

ОСОБЛИВОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ КОМПОНЕНТІВ УРБОСИСТЕМ ЛЬВОВА

Досліджено урбосистеми Львова. Визначено вміст техногенних поллютантів (Pb, Mn, Fe, Zn) у сніговому покриві. Обстежено донні відклади озер та приозерні ґрунти. Оцінено стан забруднення важкими металами сірих лісових ґрунтів у зоні дії великих підприємств. Вивчено рух транспорту на основних перехрестях та розраховано концентрацію CO у пікові години. Вивчено рН снігу та визначено ступінь пошкодження зелених насаджень кислотними дощами.

Ключові слова: *урбоземний ґрунт, техногенні хімічні елементи, урботериторія, полютанти, метал-аномальне поле, акумуляція, автотранспорт, кислотні дощі.*

Актуальність дослідження. Вивчення урбокомплексів у зв'язку із погіршенням природного навколишнього середовища на сучасному етапі надзвичайно актуальне. Адже щорічно екологічний стан докільця погіршується від накопичення небезпечних техногенних поллютантів, особливо хімічних елементів першої групи токсичності, до яких відносять миш'як, кадмій, нікель, ртуть, селен, плумбум, цинк, фтор, берилій, талій та ін.

Техногенні хімічні елементи та сполуки накопичуються у всіх компонентах природи, формують новий ландшафтотвірний геохімічний фактор, який стає ведучим у формуванні геохімічних полів, смуг чи інших аномальних явищ. Наприклад, такі техногенні хімічні сполуки, як діоксиди сірки і азоту, надходять у атмосферу і на основі хімічних реакцій утворюються кислотні опади із вмістом сірчаної і азотної кислот, які пошкоджують парково-вуличні насадження, лісові масиви, пам'ятники архітектури, підкислюють ґрунти, водні об'єкти.

Висвітлення проблеми в науковій літературі. Екологічні проблеми ландшафтних сфер та урботериторій досліджували Саст Ю.Е., Ревич Е.П. та ін. (1990), Кабата-Пендіас А., Пендіас Х. (1989), Добровольський В.В. (1980), Гуцуляк В.М. (1990), Голубець М.А., Козак І.М. та ін. (1994), Черваньов І.Г., Лионг Куок Бинь и др. (1994), Гуцуляк В.М. (1995), Волошин І.М. (1998), Волошин І.М., Беглярова Е. (1999), Волошин І.М., Лепкий М.І. (2003), Волошин І.М. (2003), Волошин І.М., Беглярова Е. (2000), Волошин І.М., Мезенцева І.В. (2007, 2008), Ричак Н.Л. (2006), Волошин І.М., Собечко О.Р., Улич І.Я. (2008), Волошин І.М., Матвійчук Я.Ю., Лепкий М.І. (2009).

Виклад основного матеріалу. Теоретичні засади. Розвиток урбосфер відбувається під впливом загального геоісторичного розвитку та сучасного політехногенного навантаження. Головну роль у трансформації природних компонентів урбосфери відіграє антропосфера, під впливом якої у межах кожної сфери (атмосфери, біосфери, геосфери, гідросфери, педосфери, ноосфери, антропосфери), як урбаністичних підсистем, формуються дві оболонки коеволюційного розвитку: зовнішня з природними або слабо зміненими властивостями та внутрішня з новітніми геохімічними особливостями техногенного походження, які накопичуючись, створюють надзвичайно небезпечні умови функціонування тої чи іншої геосфери. Формування урбосфер через конструктивний, деструктивний і постдеградаційний етапи розвитку під впливом антропосферного навантаження призводить до концентрації всередині геосфер надлишкових токсикантів та інших поллютантів, які обумовлюють їх коеволюцію в деструктивно-деградаційному напрямку і набувають негативних властивостей. Ці властивості призводять до виникнення провідних внутрішніх чинників у формуванні урбогеосфер, пониження їх якості і трансформацію у природно-техногенні об'єкти, без наявних зовнішніх ознак надзвичайної їх небезпеки. Згідно із запропонованими теоретичними засадами, тобто пошуками внутрішньо-сферних техногенних поллютантів у всіх компонентах урбосистеми, проводились наші дослідження.

Методичні засади. У лютому 2009 р. проведено зйомку снігового покриву на площі 11,6 тис. га (25 проб) і визначено вміст хімічних елементів у ньому. У центральній частині урбосистеми одна проба характеризує 300 га. На периферії урбосистеми, у зв'язку з меншим техногенним навантаженням, одна точка характеризує 450 га. Крім цього, на кожній точці у польових умовах визначено рН-метром Шескер кислотність снігу через кислотний показник рН.

У сніговому покриві атомно-адсорбційним методом визначено 14 хімічних елементів: Pb, Mn, Fe, Ti, Cu, Cd, Mo, Cr, V, Zr, Sr, Ba, Zn і Sn. Подаємо особливості їх поширення та акумуляції у атмосфері над урбоплощею Львова. До хімічних поллютантів, які характеризуються найвищими акумулятивними показниками у сніговому покриві належать Pb, Mn, Fe і Zn.

Вміст Pb у сніговому покриві. Одним з найбільш агресивних поллютантів, який накопичується у

всіх компонентах урбосистеми є свинець. Із літературних джерел відомо, що основним джерелом поповнення його у природних і урбанізованих територіях, є автомобільний транспорт. Вивчення розсіювання Pb вздовж автомагістралей Волинської області (Волошин, Матвійчук, 2009) показало, що максимальна кількість свинцю накопичується у 25-метровій смузі та різко зменшується у 50- і 100-метровій. Однак, значна частина його розсіюється за межами 100-метрової смуги. Наприклад, у рослинному покриві у 50-метровій смузі кількість Pb зменшилась на 44,8-58,1 %, тобто за межами 50-метрової смуги залишилось 41,9-53,2 %. Аналогічна картина розподілу Pb спостерігалась в придорожніх смугах ґрунтового покриву. Однак, гіпсометричний рівень дороги вносив істотні корективи у розподіл Pb. Зрозуміло, що значна частина свинцю підхоплювалась атмосферними потоками, переносилась на значні віддалі і акумулювалась у природних об'єктах.

Крім автомобільного транспорту, як основного джерела забруднення довкілля свинцем у урбосистем зокрема, формування свинцевих аномалій зумовлено викидами залізничного транспорту, пиловими і димовими викидами підприємств, які технологічно використовують його сполуки – кольорова металургія і виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, поліграфія, гальванічне, акумуляторне виробництво, текстильна промисловість, виробництво скла, побутове сміття і стоки, хімічна обробка рослин, фосфорні добрива [3]. У випадку тривалої розосередженої дії свинцевомісних джерел, ореоли забруднення формуються в дещо понижених ділянках рельєфу. Широкомасштабне забруднення середовища Pb призводить до збагачення цим елементом верхніх горизонтів ґрунту, які є вторинним джерелом свинцю в атмосфері.

Як показують табличні дані (табл. 1), вміст Pb у сніговому покриві на всій урбоплощі мало відрізняється і змінюється від 11,5 до 16 мкг/л. Лише на найбільш навантажених ділянках величини Pb сягали 20 мкг/л (центральна і північно-східна частини міста). Слід відмітити, що дуже близькі значення цифрових величин на основній урбоплощі дають підстави стверджувати, що за короткий період (проби відібрані на другий день після випадіння снігу) автотранспорт міста істотно не вплинув на вміст свинцю у сніговому покриві. Різниця між мінімальним і максимальним показниками (11,5 і 20 мкг/л) складає 8,5 мкг/л. Максимальні показники зафіксовані лише у трьох пробах снігу, що складає 12% від загального числа проб.

На картосхемі (рис. 1) показано розподіл ізомет Pb у межах Львівського урбокомплексу. Необхідно звернути увагу на формування двох великих аномальних свинцевих полів у центральній та північно-східній частинах з максимальним його накопиченням (20 мкг/л). Можна відмітити, що ці два техногенні центри є постачальниками свинцю у атмосферне повітря. Оскільки на більшій частині урбосистеми переважають величини 11-13 мкг/л, середня величина становить біля 12 мкг/л, то на місцеві джерела забруднення припадає 20-40%.

Аналіз одержаних результатів дає підстави зробити висновок про те, що атмосферні опади є важливим джерелом постачання Pb у природні об'єкти, а накопичення його погіршує їх якість і викликає погіршення стану здоров'я населення.

Вміст та розподіл Mn. У літературних джерелах подається величина регіонального фону мангану в атмосферному повітрі міста промислового типу, який складає 0,013 мкг/м³ [13]. В.А. Алексєнко у зведеній таблиці подає світові кларки (середній вміст) Mn у земній корі за різними авторами (Ф. Кларк і Г. Вашингтон, 1924; А.П. Виноградов, 1962; С. Тейлор, 1964; А. Беус, 1975). За їхніми даними, середній вміст мангану у земній корі коливається від 0,096 до 0,1 % [1].

Таблиця 1

Вміст хімічних елементів у сніговому покриві*

Проба	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Хім. елем.	мкг/л												
Pb	14,5	16	16	13	11,5	11,5	11,5	16	11,5	15,5	11,5	13	11,5
Mn	21,5	56,5	18	35	4	2,5	6,5	2	6,5	7	1,5	1	3,5
Fe	432	102	403,5	462,5	165	203	117	89	144	140,5	102	328	203
Zn	90	83,5	97,5	77	90	77	83,5	77	97,5	100	90	90	83,5
Проба	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
Хім. елем.	мкг/л												
Pb	20	16	16	11,5	13	13	20	14,5	14,5	14,5	11,5	20	
Mn	2	32	100	19,5	1	1,5	42,5	315	3,5	3,5	7,5	18	
Fe	189,5	568,5	2095,5	134,5	134,5	109,5	217,5	698,5	165	109,5	154	568,5	
Zn	90	105,5	156	77	123,5	77	114	97,5	83,5	144,5	97,5	97,5	

*Дослідження проведені 13.02.09 р.

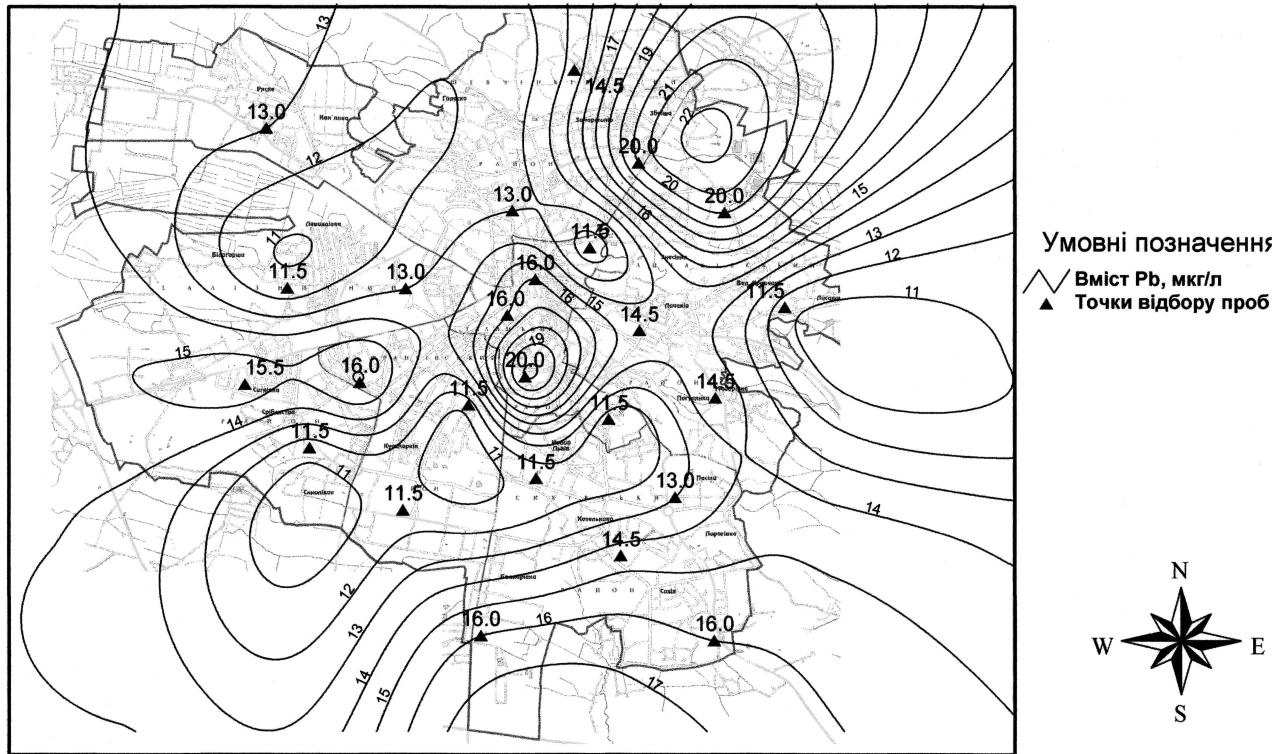


Рис.1. Розподіл Pb у сніговому покриві м. Львова.

Манган є одним з найбільш поширених мікроелементів у літосфері. Його вміст у гірських породах коливається у межах 350-2000 мг/кг. Найвища концентрація Mn звичайно характерна для основних порід. При вивітрюванні у атмосферних умовах сполуки мангану окислюються, а утворені при цьому оксиди осаджуються і концентруються у формі вторинних мінералів. Поведінка Mn у поверхневих відкладах винятково складна і залежить від різних факторів, серед яких найбільше значення має рН. Манган відноситься до третьої групи металів за токсичністю, накопичення його у верхніх шарах ґрунтів може здійснювати токсичний вплив на деякі види рослин. За дослідженнями Кабата-Пендіаса А., Пендіаса Х. (1989) вміст Mn у поверхневих шарах ґрунту різних країн змінюється від 45 (у суглинистих і глинистих ґрунтах) до 9200 (у базальтах і андезитах) мг/кг ґрунту. В Україні у каштанових ґрунтах кількість Mn коливається від 390 до 580 мг/кг, у чорноземах – від 340 до 1100, у інших ґрунтах – від 270 до 1300 мг/кг ґрунту [14].

Нами досліджено вміст Mn у сніговому покриві всієї урбоплощі міста. Результати досліджень подані в таблиці 1. Як видно із таблиці, вміст мангану у сніговому покриві розподілений дуже нерівномірно, а його величини коливаються від 1 до 315 мкг/л. Максимальні показники зафіксовані у північно-східній частині міста (315 мкг/л), центральній (100 мкг/л) та південній (56,5 мкг/л). Причини такого розподілу різні. Як правило, підвищений вміст мангану утворює аномальне ядро навколо підприємств, що використовують його у технологічних процесах (приладобудування, поліграфічне виробництво, фармацевтична галузь). У сніговому покриві на периферійній західній частині урбосистеми вміст Mn невисокий і змінюється від 1,5 до 7,5 мкг/л. Можна вважати цю величину (середнє значення 4,5 мкг/л) фоновим показником для снігового покриву без істотного впливу місцевих джерел забруднення. Відповідно підвищений вміст Mn у північній, центральній і південній частинах урбосистеми сформовано за рахунок місцевих техногенних джерел.

Складена картосхема розподілу величин Mn на території урбокомплексу (рис. 2). Найчіткіше виділяються аномальна площа з вмістом Mn 100 мкг/л у центрі міста, північно-східне метал-аномальне поле (максимальна величина 315 мкг/л) і південна частина міста з максимальною величиною 56,6 мкг/л. Окраїнні території з вмістом Mn 1-7,5, рідше до 35 мкг/л займають більше 80% урбоплощі. Виявлено досить чітку закономірність у розподілі мангану в окремих ландшафтах західної частини урбоплощі: Львівське плато, Львівсько-Любінська рівнина характеризуються дуже низьким вмістом Mn у сніговому покриві. Дещо вищі показники притаманні Давидівському пасму. Максимальне накопичення Mn виявлено у сніговому покриві в долині р. Полтви. Високі показники виділено ізометами у межах південної частини Львівського плато, що пов'язано із високою

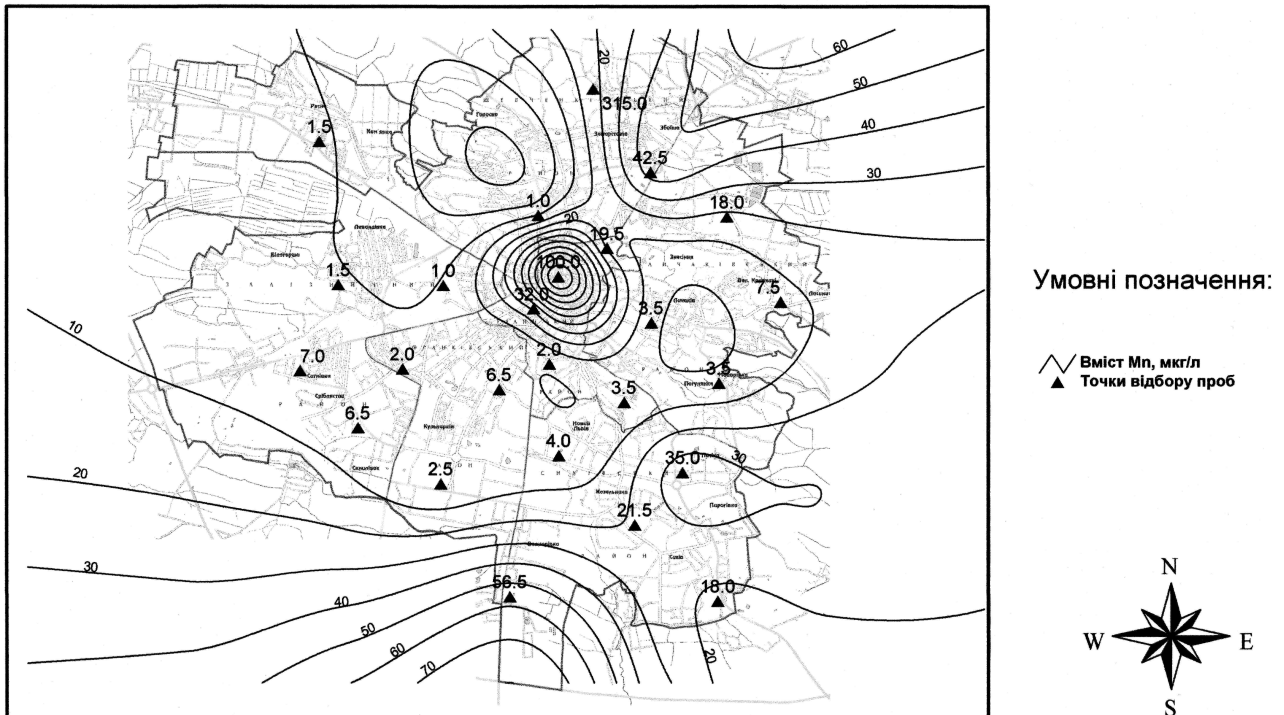


Рис. 2. Розподіл Mn сніговому покриві м. Львова

концентрацією промислових підприємств. Виходячи із величин кларкових показників, що подані у літературних джерелах, та величин мангану, які виявлені нами у сніговому покриві, можна впевнено констатувати, що його вміст у атмосфері антропогенного транскордонного походження, а аномальні поля Mn сформовані за рахунок місцевої техногенної діяльності.

Особливості акумуляції Fe. Відомо, що із земних надр добувають найбільше заліза (сотні мільйонів тон у рік). Цей метал використовується у всіх видах антропогенної діяльності. Під час добування, транспортування, переробки та використання заліза, у всі компоненти природи попадає велика кількість Fe у різних формах. Мабуть, найбільше в атмосферу попадає металічний пил від обробки металу та роботи різних металічних частин.

До основних джерел заліза у атмосфері відносяться відходи індустріальних комплексів, що виробляють металічне залізо, яке є основою сучасної промисловості. В процесі господарської діяльності велика кількість металу попадає у атмосферу внаслідок зношення різних машин і механізмів [14].

Літературні джерела, що присвячені дослідженню Fe, поширенню техногенного заліза, зустрічаються дуже рідко. Але відомо, що надмірний вміст цього хімічного елемента призводить до захворювання печінки (цироз), кровоносної системи, центральної нервової системи, синдрому Паркінсона. В організм людини Fe поступає з повітря, з водою та харчовими продуктами. Дослідження територій великих промислових комплексів показали, що концентрація заліза у атмосферному повітрі промислових центрів сягає 24 мкг/м^3 [10]. Вміст заліза на урбанізованих територіях перевищував фоновий показник $1,5 \text{ мкг/м}^2$ – у 16 раз, а біля потужних джерел забруднення у атмосферному повітрі виявлено більше 1000 мкг/м^3 [17].

Підвищений вміст заліза виявлено у вугіллі Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну. За дослідженнями М.А. Глазовської, Fe вносився річковим стоком, асимілюється у біологічних продуктах на суші, а також значна його кількість потрапляє у атмосферу при згоранні різних видів палива.

Нами досліджено вміст Fe у сніговому покриві та визначено загальні закономірності його акумуляції у різних ландшафтах урбоплощі (табл. 1). Найвищі величини зафіксовані у північно-східній частині міста, де сконцентровано більше 20 підприємств різного призначення, та центральній частині міста з максимальним навантаженням автомобільного транспорту. Тут вміст Fe у сніговому покриві у окремих місцях коливається у межах $568,5\text{--}2095,5 \text{ мкг/л}$. У південній частині міста розташовано близько 22 підприємств із дещо меншим техногенним навантаженням і величини Fe у сніговому покриві не перевищують $462,5 \text{ мкг/л}$. Найменші показники зафіксовані на західних і

східних периферійних ділянках урбосистеми. На цих територіях, значна частина яких відноситься до рекреаційних лісопаркових зон, вміст Fe не перевищує 165 мкг/л. Ці показники можна прийняти за фоновий вміст заліза у сніговому покриві (середнє значення 130 мкг/л) і розрахувати, яку частину техногенного Fe викидає у атмосферу антропогенна діяльність. Встановлено, що техногенні викиди Fe у атмосферне повітря перевищують фоновий вміст у 4,4-16,1 раз.

Проведено картування розсіювання техногенного Fe і накопичення його у різних типах ландшафтів Львівської урбоплощі (рис. 3). Відмітимо, що розсіювання Fe на урбоплощі надзвичайно нерівномірне. Територія Львівсько-Любінської рівнини, Львівського плато характеризується величинами 89-203 мкг/л. Найвищі показники характерні для долинних форм рельєфу та концентрації промислових комплексів (ландшафт долини р. Полтви, Грядове Побужжя). Для цих ландшафтів характерні найвищі показники – 568,5-2095,5 мкг/л. У загальному вміст Fe у сніговому покриві чітко фіксує наявність концентрації промислових комплексів.

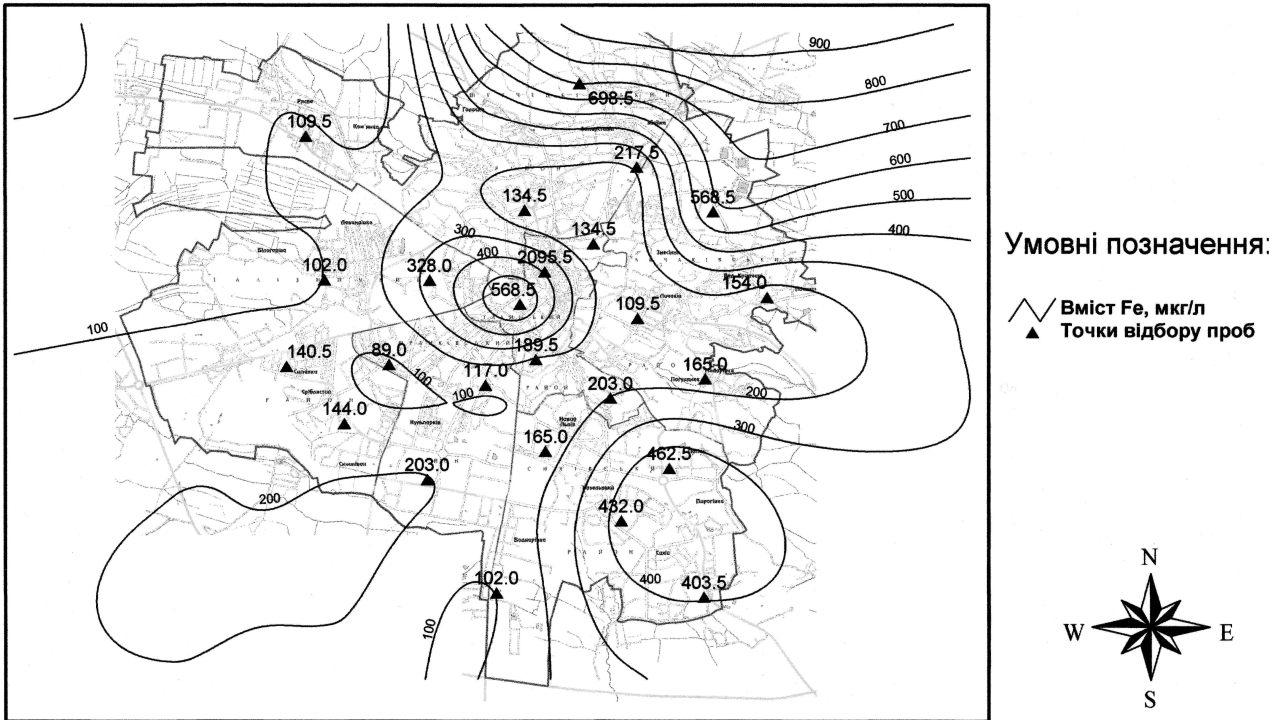


Рис. 3. Розподіл Fe у сніговому покриві м. Львова

Таким чином, на частинах урбосистеми із найвищим промисловим навантаженням, основну роль у акумулятивних процесах Fe відіграє техногенна діяльність, а на транскордонні повітряні маси на період обстеження, за нашими розрахунками припадає близько 20-30 % у складі техногенного накопичення місцевого походження.

Акумулятивні особливості Zn. Інтенсивна акумуляція цинку у різних компонентах урбосистеми та інших територій зумовлена комплексною дією поллютантів промислових підприємств і побутового та транскордонного забруднення. До антропогенних джерел цинку відносяться в першу чергу підприємства кольорової металургії, агротехнічна діяльність, автомобільний транспорт, спалювання вугілля, лакофарбова промисловість, гальванічне, акумуляторне виробництво, поліграфія, виробництво скла, побутові відходи, хімічна обробка рослин [3]. Дослідження показують, що сучасна техногенна діяльність призводить до дуже високої акумуляції його у верхніх шарах ґрунтів.

За дослідженнями Кабата-Пендіаса А., Пендіаса Х., баланс цинку в поверхневих шарах ґрунту в різних екосистемах показує, що випадіння з атмосфери цього металу перевищує його вилугування і утворення біомаси. Тільки в незабруднених лісових районах Швеції вимивання цинку водними потоками значно вище, ніж випадання його з атмосфери. Крім цього, адсорбція 2-валентного цинку може послаблюватись при низьких рН (< 7). При підвищенні рН, коли в ґрунтовому розчині зростає концентрація органічних речовин Zn – органічні комплекси можуть також вносити свій вклад у розчинність цього хімічного елемента [14].

Згідно досліджень В.Г. Минеева, цинк міститься майже у всіх видах мінеральних добрив.

Найбільший його вміст зафіксований у фосфатних (182-1100) мг/кг ґрунту, суперфосфатних (250-750), калійних (40-163,5), азотних добривах (5-22) мг/кг ґрунту. Zn відноситься до першої групи важких металів за токсичністю, він входить у групу мікроелементів і відіграє певну роль у життєвих процесах рослин, тварин і людини. Однак підвищений вміст цинку у навколишньому середовищі може обумовлювати негативний вплив на живі організми, а підвищений його вміст у атмосферному повітрі обумовлює інтоксикацію людського організму [15].

Вивчено вміст Zn у сніговому покриві над всією поверхнею Львівської урбосистеми. Вміст цього поллютанта розподілений нерівномірно і коливається від 77 до 156 мкг/л (табл. 1). При цьому найвищі показники сконцентровані у центральній, найбільш пониженій у рельєфному відношенні території, що підтверджує вплив техногенних процесів на збільшення цинку у атмосфері над окремими частинами урбозони.

На окраїнах Львівської урбосистеми вміст Zn значно нижчий і дорівнює 77-100 мкг/л. Якщо прийняти 77 мкг/л за контрольний (фоновий) показник вмісту Zn у сніговій воді, то за рахунок міських джерел, постачання цього поллютанта в атмосферу коливатиметься від 6,5 до 79 мкг/л, тобто 8,4 – 102,6 %. Таким чином, більше половини (56%) припадає на місцеві джерела викидів Zn у атмосферу, а 44% приноситься з транскордонними повітряними масами.

Складена картосхема розподілу цинку у сніговому покриві на досліджуваній урбоплощі. Як видно із картосхеми (рис. 4), на території міської урбосистеми ізомети оконтурили 4 метал-аномальні поля накопичення Zn. У центральній найбільш пониженій частині міста (долина р. Полтви), сформовані два метал-аномальні поля. Чітко виділений акумулятивний центр у північно-східній частині урбосистеми. Це означає, що крім транскордонних повітряних мас, значна частка надходження у атмосферу Zn припадає на автомобільний транспорт і промислові комплекси.

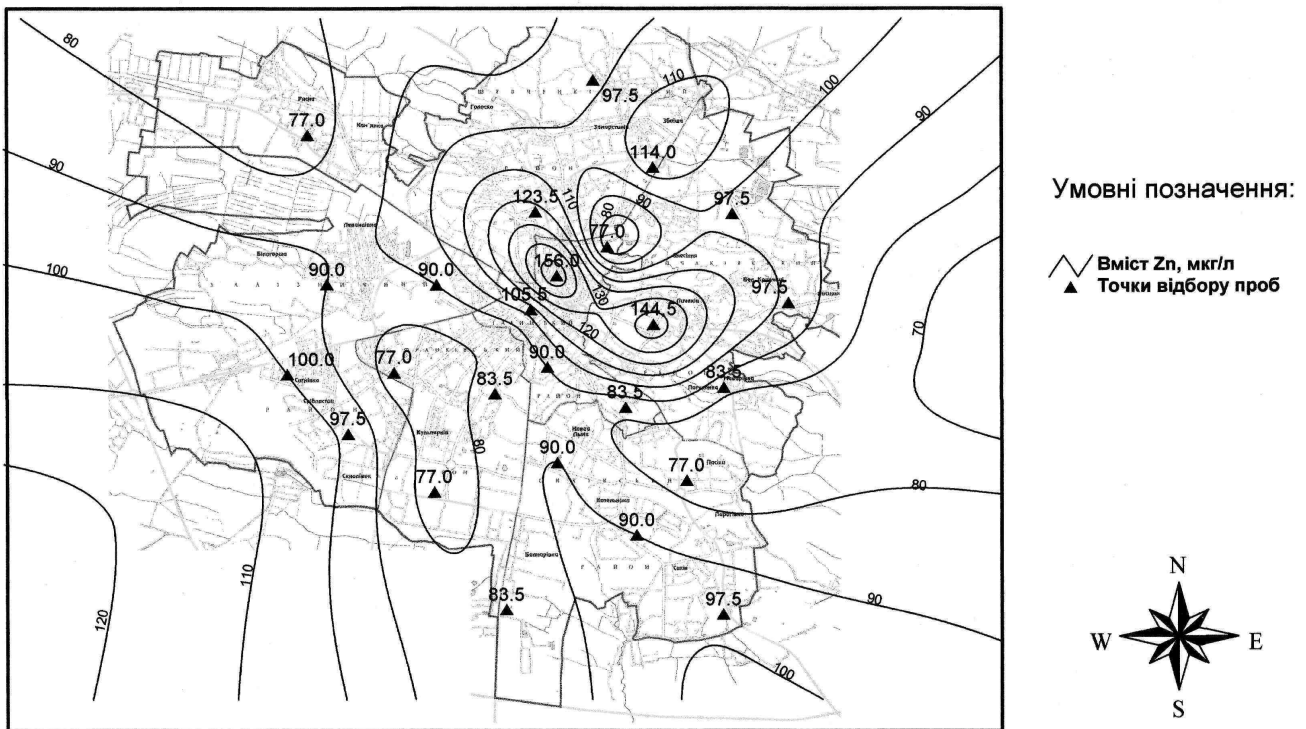


Рис. 4. Розподіл Zn у сніговому покриві м. Львова

Самостійне метал-аномальне поле концентрації Zn сформоване у західній частині урбосистеми, що обумовлено функціонуванням аеропорту міста. Крім аеропортового джерела забруднення, підвищений вміст Zn у сніговому покриві зафіксований вздовж основних автомагістралей та навколо промислових центрів міста.

Оцінка техногенного забруднення донних відкладів озер, приозерних та урбоземних ґрунтів. Проведена комплексна оцінка екологічного стану озер на території міста та його околиць. Досліджено хімічний склад ґрунтового покриву басейнів озер і донних відкладів. Обстежено 6 озер, які інтенсивно використовуються як об'єкти рекреації: Алтайські (Піщані) – 2, Брюховецькі – 3, Винниківське – 1. У кожному з перерахованих об'єктів визначали більше 20 хімічних елементів. Подаємо результати атомно-адсорбційних досліджень окремих водних об'єктів урбозони Львова

Вміст хімічних елементів у ґрунтах і донних відкладах басейнів озер

№ проби	Хімічні елементи, мг/кг										
	Zr	Co	Mn	Pb	Cr	Ni	Mo	V	Ca	Y	La
<i>Донні відклади: Алтайське (Піщане) озеро</i>											
16	88	14	95	-	20	51	-	80	1	48	-
<i>Винниківське озеро</i>											
23	67	6,4	71	-	8,9	16	6	35	1,3	18	6,1
<i>Брюховецьке озеро</i>											
49	87	7,6	81	-	10	9,5	7,3	14	-	11	-
<i>Ґрунти басейну: Алтайське (Піщане) озеро</i>											
32	85	14	78	-	8	18	0,5	41	0,9	18	0,7
<i>Винниківське озеро</i>											
37	83	115	84	6,1	9,3	16	6,7	42	0,9	24	-
<i>Брюховецьке озеро</i>											
57	75	6,1	74	-	6,1	6	-	7,9	-	15	5,9
1	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
	Sc	Ti	Cu	Ag	Yb	Ba	Sr	Zn	Cn	Cd	Сума елем.
<i>Донні відклади: Алтайське (Піщане) озеро</i>											
16	9,4	190	8,6	9,7	11	710	470	52	6,3	-	2006
<i>Винниківське озеро</i>											
23	8,5	680	5,8	-	12	630	590	58	7,1	-	2197
<i>Брюховецьке озеро</i>											
49	-	720	2,8	-	-	430	400	-	6,3	-	1780
<i>Ґрунти басейну: Алтайське (Піщане) озеро</i>											
32	19	110	6	0,9	7,1	530	210	62	-	-	1215
<i>Винниківське озеро</i>											
37	7,8	910	6,7	-	7,8	640	280	51	-	-	2200
<i>Брюховецьке озеро</i>											
57	-	560	2	0,9	6,5	280	190	59	-	-	1200

У донних відкладах всіх озер зафіксовані високі показники важких металів. У Винниківському озері найвищі показники належать Co, Ba, Sr, їх величини відповідно складають 710, 470 і 190 мг/кг. Донні відклади Брюховецького озера характеризуються переважанням Co, Ni, Mo. За максимальними величинами хімічні елементи утворюють наступний низхідний ряд Co > Ba > Mo > Ni > Sr > V > Zn > Mn. Оскільки ці озера використовуються у рекреаційній діяльності і для розведення риб, такі величини хімічних елементів у певній мірі є небезпечними.

В ґрунтах прибережних територій Алтайського, Винниківського, Брюховецького озер визначено Zr, Co, Mn, Pb, Cr, Ni, Mo, V, Ca, Y, La, Se, Ti, Cu, Ag, Yb, Ba, Sr, Zn, Sn. Встановлено, що в урбанізованих ґрунтах басейну озера Алтайського серед техногенних полютантів переважають – Ni (530 мг/кг), Sr – 210 і Ti – 190 мг/кг ґрунту. В урбоґрунтах Винниківського озера виділяються Ti – 910 мг/кг ґрунту, Ba – 640, Sr – 280 мг/кг ґрунту. У слабо урбанізованих ґрунтах Брюховецького озера також переважає Ti (560), Ba (280) і Sr (190) мг/кг ґрунту. Підкреслимо, що у ґрунтах величини накопичення хімічних полютантів значно менші, ніж у донних відкладах, так як значна частина їх з геохімічним стоком акумулювалась на дні озер.

Обстежено урбанізовані сірі лісові ґрунти у зоні впливу трьох промислових комплексів. У лісовій підстилці визначено наступні хімічні елементи: Co, Be, Ni, Mo, V, Cu, Ag, Zn, Ba, Sr, Mn, Pb, Cr, Mg, Zr, Ga, Sn, La, Se, As. (табл. 3). Встановлено, що у ній проходить інтенсивна акумуляція техногенних полютантів. Активно накопичується Mn (400-1200 мг/кг ґрунту), Ba - (130-220), Zn – (10-22), Cu – (6,8-16), Ni - (1,4-7), Pb – (4,8-14), Cr – (2,8-11) мг/кг ґрунту.

Максимальні величини хімічних елементів у сірих лісових ґрунтах властиві Ni – 9,1 мг/кг ґрунту, Co – 8,2, Pb – 12, Cu – 29, Cr – 37, V – 50, Sr – 100, Ba – 200, Mn – 300 мг/кг ґрунту. Перевищення вмісту хімічних елементів над місцевими кларковими величинами складало для: Mn – у 2,6-4,6 рази, Cu – 1,8-3,6, Ni – 1,4-3,3, Co – 1,2-4,3, Cr, Sr, Ba, Pb – у 1,4-2,5 рази.

Таким чином, дослідженнями встановлено, що у сірих лісових урбанізованих ґрунтах Львівської урбоплощі під впливом промислових комплексів накопичуються важкі метали, при цьому більш інтенсивне накопичення характерне для відкритих безлісних ділянок.

Вміст хімічних елементів у сірих лісових ґрунтах, лісовій підстилці та плодах картоплі

Хімічні елементи													
№ проби	Co	Be	Ni	Mo	V	Cu	Ag	Zn	Ba	Sr	Pb	Mn	Cr
Лісова підстилка (мг/кг сухої маси)													
1	1,7	0,16	7,0	0,62	10,0	16,0	0,28	22,0	170	60,0	14,0	1200	11,0
2	0,95	0,085	5,1	0,35		11,0	0,22	11,0	160	89,0	8,6	400	2,5
3	0,96	0,058	3,4	0,24		7,6	0,36	11,0	130	28,0	6,4	1100	3,0
4			1,4			6,8	0,16	10,0	220	26,0	4,8	760	2,8
МК	1,0	0,09	4,2	0,34	8,0	10,4	0,26	13,5	148	50,0	8,5	865	4,8
Ґрунти (мг/кг)													
2a	2,1		3,7		46,0	2,7			110	95,0	5,6	180	25,0
2б	2,3		5,6		40,0	4,9			100	73,0	8,5	210	22,0
3a	4,1		3,9		37,0	2,7			140	87,0	7,5	290	26,0
4a					31,0	1,6			87,0	76,0	7,9	72,0	17,0
5	3,0		4,7		39,0	2,8			120	81,0	8,3	190	24,0
6	8,2				50,0	5,7			200	100	12,0	260	25,0
7	4,6	0,67	9,1	0,94	48,0	29,0	0,24		110	85,0	8,9	300	37,0
Фонз нач	1,9		2,8		31,0	1,6			87,0	76,0	4,8		17
Плоди картоплі													
8			0,036	0,059		0,8	0,0092	0,3	0,56	0,92	0,06	0,53	0,0027

*Примітка: вміст хімічних елементів у лісовій підстилці (т.1) та ґрунті (т.7) відповідно складає: Mg-750, 320; Zr-15, 37; Ga-0,13, 2,9; Sn-0,45,-; La-3, 12; Se-1,3, 3,8; As--; 2; МК – місцевий кларк.

Забруднення атмосферного повітря автотранспортом. Автотранспорт відноситься до особливо небезпечних джерел забруднення, вихлопні гази якого містять дуже шкідливі речовини. Концентрація домішок залежить у першу чергу від двигуна авто, типу палива, стану доріг. Від кожної тисячі автомобілів за день надходить у повітря більше 3000 тис. кг оксиду вуглецю та інших продуктів неповного згоряння палива. В Україні щорічно автотранспорт викидає у атмосферне повітря 2000 тис. т забруднюючих речовин, що становить 31% від загального обсягу викидів. Серед них 63% плюмбуму, 54% – оксиду вуглецю, 36% – вуглеводнів та 25% оксидів азоту (Клименко, Прищет, Вознюк, 2006).

У Львівській області з 1996 по 2006 роки кількість викидів від стаціонарних джерел забруднення зменшилась із 164 до 110,6 тис. т., викиди від пересувних джерел збільшились на 15,7 тис. т. На стаціонарні джерела припадало 54,5% викидів, на пересувні – 45,5%.

У Львові в 1990, 1996, 1997 роках викиди шкідливих речовин у атмосферу пересувними джерелами становили відповідно 93,6; 44,7; 44 тис. т, що складало 87,4; 91,4; 92,4% від загальної суми викидів. Стаціонарні джерела викидів становили лише 8,6-12,6%. Співвідношення між цими двома групами джерел забруднення різко змінилось у 2005 р. Стаціонарні джерела викинули в атмосферу 42,5 тис. т забруднюючих речовин, пересувні – 39,7 тис. т (51,7; 48,3% відповідно). У 2008 р. у атмосферне повітря Львова всіма джерелами забруднення було викинуто 50,9 тис. т різних шкідливих речовин, серед яких більша половина належить автомобільному транспорту.

У літній період нами проведений облік автотранспорту у пікові години на головних перехрестях доріг Львова і розрахована середня концентрація CO за годину, середньодобова, проведена коефіцієнтна оцінка відхилення її від нормативних показників (табл. 4).

Облік руху автотранспорту через основні магістралі Львова проводився щоденно о 7 і 19 год. протягом 1 години. За увесь період спостережень на 6 облікових перехрестях доріг проїхало 1040 вантажівок, 3472 мікроавтобуси, 751 автобус і 20241 легковий автомобіль. Найбільш інтенсивний рух автотранспорту зафіксовано на перехрестях Кульпарківська-Виговського і Любінська-Виговського. Відповідно до кількості автомобілів, середня концентрація CO в повітрі за годину на перехрестях Кульпарківська-Виговського становила 6,98, Любінська-Виговського – 14,02, Патона-Виговського – 8,82 і Городоцька-Виговського – 5,54 (табл. 4).

Кислотні дощі та пошкодження зелених насаджень. У сніговій воді, крім хімічних елементів, визначали наявність сірчаної і азотної кислот, які утворюються в атмосфері внаслідок хімічної реакції між діоксидами сірки і азоту та водяною парою, через кислотний показник рН. Відомо, що до кислотних опадів (сніг, дощ, роса) відносяться ті, рН яких нижче 5,5. У таблиці 5 подано 25 визначень

pH. Із 25 проб, лише у восьми (32 %) були дещо вищі показники. За більшістю величин (68 %), сніг характеризується як кислотний. Показники pH змінювались від 4,90 до 5,55 одиниць (табл. 5).

Таблиця 4

Облік руху автотранспорту у пікові години та концентрація CO у атмосфері

Адреса точки спостереження, перехрестя	Кількість автомобілів				Середня конц-я CO _{год}	Конц-я CO _{с.д.}	Перевищ. ГДК, CO _{макс.} <small>разового</small>
	вантажівки	мікроавтобуси	автобуси	легкові автомобілі			
Любінська-Виговського	144	416	141	2548	14,02	10,98	2,2
	81	295	98	1651	7,94		
Городоцька-Ряшівська	80	75	19	719	3,47	3,65	0,73
	80	73	66	857	3,82		
Окружна-Любінська	23	93	105	1388	3,27	3,29	0,66
	59	154	80	1466	3,3		
Кульпарківська- Виговського	155	815	97	3720	6,98	6,84	1,37
	136	638	90	3448	6,69		
Патона-Виговського	46	165	69	1020	8,82	7,75	1,55
	39	102	51	720	6,68		
Городоцька-Виговського	72	320	44	1451	5,54	5,44	1,09
	125	326	21	1253	5,34		
Загалом	1040	3472	751	20241	6,32	6,32	1,27

*ГДК CO_{макс. разове} = 5 мг/м³, ГДК CO_{середньо добове} = 3 мг/м³.

Таблиця 5

Величини pH снігового покриву м. Львова (13.02.09 р.)

Проба	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
pH	5,80	5,47	6,17	6,42	5,93	5,45	4,98	6,65	5,34	5,33	5,28	4,97	6,49
Продовження таблиці 5													
Проба	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
pH	5,17	6,80	5,25	5,55	5,28	5,15	4,96	6,24	6,36	6,39	5,49	4,90	

Складена картосхема, на якій виділені аномальні поля за кислотним показником pH (рис. 5). Від центру міста на південний-схід виділяється смуга з pH від 6,80 до 6,17 одиниць. Ймовірно це пов'язано із західною експозицією рельєфу, де через день після випадання снігу і відбору проб, значна частина снігу розтаяла і показники pH підвищились до слабокислої реакції. Такий процес міг бути обумовлений мікрокліматичними особливостями у найбільш пониженої частині міста (долина р. Полтви) за рахунок газових викидів автомобільним транспортом. На решті території міста сніг відноситься до кислотних опадів. Величини pH снігової води коливались у західній частині міста в межах 5,15-5,47; у північно-східній – 4,90-5,49; у південній – 5,45-6,42. Найвищий кислотний показник pH (4,90) зафіксований у долині р. Полтва, найнижчий (6,80) – у центральній частині міста.

Встановлено деяку залежність показників pH від ландшафтних особливостей міста та суміжних територій. У південно-західній частині міста (Львівське плато, Розточчя) всі величини pH нижчі 5,5 і змінюються від 4,97 до 5,45. У східній частині міста, де ландшафти представлені Грядовим Побужжям, долиною ріки Полтва величини pH дещо вищі і змінюються від 5,49 до 6,49, тобто відносяться до слабкислої реакції або близької до нейтральної.

Аналогічні дослідження pH снігового покриву були проведені у лютому, березні та грудні у 1998 році (Волошин, Беглярова, 1998), під час яких величини pH визначались польовим та лабораторним методами. У березні всі 19 показників pH змінювались від 4,5 до 5,45 одиниць. У лютому на цих же точках проведено повторні заміри pH цими методами. Знов із 19 вимірів лише у 3 точках величини pH були вищі за граничний показник 5,5. Решта величин pH складала 4,64-5,34, тобто відносились до кислотних [4].

Дослідження величин pH снігового покриву показали, що близько 70 % показників характеризують сніговий покрив як кислотний. Такі опади у літній період негативно впливають на зелені насадження міста.

Підтвердженням систематичного випадіння кислотних дощів і ураженості зелених насаджень є дані обстежень на екологічних полігонах у 2001, 2004 і 2007 роках, на яких проведена оцінка ступеня їх пошкодження. Відмітимо, що ступінь ураження рослин тісно пов'язаний з погодними умовами, тобто залежить від інтенсивності випадіння кислотних дощів. Результати досліджень ілюструє таблиця 5.

Із табличних даних видно, що кислотними дощами пошкоджені всі види зелених насаджень Львова.

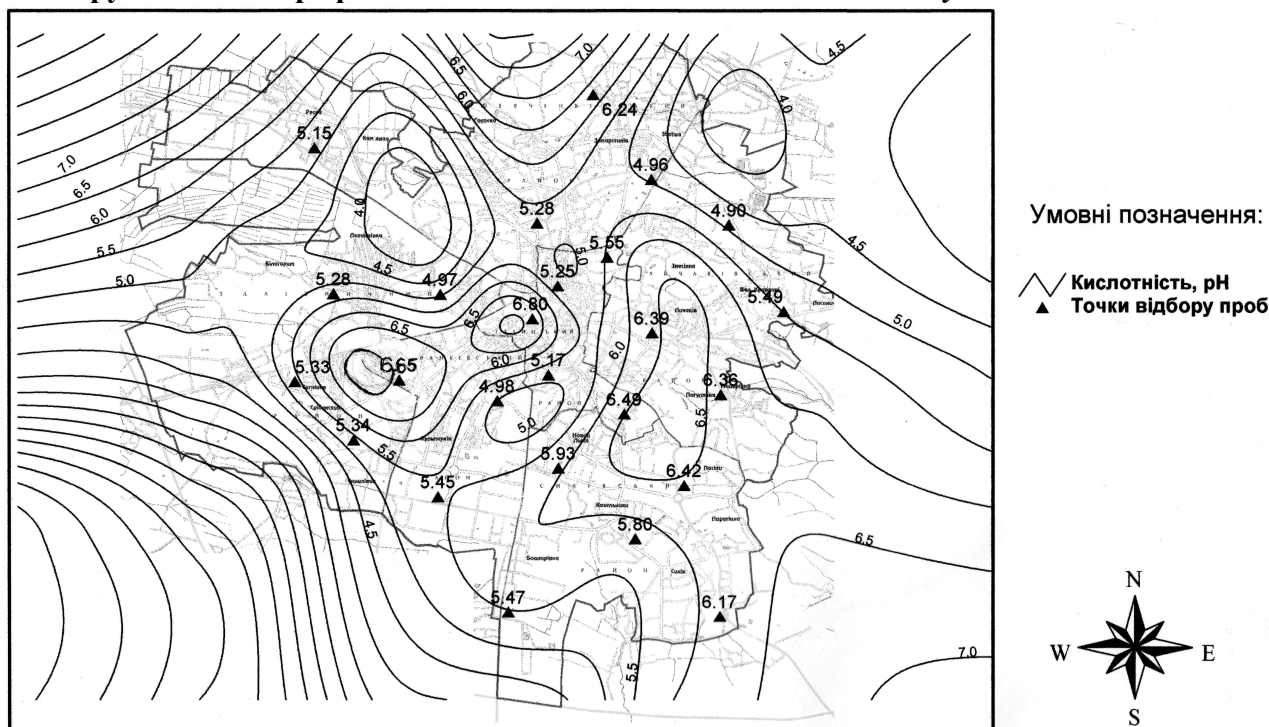


Рис. 5. Показник кислотності рН снігового покриву м. Львова

Зауважимо, що у зв'язку із посушливістю літніх періодів у 2007 і 2008 роки, ураженість зелених насаджень значно нижча у порівнянні з 2001 роком. Якщо у 2001 році пошкодження поверхні листя сягало 90 %, то у наступні роки цей показник знизився до 50 %.

Таблиця 5

Ураження зелених насаджень міської площі кислотними дощами та шкідниками

Вулиця, перехрестя	Порода дерев	Пошкодження, %		
		шкідниками	кислотними дощами	мінуючою міллю
<i>2001</i>				
Шпитальна	Тополя	10	40	
Джерельна-Балабана	Клен	15	35	
Крехівська-Джерельна	Тополя	10	65	
Балабана-Куліша	Тополя	5	80	
Газова	Клен, тополя, яблуна	15	25	
Джерельна	Каштан, тополя	20	20	40
Хімічна, 30	Верба	5	90	
Хімічна	Каштан, верба, тополя	10	35	35
<i>2004</i>				
Медової печери	Клен, липа, горобина	20	30	
Погулянка	Верба, клен	15	25	
Кримська-Зелена	Клен, липа, каштан	10	20	30
Пл. Соборна	Ясен	10	30	
Декабристів	Клен, каштан	10	20	25
Селянська	Липа	10	20	
Личаківська	Каштан	5	15	25
Варшавська	Клен, липа	20	30	
<i>2007</i>				
Чорновола-Липинського	Клен, липа, акація, каштан	5	20	30
Варшавська-Сосюри	Клен, акація, ліщина, алича, каштан	15	25	20
Панча, "Арсен"	Клен, тополя, акація, верба, каштан	20	10	30
Окуневського	Акація, клен, верба, алича, слива, каштан	10	25	70
Варшавська-Підголоско	Горіх, акація, вишня, алича, верба, каштан	20	10	60
Чехова	Каштан	5	15	30

Продовження таблиці 5.				
Шевченка, церква А. Первозванного	Ясен, граб, каштан	5	50	35
Шевченка, пов. на Левандівку	Акація, каштан	5	35	20
2008				
Підзамче	Бузок, липа, каштан	5	30	30
Під дубом	Клен, липа, каштан	10	20	40
Стефаника	Клен, акація, каштан	15	30	15
Устияновича	Туя, клен, акація, каштан	5	10	35
Бортнянського-Артилерійська	Клен, граб, липа, каштан	10		60
Антоновича	Ясен, акація, клен, каштан	2	10	10
Природна	Ясен, горіх, клен, граб, в'яз, каштан	15	5	50
Вхід в Парк Культури	Клен, акація, каштан	5	5	20

Зафіксовано, що до найбільш уражених кислотними дощами порід відносяться тополя (80%), ясен, граб (50%), каштан, верба (35%), клен (30%). Різними типами шкідників уражені практично всі види зелених насаджень від 2 до 20 % площі листка. Необхідно підкреслити, що за останнє десятиліття діагностувати руйнування листя каштанів кислотними дощами важко, так як 70 % площі кожного листка покрито колоніями мінуючої молі. Зафіксовано, що периферійні частини листя пошкоджуються кислотними дощами до стадії некрозу, що сягає 20-30 % поверхні.

Таким чином, на основі проведених обстежень зелених насаджень можна зробити чіткої і незаперечної висновок про те, що щорічне випадання кислотних опадів на всій території міської площі призводить до пошкодження зелених насаджень, безумовно підкислює ґрунти, руйнує пам'ятники архітектури. Запобігти цьому негативному явищу можуть лише державні та міждержавні заходи із зменшення викидів кислотоутворюючих хімічних речовин.

Література:

1. Алексеев В.А. Геохимия ландшафта и окружающей среды. – М.: Недра. – 1990. – с. 110-112.
2. Волошин І.М. Ландшафтно-екологічні основи моніторингу. – Львів, "Простір М", 1998. – 356 с.
3. Волошин І.М. Методика дослідження проблем природокористування: Навч. посібник. – Львів: ЛДУ, 1994. – 160 с.
4. Волошин І.М., Беглярова Е. Особливості утворення кислотних дощів. Вісн. Львівського ун-ту. Серія географічна, 2000. – Вип. 26, с. 99-103.
5. Волошин І.М., Лепкий М.І. Еколого-географічні проблеми урбосистем Волинської області. – Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2003. – 241 с.
6. Волошин І.М., Мезенцева І.В. Особливості забруднення парково-вуличних насаджень техногенними поллютантами: Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна, № 758, серія Екологія, Харків. – 2007. – с. 19-23.
7. Волошин І.М., Мезенцева І.В. Оцінка поглинання хімічних елементів зеленими насадженнями урботериторій Волинської області / Географія в інформаційному суспільстві. Зб. наук. праць у 4-х томах. – К.: ВГЛ Обрій, 2008. Т.ІІІ. – с. 200-205.
8. Волошин І.М., Собечко О.Р., Улич І.Я. Екологічні особливості південно-східної урбозони Львова / Розвиток України в ХХІ столітті: економічні, соціальні, екологічні, гуманітарні та правові проблеми: Тези доповідей Міжнародної Інтернет-конференції. Тернопіль, 2008. – с. 19-26.
9. Волошин І.М., Собечко О.Р., Улич І.Я. Екологічні особливості урбозони Львова / Екологія міст та рекреаційних зон. Матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. – Одеса. – 2008. – с. 182-187.
10. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР: Учеб. пособие для студ. геогр. спец. вузов. – М.: Высш. шк., 1988. – 328 с.: ил.
11. Гуцуляк В.Н. Геохимические особенности ландшафтов г. Черновцы // Физическая география и геоморфология. – К.: Лыбидь, 1990, вып. 37. – с. 63-70.
12. Голубець М.А., Козак І.М. та ін. Урбосистема м. Львова та її структурно-функціональні особливості // Урбанізація як фактор змін біогеоценологічного покриву. Матеріали конференції, Львів - Яремче, 21-23 вересня 1994 р. – Академічний Експрес, Львів, 1994. – с. 29-30.
13. Добровольский В.В. Химия Земли: Пособие для учащихся. – М.: Просвещение, 1980. – 176 с., ил.
14. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях / Пер. с англ. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
15. Минеев В.Г. Экологические проблемы агрохимии: Учеб. пособие. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. – 285 с.
16. Ричак Н.Л. Просторово-часові особливості поведінки важких металів у ґрунтових покривах міських ландшафтів (на прикладі м. Харкова). Автореф. здобуття наукового ступеня кандидата географ. наук. – Харків, Видав. Центр Яна, 2006. – 20 с.
17. Саєт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.

Резюме:

Собечко О., Волошин І. ОСОБЕННОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ УРБОСИСТЕМ ЛЬВОВА.

Исследовано урбосистемы Львова. Определенно содержание техногенных поллютантов (Pb, Mn, Fe, Zn) в снежном покрове. Изучено рН снега и определено степень повреждения зеленых

насаждений кислотными дождями. Обследованы донные отложения озер и приозерные почвы. Оценено состояние загрязнения тяжелыми металлами серых лесных почв в зоне действия больших предприятий. Изучено движение транспорта на основных перекрестках и рассчитана концентрация CO в пиковые часы.

Ключевые слова: урбоземная почва, техногенные химические элементы, кислотные дожди, урботерритория, поллютанты, метал-аномальне поле, аккумуляция, автотранспорт.

Summary:

Sobechko O., Voloshyn I. PECULIARITIES OF POLLUTION OF URBOSYSTEMS COMPONENTS OF LVIV.

Urbosystems of Lviv have been studied. The content of technogenic pollutants (Pb, Mn, Fe, Zn) in snow cover has been determined. pH of snow has been studied and the degree of damage of green plantations by acid rains has been determined. Bottom deposits of lakes and lake side soils have been observed. The state of pollution of grey forest soils by heavy metals in the zone of major enterprises has been estimated. Transport traffic on the main crossroads has been studied and CO concentration in rush hours has been calculated.

Key words: urban soil, technogenic chemical elements, acid rains, urboterritory, pollutants, metal-anomalous field, accumulation, autotransport.

Надійшла 26.10.2009р.
