 тис. (СЗЗ міста) клітин в 1 г абсолютно-сухого ґрунту (табл. 5.2).

Підрахунок біомаси водоростей в ґрунтах дуже важливий з точки зору визначення біопродуктивності різних біогеоценозів, екосистем і біосфери в цілому. Величина біомаси дає уявлення про потенційні запаси речовини та енергії, накопичених угрупованням на певний період часу. Так у шарі 0-10 см степового біоценозу загальна біомаса протягом періоду досліджень коливалася в

межах $1,84 \cdot 10^{-3}$ - $12,51 \cdot 10^{-3}$ мг/г абс. сухого ґрунту, штучних лісових насаджень – $1,34 \cdot 10^{-3}$ - $9,07 \cdot 10^{-3}$ та міських ґрунтів у варіанті ландшафтно-рекреаційної зони – $1,63 \cdot 10^{-3}$ - $3,80 \cdot 10^{-3}$, селітебної зони – $1,03 \cdot 10^{-3}$ - $5,37 \cdot 10^{-3}$, санітарно-захисної зони – $0,045 \cdot 10^{-3}$ - $7,10 \cdot 10^{-3}$, транспортної зони – $2,46 \cdot 10^{-3}$ - $28,34 \cdot 10^{-3}$ мг/г абс. сухого ґрунту (табл. 5.2).

Чисельність і біомаса ґрунтових водоростей на ділянках міста Маріуполя відрізняються від фонових, та між собою, і характеризуються значною варіабельністю. Максимальні сумарні показники біомаси фіксувалися у ґрунтах транспортної зони в порівнянні з фоновими та міськими біогеоценозами за рахунок показників зелених і врахованих разом з ним відділів, чисельності – СЗЗ міста (варіант «СЗКІ») за рахунок ціанопрокаріот.

У таблиці 5.3, 5.4 представлені показники чисельності й біомаси водоростей за профілем.

Таблиця 5.3

Чисельність основних відділів водоростей досліджених ґрунтів (тис. клітин/г абс. сухого ґрунту) на різних глибинах ґрунтового профілю (літо, 2011 р.)

Варіант	РЗАМ		СЗКІ			СЗАС			СЦТ		
Глибина зразка, см	1	2	1	2	3	1	2	3	1	2	3
0-5	11,49±2,99	2,58±1,49	21,70±7,59	3,01±0,01	88,87±9,70	3,79±1,69	5,20± 4,56	25,30±7,62	9,74±3,76	1,14±1,00	50,70±15,45
5-10	12,75±2,94	1,94±1,57	9,20±4,57	1,80±1,04	66,65±15,13	5,92±2,96	8,33± 2,90	4,51±2,53	6,12±3,21	1,02±0,85	9,03±4,13
30	7,22±3,68	не виявл.	9,35±3,48	2,06±3,57	не виявл.	3,04±0,01	7,52± 1,74	не виявл.	3,04±0,71	не виявл.	не виявл.
60	2,09±1,64	не виявл.	3,40±1,80	не виявл.	не виявл.	1,02±1,77	4,59±0,01	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
90	не виявл.	не виявл.	0,90±1,75	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
Варіант	АМВ		АММ			ФЛ			ФС		
Глибина зразка, см	1	2	1	2		1	2	3	1	2	3
0-5	24,16±11,40	3,46±0,50	22,40±3,70	5,14±1,56		11,56±8,80	3,87±3,57	6,07±0,24	3,61±0,80	4,70±0,70	4,12±0,76
5-10	7,42±4,12	3,08±1,56	18,38±3,15	4,62±0,70		10,29 ± 7,65	3,62±0,04	0,89±0,30	2,12±1,91	3,56±1,15	0,79±0,33
30	4,11±2,17	не виявл.	7,15±1,76	не виявл.		7,83±3,48	1,97±1,80	не виявл.	не виявл.	не виявл.	0,24±0,03
60	1,15±0,70	не виявл.	не виявл.	не виявл.		8,17±4,56	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
90	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.		не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.

Примітка. Представники відділів: 1 – *Chlorophyta* + *Xanthophyta* + *Eustigmatophyta* + *Charophyta*, 2 – *Bacillariophyta*, 3 – *Cyanoprocarvota*; допустимі розходження достовірні для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

Таблиця 5.4

Біомаса основних відділів водоростей досліджених ґрунтів (мг/г абс. сухого ґрунту) на різних глибинах ґрунтового профілю (літо, 2011 р.)

Варіант	РЗАМ		СЗКІ			СЗАС			СЦТ		
Глибина зразка, см	1	2	1	2	3	1	2	3	1	2	3
0-5	1,53·10 ⁻³	3,06·10 ⁻⁴	2,88·10 ⁻³	4,32·10 ⁻⁴	3,62·10 ⁻³	2,72·10 ⁻³	3,81·10 ⁻³	5,70·10 ⁻⁴	3,49·10 ⁻³	7,33·10 ⁻⁴	1,15·10 ⁻³
5-10	1,22·10 ⁻³	2,40·10 ⁻⁴	1,61·10 ⁻³	2,42·10 ⁻⁴	2,14·10 ⁻³	1,78·10 ⁻³	1,63·10 ⁻³	4,00·10 ⁻⁵	3,08·10 ⁻³	1,96·10 ⁻⁴	1,10·10 ⁻⁴
30	7,80·10 ⁻⁴	не виявл.	1,12·10 ⁻³	1,68·10 ⁻⁴	не виявл.	1,22·10 ⁻⁴	2,10·10 ⁻⁴	не виявл.	1,59·10 ⁻⁴	не виявл.	не виявл.
60	3,03·10 ⁻⁴	не виявл.	3,60·10 ⁻⁴	не виявл.	не виявл.	9,78·10 ⁻⁵	6,00·10 ⁻⁴	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
90	не виявл.	не виявл.	1,40·10 ⁻⁴	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
Варіант	АМВ		АММ			ФЛ			ФС		
Глибина зразка, см	1	2	1	2		1	2	3	1	2	3
0-5	1,69·10 ⁻²	2,51·10 ⁻³	2,46·10 ⁻²	3,74·10 ⁻³		6,00·10 ⁻³	6,82·10 ⁻⁴	2,39·10 ⁻³	1,56·10 ⁻³	1,72·10 ⁻³	9,23·10 ⁻³
5-10	1,48·10 ⁻²	1,86·10 ⁻³	2,51·10 ⁻²	2,36·10 ⁻³		2,14·10 ⁻³	1,64·10 ⁻³	3,30·10 ⁻⁴	1,06·10 ⁻³	1,12·10 ⁻³	1,78·10 ⁻³
30	3,50·10 ⁻³	не виявл.	2,24·10 ⁻⁴	не виявл.		4,43·10 ⁻³	2,11·10 ⁻³	не виявл.	не виявл.	не виявл.	8,83·10 ⁻⁴
60	2,07·10 ⁻⁴	не виявл.	не виявл.	не виявл.		1,13·10 ⁻³	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
90	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.		3,11·10 ⁻⁴	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.

Примітка. Представники відділів: 1 – *Chlorophyta* + *Xanthophyta* + *Eustigmatophyta* + *Charophyta*, 2 – *Bacillariophyta*, 3 – *Cyanoprocarvota*; допустимі розходження достовірні для генеральної сукупності (η) при вірогідності 0,95 і $p=0,05$ буде знаходитися в діапазоні $M \pm t m_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

Спостереження показали, що максимальна чисельність (табл. 5.3) і біомаса (табл. 5.4) водоростей в основному зосереджена у верхніх шарах ґрунту як у фонових так і урбоекосистемах Маріуполя.

Формування профільної структури альгоугруповань пов'язана з перерозподілом водоростей у підповерхневі горизонти з водними низхідними потоками та з тонкодисперсною мулкою фракцією ґрунтової маси. У верхньому горизонті (до 10 см) зосереджена основна маса представників відділів *Chlorophyta*, *Xanthophyta*, *Eustigmatophyta*, *Charophyta* *Bacillariophyta* та *Cyanoprocarvota*, причому максимальне заселення виявлене в шарі 0-5 см. Найбільше різноманіття та чисельність водоростей у поверхневому шарі ґрунту глибиною до 5 см збігається з даними інших дослідників [136; 243].

З глибиною чисельність водоростей різко зменшувалася, формуючи чіткий регресивний ґрунтовий альгопрофіль. Максимальне число видів знайдено у верхньому гумусовому шарі до 10 см: від 30 (транспортна зона) до 51 виду (рекреаційна зона) у міських екотопах і 53 видів у фонових екосистемах. На глибинах 30, 60 і 90 см як у фонових так і міських ґрунтах зафіксовано 12, 5, 4 видів водоростей відповідно. Це представники відділів зелених, жовтозелених разом із еустігматофітовими і харовими водоростями та ціанопрокаріотами. Іноді в деяких нижніх шарах профілю водорості не виявлялося, можливо, це пов'язано з гідрофізичними властивостями ґрунту.

Найбільші показники чисельності водоростей відмічені у ґрунтах під деревними насадженнями порівняно із ґрунтами під трав'яною рослинністю (табл. 5.5). Серед деревних насаджень найбільша чисельність водоростей характерна для ПП транспортної зони міста Маріуполя, найменша – для ландшафтно-рекреаційної зони (табл. 5.3).

Середні показники біомаси (чисельності) ґрунтових водоростей різних відділів верхнього гумусового шару ґрунту фонового лісового біогеоценозу складають $6,59 \cdot 10^{-3}$ мг/г абс. сух. ґрунту (18150 кл./г абс. сух. ґрунту) за рахунок відділу зелених і врахованих разом з ним відділів; для степового біогеоценозу – $8,24 \cdot 10^{-3}$ мг/г абс. сух. ґрунту (9450 кл./г абс. сух. ґрунту), максимальні показники

біомаси дають представники відділу синьозелених, а чисельності – діатомових (табл. 5.5).

Таблиця 5.5

Показники чисельності й біомаси водоростей ґрунтів Маріуполя та фонових біогеоценозів

Відділ	$M \pm tm_M$	м. Маріуполь		Фонові біогеоценози	
		деревні насадження	газони	деревні насадження	степові рослинні асоціації
1	чисельність, тис. кл./г абс. сух. ґрунту	від 7,42±4,12 до 24,16±11,40	від 3,79±1,69 до 9,74±3,76	від 10,29±7,65 до 11,56±8,80	від 2,12±1,91 до 3,61±0,80
	біомаса, 10^{-3} мг/г абс. сух. ґрунту	від 1,22±0,56 до 16,90±3,82	від 1,78±1,11 до 3,49±0,75	від 2,14±0,07 до 6,00±2,04	від 1,06±0,15 до 1,56±0,42
2	чисельність, тис. кл./г абс. сух. ґрунту	від 1,80±1,04 до 3,46±0,50	від 1,02±0,85 до 8,33± 2,9	від 3,62±0,04 до 3,87±3,57	від 3,56±1,15 до 4,70±0,70
	біомаса, 10^{-3} мг/г абс. сух. ґрунту	від 0,24±0,12 до 2,51±1,18	від 0,20±0,05 до 3,81±0,09	від 0,68±0,34 до 1,64±0,65	від 1,12±0,11 до 1,72±0,31
3	чисельність, тис. кл./г абс. сух. ґрунту	від 66,65±15,13 до 88,87±9,7	від 13,54±9,22 до 76,00±29,57	від 0,89±0,30 до 6,07±0,24	від 0,79±0,30 до 4,12±0,76
	біомаса, 10^{-3} мг/г абс. сух. ґрунту	від 2,14±0,86 до 3,62±1,40	від 0,15±0,01 до 1,72±0,68	від 0,33±0,17 до 2,39±0,40	від 1,78±0,27 до 9,23±1,12

Примітка. Представники відділів: 1 – *Chlorophyta* + *Xanthophyta* + *Eustigmatophyta* + *Charophyta*, 2 – *Bacillariophyta*; 3 – *Cyanoprocaryota*; допустимі розходження достовірні при $p=0,05$, у діапазоні $M \pm tm_M$, де $t=2,571$ для $v=5$.

Сумарні середні показники біомаси (чисельності) у ґрунтах деревних насаджень міста мають більше показники – $13,32 \cdot 10^{-3}$ мг/г абс. сух. ґрунту (96180 кл./г абс. сух. ґрунту) ніж у фонових і під газонами тенденція по біомасі зберігається (56210 кл./г абс. сух. ґрунту) але численність ($5,58 \cdot 10^{-3}$ мг/г абс. сух. ґрунту) найменша у порівнянні з іншими едафотопами. Збільшення чисельності для обох типів біогеоценозів відбувається за рахунок ціанопрокаріотів, а біомаси – зелених і врахованих разом із ним відділів.

Порівнюючи чисельність ціанопрокаріотів, зелених разом із іншими відділами, що рахувалися сумісно, та заселеність ґрунту діатомовими водоростями, варто визнати, що саме останні у варіанті «СЗАС» мають більші показники в порівнянні з іншими пробними майданчиками, включаючи фонові (табл. 5.3).

Кількісний аналіз альгоугруповань санітарно-захисної зони, яка оточує промзони, показав, що при середніх максимальних значеннях чисельності 71,95 тис. клітин в 1 г абсолютно сухого ґрунту біомаса занижена до $3,2 \cdot 10^{-3}$ мг/г абс. сух. ґрунту. Такого низького показника не спостерігається в жодному з досліджених пробних майданчиків. Це пояснюється тим, що найбільшим вкладом у формуванні чисельності й біомаси водоростей цього варіанту належить дрібним одноклітинним зеленим водоростям, багато з яких відноситься до видів-убіквістів [3], що говорить про специфічні умови в урбоекосистемах.

Не тільки профільна, а й сезонна динаміка чисельності ґрунтових водоростей носили специфічний характер у досліджених екосистемах.

Сезонна динаміка чисельності основних відділів водоростей ґрунтів фонових та міських територій у горизонті до 10 см схожа. Максимальна кількість клітин водоростей (рис. 5.14) відзначається навесні, крім селітебної зони де найвища чисельність була влітку, також улітку завищені показники чисельності водоростей СЗЗ за рахунок варіанту «СЗКІ» (табл. 5.5) які залежать від штучно створених умов у місті. На більшості досліджених територій улітку спостерігається зменшення заселеності ґрунту водоростями. Аналіз сезонного перерозподілу представників різних відділів окремо за горизонтами виявляв подібну тенденцію. Необхідно зауважити, що варіабельність таких показників, як біомаса і численність водоростей дуже мінлива, та може відрізнятись в десятки разів під час сезонних спостережень протягом року на постійних дослідних ділянках. Ці спостереження співпадають з даними інших дослідників [243; 248; 249].

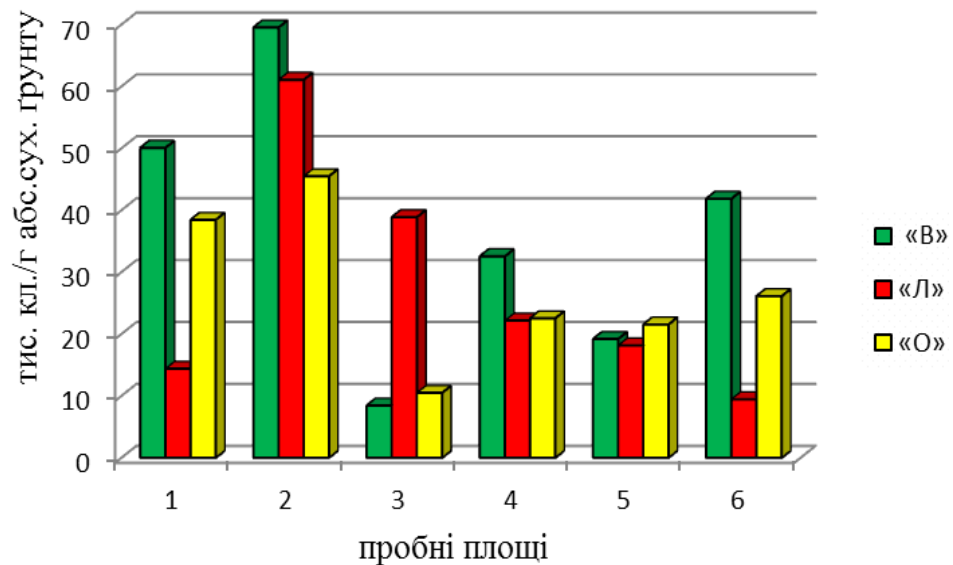


Рис. 5.14. Сезонні зміни чисельності основних відділів водоростей ґрунтів фонових та міських територій: 1 – ландшафтно-рекреаційна зона, 2 – санітарно-захисна зона; 3 – селітебна зона; 4 – транспортна зона; 5 – заказник «Азовська дача»; 6 – заповідник «Кам'яні могили».

Таким чином, трансформація ґрунтових альгоутгруповань в урбоєкосистемах позначається й на змінах біомаси й чисельності водоростей. Найактивніше водорості заселяють гумусово-акумулятивний горизонт і особливо самі верхні його шари, що проявляється у змінах їх чисельності й біомаси. Чисельність і біомаса ґрунтових водоростей на ділянках міста Маріуполя відрізняються від фонових та між собою, і характеризуються значною варіабельністю. Максимальні показники чисельності водоростей зафіксовані у ґрунтах лісових насаджень СЗЗ, та під газонним покриттям селітебної зони переважно за рахунок ціанопрокаріот. Найбільшу біомасу водорості формували в едафотопях транспортної зони під лісовими насадженнями за рахунок зелених водоростей і врахованих разом із ним відділів *Xanthophyta*, *Eustigmatophyta*, *Charophyta*. Сезонна динаміка чисельності основних відділів водоростей ґрунтів фонових та міських територій схожа. Максимальна кількість клітин водоростей відзначається навесні і є високою восени. Улітку спостерігається найменша заселеність ґрунту водоростями.

5.3. Порівняльний аналіз особливостей угруповань водоростей різних едафотопів

Зональні особливості угруповань водоростей проявляються тільки в цілих ґрунтах під природними фітоценозами [3; 13; 20; 119]. Урбанізація змінює ознаки угруповань ґрунтових водоростей, властивих тому чи іншому типу біогеоценозу (лісовому, степовому тощо) [2; 92; 244; 254; 273].

Зелені насадження міста Маріуполь представлені як трав'яними так і деревними насадженнями. Якщо перші за біоморфою рослин відповідають зональній рослинності, то другі представляють екстразональний тип. Характерні ознаки угруповань водоростей зональної степової рослинності, а також інших типів рослинності, представлених у різних екотопах степової зони (природні і штучні ліси, солончаки) висвітлені в різних наукових джерелах [2; 37; 136; 137; 181 та ін.]. Перед нами стояли завдання вивчити та виділити особливості угруповань водоростей деревних насаджень і газонів на території міста Маріуполь, використовуючи в якості контролю власні результати досліджень степових і лісових біогеоценозів та літературні джерела.

У ґрунтах територій, що обрані в якості фонових, відмічено 85 видів водоростей. Перше місце в таксономічному спектрі посідає відділ зелених (39,3 %).

Ґрунти фонових біогеоценозів подібні за кількістю виявлених видів водоростей, проте суттєво відрізняються за складом, а також за спектрами таксонів високого рангу. У деревних насадженнях лісового заказника «Азовська дача» лідируюче місце займає *Chlorophyta*, на другому місці – *Xanthophyta* (рис. 5.15). У цілому для альгофлори лісових біогеоценозів за даними різних дослідників є характерним переважання за різноманітністю видів зелених і жовтозелених водоростей [127; 132; 133; 134; 243; 256]. Панівною групою за числом видів у степовому біогеоценозі є ціанопрокаріоти, незначно поступаються їм зелені водорості (рис. 5.15), що також узгоджується з результатами інших досліджень [12; 13; 17; 121; 245; 248; 257 та ін.].

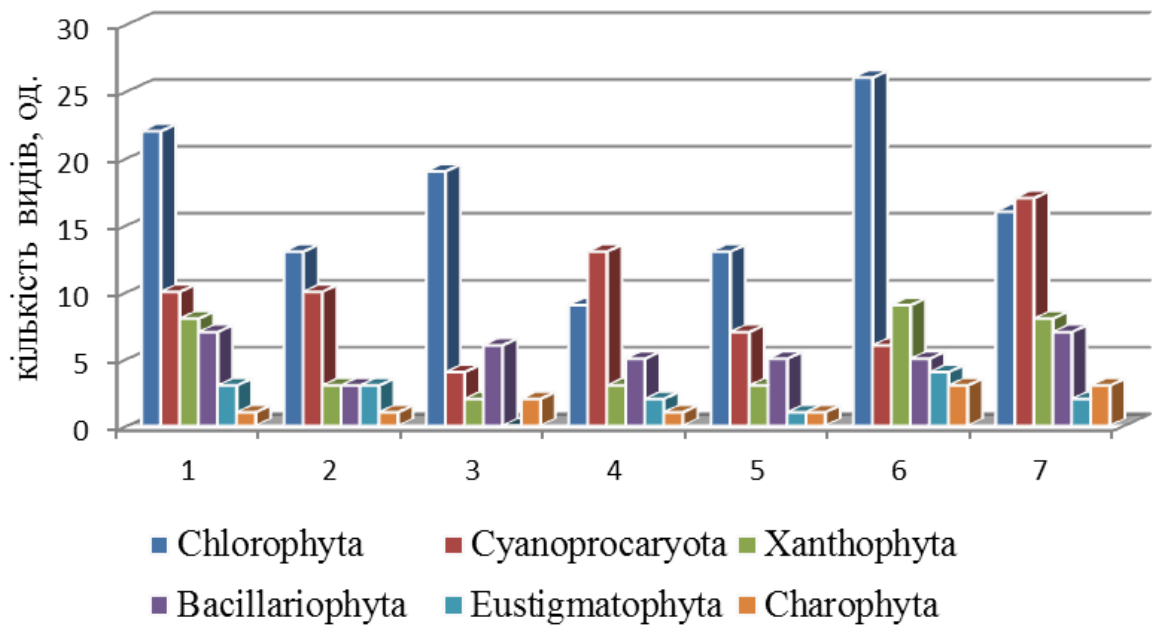


Рис. 5.15. Систематична структура на рівні відділів за числом видів альгоугруповань фонових та міських територій: 1 – ландшафтно-рекреаційна зона, деревні насадження («РЗАМ, РЗАМ_т»), 2 – санітарно-захисна зона, газон («СЗАС»); 3 – санітарно-захисна зона, деревні насадження («СЗКІ»); 4 – селітебна зона, газон («СЦС, СЦЛ»); 5 – транспортна зона, деревні насадження («АММ, АМВ»); 6 – заказник «Азовська дача», деревні насадження («ФЛ»); 7 – заповідник «Кам'яні могили», цілинний різнотравно-типчаково-ковиловий степ («ФС»).

У ході альгологічних досліджень на території міста було знайдено 81 вид ґрунтових водоростей, які належать до 38 родів, 28 родини, 19 порядків, 8 класів, 6 відділів. Аналіз таксономічної структури на рівні відділів показав, що біогеоценози міста відрізняються один від одного, що відображено в таблиці 5.6. Більшість представників характерні для відділів *Chlorophyta* і *Cyanoprocarvota*, разом вони складають для міських – 69,1 % від загальної кількості цього типу місцевості.

Таблиця 5.6

Таксономічна структура водоростей ґрунтів фонових територій і урбоєкосистем та пропорції флори

Пробні площі	Кількість видів за відділами, од. (%)*						Кількість таксонів, од.						Пропорції флори**		
	1	2	3	4	5	6	відділів	класів	порядків	родин	родів	видів	I	II	III
Разом (р-н досліджень)	31 (30,1)	40 (38,8)	16 (15,5)	8 (7,8)	3 (2,9)	5 (4,9)	6	8	19	29	47	103	1,6	3,6	2,2
Разом фонові ПП	22 (26,2)	33 (39,3)	15 (17,9)	7 (8,3)	3 (3,6)	4 (4,8)	6	8	16	25	43	84	1,7	3,4	2,0
ФС	17 (32,1)	16 (30,2)	8 (15,1)	7 (13,2)	3 (5,6)	2 (3,8)	6	8	15	22	30	53	1,4	2,4	1,8
ФЛ	6 (11,3)	26 (49,1)	9 (17,0)	5 (9,4)	3 (5,7)	4 (7,5)	6	8	17	24	36	53	1,5	2,2	1,5
Разом ПП м. Маріуполь	25 (30,9)	31 (38,3)	10 (12,3)	8 (9,9)	3 (3,7)	4 (4,9)	6	8	19	28	38	81	1,4	2,9	2,1
РЗАМ, РЗАМ _т , ландшафтно-рекреаційна зона	10 (19,6)	22 (43,1)	8 (15,7)	7 (13,7)	1 (2,0)	3 (5,9)	6	8	18	25	30	51	1,1	1,8	1,7
СЦС, СЦЛ, селітебна зона	13 (39,4)	9 (27,3)	3 (9,1)	5 (15,1)	1 (3,0)	2 (6,1)	6	8	14	18	20	33	1,1	1,8	1,7
СЗКІ, санітарно-захисна зона	4 (12,1)	19 (57,6)	2 (6,1)	6 (18,1)	2 (6,1)	0	5	7	13	18	20	33	1,1	1,8	1,7
СЗАС, санітарно-захисна зона	10 (30,3)	13 (39,4)	3 (9,1)	3 (9,1)	1 (3,0)	3 (9,1)	6	7	13	18	24	33	1,3	1,8	1,4
СЗКІ, СЗАС, санітарно-захисна зона разом	11 (22,0)	24 (48,0)	4 (8,0)	6 (12,0)	2 (4,0)	3 (6,0)	6	8	16	22	28	50	1,3	2,3	1,8
АММ, АМВ, транспортна зона	7 (23,3)	13 (43,4)	3 (10,0)	5 (16,7)	1 (3,3)	1 (3,3)	6	7	15	19	22	30	1,2	1,6	1,4

Примітки: *Відділи: 1 – *Cyanoprocarvota*; 2 – *Chlorophyta*; 3 – *Xanthophyta*; 4 – *Bacillariophyta*; 5 – *Charophyta*; 6 – *Eustigmatophyta*.

**Пропорції флори: I – насиченість родин родами; II – насиченість родин видами; III – насиченість родів видами.

Лідуюче місце в таксономічній структурі альгоугруповань міста належить відділам: *Chlorophyta* – 31 вид (38 %) і *Cyanoprocarota* – 25 (31 %). Роль інших відділів менша: *Xanthophyta* – 10 видів (12 %), *Bacillariophyta* – 8 (10 %), *Eustigmatophyta* – 4 (5 %) та *Charophyta* – 3 (4 %). Подібне співвідношення основних таксонів на рівні відділів описано рядом інших авторів для альгоугруповань урбоекосистем [2; 67; 68; 241; 246].

Альгоугруповання, що сформувалися в урбоекосистемах Маріуполя розрізняються один від одного (табл. 5.6, рис. 5.15). Найбільшою видовою різноманітністю характеризується альгогруповання ландшафтно-рекреаційної зони (51 вид – 63,0 % від числа видів водоростей ґрунтів міста), аналогічні дані представлені іншими авторами для міст Молдови, Росії, Румунії [26; 68; 115; 244; 271; 273].

Значно менше видове різноманіття водоростей у ґрунті в зоні впливу металургійних комбінатів, у селітебній частині – по 33 види, а найменше – уздовж автотрас – 30 (табл. 5.6).

Домінування зелених водоростей та ціанопрокаріот у ґрунтах урбоекосистем пояснюється їх високою адаптивною здатністю до впливу різних несприятливих факторів.

Водоростям з відділу *Chlorophyta* в різних екотопах міста належить від 27,0 до 58,0 % загального числа видів (табл. 5.6, рис. 5.15). Більш високим різноманіттям зелених водоростей характеризуються ділянки з деревними насадженнями на відміну від газонних.

З числа видів зелених водоростей – 20 видів (64,7 %) відноситься до класу *Chlorophyceae*. Клас представлений 4 порядками, 7 родин, 9 родами. Це одноклітинні, колоніальні, нитчасті організми або організми, які здатні утворювати сарциноподібні пакети. З них багато видів характеризуються винятковою витривалістю до різних екстремальних умов і Е.А. Штиною зі співавторами [252; 254] віднесені до Ch-життєвої форми.

Провідним порядком є *Chlorococcales*, який нараховує 11 видів (35,5 % від загального числа видів відділу). Найбільшим числом видів представлені родини *Chlorococcaceae* (29,0 %), *Chlorellaceae* (16,1 %) і *Chlamydomonadaceae* (12,9 %).

Найчисленнішими були представники родів *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Chlorella*, *Tetracystis*. Решта 11 родів відділу *Chlorophyta* відносяться до одно- і двовидових, що складає 73,3 % від їх загальної кількості.

Найбільше число видів на всіх ділянках виявлено з роду *Chlamydomonas*, що пов'язано з їх здатністю швидко переходити в пальмелоподібний стан, рухливістю і високою швидкістю розмноження. Особливістю забруднених ділянок є зменшення видового багатства для значної частини родів водоростей.

Ціанопрокаріоти представлені одним класом *Cyanophyceae*, 3 порядками, 6 родинками, 9 родами.

Домінуючу позицію займають види з порядку *Oscillatoriales* (20 видів, що складає 80,0 % від усіх ціанопрокаріот) (табл. 5.6). Найбільшою кількістю видів представлено рід *Phormidium* з родини *Phormidiaceae* – 15 видів (60,0 % – від загального числа видів відділу) і *Leptolyngbya* з родини *Pseudanabaenaceae* – 3 види (12,0 %). Це багатоклітинні, ниткоподібні організми, більшість ксерофіти і зустрічаються в аридних умовах. Е.А. Штина з співавторами [253; 254] більшість видів, які за сучасної таксономії увійшли до цих родин, віднесли до Р-життєвої форми.

Внесок інших порядків незначний. Порядок *Chroococcales* (8,0 %) представлений одноклітинними організмами, які утворюють невеликі групи оточені слизом; *Nostocales* (12,0 %) – колоніально-нитчастими, які здатні до активної фіксації азоту та надзвичайно важливі для процесів ґрунтоутворення.

Поступаються у видовому багатстві відділи *Xanthophyta* та *Bacillariophyta*.

Жовтозелені водорості є показником чистоти ґрунту і їх високе різноманіття є показником екологічного благополуччя й непорушенності ґрунту [76; 92; 253; 256]. Ґрунти поблизу великих промислових міст відчують найбільш сильний вплив антропогенних чинників і для них відмічається [253] невисоке трапляння *Xanthophyta*, що підтверджено й нашими результатами. Відділ *Xanthophyta*

сформовано переважно за рахунок широко поширених видів, які мають достатньо високу стійкість до несприятливих факторів середовища.

Відділ *Xanthophyta* представлено одним класом, який об'єднав як одноклітинні організми, так і багатоклітинні нитчасті. Види класу *Xanthophyceae* розподілені між порядками *Heterocloniales* (10,0 %), *Tribonematales* (30,0 %) і найбільш багаточисельним порядком – *Mischococcales* (60,0 %), який на відміну від інших представлений 2 родинами і 3 родами. П'ять з видів (50,0 % – від загального числа видів відділу) відносяться до родини *Pleurochloridaceae*. Рід *Monodus* представлений трьома видами, інші є одно- і двовидові. Родини з відділу жовтозелених охоплюють переважно маловидові роди.

Незначною кількістю видів представлено відділ *Bacillariophyta*. Знайдено 8 видів. Провідна роль належить родині *Naviculaceae* (50,0 % – від загального числа видів відділу) з порядку *Naviculales*. Порядок *Bacillariales* представлений єдиним представником – космополітним видом *Hantzschia amphioxys*. У ґрунтах з *Bacillariophyta* найчастіше трапляються види В-життєвої форми [253], які є нестійкими до посухи, проте можуть бути достатньо солевитривалими.

Особливістю таксономічної структури водоростей міста санітарно-захисної («СЗКІ»), селітебної та транспортної зони в порівнянні з альгоугрупованнями фонових лісових та степових біогеоценозів є підвищення частки діатомових водоростей (табл. 5.6). Ще однією особливістю діатомових є те, що при низькому видовому багатстві відділ відрізняється високою активністю видів родин *Naviculaceae* (12,3), *Diadesmidaceae* (18,0) і *Bacillariaceae* (21,3), при максимальній активності видів у міських екотопах: *Navicula pelliculosa* (18,9), *Luticola mutica* (20,7), *Hantzschia amphioxys* (21,3). Проти фонових показників відповідно до родин: *Naviculaceae* (14,2), *Diadesmidaceae* (17,1) і *Bacillariaceae* (18,7) і максимальних показників активності видів – *Navicula cryptocephala* (14,4), *Navicula minuscula* (15,9), *Luticola mutica* (21,9), *Hantzschia amphioxys* (18,7).

Різноманіття видів відділу еустігматофітових водоростей незначне, проте вони беруть стабільну участь у формуванні альгоугруповань. Ці одноклітинні організми, зазвичай населяють поверхневий гумусовий шар, при сприятливих

умовах швидко розмножуються і входять до складу домінантів. Найбільш часто зустрічається *Eustigmatos magnus* (у ґрунтах урбоекосистем активність виду – 18,2; фонових ділянок – 20,9). Він виявлений на всіх досліджених ділянках, крім варіанту «СЗКІ» біля металургійного комбінату. У деревних насадженнях фонових і урбанізованих територій входить до складу домінантів.

Charophyta також малочисельні. Порядок *Klebsormidiales* класу *Charophyceae* об'єднує три види нитчастих водоростей роду *Klebsormidium*, що зустрічаються повсюдно. Вони нестійкі до висихання, але здатні до швидкого переходу зі стану спокою до активного життя при покращенні умов існування, які можуть створюватися в результаті затінення штучними посадками дерев на вулицях та в парках міст на території степової зони. За поширеністю та частотою трапляння випереджає *Klebsormidium flaccidum* (у ґрунтах урбоекосистем – 17,3; фонових ділянок – 19,3), який знайдений у різних місцях існування району досліджень, що зумовлено його високою екологічною пластичністю.

При оцінці систематичної структури часто застосовують різноманітні коефіцієнти, які дозволяють з'ясувати специфіку складу видів окремих екосистем.

Для оцінки аридності місцеіснувань водоростевих угруповань, а також їх антропогенної порушеності розраховують відношення числа ціанопрокаріот до зелених водоростей [2; 92; 165 та ін.]. Зараз у самостійний відділ відокремлені харові водорості, але при встановленні співвідношень для отримання зрівняних із літературними даними показників, ми враховували їх разом із зеленими водоростями.

Значення показника *Cyanoprocaryota /Chlorophyta* (включно з *Charophyta*) у штучних фонових лісових насадженнях становить 0,21, у степовому біогеоценозі – 0,89. В урбоекосистемах значення показника відхиляється від відповідних фонових біогеоценозів. У деревних насадженнях ландшафтно-рекреаційної і транспортної зони спостерігається його зростання до 0,43 та 0,50 відповідно, що вище порівняно з фоновим лісовим насадженням у 2-2,4 рази. Дещо інший відгук на антропогенний вплив відмічений у деревних насадженнях СЗЗ ділянки «СЗКІ», де значення показника зменшилося і він становить 0,19. У ґрунтах урбоекосистем

під трав'яною рослинністю також відбулися різноспрямовані зміни: у селітебній зоні збільшення значення показника до 1,30, а в СЗЗ ділянки «СЗАС» – зменшення до 0,71, порівняно із ґрунтами фонові степової цілинки. Утім, не дивлячись на здавалося б різницю у змінах показника, виявляється спільна тенденція – у ґрунтах СЗЗ різноманіття ціанопрокаріот зменшується, а вага зелених водоростей включно із харовими зростає незалежно від типу фітоценозу. На території ландшафтно-рекреаційної, транспортної та селітебної зони міста спостерігається збільшення ролі ціанопрокаріот у структурі водоростевих угруповань.

У співвідношеннях основних показників, а саме, число родів у родині, число видів у родині та число видів у роді (родовий показник), які застосовують як для оцінки флори, так і угруповань різних місцезростань [2; 37; 121; 178 та ін.] у досліджених екосистемах помічені істотні відмінності (табл. 5.6). Для едафотопів у межах міста показник насиченості родин видами є нижчим за фонові значення. Серед фонових територій більш високі показники насиченості родин і родів видами водоростей встановлені для едафотопів зональних степових біогеоценозів, порівняно зі штучними лісовими. При схожому видовому багатстві водоростей ґрунтів фонових екосистем і урбоекосистем (84 і 81 вид відповідно) насиченість родин видами є меншою на території міста, а значення показника, який демонструє кількість видів у роді є близькими (табл. 5.6).

Більш низькі значення насиченості родин, а в деяких випадках і родів (родовий коефіцієнт) видами водоростей відображують специфіку екологічних ніш едафотопів міської території.

Найбільшим числом таксонів у альгоугрупованнях урбанізованих територій представлені порядки *Oscillatoriales* – 20 видів, *Chlorococcales* – 11, *Naviculales* – 7, *Mischococcales* – 6, *Chlamydomonadales*, *Sphaeropleales* і *Eustigmatales* – по 4 на кожний. Решта 12 порядків (63,2 %) сформовані незначним числом таксономічних одиниць. Виявлено 17 одно-, двовидових родин, що складає 60,7 %.

Провідні родини угруповань фонових ґрунтів охоплюють 63,1 % від загального числа видів і нараховують 53 види. Спектри провідних родин

угруповань водоростей ґрунтів під лісовим і степовим фітоценозом різняться (табл. 5.7). Очолюють список провідних родин у ґрунті під лісовим фітоценозом родини *Pleurochloridaceae*, *Chlorococcaceae*, *Eustigmataceae*, *Chlamydomonadaceae* та *Chlorococcaceae*, а під степовим – *Phormidiaceae*, *Pseudanabaenaceae*, *Chlorococcaceae* і *Pleurochloridaceae*.

Провідні родини альгоугруповань міських екосистем (табл. 5.7) об'єднують 43 види, що складає 53,1 % від загального числа видів у ґрунтах міста Маріуполя. Особливістю складу провідних родин угруповань окремих місцевіснунань є їх малочисельність. За виключенням ландшафтно-рекреаційної ділянки, перелік провідних родин міських едафотопів обмежується 1-3 родинами, які охоплюють менше половини видового багатства водоростей відповідного едафотопу.

Таблиця 5.7

Склад провідних родин водоростей фонових і міських едафотопів

Родина	Кількість видів, од. (%)								
	фонові едафотопи	ФС	ФЛ	міські едафотопи	санітарно-захисна зона		селітебна зона	транспортна зона	ландшафтно-рекреаційна зона
					СЗАС	СЗКІ			
Phormidiaceae	9 (10,7)	9 (17,0)	-	15 (18,5)	6 (18,2)	3 (9,1)	9 (27,3)	4 (13,3)	7 (13,7)
Chlorococcaceae	9 (10,7)	4 (7,6)	6 (11,3)	9 (11,1)	5 (15,2)	5 (15,2)	-	3 (10,0)	4 (7,8)
Pseudanabaenaceae	7 (8,3)	4 (7,6)	3 (5,7)	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonadaceae	5 (6,0)	3 (5,7)	4 (7,6)	4 (4,9)	3 (9,1)	-	-	-	4 (7,8)
Klebsormidiaceae	3 (3,6)	3 (5,7)	3 (5,7)	-	-	-	-	-	-
Pleurochloridaceae	9 (10,7)	4 (7,6)	6 (11,3)	4 (4,9)	-	-	-	-	4 (7,8)
Naviculaceae	3 (3,6)	3 (5,7)	-	3 (3,7)	-	-	-	3 (10,0)	3 (5,9)
Chlorellaceae	4 (4,8)	-	4 (7,6)	5 (6,2)	-	5 (15,2)	-	-	4 (7,8)
Eustigmataceae	4 (4,8)	-	4 (7,6)	3 (3,7)	3 (9,1)	-	-	-	3 (5,9)
Видів у провідних родинах	53 (63,1)	30 (56,6)	30 (56,6)	43 (53,1)	17 (51,5)	13 (39,4)	9 (27,3)	10 (33,3)	29 (56,9)
У цілому (100 %)	84	53	53	81	33	33	33	30	51

Також слід відзначити, що при перебудові альгоугруповань едафотопів міських територій відбувається збільшення числа видів еукаріотичних одноклітинних водоростей і деяке зниження видового різноманіття багатоклітинних нитчаток. Зменшення зелених водоростей нитчастих форм, які найбільш чутливі до різних антропогенних факторів, є одною з характерних ознак забруднення ґрунтів [9].

У цілому, високий відсоток моновидових родин, зменшення кількості провідних родин свідчить про зменшення біологічного різноманіття в урбоекосистемах.

Родові спектри є одним із важливих показників особливостей складу водоростей різних екосистем. Аналіз провідних родів водоростей ґрунтів досліджених урбоекосистем показав, що основу складають 9 родів, максимальний вклад здійснюється відділом *Chlorophyta* (44,4 %). Одно- й двовидові роди водоростей урбоекосистем Маріуполя складають істотну частину родового списку (76,3 %). Подібне відмічає Н.П. Аксенова [2] для урбоекосистем міста Іжевськ.

Найбільш різноманітно, у видовому відношенні на території міста, представлені роди *Phormidium* (16,0 % від загального числа видів), *Chlorococcum* (7,4 %), *Chlorella* (6,2 %), *Navicula*, *Chlamydomonas* (4,9 %), *Leptolyngbya*, *Tetracystis*, *Klebsormidium* і *Monodus* (по 3,7 %). Провідні за видовим багатством 9 родів об'єднують 44 види водоростей, із них максимальна частка видового складу припадає на відділи *Chlorophyta* (22,2 %) і *Cyanoprocarvota* (19,8 %), за ними *Bacillariophyta* (4,9 %) та *Xanthophyta*, *Charophyta* (3,7 % кожний).

На території фонових біогеоценозів до складу провідних віднесені роди: *Phormidium* (9,5 % від загального числа видів), *Leptolyngbya* (8,3 %), *Chlorella* (6,2 %), *Chlamydomonas* (6,0 %), *Chlorococcum* (4,8 %), *Navicula*, *Tetracystis*, *Klebsormidium*, *Monodus* і *Bracteacoccus* (по 3,6 %). Провідні за видовим багатством 10 родів об'єднують 42 види водоростей, з них максимальна частка видового складу припадає на відділи *Chlorophyta* (21,4 %) і *Cyanoprocarvota* (17,9 %), за ними *Bacillariophyta*, *Xanthophyta*, *Charophyta* (3,6 % кожний).

Найбільш поширені й часто зустрічалися (80-100 %) у ґрунтах урбоекосистем види, характерні для степової зони: серед зелених водоростей – *Mychonastes homosphaera* (показник активності в екотопах: 23,5), *Palmellopsis gelatinosa* (20,4), *Bracteacoccus minor* (18,9), *Stichococcus bacillaris* (18,8), *Chlorella vulgaris* (17,8), *Chlamydomonas elliptica* (17,3), *Chlorococcum echinozygotum* (16,1); діатомових – *Hantzschia amphioxys* (21,3), *Luticola mutica* (20,7), *Navicula pelliculosa* (18,9); жовтозелених – *Botrydiopsis arhiza* (18,9); еустігматофітових – *Eustigmatos magnus* (18,2); синьозелених – *Phormidium boryanum* (15,1).

Найчастіше в фонових ґрунтах траплялися: зелені – *Tetracystis aggregata* (21,9), *Bracteacoccus minor* (21,9), *Palmellopsis gelatinosa* (21,2); *Mychonastes homosphaera* (20,9), *Chlorella vulgaris* (20,0), *Ulothrix variabilis* (19,8), *Chlamydomonas elliptica* (18,7), *Chlamydomonas gloeogama* (17,1), *Stichococcus bacillaris* (17,3), *S. minor* (23,5); діатомові – *Luticola mutica* (21,9), *Hantzschia amphioxys* (18,7), *Navicula minuscula* (15,9), *Navicula cryptocephala* (14,4); харові – *Klebsormidium flaccidum* (19,3), *K. dissectum* (17,5), *K. pseudostichococcus* (15,0); жовтозелені водорості – *Sphaerosorus coelastroides* (18,9), *Botrydiopsis arhiza* (18,9); еустігматофітові – *Monodopsis subterranea* (21,9), *Eustigmatos magnus* (20,9); синьозелені – *Phormidium autumnale* (17,3).

Ядро альгоугруповань ґрунтів урбанізованих територій формують домінантні і субдомінантні види, трапляння яких більше 50 % з відділу: ціанопрокаріотів – *Phormidium boryanum*, *Microcoleus vaginatus*, зелених – *Palmellopsis gelatinosa*, *Chlorococcum echinozygotum*, *Chlorococcum hypnosporum*, *Chlorosarcinopsis minor*, *Mychonastes homosphaera*, *Stichococcus bacillaris*, *Stichococcus minor*; харових – *Klebsormidium flaccidum*; діатомових – *Navicula cryptocephala*, *Luticola ventricosa*, *Hantzschia amphioxys*, *Navicula pelliculosa*; жовтозелених – *Heterothrix exilis*, *Monodus acuminata*; еустігматофітових – *Eustigmatos magnus*. Інші домінантні види (*Cyanobacterium cedrorum*, *Phormidium jadinianum*, *P. molle*, *P. paulsenianum*, *P. retzii*, *Ulothrix variabilis*, *Myrmecia biatorellae*, *Luticola mutica*, *Monodopsis subterranea*) мають менше трапляння (20-40 %).

позицію займає заповідна степова цілинка, яка має найменшу подібність з іншими дослідженими альгоугрупованням.

Для оцінки екологічних особливостей складу водоростей будь-якої території важливим є аналіз належності їх до морфотипів, та відношення до провідних екологічних факторів.

За біотопічною належністю (гідрофільні, едафофільні (терестріальні), амфібіальні), як показав аналіз видового складу ґрунтів досліджених екосистем, переважають едафофільні види – 98 %, амфібіальні – 2 %. Гідрофільні види не відмічені, хоча вони можуть складати 2,9-9 % видового багатства водоростей наземних місцеіснувань залежно від забезпеченості едафотопів вологою: за даними Т.М. Чорневич – 2,9 % [243]; О.О. Баранової – 3,1 % [17]; І.А. Мальцевої – 5,2 % [136]; І.В. Новаковської, О.М. Патової – 9 % [161]. У цілому в альгофлорі ґрунтів України відмічено 109 гідрофільних видів – 12 % видового багатства [42].

Аналіз видового складу водоростей за відношенням до фактора солоності здійснювався за літературними джерелами [18], де представлені списки видів водоростей із різною галобністю. Серед водоростей досліджених екосистем, для яких у літературних джерелах є відомості щодо їх відношення до солоності більшість відноситься до групи індіферентів, які можуть переносити незначне засолення. Це представники відділу діатомових (*Pinnularia borealis*, *Navicula atomus*, *N. minuscula*, *N. pelliculosa*, *Luticola mutica*, *Hantzschia amphioxys*); зелених (*Ulothrix variabilis*); жовтозелених (*Tribonema minus*). До групи олігогалобних галофітів, для яких незначне засолення не має шкідливої дії, відносяться: *Gloeocapsa punctata*, *Oscillatoria limosa*, *Luticola ventricosa*, *Chlorella vulgaris*. Це свідчить про відсутність галофільних рис у альгоугруповань досліджених місцеіснувань.

Нами здійснено аналіз розподілу видів за морфотипами згідно класифікації Ж.Ф. Пивоварової [178]. Спектр морфотипів водоростей може побічно віддзеркалювати особливості умов едафотопів тієї чи іншої екосистеми. Спектр морфотипів представлений на рис. 5.17.

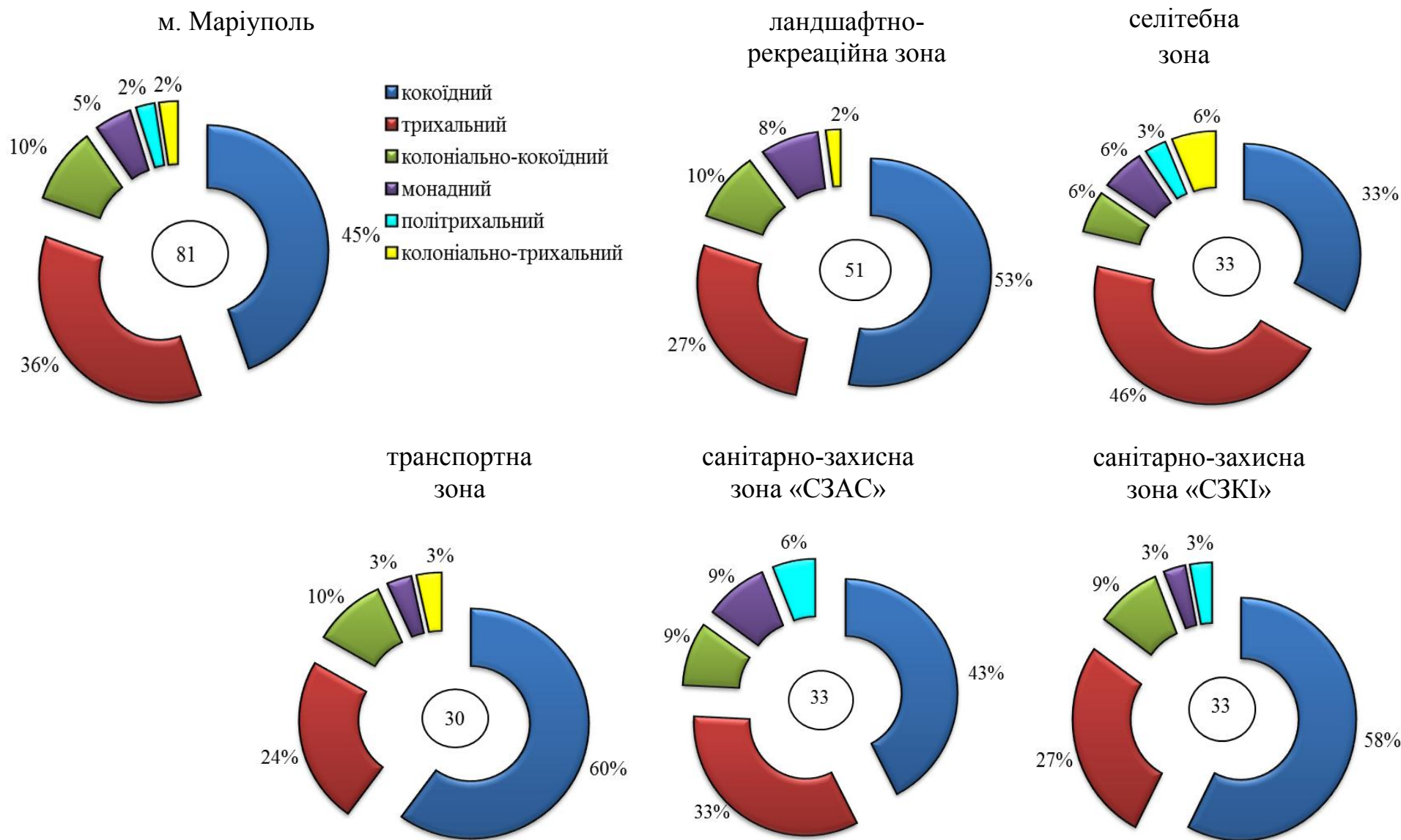


Рис. 5.17. Частка морфотипів водоростей ґрунтів урбанізованих територій Маріуполя.

Аналіз складу водоростей за морфотипами виявив переважання груп одноклітинних нерухомих (кокоїдних) і нитчастих (трихальних) форм у складі водоростей урбоекосистем – 45 % і 36 % відповідно. Схоже співвідношення спостерігається й у ґрунтах фонових територій, де також переважають одноклітинні нерухливі водорості (51 %), а на другому місці – нитчасті (трихальні) організми (32 %).

При аналізі на рівні окремих едафотопів і притаманних їх угрупованням водоростей виділяється ряд закономірностей, які фіксують антропогенні зміни, що в них відбулися (рис. 5.11-а, 5.17). Так, у складі альгоугруповань едафотопів під деревними насадженнями ландшафтно-рекреаційної, транспортної та санітарно-захисної зони «СЗКІ» частка нитчастих (трихальних) водоростей є найменшою, а коккоїдних – найбільшою в порівнянні з іншими територіями. Для селітебних територій характерно зростання ваги в альгоугрупованні нитчастих (трихальних) і колоніально-трихальних водоростей. Останні відсутні у СЗЗ, хоча кожна з досліджених СЗЗ («СЗАС» та «СЗКІ») має свої специфічні риси у структурі морфотипів водоростей, що може бути пов'язано з різними умовами які їм відповідають.

Таким чином, під час змін ґрунтово-хімічних показників середовища існування, які спостерігаються в урбоекосистемах, в альгоугрупованнях перевагу отримують толерантні до несприятливих умов види. Склад альгоугруповань урбоекосистем характеризується провідним положенням зелених водоростей та ціанопрокаріот і незначною роллю жовтозелених, діатомових та харових водоростей.

Видове й таксономічне різноманіття водоростей на рівні порядків, родин і родів в едафотопах Маріуполя свідчить, що поряд із наявною гетерогенністю умов існування, параметри екологічних ніш локальних місцеіснувань досить специфічні й обмежують різноманіття водоростей. Найбільш різноманітний склад водоростей ґрунтів ландшафтно-рекреаційних територій, а ґрунти СЗЗ, які безпосередньо прилягають до промислових зон, транспортних і селітебних зон характеризуються збідненим видовим складом, перебудовами в систематичній

структурі, складі домінантів, змінами чисельності порівняно з альгоугрупованнями біогеоценозів фонових територій. Усе це свідчить про набуття угрупованнями водоростей ґрунтів урбоекосистем антропогенних рис.

Висновок. Аналіз альгоугруповань ґрунтів урбоекосистем в порівняльному аспекті з фоновими ґрунтами показав:

- у ґрунтах урбоекосистем міста Маріуполя та фонових заповідних територій виявлено 103 види водоростей із 6 відділів, 8 класів, 19 порядків, 29 родин, 47 родів;

- у ґрунті фонового степового біогеоценозу переважають *Cyanoprocaryota* та *Chlorophyta*, для лісового біогеоценозу відмічено переважання представників із відділів *Chlorophyta* та *Xanthophyta*;

- на території міста знайдено 81 вид ґрунтових водоростей, переважають *Chlorophyta* та *Cyanoprocaryota*, видовий склад і та інші параметри угруповань водоростей різних урбоекосистем міста Маріуполь відрізняються від фонових: спостерігається скорочення таксономічного різноманіття й різноманіття морфотипів водоростей, порівняно з фоновими біогеоценозами, а також зміна інших ознак, які характеризують альгоугруповання, у першу чергу, це трансформація кількісних співвідношень таксонів різного рангу, складу домінантів і субдомінантів, характерних для фонових біогеоценозів;

- альгоугруповання урбоекосистем із деревними насадженнями характеризуються високим різноманіттям зелених водоростей, а з трав'яною рослинністю – переважанням ціанопрокаріот, поряд із збереженням відповідно до основних рис степових і лісових фітоценозів угруповання набувають індивідуальних ознак у кожній з досліджених міських зон;

- чисельність і біомаса ґрунтових водоростей урбоекосистем і фонових територій характеризуються значною варіабельністю й подібною сезонною динамікою: максимальна кількість клітин водоростей відзначається навесні і є високою восени й зосереджена у верхніх шарах ґрунту, влітку спостерігається найменша чисельність і біомаса водоростей.

РОЗДІЛ 6

ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЕДАФОТОПІВ МІСТА МАРІУПОЛЯ

Ґрунтовий покрив різних частин міста Маріуполя характеризується різними фізико-хімічними властивостями, а також біологічними показниками.

Гранулометричний склад – важливий екологічний показник з яким пов’язані такі важливі для ґрунтів та територій, що знаходяться в зоні аеротехногенного впливу промислових підприємств і значних потоків автотранспорту, фільтраційні та утримуючі властивості по відношенню до ВМ та інших забруднювачів. Відомо, що найбільше значення для формування важливих фізичних і хімічних властивостей ґрунтів має мулиста фракція, яка сприяє посиленню його сорбційних функцій.

На загальному фоні переважання важкосуглинистих мулисто-крупнопиловатих ґрунтів на території міста Маріуполя є едафотопи де на піщану фракцію припадає до 37,27 %.

Гранулометричний склад використовується як показник характеристики екологічної стійкості антропогенно-змінених і природних ґрунтів. Так, для екологічної оцінки стійкості ґрунтів, Л.Т. Чижевська [241] використовувала 5-ти бальну шкалу, надаючи ґрунтам найбільш важкого гранулометричного складу мінімальний бал, що свідчить про їх високу екологічну стійкість і здатність поглинати та зв’язувати у ґрунтово-вбирному комплексі важкі метали й інші забруднювачі техногенного походження, а максимальну кількість балів – ґрунтам легкого гранулометричного складу. Згідно такого підходу більшу здатність поглинати і зв’язувати у ґрунтово-вбирному комплексі важкі метали та інші забруднювачі техногенного походження мають міські ґрунти пробних площ «СЗКІ», «АМВ», «АММ», а також фонові ґрунти «ФС», меншу здатність – «СЦТ», «СЗАС», «РЗАМ» та «ФЛ».

Одна з найважливіших форм трансформації елементів техногенного походження є їх акумуляція в гумусовому горизонті. В.С. Горбатов [52] відмічає,

що найбільша взаємодія ВМ відбувається під час катіонного обміну з органічними речовинами і глинистими мінералами. Величина й сила специфічної сорбції залежать від індивідуальних особливостей іона. Встановлено, що вміст гумусу у ґрунтах урбоекосистем знаходиться в діапазоні фонових значень (4,17-5,05 %), проте характеризується меншим збагаченням на сполуки Нітрогену, що може бути показником убраногенних змін, а також впливати на процеси акумуляції ВМ в едафотопі міста разом з іншими чинниками.

На рухливість ВМ має значний вплив рН середовища. Встановлено, що порівняно з фоновими ґрунтами в урбоекосистемах Маріуполя спостерігається значення актуальної й обмінної кислотності (рН) у бік підлугування.

Наслідком підлугування як поверхневих, так і більш глибоких горизонтів (до 90 см) міських ґрунтів є зменшення міграційної здатності забруднюючих речовин, у т.ч. деяких ВМ. Відомо, що підлугування ґрунтів знижує рухливість більшості ВМ, у тому числі Плюмбуму і Купруму (табл. Б.3), їх доступність рослинам і надходження у ґрунтові води [76].

Відзначено пряма кореляційна залежність між показниками концентрацій Плюмбуму й актуальною кислотністю ($r=+0,55$) у ґрунтах Маріуполя.

рН водної витяжки є діагностуючим показником екологічного стану міських ґрунтів. При характеристиці кислотно-лужного режиму ґрунтів виділяють наступні градації за В.М. Башкіним [Bashkin, 1998]: рН(H_2O) 6,5-7,0 – придатні й родючі, рН(H_2O) 7,0-7,5 – потенційно родючі, рН(H_2O) 7,5-8,0 – малопридатні і слаботоксичні, рН(H_2O) 8,0-8,5 – середньопридатні й середньотоксичні, рН(H_2O) > 8,5 – непридатні за хімічними властивостями і сильно токсичні.

Згідно цієї градації всі досліджені ґрунти урбанізованих територій міста відносяться до малопридатних і слаботоксичних при рН(H_2O) 7,5-8,0 і середньопридатними і середньотоксичним при рН(H_2O) 8,0-8,5. Ґрунти еталонних територій характеризуються за цим показником як придатні й родючі.

Таким чином, при вивченні забруднення важкими металами ґрунтів необхідно застосовувати комплексний підхід, розглядаючи не лише вміст самого металу, але й умови в яких відбувається його накопичення. Для виявлення

значимих у процесах накопичення ВМ чинників були застосовані методи кореляційно-регресійного аналізу. Вивчено особливості зв'язку між концентраціями ВМ (Pb, Cu) і вмістом фізичної глини, гумусу та рН ґрунтів на прикладі горизонту 0-10 см.

Для проведення регресійного аналізу даних використана програма Statistica 6. Розглянута покрокова множна регресія, значення коефіцієнту моделі для Pb= $-113,49 + 17,23 \cdot \text{pH}$. Коефіцієнт моделі для Cu= $-17,01 + 0,77 \cdot \text{П} - 0,33 \cdot \text{Глина}$. Отримані рівняння кореляції демонструють залежність аналізованих параметрів і підтверджують багатофакторність впливу середовища на міграцію й акумуляцію ВМ у досліджених варіантах.

Встановлено, що у формуванні сорбційного бар'єру для Купруму істотну роль відіграє мулиста фракція гранулометричного складу ґрунту ($r=+0,66$). Плюмбум знаходиться в слабкій зворотній кореляційній залежності від цього показника ($r=-0,36$). Його накопичення в едафотопі міста Маріуполя пов'язано з кількістю гумусу, що підтверджує коефіцієнт кореляції $r=+0,53$. Плюмбум формує досить стабільні хелати з органічними лігандами і максимальна кількість його зосереджена у верхніх шарах ґрунтів які найбільш багаті на гумус (рис. 6.1).

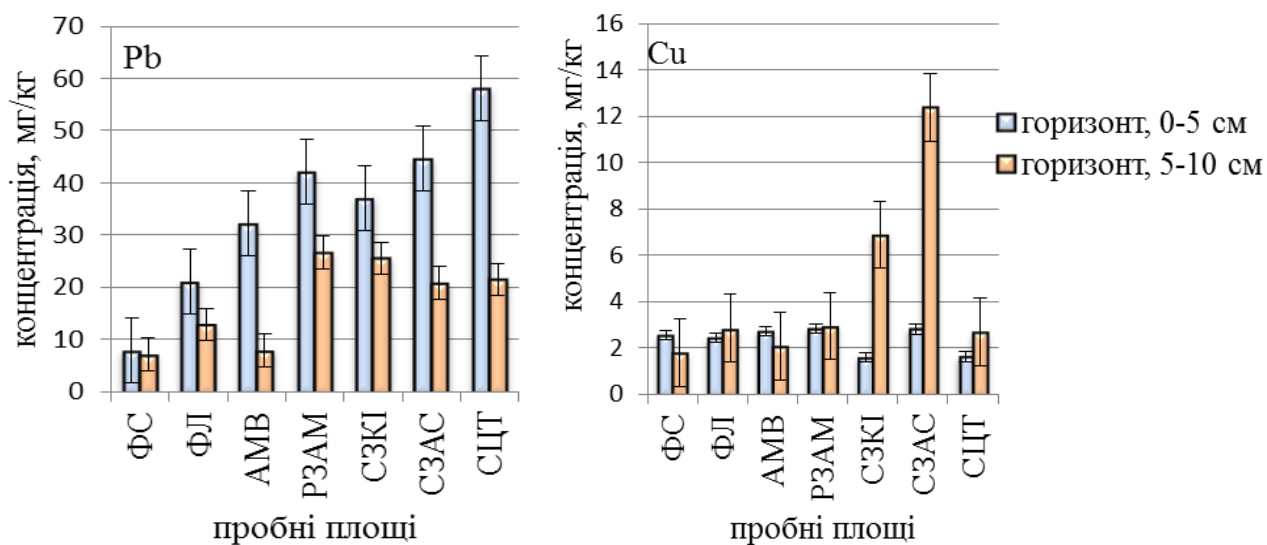


Рис. 6.1. Концентрація Плюмбуму і Купруму в горизонті 0-10 см ґрунтів досліджуваних пробних площ.

На розподіл ВМ впливає й величина рН ґрунтового розчину. З підвищенням рН збільшується поглинання катіонів Рb, що обумовлено утворенням у лужному середовищі нерозчинних гідроксидів та солей цього металу. Встановлена пряма кореляційна залежність між показниками концентрацій Плюмбуму та актуальної кислотності, яка складає $r=+0,55$.

Кластерний аналіз різних досліджуваних параметрів виявив найбільш значимі серед них для накопичення Купруму і Плюмбуму. Для Плюмбуму це гумус й рН, а для Купруму – вміст мулистих фракцій (рис. 6.2). Отримані рівняння кореляції демонструють залежність аналізованих параметрів і підтверджують багатофакторність впливу середовища на міграцію й акумуляцію ВМ у досліджених варіантах.

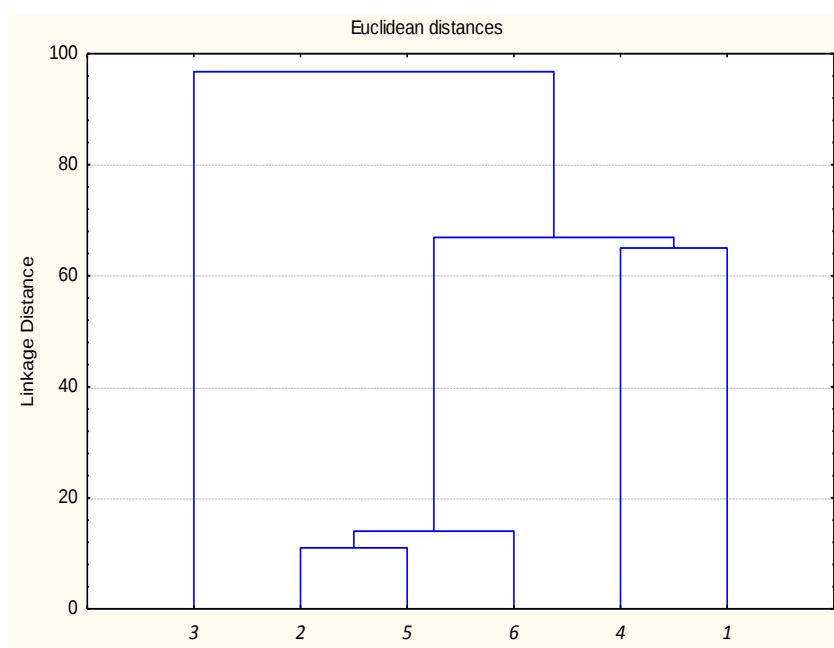


Рис. 6.2. Дендрограма виявлення взаємозв'язку (міра зв'язку – евклідова відстань) між вмістом валових форм Купруму (1) і Плюмбуму (2) у ґрунтах м. Маріуполя та вмістом у гранулометричному складі фізичної глини (3), фракції мулу (4), гумусу (5), рН (6).

Накопичення у ґрунті ВМ негативно позначається на його біологічній активності, і її показники можуть бути використані для оцінки екологічного стану міських едафотопів.

За даними Т.В. Філіної [223] на активність ґрунтових ферментів найбільш токсичну дію мають Купрум і Плюмбум. Встановлений кореляційний зв'язок активності уреазі з вмістом ВМ (2009 р.: Плюмбум – $r=-0,76$; Купрум – $r=+0,56$; 2011 р.: Плюмбум – $r=-0,68$; Купрум – $r=+0,44$). За нашими даними дійсно дані концентрації Плюмбуму мають зворотній кореляційний зв'язок, що свідчить про пригнічення уреазної активності, але з Купрумом встановлена пряма кореляція – до певних концентрацій він діє як стимулятор активності уреазі.

Таким чином, на уреазну активність Купрум і Плюмбум мають різного ступеню токсичний вплив у залежності від концентрацій та ґрунтових умов. Стимуляцію уреазної активності міських ґрунтів при невисокому забрудненні ВМ відмічала І.Д. Феоктистова [224], що на її думку свідчить про значну роль уреазі у процесах самоочищення ґрунтів міської території.

Відомо, що швидкість протікання ферментативних реакцій також залежить від показника рН ґрунтового розчину. Шляхом кореляційного аналізу змін показників рН і активності уреазі у ґрунтах підтверджено прямим зв'язком між ними ($r=+0,73$).

Угрупування ґрунтових водоростей як початкові ланки біопродукційного процесу відіграють важливу роль у функціонуванні природних та штучних екосистем, досить швидко реагують на зміни середовища і служать індикаторами його якості [92; 254; 255]. Для природних екосистем характерно підтримання біорізноманіття. Природне середовище промислового міста знаходиться під специфічним техногенним пресингом, що позначається на всіх його складових. Ґрунти в межах міст характеризуються змінами фізико-хімічних властивостей, складу й чисельності організмів, які його населяють, а також біологічної активності в цілому [2; 23; 47; 70; 89; 90; 105; 116; 183; 196; 208; 209, 210; 216, 217; 233; 240; 241; 244; 246; 255; 256; 324; 327].

Для діагностики властивостей ґрунтів урбоекосистем застосовують різноманітні підходи, продовжуючи активний пошук нових високонадійних показників. Більшість показників, які традиційно використовуються з цією метою, базуються на врахуванні чисельності й складу основних груп мікроорганізмів, у

першу чергу, різних груп бактерій, грибів [41; 54; 57; 59; 74; 75; 87; 155; 156; 158; 187; 195; 315 та ін.], а також вмісту гумусу, ферментативної активності, інтенсивності виділення Карбону органічних сполук ґрунту. Тобто основний акцент поставлено на дослідження чисельності, складу й функціонуванні гетеротрофного блока ґрунтової біоти. З позиції системного підходу важливим також є оцінка стану ґрунтів урбоекосистем з позиції трансформації умов існування мікроскопічних фототрофних організмів, які знаходяться на першому шаблі трофічного ланцюга. Існуючі в науковій літературі дані щодо використання даних альгологічних досліджень ґрунтів із метою їх біоіндикації і діагностики [42; 153; 154; 207; 255; 306], а також результати вивчення альгофлори урбоекосистем [2; 89; 105; 116; 152-154; 208; 209; 216; 217; 240; 241; 242; 244; 246] свідчать про їх високу перспективність для оцінки стану едафотопів міста. Актуальним залишається пошук високоінформативних показників угруповань водоростей для діагностики урбанізованих ґрунтів та їх уніфікація.

Видове багатство та основні ознаки угруповань водоростей ґрунтів залежать як від властивостей ґрунтів, так і від рослинного покриву [165; 253]. Тому нами проведено детальне вивчення різноманіття ґрунтових водоростей міста Маріуполя з урахуванням наземної рослинності. Дослідження показало, що з 81 виду (табл. 6.1), знайденого в урбоекосистемах Маріуполя, у ґрунтах під деревними насадженнями відмічено 71, а під трав'яними (газонними) насадженнями – 51 вид, відповідно: *Chlorophyta* – 28 (39,4 %) і 17 (33,3 %), *Cyanoprocaryota* – 21 (29,6 %) і 18 (35,3 %), *Xanthophyta* – 9 (12,7 %) і 5 (9,8 %), *Bacillariophyta* – 7 (9,9 %) і 5 (9,8 %), *Eustigmatophyta* – 3 (4,2 %) і 4 (7,9 %) та *Charophyta* 3 (4,2 %) і 2 (3,9 %).

У деревних насадженнях фонових і міських екосистем лідируючі позиції займає відділ *Chlorophyta* (табл. 6.1, 6.2). На другому місці у деревних насадженнях заповідної території жовтозелені водорості, а в деревних насадженнях міста – ціанопрокаріоти. У степовому заповідному біогеоценозі та трав'янистих насадженнях міста розподіл видів між відділами *Chlorophyta* та *Cyanoprocaryota* є майже рівним.

Таблиця 6.1

Таксономічна структура складу водоростей ґрунтів Маріуполя та фонових біогеоценозів, од. (%)

Відділ	м. Маріуполь						Фонові біогеоценози					
	деревні насадження			газони			деревні насадження			степові рослинні асоціації		
	родина	рід	вид	родина	рід	вид	родина	рід	вид	родина	рід	вид
<i>Cyanoprocaryota</i>	6 (21,4)	7 (20,0)	21 (29,6)	4 (20,0)	7 (25,9)	18 (35,3)	3 (12,5)	4 (11,1)	6 (11,3)	4 (18,2)	6 (20,0)	17 (32,1)
<i>Xanthophyta</i>	4 (14,3)	6 (17,1)	9 (12,7)	2 (10,0)	3 (11,1)	5 (9,8)	4 (16,7)	7 (19,5)	9 (17,0)	4 (18,2)	8 (26,7)	8 (15,1)
<i>Bacillariophyta</i>	4 (14,3)	4 (11,4)	7 (9,9)	3 (15,0)	3 (11,1)	5 (9,8)	4 (16,7)	4 (11,1)	5 (9,4)	4 (18,2)	4 (13,3)	7 (13,2)
<i>Eustigmatophyta</i>	1 (3,6)	3 (8,6)	3 (4,2)	1 (10,0)	3 (11,1)	4 (7,9)	1 (4,2)	3 (8,30)	4 (7,5)	1 (4,5)	2 (6,7)	2 (3,8)
<i>Chlorophyta</i>	12 (42,8)	14 (40,0)	28 (39,4)	9 (45,0)	10 (37,1)	17 (33,3)	11 (45,7)	17 (47,2)	26 (49,1)	8 (34,4)	9 (30,0)	16 (30,2)
<i>Charophyta</i>	1 (3,6)	1 (2,9)	3 (4,2)	1 (5,0)	1 (3,7)	2 (3,9)	1 (4,2)	1 (2,80)	3 (5,7)	1 (4,5)	1 (3,3)	3 (5,6)
Загальна кількість (100 %)	28	35	71	20	27	51	24	36	53	22	30	53

**Порівняльна характеристика систематичної структури та складу
морфотипів водоростей досліджених пробних площ**

Пробні площі, зони міста	Спектр <u>відділів*</u> морфотипів	Кс
ФС	<u>Cyn₁₇Chl₁₆Xan₈Bac₇Chr₃Eus₂</u> H ₂₃ K ₂₂ KK ₃ M ₃ KH ₁ П ₁	0,34
ФЛ	<u>Chl₂₆Xan₉Cyn₆Bac₅Eus₄Chr₃</u> K ₃₂ H ₁₁ KK ₄ M ₄ KH ₁ П ₁	0,71
ландшафтно-рекреаційна зона	<u>Chl₂₂Cyn₁₀Xan₈Bac₇Eus₃Chr₁</u> K ₂₇ H ₁₄ KK ₅ M ₄ KH ₁	1,24
селітебна зона	<u>Cyn₁₃Chl₉Bac₅Xan₃Eus₂Chr₁</u> H ₁₅ K ₁₁ KK ₂ KH ₂ M ₂ П ₁	1,32
санітарно-захисна зона: «СЗАС»	<u>Chl₁₃Cyn₁₀Xan₃Bac₃Eus₃Chr₁</u> K ₁₄ H ₁₁ KK ₃ M ₃ П ₂	1,53
«СЗКІ»	<u>Chl₁₉Bac₆Cyn₄Xan₂Chr₂</u> K ₁₉ H ₉ KK ₃ M ₁ П ₁	
транспортна зона	<u>Chl₁₃Cyn₇Bac₅Xan₃Eus₁Chr₁</u> K ₁₈ H ₇ KK ₃ KH ₁ M ₁	0,76

Примітка. *Відділи: Cyn – ціанопрокаріоти (*Cyanoprocarvota*); Chl – зелені (*Chlorophyta*); Xan – жовтозелені (*Xanthophyta*); Bac – діатомові (*Bacillariophyta*); Eus – еустігматофітові (*Eustigmatophyta*); Chr – харофітові (*Charophyta*).

Високе різноманіття зелених водоростей та ціанопрокаріот у досліджених екосистемах пояснюється їх високою адаптивністю до впливу різних несприятливих факторів.

Збільшення частки *Cyanoprocarvota* у складі угруповань водоростей свідчить про зростання аридності місцеіснування [165]. Для фонових степових ділянок співвідношення кількості ціанопрокаріот до зелених (включно із харовими) становить 0,89:1. У дубовому насадженні заказника «Азовська дача» співвідношення *Cyanoprocarvota* до *Chlorophyta* (включно із *Charophyta*) – 0,21:1.

В урбоекосистемах спостерігається відхилення від встановлених пропорцій у бік збільшення ваги ціанопрокаріот: у деревних насадженнях співвідношення становить 0,72:1, а у трав'яних – 1:1. Таким чином зростання різноманіття ціанопрокаріот у складі угруповань водоростей як деревних, так трав'яних біогеоценозів може слугувати показником їх змін на території міст.

У порівнянні з фоновими лісовими насадженнями у степовій цілинці спостерігається зменшення різноманіття жовтозелених водоростей. Співвідношення *Cyanoprocaryota* та *Xanthophyta* в деревних насадженнях фонових ділянок (0,67:1) свідчить про значне переважання *Xanthophyta*, що характерно для лісових біогеоценозів. У степовому біогеоценозі переважають *Cyanoprocaryota* (2,13:1), що узгоджується з результатами досліджень інших авторів [2; 121; 132].

Для альгоугруповань міста Маріуполя співвідношення *Cyanoprocaryota* та *Xanthophyta* для деревних насаджень становить 2,3:1, для трав'яних – 3,6:1. Тенденцію збільшення різноманіття ціанопрокаріот і зменшення жовтозелених у складі ґрунтових водоростей можна вважати характерною для міських екотопів. Подібне явище відмічено й іншими дослідниками [2].

Отримані дані свідчать про те, що таксономічна структура альгоугруповань фонових і урбоекосистем відрізняється. Для *Xanthophyta* простежується зниження різноманіття в міських ґрунтах, для ціанопрокаріот – збільшення. Чутливість жовтозелених до дії різноманітних антропогенних порушень ґрунтів відмічалася й раніше [92; 253; 256].

Ґрунт досліджених ділянок міста Маріуполь порівняно з фоновими характеризуються різним гранулометричним складом і нерівномірною його зміною за профілем.

Для ґрунтів урбанізованих територій характерно збільшення чисельності клітин водоростей із збільшенням вмісту в ґрунті часток фізичної глини. У ґрунтах більш легкого гранулометричного складу чисельність і біомаса водоростей зменшуються, а глибина їх проникнення збільшується. Чисельність водоростей знаходиться в зворотній кореляційній залежності з мулистою фракцією ґрунтів ($r=-0,57$).

Деякі концентрації Плюмбуму у ґрунтах, розташованих у зоні аеротехногенного забруднення, перевищують як фонові значення, так і ГДК валового вмісту (табл. 4.2). Концентрації Купруму не перевищують фонові, але при цьому перевищують ГДК валового вмісту для ґрунтів регіону (табл. 4.3).

Зміни видової різноманітності водоростей, структури їх угруповань та показників чисельності й біомаси у ґрунтах Маріуполя можуть бути викликані накопиченням у верхніх горизонтах важких металів (табл. 6.2, рис. 6.3).

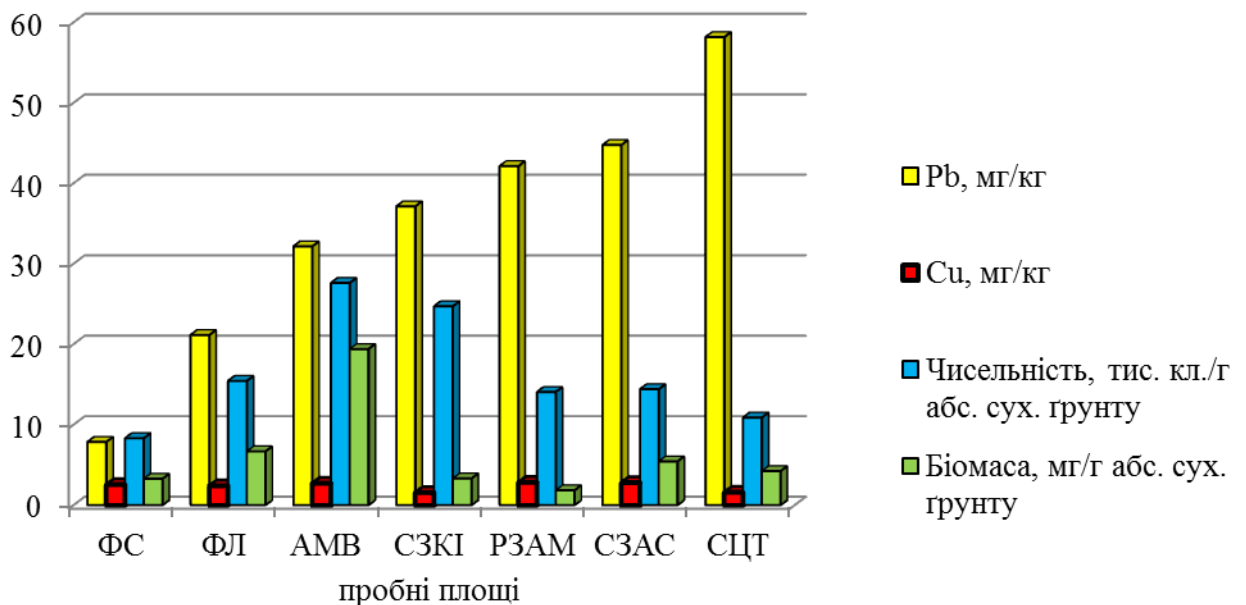


Рис. 6.3. Чисельність та біомаса водоростей у шарі акумулятивно-гумусового горизонту досліджених ґрунтів, по осі – числове значення відповідно до одиниць вимірювання показника.

Накопичення важких металів у поверхневих горизонтах ґрунту Маріуполя в залежності від їх концентрації викликає як стимуляцію, так і пригнічення розвитку водоростей. Збільшення вмісту Плюмбуму до 32,16 мг/кг в шарі ґрунту 0-5 см супроводжується збільшенням чисельності й біомаси водоростей. Подальше наростання концентрації Плюмбуму при подібних фізичних властивостях ґрунтів пригнічує розвиток водоростей. При збільшенні вмісту Купруму, особливо на глибині 5-10 см, відмічено зменшення розмірів клітин водоростей, і відповідно, показників біомаси (рис. 6.3).

Н.Л. Едемська і співавтори [125] відмічають, що доки ВМ містяться в малих дозах і виступають у ролі мікроелементів, вони активують життєдіяльність ґрунтової біоти й інтенсивність протікання мікробіологічних процесів, а у великих дозах, як полютанти, найчастіше пригнічують.

У ґрунтах біля металургійних комбінатів «ім. Ілліча» та «Азовсталь», де спостерігається найбільш інтенсивне аеротехногенне забруднення, що підтверджує найвищий коефіцієнт накопичення полютантів ($K_c = 1,53$), видове різноманіття ґрунтових водоростей невисоке. Максимальна негативна кореляція спостерігалася між видовою різноманітністю ґрунтових водоростей і вмістом важких металів у верхніх горизонтах ґрунтів.

Ґрунти міста Маріуполя характеризуються максимальними показниками вмісту хлорид- і сульфат-іонів, що пов'язано як із водним режимом ґрунтів і кліматичними факторами, так і з процесами імпульверизації та аеротехногенного впливу, що створює специфічні умови існування водоростей. При цьому вміст хлорид- і сульфат-іонів у ґрунтах характеризується змінністю як за роками, так і сезонами. Галофільні риси в альгоугрупованнях досліджених місцеіснувань, як показав аналіз видового складу водоростей за їх відношенням до фактора солоності, відсутні. Серед видів індикаторів присутні види індіференти та олігогалобні галофіти, які характеризуються незначною стійкістю до зростання засолення. Це негативно позначається на кількісних характеристиках альгоугруповань міських едафотопів. Були розраховані коефіцієнти кореляції для біомаси водоростей та кількості хлоридів і сульфатів досліджуваних ґрунтів. Встановлено зменшення біомаси водоростей під час збільшення концентрації даних іонів. Біомаса водоростей корелює в зворотній залежності з кількістю хлоридів ($r=-0,90$) і сульфатів ($r=-0,54$) у ґрунтах.

У змінах ферментативної активності ґрунтів урбоєкосистем та чисельності й біомаси водоростей спостерігаються схожі закономірності. Це підтверджують розраховані коефіцієнти кореляції між активністю уреазі з чисельністю й біомасою водоростей: $r=+0,63$ та $r=+0,50$ відповідно.

У ґрунтах, розташованих у районі емісій поллютантів СЗЗ варіантів «СЗКІ», «СЗАС», простежується зниження чисельності бактеріальних і водоростевих угруповань, пригнічення уреазної активності, що призводить до зміни біологічних процесів у ґрунтовому профілі.

Таким чином, нами встановлено, що таксономічна структура альгоугруповань газонів міста Маріуполя на рівні відділів зберігає основні зональні риси степової зони, а ознаки деревних насаджень, притаманні штучним лісовим біогеоценозам степової зони, і в той же час набуває індивідуальних рис які залежать від специфіки антропогенної трансформації відповідно до функціонального зонування міських територій.

Склад альгоугруповань трав'яних насаджень міських ґрунтів менш різноманітний порівняно з деревними насадженнями: 51 і 71 вид відповідно.

У ґрунтах урбоекосистем збільшується число маловидових родин і родів. Зниження різноманіття відбувається за рахунок випадіння значної кількості видів зі складу альгоугруповань і поява таксонів, які не зафіксовані на фонових ділянках.

Досліджені екосистеми відрізняються не тільки за складом видів але й морфотипів водоростей (табл. 6.2).

У складі водоростей урбоекосистем переважають одноклітинні нерухомі (кокоїдні) і нитчасті (трихальні) морфотипи – 45 % і 36 % відповідно. При аналізі на рівні окремих едафотопів і притаманних їм угрупованнях водоростей виділяється ряд закономірностей, що фіксують антропогенні зміни які в них відбулися порівняно з фоновими біогеоценозами. Так, у складі альгоугруповань едафотопів під деревними насадженнями ландшафтно-рекреаційної, транспортної та СЗЗ частка нитчастих (трихальних) водоростей є найменшою, а коккоїдних – найбільшою в порівнянні з іншими територіями. Для селітебних територій характерно зростання ваги в альгоугрупованні нитчастих (трихальних) і колоніально-трихальних водоростей. Останні відсутні у СЗЗ, хоча кожна з досліджених СЗЗ («СЗАС» та «СЗКІ») мають свої специфічні риси у структурі

морфотипів водоростей, що може бути пов'язано з різними умовами які їм відповідають.

Кластерний аналіз складу морфотипів водоростей виявив три групи угруповань: міські санітарно-захисної, транспортної та селітебної зон, ландшафтно-рекреаційної зони міста й фонових штучних лісонасаджень (евклідова міра відстані – 5,1; коефіцієнт кореляції ($R=0,99$) та степового біогеоценозу (рис. 6.4).

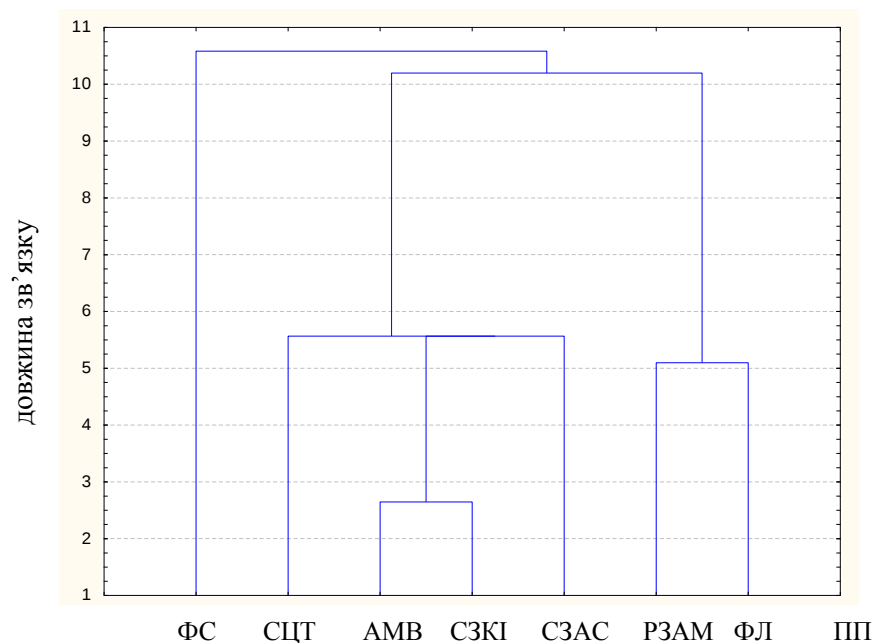


Рис. 6.4. Дендрограма подібності складу морфотипів ґрунтової альгофлори досліджених біогеоценозів (міра зв'язку – евклідова відстань).

Міські альгоугруповання були об'єднані в один кластер (показники евклідових відстаней найменші для представників саме цього кластеру). До центру кластера відносяться варіанти «СЗКІ» та «СЦТ» з мінімальним показником (2,6), а коефіцієнт Пірсона ($R=0,99$) підтверджує тіснішу кореляцію об'єктів дослідження один з одним. За допомогою матриці евклідових відстаней на дендрограмі рис. 6.4 виділяємо 3 підгрупи цього кластеру, які розгалужуються на евклідовій відстані від 5,1 до 10,8. Найdaleшу відстань має варіант «СЦТ» до «АМВ» (10,8) та «СЗКІ» (10,3) з мінімальною схожістю ($R=0,73$

та $R=0,78$ відповідно), середній показник інших варіантів даного кластеру $5,5 \pm 0,53$, $R_{cp}=0,95 \pm 0,04$ (табл. 6.3).

Таблиця 6.3

**Коефіцієнти спільності видового складу та морфотипів
альгоугруповань району досліджень**

Пробні площі	РЗАМ	СЗАС	СЦТ	СЗКІ	АМВ	ФЛ	ФС
РЗАМ	51	0,96	0,80	0,99	0,99	0,98	0,90
СЗАС	0,40	33	0,91	0,96	0,92	0,91	0,97
СЦТ	0,42	0,44	33	0,78	0,73	0,69	0,98
СЗКІ	0,45	0,45	0,51	33	0,99	0,99	0,88
АМВ	0,48	0,39	0,54	0,52	30	0,99	0,84
ФЛ	0,55	0,38	0,41	0,42	0,54	53	0,81
ФС	0,52	0,43	0,45	0,36	0,41	0,34	53

Примітка. Діагональ – кількість видів в едафотопі; над діагоналлю – кореляція схожості морфотипів (коефіцієнт Пірсона); під діагоналлю – коефіцієнт спільності видового складу С'еренсена-Чекановського (K_{sc}).

Під час порівняння подібності морфоекологічної структури ґрунтових водоростей району досліджень використали значення коефіцієнта кореляції Пірсона. З'ясовано, що найменшу (0,69) подібність мають варіанти «СЦТ» та «ФЛ», найбільшу – варіант «АМВ» з фоною лісовою ділянкою та варіантами «РЗАМ», «СЗКІ». Це ділянки представлені деревними насадженнями і коефіцієнтом подібності між ними – 98-99 %. ПП під газоном «СЦТ» має максимальну подібність (0,98) з фоною степовою ділянкою, з іншими аналогічними – 91-97 %. Це пояснює подібність $R=0,99$ (табл. 6.3) у варіантах фонових лісових ділянок, санітарно-захисної та транспортної зони міста – усі

варіанти відносяться до альгоугруповань під деревними насадженнями. Фонові степові ділянки корелюють із селітебною ($R=0,98$) та санітарно-захисною зоною пром্পідприємств міста ($R=0,97$) і представлені альгоугрупованнями трав'яних насаджень.

Таким чином, кластерний аналіз структури альгоугруповань на рівні морфотипів (рис. 6.2, табл. 6.3) також підтвердив існування груп міських урбоальгоугруповань: «рекреаційної», до якої входять альгоугруповання ландшафтно-рекреаційних територій і яка має схожість зі штучними лісовими біогеоценозами; «техногенної», яка об'єднує альгоугруповання санітарно-захисних зон промислових територій, «транспортної», яка поєднує селітебну й транспортну території. При цьому альгоугруповання міських територій під деревними насадженнями та на газонах при віднесенні до відповідної групи урбоальгоугруповань зберігають специфічні особливості пов'язані з едифікаторною вищою рослинністю (деревною або трав'яною).

Також на показниках подібності позначається різниця в кількості видів, що формують альгоугруповання, а також наявність видів, які трапляються лише в певному типі урбоальгоугруповань. Розрахований коефіцієнт спільності Жаккара між альгоугрупованнями різних територій району досліджень також показав їх низьку подібність (21-37 %). Більшу схожість показав коефіцієнт С'еренсена-Чекановського, який коливається від 34 до 55 % (табл. 6.3). Його максимальні показники вказують на спільність між ділянками рекреаційних зон і фонових штучних лісових насаджень (55 %), що свідчить про деякий захист ґрунтової біоти на міських територіях природно-рекреаційного використання від аеротехногенного впливу.

На основі отриманих даних щодо фізико-хімічних властивостей ґрунтів міста Маріуполя та їх біологічної активності, може бути здійснена комплексна оцінка едафотипів різних міських зон (СЗЗ, селітебної, транспортної, ландшафтно-рекреаційної) із наданням таких показників: гранулометричний склад, рН, вміст гумусу, співвідношення C:N, вміст обмінного амонію, Нітрогену нітратного,

хлорид- і сульфат-іонів, концентрація Плюмбуму та Купруму, активність уреазі, ЗМЧ, чисельність водоростей, домінанти і специфічні види водоростевих угруповань.

Едафотопи санітарно-захисної зони промислових підприємств міста Маріуполя:

Гранулометричний склад – важкосуглинистий мулисто-крупнопиловатий.

Хімічні показники лежать у діапазоні: рН 7,66-8,53; гумус 4,72-5,28; С:N 11,2-13,2; обмінний амоній 0,80-19,6 мг/кг; азот нітратний 2,9-69,2 мг/кг; вміст хлорид- і сульфат-іонів 5,80-48,15 мг/кг та 0,49-4,55 мг/кг відповідно; Cu 1,58-12,38 мг/кг; Pb 11,89-73,92 мг/кг.

Біологічна активність: уреазі 4,73-5,73 мкгN-NH₃, 3год/г абс. сух. ґрунту; ЗМЧ 0,02-1,23 млн. КУО/г абс. ґрунту; чисельність водоростей 13,51-14,20 тис. клітин/г абс. сух. ґрунту.

Домінанти альгоугруповань санітарно-захисної зони: *Klebsormidium flaccidum*, *Hantzschia amphioxys*; *Monodus acuminata*, *Chlorococcum echinozygotum*, *Mychonastes homosphaera*; субдомінанти: *Chlorococcum hypnosporum*, *Ch. lobatum*, *Tetracystis excentrica*, *Chlorella vulgaris*, *C. luteoviridis*, *Choricystis chodatii*, *Stichococcus bacillaris*, *Luticola mutica*, *Microcoleus vaginatus*, *Botrydiopsis arhiza*, *Heterothrix bristoliana*, *Eustigmatos magnus*, *Leptolyngbya tenuis*, *Phormidium boryanum*, *Phormidium uncinatum*.

Специфічні види санітарно-захисної зони: *Chlorococcum chlorococcoides*, *Chlorococcum hypnosporum*, *Ch. echinozygotum*, *Chlorella reisiigii*, *Chlamydomonas globosa*, *Chlorosarcinopsis minor*, *Chlorella ellipsoidea*, *Navicula pelliculosa*, *Leptolyngbya tenuis*, *Phormidium corium*, *Phormidium uncinatum*. Це представники відділів зелених – одноклітинних водоростей, деякі при несприятливих умовах переходять у пальмелоїдний стан, одноклітинних діатомових та синьозелених нитчаток.

Едафотопи селітебної зони міста Маріуполя:

Гранулометричний склад – важкосуглинистий мулисто-крупнопиловатий.

Хімічні показники лежать у діапазоні: рН 7,14-8,23; гумус 4,48-5,02; С:N 10,2-12,8; обмінний амоній 0,93-22,7 мг/кг; азот нітратний 3,30-55,0 мг/кг; вміст хлорид- і сульфат-іонів 5,50-45,65 мг/кг та 1,18-2,75 мг/кг відповідно; Cu 1,61-3,21 мг/кг; Pb 10,57-58,16 мг/кг.

Біологічна активність: уреаза 4,29 мкг N-NH₃, 3 год/г абс. сух. ґрунту; ЗМЧ 10,17 млн. КУО/г абс. сух. ґрунту; чисельність водоростей 8,44 тис. клітин/г абс. сух. ґрунту.

Домінанти альгоугруповань селітебної зони: *Phormidium jadinianum*, *P. molle*, *P. paulsenianum*, *Heterothrix exilis*, *Ulothrix variabilis*, *Palmellopsis gelatinosa*, *Mychonastes homosphaera*, *Luticola mutica*, *Luticola ventricosa*; субдомінанти: *Stichococcus bacillaris*, *S. minor*, *Klebsormidium flaccidum*, *Navicula atomus*, *N. pelliculosa*, *Hantzschia amphioxys*, *Phormidium uncinatum*, *Microcoleus vaginatus*, *Nostoc commune*.

Специфічні види селітебної зони: *Vischeria helvetica*, *Phormidium dimorphum*, *Phormidium corium*, *Phormidium uncinatum*, *Navicula pelliculosa*, представники еустігматофітових одноклітинних нерухомих, синьозелених нитчастих водоростей та діатомій.

Едафотопи транспортної зони міста Маріуполя:

Гранулометричний склад – важкосуглинистий мулистокрупнопилуватий.

Хімічні показники лежать у діапазоні: рН 7,36-8,42; гумус 4,89-5,2; С:N 10,0-11,5; обмінний амоній 1,53-20,1 мг/кг; азот нітратний 2,8-16,8 мг/кг; вміст хлорид- і сульфат-іонів 5,8-53,75 мг/кг та 0,4-1,75 мг/кг відповідно; Cu 1,61-5,76 мг/кг; Pb 7,85-32,16 мг/кг.

Біологічна активність: уреаза 12,44 мкгN-NH₃, 3 год/г абс. сух. ґрунту; ЗМЧ 7,69 млн. КУО/г абс. сух. ґрунту; чисельність водоростей 32,56 тис.клітин/г абс. сух. ґрунту.

Домінанти альгоугруповань транспортної зони: *Phormidium paulsenianum*, *P. retzii*, *Navicula cryptocephala*, *Cyanobacterium cedrorum*, *Eustigmatos magnus*, *Luticola mutica*, *Palmellopsis gelatinosa*; субдомінанти: *Botrydiopsis arhiza*,

Sphaerosorus coelastroides, *Tetracystis aggregata*, *Scotiellopsis rubescens*, *Mychonastes homosphaera*, *Bracteacoccus minor*, *Chlorella vulgaris*, *Stichococcus bacillaris*, *Choricystis chodatii*, *Klebsormidium flaccidum*, *Navicula pelliculosa*, *Oscillatoria limosa*, *Phormidium* cf. *autumnale*, *P. corium*, *Nostoc paludosum*.

Специфічні види транспортної зони: *Scotiellopsis rubescens*, *Cyanobacterium cedrorum*, *Chlorococcum echinozygotum*, *Chlorella ellipsoidea*, *Navicula pelliculosa*, *Phormidium corium*, *Phormidium retzii*, представлені альгоугрупованням зелених тіньовитривалих, одноклітинних кокоїдів, діатомових і синьозелених.

Едафотопи ландшафтно-рекреаційної зони міста Маріуполя:

Гранулометричний склад – середньосуглинистий піщано-крупнопиловатий.

Хімічні показники лежать у діапазоні: рН 7,69-8,44; гумус 4,72-4,82; С:N 11,2-12,1; обмінний амоній 1,9-19,6 мг/кг; азот нітратний 2,9-17,6 мг/кг; вміст хлорид- і сульфат-іонів 5,00-38,75 мг/кг та 0,35-1,85 мг/кг відповідно; Cu 1,85-2,94 мг/кг; Pb 21,14-42,12 мг/кг.

Біологічна активність: уреаза 11,01 мкгN-NH₃, 3год/(г) абс. сух. ґрунту; ЗМЧ 2,64 млн. КУО/г абс. сух. ґрунту; чисельність водоростей 12,65 тис.клітин/г абс. сух. ґрунту.

Домінанти альгоугруповань ландшафтно-рекреаційної зони: *Monodopsis subterranea*; *Stichococcus minor*, *Myrmecia biatorellae*; *Navicula cryptocephala*, *Hantzschia amphioxys*; субдомінанти: *Sphaerosorus coelastroides*, *Chlamydomonas culleus*, *C. gloeogama*, *Palmellopsis gelatinosa*, *Chlorococcum echinozygotum*, *Mychonastes homosphaera*, *Bracteacoccus aggregatus*, *B. minor*, *Chlorella luteoviridis*, *Stichococcus bacillaris*, *Navicula minuscula*, *N. pelliculosa*, *Leptolyngbya amplivaginata*, *Phormidium boryanum*, *P. retzii*.

Специфічні види ландшафтно-рекреаційної зони: *Heterococcus Chodat*, *Gloeocapsa punctata*, *Phormidium irriguum*, *Phormidium breve*, *Chlamydomonas globosa*, *Chlorococcum hypnosporum*, *Chlorococcum echinozygotum*, *Chlorosarcinopsis minor*, *Chlorella ellipsoidea*, *Navicula pelliculosa*, *Phormidium*

retzii. Це представники відділів жовтозелених, зелених та синьозелених водоростей колоніально-кокоїдного, трихіального морфотипу.

Представлена характеристика може бути використана для здійснення екологічного моніторингу в межах Маріуполя, а також використана для оцінки антропогенних змін інших урбоекосистем, проведення і планування природоохоронних заходів.

ВИСНОВКИ

1. За гранулометричним складом ґрунтовий покрив різних частин міста Маріуполя відрізняється й представлений переважно варіантами з високим вмістом мулистій фракції, що забезпечує його високу буферну здатність. Едафотопи з більш легким гранулометричним складом, відмічені у СЗЗ і селітебній зоні, потрапляючи під дію аеротехногенного впливу промислових підприємств і автомобільного транспорту, характеризуються меншою можливістю зв'язувати ВМ та інші забруднювачі техногенного походження.

2. Для ґрунтів міста Маріуполя характерне зміщення реакції середовища в лужний бік порівняно з фоновими біогеоценозами. Головні центри підлугування ґрунтів наближені до санітарно-захисних зон промислових підприємств та автомобільних шляхів.

3. Вміст гумусу у ґрунтах урбоєкосистем Маріуполя знаходиться в діапазоні фонових значень (4,17 – 5,05 %), проте характеризується меншим збагаченням на сполуки Нітрогену.

4. Пріоритетним політантом ґрунтів урбоєкосистем Маріуполя є Плюмбум: $K_c = 0,16(Cu) + 2,27(Pb)$. За зменшенням коефіцієнта концентрації валових форм ВМ, який характеризує техногенні аномалії, досліджені міські території формують наступну послідовність: санітарно-захисна зона > селітебна зона > ландшафтно-рекреаційна зона > транспортна зона. На основі кластерного аналізу встановлено, що найбільше значення для накопичення у ґрунті Купруму є вміст мулистій фракції, а для Плюмбуму – вміст гумусу і рН.

5. Ферментативна активність ґрунтів урбоєкосистем (на прикладі уреаз) у 2,5-2,9 разів менша, ніж у фонових. Найнижчою вона є у ґрунтах СЗЗ металургійних комбінатів, а також селітебної зони центральної частини міста ($5,11 \pm 0,72$ мкг N-NH₃, 3 год/г абс. сух. ґрунту). На цих же територіях знижена й чисельність бактерій: показники варіюють в інтервалі 0,02-1,2 млн. КУО/г абс. сух. ґрунту у варіантах «СЗКІ» і «СЗАС», що складає 0,2-10,2 % від фонових значень. Шляхом кореляційного аналізу змін показників рН і активності уреаз у

грунтах підтверджено прямим зв'язком між ними ($r=+0,73$). Виявлена достовірна кореляція співвідношень валових форм Плюмбуму та Купруму у грунтах з біологічними показниками: їх вміст впливає на показники уреаз ($r=-0,72\pm0,07$; $r=+0,50\pm0,06$ відповідно).

6. Накопичення ВМ у поверхневих шарах ґрунту Маріуполя в залежності від їх концентрації викликає як стимуляцію, так і пригнічення ферментативної активності, чисельності бактерій та ґрунтових водоростей. При наближенні концентрацій Плюмбуму і Купруму до токсичних рівнів (32,16 мг/кг – для Плюмбуму і 2,72 – для Купруму) у грунтах урбанізованих територій зменшується ферментативна активність (на прикладі уреаз) та чисельність бактерій і водоростей.

7. У грунтах урбоекосистем Маріуполя та фонових заповідних територій виявлено 103 види водоростей із 6 відділів, 8 класів, 19 порядків, 29 родин, 47 родів. На території міста знайдено 81 вид ґрунтових водоростей: *Chlorophyta* – 31 вид (38 %), *Cyanoprocarvota* – 25 (31 %), *Xanthophyta* – 10 (12 %), *Bacillariophyta* – 8 (10 %), *Eustigmatophyta* – 4 (5 %) та *Charophyta* – 3 (4 %). Склад і структура альгоугруповань газонів і деревних насаджень Маріуполя поряд із збереженням відповідно до основних рис степових і лісових угруповань набуває індивідуальних ознак у кожній з досліджених міських зон. Найбільш різноманітний склад водоростей ґрунтів міста відповідає ландшафтно-рекреаційній зоні, а ґрунти санітарно-захисної зони, які безпосередньо прилягають до промислових територій, транспортних і селітебних зон, характеризуються збідненим видовим складом, перебудовами в систематичній структурі, складі домінантів, змінами чисельності порівняно з альгоугрупованнями біогеоценозів фонових територій.

8. Найактивніше водорості заселяють гумусово-аккумулятивний горизонт і особливо самі верхні його шари, що проявляється у змінах їх чисельності й біомаси за профілем. Чисельність і біомаса ґрунтових водоростей урбоекосистем і фонових територій характеризуються значною варіабельністю й подібною сезонною динамікою. Максимальна кількість клітин водоростей відзначається

навесні і є високою восени. Улітку спостерігається найменша чисельність і біомаса водоростей.

9. Показники біомаси водоростей зменшуються при збільшенні у ґрунтах вмісту хлоридів ($r=-0,90$) і сульфатів ($r=-0,54$), а вміст цих іонів залежить від кількості опадів у кореляційній залежності $r=-0,79$ і $r=+0,62$ відповідно. Зміни біомаси та чисельності водоростей та активності уреазы мають односпрямований характер ($r=+0,50$ і $r=+0,63$ відповідно).

10. На основі кластерного аналізу виділені групи урбоальгоугруповань: «рекреаційна» (коефіцієнт кореляції $r=+0,84$), до якої входить угруповання ландшафтно-рекреаційної зони Маріуполя і яка має подібність із фоновим штучним лісовим біогеоценозом; «техногенна», яка об'єднує угруповання СЗЗ ($r=+0,89$) і «транспортна», яка поєднує угруповання селітебної й транспортної зони ($r=+0,77$).

11. На основі отриманих даних щодо фізико-хімічних властивостей ґрунтів Маріуполя та їх біологічної активності наведена комплексна оцінка едафтопів різних міських зон (СЗЗ, селітебної, транспортної, ландшафтно-рекреаційної), де представлені значення досліджених показників: гранулометричний склад, рН, вміст гумусу, співвідношення C:N, вміст Нітрогену амонійного і нітратного, хлорид- і сульфат-іонів, Плюмбуму та Купруму, активність уреазы, ЗМЧ, чисельність водоростей, домінанти і специфічні види водоростевих угруповань.

12. Представлена інформація може бути використана для здійснення екологічного моніторингу в межах Маріуполя, а також використана для оцінки антропогенних змін інших урбоєкосистем, проведенні і плануванні природоохоронних заходів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абдуллин Ш.Р. Цианобактериально-водорослевые ценозы пещеры Шульган-Таш (Южный Урал) / Ш.Р. Абдуллин // Экология. – 2009. – № 4. – С. 318-320.
2. Аксенова Н.П. Урбанофлора эдафотрофных водорослей и цианобактерий г. Ижевска: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.02.01 / Аксенова Наталья Петровна. – Казань, 2010. – 20 с.
3. Алексахина Т.И. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов / Т.И. Алексахина, Э.А. Штина. – Москва: Наука, 1984. – 149 с.
4. Алексашкин И.В. Педафитические факторы миграции тяжелых металлов в почвах карбонатных породах: материалы междунар. конф. [«Сучасні проблеми біології, екології та хімії»], (29 березня-1 квітня 2007 р., біологічний факультет ЗНУ) / И.В. Алексашкин, Ю.В. Хижняк, Р.В. Горбунов // – Запоріжжя. – 2007. – С. 318-320.
5. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю.В. Алексеев. – Ленинград: Агропромиздат, 1987. – 137 с.
6. Алексеева А.А. Общие принципы биодиагностических исследований антропогенно-измененных почв: материалы междунар. заочной науч. конф. [«Проблемы современной аграрной науки»], (15 октября 2014 г., электрон. текстовые дан.). / А.А. Алексеева, Н.В. Фомина. – Красноярск: КГАУ, 2015. – С. 3-6.
7. Андреева В.М. Почвенные и аэрофильные зелёные водоросли (Chlorophyta, Tetrasporales, Chlorococcales, Chlorosarcinales) / В.М. Андреева. – Санкт-Петербург: Наука, 1998. – 350 с.
8. Андреева В.М. Неподвижные одноклеточные и колониальные зеленые водоросли (Chlorophyta) из грунтов плато Путорана (Среднесибирское плоскогорье) / В.М. Андреева // Новости систематики низших растений. – 2005. – Т. 39 – С. 3-10.

9. Андреева В.М. Почвенные неподвижные зеленые водоросли (Chlorophyta) в зоне промышленного загрязнения г. Воркуты (Республика Коми) / В.М. Андреева, О.Я. Чаплыгина // Новости систематики низших растений. – 2006. – Т. 40. – С. 13-18.

10. Андреева В.М. Почвенные неподвижные одноклеточные зеленые водоросли (Chlorophyta) острова Элlef-Рингнес (Канадский арктический архипелаг) / В.М. Андреева // Новости систематики низших растений. – 2008. – Т. 42. – С. 3-6.

11. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. – Москва: Изд-во МГУ, 1970. – 487 с.

12. Асфандиярова Л.З. Сукцессионные процессы в альгоценозах посевов многолетних трав Предуралья Республики Башкортостан / Л.З. Асфандиярова, Г.Г. Кузяхметов // Вестник ОГУ. – 2009. – № 6. – С. 46-47.

13. Ахмедьянов Д.И. Биологическое разнообразие цианобактерий и водорослей ковыльных степей Баймакского района Республики Башкортостан / Д.И. Ахмедьянов // Вестник ОГУ. – 2009. – № 6. – С. 48-49.

14. Ахтырцев Б.П. Тяжелые металлы в почвах пойменных ландшафтов Среднерусской лесостепи и их миграция: материалы междунар. симпозиума [«Тяжелые металлы в окружающей среде»], (Пушино, 15-18 октября 1996 г.) / Б.П. Ахтырцев, А.Б. Ахтырцев, Л.А. Яблонских. – Пушино, 1997. – С. 15-24.

15. Бакаева М.Д. Влияние условий городской экосистемы на аэрофильные микроскопические грибы древесной коры / М.Д. Бакаева, И.П. Климина, Н.А. Киреева, И.Е. Дубовик // Вестник ОГН. – Оренбург. – 2010. – № 2. – С. 111-113.

16. Бакиева Г.Р. Диатомовые водоросли почв хвойных лесов Башкирского государственного природного заповедника / Г.Р. Бакиева // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2011. – Т. 13 – № 5 (2) – С. 49–51.

17. Баранова О.О. Альгоугруповання степових фітоценозів заказника

«Балка Північна Червона» на Криворіжжі / О.О. Баранова, М.О. Квітко, І.А. Мальцева // Вісник ХНАУ. – Серія: Біологія. – 2009. – Вип. 1 (16) – С. 106-110.

18. Баранова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С. Баранова, Л.А. Медведева, О.В. Анисимова. – Тель-Авив, 2006. – 498 с.

19. Бачура Ю.М. Альгофлора антропогенно-преобразованных почв: Материалы конф. [«Актуальные проблемы изучения и сохранения фито- и микобиоты»] / Ю.М. Бачура, О.М. Храмченкова. – Минск. – 2013. – С. 140-141.

20. Безкоровайная И.Н. Биологическая диагностика и индикация почв / И.Н. Безкоровайная. – Красноярск: КГАУ, 2001. – 40 с.

21. Белова Н.А. Естественные леса и степные почвы (экология, микроморфология, генезис) / Н.А. Белова, А.П. Травлеев. – Днепропетровск: ДГУ, 1999. – 348 с.

22. Белоножко М.В. Техногенная эмиссия тяжелых металлов в биосферу: Матеріали міжнар. конф. [«Сучасні проблеми біології, екології та хімії»], (29 березня-1 квітня 2007 р., біологічний факультет ЗНУ) / М.В. Белоножко, Р.Г. Гапонова, Л.В. Кармазина. – Запоріжжя. – 2007. – С. 452-453.

23. Бережнова Н.В. Альгоиндикация в системе экологического мониторинга состояния почв: Материалы конф. [«Микология и альгология»], (кафедра микологии и альгологии МГУ им. М. В. Ломоносова) / Н.В. Бережнова, М.В. Чижевская, М.Г. Чупина, С.М. Трухницкая. – Москва: МГУ. – 2004. – С. 25-26.

24. Берестецкий О.А. Биологические основы плодородия почвы / О.А. Берестецкий, Ю.М. Возняковская, Л.М. Доросинский. – Москва: Колос, 1984. – 287 с.

25. Богданова А.В. Флора почвенных водорослей и цианобактерий техногенно-засоленных территорий Башкирского Предуралья / А.В. Богданова, Л.А. Гайсина, А.И. Фазлутдинова, Н.В. Суханова // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2010. – Т. 12. – № 1

(4). – С. 989-992.

26. Бокрис Дж. Химия окружающей среды / Под ред. Дж.О.М. Бокрис.; пер. с англ. – Москва, 1982. – 323 с.

27. Бондаренко Н.А. Cyanophyta планктона небольших водоемов Восточной Сибири (Россия) / Н.А. Бондаренко, Л.А. Щур // Альгология. – 2007. – Т. 17, № 1. – С. 26-41.

28. Бурда Р.И. Антропогенная трансформация флоры / Р.И. Бурда. – Київ: Наук. думка, 1991. – 166 с.

29. Бурова О.В. Водорості Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» / [О.В. Бурова, М.Д. Жежера] за заг. ред.. д.б.н., проф. П. М. Царенка. – Суми: Універсальна книга, 2013. – 182 с.

30. Булатов А.И. Справочник инженера-эколога нефтедобывающей промышленности по методам анализа загрязнителей окружающей среды / А.И. Булатов, П.П. Макаренко, В.Ю. Шеметов. – Москва: ООО «Недра-Бизнесцентр», 1999. – Ч. 2: Почва. – С. 581–585.

31. Важенин И.Г. Почва как активная система самоочищения от токсического воздействия тяжелых металлов – ингредиентов техногенных выбросов / И.Г. Важенин // Химия в сельском хозяйстве. – 1982. – № 3. – С. 3-5.

32. Вальков В.Ф. Системно-биологический подход при изучении почв / В.Ф. Вальков // Научная мысль Кавказа. – 1995. – № 4. – С. 6-10.

33. Вальков В.Ф. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксичность чернозема / В.Ф. Вальков, С.И Колесников, К.Ш. Казеев // Агрохимия. – 1997. – № 6. – С. 5-55.

34. Вальков В.Ф. Методология исследования биологической активности почв на примере Северного Кавказа / В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.И Колесников // Науч. мысль Кавказа. Изд-во СКНЦВШ. – 1999. – № 1. – С. 32-37.

35. Вернадский В.И. Живое вещество / В.И. Вернадский. – Москва:

Наука, 1979. – 357 с.

36. Вернадский В.И. Об участии живого вещества в создании почв / В.И. Вернадский // Доклады по экологическому почвоведению. – 2007. – Вып. 5, № 1. – С. 82-116.

37. Виноградова О.М. *Cyanoprokaryota гіпергалінних екосистем України* / О.М. Виноградова. – Київ: Альтерпрес, 2012. – 200 с.

38. Виноградова О.Н. Подсемейство *Leptolyngbyoideae* Anagn. et Komárek (*Cyanoprokaryota*) во флоре Украины / О.Н. Виноградова, О.В. Коваленко // Альгология. – 2012. – Т. 22. № 3. – С. 316-330.

39. Виноградова О.М. Синьозелені водорості екстремальних місцезростань: автореф. дис. на здобуття наук. ступеню д-ра. біол. наук / Виноградова Оксана Миколаївна. – Київ, 2013. – 44 с.

40. Виноградов А.П. Микроэлементы в жизни растений и животных / А.П. Виноградов. – Москва: Изд-во АН СССР, 1952. – 260 с.

41. Вовк О.Б. Еколого-функціональні особливості ґрунтового покриву міських парків (на прикладі м. Львова) / О.Б. Вовк // Ґрунтознавство. – 2004. – Т. 5, № 1,2. – С 86-92.

42. Водорості ґрунтів України (історія та методи дослідження, система конспект флори) / [І.Ю. Костіков, П.О. Романенко, Е.М. Демченко та ін.]. – Київ: Фітосоціоцентр, 2001. – 300 с.

43. Волкова Т.П. Эколого-геологическая характеристика особенности накопления химических элементов в почвах Приазовья / Т.П. Волкова, Ю.С. Попова, А.А. Омельченко // Наукові праці Донецького національного технічного університету. Серія: Гірничо-геологічна. – Донецьк, ДонНТУ. – 2005. – С. 84-91.

44. Волкодаева М.В. К вопросу о расчетах загрязнения атмосферного воздуха выбросами автотранспорта / М.В. Волкодаева, М.М. Полуэктова // Экология урбанизированных территорий. – Москва: «Камертон». – 2008. – № 3. – С.103-109.

45. Волощинська С.С. Еколого-геохімічна оцінка урбоєкосистеми міста Ковель: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук: 03.00.16 / Волощинська Світлана Станіславівна, Дніпропетровський нац. ун-т ім. О. Гончара. – Дніпропетровськ, 2012. – 20 с.

46. Гайсина Л.А. Анализ экологических закономерностей наземных цианобактериально-водорослевых флор с использованием традиционных и молекулярно-генетических методов: автореф. дис. на стиск. учен. степени д-ра биол. наук: 03.00.05 / Гайсина Лира Альбертовна, БашГУ. – Уфа, 2013. – 40 с.

47. Гапочка Л.Д. Об адаптации водоростей / Л.Д. Гапочка. – Москва: Изд-во МГУ, 1981. – 80 с.

48. Герасимова М.И. Антропогенные почвы: Генезис, география, рекультивация / [М.И. Герасимова, М.Н. Строганова, М.Н. Можарова, Т.В. Прокофьева: учеб. пособие] под ред. Г. В. Добровольского. – Смоленск: Ойкумена, 2003. – 268 с.

49. Гетелюк В.П. Екологічні проблеми малих річок Запорізької області та шляхи їх вирішення / В.П. Гетелюк // Матеріали загальнонаціонального семінару і Першої робочої зустрічі Української річкової мережі. – Київ. – 2003. – Р. 1. – С. 35-36.

50. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям / М.А. Глазовская. – Москва: Изд-во МГУ, 1997. – 102 с.

51. Голлербах М.М. Пресноводные водоросли и их изучение. Определитель пресноводных водорослей СССР / М.М. Голлербах, В.И. Полянский. – Вып. 1. – Москва, 1951. – 200 с

52. Горбатов В.С. Устойчивость и трансформация оксидов тяжелых металлов (Zn, Pb, Cd) в почвах / В.С. Горбатов // Почвоведение. – 1988. – № 1. – С. 35-42.

53. Горбань В.А. Фізичний стан ґрунтів як екологічний фактор / В.А. Горбань // Ґрунтознавство. – 2006. – Т. 7, № 3-4. – С.102-111.

54. Горбов С.Н. Биологическая активность почв городских территорий (на примере г. Ростов-на-Дону) / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова // Научный журнал КубГАН. – 2013. – № 85 (01). – С. 1-15.

55. Горовиц-Власова Л.М. К вопросу о санитарном изучении городских почв (исследование почвы г. Днепропетровска) / Л.М. Горовиц-Власова // Гигиена и эпидемиология. – 1927. – № 8. – С. 66-71.

56. Гришина Л.В. Воздействие тяжелых металлов на биогеоценозы: материалы 2 всесоюз. конфер. [«Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы»] / Л.В. Гришина. – Москва. – Ч. 1. – 1988. – С. 35-42.

57. Гришко В.М. Активність амідогідролітичних ферментів у ґрунтах, забруднених сполуками фтору / В.М. Гришко // Ґрунтознавство. – 2009. – Т. 9, № 1,2. – С. 122-128.

58. Грищенко С.В.. Комплексная гигиеническая оценка загрязнения почв населенных мест Донецкой области / Грищенко С.В. Степанова Н.Г., Коровина В.П. та ін. // Весник гигиены и эпидемиологии. – ДонДМУ. – 2001. – Т. 5, № 2. – С. 168–171.

59. Дабахов М.В. Биологическая активность парковых почв г. Нижнего Новгорода: Сб. научн. трудов, Ч. 1 [«Природообустройство и рациональное природопользование – необходимые условия социально-экономического развития России»] / М.В. Дабахов. – Москва: Моск. гос. университет природообустройства, 2005. – С. 465-469.

60. ДБН 360-92**: Державні будівельні норми [«Містобудування. Планування і забудова міських і сільських поселень»]. – Держбуд України. – Київ, 2002. – 136 с.

61. Дедыш С.Н. Специфическая зона вокруг клеток водорослей в почве / С.Н. Дедыш, Г.М. Зенова // Альгология. – 1992. – Т. 2, № 4. – С. 32-38.

62. Добровольский Г.В. Функции почв в биосфере и экосистемах / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. – Москва: Наука, 1990. – 261 с.

63. Добровольский Г.В. Экологическая роль почвы в биосфере и в

жизни человека / Г.В. Добровольский // Доклады по экологическому почвоведению. – 2007. – вып. 6, № 2, – С. 1-16.

64. Докучаев В.В. Лекции о почвоведении / В.В. Докучаев // Избр. соч. Москва: Гос. Изд-во с.-х. лит. – 1949. – Т.3. – С. 210, 339-374.

65. Домрачева Л.И. Структурные особенности альгогруппировок на начальных этапах формирования почв на техногенных илах: Материалы I палеоальгологической конф. [«Водоросли в эволюции биосферы»] / Л.И. Домрачева, Л.В. Кондакова, Е.В. Дабах, Т.С. Елькина. – Москва: ПИН РАН. – 2013. – С. 35-37.

66. Дорогостайская Е.В. Почвенные водоросли тундр Западного Таймыра / Е.В. Дорогостайская, Н.В. Сдобникова // Биогеоценозы Таймырской тундры и их продуктивность. – 1973. – Вып. 2. – С. 128-138.

67. Дубовик И.Е. Изменение альгосинузий лесных биогеоценозов под действием антропогенных факторов / И.Е. Дубовик // Актуальные вопросы экологии Башкортостана: тез. докл. межвуз. конф. – Уфа: БашГУ. – 1995. – С. 36-37.

68. Дубовик И.Е. Таксономический и экологический состав эпифитных водорослей урбанизированных территорий Предуралья: материалы всероссийской конф. [«Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века»], (Петрозаводск, 22-27 сентября 2008 г., Ч. 2: Альгология. Микология. Лихенология. Бриология) / И.Е. Дубовик, И.П. Климина. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. – 2008. – С. 32-34.

69. Дядькова К. Біогеохімія Cu, Zn, Cd, Mn, Fe, Co в зелених зонах міста Мелітополя (Запорізька область, Україна) / К. Дядькова, Н. Романюк, В. Козловський // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2013. – Випуск 62. – С. 188-195.

70. Евдокимова Г.А. Изменение агрохимических свойств почв в зоне влияния предприятий цветной металлургии / Г.А. Евдокимова, Е.Е. Кислых // Агрохимия. – 1982. – № 9. – С. 95-97.

71. Евдокимова Г.А. Микроорганизмы тундровых и лесных подзолов Кольского Севера / Г.А. Евдокимова, Н.П. Мозгова. – Апатиты, 2001. – 184 с.
72. Екологія: Підручник для студентів вищих навчальних закладів / кол. авторів; за загальною ред. О. Є. Пахомова. – Харків: Фоліо, 2014. – 666 с.
73. Закирова З.Р. Флористический состав синезеленых водорослей в антропогенно-нарушенных почвах / З.Р. Закирова, И.Е. Дубовик // Вестник Башкирского университета. – Уфа. – 2005. – № 3. – С. 46-49.
74. Звягинцев Д.Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей / Д.Г. Звягинцев // Почвоведение. – 1978. – № 6. – С. 48-54.
75. Звягинцев Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. / Отв. ред. Д.Г. Звягинцев. – Москва: МГУ, 1991. – 239 с.
76. Звягинцев Д.Г. Биология почв: Учебник / Д.Г. Звягинцев, И.П. Бабьева, Г.М. Зенова. – Москва: Изд-во МГУ, 2005. – 445 с.
77. Земля тривоги нашої [За матеріалами доповіді про стан навколишнього природного середовища в Донецькій області у 2002 році] під ред. С.В. Третьякова. – Донецьк: Новый мир, 2003. – 158 с.
78. Земля тревоги нашей [По материалам Докладов о состоянии окружающей природной среды в Донецкой области в 2007-2008 годах] под редакцией С. Третьякова, Г. Аверина. – Донецк, 2009. – 124 с.
79. Зенова Г.М. Почвенные водоросли / Г.М. Зенова, Э.А. Штина. – Москва: Изд-во Моск. университета, 1990. – 80 с.
80. Зырин Н.Г. Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах/ под ред. Н. Г. Зырина, Л. К. Садовниковой. – Москва: МГУ, 1985. – 206 с.
81. Золотарева Б.Н. Миграция и трансформация экзогенных форм соединений тяжелых металлов в почвах (натурное моделирование): материалы междунар. симпозиума [«Тяжелые металлы в окружающей среде»], (Пушино 15– 18 октября 1996 г.) / Б.Н. Золотарева– Пушино. – 1997. – С. 35-43.

82. Иванов И.В. История отечественного почвоведения / И.В. Иванов. – Москва: Наука, 2003. – 397 с.
83. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение / В.Б. Ильин. – Новосибирск: Наука, 1991. – 51 с.
84. Ильин В.Б. Оценка существующих экологических нормативов содержания тяжелых металлов в почве / В.Б. Ильин // Агрохимия. – 2000. – № 9. – С. 74-80.
85. Илюшенко А.Е. Приспособления почвенных водорослей лесных фитоценозов к рекреационным нагрузкам / А.Е. Илюшенко // Сибирский экологический журнал. – 2001. – №4. – С. 443-448.
86. Илюшенко А.Е. Анализ фитоценотической структуры почвенных водорослей сосновых фитоценозов рекреационного ряда с помощью методов межвидовой сопряженности / А.Е. Илюшенко, П.В. Илюшенко // Сибирский экологический журнал. – 2001. – № 4. – С. 413-418.
87. Илюшкина Л.Н. Биологическая активность почв урболандшафтов г. Ростова-на-Дону и г. Азова: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.00.27; 03.00.16 / Любовь Николаевна Илюшкина. – Ростов-на-Дону, 2008. – 25 с.
88. Кабата–Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата–Пендиас, Х. Пендиас. – Москва: Мир, 1989. – 439 с.
89. Кабиров Р.Р. Почвенные водоросли городских газонов (Уфа, Башкортостан) / Р.Р. Кабиров, Н.В. Суханова // Ботан. журн. – 1997. –Т. 82., № 3. – С. 46-57.
90. Кабиров Р.Р. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории / Р.Р. Кабиров, А.Р. Сагитова, Н.В. Суханова // Экология. – 1997. – № 6. – С. 408-411.
91. Кабиров Р.Р. Оценка токсичности атмосферного воздуха с помощью микроскопических водорослей / Р.Р. Кабиров, Н.В. Суханова, Л.С.

Хайбуллина // Экология. – 2000. – № 3. – С. 231-232.

92. Кабиров Р.Р. Использование альгологических критериев при экологическом прогнозировании антропогенной нагрузки на наземные экосистемы / Р.Р. Кабиров // Успехи современного естествознания. – 2007. – № 3. – С. 13.

93. Кабиров Р.Р. Особенности экологии и распространения одноклеточной почвенной водоросли *Eustigmatos magnus* (Eustigmatophyta) в Южном Урале (Россия) / Р.Р. Кабиров, Л.М. Сафиуллина // Альгология. – 2008. – Т. 18. – № 2 – С. 134-144.

94. Кабиров Т.Р. Использование многоуровневой системы индикации биологической активности почв для оценки эффективности методов биорекультивации нефтезагрязненных территорий: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.00.16; 03.00.23 / Кабиров Тагир Рустэмович. – Уфа, 2009. – 24 с.

95. Качинский Н.А. Механический и микроагрегатный состав почвы. Методы его изучения / Н.А. Качинский. – Москва: Изд-во АН СССР, 1958. – 192 с.

96. Кашнер Д. Жизнь микробов в экстримальных условиях / под ред. Д. Кашнера; пер. с англ. – Москва: Мир, 1981. – 521 с.

97. Киреева Н.А. Фенолоксидазная активность нефтезагрязненных почв / Н.А. Киреева, Г.Ф. Ямалетдинова // Вестник Башкирского ун-та. Химия и Биология. – 2001. – № 1. – С. 48-51.

98. Клименко Т.К. Біоекологічні особливості розподілу важких металів в урбоекосистемах промислового Дніпродзержинська: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук: 03.00.16 / Тетяна Карлівна Клименко, Дніпропетровський нац. ун-т ім. О. Гончара. – Дніпропетровськ, 2007. – 20 с.

99. Климина И.П. Эпифитные сообщества цианопрокариот, водорослей и микроскопических грибов древесных растений г. Уфы и возможность их использования в биоиндикации: автореф. дис. на соиск. учен.

степени канд. биол. наук: 03.02.01; 03.02.08/ Климина Инна Павловна. – Уфа, 2011. – 18 с.

100. Коваленко О.В. Флора водоростей України. Т. 1: Синьозелені водорості – Вип. 1: Порядок Chroococcales / відпов. ред. П.М. Царенко. – Київ, 2009. – 396 с.

101. Ковда В.А. Основы учения о почвах / В.А. Ковда. – Москва: Наука, 1973. – Ч. 2. – 465 с.

102. Ковда В.А. Почвоведение: Учебник. Ч. 1. Почва и почвообразование [Г.Д. Белицина, В.Д. Васильевская, Л.А. Гришина и др.] под ред. В. А. Ковды и Б. Г. Розанова. – Москва: Изд-во Высшая школа, 1988(а). – 400с.

103. Комулайнен С.Ф. Альгофлора озер и рек Карелии. Таксономический состав и екологія / С.Ф. Комулайнен, Т.А. Чекрыжева, И.Г. Вислянская. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. – 81 с.

104. Конвенция об оценке воздействия на окружающую среду в трансграничном контексте. ООН. Экономический и Социальный Совет. ЕЭК. [Подписана Правительством СССР 06.07.91. Подтверждено Правительством РФ от 13.01.92 № Н - № 11, ГП МИД РФ; «ЭЭ и ОВОС»], (Финляндия. 25.02-01.03.91). – Москва; ЦЭП. – 1997. – № 4. – 115 с.

105. Кондакова Л.В. Флора почвенных водорослей г. Кирова: Материалы междунар. научно-практ. конф. [«Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах»] / Л.В. Кондакова, В.А. Висич. – Киров: Вятская ГСХА. – 2010. – С. 177-182.

106. Кондратьева Н.В. Синьозелені водорості деяких ґрунтів степового Криму / Н.В. Кондратьева / Український Ботанічний Журнал. – 1959. – 16 (6). – С. 30-39.

107. Кондратьева Н.В. Синьо-зелені водорості. – Cyanophyta. Клас гормогонієві – Hormogoniophyceae. Визначник прісноводних водоростей Української РСР / Н.В. Кондратьева. – Вип. 1, Ч.2. – Київ, 1968. – 524 с.

108. Кондратьева Н.В. Синьо-зелені водорості. – Суанорphyta Клас хрооококові – Chroococcophyceae. Клас хамесифонові – Chamaesiphonophyceae. Визначник прісноводних водоростей Української РСР / Н.В. Кондратьева, О.В. Коваленко, Л.П. Приходькова. – Вип. 1, Ч. 1. – Київ, 1984. – 388 с.

109. Костиков И.Ю. К вопросу о зональных особенностях состава почвенных водорослей / И.Ю. Костиков // Альгология. – 1991. – Т. 1, № 4. – С. 15-22.

110. Костиков И.Ю. Почвенные водоросли Лазовского заповедника (Дальний Восток, Россия) / И.Ю. Костиков // Альгология. – 1993. – Т. 3, № 1. – С. 62–66.

111. Крайнов С.Р. Гидрогеохимия / С.Р. Крайнов, В.М. Швец. – Москва: Недра, 1992. – 463 с.

112. Красавин А.П. Некоторые особенности микробных ценозов в условиях токсичных пород шахтных отвалов / А.П. Красавин, А.Н. Хорошавин, И.В. Катаева // Растения и промышленная среда. – Свердловск: УрГУ, 1982. – С. 113-119.

113. Красильников П.В. Методические указания к практикуму по изучению физических и агрохимических свойств почв / П.В. Красильников. – Петрозаводск: ПетрГУ, 1999. – 18 с.

114. Кривошеин Д.А. Экология и безопасность жизнедеятельности: Учеб. пособие для вузов / [Д.А. Кривошеин, Л.А.Муравей, Н.Н. Роева и др.] под ред. Л.А. Муравья. – Москва: ЮНИТИ-ДАНА, 2000. – 447 с.

115. Крылов А.В., Шестакова Г. А., Воронкина Н. В. Синезеленые водоросли (Суанорphyta) почв города Калуги: материалы XI Всероссийской науч. конф. [«Вопросы археологии, истории, культуры и природы Верхнего Поочья»], (Калуга, 5–7 апреля 2005 г.) / А.В. Крылов, Г.А. Шестакова, Н.В. Воронкина. – Калуга: Изд-во «Полиграф–Информ». – 2005. – С. 321-323.

116. Кузнецова Е.В. Альгофлора урбанизированных территорий города Мелеуз и его окрестностей: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд.

биол. наук: 03.00.05 / Елена Валентиновна Кузнецова. – Уфа, 2006. 16 с.

117. Кузнецов Е.А. Цианобактерии (цианопрокариотные водоросли). Каталог биоты Беломорской биологической станции МГУ / Е.А. Кузнецов, К.Л. Тарасов. – Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2008. – С. 23-29.

118. Кузяхметов Г.Г. Способ оценки загрязнения почв по морфологическим показателям популяций водорослей / Г.Г. Кузяхметов // Почвоведение. – 1993. – № 5. – С. 114-117.

119. Кузяхметов Г.Г. Альгологическая оценка токсичности препаратов меди в серой лесной почве и чернозёме выщелоченном / Г.Г. Кузяхметов // Почвоведение. – 1998. – № 8. – С. 968-973.

120. Кузяхметов Г.Г. Методы изучения почвенных водорослей / Г.Г. Кузяхметов, И.Е. Дубовик. – Уфа: Изд-во Башкирского университета, 2001. – 60 с.

121. Кузяхметов Г.Г. Водоросли зональных почв степи и лесостепи/ Г.Г. Кузяхметов. – Уфа: РИО БашГУ, 2006. – 284 с.

122. Кулик А.Ф. Активність інвертази та уреазі в ґрунтах природних лісових біогеоценозів Присамар'я / А.Ф. Кулик, О.М. Василюк // Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель. – 2010. – Вип. 39. – С. 56-61.

123. Кучерявий В.П. Урбоекологія: Підручник / В.П. Кучерявий. – Львів: Світ, 2001. – 440 с.

124. Ладонин Д.В. Изучение трансформации техногенных форм меди и цинка почвой в условиях модельного эксперимента / Д.В. Ладонин // Агрохимия. – 1996. – № 1. – С. 94–99.

125. Лебедева Л.А. Активность фермента уреазы в дерново-подзолистой почве, загрязненной ТМ, при различной реакции среды / Л.А. Лебедева, С.Н. Лебедев, Н.Л. Едемская // Вестник МГУ, серия 17. – 1995. – № 2. – С. 68-71.

126. Леванец А.А. О почвенных водорослях заповедника «Каменные Могилы» (отделение Украинского степного природного заповедника): матеріали міжнародної наукової конференції [«Актуальні питання збереження та відновлення степових екосистем»], (Асканія-Нова, 21-23 травня 1998 р.) / А.А. Леванец, О.В. Рыбчинский. – Асканія-Нова. – 1998. – С. 192-193.

127. Леванец А.А. Почвенные водоросли сосновых лесов Левобережной Украины / А.А. Леванец // Альгология. – 1999. – Т. 9, № 2. – С. 65-68.

128. Леванец А.А. Конспект флоры водорослей почв заповедника «Каменные могилы» (отделение Украинского Степного природного заповедника) / А.А. Леванец // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. Серия «Биология». – 2001. – Т. 14 (53), № 1. – С. 132-136.

129. Мажайский Ю.А. Экология агроландшафта Рязанской области / Ю.А. Мажайский, В.Ф. Евтюхин, А.В. Резникова. – Москва: Изд-во МГУ, 2001. – 95 с.

130. Майнулов В.Г. Гигиеническая оценка техногенного загрязнения почвы Санкт-Петербурга тяжелыми металлами / В.Г. Майнулов, К.Б. Фридман, И.М. Бек, Н.А. Пацюк // Весник С.-Петербургской ГосМедАкадемии. С.-Петербург. – 2001. – № 1 (2). – С. 66-69.

131. Мальцева І.А. Антропогенна трансформація альгофлори степових ділянок околиць міста Мелітополя: конф. молодих вчених [«Еколого-біологічні дослідження на природних та антропогенно-змінених територіях»], (Кривий Ріг, 13-16 травня 2002 р.) / І.А. Мальцева, С. Левандовський, А. Максимов. – Кривий Ріг, 2002. – С. 241-242.

132. Мальцева І.А. Ґрунтові водорості як структурний елемент Великоанадольського лісового культурбіогеоценозу / І.А. Мальцева // Ґрунтознавство. – 2003. – Т. 4, № 1–2. – С. 71-78.

133. Мальцева І.А. Ґрунтові водорості Азовського лісового масиву (Донецька область, Україна) / І.А. Мальцева // Вісник Запорізького державного

університету. – 2004(а). – № 2. – С. 183-188.

134. Мальцева І.А. Ґрунтові водорості Великомихайлівського лісового масиву (Дніпропетровська обл.) / І.А. Мальцева // Ґрунтознавство. – 2004(б). – Т. 4, № 1–2. – С. 66-72.

135. Мальцева І.А. Ґрунтові водорості у функціональній структурі біогеоценозів / І.А. Мальцева / Ґрунтознавство. – 2007. – Т. 8, № 3–4. – С. 71-79.

136. Мальцева І. А. Ґрунтові водорості лісів степової зони України / І.А. Мальцева. – Мелітополь: Люкс, 2009. – 312 с.

137. Мальцева І.А. Чисельність та біомаса водоростей біогеоценозів території природного ядра Біосферного заповідника «Асканія-Нова» / І.А. Мальцева, В.В. Щербина // Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки. – Запоріжжя: 2012. – С. 123-131.

138. Мальцев В.Ф. Особенности накопления тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами / В.Ф. Мальцев, В.Е. Ториков, З.Н. Маркина, О.В. Торикова // Агро XXI. – 1999. – № 11. – С. 20-21.

139. Мальцев Е.И. Влияние рекреационной нагрузки на альгосообщества лесной подстилки: материалы междунар. науч.-практич. конф. [«Экологическая культура и охрана окружающей среды»: I Дорофеевские чтения], (Витебск, 21-22 ноября 2013 г.) / Е.И. Мальцев, Д.Н. Негруля. – Витебск: ВГУ им. П.М. Машерова, 2013. – С. 281-283.

140. Мальцев Є.І. Біологічна активність лісової підстилки штучних лісів степової зони / Є.І. Мальцев // Ґрунтознавство. – 2015. – Т. 16, № 3–4. – С. 31-38.

141. Матвієнко О.М. Жовто-зелені водорості Xanthophyta (Визначник прісноводних водоростей Української РСР. / О.М. Матвієнко, Т.В. Догадіна. – Вип. 10. – Київ.: Наук. думка, 1978. – 512 с.

142. Мамта Авасти, Дебангхшу Нараян Дас Токсическое действие тяжелых металлов на нитратредуктазную активность свободных

иммобилизованных клеток водорослей / Мамта Авасти, Дебангхшу Нараян Дас // Альгология. – 2004. – Т. 14, № 3. – С. 240–245.

143. Маринич А.М. Природа Украинской ССР. Ландшафты и физико-географическое районирование / А.М. Маринич, В.М. Пашенко, П.Г. Шищенко. – Київ: Наукова думка. – 1985. – 224 с.

144. Марченко Г.А. Некоторые особенности ландшафтной дифференциации Северного Приазовья: Зб. наук. прац науково-практ. конф. [«Донбас-2020: охорона довкілля та екологічна безпека»], (Донецьк, 21-22 листопада 2001р.) / Г.А. Марченко. – Донецьк. – 2002. – Т. 2. – С. 51-53.

145. Медведєва О.В. Досвід класифікації міських ґрунтів степової зони України / О.В. Медведєва // Ґрунтознавство. – 2004. – Т. 5, № 1–2. – С. 34-39.

146. Мезенцева Г.В. Трансформация органического вещества азотфиксирующих Cyanophyta в почве / Г.В. Мезенцева // Альгология. – 1992. – Т. 2, № 4. – С. 27-31.

147. Мешалкина Ю.Л. Математическая статистика в почвоведении: Практикум / Ю.Л. Мешалкина, В.П. Самсонова. – Москва: МАКС Пресс, 2008. – 84 с.

148. Мірзак О.В. Досвід дослідження ґрунтів великих промислових центрів степової зони України (на прикладі м. Дніпропетровська) / О.В. Мірзак // Ґрунтознавство. – 2001. – Т. 1, № 1–2. – С. 87-92.

149. Михайловская Н.А., Миканова О. Взаимосвязь ферментативной активности с содержанием гумуса в дерново-подзолистой супесчаной почве / Н.А. Михайловская, О. Миканова // Вестник НАН Беларуси. Серия аграрных наук. – 2008. – № 4. – С. 49-53.

150. Михайлюк Т.І. Лишайники, мохоподібні та наземні водорості гранітних каньйонів України / [Т.І. Михайлюк, С.Я. Кондратюк, С.О. Нипорко та ін.] – Київ: Альтерпрес, 2011. – 398 с.

151. Моисеенков О.В. Эколого-геохимический анализ промышленного города (на примере г. Тольятти): автореф. дис. на соиск. учен. степени канд.

геогр. наук: 11.00.01 / Моисеенков Олег Витальевич, МГУ им. М.В. Ломоносова. – Москва, 1989. – 33 с.

152. Москвич Н.П. Водоросли почв населенных мест г. Ворошиловграда: материалы I конф. по споровым растениям Украины, (сентябрь 1969 г.). / Н.П. Москвич. – Киев: Наукова думка, 1971. – С. 89-90.

153. Москвич Н.П. Биологический метод исследования санитарного состояния почв населенных мест / Н.П. Москвич // Вопросы клинической и теоретической медицины: Тр. Луганского гос. мед. ин-та. – 1972(а). – Вып. 6. – С.148-150.

154. Москвич Н.П. Опыт альгологической характеристики санитарного состояния почв населенных мест: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 14.00.07 / Москвич Нонна Павловна, Ин-т общей и коммун. гигиены им. А. Н. Сысина АМН СССР. – Ворошиловград, 1972(б). – 24 с.

155. Мынбаева Б.Н. Роль бактерий *Pseudomonas* в диагностике загрязнения почв тяжелыми металлами и улучшении роста тест-растений / Б.Н. Мынбаева // Доклады НАН РК. – 2009. – № 6. – С. 103-106.

156. Мынбаева Б.Н. Популяционная структура микрофлоры почв г. Алматы при загрязнении их тяжелыми металлами / Б.Н. Мынбаева // Вестник Башкирского гос. ун-та. Серия: Биология. – 2012. – № 3. – С. 1282-1284.

157. М'ягченко О.П. Екологія Північного Приазов'я / О.П. М'ягченко. – Запоріжжя: ВПК «Запоріжжя», 1999. – 206 с.

158. Напрасникова Е.В. Биохимическая активность почв в оценке экологического состояния среды территорий АЗС на примере города Иркутска / Е.В. Напрасникова // География и природные ресурсы. – 2010. – № 4. – С. 51-55.

159. Національний атлас України / гол. ред. Л.Г. Руденко; Ін-т геогр. НАН України. – Київ: Картографія, 2007. – 440 с.

160. Несмашна О.Ю. Вміст важких металів у ґрунтах і мохоподібних природно-заповідного фонду Луганської області / О.Ю. Несмашна, І.Д.

Жолудєва, О.М. Ситіна // Науковий вісн. Нац. ун-ту біоресурсів і природокористування України. – 2011. – № 158. – С. 103-109.

161. Новаковская И.В. Почвенные водоросли еловых лесов и их изменения в условиях аэротехногенного загрязнения / И.В. Новаковская, Е.Н. Патова. – Сыктывкар, 2011. – 128 с.

162. Новаковская И.В. Почвенные водоросли горно-тундровых сообществ Приполярного Урала / И.В. Новаковская, Е.Н. Патова, Ю.Н. Шабалина / Ботанический журнал. – 2012. – Т. 97, № 3. – С. 305-320.

163. Новаковская И.В. Коллекция живых штаммов микроводорослей института биологии Коми НЦ УрО РАН и перспективы ее использования / И.В. Новаковская, Е.Н. Патова // Известия Коми НЦ УрО РАН. – Сыктывкар. – 2012. – Выпуск 2(10). – С. 36-41.

164. Новикова А.В. О проявлении и особенностях солонцовых свойств в почвах степной и сухостепной зон юга Украины / А.В. Новикова // Почвоведение. – 2007. – № 7. – С.811-822 .

165. Новичкова-Иванова Л.Н. Почвенные водоросли фитоценозов Сахаро-Гобийской пустынной области / Л.Н. Новичкова-Иванова. – Ленинград: Наука, 1980. – 255 с.

166. Обухов А.И. Миграция и трансформация соединений свинца в дерново-подзолистой почве / А.И. Обухов, М.В. Цаплина // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. – Ленинград: Гидрометеиздат. – 1989. – С. 139-144.

167. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – Москва: Мир, 1975. – 740 с.

168. Оксіюк О.П. Ценологічна характеристика фітопланктону каналів південної частини УРСР / О.П. Оксіюк // Укр. Ботан. Журн. – 1982. – 39, № 5. – С. 29-33.

169. Онищенко О.С. Володимир Іванович Вернадський і Україна: Вибрані праці / [О.С. Онищенко, В.М. Даниленко, Л.А. Дубровіна та ін.]. –

Київ, 2011. – Т. 1, кн. 2: – 584 с.

170. Определитель бактерий Берджи / [под. ред. Дж. Хоулт, Н. Криг, П. Смит и др.]. – Москва: Мир, 1997. – Т. 1, 2. – 800 с.

171. Орлов Д.С. Химия почв: Учебник / Д.С. Орлов. – Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1985. – 376 с.

172. Основи альгосозології / [Е.В. Борисова, О.А. Кислова, Н.В. Кондратьева и др.] под ред. Н.В. Кондратьева, П.М. Царенко. – Київ, 2008. – 480с.

173. Паламар-Мордвинцева Г.М. Теоретичні основи та рекомендації до написання «Флори водоростей України» / Г.М. Паламар-Мордвинцева, П.М. Царенко. – Київ, 2012. – 140 с.

174. Пальгунов П.П. Утилизация промышленных отходов / П.П. Пальгунов, М.В. Сумароков. – Москва: Стройиздат, 1990. – 352с.

175. Пароменская Л.Н. Альгологический метод определения фитотоксичности почв / Л.Н. Пароменская, Н.Г. Гаранькина, И.Г. Моисеева, Ю.В. Круглов Почвоведение. – 2001. – № 6. – С. 708-712.

176. Патова Е.Н. Водоросли водоемов Полярного Урала, не подверженных антропогенному воздействию / Е.Н. Патова, И.В. Демина // Биология внутренних вод. – 2008. – № 1. – С. 58-67.

177. Перминова Г.Н. Почвенные водоросли некоторых районов севера Евразии и Дальнего Востока / Г.Н. Перминова. – Киров, 1990. – 41 с.

178. Пивоварова Ж.Ф. Почвенные водоросли пойменных субстратов континентальной дельты реки Шивилиг-Хем Убсунурской котловины Тувы / Ж.Ф. Пивоварова, Л.В. Факторович // Сибирский экологический журнал. – 2001. – Т. 8, № 4. – С. 435-441.

179. Пинский Д.Л. Физико-химические аспекты мониторинга тяжелых металлов в почвах. В кн.: Региональный экологический моніторинг / Д.Л. Пинский. – Москва, 1983. – 263 с.

180. Приймак О.П. Фітоіндикація забруднення автотранспортом

культур фітоценозів в межах Дніпропетровського мегаполісу: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук: 03.00.16 / Приймак Олена Петрівна, Дніпропетровський нац. ун-т ім. О. Гончара. – Дніпропетровськ, 2011. – 21 с.

181. Приходькова Л.П. Синезелёные водоросли степной зоны Украины / Л.П. Приходькова. – Киев: Наук. думка, 1992. – 218 с.

182. Рылова Н.Г. К вопросу о деградации почвенного покрова в условиях города Ижевска: матер. Первой междунар. науч. конф. [«Деградация почвенного покрова и проблемы агроландшафтного земледелия»], (Ставрополь, 24-28 сентября 2001г.) / Н.Г. Рылова. – Ставрополь. – 2001. – С. 191-192.

183. Рылова Н.Г. Изменение целлюлазной активности почв в результате загрязнения тяжелыми металлами / Н.Г. Рылова, Н.Ф. Степусь // Вестник Удмурдского университета. Серия биология. – 2005. – № 10. – С. 65-70.

184. Рэуце К. Борьба с загрязнением почвы / К. Рэуце, С. Кырстя – Москва: Агропромиздат, 1986. – 221 с.

185. Сает Ю.Е. Город как техногенный субрегион биосферы / Биогеохимическое районирование и геохимическая экология [Ю.Э. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин и др.]. – Москва: Наука, 1985. – 334 с.

186. Самотуга В.В. Оцінка ризику для здоров'я населення в зв'язку з викидами канцерогенних речовин автотранспортом / В.В. Самотуга, К.П. Малоног, Ю.Г. Бондаренко, О.М. Литвиченко // Актуальные проблемы транспортной медицины. – 2006. – № 3 (5). – С. 118-122.

187. Самохвалова В.Л. Аналіз стану забруднених важкими металами ґрунтів за окремими біохімічними показниками / В.Л. Самохвалова, А.И. Фатеев, О.Є. Найдьонова // Науковий вісник Ужгородського університету Серія Біологія, випуск 22. – 2008. – С. 143-151.

188. Сараненко І.І. Біогенетичні аномалії накопичення важких металів у ґрунтах промислових центрів (на прикладі м. Кременчука) / І.І. Сараненко // Ґрунтознавство. – 2005. – Т. 6, № 1-2. – С. 62-66.

189. Сараненко І.І. Вплив важких металів на підсистему «грунт-рослина» в лісових культур біогеоценозах м. Кременчука: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук: 03.00.16 / Сараненко Інна Іванівна, Дніпропетровський нац. ун-т ім. О. Гончара. – Дніпропетровськ, 2006. – 20 с.

190. Сарокваша О.Ю. Влияние электромагнитного излучения ЛЭП-35 кВ и ЛЭП-110 кВ на активность уреазы почвы / О.Ю. Сарокваша, Ю.П. Фролов // Вестник Самарского госуниверситета. Естественная серия. – 2005. – № 6 (37). – С. 207-210.

191. Сафиуллина Р.Р. Цианобактериально-водорослевые ценозы чернозема обыкновенного под растениями-фитомелиорантами в Зауралье Республики Башкортостан: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.02.13; 03.02.01 / Сафиуллина Регина Ринатовна. – Уфа, 2014. – 19 с.

192. Сафонова Т.А. Аэрофитные водоросли / Т.А. Сафонова, И.Н. Егорова Споровые растения Прибайкальского национального парка. – Новосибирск. – 2008. – С.27-47.

193. Сафонова Т.А. Синезеленые водоросли (Cyanoprokaryota) на каменистых субстратах Прибайкалья / Т.А.Сафонова // Turczaninowia. – 2002. – Т. 5. № 1. – С. 68-75.

194. Сдобникова Н.В. Почвенные водоросли в южных тундрах Таймыра / Н.В. Сдобникова // Южные тундры Таймыра. – Ленинград: Наука, 1986. – С. 68-79.

195. Семенова И.Н. Изучение эколого-трофических групп почвенных микроорганизмов в зоне влияния горнорудного производства / И.Н. Семенова, Г.Р. Ильбулова, Я.Т. Суюндуков // Фундаментальные исследования. – 2011. – № 11 (часть 2). – С. 410-414.

196. Сердюк С.Н. Опыт прогнозирования распространения тяжелых металлов в почвах Днепропетровской агломерации / С.Н. Сердюк, В.И. Рубан Грунтознавство. – 2005. – Т. 6, № 1-2. – С. 82-88.

197. Сіренко В.О. Заповідник «Кам'яні Могили» – природна і духовна

святина України. [Укр. степ. природ. заповідник НАН України] / В.О. Сіренко. – Київ: Зелена планета, 2005. – 84 с.

198. Сиренко Л.А. Влияние ацидофикации среды на жизнедеятельность водорослей / Л.А. Сиренко, Т.В. Паршикова // Альгология. – 1993. – Т. 3. № 2. – С. 3-17.

199. Симканич О.І. Фоновий моніторинг вмісту важких металів та радіонуклідів у ґрунтах національних природних парків «Ужанський» та «Синевир» / О.І. Симканич, С.М. Сухарев, В.Т. Маслюк // Наук. вісник Ужгород. ун-ту (Сер. Хімія), 2013, № 1 (29). – С. 71-77.

200. Солоненко А.Н. Почвенные водоросли типчаково-ковыльной степи заповедника «Аскания-Нова» (Украина) / А.Н. Солоненко, И.Ю. Костиков // Альгология. – 1995. – Т. 5., № 1. – С. 59–64.

201. Солоненко А.М. Водоросли солончаков степановской и федотовой кос северо-западного побережья Азовского моря / А.М. Солоненко, С.А. Яровой, С.Н. Подорожний, О.Н. Разнополов // Ґрунтознавство. – 2006. – Т. 7, № 3-4. – С. 123-127.

202. Солоненко А. Водорості солончаків узбережжя озера Солоне (Запорізька область) / А. Солоненко, С. Яровой, Т. Ярова // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2010. – Вип. 52. – С. 13-20.

203. Солоненко А.М. Водорості гіпергалійних водойм Північно-Західного узбережжя Азовського моря та їх участь в утворенні мулових сульфідних пелоїдів: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. докт. біол. наук: 03.00.05 / Солоненко Анатолій Миколайович. – Київ, 2015. – 38 с.

204. Статистичний щорічник України за 2013 рік / за ред. О.Г. Осауленко. – Київ: Державна служба статистики України, 2014. – 534 с.

205. Строганова М.Н. Влияние негативных экологических процессов на почвы города (на примере Москвы) / М.Н. Строганова, А.Д. Мягкова // Вестник МГУ. Сер. 17: Почвоведение. – 1996. – Т. 17, № 4. – С. 37–45.

206. Сугачкова Е.В. Влияние рекреационной нагрузки на сообщества

почвенных водорослей: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.00.05 / Сугачкова Ева Валерьевна. – Уфа, 2000. – 20 с.

207. Судницына Д.Н. Экология водорослей Псковской области: Учебное пособие / Д.Н. Судницына. – Псков: ПГПУ. – 2005. – 128 с.

208. Суханова Н.В. Почвенные водоросли городских экосистем: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.00.05 / Суханова Наталья Викторовна. – Уфа, 1996. – 20 с.

209. Суханова Н.В. Диатомовые водоросли почв городских парков / Н.В. Суханова, А.И. Фазлутдинова // Почвоведение. – 2000. – № 7. – С. 840-846.

210. Суханова Н.В. Флора почвенных водорослей и цианобактерий г. Нефтекамск (Республика Башкортостан) / Н.В. Суханова, А.И. Фазлутдинова, Л.А. Гайсина, А.В. Богданова // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2011. – Т. 13, № 5 (2). – С. 115-117.

211. Суханова Н.В. Цианобактериально-водорослевые ценозы почв крупного промышленного города / Н.В. Суханова, А.И. Фазлутдинова, Р.Р. Кабиров // Электронный научный журнал «Современные проблемы науки и образования» – 2014 – № 4 <http://www.science-education.ru> (дата звернения: 30.10.2014).

212. Темралеева А.Д. ДНК-штрихкодирование зеленых водорослей: обзор / А.Д. Темралеева, Е.В. Минчева, Д.Ю. Щербаков, Д.Л. Пинский // Альгология – 2013. – Т. 23. № 4. – С. 396-418.

213. Титлянова А.А. Сукцессии и биологический круговорот / [А.А. Титлянова. Н.А. Афанасьев, Н.Б. Наумова и др.]. – Новосибирск: ВС Наука. Сибирская издательская фирма, 1993. – 157 с.

214. Топачевський О.В. Діатомові водорості Bacillariophyta (Diatomae). Визначник прісноводних водоростей Української РСР / О.В. Топачевський, О.П. Оксіюк. – Вип. 11– Київ: Вид-во Академії Наук УРСР, 1960. – 412 с.

215. Тохтарь В.К. Флори техногенних екотопів та їх розвиток (на

прикладі південного сходу України): автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. біол. наук: 03.00.05 / Тохтарь Валерій Костянтинович. – Київ, 2005. – 35 с.

216. Трухницкая С.М. Альгофлора рекреационных территорий Красноярской урбоэкосистемы / С.М. Трухницкая, М.В. Чижевская. – Красноярск: Изд-во КрасГАУ. – 2008. – 134 с.

217. Трухницкая С.М. Видовое разнообразие цианопрокариот рекреационных территорий г. Красноярск / С.М. Трухницкая, В.В. Коренева // Вестник КГПУ им. В. П. Астафьева. – Красноярск. – 2012. – № 3. – С. 347-349.

218. Тютюник Ю.Г. Техногенне забруднення міських ґрунтів України / Ю.Г. Тютюник, Б.А. Горлицкий // Доповіді НАН України. – 2000. – Т. 6, № 6. – С. 208-211.

219. Узбек Микробоценози эдафотопов техногенных ландшафтов степной зоны Украины / I.X. Узбек, В.И. Шемавнев // Ґрунтознавство. – 2006. – Т. 7, № 1–2 – С. 128-132.

220. Фатєєв А.І. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / А.І. Фатєєв, Я.В. Пашенко. – Харків, 2003. – 112 с.

221. Федоров А.С. Влияние тяжелых металлов на показатели биологической активности почв / А.С. Федоров, С.М. Шахов // Тезисы докл. II съезда О-ва почвоведов., РАН. С-Пб. – 1996. – Кн. 1. – С. 257-258.

222. Федорец Н.Г. Методика исследования почв урбанизированных территорий / Н.Г. Федорец, М.В. Медведева. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2009. – 84 с.

223. Філіна Т.В. Еколого-біохімічні особливості забруднених важкими металами урбоедафотопів в межах м. Дніпропетровська: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.00.16 / Філіна Тетяна Вікторівна, Дніпропетровський нац. ун-т ім. О. Гончара. – Дніпропетровськ, 2006. – 20 с.

224. Феоктистова И.Д. Оценка экологического состояния почв урбанизированных территорий, загрязненных нефтепродуктами и тяжелыми

металлами (на примере г. Владимира): автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.00.05 Феоктистова Ирина Дмитриевна. – Владимир, 2012. – 22 с.

225. Хазиев Ф.Х. Функциональная роль почв в биоразнообразии наземных экосистем: материалы Всероссийской конференции (Иркутск, 11-15 октября 2005 г.) / Ф.Х. Хазиев. – Иркутск: Изд-во Иркутского политехнического университета. – 2005. – С. 31-34.

226. Хакимов Ф.И. Почвы промышленного города: Трансформация и загрязнение / Ф.И. Хакимов, Н.Ф. Деева, А.О. Ильина // Екологія та ноосферологія. – 2006. – Т. 17, № 1-2. – С. 24-40.

227. Хассан Эльшейх Т.А. Уровни содержания тяжелых металлов в почвенном покрове Республики Судан / Т.А. Хассан Эльшейх, Н.А. Черных // Сб. Актуальные проблемы экологии и природопользования. – Москва: Изд-во РУДН. – 2005. – Вып. 7. – С. 281-284.

228. Хоружая Т.А. Оценка экологической опасности. Обеспечение безопасности. Методы оценки рисков. Мониторинг / Т.А. Хоружая. – Москва, 2002. – 203 с.

229. Храмченкова О. Водоросли почв и копролитов дождевых червей в луговых экосистемах / О. Храмченкова, В. Веремеев, Ю. Бачура // Наука и инновации. – Минск: Беларус навука – 2012. – № 2 (108). – С. 67–70.

230. Царенко П.М. Краткий анализ альгофлоры Украины / Разнообразие водорослей Украины (Под ред.: С.П. Вассера, П.М. Царенко) // Альгология. – 2000. – 10, № 4. – 309 с.

231. Царенко П.М. Номенклатурно-таксономические изменения в системе «зелених» водорослей / П.М. Царенко // Альгология. – 2005. – Т. 15, № 4. – С. 459-467.

232. Царенко П.М. Водорості наземних місцезростань природного заповідника «Медобори» / П.М. Царенко, О.М. Виноградова, О.В. Герасимова, Г.Г. Ліліцька // Заповідна справа в Україні. – 2009. – Том 15. – Вип. 2. – С. 36-

41.

233. Цветкова Н.М. Техногенні аномалії важких металів у ґрунтах урболандшафтів степового Придніпров'я (на прикладі м. Дніпродзержинська) / Н.Н. Цветкова, Т.К. Клименко // Ґрунтознавство. – 2005. – Т. 6, № 1-2. – С. 45-52.

234. Цветкова Н.Н. Уровень содержания марганца в почвах урбосистем промышленных городов степного Приднепровья / Н.Н. Цветкова, А.А. Дубина // Вістник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. – 2008. – Вип. 16, Т. 1. – С. 204-209.

235. Цветкова Н.Н. Особенности миграции органо-минеральных веществ и микроэлементов в лесных биогеоценозах степной зоны Украины (изд. 2-ое уточн. и доп.) / Н.Н. Цветкова. – Дніпропетровськ: ООО «Стенли», 2013. – 215 с.

236. Цветкова Н.М. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ґрунти. Метали у ґрунтах: Монографія / [Н.М. Цветкова, О.Є. Пахомов, С.М. Сердюк та ін.] за заг. ред. проф. О.Є. Пахомова. – Дніпропетровськ: ЛПРА, 2016. – 180 с.

237. Цвей Я.П. Вміст важких металів на моніторингових ділянках біосферного заповідника «Асканія-нова» / Я.П. Цвей, А.М. Широконос, П.Я. Феденко, С.С. Звягінцев // Наукові записки. – 2001. – Том 19. Біологія та екологія, № 2-1. – С. 83-85.

238. Чернова О.В. Изменение валового содержания микроэлементов в почвах европейской территории России в зависимости от их гранулометрического состава / О.В. Чернова, Д.Ю. Груздилов // Доклады по экологическому почвоведению. – 2006. – № 1, вып. 1. – С. 132-151.

239. Черных Н.А. Закономерности поведения тяжелых металлов в системе почва-растение при различной антропогенной нагрузке [Дерново-подзолистые почвы]: автореф. дис. на соиск. учен. степени д-ра биол. наук / Наталья Анатольевна Черных. – Москва, ВИУА, 1995. – 39 с.

240. Чижевская М.В. Сравнительная характеристика сообществ почвенных водорослей городских рекреаций (на примере г. Красноярска) / М.В. Чижевская, С.М. Трухницкая // Вестник СибГАУ. – Красноярск. – 2006. – Вып. 3. (10). – С. 171-173.

241. Чижевская М.В. Использование альгофлоры в качестве индикатора состояния рекреационных территорий красноярской урбоэкосистемы: автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук: 03.00.16 / Марина Валерьевна Чижевская. – Красноярск. – 2007. – 19 с

242. Чижевська Л.Т. Вплив гранулометричного складу ґрунту на екологічну стійкість природних систем Волинської області: зб. наук. пр. [«Природа Західного Полісся та прилеглих територій»] / Л.Т. Чижевська. – 2011. – № 8. – С. 22-24.

243. Чорневич Т.М. Структурно-функціональна організація альгоценозу бурувато підзолистих оглеєних ґрунтів Передкарпаття / Т.М. Чорневич, В.А. Нікорич // Ґрунтознавство. – 2008. – Т. 9, № 3–4. – С. 108-118.

244. Чубук Н.Г. Экологическая характеристика сообществ почвенных водорослей городских экосистем: Сб. материалов III Международной конференции [«Актуальные проблемы современной альгологии»], (Харьков, 19-22 апреля) / Н.Г. Чубук. – Харьков. – 2005. – С. 26.

245. Шалару В.В. Состав и распределение почвенных водорослей в степных фитоценозах Молдавии / В.В. Шалару // Альгология. – 1994. – Т. 4, № 3. – С. 48–53.

246. Шарипова М.Ю. Комплексное исследование альгофлоры г. Уфы / М.Ю. Шарипова, И.Е. Дубовик // Вестник Башкирского университета. – Уфа. – 2004. – № 4. – С. 45-50.

247. Шевера М.В. Урбанофлористика в Україні: сучасний стан та перспективи дослідження: матеріали першої Всеукраїнської наук. конф. [«Синантропізація рослинного покриву України»], (м. Переяслав-Хмельницький, 27-28 квітня). – Київ, Переяслав-Хмельницький. – 2006. – 240

с.

248. Щербина В.В. Альгоугруповання цілих степових та агроценозів Південного степу України / В.В. Щербина // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя. – 2012. – Вип. 17, № 2. – С. 3-12.

249. Щербина В.В. Особенности альгогруппировок степных биогеоценозов постпирогенного развития биосферного заповедника «Аскания-Нова» / В.В. Щербина, И.А. Мальцева, А.Н. Солоненко // Сибирский экологический журнал. – 2014. – Т. 21, № 2. – С. 231–237.

250. Шилова Т.О. Міське комунальне господарство: навчальний посібник / Т.О. Шилова. – Київ: КНУБА, 2006. – 272 с.

251. Шмидт В.М. Математические методы в ботанике: Учебное пособие / В.М. Шмидт – Ленинград: Изд-во ЛГУ. – 1984. – 288 с.

252. Штина Э.А., Водоросли подзолистых почв Хиббин / Э.А. Штина, М.Б. Ройзин // Ботанический журнал. – 1966. – Т. 51. № 4. – С. 509-519.

253. Штина Э.А. Экология почвенных водорослей / Э.А. Штина, М.М. Голлербах. – Москва: Наука, 1976. – 144 с.

254. Штина Э.А. Реакция почвенных водорослей на антропогенные воздействия / Э.А. Штина, К.А. Некрасова // Проблемы антропогенного воздействия на окружающую среду. Сб науч. трудов. – Москва. – 1985. – С. 56-62.

255. Штина Э. А. Почвенные водоросли как экологические индикаторы / Э.А. Штина // Ботанический журнал. – 1990. – Т. 75, № 4. – С.441-453.

256. Штина Э.А. Альгологический мониторинг почв / Э.А. Штина, Г.М. Зенова, Н.А. Манучарова // Почвоведение. – 1998. – № 12. – С. 1449-1461.

257. Шушуева М.Г. Почвенные водоросли в биогеоценозах степной зоны Северного Казахстана / М.Г. Шушуева // Ботан. журн. – 1985. – Т. 79, № 1. – С. 23-32.

258. Экологические показатели и основанные на них оценочные доклады. – Нью-Йорк–Женева: ЕЭК ООН, 2007. – 110 с.

259. Якість ґрунту. Відбирання проб: ДСТУ 4287:2004 – ДСТУ 4287:2004. – [Чинний від 01.07.2005]. – Київ : Держспоживстандарт України, 2004. – 10 с. – (Національні стандарти України).

260. Якість ґрунту. Відбирання проб. Ч. 2. Настанови з методів відбирання проб: ДСТУ ISO 10381-2:2004 – ISO 10381-2:2002, IDT. – [Чинний від 01.04.2006]. – Київ: Держспоживстандарт України, 2006. – 30 с. – (Національні стандарти України).

261. Яковишина Т.Ф. Екологічна оцінка токсичної дії важких металів та заходів з їх детоксикації на біологічну активність ґрунту / Т.Ф. Яковишина // Вісник ЖНАЕУ. – 2009. – № 1. – С. 36-45.

262. Яшин И.М. Методология и опыт изучения миграции веществ / И.М. Яшин, Л.Л. Шишов, В.А. Раскатов. – М.: Изд-во МСХА, 2001. – 173 с.

263. *Algae of Ukraine: Diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Radiophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta and Rhodophyta* / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Gantner Verlag, 2006. – 713 s.

264. *Algae of Ukraine: Diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2. Bacillariophyta* / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Gantner Verlag, 2009. – 413 s.

265. *Algae of Ukraine: Diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 3. Chlorophyta* / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Gantner Verlag, 2011. – 511 s.

266. *Algae of Ukraine: Diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 4. Charophyta* / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Gantner Verlag, 2014. – 703 s.

267. Bashkin V.N. Calculation of critical loads of air pollutants at ecosystems of East Europe. Pushchino: ONTI Publishing House / V.N. Bashkin, H.D. Gregor. – Berlin: UBA, 1998. – 132 s.

268. Bellinger, E.G. Freshwater algae: identification and use as bioindicators / E.G. Bellinger and D.C. Sigeo. – John Wiley & Sons, Inc . – 2010. – 285 s.
269. Biogeography of Microscopic Organisms: Is Everything Small Everywhere. /ed. D. Fontaneto. – Cambridge University Press: The Systematics Association, 2011. – 388 s.
270. Cavacini P. Soil algae from northern Victoria Land (Antarctica) / P. Cavacini // Polar Biosci. – 2001. – 14. – P. 45-60.
271. Cărauş I. Algae of Romania. A distributional checklist of actual algae / I. Cărauş // Universitatea Bacău. Studii şi Cercetări (Biologie). – 2012. – 7. – 809 s.
272. Gärtner G. Ultrastructure of vegetative cells and autospores of an aerophytic strain of *Vischeria stellata* (Chodat ex Poulton) Pascher (Eustigmatophyceae) from Bulgaria / G. Gärtner, M.P. Stoyneva, B.A. Uzunov, A.D. Mancheva, E. Ingolić // – Fottea. – 2012 (2). – 12. – P. 273-280.
273. Ciubuc N. Algele edafice din solurile municipiului Chişinău. Autoreferat ştiinţific al tezei de doctor in ştiinţe biologice: specialitatea 03. 00. 05 «Botanică» / N. Ciubuc // – Universitatea de stat din Moldova, 2005. – 21 s.
274. Chang T.W. Adsorption of copper in the different sorbent - water ratios of soil systems / T.W. Chang, M.K. Wang, C. Lin // Water, Air, and Soil Pollution. – 2002. – 138. – P. 199-209.
275. Chirenje T. Retention of Cd, Cu, Pb and Zn by wood ash, lime and fume dust / T. Chirenje, Q.Y. Ma, L. Lu // Water, Air, and Soil Pollution.– 2006. – 171. – P. 301-314.
276. Darienko T. Chloroidium, a common terrestrial coccoid green alga previously assigned to *Chlorella* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) / [T. Darienko L.Gustavsb, O. Mudimuce et.al.] // European Journal of Phycology. – 2010. – 45 (1). – P. 79-95.
277. Darriba D. jModelTest 2: more models, new heuristics and parallel computing / D. Darriba, G.L. Taboada, R. Doallo, D. Posada // Nat Methods. – 2012. – 9 (8). – P. 772.

278. Degryse F. Mobilization of Cu and Zn by root exudates of dicotyledonous plants in resin-buffered solutions and in soil / F. Degryse, V.K. Verma, E. Smolders // *Plant Soil*. – 306. – 2008. – P. 69-84.

279. Deason T.R. Taxonomic status of the species of the green algal genus *Neochloris* / T.R. Deason, P.C. Silva, S. Watanabe, G.L. Floyd // *Plant Systematics and Evolution*. – 177. – 1991. – P. 213-219.

280. *Ecosystems and Human Well-being* / Island Press, Millennium Ecosystem Assessment. – 2003. – Chapter 4, Biodiversity. – P. 77-122.

281. Edwards C.A. The effects of contaminants on the structure and function of soil communities: Program and Abstr. 11 Int. Collog. Soil Zool., (Jyvaskyla, 10-14 Aug., 1992) / C.A. Edwards. – Jyvaskyla. – 1992. – P. 136.

282. Effland W.R. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas / W.R. Effland, R.V. Pouvat // *Urban Ecosystems*. – 1997. – 1 (4). – P. 217-228.

283. Eliáš M. A case of taxonomic inflation in coccoid algae: *Ellipsoidion parvum* and *Neocystis vischeri* are conspecific with *Neocystis* (= *Nephrodiella*) *brevis* (Chlorophyta, Trebouxiophyceae) / M. Eliáš, J. Neustupa, M. Pažoutová, P. Škaloud // *Phytotaxa*. – 2013. – 76 (2). – P. 15-27.

284. Elster J. Feasibility studies on future phycological research in polar regions / J. Elster, J. Svoboda, S. Ohtani, H. Kanda // *Polar Bioscience* – 2002. – Vol. 15. – P. 114-122.

285. Ettl H. *Syllabus der Boden-, Luft- und Flechtenalgen* / H. Ettl, G. Gartner. – Stuttgart-Jena-New York: G. Fischer., 1995. – 721 s

286. Evans R.D. Microbiotic Crusts and Ecosystem Processes / R.D. Evans, J.R. Jonansen // *Critical Reviews in Plant Sciences*. – 1999. – 18 (2). – P. 183–225.

287. Flechnter V.R. Algal composition of microbiotic crusts from the central desert of Baja California, Mexico / V.R. Flechnter, J.R. Johansen, W.H. Clark // *Great Basin Naturalist*. – 1998. – V. 58 (4). – P. 295–311.

288. Forbes E.A. The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn

on goethite / E.A. Forbes, A.M. Posner, J.P. Quirk // *Soil Science*. – 1976. – 27. – P. 57.

289. Friedl T. Evolution of the polyphyletic genus *Pleurastrum* (Chlorophyta): inference from nuclear-encoded ribosomal DNA sequences and motile cell ultrastructure / T. Friedl // *Phycologia* – 1996. – 35. – P. 456–469.

290. Fuller W.H. Utilisation of the phosphorous of the algae cells measures by the Neubauer technigue / W.H. Fuller, R.S. Rogers // *Soil Science*. – 1952. – 74 (6). – P. 417-430.

291. Fučíková K. New phylogenetic hypotheses for the core Chlorophyta based on chloroplast sequence data / K. Fučíková, F. Leliaert, E.D. Cooper et.al. / *Frontiers in Ecology and Evolution* // – 2014.– 2. – P. 63.

292. Goralch E.A comparison of sensitivity to the toxic action of heavy metals in various plant species / E. Goralch; F.A. Gambus // *Soil Science*. – 1992. – 25 (2). – P. 207-213.

293. Guillard R.R.L. Yellow-green Algae with Chlorophyllide C / R.R.L. Guillard, C.J. Lorenzen // *Journal of Phycology*. – 1972. – 8. – P. 10-14.

294. Hargreaves J.W. Effect of pH on growth of acid stream algae / J.W. Hargreaves, B.A. Whitton // *Br. Phycol. Journal*. – 1976(a). – 11. – P. 215-223.

295. Hargreaves J.W. Effect of pH on tolerance of *Hormidium rivulare* to zinc and copper / J.W. Hargreaves, B.A. Whitton // *Oecologia*. – 1976(b). – 26. – P. 235-243.

296. Hegewald E. *Pseudotetraëdriella kamillae*: taxonomy and ecology of a new member of the algal class Eustigmatophyceae (Stramenopiles) / E. Hegewald, J. Padišák, T. Friedl // *Hydrobiologia*. – 2007. – 586. – P. 107-116.

297. Hughes M.K. Aerial heavy metal pollution and terrestrial ecosystems / M.K. Hughes, N.W. Lepp, D.A. Phipps // *Adv. Ecol. Res*. – 11. – 1980. – P. 217.

298. Jonansen J.R. Algae in soils / J.R. Jonansen, L.E. Shubert // *Nova Hedwigia Beiheft*. – 2001. – Vol. 123. – P. 297-306.

299. Karsten U. Mycosporine-like amino acids and phylogenies in green

algae: Prasiola and its relatives from the Trebouxiophyceae (Chlorophyta) / U. Karsten, T. Friedl, R. Schumann, K. Hoyer, S. Lembcke // *Journal of Phycology*. – 2005. – 41. – P. 557-566.

300. Katoh K. Parallelization of the MAFFT multiple sequence alignment program / K. Katoh, H. Toh // *Bioinformatics*. – 2010. – 26 (15). – P. 1899-1900.

301. Kim G.H. Freshwater and Terrestrial Algae from Ny-Ålesund and Blomstrandhalvøya Island (Svalbard) / G.H. Kim, T.A. Klochkova, J.W. Han, S.-H. Kang, H.G. Choi, K.W. Chung, S.J. Kim // *Arctic*. – 2011. – 64 (1). – P. 25-21.

302. Komárek J. Cyanoprokaryota. I. Teil: Chroococcales: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/1 / J. Komárek, K. Anagnostidis. – Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm: G. Fischer, 1998. – 548 s.

303. Komárek J. Cyanoprokaryota. II. Teil: Oscillatoriales: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/2 / J. Komárek, K. Anagnostidis. – München: Spektrum Akademischer Verlag, 2005. – 759 s.

304. Komárek J. Cyanoprokaryota. III. Teil: Heterocytous Genera: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/3 / J. Komárek. – Heidelberg, Berlin: Springer Spektrum, 2013. – 1130 s.

305. Koptsik G.N. Heavy metal pollution of forest soils by atmospheric emissions of Pechenegnikel smelter / G.N. Koptsik, N.P. Niedbaiev, S.V. Koptsik, I.N. Pavlyuk // *Eurasian Soil Science*. – 1998. – 31 (8). – P. 896-903.

306. Kostikov I. Effects of liming on forest soil algal communities / I. Kostikov, M. Carnol, J.-F. Duliere, L. Hoffmann // *Algological Studies*. – 2001. – 102. – P. 161-178.

307. Lavado R.S. Heavy metals in soils of Argentina: Comparison between urban and agricultural soils: Pap. Int. Soil and Plant Anal. Symp. [«Promise Precis.-Past, Present and Future»], (Minneapolis, Minn. Aug. 2-7, 1997) / R.S. Lavado, J.D. Scheiner, M.A. Taboada, G. Rubio, R. Alvarez, M. Alconada, M.S. Zubillaga // *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. – 1998. – 29 (11-14). – P. 1913-1917.

308. Lemieux C. Chloroplast phylogenomic analysis resolves deep-level relationships within the green algal class Trebouxiophyceae / C. Lemieux, C. Otis, M. Turmel // BMC Evolutionary Biology. – 2014. – 14 (1). – P. 211.
309. Linde M. Effects of Changed Soil Conditions on the Mobility of Trace Metals in Moderately Contaminated Urban Soils / M. Linde, I. Oborn, J.P. Gustafsson // Water Air Soil Pollution –2007. – 183. – P. 69-83.
310. Lin C.-S. Biodiversity of soil algae in the farmlands of mid-Taiwan / C.-S. Lin, T.-L. Chou, J.-T. Wu // Botanical Studies – 2013. – 54 – P. 1-12.
311. Matuła J. Cyanoprokaryota and algae of Arctic terrestrial ecosystems in the Hornsund area, Spitsbergen / J. Matuła, M. Pietryka, D. Richter, B. Wojtuń // Polish Polar Research. – 2007. – 28 (4). – P. 283-315.
312. Metting B. The systematics and ecology of soil algae / B. Metting // Botanical Review. – 1981. – 47. – P. 195-312.
313. Miyazawa M. Absorption and toxicity of copper and zinc in bean plants cultivated in soil treated with chicken manure / M. Miyazawa, S.M.N.Gimenez, E. Oliveira, M. Kamogawa // Water, Air, and Soil Pollution. – 2002.– 138. – P. 211-222.
314. Moslehuddin A.Z.M. Heavy metal pollution of soils along three major highways in Bangladesh / A.Z.M. Moslehuddin, S. Laizoo, K. Egashira // Journal Faculty of Agriculture Kyushu University. – 1998. – 42 (3–4). – P. 503-508.
315. Mynbayeva B.N. Evaluation of Almaty City Soil's Toxicity by the Representatives of the Microflora and Microfauna / B.N. Mynbayeva // Korean Journal of Environmental Biology. – 2011. – 29 (3). – P. 208-211.
316. Nakada T. Chlorogonium complexum sp. nov. (Volvocales, Chlorophyceae), and morphological evolution of Chlorogonium / T. Nakada, T. Soga, M. Tomita, H. Nozaki // European Journal of Phycology. – 2010. – 45. – P. 97-106.
317. Nan Z. Relations between soil properties and selected heavy metal concentrations in spring wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in contaminated soils /

Z. Nan, C. Zhao, J. Li, F. Chen, W. Sun // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2002. – 133. – P. 205-213.

318. Nelles L. Nucleotide sequence of a crustacean 18S ribosomal RNA gene and secondary structure of eukaryotic small subunit ribosomal RNAs / L. Nelles, B.L. Fang, G. Volckaert, A. Vandenberghe, R.D. Wachter // *Nucleic Acids Research*. – 1984. – 12. – P. 8749-8768.

319. Neustupa J. *Xylochloris irregularis* gen. et sp. nov. (Trebouxiophyceae, Chlorophyta), a novel subaerial coccoid green alga / J. Neustupa, M. Eliáš, P. Škaloud, Y. Němcová, L. Šejnohová // *Phycologia*. – 2011. – 50 (1) – P. 57-66.

320. Neustupa J. *Parachloroidium* gen. nov. (Trebouxiophyceae, Chlorophyta), a novel genus of coccoid green algae from subaerial corticolous biofilms / J. Neustupa, Y. Němcová, J. Veselá, J. Steinová, P. Škaloud, // *Phycologia*. – 2013. – 52. – P. 411-421.

321. Oleksowicz A.S. Occurrence of algae on tundra soils in Oscar II Land, Spitsbergen / A.S. Oleksowicz, M. Luścińska // *Polish Polar Research*. – 1992. – 13 (2). – P. 131-147.

322. Plichta W. Blue-green algae and their influence on development of tundra soils in Kaffiöyra, Oscar II Land, Spitsbergen / W. Plichta, M. Luscinska // *Polish Polar Research*. – 1988. – 9 (4). – P. 475-484.

323. Proschold T. Molecular phylogeny and taxonomic revision of *Chlamydomonas* (Chlorophyta). I. Emendation of *Chlamydomonas* Ehrenberg and *Chloromonas* Gobi and description of *Oogamochlamys* gen. nov. and *Lobochlamys* gen. nov / T. Proschold, B. Marin, U.G. Schlusser, M. Melkonian // *Protist*. – 2001. – 152 (3). – P. 265-300.

324. Reichman S.M. The responses of plants to metal toxicity: a review focusing on copper, manganese and zinc / S.M. Reichman. – Melbourne: The Australian Minerals & Energy Environment Foundation. – 2002. – 53 s.

325. Ronquist F. MrBayes 3: Bayesian phylogenetic inference under mixed models / F. Ronquist, Huelsenbeck J.P. // *Bioinformatics*. – 2003. – 19 (12). – P.

1572-1574.

326. Song H. *Polulichloris henanensis* gen. et sp. nov. (Trebouxiophyceae, Chlorophyta), a novel subaerial coccoid green alga / H. Song, Q. Zhang, G. Liu, Z. Hu // *Phytotaxa*. – 2015. – 218 (2) – P. 137-146.

327. Speir T.W. Heavy metal in soil, plants and groundwater following high-rate sewage sludge application to land / T.W. Speir, A.P. Van Schaik, H.J. Percival, M.E. Close, L. Pang // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2003. – 150. – P. 319-358.

328. Stouraiti C. Reduction of Pb, Zn and Cd availability from tailings and contaminated soils by the application of lignitefly ash / C. Stouraiti, A. Xenidis, I. Paspaliaris // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2002. – 137. – P. 247-265.

329. Tamura K. MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 6.0 / K. Tamura, G. Stecher, D. Peterson, A. Filipski, S. Kumar // *Molecular Phylogenetics and Evolution*. – 2013. – 30 (12). – 2725-2729.

330. Trzcińska M. Genetic and morphological characteristics of two ecotypes of *Eustigmatos calaminaris* sp. nov. (Eustigmatophyceae) inhabiting Zn- and Pb-loaded calamine mine spoils / M. Trzcińska, B. Pawlik-Skowrońska, D. Krokowski, S. Watanabe // *Fottea* – 2014. – 14 (1). – P. – 1-13.

331. Ulmanu M. Removal of copper and cadmium ions from diluted aqueous solutions by low cost and waste material adsorbents / M. Ulmanu, E. Maranon, Y. Fernandes, L. Castrillon, I. Anger, D. Dumitriu // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2003. – 142. – P. 357-373.

332. Watanabe S. Variation in the ultrastructure of the biflagellate motile cells of six unicellular genera of the Chlamydomonadales and Chlorococcales (Chlorophyceae), with emphasis on the flagellar apparatus / S. Watanabe, G.L. Floyd // *American Journal of Botany*. – 1989. – 76. – P. 307-317.

333. Watanabe S. *Parietochloris incisa* comb. Nov. (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) / S. Watanabe, S. Hirabashi, S. Boussiba, Z. Cohen, A. Vonshak, A. Richmond // *Phycological Research*. – 1996. – 44 (2). – P. 107-108.

334. Witter E. Long-term effects of metal contamination on soil

microorganisms / E. Witter, K.E. Giller, S.P. McGrath // Soil Biology & Biochemistry. – 1994 – 26 (3). – P. 421-422.

335. Zupancic M. Comparison of various phosphate stabilization agents for the immobilization of Ni and Zn in sewage sludge / M. Zupancic, N. Bukovek, R. Milacic, J. Šcancar // Water, Air, and Soil Pollution. – 2004. – 156. – P. 57-69.

ДОДАТОК А

Анотований список видів водоростей ґрунтів регіону досліджень

До списку включені 103 види водоростей із 6 відділів (*Cyanoprokaryota*, *Chlorophyta*, *Charophyta*, *Xanthophyta*, *Eustigmatophyta*, *Bacillariophyta*), 8 класів, 19 порядків, 29 родин, 47 родів які знайдені у ґрунтах урбанізованих екосистем, що знаходяться в умовах аеротехногенного забруднення (на прикладі міста Маріуполя) та фонових заповідних територій у межах відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні могили» під ксерофітними степовими рослинними асоціаціями й лісового заказника «Азовська дача» в штучних насадженнях дуба звичайного.

Таксономічна структура відділу *Cyanoprokaryota* у роботі наведена згідно системи І. Комарека і К. Анагностідіса у виданнях «Süßwasserflora von Mitteleuropa» [302-304], з урахуванням відомостей із «Algae of Ukraine» [263], робіт П.М. Царенко [231], О.В. Коваленко, О.М. Виноградової [37; 100]. Для еукаріотичних водоростей використана система наведена в «Algae of Ukraine» [263-266]. Також враховували дані окремих монографій й статей [42; 230; 291; 319; 323; 326]. дані електронних видань <http://www.cyanodb.cz>; <http://www.algaebase.org>; <http://www.ncbi.nlm.nih.gov>.

Автори таксонів наведені за рекомендаціями П.М. Царенко і Г.М. Паламар-Мордвинцевої [173].

Проаналізовані списки Колекцій культур мікроводоростей з урахуванням їх основних синонімів, при наявності внесених до списку, у дужках та опису морфологічних варіацій деяких з них. Позначені види, що входять до списку Колекцій, виділені як ізольовані із ґрунтів та наземних субстратів: АСКУ з колекції культур Київського національного університету ім. Тараса Шевченка (Україна); КРАВГ – гербарію Полярно-альпійського ботанічного саду (Росія) (<http://krabg.ru/cyanopro>); SAG – колекції культур водоростей Геттінгена (Німеччина), UTEX – університету Техасу (США), CCALA – колекції культур автотрофних організмів інституту ботаніки АН (Чехія), CCAP – колекції культур водоростей та протистів Великої Британії (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>).

Під час аналізу літературних джерел узагальнено відомості щодо місця знаходження видів водоростей на території регіону дослідження, морфологічний опис деяких, екологічна характеристика ґрунту, а також результати аналізу відомостей про загальне поширення на Україні та у світі, поширення виду на територіях, що зазнають антропогенного впливу.

ДОДАТОК Б

**Викиди поллютантів в атмосферне повітря, міграція та акумуляція
важких металів у ґрунтах України та району досліджень**

Таблиця Б.1

**Накопичення важких металів в ґрунтах в зоні впливу промислових
підприємств на території України**

Джерела забруднення	Тип виробництва	Коефіцієнт концентрації (Кс)	
		від 2 до 10	більше 10
Кольорова металургія	Виробництво кольорових металів безпосередньо з руд і концентратів	свинець (І), цинк (І) мідь (ІІ)	миш'як (І), кадмій (І), сурма (ІІ) селен (І)
	Вторинна переробка кольорових металів	свинець (І), цинк (І), мідь (ІІ)	-
Чорна металургія	Виробництво легованих сталей	кобальт (ІІ), молібден (ІІ), вольфрам (ІІІ), цинк (І)	свинець (І), цинк (І), кадмій (І), хром (ІІ)
	Залізорудне виробництво	свинець (І), миш'як (І)	цинк (І), вольфрам (ІІІ), кобальт (ІІ) ванадій (ІІІ)
Машинобудівна і металообробна промисловість	Підприємства з термічною обробкою металів (без ливарних цехів)	свинець (І), цинк (І)	нікель (ІІ), хром (ІІ), мідь (ІІ)

Примітка. СанПиН 4266-87: Кс – коефіцієнт концентрації хімічного елементу визначається відношенням його реального вмісту в ґрунті (С) до фонового (Сф): $K_c = C/C_f$; І, ІІ, ІІІ – клас небезпеки хімічних речовин.

Групи важких металів за мірою накопичення і токсичності для рослин

(Хоружая, 2002)

Накопичення металів		Абсолютний вміст у рослинах	
Поглинаються легко	Cd, Cs, Rb	елементи підвищеної концентрації	Sr, Mn, Zn
Середнє поглинання	Zn, Mo, Cu, Pb, Ag, As, Co	елементи середньої концентрації	Ci, Ni, Pb, Cr
Слабко поглинаються	Mn, Ni, Li, Cr, Be, Sb	елементи низької концентрації	Mo, Cd, Se, Co, Sn
Важкодоступні рослинам	Se, Fe, Ba, Ti	елементи дуже низької концентрації	Hg
Ряди молярної токсичності і проникнення в рослини деяких металів			
Міра токсичності для водоростей		Hg > Cu > Cd > Fe > Cr > Zn > Co > Mn	
Міра токсичності для судинних рослин		Hg > Pb > Cu > Cd > Cr > Ni > Zn	
Ступень проникнення у рослин		Cd > Pb > Zn > Си > Mn > Fe	

Рухливість металів залежно від кислотності ґрунтового розчину

(Руэце, Кирстя, 1986)

Реакція ґрунту	Pb	Cr	Ni	V	As	Co	Cu	Zn	Cd	Hg	S
Ґрунти кислі pH<5,5	MP	MP	MP	MP	MP	MP	P	P	P	P	P
Ґрунти малокислі й нейтральні pH 5,5-7,5	ПН	MP	MP	P	P	MP	MP	P	MP	MP	P
Ґрунти лужні і сильнолужні pH 7,5-9,5	ПН	ПН	ПН	P	P	ПН	MP	MP	MP	ПН	P

Примітка. ПН – практично нерухомі; MP – малорухомі; P – рухомі.

Біогеохімічні властивості важких металів

(Кривошеїн з співавт., 2000)

Властивість	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Біохімічна активність	-	В	В	В	В	В	В
Токсичність	П	П	П	П	В	В	В
Канцерогенність	В	В	-	-	-	-	-
Збагачення аерозолів	Н	Н	В	В	В	В	В
Мінеральна форма поширення	В	Н	Н	Н	В	В	В
Органічна форма поширення	Н	Н	П	П	В	В	В
Рухливість	Н	Н	П	П	В	В	В
Тенденція до біоконцентрації	В	В	П	П	В	В	В
Ефективність накопичення	П	П	В	В	В	В	В
Комплексувальна здатність	Н	Н	В	В	П	П	Н
Схильність до гідролізу	Н	П	В	В	П	П	П
Розчинність з'єднань	Н	Н	В	В	В	В	В
Час життя	В	В	В	В	Н	Н	Н

Примітка. В - висока, П - помірна, Н – низька.

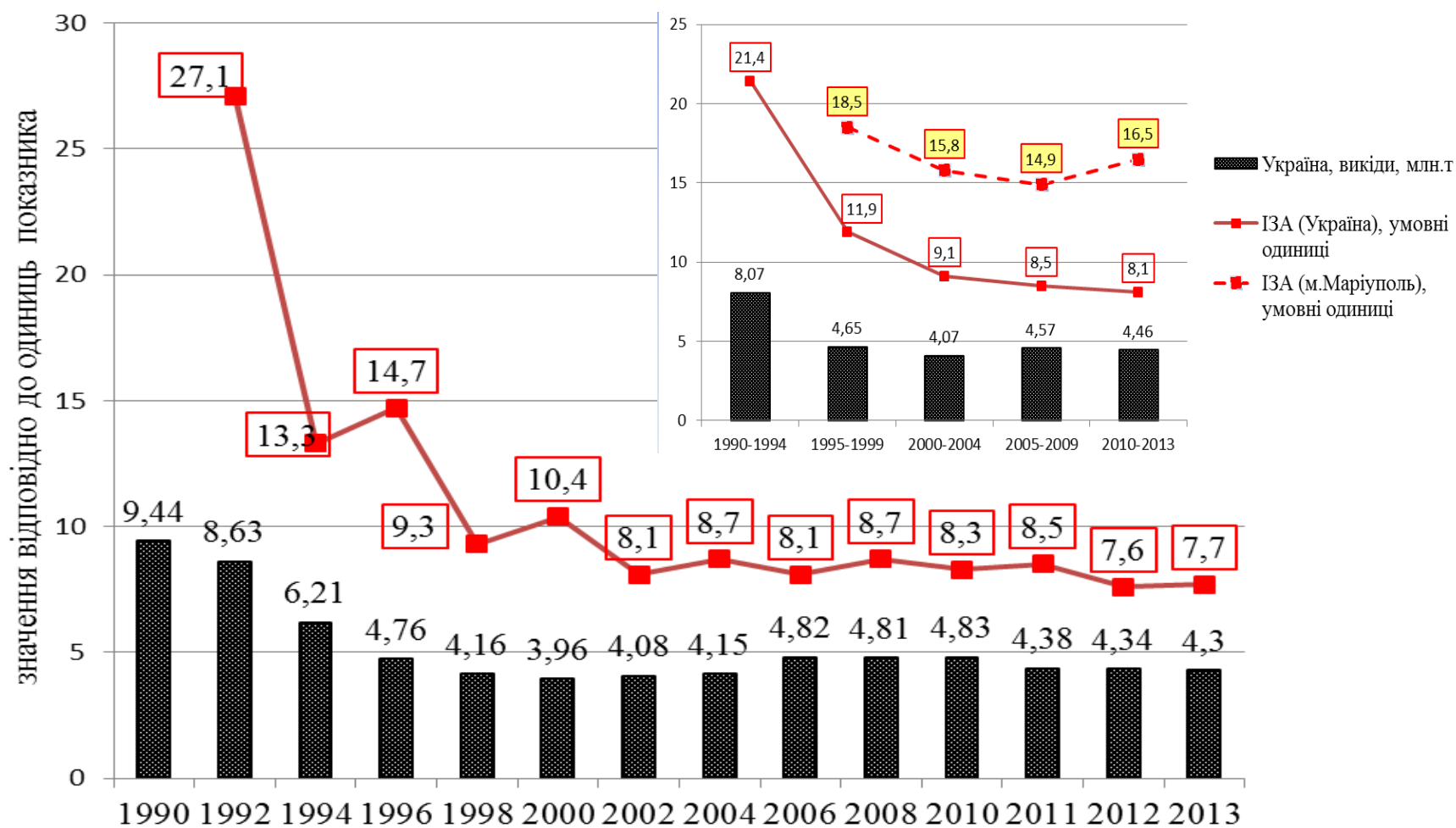


Рис. Б.1 Динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел забруднення та індексу забруднення атмосфери (ІЗА) в Україні, 1990 – 2013 рр.

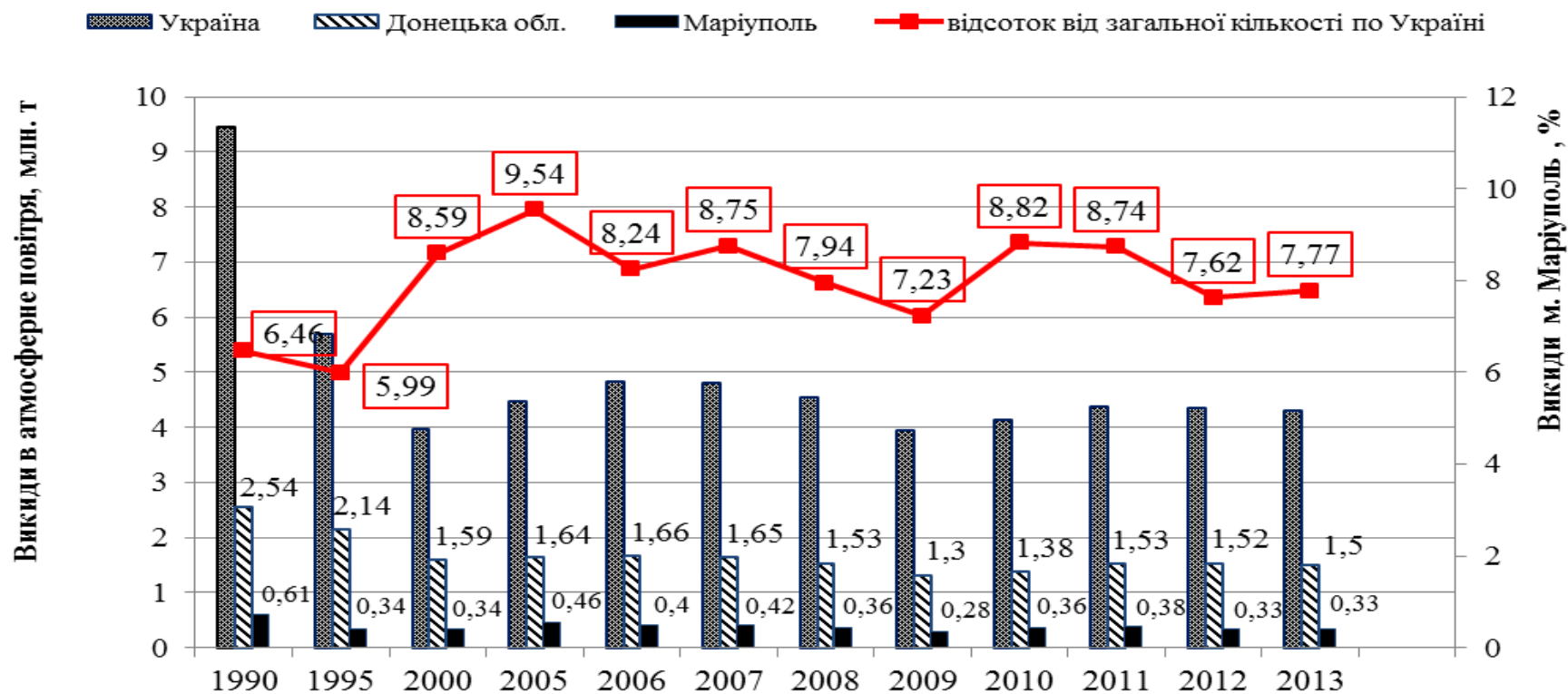


Рис. Б.2 Викиди поллютантів в атмосферне повітря від стаціонарних джерел забруднення в Україні та міста Маріуполь (Донецька обл.), 1990 – 2013 рр.

Таблиця Б.5

Середні показники викидів полутантів рухомих автотранспортних засобів (АТЗ) міста Маріуполя, 2013-2014 рр.

Ділянка автомагістралі	Характеристики автотранспортного потоку, од./година							Розрахунки викидів АТЗ на ділянки за період одиниці часу, г/година						
	Усього АТЗ, $M \pm \sigma$	У тому числі						Усього, $M \pm \sigma$	У тому числі					
		Л	Гк	Гд	Гг	Ад	Ак		СО	NO _x	C _x H _y	SO ₂	Формальдегід	З'єднання Плюмбуму
СЦТ	718±13,5	522	93	1	52	50	114	1104,8±20,7	898,5	70,7	113,8	20,2	1,2	0,51
СЗКІ	1117±36,7	870	52	4	98	27	66	943,9±31,0	719,1	128,4	90,9	3,74	1,6	0,14
СЗАС	450±25,6	296	21	10	35	58	27	4699±267,7	280,1	22,3	165,3	1,5	0,55	0,18
РЗАМ	1113±39,6	858	34	4	121	25	71	570,6±20,3	438,5	76,9	52,3	2,4	0,1	0,30
АТВ	1174±17,4	970	24	3	151	20	6	1051,3±15,5	869,8	85,5	89,0	4,21	2,2	0,63
АТМ	1254±28,8	984	54	8	130	58	20	951,7±21,9	732,8	94,2	115,5	6,46	2,1	0,68

Примітка. Характеристика автомобільного потоку: легкові автомобілі (Л), автобуси бензинові (Ак), автобуси дизельні (Ад), мікроавтобуси і вантажні бензинові менше 3,5 т (Гк), вантажні газобалонні менше 3,5 т (Гг), вантажні дизельні (Гд).