

ВИБІР МІРИЛА МЕРЕЖІ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ УРБОЕКОСИСТЕМИ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКА

Д. Д. Ганжа

Державне спеціалізоване підприємство з переробки та утилізації техногенних відходів “ТЕХНОЦЕНТР”,
Чорнобиль, e-mail: dmgan@rambler.ru

Проведено аналіз особливостей формування мереж урбоекологічного моніторингу в залежності від методів індикації. Наводяться приклади параметрів мереж спостережень для зйомки в різному мірилі.

Ключові слова: слова: атмосферні домішки, біогеоценози, ґрунт, екологія, індикація техногенного забруднення, урбоекосистема

Ganzha D. D. A choice of supervisions network criterion for monitoring of Ivano-Frankivsk urban ecosystem. The analysis of application of methods of ecologically indication is conducted in the conditions of natural, antropogenic-changed and urbanized territories. General principles and approaches are offered to organization of ecological-indication survey of territories. urban ecosystem.

Key words: atmospheric pollutants, biogeocenosis, indication of man-caused contamination, soil, urbanized ecosystems

Вступ

При проведенні екологічного моніторингу населених пунктів виникає потреба оцінки розповсюдження у довкіллі різного роду джерел забруднення, сотень найменувань техногенних політантів та небезпечних фізичних явищ. З іншого боку – діагностувати структуру та властивості урбоекосистем, оцінити реакцію їх компонентів на техногенне навантаження. При виконанні подібних досліджень принципово важливою є оптимізація мереж спостережень. Вимоги до мережі урбоекологічної зйомки закладаються на етапі планування робіт. Спостереження мають виконуватись при застосуванні інформативних щодо оцінки забруднення компонентів довкілля, що використовуються в якості засобів індикації. Важливо підібрати такі компоненти екосистеми, щоби їх фізичні, хімічні параметри та реакція на стан довкілля маркували урботехногенне навантаження. Мережі спостережень мають забезпечувати репрезентативність, відтворюваність результатів, межу невизначеності вимірювань, що не перевищує 30%, відповідати мірилу й завданню зйомки. Для забезпечення цих вимог, мережі мають бути сформовані у відповідності до особливостей довкілля в місцях спостережень, характеристик засобів індикації та вимірювань. Важливим чинником, що впливає на параметри мережі спостережень, зокрема на її мірило, є поширення засобів індикації [2]. Такі параметри, як частота трапляння та щільність покриття урбоекосистеми засобами індикації або об'єктами спостереження не тільки обмежують вибір мірила, в якому має проводитись екологічна зйомка, але й визначають тип зйомки. Наприклад, відсутність потрібного засобу індикації на значній частині території урбоекосистеми унеможливило створення безперервних мереж спостереження й призводить до ведення моніторингу методом ключів.

Метою цього дослідження є оцінка впливу параметрів довкілля та засобів індикації й вимірювань на вибір мірила мережі спостережень при проведенні екологічного моніторингу урбоекосистем на прикладі м. Івано-Франківська.

Матеріали і методи

Спостереження проведено протягом 2002-2010 років в урбоекосистемі Івано-Франківська. Досліджували окремі параметри техногенного навантаження методами екологічної та біогеохімічної індикації, гамма-радіометрії та екометрії території. При проведенні екологічної індикації оцінювали параметри транспортних потоків, застосовували шумометрію (вимірювач рівня звуку SL5868P) та фотометрію атмосферного пилу змитого з листя дерев (вимірювання проведено з використанням приладу контролю якості води U-10).

Екометричну зйомку провели, як оцінку частоти трапляння на території не знищених забудовою ділянок ґрунтового покриття, видів дерев та епіфітних лишайників, що використовуються для екологічної індикації. Спостерігали дерева родів *Aesculus*, *Acer*, *Betula*, *Populus*, *Tilia*, виду *Robinia pseudoacacia* L. та епіфітні лишайники – *Parmelia sulcata* Th. Tayl., *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia stellaris* (L.) Nyl., *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. Щільність покриття території ділянками незабудованого ґрунту оцінювали методами польових спостережень та картографічного аналізу.

Для біогеохімічної індикації, методом ключів, відібрано проби верхнього шару ґрунту (0-5 см), кори *Robinia pseudoacacia* та слані *Xanthoria parietina*. У відібраних пробах методом атомної абсорбції визначали вміст Zn.

Гамма-радіометрію проводили на висоті 1 м над поверхнею з використанням приладу геологорозвідувального сцинтиляційного СРП-88Н. Для вимірювання географічних координат при позиціонуванні пікетів в польових умовах застосовано GPS-приймач iFinder Lowrans або план міста [5]. Вимірювання кутів на місцевості проводили бусоллю, відстаней до 10 м – рулеткою вимірювальною металевою, 10 м [7].

Мінімально необхідну кількість спостережень на пікеті, в залежності від варіабельності досліджуваного параметру, обчислювали за рівнянням [4]:

$$n = \frac{t^2 V^2}{m^2}, \quad (1)$$

де t – табличне значення критерію Ст'юдента (при $P=0,68$, $t=1,0$; $P=0,95$, $t=2,0$; $P=0,99$, $t=3,0$); V – коефіцієнт варіації (%); m – задане значення точності дослідження 1%, 3%, 5%, ... в даних умовах.

Спостереження проведено із розширеною невизначеністю, що не перевищує 30 %, інструментальні вимірювання – 5%. Обчислення розширеної невизначеності проведено згідно існуючих рекомендацій [6].

Результати та обговорення

Мету досліджень та параметри мережі спостережень, в першу чергу – мірило, встановлюють завданням урбоекологічної зйомки на етапі планування робіт. Більшість урбоекологічних досліджень проводиться в мірилі від 1:500 до 1:50000. Основним параметром, що лімітує мірило мережі спостережень є площа пікету (точки, місця спостережень). При проектуванні мережі урбоекологічної зйомки площу пікетів обчислюють згідно можливої просторової щільності спостережень на пікеті та межі невизначеності при виконанні вимірювань. Остання, переважно формується із невизначеностей або похибок, що виникають при вимірюванні координат пікету, фізико-хімічних параметрів довкілля, щільності просторового розподілу засобів індикації на пікеті. Значення допустимого мірила зйомки обчислюється за встановленою площею пікетів, яка в мірилі має відповідати на мапі крапці 1 мм², що традиційно вважається найменшою масштабною позначкою. Іншими словами, площа пікету на місцевості не може перевищувати площу 1 мм² на мапі в мірилі звітної документації.

Картографічний чинник формування мережі екологічної зйомки

Для вимірювання координат, як правило, використовують просторову основу відповідного мірила (схема, план, мапа) в поєднанні з рулеткою, бусоллю (компасом) або GPS-приймач. При застосуванні рулетки [7] для вимірювання сторін пікету площею 25 м² й менше максимальна похибка не перебільшує 25%, що не впливає на планування площі пікету. Для зменшення похибки, що пов'язана із просторовою основою, прийнято, щоб мірило, в якому проводяться польові дослідження було, як мінімум, на один рівень крупніше мірила в якому передбачається випускати звітну документацію. Наприклад, при звітній мапі 1:10000, польова зйомка проводиться в мірилі 1:5000. За таких умов, площа пікету, що відповідає в мірилі звітної документації крапці на мапі 1 мм² й на місцевості складає ділянку 100 м², на польовій основі займає 4 мм². Такий підхід забезпечує похибку позиціонування, яка є зневажливо малою в мірилі звітної мапи.

Як правило, при проведенні екологічної зйомки доступна просторова основа або оснащена місцевою системою координат, або взагалі не прив'язана до координат. Такі обставини ускладнюють або й унеможливають обчислення статистичних поверхонь просторового розподілу досліджуваного параметру. Крім того, результати спостережень отримані в системі місцевих координат неможливо представити на одній мапі (картографічно не зіставні) із регіональними. З огляду на названі обставини, спостереження завжди необхідно проводити в системі географічних (топографічних) координат, щоби мережі прокладені в урбоєкосистемі можна було продовжувати на навколишні території та зйомка не була би відірваною від регіональних досліджень. При виготовленні картографічної основи для проведення екологічного моніторингу Івано-Франківська ми сканували план міста [5] з наступною реєстрацією растрового зображення в геоінформаційній системі. Реєстрацію проводили на підставі польових вимірювань GPS-приймачем географічних координат 16-ти ключових точок. Обчислена середня невизначеність реєстрації плану міста склала 200 м², що допускає проведення зйомки в мірилі не менше 1:15000. Невизначеність просторової основи створеної на базі космічних знімків інтернет-ресурсу Google, за нашою оцінкою складає не більше 45 м². При застосуванні цієї просторової основи для розмітки пікету на місцевості в поєднанні із використанням рулетки та бусолі або компасу, невизначеність позиціонування пікету не перевищує 60 м², що уможливило проведення зйомки в мірилі від 1:500, або використанні названої основи в якості польової при проведенні зйомки в мірилі 1:5000. Суттєвим недоліком застосування просторової основи на твердому носії в поєднанні із вимірюваннями довжини рулеткою, а кутів бусоллю є значні затрати праці і часу на позиціонування пікету на місцевості. Для подібної роботи потрібно два виконавця, а середня витрата часу на позиціонування одного пікету в умовах Івано-Франківська, за нашою оцінкою, складають до 15 хв. В той час, як позиціонування пікету із використанням GPS-приймача займає до 3 хв.

При використанні GPS-приймача, навіть за умови його метрологічної повірки, цей засіб вимірювань необхідно відкалібрувати до місцевих умов, в яких проводиться екологічна зйомка. Калібрування

застосованого нами GPS-приймача проведено в урбоєкосистемі Івано-Франківська на 16 ключових пікетах, що розташовані на ділянках різної щільності та висотності забудови. Калібрування проведено методом п'яти послідовних вимірювань географічних координат на кожному з пікетів із інтервалом в одну або декілька діб. Результатом вважали середнє із п'яти вимірювань. Невизначеність позиціонування обчислювали за окремими вимірюваннями щодо середнього значення координат кожного пікету. Невизначеність вимірювань географічних координат змінювалась в різних умовах забудови від 2 м^2 до 3000 м^2 , при медіанному значенні – 85 м^2 . Отриманий результат показує, що в умовах міської забудови, GPS-приймач такого класу, що нами застосовано можна використовувати при проведенні зйомки в мірілі не крупніше 1:10000. В місцях, де внаслідок погіршення приймання супутникового сигналу збільшується похибка вимірювання координат, для позиціонування пікету доцільно користуватись просторовою основою. В умовах Івано-Франківська, при проведенні зйомки в мірілі 1:10000, нами використано просторову основу для позиціонування 3% пікетів. Загалом, при тих засобах позиціонування, що застосовано, забезпечується похибка вимірювання координат від 85 м^2 до 120 м^2 , що передбачає площу пікету – 100 м^2 . і можливість проводити зйомку в мірілі від 1:10000 і менше. При проведенні зйомки в мірілі крупніше 1:10000, в якості польової основи, доцільно застосовувати плани міста відповідного мірила, а обчислення результатів проводити на підставі реєстрації растрових зображень таких планів в геоінформаційній системі. Для зменшення похибки при реєстрації, можуть бути застосовано або GPS-приймачі з більшою чутливістю, або відповідні процедури при проведенні польових вимірювань [3].

Впливом засобів індикації на формування мережі екологічної зйомки

Мінімальні обмеження щодо площі пікету при проектування мережі спостережень виникають при відбиранні проб повітря або вимірюванні фізичних параметрів довкілля, таких, як рівень інсоляції, шуму, потужності електромагнітного поля, гамма-випромінення, тощо. Просторову частоту спостережень в такому випадку обмежено тільки розміром датчика приладу, яким проводиться вимірювання. Параметри мережі, при проведенні подібних вимірювань, обмежено невизначеністю, що виникає при вимірюванні координат місця спостережень. Подібні спостереження можна проводити в найбільш крупному мірілі – 1:500.

При проведенні екологічної зйомки ґрунтового покриву або застосуванні таких біоіндикаторів, як вищі рослини чи епіфітні лишайники, на конфігурацію мережі спостережень впливає частота трапляння засобів індикації на досліджуваній території. При проектуванні мережі відбору проб ґрунту в урбоєкосистемі Івано-Франківська на 205-ти регулярно розподілених пікетах проведено польову та картографічну оцінку трапляння поверхонь ґрунтового покриву на фоні забудованої території. Встановлено, що на 4% пікетів площа ґрунтового покриву менше 100 м^2 (від 2 м^2 до 60 м^2) є недостатньою для відбору репрезентативної проби. В 96% випадків площа ґрунтопокритої території на пікетах не обмежує проведення спостережень в мірілі 1:10000. На 40% території зйомка ґрунту не можлива в мірілі від 1:2000 і крупніше за причини малої частоти трапляння ділянок з ґрунтовим покривом, що заважає створенню регулярних мереж спостереження. Таким чином, екологічну зйомку ґрунтового покриву на території міста можна проводити в мірілі 1:10000 з деталізацією в більш крупному мірілі на окремих ділянках.

Для оцінки необхідної кількості складових змішаної проби ґрунту на пікеті проведено аналіз рухомих форм Zn – одного з основних хімічних забруднювачів ґрунтового покриву в місті [1]. Для аналізу було відібрано проби на 15 пікетах у 5 повторах. Результати аналізу показали, що медіанне значення коефіцієнту варіації вмісту Zn складає 56%. При такій варіабельності для отримання результату із 25% точністю для створення змішаної проби необхідно зробити на пікеті 5 приколів, при 10% – 32.

Види організмів, що використовуються для екологічної зйомки мають, перш за все, регулярно траплятись із відомою частотою на всій досліджуваній території. Як правило, види-індикатори розповсюджені в урбоєкосистемах нерівномірно. Це призводить до потреби використання декількох видів в якості засобу індикації, за умови обов'язкового взаємного калібрування їх індикаторних властивостей [1]. Для оцінки трапляння видів-індикаторів нами проведено на 92 пікетах екометричну зйомку досліджуваної території. Оцінювали частоту трапляння видів дерев, кора або листя яких можуть бути використані для екологічної індикації. Кора та листя дерев – біогеохімічні планшети на які відбувається седиментація атмосферних поллютантів, застосовуються для кількісної оцінки забруднення приземного шару повітря. Дослідження показали, що в урбоєкосистемі Івано-Франківська для цієї мети доцільно використовувати кору *Aesculus sp.*, *Acer sp.*, *Populus sp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Tilia sp.* (табл.). Названі взаємозамінні види-індикатори трапляються на 84% обстежених пікетів. Середня щільність покриття території, за умови створення пікетів лінійної конфігурації, – 8 дерев на 100 м^2 при коефіцієнті варіації 27%. Середньо-багаторічну оцінку варіабельності накопичення корою дерев техногенних поллютантів (за ознакою дрібнозему – індикатора запорошеності приземного шару повітря) в умовах Івано-Франківська проводили на 15 пікетах в центральній частині міста. Вимірювання показали, що накопичення дрібнозему відбувається із середнім значенням коефіцієнту варіації – 40%. Така варіабельність передбачає для оцінки забруднення із похибкою менше 30% відбір проб кори із 5-8 дерев на кожному пікеті. Встановлені екологічно-індикаційні параметри урбоєкосистеми забезпечують площу комірки мережі спостережень – 80 м^2 . й можливість проведення зйомки в мірілі 1:10000.

Таблиця 1. Результати екометричного обстеження розповсюдження дерев-індикаторів в урбоекосистемі Івано-Франківська.

Види дерев	Частота трапляння, %
<i>Acer sp.</i>	11
<i>Aesculus sp.</i>	13
<i>Betula sp.</i>	1,8
<i>Populus sp.</i>	26
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2,2
<i>Tilia sp.</i>	33
Інші види (<10%)	16

Формування мережі зйомки при оцінці сезонної заповищеності приземного шару повітря із використанням водних змивів з листя дерев залежить від частоти трапляння видів дерев на території, що розглянуто вище та варіабельності досліджуваного параметру. На 5 пікетах розташованих в різних урбоекологічних умовах відібрали проби листя *Populus pyramidalis* з п'яти дерев на кожному пікеті. У водних змивах з проб листя провели аналіз накопичення пилу. Інтервал невизначеності заповищеності листя 40-90%. За умов виконання зйомки при забезпеченні точності залежно від нерівномірності розподілу пилу на листі дерев не гірше 10% потрібно відбирати до 100 листків з 5-8 дерев. Окремою проблемою при зйомці сезонної заповищеності приземного шару повітря є динаміка зміни досліджуваного параметру в часі й пов'язана із цим проблема відтворюваності вимірювань, як і у випадку із часовою варіабельністю акустичних та інших динамічних параметрів урбоекосистем. Аналіз повторно відібраних з інтервалом 7-10 днів проб показав, що значення досліджуваного параметру в часі відрізняється на різних пікетах від 8% до 75%. З урахуванням значної складності прогнозу часової динаміки значення досліджуваного параметру на різних пікетах, при плануванні подібної зйомки є потреба проводити не менше трьох повторних спостережень протягом польового сезону. Дійсну мінімально необхідну кількість повторних спостережень треба встановлювати експериментально.

В умовах Івано-Франківська для непрямої індикації якості довкілля методом оцінки флюктууючої асиметрії листових пластинок, на підставі проведених спостережень, нами рекомендовано застосовувати листя дерев *Betula sp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Tilia sp.* Вказані засоби екологічної індикації трапляються на 36% пікетів, що не дозволяє проводити за ознакою флюктууючої асиметрії листя дерев екологічну зйомку території міста. Вказаний метод можна застосовувати для екологічного моніторингу урбоекосистеми тільки локально – на окремих ключових ділянках. Досліджувану ознаку вивчали на 35 ключових ділянках. Показник флюктууючої асиметрії листків дерев на окремих ключових ділянках змінюється із середнім значенням коефіцієнту варіації 100%. За таких умов, для не перевищення 30% похибки спостережень достатньо провести вимірювання 70-100 листків зібраних із 5-10 дерев.

Епіфітні лишайники на досліджуваній території можуть бути застосовані в якості біогеохімічних планшетів для кількісної оцінки атмосферних випадань, також для непрямої оцінки якості атмосферного повітря, наприклад, через обчислення індексу полеотолерантності. Щільність мереж спостереження для обох видів ліхеноіндикаційної зйомки залежить, як від трапляння видів-форофітів, так і епіфітних лишайників. Екометричні параметри покриття Івано-Франківська епіфітними листуватими лишайниками досліджено на 278 пікетах. Лишайники спостерігали на foroфітах видів, що наведено в таблиці (за виключенням *Betula sp.*). Вивчали розповсюдження видів *Parmelia sulcata* Th. Tayl., *Physcia stellaris* (L.) Nyl., *Phaeophyscia aricularis*, *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr., що є взаємозамінними при проведенні екологічної індикації [1]. В умовах лишайникової пустелі перебуває 1% обстежених пікетів, на інших – лишайники зустрічаються в середньому на 81% стовбурів дерев із коефіцієнтом варіації 22%. Такі параметри покриття урбоекосистеми епіфітними листуватими лишайниками забезпечують площу комірки мережі ліхеноіндикаційних спостережень, з урахуванням частоти трапляння foroфітів, – 80 м². й можливість проведення зйомки в мірілі 1:10000.

Висновки

Наведені дані показали потребу планування мереж екологічної зйомки з урахуванням меж невизначеності та варіабельності, що зумовлені такими факторами, як фізичні, хімічні та біологічні властивості досліджуваних параметрів, стан довкілля, метрологічні характеристики засобів вимірювання. На етапі планування зйомки необхідно експериментально встановити параметри названих факторів. Основний вплив на формування мережі спостережень має трапляння засобу індикації або умов для проведення спостережень на досліджуваній території та розмір пікету, що забезпечує проведення зйомки із заданою точністю. Специфічним показником динамічних протягом польового сезону параметрам урбоекосистеми є

повторюваність зйомки, яка не може бути менше трьох разової. Дійсна кількість повторних спостережень встановлюється експериментально для окремих видів зйомки на етапі планування робіт. За ознакою мірила, що передбачає щільність покриття території мережею спостережень, екологічну зйомку урбоєкосистем умовно можна розділити на детальну – від 1:500 до 1:5000, загальну – від 1:5000 до 1:10000, оглядову – більше 1:10000 (переважно, 1:25000). Більшість видів екологічної зйомки, особливо ті, де застосовуються в якості засобів вища рослинність можуть бути реалізовані в мірилі від 1:5000 й дрібніше.

Література

1. Ганжа Д. Д. Індикаційно-діагностична оцінка поверхневого забруднення суходольних біогеоценозів (на прикладі Запорізької, Івано-Франківської областей та зони відчуження Чорнобильської АЕС) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біологічних наук : спец. 03.00.16 “Екологія”. – Дніпропетровськ, 2009. – 20 с.
2. Ганжа Д. Д. Калібрування накопичення атмосферних домішок корою дерев в різних умовах забруднення приземного шару повітря // – Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія – 2009. – №3 (40). – С. 67–72.
3. Ганжа Д. Д., Назаров О. Б., Сплюшної Б. М. Радіологічна зйомка територій в мірилі від 1:500 до 1:5000 // Проблеми безпеки атомних електростанцій. – Чорнобиль : Інститут безпеки атомних електростанцій НАН України, 2008. – Вип. 9. – С. 130–138.
4. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта / Доспехов Б. А.. – М. : Колос, 1965. – 736 с.
5. Івано-Франківськ. План міста масштаб 1:10000. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, 2003.
6. Применение Руководства по выражению неопределенности измерений. РМГ 43-2001 : Государственная система обеспечения единства измерений. Издание официальное. – Минск, ИПК, изд-во стандартов 2003. – 19 с.
7. Рулетки вимірювальні метталеві. Технічні умови (ГОСТ 7502–98, MOD) : ДСТУ 4179–2003. – К. : Держстандарт України 2003. (Національний стандарт України).

Стаття поступила в редакцію 18.02.2011. Стаття прийнята до друку 20.03.2011.

Ганжа Д. Д. – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Державного спеціалізованого підприємства з переробки та утилізації техногенних відходів “ТЕХНОЦЕНТР” (м. Чорнобиль).

Рецензент: доктор біологічних наук, професор, зав. кафедри біології та екології Прикарпатського університету імені Василя Стефаника Парпан В. І.

УДК 577.391+547.963.3+591.443

РАДІОГЕННІ ЗМІНИ ВМІСТУ РНК У СЕЛЕЗІНЦІ ЗА ОПРОМІНЕННЯ ТВАРИН

Л. Г. Петрина

Івано-Франківський національний медичний університет, кафедра медичної інформатики, медичної та біологічної фізики, e-mail: petryna_l@ukr.net

Експериментальні дослідження проводили на щурах-самцях лінії Вістар з початковою масою тіла 150-180 г. Одноразове опромінення тварин у дозах 0,2; 0,5; 1,0; 3,0; 5,0; 7,0 та 9,0 Гр проводили за потужності дози 0,1 Гр/хв. Вміст нуклеїнових кислот у селезінці визначали через 0,5; 1, 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30, 45, 60, 90, 120 діб після впливу. Контрольні обстеження проводили одночасно з кожною серією досліджу на тваринах відповідного віку. Результати експерименту показали, що під впливом γ -випромінювання вміст РНК у селезінці тварин змінювався залежно від функціонального стану організму і розвитку патологічного процесу. Динаміка маси селезінки і концентрація РНК після одноразового γ -опромінення в дозах 3,0-9,0 Гр свідчить про радіаційну депопуляцію органу і зростання в популяції спленоцитів клітин, збагачених РНК.

Ключові слова: γ -опромінення, доза, РНК у селезінці

Petryna L.G. Speed of change of RNK contents in a spleen of the radiation-exposed animals. Experimental researches were conducted on male rats of Vistar line with the initial mass of body 150-180 grams. Single irradiation of animals were conducted in doses of 0,2; 0,5; 1,0; 3,0; 5,0; 7,0 and 9,0 Gy with powers of a dose 0,1 Gy/min. The contents of nucleic acids in a spleen was detected in 0, 5, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30, 45, 60,