

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

**КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ**

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

**ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ І ГЛОБАЛЬНОГО
ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ**

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА та природокористування

**Збірник наукових праць
Заснований у 2008 р.**

ВИПУСК 12

Київ – 2013

УДК 502; 338

ББК 20.1я43

Е 45

Р е д а к ц і й н а к о л е г і я

Головні редактори

- **Волошкіна О.С.**, *д-р техн. наук, проф.*

- **Трофимчук О.М.**, *д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ*

Відповідальний секретар

- **Клімова І.В.**, *канд. техн. наук, доц.*

Ч л е н и к о л е г і ї:

Білявський Г.О.,

д-р геол.-мін. наук, проф.

Биченок М.М.,

д-р техн. наук

Вишва С.А.,

д-р геол. наук, проф.

Довгий С.О.,

д-р фіз.-мат. наук, проф., чл.-кор. НАНУ

Заграй Я.М.,

д-р хім. наук, проф.

Калюх Ю.І.,

д-р техн. наук, проф.

Качинський А.Б.,

д-р техн. наук, проф.

Коржнєв М.М.,

д-р геол.-мін. наук, проф.

Малкін Е.С.,

д-р техн. наук, проф.

Олійник О.Я.,

д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ

Павлишин В.І.,

д-р геол.-мін. наук, проф.

Рибаков Л.О.,

д-р техн. наук

Соботович Е.В.,

д-р геол.-мін. наук, проф., акад. НАНУ

Трофімович В.В.,

канд. техн. наук, проф.

Тугай А.М.,

д-р техн. наук, проф.

Удод В.М.,

д-р біол. наук, проф.

Шнюков С.Є.,

д-р геол. наук, проф.

Яковлєв Є.О.,

д-р техн. наук

Рекомендовано до друку Вченою радою

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
(протокол № 2 від 05.02.2013 р.)

Е45 Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору; редкол.: О.С. Волошкіна, О.М. Трофимчук (голов. ред.) [та ін.]. – К., 2013. – Вип. 12. – 198 с.: іл. – Бібліогр. в кінці ст.

УДК 502; 338

ISBN 978-966-2735-44-4

ББК 20.1я43

Свідоцтво про державну реєстрацію наукового збірника „Екологічна безпека та природокористування” серія КВ № 14146-3117Р від 27.05.2008 р.

Збірник включений до списку наукових фахових видань України (затверджено Постановами Президії ВАК України №1-05/3 від 14 квітня 2010 р. за напрямом «технічні науки» та № 1-05/8 від 22 грудня 2010 р. за напрямом «геологічні науки та екологічна безпека»).

Автори опублікованих матеріалів несуть відповідальність за добір і точність наведених цитат, формул, власних імен та інших відомостей.

Адреса редакції: 03186, Київ, Чоколівський бульв., 13

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
Тел. (044) 245-87-97

E-mail: itelua@kv.ukrtel.net

© КНУБА, 2013

© ІТГПІ, 2013

ISBN 978-966-2735-44-4

ЗМІСТ

Розділ 1. ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

В.Б. Мокін, А.Р. Ящолт, Є.М. Крижановський Новий метод оптимізації програм моніторингу управліннь водних ресурсів України з урахуванням вимог моніторингу стану вод та водокористування.....	5
В.В. Шаравара, Я.І. Мовчан Моніторингові дослідження та аналіз забруднення ґрунту в районі бойових стартових позицій балістичних ракет.....	14
В.І. Клименко Технологія захисту ґрунтів від негативного впливу автомобільного транспорту..	23
А.Д. Федоровский, А.Ю. Порущкевич, А.А. Чепыженко, В.Г. Якимчук Региональные алгоритмы исследования морских акваторий по данным космической съемки на примере Керченского пролива.....	33
Л.В. Жук, В.О. Васійчук, В.Є. Гончарук, С.І. Качан Проблема радонового ризику в екології.....	43

Розділ 2. ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТА БЕЗПЕКА ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

М.О. Попов, І.Д. Семко Оцінювання характеристик зелених насаджень з використанням засобів дистанційного зондування Землі.....	51
<u>В.О. Терновцев</u> , О.В. Зоря, О.В. Терновцев Використання гідроксилапатиту, модифікованого гідроокисульфатом та гідрооксихлоридом алюмінію, для очистки води від фтору.....	63
С.В. Телима, Я.А. Тугай, Є.О. Олійник, Г.В. Майстренко Розрахунок берегового променевого водозабору при боковому фільтраційному потоці.....	70
В.С. Жукова, Л.А. Саблій Вплив розміщення системи аерації на ефективність очищення стічних вод у біореакторах.....	83
В.М. Корбутяк, М.В. Корбутяк, О.Н. Кафтан Використання даних гідроморфологічних обстежень русел річок Українських Карпат для розрахунку зливових паводків.....	89
Г.С. Маслун Дослідно-виробнича апробація теоретичних розрахунків кисневого режиму при доочистці стічних вод фільтруванням.....	98

ЗМІСТ

Розділ 3. НАУКОВО-ТЕХНОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ІНТЕЛЕКТУАЛЬНІ РЕСУРСИ

И.Н. Симонов, В.В. Трофимович Формы движения живой материи как предмет фундаментальных исследований в экологии.....	114
Д.В. Стефанишин Імовірнісний аналіз водоутримуючої здатності екрану верхового басейну Дністровської ГАЕС за даними геотехнічного контролю.....	123
А.В. Кузьмін, Л.Д. Греков, В.В. Оноцький Автоматизація процедури усунення міжканальних геометричних деформацій зображень, отриманих знімальною апаратурою супутника «Січ-2».....	133
В.А. Васянин, А.Н. Трофимчук Линейные целочисленные модели распределения потоков в задачах проектирования и анализа многопродуктовых коммуникационных сетей.....	147
О.Є. Стрижак Засоби онтологічної інтеграції і супроводу розподілених просторових та семантичних інформаційних ресурсів.....	166
В.М. Триснюк Комплексний аналіз екологічної безпеки регіону на основі статистичної обробки та сучасних ГІС-технологій.....	178
В.Ю. Вишняков Тематична онтологія процесів застосування даних дистанційного зондування для моніторингу Землі з космосу.....	188
До відома авторів.....	196

Розділ 1. Екологічна безпека

УДК 004.65+519.6

© В.Б. Мокін, д-р техн. наук, проф.;

А.Р. Ящолт, канд. техн. наук, доцент;

Є.М. Крижановський, канд. техн. наук, доцент

Вінницький національний технічний університет, м. Вінниця

НОВИЙ МЕТОД ОПТИМІЗАЦІЇ ПРОГРАМ МОНІТОРИНГУ УПРАВЛІНЬ ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ З УРАХУВАННЯМ ВИМОГ МОНІТОРИНГУ СТАНУ ВОД ТА ВОДОКОРИСТУВАННЯ

Запропоновано наукові та практичні засади оптимізації програм моніторингу якості вод басейнових управлінь водних ресурсів України із забезпеченням максимуму інформації щодо впливу процесу водокористування на якість цих вод за мінімальні кошти.

Ключові слова: якість води, моніторинг поверхневих вод, стічні та зворотні води

Постановка задачі

Моніторинг стану вод суші та вмісту забруднювальних речовин у водних об'єктах здійснюють 6 суб'єктів моніторингу: МНС (Державна гідрометеорологічна служба), Мін-природи (Державна екологічна інспекція, Державна служба геології та надр), МОЗ (санітарно-епідеміологічна служба), Мінагрополітики та продовольства, Мінжитлокомунгосп, Держводагенство України та їх органи на місцях.

За даними Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 році мережею спостережень охоплено понад 170 річок та водосховищ і більше як 20 озер – спостереження здійснюються на 3245 відомих постах. Крім того, постійний контроль за якістю зворотних вод, що надходять у водні об'єкти, виконують комунальні та промислові підприємства, які здійснюють очищення стічних вод. Державна гідрометеорологічна служба здійснює спостереження за гідрохімічним станом вод на 374 створах у 240 пунктах спостережень на 151 водному об'єкті. На цій мережі отримують дані з періодичністю відбору проб 4–12 разів на рік за 46 показниками і оцінюють хімічний склад, біогенні параметри та наявність зважених часток і органічних речовин, основних забруднювальних речовин та пестицидів. Державною гідрометеорологічною службою у 16 пунктах на 8 водних об'єктах проводяться спостереження за хронічною токсичністю води.

Державна екологічна інспекція має розгалужену мережу спостережень за станом поверхневих вод та контролю за скидами зворотних вод до природних водних об'єктів, яка складається з 1312 постів спостережень на всіх значущих водних об'єктах. Періодичність

проведення спостережень та відбір проб на постах обумовлюється програмою спостережень і здійснюється, в основному, 4–6 разів на рік. Кількість показників, що спостерігаються, становить від 25 до 60.

Моніторинг якості води за фізичними та хімічними показниками здійснюється на 507 створах, 72 водосховищах, 164 річках, 14 зрошувальних системах, 1 лимані та 5 каналах комплексного призначення згідно з відомчим регламентом в основному з періодичністю 4–8 разів на рік.

В останні роки в рамках міжнародних угод приділяється велика увага організації та веденню транскордонного моніторингу поверхневих вод. Для басейнів річок, особливо транскордонних, розробляються та впроваджуються плани управління річковими басейнами (ПУРБ) з урахуванням принципів інтегрованого управління водними ресурсами та рекомендацій Єврокомісії, головним чином, Водної Рамкової Директиви 2000/06/ЕС (ВРД) [1].

Однією з основних складових ПУРБ є програми моніторингу вод. Для поверхневих вод ці програми повинні охоплювати: об'єм і рівень потоку та екологічний і хімічний стан, а також екологічний потенціал водних об'єктів. ВРД вимагає для кожного басейну річки створити програму контрольного моніторингу (переважно для оцінювання довгострокових змін у водних об'єктах у непорушених умовах та змін, які виникають через широко розповсюджену антропогенну діяльність) і програму робочого моніторингу (переважно для об'єктів, що зазнають антропогенного тиску, але для яких є ризик щодо виконання для них екологічних цілей, які ставляться у ВРД) [2, 3]. У деяких випадках створюються програми дослідницького моніторингу (для об'єктів, де причина будь-яких перевищень невідома; для з'ясування розмірів та впливу аварійного забруднення; для об'єктів, для яких контрольний моніторинг показує, що екологічні цілі навряд чи будуть досягнуті, з метою виявлення причин такої ситуації).

Плани управління річковим басейном створюються для всіх великих річок України в межах, переважно, міжнародних проектів та програм. На жаль, сучасний стан якості та стану річок в Україні в багатьох місцях не є задовільним. Особливо це стосується ділянок річок, які постійно зазнають значного антропогенного впливу у вигляді скиду стічних і зворотних вод, а також тих, на які надходить природний стік із забруднених територій та сільськогосподарських полів і ділянок. Традиційно дана задача розв'язується без формалізованого підходу. Для формування такого роду програм використовувався лише один із двох критеріїв: або дані моніторингу якості поверхневих вод, або дані про водокористування промислових підприємств (2-ТП (водгосп)). Також слід зазначити, що під час формування такого роду програм є основне обмеження – вартість досліджень та засобів вимірювальної техніки (ЗВТ). Тому пропонується розробити метод оптимізації програм моніторингу управліннь водних ресурсів із забезпеченням максимуму інформації щодо впливу процесу водокористування на якість цих вод за мінімальні кошти з метою поліпшення якості поверхневих вод та приведення їх у відповідність до нормативів при здійсненні моніторингу якісного стану водних об'єктів та обліку використання вод.

Наукові засади методу

Для розробки нового методу та засобу оптимізації програм моніторингу управлінь водних ресурсів України пропонується приділити увагу не лише якості поверхневих вод України, а й порівняти з результатами забруднення у поверхневих водах, що фіксуються в статистичній звітності підприємств. Для розв'язання поставлених задач було побудовано єдину інформаційну модель даних моніторингу якості природних вод та статистичної звітності підприємств про водокористування підрозділів Держводагентства.

Було здійснено формалізацію ключових класів понять. Формалізація проводилася відповідно до підходів, запропонованих у роботах [4, 5]. Згідно з даними підходами ключові класи понять можна формалізувати наступним чином:

- інформаційна модель басейнових управлінь водними ресурсами (BUVR):

$$\text{BUVR} = [\text{id_BUVR}, \text{Name}], \quad (1)$$

де id_BUVR – ідентифікаційний код БУВР, Name – назва БУВР;

- інформаційна модель річок, на яких розташовані створи спостережень (R):

$$\text{R} = [\text{id_R}, \text{NameR}, \text{id_BUVR}], \quad (2)$$

де id_R – код річки в даному переліку, NameR – назва річки, id_BUVR – код БУВР, до якого відноситься річка;

- інформаційна модель створів спостереження Держводагентства України (S):

$$\text{S} = [\text{id_S}, \text{NameS}, \text{id_R}, \text{id_BUVR}, \text{L}], \quad (3)$$

де id_S – код створу, NameS – опис розташування, id_R – код річки, на якій розташований створ, id_BUVR – код басейну управління, L – відстань від гирла річки до створу;

- інформаційна модель річок, в які здійснюються скиди стічних вод, що фіксуються у звітності 2-ТП (водгосп) (R_2TP):

$$\text{R_2TP} = [\text{id_R_2TP}, \text{Name_R_2TP}, \text{id_R}], \quad (4)$$

де id_R_2TP – код річки в переліку 2-ТП (водгосп), Name_R_2TP – назва річки в даному переліку, id_R – код річки в переліку річок, на яких є створи;

- інформаційна модель скидів стічних вод (SK):

$$\text{SK} = [\text{id_SK}, \text{id_R_2TP}, \text{Name_SK}, \text{Q}, \text{L_SK}, (\text{id_f} \dots \text{Value}), \text{year}], \quad (5)$$

де id_SK – код скиду, id_R_2TP – код річки, в яку здійснюється скид, Name_SK – назва скиду, Q – кількість скинутих стічних вод, id_f – код показника за переліком 2-ТП (водгосп), Value – значення показника, визначене в місці скиду, year – рік звітності;

- інформаційна модель показників якості вод згідно з 2-ТП (водгосп):

$$F = [id_F, Name_F, od_V], \quad (6)$$

де id_F - код в даному переліку, $Name_F$ – назва, od_V – одиниці вимірювання;

- інформаційна модель результатів моніторингу у створах (Mon):

$$Mon = [id_S, id_F, data, Val], \quad (7)$$

де id_S – код створу, id_F – код показника згідно з програмою моніторингу, $data$ – дата спостережень, Val – значення.

Пропонується здійснити формалізацію вибору даних для комплексної обробки наступним чином [4]:

$$Rez = Select (T_1[Par_1, Par_2...], T_2[Par_1, Par_2...], \dots; \Omega_1, \Omega_2, \dots), \quad (8)$$

де Rez – результат вибору даних, T_1, T_2 – таблиці, з яких необхідно здійснити вибір даних, Par_1, Par_2 – параметри (поля таблиць), Ω_1, Ω_2 – умови вибору даних.

Запишемо критерії вибору даних згідно з даною формалізацією для вибору даних моніторингу та даних спостережень у місцях скидів за обраним створом та скидами стічних вод, розташованих, наприклад, не вище 10 км від місця розташування створу спостереження Держводагентства за 2010 р.:

```
Rez = Select (Mon [id_S, id_F, data, Val],  
SK [Name_SK, Q, L_sk, id_F, Value, year],  
S [id_S, NameS, id_R, id_BUVR, L],  
BUVR [id_BUVR, Name], R [id_R, Name_R, id_BUVR],  
R_2TP [id_R_2TP, Name_R_2TP, id_R],  
f [id_f, Name_f, id_F], F [id_F, Name_F],  
Mon [id_S]=S[id_S], Mon [id_F]=F[id_F],  
Sk [id_f]=f [id_f], S [id_R]=R [id_R],  
S [id_BUVR] = BUVR [id_BUVR], R_2TP [id_R]= R [id_R],  
SK [year]=2010, Mon [data]=year(2010), SK [L_SK]≤ S[L]+10)
```

Приклад схеми аналізу даних моніторингу якості природних вод та статистичної звітності підприємств щодо їх водокористування наведено на рис. 1.

Як видно з рис. 1, у створах моніторингу якості стану поверхневих вод проводиться вимірювання показників якості води. Показники встановлюються згідно з програмою моніторингу поверхневих вод. У цей перелік входять як показники для природних вод, так і показники для вод, які скидаються промисловими підприємствами в природні об'єкти.

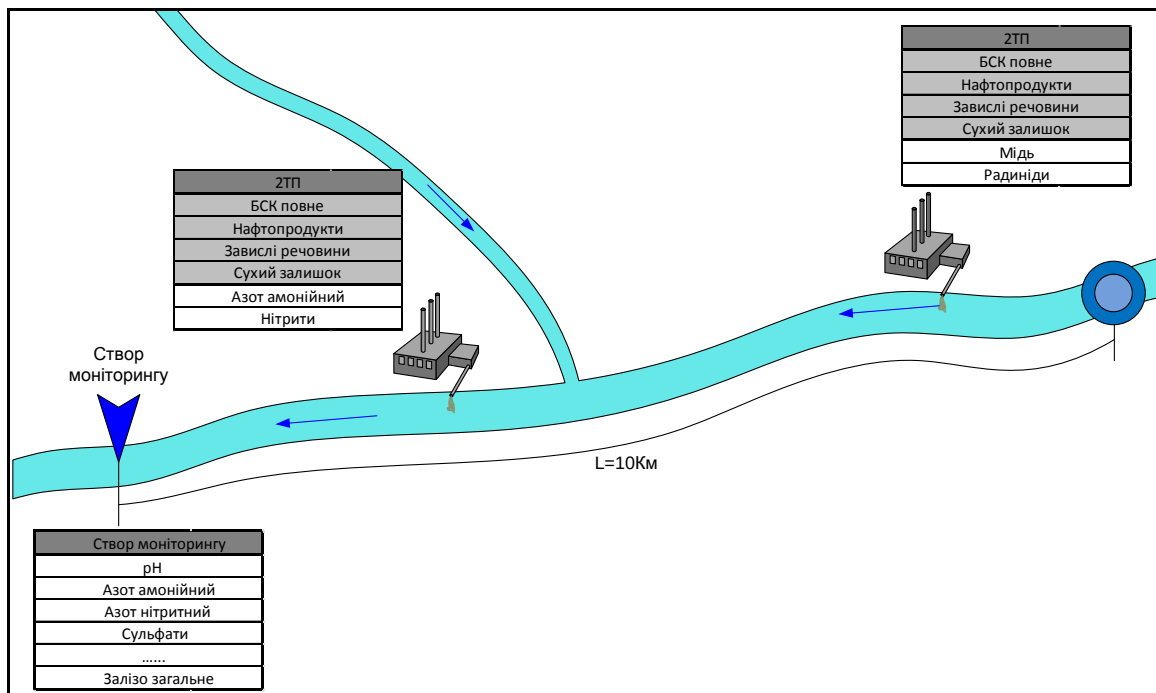


Рис. 1 - Ділянка річки, де проводиться моніторинг поверхневих вод

Тому для оптимізації моніторингової мережі на основі порівняння даних моніторингу якості природних вод та статистичної звітності підприємств про водокористування варто врахувати наступні ситуації:

1. Коли скиди вод є, а моніторинг якості вод у річці нижче за течією від скиду не ведеться.
2. Коли скиди вод є, але не ведеться моніторинг їх якості.
3. Коли моніторинг ведеться щодо забруднювальних речовин, які вище за течією вже ніхто не скидає.
4. Коли є і скиди вод вище за течією, і моніторинг якості води у річці, але моніторинг цієї якості ведеться не за всіма тими показниками, щодо яких є звітність і можливі перевищення по скидах вод.

Мінімізація появи цих чотирьох ситуацій пропонується як основний критерій оптимізації моніторингової мережі на основі порівняння даних моніторингу якості природних вод та статистичної звітності підприємств про водокористування.

Було зібрано та систематизовано дані (за участю лабораторій моніторингу вод та ґрунтів БУВР) щодо приладово-технічної бази лабораторій моніторингу вод та ґрунтів БУВР та характеру забруднень, що мають визначатися Держводагентством при здійсненні моніторингу якісного стану водних об'єктів та обліку використання вод.

На прикладі даних БУВР річки Південний Буг було розроблено теоретичні основи та концепцію оцінювання відповідності метрологічного забезпечення лабораторій моніторингу вод та ґрунтів БУВР потребам моніторингу довкілля. Для аналізу використовувалися дані статистичної звітності за формою 2-ТП (водгосп) та дані якості поверхневих вод у створі-

рах моніторингу. Проаналізувавши зібрані дані, було виявлено два можливих варіанти аналізу даних.

Перший варіант аналізу полягає у тому, що порівнюються показники якості води, які вимірюються у створі спостереження, з тими показниками, які міряються у стічних водах підприємств. При цьому виявляються такі, які скидаються підприємствами, а не вимірюються у створі. У такому випадку розробляються рекомендації щодо включення даних показників у список вимірювань у заданому створі.

Другий варіант зворотний до попереднього. Аналіз полягає у тому, що порівнюють показники, які вимірюються у стічних водах підприємств, із показниками якості води, які вимірюються у створі спостереження. При цьому виявляються такі, які вже не скидаються підприємствами, а все ще вимірюються у створі. У такому випадку розробляють рекомендації щодо вилучення даних показників зі списку вимірювань у заданому створі.

Алгоритм реалізації та практична апробація методу

Для аналізу першої ситуації пропонується наступний алгоритм дій (рис. 1):

1. Обрати створ спостереження за якістю поверхневих вод.
2. Обрати відстань від створу вище за течією річки, на якій потрібно провести аналіз.
3. На заданій відстані відібрати всі підприємства, які розташовані вище створу за течією річки та здійснюють скид стічних вод.
4. Провести порівняння показників якості води, які вимірюються у створі спостереження, з тими показниками, які міряються у стічних водах підприємств.
5. Виявити невідповідність або неузгодженість вимірювання показників.
6. У випадках, коли підприємство скидає показники, які не вимірюються у моніторинговому створі потрібно:
 - 6.1. Перевірити, чи атестована лабораторія, яка проводить аналіз проб із даного створу на вимірювання даного показника.
 - 6.2. Перевірити, чи лабораторія має відповідні засоби вимірювальної техніки для вимірювання даного показника.
7. Провести аналіз річок, на яких здійснюється скид стічних вод, але немає створів спостереження за якістю вод. Для даного аналізу основними критеріями відбору є кількість випусків на даній ділянці річки та обсяги цих скидів.
8. Провести аналіз списків виявлених показників та річок і розробити рекомендації щодо удосконалення програм моніторингу.

Для аналізу зворотної задачі пропонується наступний алгоритм дій:

1. Обрати створ спостереження за якістю поверхневих вод.
2. Обрати відстань від створу вище за течією річки, на якій потрібно провести аналіз.
3. На заданій відстані відібрати усі підприємства, які розташовані вище створу за течією річки та здійснюють скид стічних вод.

4. Провести порівняння показників якості води, які вимірюються у створі спостереження, з тими показниками, які міряються у стічних водах підприємств.
5. Виявити невідповідність або неузгодженість вимірювання показників.
6. У випадках, коли підприємство скидає, окрім стандартних забруднювальних речовин (БСК_П, нафтопродукти, завислі речовини, сухий залишок), й інші забруднювальні речовини, потрібно зробити узгодження з тими показниками, які вимірюються у моніторинговому створі.
7. Виявити перелік показників, за якими отримано нульові значення.
8. Провести аналіз списків виявлених показників та розробити рекомендації щодо удосконалення програм моніторингу.

Під час аналізу слід постійно перевіряти ідентичність показників у 2-ТП (водгосп) і за мониторингом якості води у річці та достовірність цих даних.

Розробка та впровадження запропонованих наукових засад оцінювання дозволить виявити: які показники мають вимірюватись у відповідних пунктах контролю;

доцільність організації додаткових постів спостереження;

яке обладнання першочергово необхідно придбати для лабораторій моніторингу вод та ґрунтів;

на які показники і методики варто додатково розширити їх галузь атестації.

Для запропонованих наукових засад розроблено спеціальне програмне забезпечення, яке реалізує запропоновані теоретичні основи оцінювання відповідності метрологічного забезпечення лабораторій моніторингу вод та ґрунтів БУВР потребам моніторингу довкілля. На рис. 2 наведено результати вибору даних.

Результати вибору даних моніторингу та спецводокористування									
Дані моніторингу Переглянути діаграму									
№	Назва посту	Річка	Відстань	Рік	Показник	Усереднений результат			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	% насич. О ₂	0			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Cs-137	0			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	K+Na	19,89			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Амоній-іон	0,315			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	АПАР	0,015			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Біохімічне споживання	2,94			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	БСК-5	2,21			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Водневий показник	8,2			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Гідрокарбонати	247,05			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Жорсткість	4,7			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Завислі речовини	17,65			
15	Гайворонське водосховище, м.Гайворон	Південний Буг	316	2010	Завислі речовини	0,115			
Дані спецводокористування									
Відста	Річка	Рік	Підприємство	БСК	Нафтопродукти	Завислі речов	сухий залишок	Показник	Значення
0320	Південний Буг	2010		0	0	0	0		0
0320	Південний Буг	2010		0,1	1,6	0,5	21,5	Фосфати	24,2 С
0321	Південний Буг	2010		1,5	5,1	1,6	103,5	Хлориди	12,3 С
0321	Південний Буг	2010		0,1	0,3	0,1	5,1	Хлориди	0,6 С
0320	Південний Буг	2010		0,9	1,1	0,3	13,8	Хлориди	1,9 С

Рис. 2 - Перегляд результатів вибору даних

У звіті, сформованому за результатами комплексної обробки даних, наводиться повний перелік показників, за якими проводилися спостереження в місцях скидів стічних вод, розташованих на заданій відстані вище обраного створу, а також вказується, чи вимірювали-

ся ці показники у даному створі («+» – спостереження за даним показником проводились; пуста комірка, яка зафарбована червоним кольором – спостереження не проводились) (рис. 3).

Результати аналізу по заданому створі	
Створ: Гайворонське водосховище, м.Гайворон	
Показник	Чи вимірюється у створі
Сульфати	+
Залізо	+
Фосфати	+
Фосфати	+
Азот амонійний	+
Залізо	+
Хлориди	
Хром 6+	+
Цинк	+
Сульфати	+
Нітрати	+
Сульфати	+
Свинець	
Хлориди	
Хлориди	
Нітрати	+
Мідь	+
Нітрати	+
Нітриди	+

Показники, що мають нульові значення протягом року:	
Показник	Середнє значення
% насич. О2	0
Cs-137	0
Кадмій	0
Марганець	0
Нафтопродукти	0
Нікель	0
СО3-2	0
Стронцій	0
Хром (III)	0

Рис. 3 - Приклад звітів за результатами комплексної обробки даних

Розроблено рекомендації щодо оптимізації програм спостережень та вимірювально-приладової бази лабораторій моніторингу вод та ґрунтів БУВР на основі аналізу їх відповідності для БУВР р. Південний Буг, Деснянського БУВР, Дністровсько-Прутського БУВР, Дунайського БУВР, БУВР Тиси, Західно-Бузького БУВР, Сіверсько-Донецького БУВР.

Усі розроблені рекомендації передано в Управління водних ресурсів Державного агентства водних ресурсів України. Розроблені рекомендації щодо оптимізації програм спостережень та вимірювально-приладової бази лабораторій моніторингу вод та ґрунтів БУВР р. Південний Буг доповідались та увійшли у рішення Басейнової ради Південного Бугу (протокол № 4 від 26 листопада 2011 р.) та рішення Науково-технічної ради при ній (протокол № 4 від 17 листопада 2011 р.).

Висновки

Таким чином, у статті запропоновано новий метод оптимізації програм моніторингу управління водних ресурсів з метою поліпшення якості поверхневих вод, який відрізняється від існуючих комплексністю, що дозволить отримувати більше актуальної інформації за

менші кошти. Розроблено спеціальне програмне забезпечення, яке дозволяє провести оптимізацію програм моніторингу з урахуванням забруднення у поверхневих водах, що фіксуються в статистичній звітності підприємств. Даний метод та програмне забезпечення успішно апробовано на даних БУВР р. Південний Буг, Деснянського БУВР, Дністровсько-Прутського БУВР, Дунайського БУВР, БУВР Тиси, Західно-Бузького БУВР, Сіверсько-Донецького БУВР та впроваджено в Управлінні водних ресурсів Державного агентства водних ресурсів України.

Список використаної літератури

1. Водна Рамкова Директива 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. — К. : RODECOVERSeau, 2006. — 244 с.
2. Нормативний документ «Методичні рекомендації з підготовки регіональних та загальнодержавної програм моніторингу довкілля» / [Варламов Є. М., Катриченко Г. М., Юрченко Л. Л., та ін.]. — К. : Мінекоресурсів, 2001. — 37 с.
3. РД 211.0.8.107-05 «Методичні рекомендації з питань створення систем моніторингу довкілля регіонального рівня» / Варламов Є. М., Юрченко Л. Л., Катриченко Г. М., Єрмоленко Ю. В. — К.: Мінприроди, 2005. - 35 с.
4. Інформаційна технологія проектування систем обробки даних спостережень якості вод: монографія / В. Б. Мокін, А. Р. Ящолт, М. П. Боцула. — Вінниця : ВНТУ, 2010. — 203 с.
5. Інформаційна технологія інтегрування математичних моделей у геоінформаційні системи моніторингу поверхневих вод : монографія / В. Б. Мокін, Є. М. Крижановський, М. П. Боцула. — Вінниця : ВНТУ, 2011 — 152 с.

Стаття надійшла до редакції 02.11.12 українською мовою

© В.Б. Мокин, А.Р. Ящолт, Е.М. Крыжановский

Новый метод оптимизации программ мониторинга управлений водных ресурсов Украины с учетом требований мониторинга состояния вод и водопользования

Предложены научные и практические основы оптимизации программ мониторинга качества вод бассейновых управлений водных ресурсов Украины с обеспечением максимума информации о влиянии процесса водопользования на качество этих вод минимальными средствами.

© V.B. Mokin, A.R. Yashcholt, E.M. Kryzhanovsky

A new method of optimizing programs for monitoring water resources management in Ukraine with due consideration of requirements of water state and water use

Scientific and practical principles of optimization of the monitoring programs of waters quality of basin departments of water resources management of Ukraine are offered with providing of an information maximum on influence of water usage process on quality of these waters for minimum money.

УДК 502.521:623.467.7

© В.В. Шаравара, аспірант;
Я.І. Мовчан, д-р біол. наук, проф.

Інститут екологічної безпеки Національного авіаційного університету, м. Київ

МОНІТОРИНГОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА АНАЛІЗ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТУ В РАЙОНІ БОЙОВИХ СТАРТОВИХ ПОЗИЦІЙ БАЛІСТИЧНИХ РАКЕТ

Представлено результати експериментальної та аналітичної оцінки забруднення ґрунту на основі екологічного обстеження території колишньої бойової стартової позиції балістичних ракет Р-12У. Показана динаміка розповсюдження забруднювачів у ґрунтовому горизонті і проаналізовані причини виникнення негативних наслідків.

Ключові слова: забруднення ґрунту, стартові позиції балістичних ракет, концентрації важких металів

Постановка проблеми. Військова діяльність і дотримання заходів екологічної безпеки тривалий час мали розрізнений характер, подібні тенденції залишаються і сьогодні. Перешкоди у здійсненні узгоджених дій у сфері охорони довкілля та веденні військової справи криються за політичними, економічними, ідеологічними, культурними мотивами. З часів здобуття Україною незалежності відбулись певні позитивні зрушення у вирішенні подібних проблем, та чимала їх кількість нагромадилась, потребує детального вивчення, аналізу і невідкладного вирішення. Відомою органам влади і представникам громадськості є проблема реабілітації територій ракетних військ стратегічного призначення (РВСП) та утилізації залишків компонентів ракетного палива. Зокрема, загрозу несуть в собі ділянки територій колишніх бойових стартових позицій (БСП) і місця зберігання ракетного пального та окислювачів, значна кількість яких розташована в межах Хмельницької області. Зазначені військові об'єкти, що виведені з експлуатації – джерело забруднення навколишнього природного середовища токсичними компонентами ракетного палива, оскільки під час їх ліквідації не завжди було дотримано відповідних заходів екологічної безпеки щодо захисту довкілля і населення [2, 5, 8, 9].

Таким чином, для гарантування безпеки довкілля та своєчасного реагування на виникнення надзвичайних ситуацій є необхідним проведення комплексних екологічних досліджень територій, де розташовані подібні військові об'єкти з метою визначення їх фактичного стану, здійснення на них моніторингу до моменту повної ліквідації та проведення рекультивативних робіт на цих територіях.

Об'єкт і методика проведення досліджень. Дослідження проводились навесні 2012 року на території Бахматовецької сільської ради Хмельницького району Хмельницької обла-

сті (рис. 1), яка розташована в межах однієї орографічної області – Подільської височини – значно піднятої (до 350...450 м над рівнем моря) і глибоко розчленованої рівнини, вкритої лесовими суглинками [6].

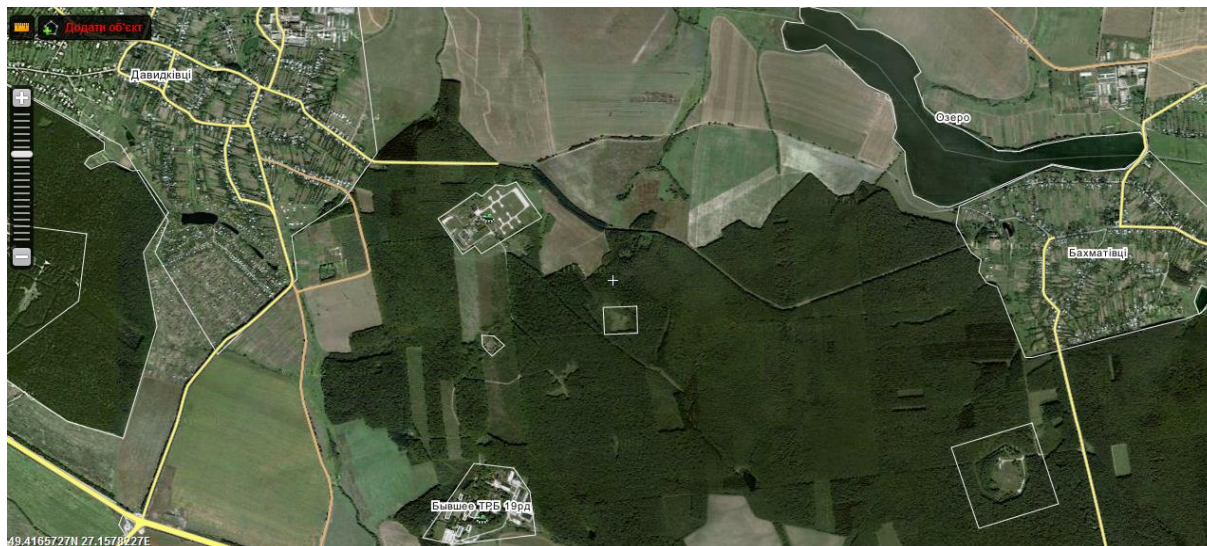


Рис. 1 - Територія досліджень (супутниковий знімок)

Досліджувана територія знаходиться в смузі атлантико-континентального клімату, характерними рисами якого є: значна кількість опадів, що перевищує на більшості території 550 мм за рік; помірні річні амплітуди температур повітря; м'яка зима (середня температура мінус 4...5°) з частими відлигами і нестійкими сніговим покривом; помірно тепле літо з достатньою кількістю опадів під час вегетаційного періоду, без стійких посух і суховіїв [6].

Різноманітність геолого-геоморфологічних і кліматичних умов обумовили різноманітність природної рослинності. На описуваній території основним типом є грабово-дубові і дубово-грабові ліси. Невеликий відсоток території займають природні луки, оскільки більшість із них перетворені на орні землі [6].

Ландшафт досліджуваної території є північно-подільським видом лучно-степового типу (за К.І.Геренчуком), представлений плоскими рівнинами з лесовим покривом, зайнятими в минулому багатими злаково-різнотравними лучними степами на типових (глибоких) мало- і середньогумусних чорноземах. Переважаючими ґрунтами на сьогодні є чорноземи опідзолені і темно-сірі опідзолені легко- і середньосуглинисті.

Безпосереднім місцем досліджень виступила ділянка колишньої БСП 19-ї дивізії 43-ї армії РВСР, яка знаходиться в межах лісового масиву між селами Бахматівці і Давидківці (рис. 2).

На озброєнні даної БСП стояли балістичні ракети середньої дальності (БРСД) шахтного базування Р-12У (в класифікації НАТО – SS-4 “Sandal”). Для БРСД Р-12 (Р-12У) був сконструйований рідинний ракетний двигун РД-214 (8Д59), ракетне паливо якого становили компоненти – вуглеводневе пальне ТМ-185 (спеціальний сорт гасу) і окислювач АК-27И (суміш

27% азотного тетроксиду і 73% азотної кислоти). Для запуску використовувалось пускове пальне ТГ-02 (суміш технічних ізомерних ксилідинів і технічного триетиламіну) [3, 7, 8, 9].

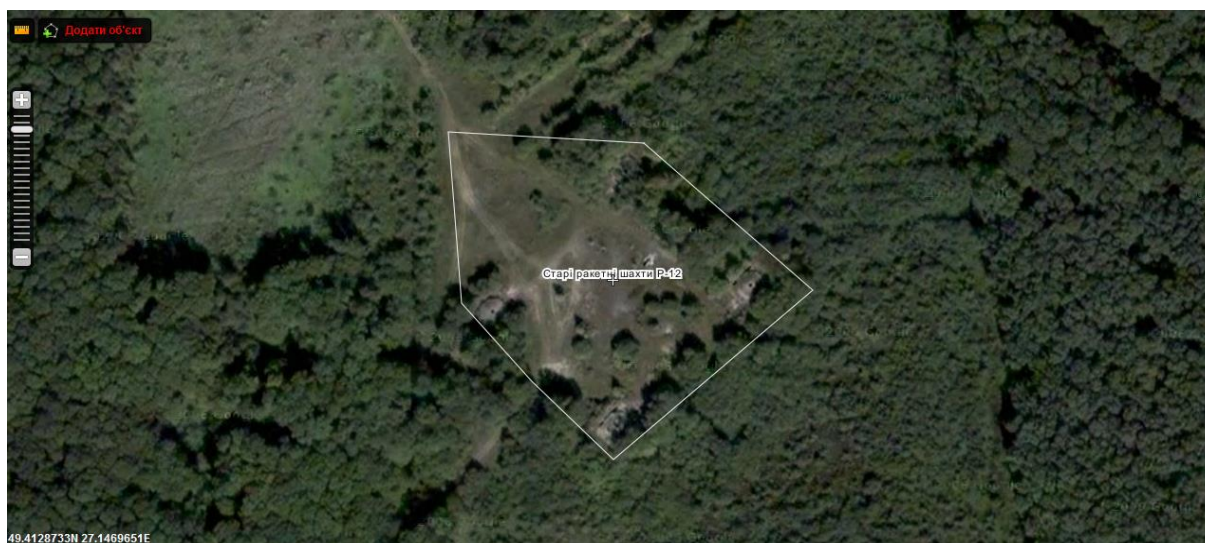


Рис. 2 - БСП балістичних ракет Р-12У (супутниковий знімок)

З метою маскування БСП і захисту ракет від знищення було розроблено груповий шахтний стартовий комплекс під назвою “Двіна”, до складу якого входили чотири шахтні пускові установки (ШПУ), розташовані по кутам прямокутника розміром 80х70 м (рис. 3, 4) [3, 7, 9].

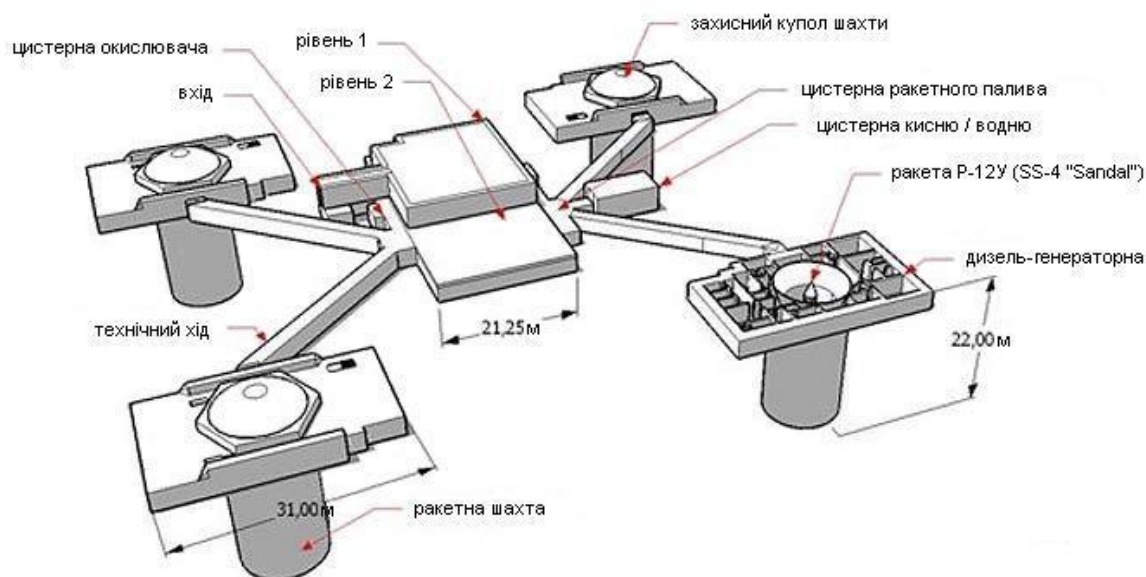


Рис. 3 - Груповий шахтний стартовий комплекс “Двіна” для ракети Р-12У

Першопочатковим завданням дослідження був відбір проб ґрунту з метою подальшого визначення у ньому вмісту важких металів та нітратів у лабораторних умовах. Зразки ґрунту відбирались на глибині 0...30 см і 31...60 см.



Рис. 4 - Колишня шахтна пускова установка ракети Р-12У

Маршрутні ходи для відбору індивідуальних проб, з яких складався змішаний зразок, намічались по діагоналі елементарної ділянки паралельно до однієї з її сторін, в даному випадку по осі, яка є паралельною довшій стороні, оскільки елементарна ділянка мала форму видовженого прямокутника (рис. 5) [1, 4, 10].

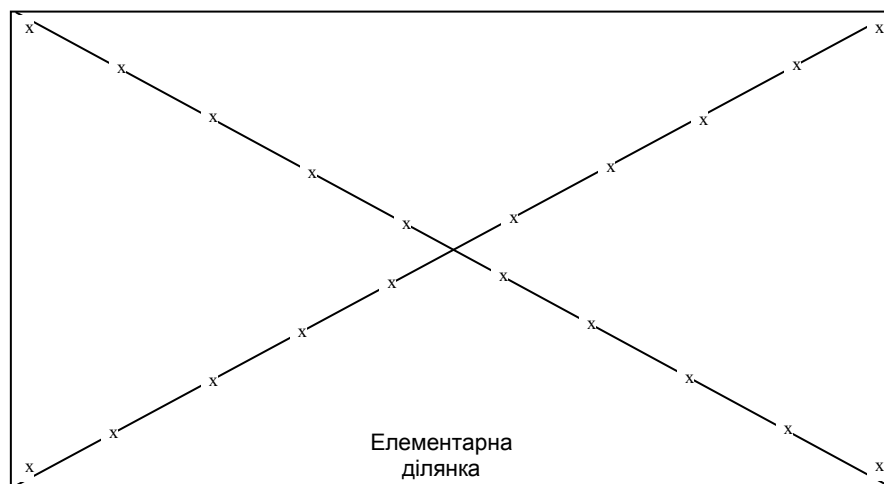


Рис. 5 - Схема відбору проб ґрунту: x – місце відбору проби (уколу)

Для складання змішаного зразка було виконано за маршрутом руху 20 уколів буром-тростиною. Ґрунт з буру після кожного уколу зсипався в поліетиленовий пакет (рис. 6). Індивідуальні проби старанно перемішувались і відбирався зразок ґрунту масою близько 0,5 кг. Змішаний зразок упаковувався і до нього додавалась етикетка із зазначенням основних відомостей про відібрану пробу [1, 4, 10].



Рис. 6 - Відбір проб ґрунту на території БСП

Результати моніторингових досліджень та їх аналіз. Відбір проб здійснювався з метою визначення вмісту у ґрунті важких металів та нітратів. Вміст важких металів у пробах ґрунту визначався методом атомно-абсорбційної спектрометрії, а вміст нітратів – іонметричним методом. Аналізи виконувались на базі лабораторій Хмельницького обласного державного проектно-технологічного центру охорони родючості ґрунтів та якості продукції.

На території колишнього військового об'єкту зафіксоване забруднення ґрунтового середовища важкими металами, що перевищують допустимі концентрації. Зокрема, зафіксований підвищений вміст міді (в 1,9 раза), кадмію (в 1,2 раза) та свинцю (в 1,3 раза) на глибині 0-30 см. Усі інші значення концентрацій забруднювачів знаходились в межах гранично допустимих.

Аналіз отриманих даних також дозволив прослідкувати ще одну негативну закономірність: рівні вмісту забруднювальних речовин як на глибині 0...30 см, так і на глибині 31-61 см значно вищі за їх фонові значення.

Уявлення про рівні забруднення на території колишньої БСП можна скласти за даними, що наведено в табл. 1.

Таблиця 1 – Вміст важких металів у ґрунті на території колишньої БСП

Глибина відбору проби, м	Вміст елемента, мг/кг					
	Cu	Zn	Co	Mn	Cd	Pb
0,00-0,30	5,86	20,25	2,08	86,7	0,71	7,80
0,31-0,60	1,46	14,3	1,50	93,9	0,35	4,96
Фонові проба 0,00-0,60	0,31	2,83	0,61	82,9	0,19	1,24
ГДК	3	23	5	140	0,6	6

Графічне порівняння отриманих результатів і допустимих норм вмісту речовин зображено на рис. 7.

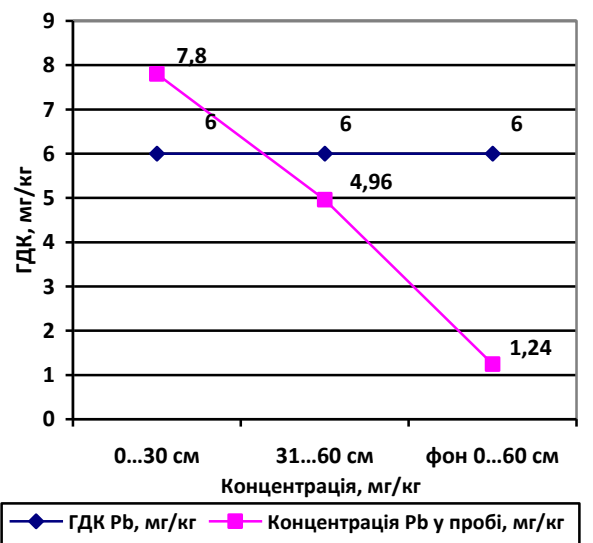
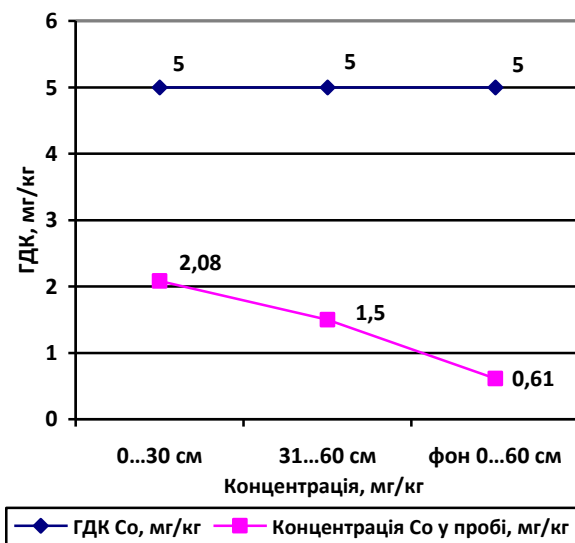
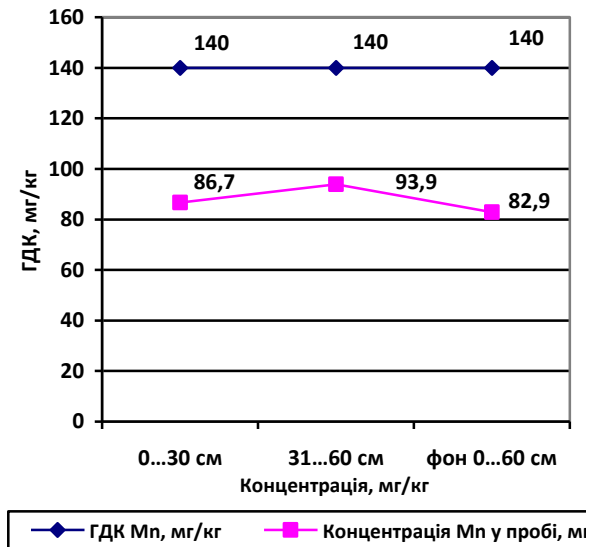
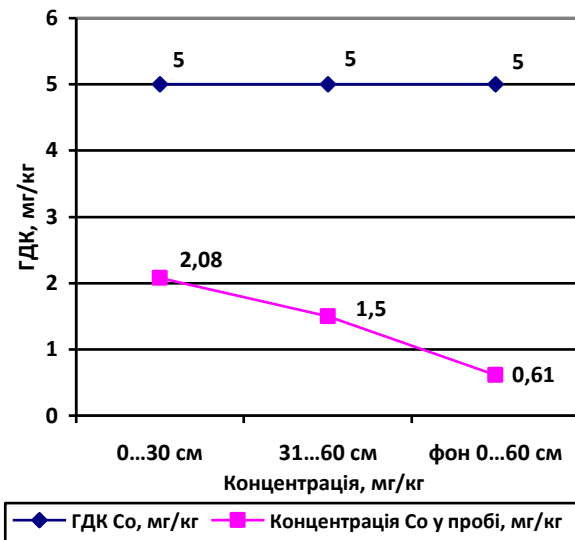
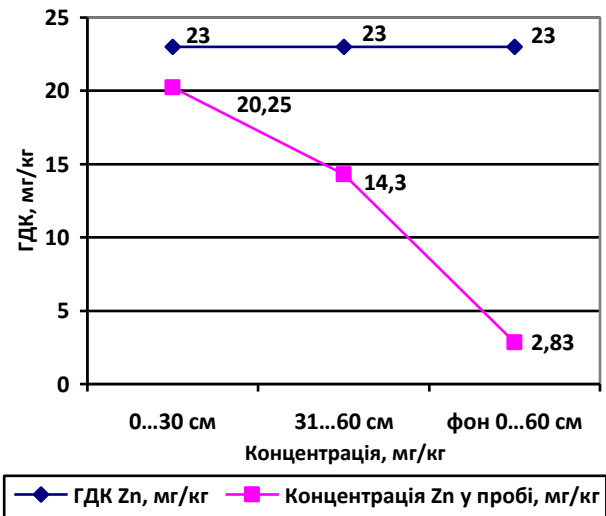
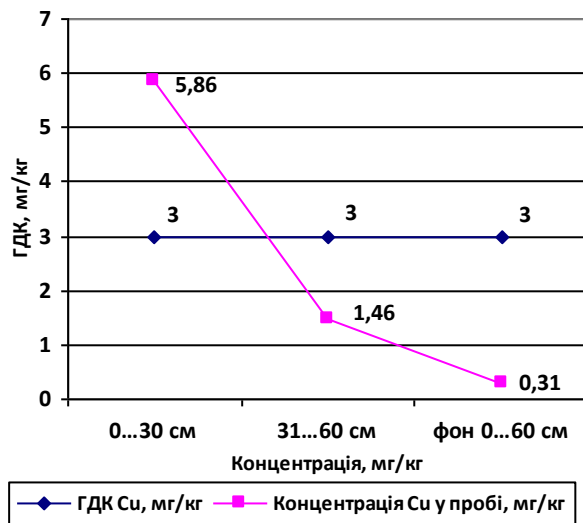


Рис. 7 - Рівні забруднення ґрунту важкими металами

Таке забруднення можна пов'язати виключно з техногенними факторами військового характеру, оскільки досліджуваний об'єкт розташований на території лісового масиву, сільськогосподарська та інша діяльність тут не здійснювались.

Про наявність продуктів розпаду компонентів ракетного палива на території БСП, де в ШПУ розміщувались рідкопаливні ракети, може свідчити присутність у значних концентраціях нітратів (NO_3). Як було зазначено вище, додатково визначались рівні вмісту у ґрунтовому середовищі цієї сполуки, отримані значення яких наведені в табл. 2.

Таблиця 2 – Вміст нітратів у ґрунтовому середовищі на території колишньої БСП

Глибина відбору проби, м	Концентрація нітратів (NO_3), мг/кг
0,00-0,30	4,40
0,31-0,60	3,50
Фонові проба 0,00-0,60	3,10
ГДК	134

За даними табл. 2 можна стверджувати, що ґрунт в межах БСП збіднений на вміст сполук азоту, що може бути пов'язано з виконанням заходів нейтралізації компонентів ракетного палива при його розливах та рекультивативі досліджуваної території. Графічне відображення отриманих результатів наведено на рис. 8.

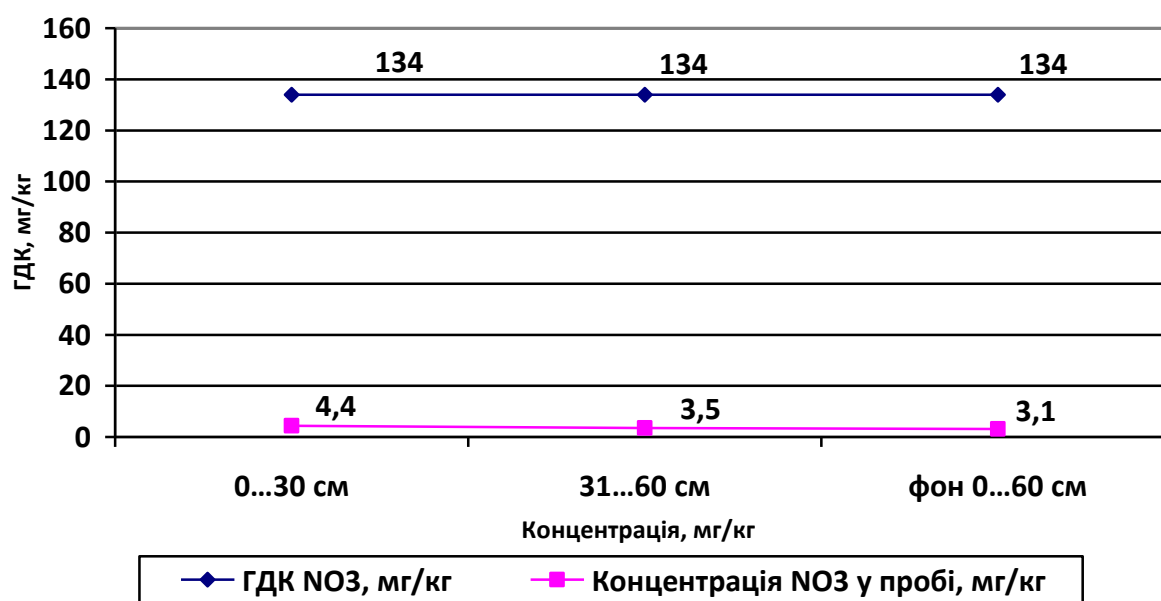


Рис. 8 - Рівні вмісту нітратів у ґрунті

Висновки. Забруднення ґрунтового покриву важкими металами неминує призводить до забруднення ними рослин і води в процесі кругообігу ксенобіотиків у навколишньому середовищі. Тому подальшим напрямком досліджень може бути визначення вмісту аналізованих елементів у рослинних зразках на встановлення вмісту цих же забруднювачів.

Узагальнений аналіз свідчить, що досліджувана територія становить підвищену екологічну небезпеку, оскільки наразі вона відкрита для вільного доступу і несе реальну загрозу для мешканців сусідніх населених пунктів та інших відвідувачів лісового масиву.

Список використаної літератури

1. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа.
2. Виговська Т. В. Екологічний вплив ракетної техніки на довкілля Хмельниччини / Т. В. Виговська // Екологічний вісник. – 2006. – №1. – С. 18-20.
3. Дроговоз И. Г. Ракетные войска СССР / И. Г. Дроговоз. – Минск: Харвест, 2007. – 336 с.
4. Другов Ю.С. Пробоподготовка в экологическом анализе / Ю. С. Другов, А. А. Родин. – СПб.: “Анатолия”, 2002. – 755 с.
5. Надточій П. П. Проблеми реабілітації ґрунтово-земельних ресурсів Житомирської області, забруднених унаслідок військової діяльності / П. П. Надточій, Ю. А. Білявський, Т. М. Мислива, Ю. Б. Шмагала // Вісник ЖНАЕУ. – 2009. – №2. – С.14-32.
6. Природа Хмельницької області / Під ред. К. І. Геренчука. – Львів: Вища школа, 1980. – 152 с.
7. Стратегические ракетные комплексы наземного базирования. – М.: “Военный парад”, 2007. – 248 с.
8. Шаравара В. В. Екологічна небезпека компонентів ракетного палива / В. В. Шаравара // Планета – наш дом: Сб. ст. (Міжнародн. молод. научн. конф. г.Алчевск, 15 апреля 2011 г.) – Алчевск: ДонГТУ, 2011. – С.190-193.
9. Шаравара В. В. Екологічно небезпечні наслідки діяльності ракетних військ для довкілля Хмельницької області / В. В. Шаравара // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Географія. Спеціальний випуск. – Тернопіль: СМП “Тайп”. – 2012. – № 2 (випуск 32). – С. 101-108.
10. Шаравара В. В. Моніторинг забруднення ґрунтів на територіях колишніх об’єктів ракетних військ / В. В. Шаравара // Молодь у вирішенні екологічних та соціально-економічних проблем сьогодення: матеріали міжнародної конференції (м.Кам’янець-Подільський, 15-20 жовтня 2012 р.) / Інститут агроєкології і природокористування НААН, Подільський державний аграрно-технічний університет. – Кам’янець-Подільський: ПДАТУ, 2012. – С.100-102.

Стаття надійшла до редакції 17.01.13 українською мовою

© В.В. Шаравара, Я.И. Мовчан.

**Мониторинговые исследования и анализ загрязнения почвы в районе
боевых стартовых позиций баллистических ракет**

Представлены результаты экспериментальной и аналитической оценки загрязнения почвы на основе экологического обследования территории бывшей боевой стартовой позиции баллистических ракет Р-12У. Показана динамика распространения загрязнителей в почвенном горизонте и проанализированы причины возникновения негативных последствий.

© V.V. Sharavara, Y.I. Movchan

Monitoring studies and analysis of soil contamination in areas of ballistic missile launch sites

The results of experimental and analytical evaluation of soil contamination through environmental survey of the territory of the former military launcher ballistic missile SS-4 "Sandal". Shows the evolution of distribution of contaminants in the soil horizon and analyzed the causes of adverse effects.

УДК 504.062 + 528.8

© В.І. Клименко, канд. техн. наук, учений секретар

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

ТЕХНОЛОГІЯ ЗАХИСТУ ҐРУНТІВ ВІД НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ

Запропонована технологія дозволяє здійснювати оцінювання техногенного впливу геохімічного забруднення ґрунтів на дослідній території вздовж автомобільних доріг та створювати картографічні матеріали на основі використання космічних знімків високої роздільної здатності.

Ключові слова: забруднення ґрунту, лісозахисні смуги, космічні знімки, картографічні моделі

Земельні ресурси кожної держави значною мірою обумовлюють ступінь збалансованості економічних і соціальних складових умов її сталого розвитку, принципи якого задекларовані конференцією ООН з навколишнього середовища і розвитку в Ріо-де Жанейро у 1992 році. Конституцією України визначено, що земля є основним національним багатством, що перебуває під особливою охороною держави. За земельною площею Україна - друга країна Європи, а за якісним складом та біопродуктивністю ґрунтів – одна з найбагатших держав світу. Проте високий рівень господарського освоєння її території обумовлює інтенсивний вплив антропо- та техногенезу на земельні ресурси, склад і характер процесів, які тут протікають. Незбалансоване антропогенне навантаження на землі всіх категорій, визначених Земельним кодексом України, досягло рівня, за яким можливі катастрофічні наслідки не тільки для всієї системи природокористування, але і для соціальної сфери в цілому. Як свідчать статистичні дані, спостерігається стала тенденція погіршення якісного стану земельного фонду. Особливе занепокоєння викликає зростання в останні роки процесів техногенного забруднення земель, що обумовлює неможливість виробництва на них екологічно чистої продукції. Сучасний еколого – економічний стан земельних ресурсів переважної території України, на думку авторів проекту “Концепції загальнодержавної програми використання та охорони земель” [1], можна охарактеризувати як напружений, а подекуди кризовий, з тенденцією до погіршення.

Вірний вибір методів відбору, аналізу проб та статистичної обробки ґрунту є достатньо важливим. Задачі для динамічних компонентів природного середовища (транспортуючого забруднення) відрізняються від депонуючих (накопичувального забруднення). До перших відносяться атмосферне повітря, поверхневі та підземні води; до других – ґрунт, донні

відкладення, сніг, лід, глибинні підземні води (зона повільного водообміну), рослинні тканини. Різниця між цими компонентами має не стільки кількісний показник, скільки якісний характер. Вона обумовлена різними показниками, наслідком яких є:

- складна мінливість концентрацій у динамічних компонентах середовища та відносне накопичування в депонуючих;
- різна роль у біосфері, так як динамічні компоненти середовища є безпосередньо життєзабезпечувальними, тоді як депонуючі впливають на здоров'я людей та стан біоти в цілому більш чи менш опосередковано.

Депонуючі компоненти можуть характеризувати забруднення за весь період антропогенної дії (грунти, донні відкладення), за ряд років (кора, деревні тканини) чи один сезон (сніговий покрив, зелені рослинні тканини).

Внаслідок антропогенної дії на ґрунти шкідливі речовини зберігаються досить довго, утворюючи безпосередню загрозу населенню. Забруднення ґрунтів розглядаються у 2 аспектах:

- як самостійна екологічна проблема;
- як індикатор загального екологічного неблагополуччя території.

При першому аспекті проблема вивчається вибірково, там, де вірогідно є високий рівень тих чи інших специфічних речовин, як правило, високих класів небезпеки (радіонуклідів, пестицидів та ін.), та при масштабах від 1:10000 до 1:500, а в другому випадку охоплюються території міст та їх частин, іноді і регіонів, та проводяться роботи у великих та середніх масштабах (від 1:200000 до 1:10000) [2,3]. При моделюванні поширення забруднення від промислових викидів у роботі [4] використовувалася Лагранжова дисперсно-статистична модель переносу забруднювальних речовин. Модель враховує механізми, пов'язані з перенесенням забруднювальних речовин під дією вітру, процеси змін теплообміну і турбулентності атмосфери. Ця модель може бути корисною при оперативному контролі за якістю повітря у межах міста. Особливості забруднення ґрунтів при розміщенні промислових відходів та методичні підходи до економічної оцінки збитків від деградації земель розглядалися у різних працях [5], де визначаються основні положення методичних підходів, встановлюється ступінь деградації земель та порядок розрахунку розміру шкоди (збитків) від деградації земель.

Достатньо ефективним для визначення забруднення земель є використання у комплексі як стандартних методів оцінки, так і сучасних, таких як дистанційне зондування Землі з космосу. При дешифруванні за космічними знімками техногенного забруднення земель найбільш доцільним видається використання ознак, пов'язаних з варіаціями альбедо снігового покриву. Дійсно, в ряді багатьох чинників, які впливають на них, домінуючим є вміст акумульованого снігом техногенного пилу, який осаджується з атмосфери. Для картографування ареалів, в яких цей вміст перевищує фоновий рівень, залучались програмний комплекс ERDAS IMAGINE від Leica Geosystems GIS & Mapping і спеціалізована програма IMPROC. Засобами ERDAS IMAGINE виконувались окремі етапи первинної обробки космічних знімків, а також визначались межі кластерів «ліс» і «забудована територія» -

об'єкти, що маскують межі зон забруднення снігового покриву. Оконтурування останніх виконувалось алгоритмом програми IMPROC, який забезпечував реалізацію наступних етапів:

- 1 - формування доповнюючої структурної дешифрувальної ознаки;
- 2 - побудови двовимірної гістограми у просторі «яскравість-структурна ознака»;
- 3 - побудови розпізнаючого правила.

Доповнюючою структурною дешифрувальною ознакою була обрана величина модуля градієнта яскравості - G , яка визначається шляхом просторового диференціювання, тобто

обчисленням похідних $\frac{\partial F}{\partial x}$ та $\frac{\partial F}{\partial y}$, де F – яскравість зображення, застосуванням згортки з масками оператора Собела H_x та H_y :

$$H_x = \begin{pmatrix} -1 & 0 & 1 \\ -2 & 0 & 2 \\ -1 & 0 & 1 \end{pmatrix}; \quad H_y = \begin{pmatrix} 1 & 2 & 1 \\ 0 & 0 & 0 \\ -1 & -2 & -1 \end{pmatrix}.$$

Модуль градієнта G обчислюється як $G = \sqrt{\left(\frac{\partial F}{\partial x}\right)^2 + \left(\frac{\partial F}{\partial y}\right)^2}$.

Припускається, що для лісу величина G повинна бути нижче, ніж для забрудненого снігу, так як у межах лісових масивів яскравість зображення змінюється лише внаслідок флуктуацій, а в межах ділянок забрудненого снігового покриву повинно спостерігатися збільшення яскравості в залежності від ступеня віддалення від джерела забруднення до периферії забруднення [6].

Використовуючи описані вище інформаційні ресурси і програмно-алгоритмічні засоби в деяких районах території Київської області були ідентифіковані топографічні параметри ділянок снігового покриву з аномальними рівнями альбедо. Кожен знімок засобами геоінформаційних систем проектувався з вирівнюванням масштабів на відповідну ділянку електронної карти України, що давало змогу визначати реальні контури урбанізованих територій і лісових масивів як чинників, що маскують забруднення снігу техногенним пилом, а також географічні або прямокутні координати контурів ідентифікованих ареалів забруднення снігового покриву.

Ситуація із сталим забрудненням довкілля, що склалася у великих містах, має загрозливий стан. Близько 70-80% від загальноміських забруднень у м. Києві складають викиди автотранспорту. У 2001 році від загальної кількості забруднювальних викидів з 172,9 тис. т частка автотранспорту склала 145,2 тис. т, що сягає більше 80%. Найбільш забрудненими є ділянки вздовж автомагістралей та на великих перехрестях, де спостерігається перевищення ГДК двоокису азоту, бенз(а)пірену, свинцю та інших речовин. Внаслідок зрос-

тання автомобільного транспорту екологічна ситуація з кожним роком значно погіршується, лише за останні 10 років його кількість зросла у 2,5 рази [7].

Внаслідок використання транспортних засобів з відпрацьованими газами виділяються токсичні речовини, підвищується рівень шуму, відбувається забруднення ґрунтів та водойм внаслідок протікання пально-мастильних матеріалів, стікання води з вмістом нафтопродуктів, вапна та інших компонентів після миття машин, через випаровування палива з баку та карбюратора, важкими вуглеводнями при стиранні шин, а також утворюється пил та інші шкідливі речовини [8]. Природному середовищу завдаються суттєві збитки внаслідок негативної екологічної ситуації в транспортній системі. За різними даними, забруднення важкими металами (свинцем, хромом, нікелем та ін.) характерне для прилеглих територій вздовж доріг від 50 до 200 метрів. На цих землях вміст важких металів перевищує ГДК в кілька разів, і тому такі землі є непридатними для випасу худоби, заготівлі сіна та для вирощування сільськогосподарської продукції [7].

При проходженні 15 тис. км один автомобіль викидає 3 250 кг вуглекислого газу, 530 кг - CO, 93 кг – вуглеводнів, 27 кг оксидів азоту та близько 1кг свинцю. У складі відпрацьованих газів міститься понад 170 шкідливих елементів [9].

Токсичні викиди, придорожній пил, речовини, що використовуються для зимового утримування доріг, та інші фактори разом утворюють комплекс з'єднань, які забруднюють повітря та біологічні об'єкти придорожніх смуг. Частина їх утворює більш складні частки з компонентами атмосфери чи розпадається, потрапляє до рослин та сорбується ґрунтом, інші – з турбулентними масами повітря переносяться на більш великі відстані.

Внаслідок великої кількості викидів в атмосферне повітря існує проблема кислотних дощів, які забруднюють значні площі земель, лісу та водойм. На відміну від точкових об'єктів забруднень промисловими викидами та просторово-розподілених забруднень, для транспорту характерним є лінійне та мережеве забруднення, яке є нефіксованим витоком забруднення з параметрами, змінними у часі та просторі. Розподіл випадку токсичних речовин залежить від метеорологічних умов, топографії місцевості, наявності захисних насаджень та іншої рослинності у придорожній смузі, інтенсивності руху транспорту та інших факторів. Також існують такі параметри, як кліматичні умови, частки небезпечних речовин у складі палива, час експлуатації та технічний стан автомобіля, тиск, волога та інші фізичні фактори. Стаціонарними чинниками є лісові насадження вздовж доріг, які екранують поширення газопилових сумішей, утворених автотранспортними засобами.

Рослини, уловлюючи частину забруднень, локалізують її у вузькій смузі. Листяні дерева можуть уловлювати в середньому 9-11% і хвойні – 13% (в деяких випадках навіть до 30%) пилу та аерозолі. Лісосмуга розсіює неабсорбовану частину забруднення на велику площу, при цьому не концентруючи забруднення речовин біля доріг у небезпечній кількості.

За вегетативний період зелені захисні смуги залежно від типу рослин поглинають різну кількість шкідливих речовин. Зелені насадження вздовж доріг відіграють роль не лише поглинальника шкідливих речовин від викидів автотранспорту, а й протиерозійну, меліоративну, снігозатримну та естетичну роль. Ефективність зелених насаджень залежить від багатьох

факторів: виду рослин, кількості дерев та рядів, висоти насаджень тощо.

Авторами [10] було встановлено, що на вузьких трасах концентрація шкідливих речовин на 30% більша, ніж на широких. Більшість шкідливих компонентів осідають на відстані до 40м від узбіччя дороги, потім концентрації зменшуються (табл.1.).

Таблиця 1 - Відносні концентрації окису вуглецю (%) на різних відстанях від дороги

Відстань від узбіччя, м	Тип дороги		
	Чотирьохсмужні закриті	Чотирьохсмужні відкриті	Шестисмужні
0	100	100	100
5	57	65	51
10	31	53	22
20	23	24	14
40	21	18	10

Зелені насадження між дорогою та житловими будинками знижують концентрації оксиду вуглецю в атмосфері, ступінь зменшення яких залежить від аеродинамічних властивостей деревних та кущових насаджень різного типу. У табл. 2. показана залежність зменшення концентрації шкідливих речовин від типу посадки біля доріг.

Таблиця 2 - Зменшення СО в повітрі внаслідок наявності зелених насаджень різних типів

Типи насаджень	Зниження концентрації, %	
	зима	літо
Однорядкова смуга дерев	0-3	7-10
Дворядкова смуга дерев	3-5	10-20
Те саме з дворядковим чагарником	5-7	30-40
Трьохрядкова смуга дерев з дворядковим чагарником	10-12	40-50
Чотирьохрядкова смуга дерев з дворядковим чагарником	10-15	50-60

Виходячи з цих даних, можна зробити висновок, що при збільшенні зелених насаджень вздовж доріг зменшується концентрація забруднювальних речовин.

Аналізуючи ці явища, пропонується при інтенсивності руху машин менше 10 000 машин на добу насаджувати два ряди високих листяних дерев на відстані 8-10 м від дороги та два ряди щільно посаджених ялинок висотою 3-4 м на відстані 20-22 м. При інтенсивності руху більше 10 000 машин на добу бажано перший ряд листяних дерев розташовувати на відстані 16-18 м від дороги, а огорожі з ялинок – на відстані 27-29 м. Пропонується відстань між листяними деревами – 6 м, між рядами дерев – 4 м, між ялинками – 1 м, між рядами ялинок – 1 м.

З вищесказаного зрозуміло, що ефективно насаджені захисні лісосмуги дадуть змогу знизити негативний вплив на придорожню смугу, зменшити забруднення земель та зберегти їх господарську цінність, що є досить важливим, особливо для великих доріг України. Проблема знищень захисних лісових насаджень полягає не лише в забрудненні навколишнього природного середовища, а й у порушенні екосистем, коли нехтують нормативними інструкціями з охорони рослинного і тваринного світу.

Для захисту земель від шкідливих викидів автомобілів необхідно проводити моніторинг, визначати ступінь забруднення на ділянках із захисними лісосмугами та без них для з'ясування ефективності насаджень, використовувати різні методи досліджень і спостережень. Досить ефективним є використання у комплексі методів взяття проб із ґрунту, снігового покриву вздовж доріг, застосування даних метеорологічних спостережень (напрямку та швидкості вітрів) та використання засобів дистанційного зондування Землі. Завдяки тому, що сніг має високу спектрально - яскравісну контрастність та відносну стабільність характеристик, можна використовувати космічні знімки при розпізнаванні снігу для отримання даних про динаміку та стан снігового покриву.

Найбільш інформативними для завдань інвентаризації лісосмуг є космічні знімки з надвисокою просторовою роздільною здатністю, порядку одного метру, типу – ICONOS або QUICKBIRD. Однак також можливе використання космічних знімків із супутників TERRA, SPOT, LANDSAT, METEOP – 3M, отриманих у період заключних фаз сходу снігового покриву. На цих знімках локалізацію лісосмуг можна ідентифікувати засобами програмного комплексу ERDAS IMAGINE від Leica Geosystems GIS & Mapping або спеціалізованих програм тематичної обробки космічних знімків за яскравісними та текстурними дешифрувальними ознаками, природа яких обумовлена різницею в темпах танення снігу на відкритих ділянках місцевості і акумульованого власне лісосмугами.

Із залученням даних про параметри вітрів у місцевості, де знаходиться розглянута ділянка автомобільної дороги, синтезуються картографічні моделі меж можливого забруднення прилеглих земель викидами автомобільного транспорту [11]. Класифікація ділянок основних автомобільних шляхів виконувалася із залученням наступних інформаційних ресурсів: космічних знімків надвисокої роздільності території в оптичному діапазоні і знімків середньої роздільності з надвисокочастотного діапазону; програмного комплексу цифрової обробки космічних знімків ERDAS; ГІС-платформи ArcGis 9.3. Для вирішення задачі залучався програмний комплекс ERDAS IMAGINE. При дешифруванні за космічними знімками для виявлення типів транспортних засобів найбільш доцільним видається використання наступних ознак об'єкта: форми; розміру; рисунку; кольору. Фрагмент знімка, завантажений у програмний комплекс ERDAS IMAGINE, наведений на рис.1.

Функції масштабування реалізовано в різних варіантах, один з яких - збільшуюча лінза - наведено на рис. 2. Ділянка, виділена курсором, відображається в окремому вікні. Переміщуючи курсор, переглядалися всі вибрані ділянки. Як свідчить рис. 2, збільшуюча лінза дає можливості надійно ідентифікувати на космічних знімках високої роздільності кількість

автомобілів, які одночасно знаходяться на визначеній ділянці автотраси. Для їх класифікації за введеними вище кластерами необхідно залучати космічні знімки надвисокого розрізнення.

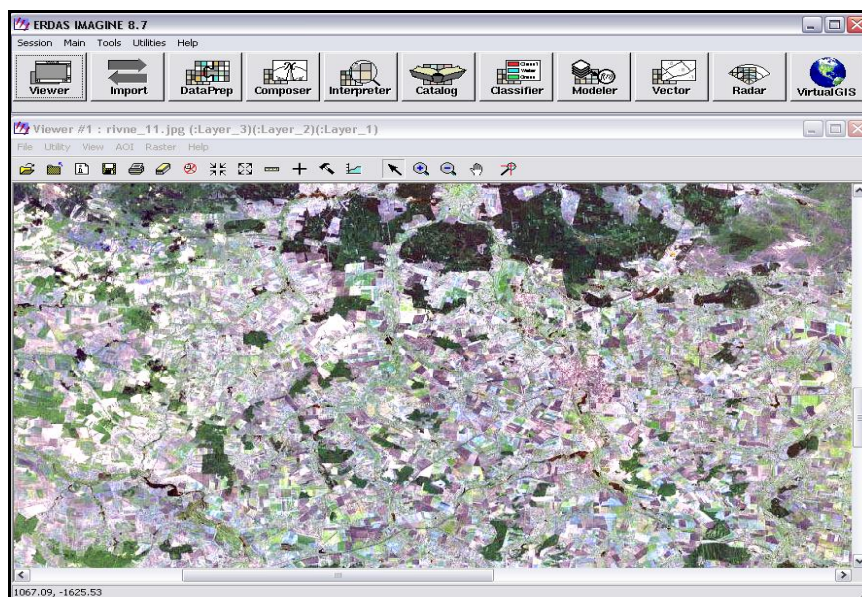


Рис. 1 - Фрагмент знімка, завантажений у програмний комплекс ERDAS IMAGINE

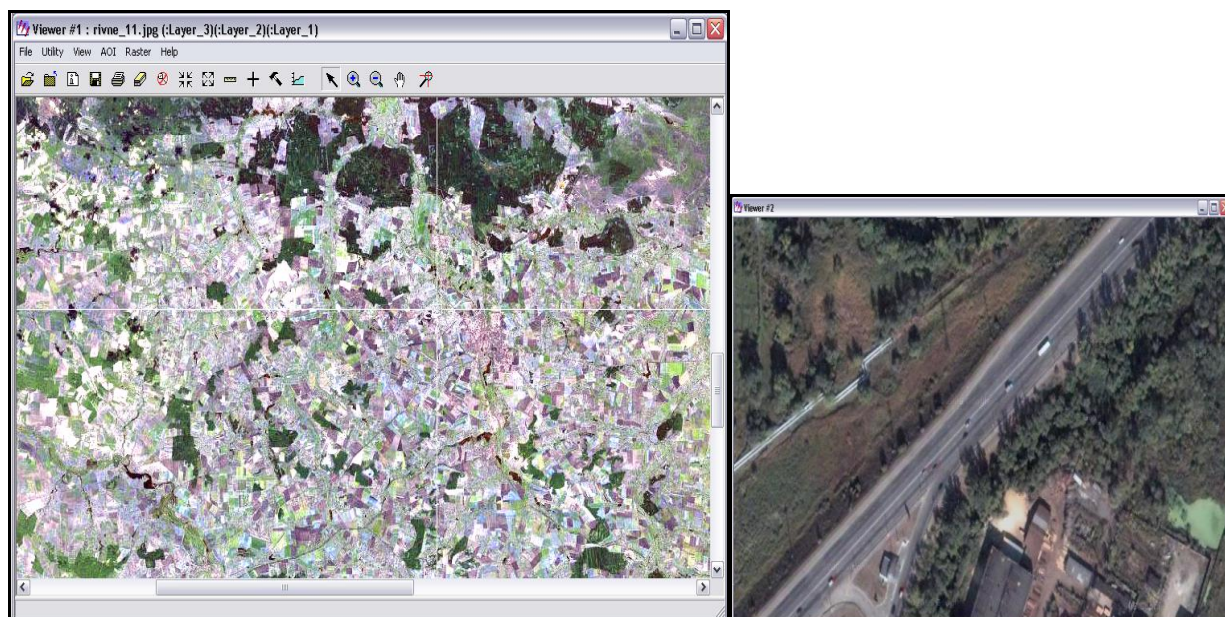


Рис. 2 - Використання збільшуючої лінзи

Проблема інвентаризації лісозахисних смуг актуальна в усіх аспектах їх ролі у захисті земель та водних об'єктів, що знаходяться поруч з автомобільними дорогами, а не тільки в захисті від забруднення викидами автотранспорту. Частково це обумовлено тим, що в останні роки лісосмуги стали об'єктом браконьєрських заготівок деревини для вирішення місцевих побутових проблем. Ці тенденції особливо характерні для південних областей України, з низьким рівнем заліснення. Тому перший етап інвентаризації лісосмуг уздовж автомобільних

шляхів полягає в класифікації окремих їх ділянок за трьома ознаками: наявність лісосмуги з одного боку дороги; наявність лісосмуг із двох боків дороги; відсутність лісосмуг. Завдання наступних етапів зводилося до визначення індивідуальних ознак кожного класифікаційного елемента, які обумовлюють його ефективність з позиції охорони прилеглих до автошляхів земель від забруднення викидами автотранспорту.

Перший етап інвентаризації лісосмуг виконувався тематичним дешифруванням космічних знімків середньої просторової роздільної здатності (порядку 20–30 м), отриманих у період танення снігового покриву. Це зумовлено тим, що сніг, акумульований у лісосмугах, сходить значно повільніше, ніж на відкритій місцевості.

Проаналізувавши текстурні ознаки снігових смуг уздовж шляхів, із залученням тематичного шару «автомобільні шляхи» з векторної топографічної карти відповідної місцевості, було визначено ділянки з характерними ознаками лісосмуг. Отриману картографічну модель, як у цьому випадку, доповнили деякими тематичними шарами на тлі космічного знімка, що значно збільшує наочність (рис. 3).



Рис. 3 - Землі вздовж ділянки автотраси завдовжки 10 км, забруднені викидами автотранспорту (площа – 4,8 км²)

Розроблена технологія синтезу картографічних моделей забруднення атмосфери техногенним пилом, зосередженими і просторово – розподіленими джерелами викидів відкриває нові можливості отримання оцінок впливів промислових об'єктів на навколишнє природне середовище, аналізу екологічного стану визначених територій, коригування існуючих розмірів санітарно-захисних зон промислових підприємств, оптимізації сітки станцій відбору проб повітря на виміри приземних концентрацій забруднювальних речовин суб'єктами Державної системи моніторингу навколишнього середовища.

Список використаної літератури

1. Концепція загальнодержавної програми використання та охорони земель / А.С. Даниленко, К.Г. Радченко, Ю.М. Альбоций [та ін.] // Землевпорядний вісник. – 2004. – № 4. – С. 54 – 59.
2. Медведєв В.В. Земельні ресурси України / В.В. Медведєв, Т.М. Лактіонова. – К.: Аграрна наука, 1998. – 150 с.
3. Стурман В.И. Экологическое картографирование / В.И. Стурман. – М.: Аспект Пресс, 2003. – 251 с.
4. Беликов Д.А. Моделирование распространения промышленных выбросов в атмосфере / Д.А. Беликов, А.В. Старченко // ENVIROMIS: междунар. конф., 6-12 июля 2002 г.: тезисы докл. – Томск, 2002. – С. 115 – 119.
5. Антропогенне забруднення геологічного середовища та ґрунтового-рослинного покриву / [Сафранов Т.А., Польовий А.М., Коніков Є.Г. та ін.]. – О.: Видавництво «ТЭС», 2003. – 260 с.
6. Красовский Г.Я. Введение в методы космического мониторинга окружающей среды / Г.Я. Красовский, В.А. Петросов. – Харьков: гос. аэрокосмический ун-т им. Н.Е. Жуковского (ХАИ), 1999 – 205 с.
7. Родзевич Н.Н. Геоэкология и природопользование / Н.Н. Родзевич. – М.: Дрофа, 2003. – 256 с.
8. Гавриленко Б.Б. Соціальна екологія / Б.Б. Гавриленко – Запоріжжя: «Дике поле», 2001. – 240 с.
9. Корабльова А.І. Екологія: взаємовідносини людини і середовища / А.І. Корабльова. – Дніпропетровськ, «Поліграфіст», 1999. – 253 с.
10. Капранов С.В. Автотранспорт, воздух и здоровье / С.В. Капранов. – Луганск: Изд-во Восточноукраинского гос. ун - та, 1998. – 200 с.
11. Космічний моніторинг забруднення земель техногенним пилом / [Л.Д. Греков, Г.Я. Красовський, О.М. Трофимчук] // – К. – 2007. – 122 с.

Стаття надійшла до редакції 30.01.13 українською мовою

© В.И. Клименко

Технология защиты почв от отрицательного влияния автомобильного транспорта

Предложенная технология позволяет осуществлять оценивание техногенного влияния геохимического загрязнения почв на исследуемой территории вдоль автомобильных дорог и создавать картографические материалы на основе использования космических снимков высокого разрешения.

© V.I. Klimenko

Technology for soil protection against negative impact of motor transport

The proposed technology allows the estimation of anthropogenic influence of geochemical soil contamination in the study area along the roads and create cartographic materials through the use of satellite images of high distribution capacity.

УДК 581.132.1:551.46.08

© **А.Д. Федоровский**, чл.-корр. НАН Украины, д-р физ.-мат. наук, заведующий отделом;

А.Ю. Порушкевич;

А.А. Чепыженко;

В.Г. Якимчук, д-р техн. наук, главный научный сотрудник

Научный центр аэрокосмических исследований Земли

Института геологических наук НАН Украины, г. Киев

РЕГИОНАЛЬНЫЕ АЛГОРИТМЫ ИССЛЕДОВАНИЯ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ ПО ДАННЫМ КОСМИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ НА ПРИМЕРЕ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА

Целью исследования является определение возможности оценивания характеристик водной среды с помощью дистанционного сканирования морской поверхности при помощи современных космических методов и средств. В рамках исследования для Керченского пролива были использованы синхронные контактные измерения на 26 станциях: температуры (T), солености (S), суммарного взвешенного вещества (TSM), растворенного органического вещества (DOM), а также данные спектральной яркости 7 каналов спутника Landsat-5. На основании этих данных методом наименьших квадратов была построена многомерная линейная регрессионная модель зависимости характеристик T , S , TSM , DOM от влияющих факторных переменных - спектральной яркости 7 каналов Landsat-5. Вычисленные по линейной регрессионной модели характеристики водной среды имеют погрешности от 2% до 12%, что свидетельствует о реальной возможности использовать космические системы для контроля состояния морских экосистем.

Ключевые слова: морские акватории, космические снимки, регрессионные модели, дистанционное сканирование водной поверхности

Керченский пролив объединяет водные бассейны Азовского и Черного морей, имеющих не только свой особый гидрологический режим, но и водные массы, которые зачастую на 1-2 порядка отличаются по концентрациям содержащихся в них веществ. В результате природных факторов, обусловленных водообменом морей при различной ветровой ситуации и, соответственно, переносом присущих им природных концентраций веществ, происходит сложная трансформация привнесенных концентраций веществ и образовавшихся в самом Керченском проливе в результате дампинга, дноуглубительных работ, многочисленных береговых стоков, абразии берегов и кос (Чушка и Тузла). Интенсивное использование акватории пролива в качестве мест перевалки грузов, дампинга грунтов и как транспортного коридора

дора для судов (фарватер) приводить к поступленню в пролив загразнений, как в результате стоков, так и в результате взмучивания донных осадков винтами проходящих судов.

Следовательно, формируется сложная и временно неустойчивая пространственная и вертикальная структура переноса водных масс, имеющих различные концентрации природных и загрязняющих веществ и определяющих гидрооптическую структуру вод исследуемой акватории. В результате интенсивных седиментационных и абразионно - аккумуляционных процессов и трансформации азово-морских вод, даже при малых глубинах центральной части пролива (до 4-5 метров), формируется сложная вертикальная структура переноса взвешенного вещества получение объективной информации о которой определяет достоверность оценки формирования и переноса взвешенных наносов и антропогенной нагрузки на водную экосистему, влияющих как на литодинамические, так и на продукционные процессы в Керченском проливе.

Наряду с этим, Керченский пролив, Азовоморское и Черноморское предпроливье – это исключительно продуктивные районы, являясь как местом развития ихтио- и макрзоопланктона - служащих одним из основных критериев оценки эффективности популяции, характеризующих динамику численности отдельных поколений рыб, так и путем ежегодной миграции (до 100 тыс. т.) рыбы, в целом играют определяющую роль в формировании запасов рыб в Азово-Черноморском бассейне.

В настоящее время эта акватория подвергается нарастающему антропогенному воздействию, интенсификации седиментационных и абразионно-аккумуляционных процессов, приводящих к потере нерестовых угодий и к катастрофическому падению численности промысловых гидробионтов, но в то же время остаётся наименее изученной. Регулярные экосистемные исследования в этом районе и возможности получения воспроизводимых результатов позволяют находить не только закономерности влияния экологических факторов среды на биологические объекты, но и дать количественную оценку этого влияния. Без этих данных невозможно изучение биологических процессов, проходящих в этом регионе.

Сбор информации о концентрации взвешенных веществ в прибрежных и проливных водах, имеющий важное значение для надлежащего управления прибрежной средой традиционными методами и инструментальными средствами, помимо их трудоемкости и высокой затратности, не позволяет адекватно описать процессы трансформации водных масс и потока взвешенных наносов в условиях высокоизменчивой трансформации воздушных масс в районе Керченского пролива. Однако инструментальные методы, при их достоинствах, обеспечивают точную оценку концентрации общего взвешенного вещества только на момент проведения исследований. Для этого региона характерным является неустойчивость метеорологических полей - изменение направления ветра (на 90-120°) и скорости (до 5-7 м/сек), что вызывает перестройку всей системы трансформации как системы течения и интенсификации системы локальных струйных и разрывных течений, которые, в свою очередь, интенсифицируют формирование и трансформацию взвешенных наносов и седиментационно-абразионные процессы.

В настоящей работе рассматриваются возможности применения современных космических методов и средств для мониторинга прибрежных акваторий, а именно, путем анализа синхронных измерений морских акваторий со спутника и контактными методами.

Дистанционное зондирование Земли (ДЗЗ), обеспечивая одномоментную съемку больших акваторий с учетом сложившейся синоптической ситуации, является эффективным методом для подобных исследований. При этом важным этапом оценки состояния отдельных звеньев водной экосистемы на основе обработки данных ДЗЗ (в том числе определение концентрации общего взвешенного и растворенного органического вещества) является как совершенствование алгоритма расчета их концентрации, на основе данных цветовых сканеров, так и их валидации и, в конечном счете, обеспечение адекватного описания процессов.

За последнее время достигнуты значительные успехи в области развития аэрокосмических методов и технологий дистанционного зондирования океана. Перспективность их использования для решения задач мониторинга акваторий, в том числе прибрежных, основана на возможности регистрации современной дистанционной аппаратурой широкого спектра значимых параметров водной среды. К ним относятся, прежде всего, вариации гидрооптических характеристик, в первую очередь цвета и мутности, за счет флуктуаций коэффициентов рассеяния и поглощения света при изменениях концентрации взвешенных и поглощающих веществ [1].

Эффективность методов ДЗЗ при определении концентрации взвешенных веществ зависит от того, насколько вариации общего взвешенного вещества (ОВВ) проявляются в изменении оптических свойств водной среды. Применение метода ДЗЗ при оценке ОВВ было одним из первых гидрологических применений [2]. При этом концентрация ОВВ оценивается непосредственно по результатам измерения *in-situ*. Методы оценки концентрации взвешенных наносов на основе данных ДЗЗ основаны на эмпирических соотношениях между *in-situ* качества воды и данных коэффициента отражения дистанционного зондирования. Эти отношения, как правило, описываются в виде линейной и экспоненциальной регрессии [3]. Устойчивая положительная связь, которая существует между ОВВ и регистрируемым методами ДЗЗ спектральным излучением L , сильно зависит от влияния атмосферы, а также от концентрации и дисперсного состава взвешенного материала и глубины. При этом данные об концентрации ОВВ оцениваются или по относительной прозрачности водной среды (глубине видимости диска Секки) или среднее значение концентрации ОВВ по данным турбидиметра в слое глубины видимости диска. Зачастую исследования включают подробный анализ оптических *in-situ* данных (обратное рассеяния - C_{bb} и спектральный коэффициент отражения - R_{rs}). Для устьевых районов, с типичной монотонной стратификацией ОВВ по мере удаления от устья в результате седиментации и высокими концентрациями ОВВ (до 100-150 мг/л), отмечается значительное снижение коэффициента корреляции по мере снижения концентрации ОВВ. Дополнительная спектральная селекция L , основанная на отношении красного участка спектра к зеленому, позволяет повысить коэффициент корреляции и, соответственно, снизить нижнюю границу регистрации ОВВ до 5-6 мг/л. Однако регистрация струйных потоков взвешенных наносов в толще и в придонном слое (типичные ситуации при любом переносе

взвеси) представляет значительную трудность. Алгоритм подсчета значений температуры по данным снимка LandSat-5 с использованием данных 6-го канала описывается в [4].

Контактные измерения гидрофизических, гидрооптических и гидробиологических параметров водной среды были получены 1-2 августа 2011 года в Керченском проливе сотрудниками МГИ НАН Украины (г. Севастополь) и ЮгНИРО (г. Керчь) в рамках комплексной экспедиции. Съёмка включала 26 станций (рис. 1а) и проводилась с борта маломерного, заякоренного на станциях судна. Диапазон глубин на полигоне - 4-16 м. Массивы исходной информации получены при помощи биофизического комплекса «Кондор» [5]. Температура, соленость, суммарное взвешенное в водной толще вещество и растворенная органика фиксировались в зондирующем режиме с шагом по глубине 0,1 м. Течения измерялись при помощи портативного автономного регистратора, которым снабжен комплекс «Кондор», на горизонтах 0,5 м, 2 м, 4 м и у дна. Дискретность наблюдений за течениями – 20 с. Время экспозиции прибора на горизонтах каждой станции – 20-40 минут. Для анализа использованы средние по каждой из фактических реализаций векторы течений.

Предшествующий съёмке устойчивый ветер над проливом северной четверти (6-10 м/с) и устойчивый слабый (2-6 м/с) ветер западной четверти (265-3000) (рис. 1б), преобладающий в течение экспедиции и за сутки до ее начала, сформировал трансформированный азово-морский тип переноса водных масс.

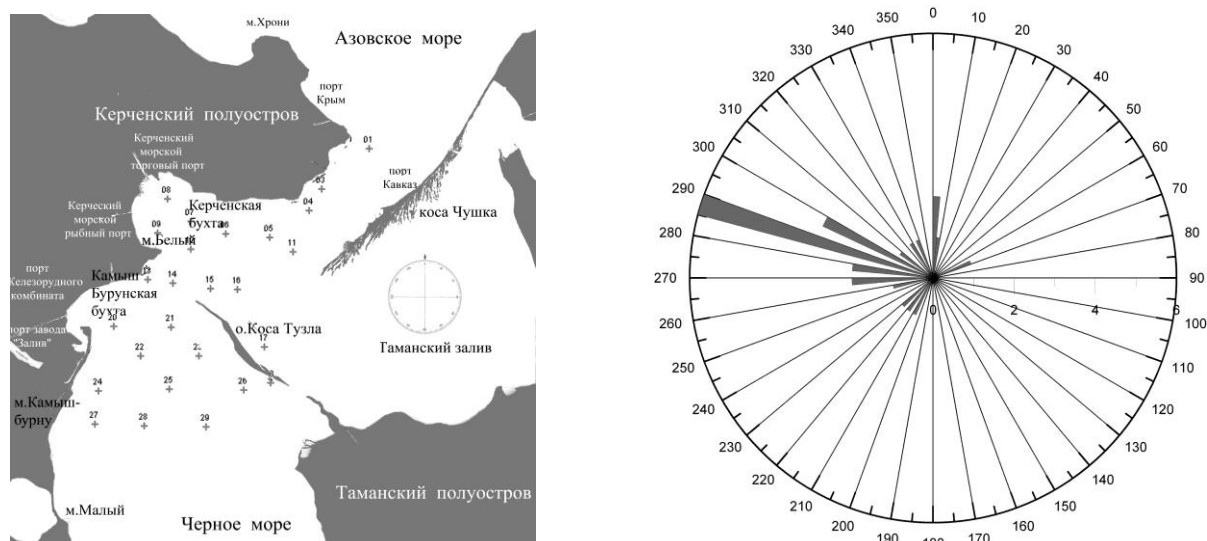


Рис. 1 - Схема океанологических станций (а) и роза ветров над Керченским проливом за время с 31 июля по 2 августа 2011 г (б)

Поле суммарного взвешенного в водной толще вещества отличалось неоднородностью, его концентрация изменялась в пределах от 2,7-3,0 мг/л до 5,5-6,2 мг/л. К значимым факторам, формирующим поле данной характеристики, можно отнести взмучивание водной толщи ветровым волнением при различных видах грунта и его физических свойствах.

Наименьшее содержание суммарной взвеси наблюдалось в южной части пролива на участках с максимальной глубиной, где влияние ветрового волнения незначительно. Макси-

мальная концентрация суммарного взвешенного вещества 6,2 мг/л зафиксирована над отмелью, расположенной в проходе между южной оконечностью косы Чушка и о. Тузла, где процесс взмучивания за счет максимального ветрового разгона должен быть наиболее интенсивным. Отметим, что согласно [6], в области этой отмели штормовой северо-западный ветер способствует формированию наибольшего для пролива содержания суммарного взвешенного вещества. Так, после штормов, вызванных северо-западным ветром, концентрация суммарной взвеси здесь достигает 80 мг/л.

Концентрация растворенного органического вещества изменялась в пределах 2,08-2,45 мг/л и повсеместно незначительно превышала природную норму, которая, по данным [7], для незагрязненных поверхностных вод открытой части Черного моря не превышает 1,5- 2 мг/л.

В рамках исследования при помощи специальной аппаратуры [6] выполнялась контактное измерение таких данных: температура (Т); соленость (S); суммарное взвешенное вещество (мг/л), total suspended matter (TSM); растворенное органическое вещество (мг/л), dissolved organic matter (DOM).

Интерес к оптическим методам исследования природных вод значительно возрос благодаря интенсивному развитию спутниковой океанологии. Но при дистанционных спутниковых исследованиях состояния океанских вод широко использовались так называемые эмпирические алгоритмы решения обратной задачи восстановления биооптических характеристик водных масс. К сожалению, расчеты по простым эмпирическим формулам не дают хороших результатов при исследовании акваторий с небольшой изменчивостью индекса цвета. Поэтому создание регионального алгоритма обработки данных космических сканеров является актуальной проблемой.

Наиболее удобной гидрооптической характеристикой для проведения глобальных дистанционных исследований биооптических свойств поверхностных вод и определения концентраций примесей морской воды по данным измерений восходящего излучения моря является коэффициент яркости моря. Спектр восходящего излучения зависит от взвешенных и растворенных в воде органических веществ, при этом количество неизвестных характеристик среды существенно превышает количество измеренных параметров. Оценка характеристик водных масс по данным коэффициента яркости моря представляет собой классическую обратную задачу.

Рассматривая водную среду как сложную геосистему, структурные составляющие которой генетически объединены взаимозависимыми геофизическими гидрометеорологическими и биологическими процессами, целесообразно применение системных методов. Одним из подходов решения этих задач является исследование факторов, которые обуславливают оптические свойства водной среды. Такие исследования часто выполняют методами корреляционного и регрессионного анализа. В данной задаче предлагается использование многомерной регрессионной модели для установления взаимосвязи между контактными измерениями характеристик водной среды и результатами космической съемки поверхности моря.

Итак, входными данными для точек исследуемой акватории Керченского пролива бу-

дуг контактные измерения характеристик T , S , TSM , DOM и данные спектральной яркости 7 каналов $L_1, L_2, \dots, L_7$ космического сканера. Целью исследования является определение возможности оценивания параметров водной среды с помощью дистанционного сканирования морской поверхности.

Для достоверного отображения объективно существующих процессов в водной среде необходимо выявить важные взаимосвязи между контактными и дистанционными измерениями. Предполагается, что между указанными переменными величинами существует зависимость, которая является стохастической и включает корреляционные и регрессионные связи. Кроме того, при изучении процессов необходимо не только выявить связь между переменными величинами, но изучить и установить её форму, что и является основной задачей регрессионного анализа [8].

Согласно процедуре регрессионного анализа определим каждую из характеристик T , S , TSM , DOM как результативный признак, а данные каналов космического сканера - как факторные признаки.

В общем виде многомерная линейная регрессионная модель зависимости характеристик от влияющих факторных переменных имеет вид [9]:

$$\begin{aligned} T &= b_{T0} + b_{T1}L_1 + b_{T2}L_2 + \dots + b_{T7}L_7, \\ S &= b_{S0} + b_{S1}L_1 + b_{S2}L_2 + \dots + b_{S7}L_7, \\ TSM &= b_{TSM0} + b_{TSM1}L_1 + b_{TSM2}L_2 + \dots + b_{TSM7}L_7 \\ DOM &= b_{DOM0} + b_{DOM1}L_1 + b_{DOM2}L_2 + \dots + b_{DOM7}L_7, \end{aligned} \quad (1)$$

коэффициенты $b_{Ti}, b_{Si}, b_{TSMi}, b_{DOMi}$, ($i = 0, 1, \dots, 7$) определяются по имеющимся архивным данным контактных измерений характеристик морской воды и космических снимков морской поверхности.

Экологическое состояние водного объекта характеризуется рядом признаков, которые лучше или хуже проявляют себя на космических снимках. Для этого эксперимента по дате был подобран снимок со спутника Landsat-5 [10], фрагмент снимка с обозначенными станциями представлен на рис. 2. Данные для обработки представлены в табл. 1, в которой каналы сканера являются факторными признаками, а контактные измерения характеристик водной среды - результативными признаками регрессионной модели.

Все точки акватории были разделены на учебную (нечетные точки) и проверочную выборки (четные – выделены серым цветом). По данным учебной выборки были получены коэффициенты уравнения (1), а на проверочной - оценивались результаты определения значения характеристик.

По спутниковым данным с применением выражений (1) были вычислены значения указанных характеристик для проверочной выборки. Результаты вычислений представлены в табл. 2.

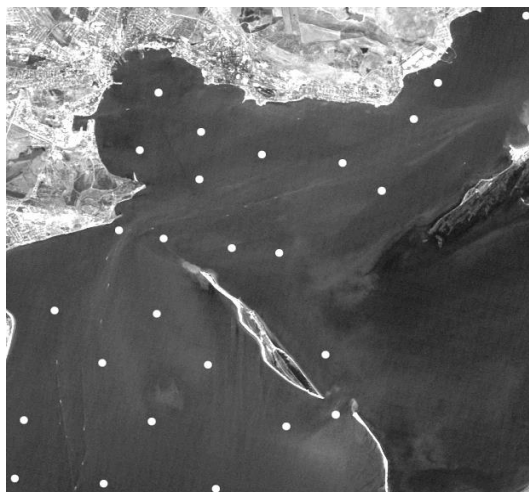


Рис. 2 - Схема океанологических станций на снимке спутника Landsat-5
29 июля 2011 г. в Керченском проливе

Таблица 1 - Контактные измерения характеристик морской среды и
данные со спутника Landsat-5

Станции	Характеристики				Каналы						
	T	S	TSM	DOM	1	2	3	4	5	6	7
1	26,0	12,8	5,1	2,1	68	28	21	13	12	141	8
3	25,9	12,9	4,3	2,2	70	29	20	13	9	142	6
4	25,9	13,1	4,5	2,3	72	29	22	12	9	141	6
5	25,5	13,8	4,3	2,3	77	29	21	12	11	140	7
6	25,1	14,8	4,4	2,2	72	29	20	13	12	140	6
7	25,1	17,0	5,1	2,2	71	28	21	12	10	141	6
8	25,2	16,4	4,6	2,2	74	29	19	11	8	140	6
9	25,1	16,3	5,4	2,2	75	29	19	11	10	140	7
11	25,5	13,8	4,4	2,2	74	30	20	11	9	140	6
12	25,0	17,1	4,8	2,3	75	28	20	11	10	141	7
13	25,6	16,7	4,3	2,3	76	30	20	12	11	140	5
14	25,6	17,3	3,7	2,3	77	28	21	13	12	140	7
15	25,4	17,2	4,2	2,3	75	30	20	12	10	141	6
16	25,9	17,3	4,2	2,2	71	30	20	12	10	142	7
17	26,5	17,4	4,4	2,1	74	27	18	11	9	140	6
18	25,7	17,2	4,3	2,2	76	29	19	12	10	140	8
20	24,8	17,5	4,3	2,1	73	28	20	12	12	141	8
21	25,2	17,2	4,3	2,1	78	29	21	12	10	140	6
22	25,2	17,2	3,7	2,1	78	30	20	11	9	140	7
23	25,5	17,2	3,7	2,2	74	29	21	12	11	142	7
24	25,3	17,5	3,4	2,0	75	28	19	12	11	140	7
25	25,4	17,4	3,1	2,2	76	28	18	12	11	140	7
26	25,8	17,4	2,8	2,1	77	29	19	12	11	140	5
27	25,4	17,5	4,4	2,1	74	27	18	12	10	140	6
28	25,5	17,3	2,8	2,2	75	27	19	11	11	140	7
29	25,5	17,3	3,2	2,1	77	27	19	11	11	141	6

Таблица 2 - Расчетные значения для проверочных точек

Станции	T	S	TSM	DOM
4	25,3	14,4	5,2	2,2
6	26,2	15,3	4,6	2,2
8	25,2	15,4	4,9	2,2
12	25,5	16,5	4,2	2,1
14	25,3	16,0	3,9	2,1
16	25,2	14,5	4,2	2,3
18	25,0	14,7	4,2	2,2
20	25,4	15,4	4,1	2,1
22	25,6	15,4	4,4	2,2
24	25,3	16,1	4,1	2,1
26	26,0	17,9	3,7	2,2
28	25,8	17,1	4,3	2,1

Вычисления для отдельных станций дают различную погрешность, средние погрешности по всем станциям следующие: наименьшая - для температуры 2%, для солёности - 9%, суммарного взвешенного вещества - 4% и растворенного органического вещества - 12%. Процентный вклад каждого из каналов при определении значений каждой из характеристик водной среды T, S, TSM, DOM показано на рис. 3.

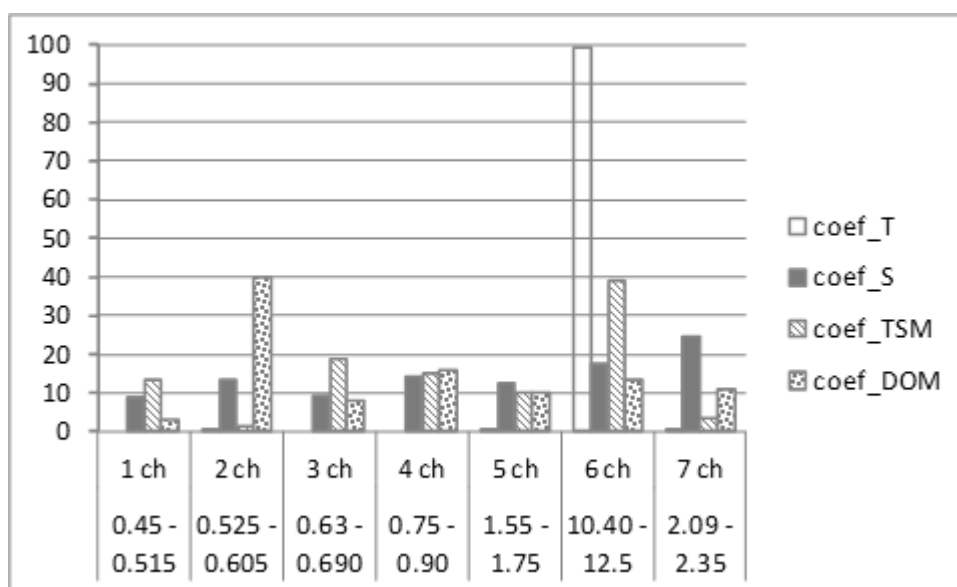


Рис. 3 - Процентный вклад каналов Landsat-5 в характеристики T, S, TSM, DOM
(на горизонтальной оси указаны номера каналов и их спектральные интервалы в мкм,
на вертикальной - проценты)

Так как в предложенной многомерной линейной регрессионной модели вклад 6-го канала составляет 98% (рис. 3), этот факт соответствует алгоритму подсчета значений температуры по данным снимка LandSat-5 с использованием данных 6-го канала [4].

Оптические методы контроля состояния водоемов позволяют достаточно эффективно исследовать экологические проблемы водных бассейнов. Эти методы основаны на использо-

вании спектральных различий поглощения, рассеяния и флуоресценции света такими оптически активными примесями водной среды, как фитопланктон, минеральная взвесь и растворенное органическое вещество. Следовательно, на современном этапе развития спутниковых технологий получения и интерпретации изображений водных акваторий появилась реальная возможность создавать на их основе непрерывно действующие системы диагноза и контроля состояния морских экосистем. Однако, для распространения этих методов на другие акватории необходимы дополнительные региональные исследования.

Список использованной литературы

1. Бондур В.Г. Аэрокосмические методы в современной океанологии / Бондур В.Г./ "Новые идеи в океанологии". Т1: Физика. Химия. Биология [Отв. ред. М.Е. Виноградов, С.С. Лаппо.] – М. : Наука, 2004. – С. 55 – 117.
2. J.C. Ritchie. Remote Sensing of Suspended Sediments in Surface Water / J.C.Ritchie, F.R. Schiebe, J.R. McHenry. // Journal of American Society of Photogrammetry. – Vol. 42. – No. 2. – American Society of Photogrammetry, 1976. – pp. 1539-1545.
3. P. J. Curran. The Relationship Between Suspended Sediment Concentration and Remotely Sensed Spectral Radiance: A Review / P. J. Curran, E. M. M. Novo // Journal of Coastal Research. – Vol. 4. – No. 3 – Coastal Education & Research Foundation, Inc., 1988. – pp. 351-368.
4. Gyanesh Chander. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. / Gyanesh Chander, Brian Markham // IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING. – Vol. 41. – No. 11. – IEEE Geoscience and Remote Sensing Society, 2003.
5. Комплекс гидробиофизический мультипараметрический погружной автономный «КОНДОР» [Электронный ресурс] – Режим доступа до сторінки: <http://ecodevice.com.ua/ecodevice-catalogue/multiturbidimeter-kondor>
6. Ломакин П. Д. Природные и антропогенные изменения в полях важнейших абиотических элементов экологического комплекса Керченского пролива в течение двух последних десятилетий. / Ломакин П. Д., Спиридонова Е.О. –Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2010. – 118 с. – ISBN 978-966-02-5503-6
7. Хайлов К.М. Экологический метаболизм в море / Хайлов К.М. – К. : Наукова думка, 1971. – 250 с. – ISBN –.
8. Норман Дрейпер. Прикладной регрессионный анализ = Applied Regression Analysis / Норман Дрейпер, Гарри Смит. – Изд. 3-е. – М. : Диалектика, 2007. –912 с. – ISBN 978-5-8459-0963-3.
9. Кендалл М. Многомерный статистический анализ и временные ряды. / Кендалл М., Стюарт А. – М. : Наука, 1976. – 736 с. – ISBN –.
10. USGS Global Visualization Viewer [Электронный ресурс] – Режим доступа до сторінки: <http://glovis.usgs.gov/>

Стаття надійшла до редакції 11.12.12 російською мовою

© О.Д. Федоровський, А.Ю. Порушкевич, А.А. Чепиженко, В.Г. Якимчук
Регіональні алгоритми дослідження морських акваторій за даними
космічної зйомки на прикладі Керченської протоки

Метою дослідження є визначення можливості оцінки характеристик водного середовища за допомогою дистанційного сканування морської поверхні за допомогою сучасних космічних методів та засобів. У рамках дослідження для Керченської протоки були використані синхронні контактні виміри на 26 станціях: температури (T), солоності (S), сумарної зваженої речовини (TSM), розчиненої органічної речовини (DOM), а також дані спектральної яскравості 7 каналів супутника Landsat-5. На основі отриманих даних, методом найменших квадратів була побудована лінійна регресійна модель залежності характеристик T, S, TSM, DOM від впливових факторних змінних – спектральної яскравості 7-ми каналів Landsat-5. Обчислені згідно з побудованою моделлю характеристики мають похибку від 2% до 12 %, що свідчить про можливість застосування космічної системи для контролю стану морських екосистем.

© A.D. Fedorovskij, A.Y. Porushkevich, A.A. Chepyzhenko, V.G. Yakymchuk
Regional algorithms for studies of water areas according to the data
from space surveys through the example of the Kerch strait

The purpose of this study was to determine the possibility of evaluating the characteristics of the aquatic environment using remote scanning the sea surface and modern space techniques and tools. Simultaneous probing on 26-stations: temperature (T), salinity (S), total suspended matter (TSM), dissolved organic matter (DOM), and the data from Landsat-5 satellite of Kerch Strait were used during this study. Multivariate linear regression model of dependences of T, S, TSM, DOM on the influencing factor of variables - the spectral brightness of Landsat 5 channel s was constructed using the method of least squares. Characteristics of the water environment calculated by the model have error between 2% and 12% which means the possibility of using space systems for the monitoring of marine ecosystems.

.

УДК 546.296:504.064

© **Л.В. Жук**, канд. техн. наук, доцент;
В.О. Васійчук, канд. техн. наук, доцент;
В.Є. Гончарук, канд. фіз.-мат. наук, доцент;
С.І. Качан, канд. фіз.-мат. наук, доцент

Національний університет “Львівська політехніка”, м. Львів

ПРОБЛЕМА РАДОНОВОГО РИЗИКУ В ЕКОЛОГІЇ

У статті проаналізовано роль природного радіоактивного газу радону в сумарній дозі опромінення населення. Вказано шляхи розповсюдження радону в природі. Розглянуто ситуації, що зумовлюють накопичення радону в небезпечних концентраціях, та наведено шляхи зниження радонової небезпеки.

Ключові слова: радіація, радон, ризик, протирадонові заходи

Постановка завдання. Інтерес до радіологічного впливу радону на населення виник на початку 80-х років XX ст. Встановлено, що концентрація радону в повітрі житлових будинків, особливо одноповерхових, часто перевищує рівень гранично допустимих концентрацій (ГДК), встановлених для працівників уранових копалин.

Відомо, що внесок природного випромінювання в середньорічну дозу опромінення людини становить близько 72% (все інше – техногенне опромінення). При цьому частка космічного випромінювання в загальній дозі опромінення від природних джерел становить майже 14%, зовнішнього і внутрішнього природного гамма-випромінювання – по 16%. Частка ж радону дорівнює 54% [1, 2]. Саме тому цей факт зумовлює значний інтерес до радонової проблеми: більше половини річної дози від усіх природних джерел випромінювання людина отримує внаслідок опромінення радоном легенів під час дихання.

Земна кора з моменту свого утворення містить природні радіоактивні елементи (ПРЕ), що в числі інших факторів створюють природний радіаційний фон. У гірських породах, ґрунті, атмосфері, воді, рослинах і тканинах живих організмів присутні радіоактивні ізотопи калію-40, рубідію-87 і члени трьох радіоактивних сімейств, що беруть початок від урану-238, урану-235 і торію-232. Ці материнські радіонукліди мають такий же вік, як і Земля – близько 4,5 млрд. років. Вони збереглися тому, що періоди напіврозпаду «засновників» радіоактивних сімейств є надзвичайно великими і становлять: для урану-238 - $4,5 \cdot 10^9$ років, урану-235 - $0,7 \cdot 10^9$ років, торію - $14 \cdot 10^9$ років. Після довгого ланцюга перетворень таких ізотопів утворюються стабільні ізотопи свинцю [1].

Єдиним газоподібним продуктом, що утворюється в процесі розпаду представників усіх трьох сімейств ПРЕ, є радон. Найбільший внесок у газову складову ПРЕ здійснюють радіоактивні сімейства урану-238 і торію-232, у процесі розпаду яких утворюється радіоактивний

радон-222 і радон-220 (останній часто називають торон за іменем вихідного материнського нукліда).

Радон – це інертний газ без кольору і запаху, майже в 10 разів важчий за повітря, легко-розчинний у воді; температура кипіння становить 65°C.

Радон є альфа-випромінювачем. У процесі розпаду він продукує сімейство інших альфа-випромінювачів, які називають дочірніми продуктами розпаду (ДПР). На відміну від радону і торону, ДПР є не газами, а твердими речовинами, потужними джерелами альфа-випромінювання (нестабільні ізотопи свинцю, вісмуту, полонію і талію). Наприклад, при розпаді урану-238 виділяється вісім альфа-частинок, з яких чотири припадає на радон і його ДПР. Причому перші чотири альфа-частинки виділяються з напівперіодом близько 1 млрд. років (розпад уран→радій), а наступні три – з напівперіодом 3,825 дні, тобто інтенсивність альфа-випромінювання радону і ДПР є у багато разів вищою від інтенсивностей альфа-випромінювання урану і радію, разом узятих [3].

Радон і торон присутні, як і їхні материнські радіонукліди, у всіх гірських породах, а відповідно, й у будівельних матеріалах, вироблених з них. Ці інертні радіоактивні гази, що утворюються в процесі розпаду материнських радіонуклідів, негайно ж дифундують крізь капіляри ґрунту, мікротріщини гірських порід, захоплюються потоками інших газів і, незважаючи на обмежений час життя, можуть транспортуватися на значні відстані в земній корі і атмосфері. Причому природне зменшення кількості цих газів за рахунок виділення з матеріалів (процеси еманції – виділення з кристалічних ґраток і ексхалляції – випаровування або виділення з поверхні) і природного розпаду, постійно компенсується за рахунок розпаду радію і торію, що є присутніми у даному матеріалі.

Шкідливий вплив радону на людський організм було виявлено ще в XVI столітті, коли невідома хвороба шахтарів привернула увагу медиків: смертність від раку легень серед шахтарів була у 50 разів вищою, ніж серед іншого населення. Аналіз причин смерті працівників шахт на уранових копальнях Європи (у південній Німеччині і Чехословаччині), проведений значно пізніше, показав, що 30 - 50% гірників, які працювали в уранових шахтах, помирали від раку легень. Сучасні дані величин радонового ризику представлені в таблиці 1. Тому дослідження радіаційного впливу радону стали інтенсивно розвиватися.

Методологічна частина. Метою даної роботи є аналіз впливу радіоактивного газу радону і його дочірніх продуктів розпаду на людину та вивчення шляхів зниження радонового ризику.

Кількість розпадів радіоактивних ядер за 1 секунду в 1 кубічному метрі повітря визначає концентрацію радону в повітрі. Для радону це практично дорівнює числу генерованих у процесі розпаду альфа-частинок. За одиницю кількості розпадів (активність) прийнято 1 Беккерель, що дорівнює одному розпадові за секунду. Застосовується і позасистемна одиниця 1 Кюрі (Ки), що дорівнює числу розпадів 1 г радію-226, або $3,7 \cdot 10^{10}$ розпадів у секунду (1 Кюрі = $3,7 \cdot 10^{10}$ Беккерель). Середній вміст радону в повітрі приземної атмосфери становить приблизно 3,7 Бк/м³, або 10⁻¹⁰ Кюрі/м³.

Таблиця 1 - Ступінь радонового ризику (за даними
Агентства навколишнього середовища США)

Концентрація радону			Очікувана кількість смертей від раку легень, спричинених радоном, у розрахунку на 100 тис. людей	Еквівалентний ризик		
пКі/л	Бк/м ³	WL, МеВ/л		Порівнюваний рівень впливу	Опроміювання зовнішнє, бер/рік	Порівнюваний ризик
200	7400	2	440-770	У 1000 разів більше рівня відкритого простору (ВП)	28,0	У 60 разів більше, ніж курити дві пачки цигарок на день
100	3700	1	270-630	У 100 разів більше рівня ВП	14,0	2000 рентгеноскопій на рік
40	1480	0,4	120-380	У 100 разів більше рівня ВП	5,6	Куріння двох пачок цигарок на день
20	740	0,2	60-200	У 100 разів більше рівня ВП	2,8	Куріння однієї пачки цигарок на день
10	370	0,1	30-120	У 10 разів більше рівня ВП	1,4	500 рентгеноскопій на рік
4	148	0,04	13-50	У 10 разів більше рівня ВП	0,56	Паління півпачки цигарок на день
2	74	0,02	7-30	Рівень у приміщенні ВП	0,28	Ризик некурящого
1	37	0,01	3-13	Рівень відкритого простору	0,14	20 рентгеноскопій на рік

При оцінюванні радонового ризику необхідно знати, що внесок власне радону в опромінення людини відносно невеликий. При радіоактивній рівновазі між радоном і його ДПР цей внесок не перевищує 2%. Тому доза опромінення легень людини від ДПР радону визначається середньорічною величиною, еквівалентною рівноважній об'ємній активності (ЕРОА) радону (в Бк/м³) [3, 4], за формулою:

$$C_{Rn \text{ екв.}} = n_{Rn} \cdot F_{Rn} = 0,1046 \cdot n_{RaA} + 0,5161 \cdot n_{RaB} + 0,3793 \cdot n_{RaC},$$

де n_{Rn} , n_{RaA} , n_{RaB} , n_{RaC} – об'ємні активності радона і його ДПР (RaA, RaB, RaC, як часто позначають радіонукліди Po-218, Po-214, Pb-214) Бк/м³, відповідно; F_{Rn} – коефіцієнт рівноваги, який визначається як відношення еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону в повітрі до реальної об'ємної активності радону. На практиці завжди $F_{Rn} < 1$ (0,4-0,5). Для пе-

реходу до одиниць WL (Working Level) необхідно помножити величину ЕРОА на коефіцієнт, рівний 34,6 МеВ/л.

Обговорення результатів. До 1980 року в жодній країні світу не встановлювалися нормативи вмісту радону і його ДПР у приміщеннях. Лише в останні десятиліття, коли стало зрозуміло, що радонова проблема, а також питання нормування і зниження доз опромінення населення має важливе значення, було прийнято відповідні нормативи для існуючих і проєктованих будівель, рекомендовані Міжнародною комісією з радіологічного захисту (МКРЗ) (табл. 2) [1, 7]. В Україні при перевищенні наведених нормативів проведення контрзаходів для дитячих санаторно-курортних та оздоровчо-лікувальних закладів, а також громадських приміщень є обов'язковим. Для житлових приміщень протирадонні заходи проводяться в обов'язковому порядку за умови проживання в них дітей віком менше 14 років, а в інших випадках – тільки за згодою власника житла. При цьому власнику житла повинна бути надана повна інформація про дози опромінення та ризики для здоров'я [7].

Таблиця 2 - Нормативи ЕРОА радону в повітрі житлових будинків, Бк/м³

Країна	Для будинків		Примітки
	побудованих	що здаються у експлуатацію	
Швеція	100	100	Прийнято в 1984 р.
Фінляндія	400	100	Прийнято в 1986 р.
США	80	-	Прийнято в 1986 р.
Канада	400	-	Запропоновано в 1985р.
Німеччина	200	-	Запропоновано в 1986 р.
Великобританія	200	50	Запропоновано в 1987 р.
Росія	200	100	Прийнято в 1990 р.
Україна	100	50	Прийнято в 1991р.

Радон потрапляє в атмосферу приміщень шляхом:

- а) проникнення з надр Землі;
- б) виділення з будівельних матеріалів, використаних при спорудженні будинку (цегли, цементу, щебеню);
- в) привнесення з водопровідною водою, побутовим газом [5].

Найбільше накопичення радону в приміщеннях відбувається внаслідок його виділення з ґрунтів та порід, на яких зведені будівлі.

Середній вміст урану-238 на материках близько 3 мкг/т. При цьому, результуюча активність тонни гірських порід становить приблизно 50 000 розпадів за секунду (50 000 Бк/т), що майже еквівалентно генерації 50 000 атомів радону.

У практиці геологічних досліджень частими є випадки, коли слаборадіоактивні породи у своїх порожнинах і тріщинах містять радон у кількостях, що є у сотні або тисячі разів більшими порівняно з високорадіоактивними гірськими породами. Спорудження будівель

над такими ділянками спричиняє безперервне надходження потоку ґрунтового повітря з високою концентрацією радону і створює серйозну радіологічну небезпеку для людей, що перебувають у цих приміщеннях. Відомі випадки, коли у виробничих підвальних приміщеннях об'ємна концентрація радону досягала 8 000-10 000 Бк/м³, що перевищувало норму в 40-50 разів [3, 6].

Таким чином, джерелами надходження радону, безпосередньо пов'язаними із земними надрами, є:

- власне гірські породи. Радон надходить в будівлю за рахунок його високого геохімічного фону в породах (наприклад, сланцях, гранітах, сієнітах). Підвищений місцевий геохімічний фон може створити значні за площею радононосні ділянки, у межах яких концентрація радону може перевищувати нормативи у десятки разів (до 1000 Бк/м³);

- радононосні тектонічні зони, що характеризуються різко аномальними (у багато разів перевищуючи місцевий геохімічний фон) концентраціями радону, чітко вираженими лінійними розмірами (як правило, ширина таких зон дорівнює сотням метрів при довжині в декілька тисяч метрів). Концентрація радону в атмосфері будинків, що розташовуються над такими зонами, може досягати надзвичайно високих значень (десятки тисяч Бк/м³).

Процеси ексхаляції зумовлюють присутність радону в приміщеннях і за рахунок його виділення з будівельних матеріалів. Часто спостерігаються випадки, коли будинки, збудовані з порівняно слаборадіоактивних за гамма-випромінюванням матеріалів, є вкрай небезпечними за рахунок значного виділення радону та низького рівня вентиляції у приміщеннях.

Поряд з цим, цементи часто характеризуються підвищеним вмістом природного радіоактивного ізотопу калію-40, що у процесі розпаду генерує тільки гамма-випромінювання. У цьому разі, на фоні відносно високого рівня гамма-випромінювання, не буде спостерігатися підвищений рівень концентрації радону. Отже, контроль інтенсивності гамма-випромінювання будівельних матеріалів за допомогою гамма-радіометрів не гарантує якісного контролю за радоном для споруджуваних з цих матеріалів будівель. Небезпеку будівельних матеріалів за радоном необхідно контролювати безпосередньо за радоном [8, 9].

Радон добре розчиняється у воді, тому він міститься у всіх природних водах, причому в глибинних підземних водах його вміст, як правило, більший ніж у поверхневих водостоках і водоймах. Наприклад, у підземних водах його концентрація може змінюватися від 4-5 Бк/л до 3-4 МБк/л, тобто в мільйон разів. У водах озер і рік концентрація радону, як правило, не перевищує 0,5 Бк/л, а у водах морів і океанів - 0,05 Бк/л.

Радон потрапляє з води у повітря за рахунок процесів ексхаляції-дегазації (з повітряних бульбашок, що містяться у воді). Найінтенсивніше цей процес відбувається при розбризкуванні, випаровуванні й кипінні води.

У різних країнах накопичено значний обсяг інформації щодо вмісту радону в житлових і службових приміщеннях (табл. 3) [1, 4, 6]. Для більшості регіонів України основним джерелом надходження радону-222 в повітря житлових приміщень є підстилаючий ґрунт, що зумовлено його геохімічними особливостями. Понад третини території України розташовано на Українському кристалічному щиті, який характеризується підвищеним вмістом трансюра-

нових елементів, продуктом розпаду яких є радон-222.

Таблиця 3 - Вміст радону в будівлях

Країна, регіон	Число обстежених будівель	Концентрація радону, Бк/м ³
Канада	13450	17±4
Німеччина	5970	40 ±2
Фінляндія	2154	64 ±3
Італія	1000	25 ±3
Нідерланди	927	30 ±5
Швейцарія	400	-
підвал	-	720 ± 120
1-й поверх	-	228 ± 68
2-й поверх	-	127 ± 36
Швейцарія (Альпи)	100	-
підвал	-	926±210
1-й поверх	-	267 ± 73
2-й поверх	-	171 ±42
США	3000	72 ±5
Великобританія	2000	12 ±3
Україна	2000	450±35

Проблема надходження радону в повітря будівель пов'язана, в першу чергу, з величиною площі їх контактування з ґрунтом, наявністю та глибиною підвальних приміщень та ін. Приблизно однакова кількість радону надходить крізь зовнішні стіни і підлогу (ексхалція крізь підлогу є на 20% більшою, однак площа стін ~ на 20-25 % більше площі підлоги). Найбільша кількість радону надходить крізь шви збірних елементів, місця з'єднань різних конструкцій та нещільності у будівлях.

Рівень концентрації радону і ДПР в атмосфері будинків значною мірою залежить від природної і штучної вентиляції приміщень, старанності шпаклювання вікон, стиків стін і вертикальних комунікаційних каналів, частоти провітрювання приміщень тощо. Наприклад, найбільш високі концентрації радону в житлових будинках спостерігаються в холодний період року, коли традиційно вживають заходів для утеплення приміщень, що зумовлює зменшення обміну повітря будівель з навколишнім середовищем [3]. Зниження радонового ризику у зведених будівлях забезпечує вірно виконана вентиляція: навіть однократний повітрообмін упродовж 1 години знижує концентрацію радону майже на два порядки [3, 9].

Заходи з протирадонового захисту ведуться за такими двома основними напрямками (табл. 4). У першому випадку мова йде про необхідність реконструкції будівель з метою проведення певних протирадонових заходів. У другому – протирадонові заходи повинні бути

передбачені на рівні архітектурного проекту, що за світовими даними більш економічно, ніж реконструкція, й складає до 3 % від кошторисної вартості будівництва.

Таблиця 4 - Рекомендації з протирадонового захисту будівельного об'єкту

Категорія прийняття рішень	Потужність поглиненої дози (ППД), мкГр·год ⁻¹	ЕРОА радону, Бк·м ⁻³ (середньорічна)	Рішення
I	<0,44	<50	Заходи не обов'язкові
II	<0,44	50-100	Рекомендується проведення мінімального комплексу протирадонових заходів; підсилення природної вентиляції приміщень; вентиляція підпільного простору та ін.
III	>0,44	>100	Проведення протирадіаційних заходів обов'язкове.
III	>0,44	<100	Мінімальний комплекс заходів: протирадонові заходи, герметизація перекриття першого поверху в споруді; вентиляція підпільного простору; підсилена природна вентиляція квартир; фарбування емульсійними або масляними фарбами стін; обклеювання стін шпалерами на полімерній основі; відведення радону з-під споруди за допомогою дренажного пристрою.
IV	>0,44	>100	Якщо заходи не дають зниження ЕРОА радону, вирішується питання про зміну призначення приміщення або обмеження перебування в ньому людей.

Основні протирадонові заходи полягають у:

- максимальному скороченні виділення радону з ґрунту;
- локалізації місць надходження радону в будівлю;
- зниження об'ємної активності радону в повітрі приміщень;
- зменшення рухливості (розповсюдження) радону, що надійшов до будівлі.

Висновки. Основними проблемами радонового ризику є:

1. Майже всі моделі радіаційних ризиків при опроміненні радоном отримані на основі аналізу даних щодо опромінення шахтарів. Достеменно невідомо, наскільки коректним є перенесення цієї моделі ризику на опромінення в житлових і виробничих будівлях.

2. Дотепер не існує надійної формалізованої математичної моделі, що описує процеси нагромадження радону, торону і їх ДПР в атмосфері приміщень з урахуванням усіх шляхів надходження, параметрів будівельних матеріалів, покриттів і т.п.

3. В Україні доступний обмежений масив даних щодо радонового ризику, а зважаючи на особливості латентного впливу радону і його ДПР на здоров'я і тривалість життя людини,

практично не проводяться необхідні дослідження і не впроваджуються протирадонові заходи.

Існують також проблеми, пов'язані з уточненням регіональних особливостей формування доз опромінення від радону і його ДПР, оскільки, як правило, геологічна обстановка більшості міст України вивчена погано.

Список використаної літератури

1. Радиация: Дозы, эффекты, риск: Пер. с англ. М.: Мир, 1988, 79с.
2. Уткин В.И. Газовое дыхание Земли // Соросовский Образовательный Журнал. 1997. № 1, С. 57-64.
3. Жуковский М.В., Ярмошенко И.В. Радон: Измерение, дозы, оценка риска. Екатеринбург: УрО РАН ИПЭ, 1997, 231 с.
4. Публикация 65 МКРЗ "Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах". М.: Энергоатомиздат, 1995, 78 с.
5. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. М.: Энергоатомиздат, 1989, 257 с.
6. Иванов Є.А. Радіоекологічні дослідження. Навч. посібник. Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, Львів, 2004, 149 с.
7. НРБУ – 97.
8. ДБН В.1.4-0.01-97 "Система норм і правил зниження рівня іонізуючого випромінювання ПРН у будівництві. Основні положення".
9. ДБН В. 1.4-2.01-97 "Система норм та правил зниження рівня іонізуючих випромінювань природних радіонуклідів в будівництві. Радіаційний контроль будівельних матеріалів та об'єктів будівництва".

Стаття надійшла до редакції 26.12.12 українською мовою

© Л.В. Жук, В.А. Васийчук, В.Е. Гончарук, С.И. Качан

Проблема радонового риска в экологии

В статье проанализирована роль природного радиоактивного газа радона в общей дозе облучения населения. Указаны пути распространения радона в природе. Рассмотрены ситуации, обуславливающие накопление радона в опасных концентрациях, и представлены пути снижения радоновой опасности.

© L.V. Zhuk, V.O. Vasiytsiouk, V.E. Goncharuk, S.I. Kachan

The problem of radon hazards in ecology

The role of natural radioactive gas – radon in a population irradiation total doze is described. The ways of radon migration in a nature are shown. The situations resulting to radon accumulation in dangerous concentration are considered. The ways of reduction of radon's hazards are submitted.

Розділ 2. Основи природокористування та безпека життєдіяльності

УДК 528.87

© М.О. Попов, д-р техн. наук, проф.;

І.Д. Семко, аспірант

Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі

Інституту геологічних наук НАН України, м. Київ

ОЦІНЮВАННЯ ХАРАКТЕРИСТИК ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ З ВИКОРИСТАННЯМ ЗАСОБІВ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ

Запропоновано методику оцінювання характеристик зелених насаджень в умовах міських агломерацій і урбанізованих територій на основі даних ДЗЗ, а саме, лідарних даних та матеріалів багатоспектрального космічного знімання високої просторової розрізненості. Описано схему оброблення даних при дистанційному оцінюванні кількісно-якісних характеристик зелених насаджень, наводяться результати її застосування на полігоні міста Черкаси.

Ключові слова: ДЗЗ, зелені насадження, міські агломерації, космічні знімки

Вступ

Вплив на здоров'я людини несприятливих чинників міського життя суттєво знижується за рахунок зелених насаджень - деревно-чагарникової і трав'яної рослинності в парках, скверах, на вулицях, бульварах, алеях, тощо. Зелені насадження (ЗН) відіграють велику роль у боротьбі із запиленістю і загазованістю повітря, впливають на температуру і вологість середовища, роблять свій внесок у формування мікроклімату району, забезпечують захист від промислових і автотранспортних викидів, шуму, снігових заметів. Крім того, ЗН займають значне місце в архітектурі міста, допомагають організувати простір, додають містам індивідуальний і неповторний характер.

Численні наукові дослідження показують, що рівень впливу ЗН на міське середовище і його екологічний стан залежить від таких чинників, як порода, кількість дерев та їхній вік, висота, порядок розміщення і повнота насаджень тощо. Так, на листяних деревах добре осідають тверді частинки атмосферних аерозолів, пил найкраще затримують листя в'язів і бузку. Фітонциди, що активно виділяються, насамперед, деревами хвойних порід, вбивають деякі хвороботворні бактерії, зокрема бактерії дифтериту. Тому зрозуміло, що питання збе-

реження ЗН і озеленення міських територій є ключовими у справі забезпечення належних санітарно-гігієнічних умов і якості життя населення в цілому.

Державні будівельні норми України "Містобудування. Планування і забудова міських і сільських поселень" (ДБН 360-92) встановлюють, що на одну людину має бути від 10 до 15 кв. метрів площі ЗН загальноміського користування та 6-8 кв. метрів у житлових районах. У нашій країні оцінювання та здійснення контролю за станом озеленення та охороною ЗН, відповідністю нормам ДБН 360-92 регулюється низкою законів, зокрема Законом України "Про благоустрій населених пунктів". За наказом Державного комітету України по житлово-комунальному господарству "Про затвердження Правил утримання зелених насаджень міст та інших населених пунктів України" № 70 від 29 липня 1994 р., комунальними службами або уповноваженими організаціями періодично проводиться інвентаризація ЗН, мета якої – актуалізація даних щодо кількісних і якісних характеристик ЗН на території поселення.

За "Інструкцією з інвентаризації зелених насаджень у населених пунктах України" від 16.01.2007 р. [<http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0182-02>], силами спеціалістів місцевого бюро технічної інвентаризації або уповноваженими підприємствами раз на п'ять років:

- визначається загальна площа, зайнята об'єктами зеленого господарства, у тому числі окремо деревами, чагарниками, квітниками, газонами, стежками тощо;
- підраховується кількість дерев і чагарників за видами насаджень, їх породами, віком, діаметром;
- оцінюються стовбури дерев та стан їхнього утримання.

При інвентаризації також оцінюється (в номінальних категоріях "добрий", "задовільний" або "незадовільний") стан насаджень за ознаками: стан дерев, санітарно-захисних зон, газонів, кущів, квітників. Проводиться оцінювання якості стану лісопаркових насаджень, відповідності кількості ЗН чинним будівельним та санітарним нормам.

За підсумками інвентаризації складається паспорт кожного об'єкта зеленого господарства, зміст якого включає актуальну на той час інформацію про:

- межі об'єкта із зазначенням сусідніх землекористувачів;
- дорожньо-алейну мережу;
- поодинокі дерева, групи дерев і кущів, живоплоти, рядові посадки дерев, газони, квітники тощо;
- будівлі, споруди, водоймища, опори електричних, телефонних та радіомереж, оглядові колодязі інженерних мереж тощо.

Одержання означеної інформації, складання паспортів об'єктів зеленого господарства потребують великого обсягу робіт з візуального обстеження насаджень на місці, геометричної та інструментальної зйомки, виконання геодезичних робіт, проведення складних розрахунків тощо. Багаторічний вітчизняний та світовий досвід показує, що розв'язання цих задач традиційними методами камеральних робіт у натурі є дуже трудомістким, витратним і не завжди дозволяє отримувати всю інформацію, необхідну для прийняття муніципальною владою адекватних управлінських рішень.

Тому в останнє десятиліття для вирішення різноманітних завдань, пов'язаних з визначенням кількісних та якісних характеристик об'єктів лісопаркових зон, природно-заповідного фонду, зелених масивів і окремих поодиноких дерев, все частіше застосовуються методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ), засновані на залученні матеріалів аеро-космічного знімання і цифрових технологій оброблення даних.

Контекст і постановка задачі

Найбільш вагомі і цікаві результати в дистанційному оцінюванні видів і характеристик рослинності досягнуто на сьогодні за допомогою матеріалів багатоспектрального та гіперспектрального знімання в оптичному діапазоні [1]. Просторова і радіометрична якість матеріалів багатоспектрального космічного знімання, що одержуються сучасними бортовими видовими технічними засобами (Landsat, RapidEye, GeoEye, WorldView та ін.), дозволяє досить точно розділяти ділянки з листяними і хвойними деревами, розраховувати площі цих ділянок, оцінювати стан зелених насаджень і лісів тощо. За допомогою матеріалів гіперспектрального знімання (EO-1 Hyperion, AVIRIS, HYDICE та ін.) сьогодні можна із задовільною точністю оцінювати біофізичні параметри рослинності, зокрема, концентрацію хлорофілу [2].

Однак пасивний принцип формування зображення, який закладений в конструкцію більшості відомих сучасних технічних засобів багато - та гіперспектрального знімання, суттєво обмежує можливості отримання оцінок розподілу характеристик і параметрів об'єктів вдовж третьої просторової координати – висоти, що, наприклад, необхідно в задачах оцінювання біо- і фітомаси, структури і деревного запасу насаджень тощо. Одержання означених оцінок можливе із застосуванням активних лазерно-локаційних (лідарних) систем, в яких зображення розташованих на місцевості об'єктів формуються енергією імпульсів лазерного випромінювання, відбитого від цих об'єктів [3]. Оскільки звичайно є технічна можливість окремо реєструвати лазерні імпульси, відбиті від елементів (деталей) об'єкта, розташованих на різних відстанях (висотах, ярусах), то через селекцію імпульсів випромінювання, що відбиті одноярусними деталями об'єктів, можна формувати відповідне зображення. Завдяки тому одержується не одне, а низка зображень об'єкта, яка у сукупності дає можливість синтезувати 3D-зображення місцевості та розташованих на ній об'єктів, оцінювати розподіл характеристик і параметрів об'єктів вдовж третьої координати – висоти, тощо.

Однією з перших фундаментально-прикладних робіт, де були систематизовані результати застосування авіаційних систем лазерної локації місцевості, лісових масивів та інших фітоценозів, є монографія [4]. Тут розглянуто технології 3D-аналізу земної поверхні, визначення структури і фітомаси лісу за даними лазерної локації і супутникових систем глобального позиціонування, на багатому фактичному матеріалі висвітлюються особливості і переваги лазерно-локаційного знімання при інвентаризації лісів, землевпорядкуванні і т. д.

У роботах [5-8] показано, що принципово нові можливості щодо підвищення повноти і точності оцінок відкривають підходи, які базуються на комплексуванні лідарних даних з матеріалами багатоспектрального знімання. У [5] на основі спільного застосування знімків

QuickBird і лідарних даних вирішується задача класифікації ділянок лісу в залежності від складу порід дерев. Процедура класифікації здійснюється у два етапи: спочатку незалежно проводиться сегментування зображення QuickBird за спектральними ознаками і сегментування за лідарними даними, а після цього результати об'єднуються для отримання класифікаційних оцінок. У [6] побудовані регресійні моделі, які на основі авіаційних лідарних даних і супутникових багатоспектральних знімків LandSat ETM+ дозволяють здійснювати картографування лісів.

Ряд досліджень з ДЗЗ, зокрема роботи [7, 8], показують, що точність оцінок стану лісів, визначення порід дерев, запасів деревостою може бути підвищена, якщо лідарні дані комплексуються з даними гіперспектрального знімання та іншими даними на територію інтересу. У [7] подібним чином вирішувалась задача класифікації лісових ділянок, лідарні дані забезпечувалися лазерно-локаційним сканером Optech ALTM 3100, гіперспектральне зображення формувалося бортовим сенсором AISA Eagle (126 спектральних каналів у діапазоні довжин хвиль від 0,40 до 0,99 мкм, просторове розрізнення на місцевості 1,0 м). Результати, наведені у [8], показують високу точність і перспективність методів картографування структури лісів із залученням лідарних даних, багатоспектральних знімків різного просторового розрізнення і радіолокаційних зображень.

Слід звернути увагу, що ефективність зазначених вище комплексних методів ДЗЗ суттєво залежить від гомогенності (просторової однорідності) ділянок рослинності і земної поверхні. Найбільш складними у цьому відношенні є міські агломерації та інші урбанізовані території, де паркові зони, “островки” рослинності перемежуються з будівлями, дорогами тощо [9]. Крім того, для успішної класифікації об'єктів на аерокосмічних зображеннях і валідації (перевіряння ефективності) методу або технології необхідні контрольно-завіркові дані, які отримуються методом польових вимірювань і спостережень [1, 10]. Через ці обставини практично кожна тематична задача ДЗЗ, чи то дистанційне оцінювання стану лісів, визначення характеристик ЗН в умовах міста або інша, потребує адаптування до регіональних (місцевих) умов, властивостей об'єктів інтересу, врахування специфіки вхідних даних і т. д.

Мета даної статті – розробка і обґрунтування методики дистанційного оцінювання кількісно-якісних характеристик ЗН в умовах міських агломерацій і урбанізованих територій на основі комплексного застосування лідарних даних і матеріалів багатоспектрального космічного знімання високої просторової розрізненості.

За допомогою розробленої методики можуть оперативно, в автоматизованому режимі оцінюватися основні характеристики ЗН (площа та стан ділянки, висота і тип дерева та ін.), передбачені згаданою вище “Інструкцією з інвентаризації зелених насаджень у населених пунктах України” і необхідні при прийнятті рішень відповідними владними структурами і особами.

Територія дослідження і вхідні дані

У якості полігону досліджень було використано частину території м. Черкаси, Україна, площею порядку 25 км² (координати центру ділянки: 49.422798, 32.017433). Одна з особливостей території – це густий рослинний покрив на території паркових зон та рідкий рослинний покрив у містах забудови. Друга особливість – різноманітність розмірів об'єктів на території досліджень, від малих архітектурних форм до багатоповерхових житлових комплексів.

Враховуючи ці особливості, для надійної класифікації об'єктів необхідні матеріали високої просторової розрізненості. Тому на означену територію було отримано багатоспектральний космічний знімок, зроблений з борта космічного апарата GeoEye-1 28 травня 2011 р., і дані лідарного знімання з борта літака на близький період часу.

Багатоспектральний космічний знімок GeoEye-1 має у своєму складі панхроматичне зображення (спектральний інтервал 0,45–0,90 мкм) з просторовою розрізненістю близько 0,5 м і чотири зональних зображення (в інтервалах 0,45–0,52 (синій), 0,52–0,60 (зелений), 0,625–0,695 (червоний) та 0,76–0,90 мкм (ближній інфрачервоний)). Просторова розрізненість усіх зональних зображень однакова і складає 1,65 м. Цифровий сигнал зображення має динамічний діапазон 12 бітів. Багатоспектральний космічний знімок, який використовувався в дослідженні, пройшов процедуру атмосферного коригування.

Лідарні дані були одержані за допомогою авіаційного лазерно-локаційного сканера Optech ALTM з такими характеристиками [www.optech.com]:

- робоча довжина хвилі 1,064 мкм;
- розрізненість за висотою від 5 до 35 см (в залежності від висоти знімання);
- розрізненість на місцевості близько 40 точок на 1 м²;
- можливість роздільної фіксації 4-ох імпульсів за дальністю;
- динамічний діапазон сигналу 12 бітів.

Крім того, в процесі дослідження також залучалися дані, отримані шляхом візуальних спостережень об'єктів території дослідження.

Методика оброблення даних: схема і експериментальні результати

Методика дистанційного оцінювання кількісно-якісних характеристик ЗН в умовах міських агломерацій і урбанізованих територій на основі комплексного застосування лідарних даних і матеріалів багатоспектрального космічного знімання високої просторової розрізненості реалізується за схемою, представленою на рис. 1.

Згідно зі схемою, спочатку оброблення багатоспектрального знімку та лідарних даних здійснюється паралельно. Оброблення багатоспектрального знімку (знімків) має на меті виділити на зображенні (місцевості) ділянки, які відносяться до ЗН. Для цього в роботі був використаний нормалізований вегетаційний індекс NDVI (Normalized Difference Vegetation Index):

$$NDVI = \frac{E_{NIR} - E_R}{E_{NIR} + E_R},$$

де E_{NIR} , E_R – інтенсивність оптичного сигналу у ближньому інфрачервоному та червоному спектральному діапазонах відповідно.

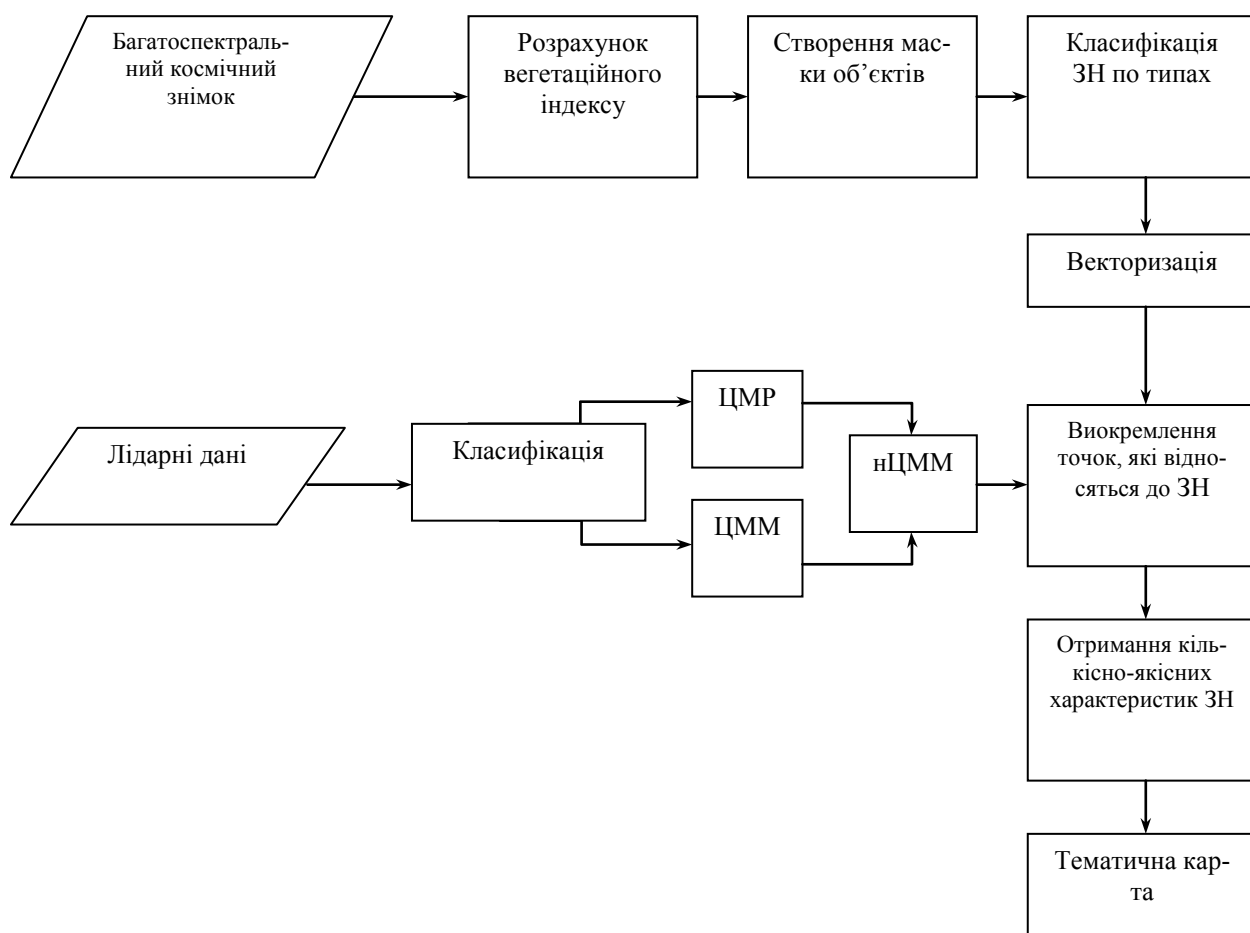


Рис. 1 - Схема дистанційного оцінювання кількісно-якісних характеристик зелених насаджень в умовах міських агломерацій і урбанізованих територій:
ЦМР – цифрова модель рельєфу; ЦММ - цифрова модель місцевості

Розрахунок NDVI базується на двох найбільш стабільних (не залежних від інших факторів) ділянках спектральної кривої відбиття рослин. У червоній області спектра (0,66–0,69 мкм) лежить максимум поглинання сонячної радіації хлорофілом вищих рослин, а в інфрачервоній області (0,78–0,92 мкм) перебуває область максимального відбиття клітинних структур листя. Тобто висока фотосинтетична активність (пов'язана, як правило, з густою рослинністю) веде до меншого відображення в червоній області спектра і більшого - в інфрачервоній. Для рослинності індекс $NDVI > 0$, і чим більше зелена фітомаса, тим значення NDVI вище [11]. Розрахунок NDVI в межах дослідженої території наведено на рис. 2, на шкалі індексу відповідностей показано ділянки території, які належать до ЗН та інших об'єктів.

Крім того, необхідно врахувати той факт, що точності NDVI вистачає здебільшого в умовах з густою щільністю ЗН (парки, сквери), але в умовах забудови для підвищення точності потрібно вводити корекцію за сигнал від ґрунту в загальний алгоритм класифікації.



Рис. 2 - Розрахунок індексу та дискретна шкала NDVI

При значній кількості ділянок з рідким рослинним покривом (саме такий випадок має місце на досліджуваному полігоні) потрібна корекція значень NDVI за сигнал від ґрунту, який домішується до сигналу рослинності, тому в цьому разі доцільніше використовувати вегетаційний індекс SAVI [12]:

$$SAVI = \frac{(E_{NIR} - E_R)}{E_{NIR} + E_R + L} (1 + L),$$

де значення L встановлюється в залежності від щільності ЗН: для територій з дуже великою щільністю рослинності $L=0$, а в районах, де немає зеленої рослинності, маємо $L=1$. Тобто для міських агломерацій найбільш дієвий показник величини $L=0,5$. При $L = 0$ маємо $SAVI = NDVI$. За даними SAVI створюється маска-фільтр для об'єктів, які не відносяться до ЗН; результат маскування представлено на рис. 3.



Рис. 3 - Результат маскування об'єктів, які не відносяться до зелених насаджень

Наступним етапом оброблення багатоспектрального знімку є класифікація на якісні показники ЗН за даними спектральних яскравостей, а саме - розподіл на хвойні та листяні типи дерев. Така класифікація здійснювалась у роботі за допомогою програмних засобів ENVI та HALGON. Результат класифікації векторизується (рис. 4).



■ - переважає листяний тип ЗН ▨ - переважає хвойний тип ЗН

*Рис. 4 - Результати класифікації зелених насаджень на знімку GeoEye-1
в програмному пакеті HALGON*

Оскільки розрізненість на місцевості лідарних даних, одержаних з борта літака, значно вища, ніж мають космічні знімки, то оброблення лідарних даних дозволяє отримати більш детальну інформацію про об'єкти, у тому числі ЗН. У роботі оброблення лідарних даних здійснювалося за допомогою програмних засобів ArcGis, LasTools та Terra.

Процес оброблення лідарних даних починається з класифікації хмари точок на два основні типи: точки, які відносяться до земного покриття та некласифіковані точки інших об'єктів. Маючи хмару точок, що відносяться до земного покриття, створюємо цифрову модель рельєфу (ЦМР) та цифрову модель місцевості (ЦММ). Різниця між ЦММ та ЦМР і приведення їх в одну площину дають можливість отримати нормалізовану цифрову модель місцевості (нЦММ), що дозволяє далі визначити дійсну висоту об'єкту, як це схематично проілюстровано на рис. 5.

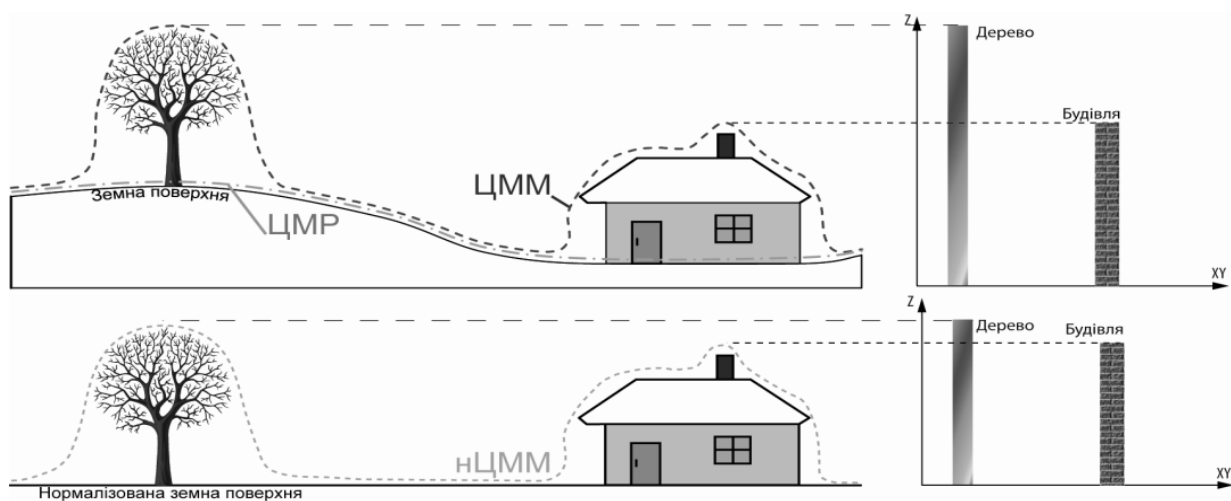


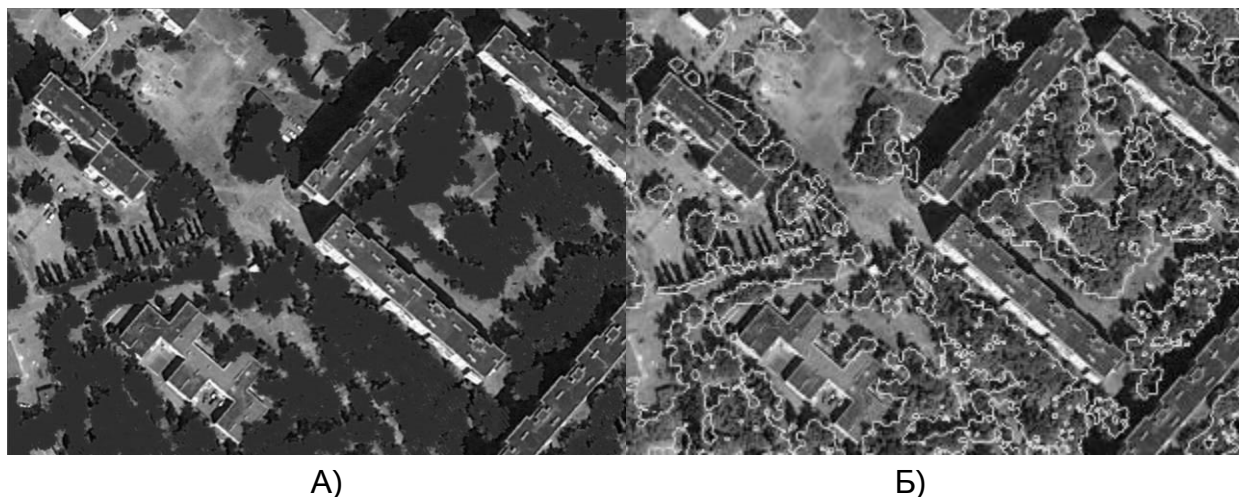
Рис. 5 - Схема визначення дійсної висоти об'єкта

Далі вектор, який був отриманий в результаті оброблення багатоспектрального знімку, накладається на лідарну хмару точок, щоб відокремити точки, які відносяться тільки до об'єктів - ЗН. Маючи висоту кожної точки, проводиться їх градація за висотою (до 2 м - кущі, до 5 м – саджанці та молоді дерева і вище 5 м - дорослі дерева). Після цього відкласифіковані точки перетворюються в полігональний об'єкт з атрибутивною інформацією про кожен полігон ЗН (рис. 6), а саме: площу, висоту, тип дерева, стан та інші кількісно-якісні характеристики.

Заключним етапом є створення тематичної карти ЗН. Карта дає можливість наочно відображати дані розрахунків та спостережень, допомагає здійснювати ефективний візуальний контроль за станом озеленення та охороною ЗН.

Нижче наводяться результати оцінювання характеристик ЗН в межах території полігону дослідження за допомогою запропонованої методики:

- загальна площа ЗН (16,31 км², 65,2%);
- площа і співвідношення листяних – 15,46 км² (94,7%) і хвойних 0,85 км² (5,3%).



*Рис. 6 - Фрагмент досліджуваної території:
А) хмара точок лідара, що відносяться до ЗН;
Б) створені полігони ЗН (SHP) із хмари точок*

Оскільки площі, охоплені багатоспектральним знімком та лідарними даними, співпадали лише частково, то процентний розподіл дерев за висотою визначався тільки для частини полігону. На цій частині кущі (висотою до 2 м) займають $0,01 \text{ км}^2$; дерева висотою 2-5 м – $0,03 \text{ км}^2$, а дерева вище за 5 м – $0,8 \text{ км}^2$.

Необхідно зазначити, що отримані вище оцінки відображають стан території дослідження тільки на період знімання. Якщо ми маємо такі дані на різні періоди часу, то порівняння отриманої і задокументованої інформації з попередніми даними про стан ЗН дає можливість виявляти зміни і фіксувати таким чином, наприклад, випадки ушкоджень ЗН та їх знищення. У такому разі отримана дистанційним методом і задокументована інформація може бути використана для обчислення компенсаційної вартості, після чого має здійснюватися (за рахунок винних) компенсаційне озеленення пошкоджених територій.

Висновок

Таким чином, у роботі запропонована і обґрунтована методика дистанційного оцінювання кількісно-якісних характеристик ЗН в умовах міських агломерацій і урбанізованих територій на основі комплексного застосування лідарних даних і матеріалів багатоспектрального космічного знімання високої просторової розрізненості. За допомогою розробленої методики можуть оперативно, в автоматизованому режимі оцінюватися основні характеристики ЗН (площа та стан ділянки, висота і тип дерева та ін.), необхідні при прийнятті рішень відповідними владними структурами і особами.

Подальший розвиток методики має бути спрямований на розроблення процедури виявлення змін на території дослідження, для чого потрібні різночасові вхідні дані. Крім того, потрібне поглиблене перевіряння точності оцінок, що формуються на основі запропонованої методики.

Список використаної літератури

1. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування // За ред. В.І. Лялька і М.О. Попова. – К.: Наук. думка, 2006. – 360 с.
2. Zarco-Tejada P.J. Needle chlorophyll content estimation through model inversion using hyperspectral data from boreal conifer forest canopies / P.J. Zarco-Tejada, J.R. Millera, J. Harrona, B. Hub, T.L. Noland, N. Goele, G.H. Mohammed, P. Sampson // Remote Sensing of Environment, Vol. 89, Iss. 2, 2004, pp. 189–199.
3. Measures R.M. Laser Remote Sensing: Fundamentals and Applications / R.M. Measures // Malabar, Florida: Krieger Publishing Company, 1992. – 510 p.
4. Medvedev E.M. Laser location of earth and forest / E.M. Medvedev, I.M. Danilin, S.R. Mel'nikov // Textbook. 2nd Edition, - Moscow: Geokosmos; Krasnoyarsk: V.N. Sukachev Institute of Forest, Russian Academy of Sciences, Siberian Branch. – 2007. – 229 p. <http://www.laserlocation.ru/literature.html>
5. Ke Y. Synergistic use of QuickBird multispectral imagery and LIDAR data for object-based forest species classification / Y. Ke, L.J. Quackenbush, J. Im // Remote Sensing of Environment, vol. 114, Iss. 6, 2010, pp. 1141–1154.
6. Hudak A.T. Regression modeling and mapping of coniferous forest basal area and tree density from discrete-return lidar and multispectral satellite data / A.T. Hudak, N.L. Crookston, J.S. Evans, M.J. Falkowski, A.M.S. Smith, P. Morgan, P. Gessler // Canadian Journal of Remote Sensing, 2006, 32, pp. 126–138.
7. Dalponte M. Fusion of Hyperspectral and LIDAR Remote Sensing Data for Classification of Complex Forest Areas / M. Dalponte, L. Bruzzone, D. Gianelle // IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, Vol. 46, No. 5, 2008, pp. 1416–1427.
8. Hyde P. Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using multi-sensor (LiDAR, SAR/InSAR, ETM+, Quickbird) synergy / P. Hyde, R. Dubayah, W. Walker, J.B. Blair, M. Hofton, C. Hunsaker // Remote Sensing of Environment, Vol. 102, Iss. 1/2, 2006, pp. 63–73.
9. Jensen R. Using Remote Sensing and Geographic Information Systems to Study Urban Quality of Life and Urban Forest Amenities / R. Jensen, J. Gatrell, J. Boulton, B. Harper // Ecology and Society, 2004. Vol. 9. Iss. 5. - Art.5.
10. McCoy R.M. Field Methods in Remote Sensing / R.M McCoy // N.Y. - Guilford Press, 2005. - 160 p.
11. Huete A., Justice C., van Leeuwen W. MODIS VEGETATION INDEX (MOD13). Algorithm theoretical basis document / NASA, MODIS-WEB// Version 3, 1999 http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf
12. Huete A.R. The Use of Vegetation Indices in Forested Regions: Issues of Linearity and Saturation / A.R. Huete, H. Liu, W.J.D. van Leeuwen // Proceedings of the IGARSS-97 Symposium. — Singapore: IEEE Press, 1997. - P. 1-3.

Стаття надійшла до редакції 18.01.13 українською мовою

© М.А. Попов, И.Д. Семко

**Оценка характеристик зеленых насаждений с использованием средств
дистанционного зондирования Земли**

Предложена методика оценивания характеристик зеленых насаждений в условиях городских агломераций и урбанизированных территорий на основе данных ДЗЗ, а именно, лидарных данных и материалов многоспектральной космической съемки высокого пространственного разрешения. Описана схема обработки данных при дистанционной оценке количественно-качественных характеристик зеленых насаждений, приводятся результаты ее применения на полигоне города Черкассы.

© M.O. Popov, I.D. Semko

**Assessment of green planting characteristics by using methods
of remote sensing of Earth**

A method for remote assessment of trees plantations characteristics in conditions of mega polis or urban territories using remote sensing data, namely LIDAR data and multispectral satellite images with high spatial resolution is proposed. A flowchart of data proceeding for remote assessment of quality and quantity characteristics of trees plantations is noted. Results of proposed method application for Cherkassy site are described.

УДК 628.161.

© **В.О. Терновцев**, д-р техн. наук, проф.;

О.В. Зоря, канд. техн. наук, доцент;

О.В. Терновцев, канд. техн. наук

Київський національний університет будівництва та архітектури, м. Київ

ВИКОРИСТАННЯ ГІДРОКСИЛАПАТИТУ, МОДИФІКОВАНОГО ГІДРООКСИСУЛЬФАТОМ ТА ГІДРООКСИХЛОРИДОМ АЛЮМІНІЮ, ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДИ ВІД ФТОРУ

Розглянуто виділення фторид-іонів методом іонного обміну на фільтрах з модифікованим завантаженням. Запропоновано використовувати гідроксилапатит в якості завантаження, модифікованого розчинами гідроксисульфату або гідроксихлориду алюмінію. Наведені основні показники процесу знефторювання води.

Ключові слова: знефторювання води, фільтри з модифікованим завантаженням, гідроксилапатит

Підземні води певних областей України (Донецької, Полтавської, Чернігівської) містять фторид-іони в кількості, що значно перевищує дозовану концентрацію – 1.5 мг/дм³ [1;2]. Фтор належить до речовин, які негативно впливають на організм людини, адже значні його концентрації спричиняють флюороз та інші захворювання.

На сьогодні виділення з води фторид-іонів відносно складний процес, тому кількість установок для очистки води обмежена. Враховуючи важливість цього питання, останнім часом цьому напрямку присвячені значні розробки [3;4].

Для вилучення з води фтору можуть використовуватись різні методи, засновані на переведі його в різноманітні нерозчинні сполуки, сорбція фтору сорбентами, модифікованими солями алюмінію та іонообмінними матеріалами.

З технічної точки зору, методи знефторювання води можуть бути поділені на дві великі групи:

- сорбція фтору за допомогою осадів гідроксидів кальцію, магнію та алюмінію;
- виділення фтору фільтруванням через фторселективні матеріали за рахунок сорбції, іонного обміну або отримання комплексних сполук. Ця група методів, як показали дослідження [3;4], має найбільше використання.

Для затримання фторид-іону при фільтруванні води використовується завантаження, яке повинно бути не шкідливе для людей, мати незначну вартість та високу ємність по відношенню до фтору після обробки алюмінійвміщуючими солями.

У випадку, коли затримання фторид-іонів здійснюється пластівцями гідроксиду алюмінію в процесі фільтрації крізь шар завислого осаду, найбільший внесок - за адсорбцією, а при

використанні завантаження у вигляді клиноптилоліту, модифікованого солями алюмінію - за механізмом іонного обміну. Дослідження очистки води від фторид-іонів проводилось на клиноптилоліті, модифікованому солями алюмінію.

Клиноптилоліт Сокирянського родовища, за даними [5;6], має наступні показники:

- об'ємна маса 1000-1100 кг/м³;
- щільність-2,2 г/см³;
- пористість-51-63%;
- механічна міцність на стирання-0.32%;
- структурна формула $\text{Na}_6[(\text{AlO}_2)_6(\text{SiO}_2)_{30}]\cdot 24\text{H}_2\text{O}$.

Вибір для очистки води від фторид-іонів клиноптилоліту пов'язаний з тим, що цей природний матеріал може працювати як іонообмінник і після попередньої обробки солями алюмінію - затримувати фтор. При обробці клиноптилоліту сульфатом алюмінію відбувається заміщення іонів Na^+ на іони Al^{3+} з отриманням іоніту, на поверхні якого закріплюється реагент-модифікатор, наприклад $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Дослідження, наведені в [3;4], показують, що рН води впливає на ефективність затримання фторид-іонів алюмінійвміщуючими солями. Враховуючи, що поверхня гідроксилапатиту (клиноптилоліту) змінюється в залежності від рН середовища за рахунок гідролізу.

Відомо [7], що в результаті гідролізу солі алюмінію, в залежності від рН, можуть утворюватись: $\text{Al}(\text{OH})_3$; $\text{Al}_2(\text{OH})_4\text{SO}_4$ та $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$. Співвідношення одиниці молярної маси катіону до аніону, який в іонному обміні може замінюватись аніоном фтору, становить: 1:1,89; 1:3,08 та 1:4,18. Для останньої форми продуктів гідролізу в межах значень рН 4,3...5,3 повинно знаходитись найбільше значення обмінної ємності. При збільшенні рН (рН від 8 до 8,3) отримуються розчинні алюмінати (AlO_2^-), які не можуть брати участь в іонному обміні. При значеннях рН < 4,5 гідроліз солі алюмінію не проходить. Такий достатньо грубий підхід дозволяє визначити можливості іонного обміну щодо виділення фторид-іону з води іонним обміном солями алюмінію на активованих фільтруючих завантаженнях.

Ізотерма сорбції фторид-іонів при рН = 6,5 та значеннях рівновагових концентрацій 0-50 мг/дм³ для цеоліта, модифікованого $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$, наведена на рис. 1.

Розрахунки, проведені по Фрайндліху, дають співвідношення:

$$a=0,021 \cdot C_p^{1/1,29}, \quad (1)$$

де a - кількість відсорбованого на завантаженні фтору;

C_p - рівновагова концентрація фтору.

При використанні в якості реагентів для регенерації $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ або $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$ у воду завдяки іонному обміну замість фторид-іону надходить сульфат-іон, кількість якого обмежується Держстандартом. Проведені нами розрахунки показують, що на одиницю затриманого фтору у воду надходить 2,52 одиниці сульфат-іонів при використанні для регенерації $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ або 1,7 одиниці сульфат-іонів при використанні $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$.

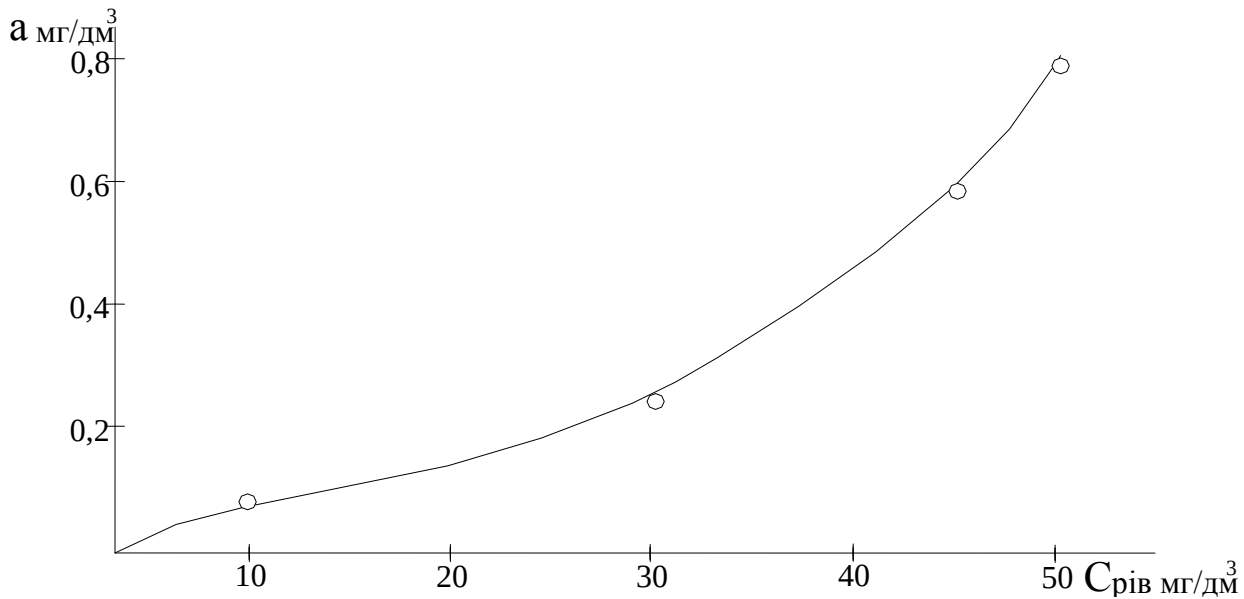


Рис. 1. - Ізотерма сорбції фторидіонів на цеоліті, обробленому Al(OH)SO_4 pH 5,5

Таким чином, розрахунки показали, що при використанні в якості регенеруючого розчину першого реагенту, кількість сульфат-іонів у воді збільшується в співвідношенні 1:1,48 по відношенню до другого реагенту.

Результати експериментальної перевірки, прийняті за даними О.М. Матвієнко, наведені на рис.2.

Стабільний ефект зі співвідношення 1:1,48 починається в усталеному режимі, який відповідає восьми і більше об'ємам води (W_3 - об'єм завантаження).

Розглянувши вплив pH на ефективність затримання фторид-іонів (рис. 3), необхідно зробити висновок, що склад регенераційного розчину суттєво впливає на поведінку завантаження.

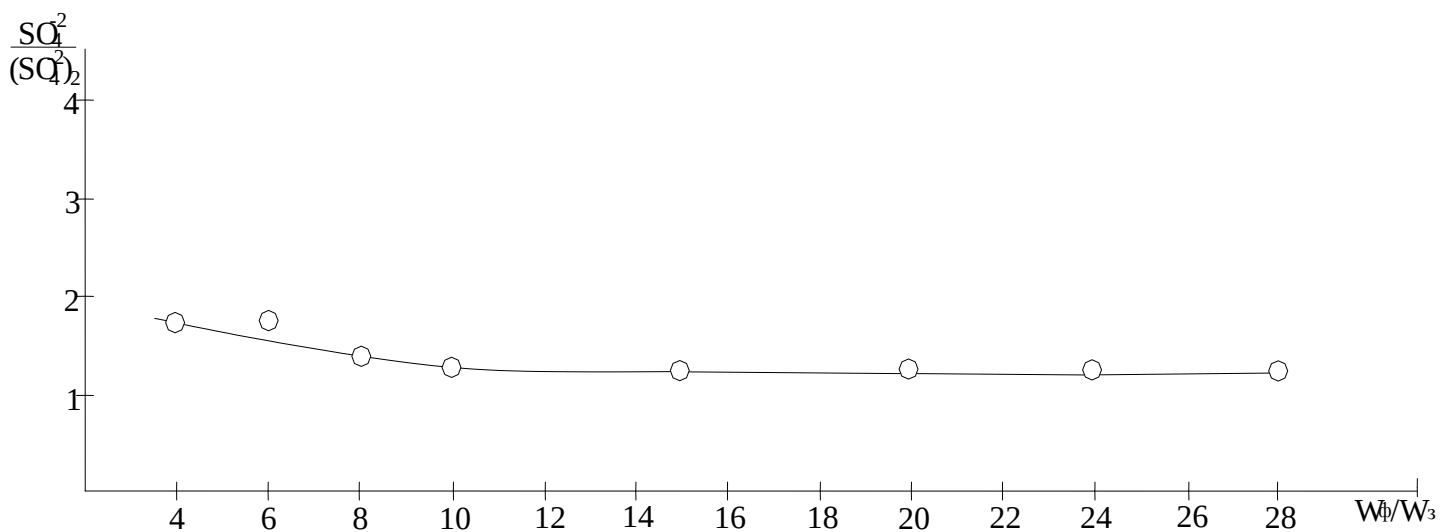
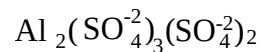


Рис. 2 - Вихід у фільтрат SO_4^{2-} Іонів при обробці води Al(OH)SO_4 $(\text{SO}_4^{2-})_2$ від об'єму профільтрованої води $W_{\text{ф}}$



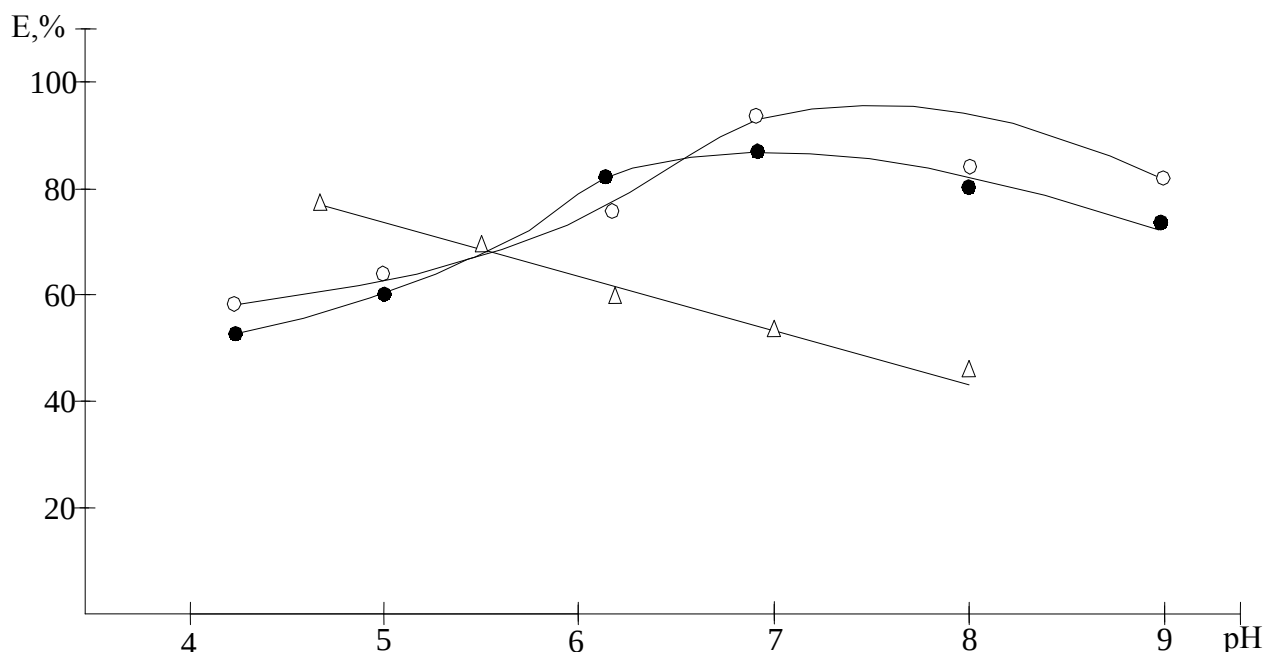


Рис. 3 - Зміна ефекту знефторювання води від pH цеоліту, обробленого:
 Δ - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$; $\circ$ - $\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl}$; $\bullet$ - $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$

Для розчину $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, гідроліз якого відповідає отриманню $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$, $\text{Al}_2(\text{OH})_4\text{SO}_4$ та $\text{Al}(\text{OH})_3$, знефторення води рекомендується [8] проводити в кислому середовищі. Розрахунки за законом збереження маси з урахуванням відомих констант рівноваги алюмофторвміщуючих комплексів дозволяють дуже приблизно визначити значення pH найкращого виділення фторид-іону. Слід враховувати, що велика кількість додаткових факторів, пов'язаних із солевмістом води, буде впливати на точність рішень.

Експерименти, проведені як на реальній воді, так і на приготованих розчинах, показують, що для цеоліту, модифікованого розчином $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$ та $\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl}$, максимальний ефект затримання фторид-іонів змінюється в напрямку збільшення pH і досягає $\text{pH}=6,8\dots7$.

Визначення обмінної ємкості для цеолітового завантаження, обробленого гідроксисульфатом алюмінію, складає 110 мг/дм^3 , а для гідроксихлориду на 5-7% більше. В наших розрахунках розглянуто як для $\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl}$, так і для $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$. Зміна обмінної ємкості в залежності від pH розчину наведена на рис. 4.

Рекомендована область, в межах якої бажано проводити знефторення води, становить по pH 4...7. Для цього діапазону значень проведено визначення $E = f(\text{pH})$ у вигляді спрощеної емпіричної залежності:

$$E_{\text{pH}} = 110 - 14 [7 - \text{pH}_E] \quad , \quad (2)$$

де E_{pH} - ємкість іонообмінного завантаження,
 pH_E - pH оброблюваної води.

Розділ 2. Основи природокористування та безпека життєдіяльності

Кількість фторид-іонів, затриманих за один цикл ($G, \text{г}$) між регенераціями, можна визначити як:

$$G = Q * T * (C_0 - C_t) , \quad (3)$$

де Q - витрати води, $\text{м}^3/\text{год}$;

T - час між регенераціями, год;

C_0 ; C_t - початкова та заключна концентрації фторид-іонів.

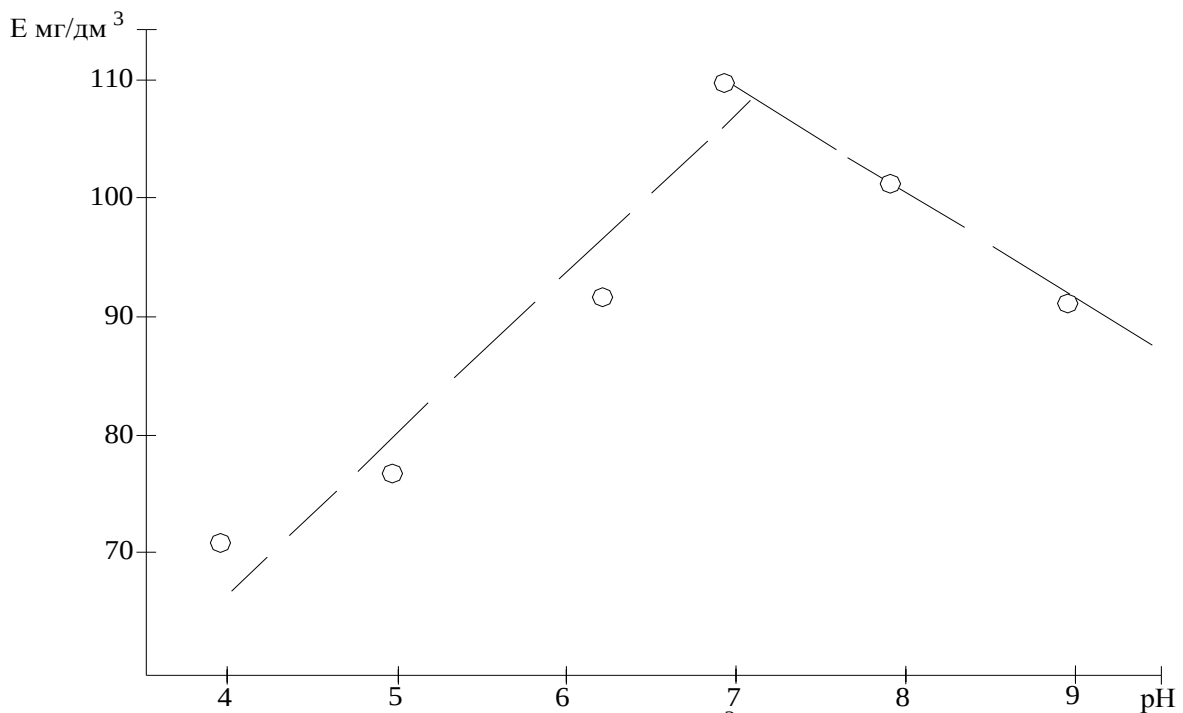


Рис.4 Зміна обмінної ємності E мг/дм^3 в залежності від pH води

За цей період кількість фторид-іонів, які можуть бути затримані завантаженням, складає:

$$G = F * H * E \quad (4)$$

де F - площа фільтра, м^2

H - висота фільтра, м

Прирівнюючи (3) та (4) і враховуючи, що $Q = F * V$ (V - швидкість фільтрації), отримаємо:

$$T = \frac{EH}{V(C_0 - C_t)} \quad (5)$$

Співвідношення (5) визначає час фільтрування між регенераціями фільтра. Процес виділення з води фторид-іонів залежить не тільки від складу модифікованого розчину, а й від вибору матеріалу, який модифікується.

Обмінна ємкість модифікованого фільтруючого завантаження залежить від закріплення на поверхні реагенту. Останнє здійснюється завдяки дії різних сил. На таких завантаженнях, як цеоліт, глауконіт та доломіт ефективність зв'язку між поверхнею та алюмінійвміщуючим комплексом відповідає силам, характерним для іонного обміну. Дослідженнями [4], встановлено, що більша кількість алюмінію сорбується на поверхні при значеннях рН 4...5. При цих значеннях отримуються неметалічні структури, які відмиваються не так легко, як аморфні, що отримані при інших значеннях рН.

Висновки: На основі проведених досліджень та аналізу існуючого матеріалу для виділення фторид-іонів з підземних вод може бути рекомендовано використання модифікованого завантаження з гідроксилапатиту, глауконіту (цеоліту), обробленого гідроксихлоридом або гідроксисульфатом алюмінію.

Визначено, що використання цих реагентів для регенерації цеоліту дозволяє покращити якість води на виході з фільтра; суттєво зменшити кількість сульфат-іонів у порівнянні з регенерацією сульфатом алюмінію. Крім того, відомо [9], що при використанні прийнятих реагентів різко зменшується концентрація у фільтрованій воді іонів алюмінію. Визначені основні параметри процесу очистки води від фторид-іонів та наведені співвідношення для розробки установок зі знефторювання води.

Список використаної літератури

1. Мягченко А.П., Портянко В.Ф. Содержание фторидов в водах Северного Приазовья. Гигиена и санитария.- 1985, № 10. с.58-59
2. Левинский О.М., Головаш Е.А. та інш. Наукові записки. Хім. Науки і технології. 2000.- 55с. с.78-82.
3. Матвієнко О.М. Знефторювання підземних вод на фільтрах з модифікованим завантаженням. Автореферат дисертації кандидата технічних наук. Київ, 2005, 18с.
4. Гончарук В.В., Пшинко Г.Н., Тимошенко Т.Т. Обесфторивание природных вод фильтрованием через глауконит, обработанный солями алюминия. Химия и технология воды-2008-30 №6.615-62с.
5. Тарасевич Ю.И. Природные цеолиты в процессах очистки воды. Химия и технология воды-1988-10, №3-с.210-218
6. Тарасевич Ю.И., Поляков В.Е. и др. Ионнообменные свойства и особенности строения клиноптилолитов различных месторождений. Химия и технология воды-1991-13, №2-с.132-140.
7. Бабенков Е.Д. Очистка воды коагулянтами., 1977, М., Наука, 356с. Клячко В.Н., Апельцин И.Э. Очистка природных вод. 1971, М., Стройиздат, 579с.
8. Матвієнко О.М., Терновцев В.О. вплив модифікованого природного цеоліту на іонний склад знефторюваної природної води. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки- наук.-техн. збірник. Випуск 1., К., КНУБА, 2003, с.90-93.

Стаття надійшла до редакції 28.01.13 українською мовою

© **В.О. Терновцев**, А.В. Заря, А.В. Терновцев

Использование гидроксилapatита, модифицированного гидрооксисульфатом и гидрооксихлоридом алюминия, для очистки воды от фтора

Рассмотрено выделение фторид-ионов методом ионного обмена на фильтрах с модифицированной загрузкой. Предложено использовать гидроксилapatит в качестве загрузки, модифицированной растворами гидрооксисульфата или гидрооксихлорида алюминия. Приведены основные показатели процесса обезфторивания воды.

© **B.O. Ternovtsev**, O.V. Zorya, O.V. Ternovtsev

Use of hydroxyapatite, modified by aluminium hydroxysulphate and by aluminum hydroxychloride, for cleaning water from fluorine

We consider the allocation of fluoride ions by ion exchange on the filters with a modified loading. Proposed use of hydroxyapatite as a load, or retrofit solutions gidroksisulfata gidroksihlorida aluminum. The basic process indicators of obezftorivaniya water are submitted.

УДК 556.1

© С.В. Телима¹, канд. техн. наук;
Я.А. Тугай², канд. техн. наук;
Є.О. Олійник², провідний інженер;
Г.В. Майстренко², аспірант

¹Інститут гідромеханіки НАН України, м. Київ

²Київський національний університет будівництва та архітектури, м. Київ

РОЗРАХУНОК БЕРЕГОВОГО ПРОМЕНЕВОГО ВОДОЗАБОРУ ПРИ БОКОВОМУ ФІЛЬТРАЦІЙНОМУ ПОТОЦІ

Наводиться методика розрахунку параметрів променевого водозабору (дренажу) при боковому фільтраційному притоці води, розроблений на основі використання метода фільтраційних опорів стосовно складних гідрогеологічних умов. Подається приклад розрахунку шестипроменевого водозабору.

Ключові слова: променевий водозабір (дренаж), метод фільтраційних опорів, дебіт (витрата), напір, водоносна товща (шар), радіус сферичного фільтра

Відомо, що метод фільтраційних опорів є доцільним і ефективним при вирішенні різних задач фільтрації до водозабірних споруд у складних гідрогеологічних і природних умовах за наявності недосконалих границь живлення і стоку [1]. Такими спорудами дуже часто є недосконалі променеві водозабори і дренажі, коли воду потрібно забирати з двох-, трьохшарових водоносних товщ невеликої потужності, з різними коефіцієнтами фільтрації окремих шарів [2, 3, 4]. У цих випадках метод фільтраційних опорів дозволяє без зменшення точності практичних розрахунків значно спростити вирішення цих задач фільтрації. Як приклад наводимо розрахунок променевого водозабору (дренажу) з боковим притоком із різних джерел живлення.

Відповідно до методу фільтраційних опорів витрата кожного i -го горизонтального променя променевого водозабору (дренажу) в цих умовах визначається за такою універсальною залежністю:

$$Q_{gi} = \frac{2\pi TS_{gi} l_i}{F_i + \Phi_i}. \quad (1)$$

Тоді загальний дебіт (витрата) променевого водозабору (дренажу), який складається із N ($N \geq 1$) фільтрів-променів, складає

$$Q = \sum_{n=1}^N Q_{gi}. \quad (2)$$

де S_{gi} - задане зниження напору в i -му промені (дрені) (середнє чи в окремій характерній точці), F_i і Φ_i - зовнішній і внутрішній опори i -го променя довжиною l_i .

Як зазначалось вище, опори F_i і Φ_i кожної дрени - променя можуть бути визначені в загальному випадку в результаті строгих рішень задач просторової фільтрації до променевого водозабору (дренажу) [5]. Однак реалізація моделей просторової фільтрації для визначення опорів Φ вимагає використання складних чисельних методів рішення задачі і аналізу одержаних результатів. Тому для практики при визначенні опорів Φ досить розглянути і виконати рішення більш простих локальних схем просторового радіального притоку підземних (грунтових) вод до променевого дренажу [3]. Доцільність запропонованого підходу визначення опорів Φ підтверджена більш строгими чисельними розрахунками.

У загальному випадку опір на гідродинамічну недосконалість Φ в умовах променевого водозабору (дренажу), який складається із взаємодіючих між собою фільтрів-променів, буде сумою двох опорів: основного Φ_* і додаткового $\Delta\Phi$, тобто маємо

$$\Phi = \Phi_* + \Delta\Phi, \quad (3)$$

де Φ_* - основний опір на недосконалість фільтра-променя, який розглядається, $\Delta\Phi$ - додатковий опір, який враховує вплив на недосконалість сусідніх дрен-променів при їх близькому розташуванні ($r_k < m$). У випадку однорідного водоносного пласта опір Φ і його складові Φ_* і $\Delta\Phi$ будуть визначатись за формулами

$$\Phi = mf, \quad \Phi_* = mf_*, \quad \Delta\Phi = m\Delta f, \quad (4)$$

де $f = f_* + \Delta f$, f_* і Δf - відповідні безрозмірні опори, які визначаються з використанням загального рівняння фільтрації до точкового джерела [3, 6].

$$\varphi = \frac{q}{2\pi m} \left[\ln \frac{4m}{l} + 2 \sum_{n=1}^{\infty} K_0 \left(\frac{\pi n r}{m} \right) \cos \frac{\pi n z}{m} \cos \frac{\pi n b}{m} \right]. \quad (5)$$

Для схеми радіального притоку до променевого дренажу з рівномірним розташуванням у плані променів пропонуються для визначення опорів f і Δf такі рівняння

$$f_* = 4 \sum_{n=1}^{\infty} \int_0^{l/2} K_0 \left(\frac{\pi n}{m} \sqrt{\eta^2 + r^2} \right) \cos^2 \frac{\pi n b}{m} d\eta, \quad (6)$$

$$\Delta f = 2 \sum_{j=1}^{N-1} \sum_{n=1}^{\infty} \int_0^l K_0 \left(\frac{\pi n \rho_j}{m} \right) \cos^2 \frac{\pi n b}{m} d\eta, \quad (7)$$

де

$$\rho_j = \sqrt{\eta^2 - \eta l \cos\left(\frac{2r}{l} - \frac{2\pi}{N} j\right) + \frac{l^2}{4}}, \quad (8)$$

$$0 \leq \eta \leq l.$$

Інтегрування цих рівнянь було одержано окремо для довгих $l \geq 2m$ і коротких променів $l < 2m$. У першому випадку промінь кінцевої довжини l можна розглядати як нескінченно довгий промінь $l \rightarrow \infty$, а в другому випадку кожний короткий промінь замінюється еквівалентним сферичним променем радіусом r_0 .

У результаті проведеного аналізу одержаних досить громіздких виразів для практичного використання запропоновані такі залежності:

для довгих променів ($l \geq 2m$) маємо

$$f_* = \ln \frac{m}{2\pi r \sin \frac{\pi(2b+r)}{2m}}, \quad (9)$$

$$\Delta f = 2 \sum_{k=2}^N f_k(l_k, b), \quad (10)$$

$$f_k(l_k, b) = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n} e^{\frac{\pi n l_k}{m}} \cos^2 \frac{\pi n b}{m}; \quad (11)$$

при будь-якому розташуванні променя по глибині ($b \neq 0$);

$$f_* = 2 \ln \frac{m}{\pi r}, \quad (12)$$

$$\Delta f = -2 \sum_{k=2}^N \ln \left(1 - e^{-\frac{\pi l_k}{m}} \right), \quad (13)$$

при розташуванні променя у покрівлі пласта ($b = 0$).

У наведених формулах: r - розрахунковий радіус фільтра (дрени); l_k - віддаль від середини фільтра-променя, який розглядається ($k=1$), до середини променів ($k=2,3,\dots,N$). Якщо ця віддаль буде $l_k > m$, то практично можна не враховувати вплив цієї дрени, тобто, приймати в розрахунках $f_k = 0$ ($\Delta f = 0$). Так, наприклад, у випадку 4-х променевого дренажу з рівномірним розташуванням променів $\Delta f = 2(f_{n_2} + f_{n_3} + f_{n_4})$. Так як $l_3 = l > 2m$, $l_2 = l_4$, то маємо $f_{n_3} = 0$, $f_{n_2} = f_{n_4}$ і остаточно $\Delta f = 4f_{n_2}$. Ряди в наведених формулах сходяться швидко, і тому в розрахунках досить взяти суму з декількох перших членів. Для зручності розрахунку на основі формул (11) і (13) побудовано графік $f_k = f(l_k, b)$, наведений на рис.1.

Для коротких фільтрів-променів ($l < 2m$) маємо

$$f_s = 2\pi \frac{l}{m} f_{s_s}, \quad (14)$$

$$\Delta f = 2\pi \frac{l}{m} \Delta f_s, \quad (15)$$

$$\Delta f_s = \sum_{k=2}^N f_{sk}, \quad (16)$$

де f_{s_s} приймається за допомогою графіка $f_{s_s} = f\left(\frac{r_0}{m}, \frac{b}{m}\right)$, наведеного на рис.2, на якому

$f_{s_s} = \frac{\xi m}{\delta l}$, $\delta = 1,356r$, а f_{sk} - також із цього графіка, на якому замість $\frac{r_0}{m}$ береться відношення $\frac{l_k}{m}$. На графіку (рис.2) r_0 - радіус сферичного фільтра, який приймається за формулою

$$r_0 = \frac{l}{2 \ln \frac{l}{1,356r}}, \quad (17)$$

l_k - віддаль від середини фільтра-променя ($k=1$), який розглядається, до середини фільтрів-променів ($k=2,3,\dots,N$). Це відношення враховується, як і у випадку довгих фільтрів-променів, але тільки при $l_k < m$.

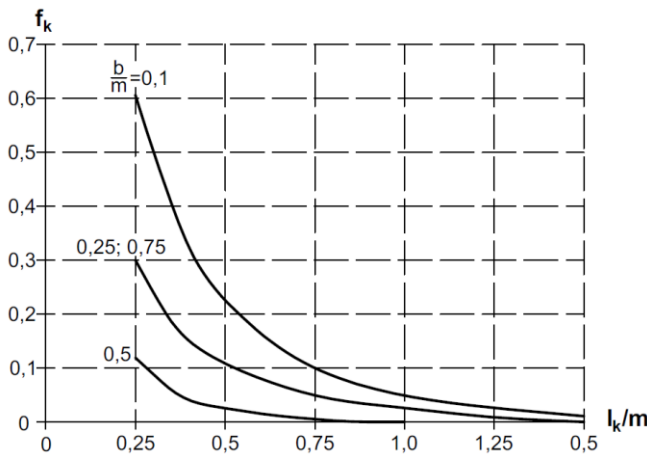


Рис. 1 - Графік залежності $f_k = f(l_k, b)$

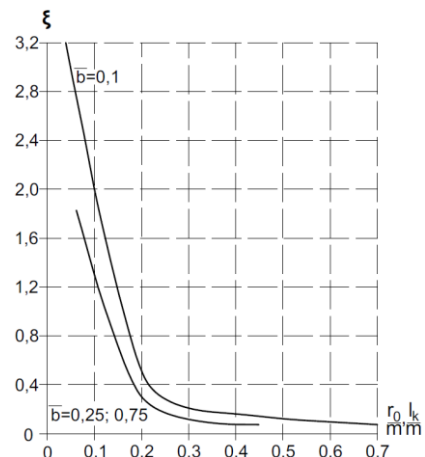


Рис. 2 - Графік залежності $f_{s_s} = f\left(\frac{r_0}{m}, \frac{b}{m}\right)$

Із наведених залежностей можна зробити такі висновки:

1) опір Φ_* залежить тільки від розмірів фільтра-променя і його розташування по глибині фільтраційного потоку і не залежить від кількості променів, N , так і від їх розташування в плані.

2) розташування фільтрів-променів у плані, як рівномірне, так і нерівномірне, а також їх кількість, N , враховується додатковим опором $\Delta\Phi$. При цьому для схеми променевого водозабору (дренажу) з N рівномірно розташованими променями додатковий опір $\Delta\Phi$ для кожного фільтра буде однаковим; для схеми променевого водозабору з N нерівномірним розташуванням променів кожний фільтр буде мати свій опір $\Delta\Phi$, який також може бути визначений за наведеними вище залежностями.

Для променевого водозабору чи дренажу, які дренують чи забирають воду з двошарової водоносної товщі (пласта) розрахунок виконується за формулою (1), в якій приймається водопровідність двошарової товщі (пласта) $T = k_1 m_1 + k_2 m_2$, а опір Φ буде залежати від параметрів цього пласта. У подальшому обмежимося розглядом найбільш поширеного на практиці випадку довгих фільтрів-променів. При складанні залежностей для визначення опорів Φ у двошаровому ґрунті були використані розроблені нами [1, 3] принципи і підходи побудови аналогічних залежностей для інших дренажів.

При розташуванні променевого водозабору (дренажу) у верхньому шарі пласта маємо:

$$\Phi_* = m_1 \frac{(1 - \lambda_1) \lambda_1}{2} f_1 + \frac{T}{k_1} \frac{(\lambda_1 - 1) \lambda_1}{2} \bar{f}_1 - m(\lambda_1^2 - 1)f, \quad (18)$$

де $\lambda_1 = \frac{k_1 - k_2}{k_1 + k_2}$, f_1, f - безрозмірні опори в однорідному ґрунті відповідної потужності m_1 і

$m = m_1 + m_2$, які визначаються за наведеною вище методикою.

При розташуванні променевого водозабору (дренажу) в нижньому шарі двошарової товщі (пласта) маємо

$$\Phi_* = m_2 \frac{(1 - \lambda_2) \lambda_2}{2} f_2 + \frac{T}{k_2} \frac{(\lambda_2 - 1) \lambda_2}{2} \bar{f}_2 - m(\lambda_2^2 - 1)f, \quad (19)$$

де $\lambda_2 = \frac{k_2 - k_1}{k_1 + k_2}$, f_2, f - безрозмірні опори в однорідному ґрунті відповідної потужності m_2 і

$m = m_1 + m_2$, які визначаються за наведеною вище методикою; k_1, k_2 - коефіцієнти фільтрації верхнього і нижнього шарів потужностями m_1 і m_2 . Безрозмірні опори $\bar{f}_1$ і $\bar{f}_2$ визначаються за формулами

$$\bar{f}_1 = 2 \ln \frac{4m_1 \cos \frac{\pi b}{m_1}}{\pi \sqrt{2r}(b + 0,5r)}, \quad \text{при } b \neq 0, \quad (20)$$

$$\bar{f}_1 = 2 \ln \frac{4m_1}{\pi r}, \quad \text{при } b = 0, \quad (21)$$

$$\bar{f}_2 = \ln\left(\frac{4m_2}{\pi r} \operatorname{tg} \frac{\pi \alpha}{2m_2}\right), \quad \text{при } \alpha < m_2 - r, \quad (22)$$

$$\bar{f}_2 = 2 \ln\left(\frac{4m_2}{\pi r}\right), \quad \text{при } \alpha = m_2 - r, \quad (23)$$

де b , α - відповідно віддалі до фільтрів-променів від кривлі і підшви двошарового пласта.

У таблиці 1 наведені деякі розрахунки опорів Φ , f_1 , f_* і Δf для відношення $\frac{r}{m} = 0,1$ за наведеними вище залежностями для променевого водозабору з рівномірно розташованими променями в однорідному пласті потужністю $m=10$ м. Із таблиці 1 випливає: а) у випадку довгих фільтрів-променів ($l > 2m$) додатковий опір Δf практично можна не враховувати при $N \leq 4$; б) основний і додатковий опори суттєво зменшуються при віддаленні фільтра-променя від покрівлі (підшви) пласта і будуть найменшими при розташуванні фільтра-променя десь посередині пласта; в) у випадку коротких фільтрів ($l < 2m$) додатковий опір суттєво збільшується зі збільшенням кількості променів і при $N > 4$ буде дорівнювати і навіть може бути більшим основного опору.

Таблиця 1 - Результати розрахунку опорів променевого дренажу

N	b/m	l/m	Δf	f_*	f	$\Phi, \text{м}$
2	0	2,0	-	2,32	2,32	23,2
	0,25	2,0	-	0,68	0,68	8,8
	0,5	2,0	-	0,48	0,48	4,8
	0	0,5	-	1,57	1,57	15,7
	0,25	0,5	-	0,63	0,63	6,3
	0	0,5	-	0,41	0,41	4,1
3	0	2,0	0,04	2,32	2,36	23,6
	0,25	2,0	-	0,68	0,68	6,8
	0,5	2,0	-	0,48	0,48	4,8
	0	0,5	0,40	1,57	1,97	19,7
	0,25	0,5	0,16	0,63	0,79	7,9
	0	0,5	0,04	0,41	0,45	4,5
4	0	2,0	0,12	2,32	2,44	24,4
	0,25	2,0	0,04	0,68	0,72	7,2
	0,5	2,0	-	0,48	0,48	4,8
	0	0,5	0,64	1,57	2,21	22,1
	0,25	0,5	0,20	0,63	0,83	8,3
	0	0,5	0,08	0,41	0,49	4,9
6	0	2,0	0,20	2,32	2,52	25,2
	0,25	2,0	0,08	0,68	0,76	7,6
	0,5	2,0	0,02	0,48	0,50	5,0
	0	0,5	1,72	1,57	3,29	32,9
	0,25	0,5	0,6	0,63	1,23	12,3
	0	0,5	0,36	0,41	0,77	7,7

На підставі теоретичного рішення задач усталеної планової фільтрації до променевих водозаборів, а також до інших дренажних споруд були одержані деякі аналітичні рішення для визначення зовнішніх опорів F . Як уже зазначалось вище, області фільтрації, які обмежені різними по окресленню в плані границями потоку, часто можуть бути приведені завдяки схематизації ґрунтового потоку до кругової області фільтрації радіусом R [1, 2]. Для цієї схеми радіального потоку до променевого водозабору (дренажу) з рівномірно розташованими однакою довжини l в плані N променями із заданими однаковими зниженнями на всіх фільтрах-променях S і однаковими опорами Φ рахункова формула для визначення витрати променевого водозабору буде мати вигляд

$$Q_N = \frac{2\pi TSIN}{F_N + \Phi}. \quad (24)$$

Вирішивши вираз (24) відносно S , одержимо формулу для визначення середнього зниження рівня (напору) на фільтрах-променях (наближено на водозбірному колодязі) при заданій витраті Q променевого водозабору. Проте в загальному випадку в залежності від N опір F_N буде різним, і тому в цьому загальному випадку витрати Q визначаються за формулою (2). У цьому випадку зовнішній опір F_N зручно представити у вигляді

$$F_N = F_1 + \Delta F_N, \quad (25)$$

де F_1 - зовнішній опір при радіальному притоці до одиночного фільтра (дрени) довжиною l , який визначається за залежністю

$$F_1 = l \ln \frac{2R}{l} + l - 2r \operatorname{arctg} \frac{l}{2r}. \quad (26)$$

Оскільки часто $r \ll l$, то формула (26) може бути спрощена до вигляду

$$F_1 = l \left(\ln \frac{2R}{l} + 1 \right). \quad (27)$$

Додатковий зовнішній опір ΔF_N ($N = 2, 3, 4, 6, 8$), враховує вплив кількості променів і визначається за формулами

$$\begin{aligned} \Delta F_2 &= l \left(\ln \frac{2R}{l} - 0,40 \right), \\ \Delta F_3 &= l \left(2 \ln \frac{2R}{l} - 0,575 \right), \end{aligned} \quad (28)$$

$$\Delta F_4 = l \left(3 \ln \frac{2R}{l} - 1,32 \right),$$

$$\Delta F_6 = l \left(5 \ln \frac{2R}{l} - 2,80 \right),$$

$$\Delta F_8 = l \left(7 \ln \frac{2R}{l} - 5,25 \right).$$

Для зручності визначення зовнішнього опору F_N і додаткових опорів ΔF_N на рис.3, 4 наведено розрахункові графіки $\frac{F_N}{lN} = f\left(N, \ln \frac{2R}{l}\right)$ і $\frac{\Delta F_N}{lN} = f\left(N, \ln \frac{2R}{l}\right)$.

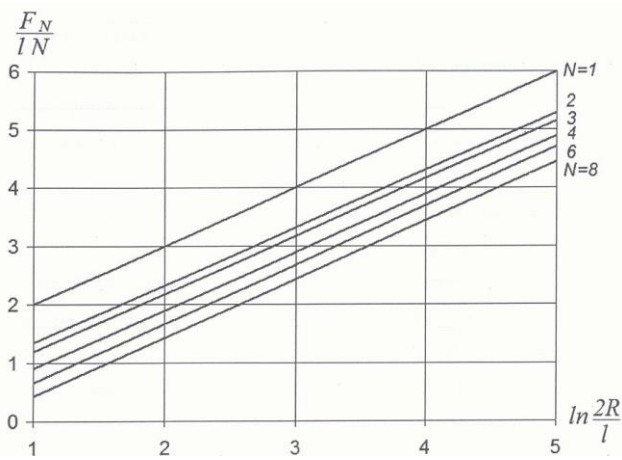


Рис. 3 - Графік залежності $F_N = f(R, l, N)$

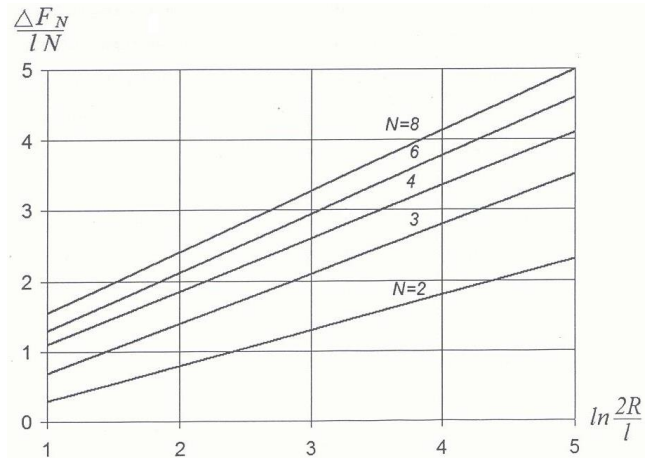


Рис. 4 - Графік залежності $\Delta F_N = f(R, l, N)$

Формулу (25) для подальшого аналізу зручно представити у вигляді

$$F_N = F_1 + (1 + \gamma_N), \quad (29)$$

де поправочний коефіцієнт $\gamma_N = \frac{\Delta F_N}{F_1}$, який враховує взаємний вплив (інтерференцію) гори-

зонтальних досконалих фільтрів-променів. При значному віддаленні променевого дренажу від кругової границі живлення ($R > 3l$) при практичних розрахунках недосконалий променевий дренаж у випадку коротких фільтрів-променів доцільно привести до досконалого великого колодязя, до якого, як відомо, фільтраційний приток визначається за формулою

$$Q = \frac{2\pi TS_\phi}{\ln \frac{R}{r_{lh}}}, \quad (30)$$

де розрахунковий радіус цього недосконалого колодязя, r_{lh} , буде

$$r_{l_n} = \alpha r_l \quad (31)$$

де $\alpha = \exp(-\Phi)$ і враховує недосконалість променевого дренажу. У випадку досконалого променевого дренажу у формулі (31) приймається $\alpha = 1$, а r_l - радіус еквівалентного досконалого колодязя при заміні досконалого променевого дренажу, який приймається із графіка на рис.5.

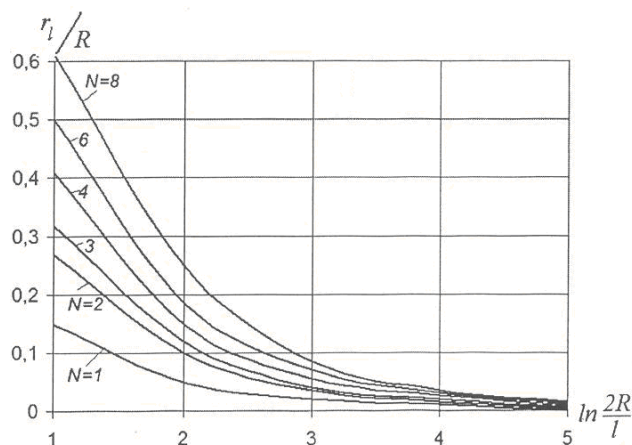


Рис.5. Графік залежності $r_l = f(N, R, l)$

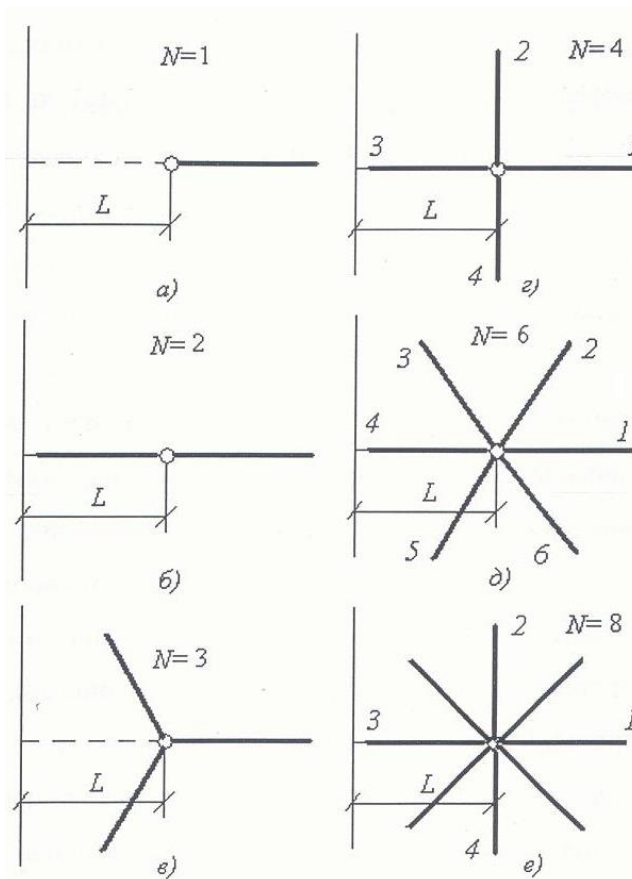


Рис. 6 - Фільтраційні схеми одностороннього притоку до променевих водозаборів (дренажів)

Для другої широко розповсюдженої на практиці півобмеженої області фільтрації, а саме: при односторонньому притоці (із річки, водосховища, прилеглої території) (рис.6) навіть у випадку променевого водозабору з рівномірним розташуванням у плані фільтрів-променів зовнішній опір F буде різним для кожного фільтра (хоча внутрішній опір Φ буде однаковим). Таким чином, у загальному випадку визначення витрат фільтрів-променів виконується за залежністю (2). З використанням цієї залежності одержано загальне рішення фільтраційної схеми потоку при заданому (відомому) зниженні середнього рівня S_ϕ , в кожній дрени-промені. У ній, в залежності від кількості променів N , зовнішній опір F вираховується за формулою (25). У формулі (25), в свою чергу, приймається: зовнішній опір одиночного фільтра при односторонньому притоці F_1 , визначається так

$$F_1 = l \ln \frac{2L+l}{l} + 2L \ln \frac{2L+l}{2L}, \quad (32)$$

а додатковий опір ΔF_N для цієї схеми притоку (рис.6) визначається за такими залежностями

$$\begin{aligned} \Delta F_2 &= l \ln \frac{2L-l}{l} + 2L \ln \frac{2L}{2L-l}, \\ \Delta F_3 &= l \ln \frac{l^2 - 2Ll + 4L^2}{l^2} + L \ln \frac{4L^2}{l^2 - 2Ll + 4L^2} + 2\sqrt{3}L \arctg \left(\frac{\sqrt{3}l}{4L-l} \right); \\ \Delta F_4 &= l \ln \frac{l^2 + 4L^2}{l^2} + 2L \ln \frac{2L}{2L-l} + l \ln \frac{2L-l}{l} + 4L \arctg \left(\frac{l}{2L} \right); \\ \Delta F_6 &= l \ln \frac{l^2 + 2Ll + 4L^2}{l^2} + l \ln \frac{l^2 - 2Ll + 4L^2}{l^2} + 2L \ln \frac{2L}{2L-l} + l \ln \frac{2L-l}{l} + \\ &\quad + L \ln \frac{l^2 + 2Ll + 4L^2}{l^2 - 2Ll + 4L^2} + 2\sqrt{3}L \left(\arctg \frac{L+l}{\sqrt{3}L} - \arctg \frac{L-l}{\sqrt{3}L} \right); \\ \Delta F_8 &= l \ln \frac{l^2 + 4L^2}{l^2} + l \ln \frac{l^2 + 2\sqrt{2}Ll + 4L^2}{l^2} + l \ln \frac{l^2 - 2\sqrt{2}Ll + 4L^2}{l^2} + 2L \ln \frac{2L}{2L-l} + l \ln \frac{2L-l}{l} + \\ &\quad + 2\sqrt{2}L \ln \frac{l^2 + 2\sqrt{2}Ll + 4L^2}{l^2 - 2\sqrt{2}Ll + 4L^2} + 2\sqrt{2}L \left(\arctg \frac{\sqrt{2}L+l}{\sqrt{2}L} - \arctg \frac{\sqrt{2}L-l}{\sqrt{2}L} \right) + 4L \arctg \frac{l}{2L}. \end{aligned} \quad (33)$$

Тут F_1 - зовнішній опір при односторонньому притоці до одиночного фільтра (дрени) променя, L - віддаль від границі живлення до водозбірного колодязя, ΔF_N - додатковий зовнішній опір, який враховує вплив кількості фільтрів-променів $N = 2,3,4,6,8$ і який також можна визначити за графіком (рис.7), побудованим за формулами (33). Загальний опір F можна ви-

значати за формулою (25), використовуючи співвідношення $\gamma_N = \frac{\Delta F_N}{F_1}$, яке приймається із графіка (рис. 9). Для наближеного визначення опору F при значному віддаленні променевого дренажу чи водозабору від прямолінійної границі живлення $\frac{L}{l} \geq 2 - 3$ при однакових довжинах l пропонується така наближена формула:

$$F_N = l N \ln \frac{2L \sqrt[N]{4}}{l}. \quad (34)$$

Величини опорів F_N , які розраховані за формулою (34), наведені на графіку на рис. 8 (пунктирні лінії). Із цього графіка випливає, що формула (34) дає занижені значення F десь на 20-30%, зокрема, зі збільшенням кількості променів ця розбіжність збільшується.

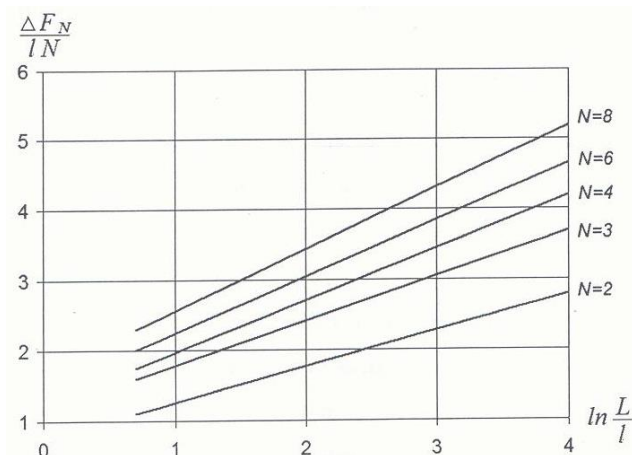


Рис. 7 - Графік залежності $\Delta F_N = f(L, l, N)$

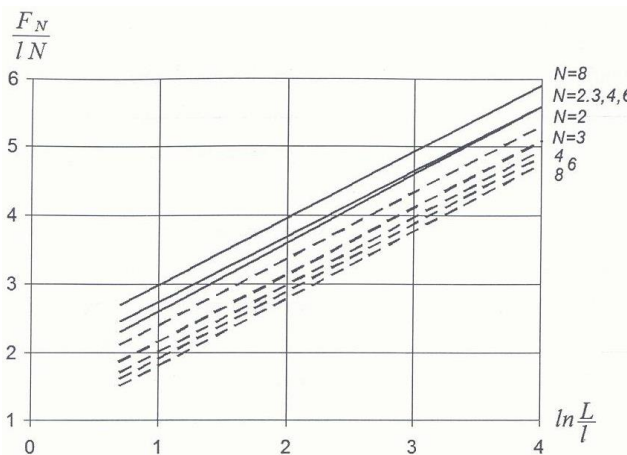


Рис. 8 - Графік залежності $F_N = f(L, l, N)$

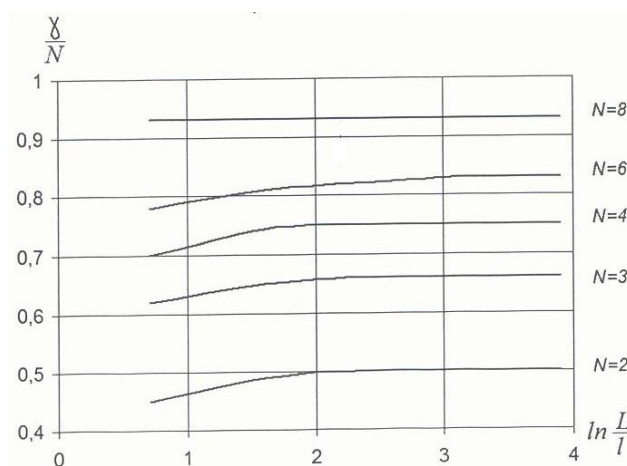


Рис. 9 - Графік залежності $\gamma = f(L, l, N)$

Приклад розрахунку.

Визначити дебіт (витрату) 6-ти променевого водозабору, розташованого біля річки і який забирає воду із нижнього шару двошарової водоносної товщі (рис.10). Вихідні дані для розрахунку такі: $L = 300$ м, $l = 50$ м, $k_1 = 0,5$ м/доба, $k_2 = 5$ м/доба, $m_1 = 5$ мм, $m_2 = 10$ мм, $r = 0,1$ м, $S_{об} = 8,0$ м, $\alpha = 7,0$ м.

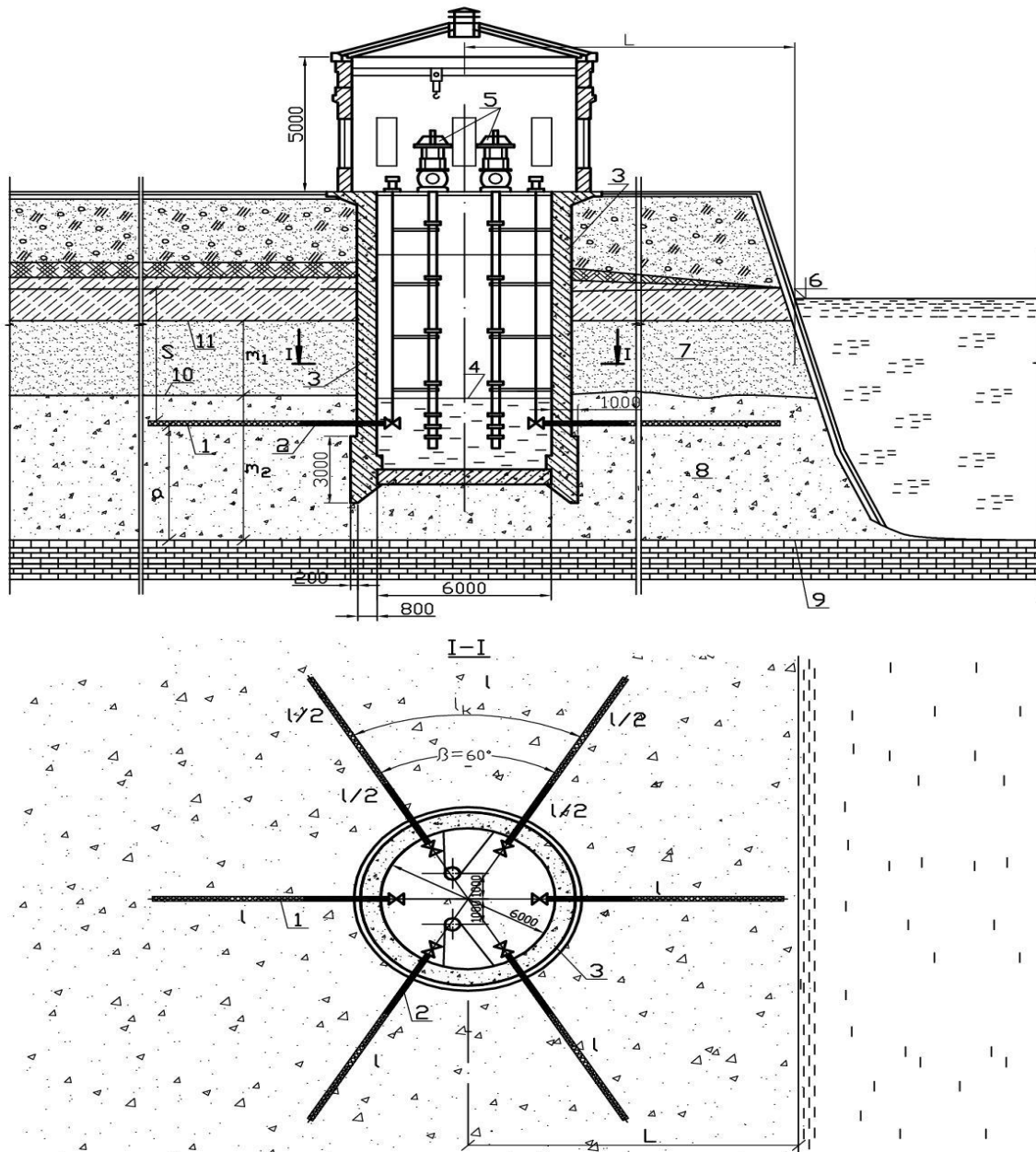


Рис. 10 - Береговий променевий водозабір

а - план; б – розріз. 1 – горизонтальні фільтри-промені; 2 – глуха труба; 3 – водозбірний колодязь; 4 – рівень води у колодязі; 5 – водопідйомник; 6 – мінімальний рівень води у водоймищі (річки); 7 – супісь; 8 – середньозернисті піски; 9 – підшва водоносного шару; 10 – покрівля першого водоносного шару; 11 – покрівля другого водоносного шару

Визначення дебіту променевого водозабору проводимо за формулою (24). Для цього попередньо знаходимо $T = 0,5 \cdot 5 + 5 \cdot 10 = 52,5$ м²/доба, $\lambda_2 = 0,82$. Так як при розрахунку опорів f , f_2 і $\bar{f}_2$ витримується умова $l > 2m$, тобто $\Delta f = 0$, то приймаємо $f = f_*$, $f_2 = f_2$, $\bar{f}_2 = \bar{f}_2$ і їх визначення проводимо за формулами (9) і (22) $f = 3,69$, $f_2 = 2,97$, $\bar{f}_2 = 5,52$.

Після цього за формулою (19) визначаємо опір $\Phi_* = 30,0$ м, а за формулою (25) - опір $F_6 = 994,7$ м, визначивши перед цим за формулами (32) і (33) опори $F_1 = 176,3$ м і $\Delta F_6 = 818,4$ м. Таким чином, дебіт (витрата променевого водозабору за формулою (24) буде

$$Q_6 = \frac{2 \cdot 3,14 \cdot 52,5 \cdot 8 \cdot 50 \cdot 6}{994,7 + 30,0} = 772,6 \text{ м}^3/\text{доба}.$$

Список використаної літератури

1. Олейник А.Я. Фильтрационные расчеты вертикального дренажа. Киев, Наукова думка, 1978 г., 202 С.
2. Дренажные системы в зоне орошения. Под редакцией А.Я.Олейника. К.: Урожай, 1986 – 192 с.
3. Олейник А.Я. Геогидродинамика дренажа. Киев, Наукова думка, 1981 г., 283 с.
4. Тугай А.М., Тугай Я.А. Водопостачання. Джерела та водозабірні споруди. К.: Українсько-фінський Інститут менеджменту і бізнесу. 1998. – 196 с.
5. Бездітний Б.П., Олійник Е.О. Про просторову фільтрацію до променевого дренажу. К.: Доповіді АН УРСР, серія А. №9, 1989, с.33-36.
6. Маскет М. Течение однородных жидкостей в пористой среде. М.: Гостоптехиздат, 1949, - 628 с.

Стаття надійшла до редакції 23.01.13 українською мовою

С.В. Телима, Я.А. Тугай, Е.А. Олейник, Г.В. Майстренко

Расчет берегового лучевого водозабора при боковом фильтрационном потоке

Приводится методика расчета параметров лучевого водозабора (дренажа) при боковом фильтрационном притоке воды, разработанный на основе использования метода фильтрационных сопротивлений применительно к сложным гидрогеологическим условиям. Подается пример расчета шестилучевого водозабора.

S.V. Telyma, Ya.A. Tugay, Ye.O. Oliynyk, G.V. Maistrenko

Calculation of a horizontal filter well of a shore intake at a lateral filtration flow

The methodic of the calculation of the parameters of the ranney water intake (drainage) at the lateral water flow developed on the base of the flow resistance method for complex hydrogeological conditions is presented. The example of the calculation of the six ranney water intake is considered.

УДК 628.33

© В.С. Жукова, аспірант;

Л.А. Саблій, д-р техн. наук, доцент

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», м. Київ

ВПЛИВ РОЗМІЩЕННЯ СИСТЕМИ АЕРАЦІЇ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД У БІОРЕАКТОРАХ

Досліджено спосіб підвищення окисної потужності за амонійним азотом біореакторів за рахунок розміщення системи аерації перпендикулярно руху струменів повітря відносно руху стічних вод. Наведено експериментальні дані та конструктивні параметри установки. У результаті дослідження визначено, що забезпечується збільшення окисної потужності на 30-40% на початковій стадії аеробного процесу та ефективність видалення амонійного азоту 98,4-99,8 % у порівнянні із поздовжнім розміщенням аераторів при таких же умовах процесу, що дозволяє зменшити розміри споруд та збільшити ефективність видалення сполук азоту зі стічних вод.

Ключові слова: стічні води, окисна потужність, іммобілізовані мікроорганізми

Для ефективного видалення сполук азоту іммобілізованими мікроорганізмами в аеробних умовах потрібно в достатній кількості насичувати стічну воду киснем, який необхідний для життєдіяльності аеробних мікроорганізмів. Використання дрібнобульбашкової аерації забезпечує таку потребу, але через особливості дихання мікроорганізмів частина кисню не встигає затриматися на поверхні мікроорганізмів. Для ефективного захоплення кисню мікроорганізмами важливий не тільки розмір самої бульбашки, але і швидкість, з якою вона рухається. В основу розробленого винаходу (патент України №97747) поставлено задачу підвищити ефективність біологічного очищення стічних вод за рахунок взаємноперпендикулярних напрямків руху повітря і стічних вод, що досягається влаштуванням аераторів перпендикулярно руху потоку стічної води в споруді між закріпленими паралельно руху носіями [1].

Вивчення впливу розміщення системи аерації на окисну потужність біореакторів за амонійним азотом досліджували в лабораторії кафедри екобіотехнології та біоенергетики, НТУУ «КПІ» (рис.1). Для моделювання біореакторів використовували установку, яка складалася з трьох скляних секцій (I, II, III) об'ємом 6 дм³ кожна, загальна довжина установки - 0,3 м. Повітря подавали в кожен секцію біореактора від мікрокомпресорів за допомогою трубчастих аераторів з діаметром отворів 0,5 мм. Регулювання витрати повітря здійснювали вентилями. Схема руху води через секції – прямоточна. Подачу модельного розчину, який імітував стічні води, здійснювали рівномірно з витратного баку за допомогою сифону, витрату регулювали вентилями 7.

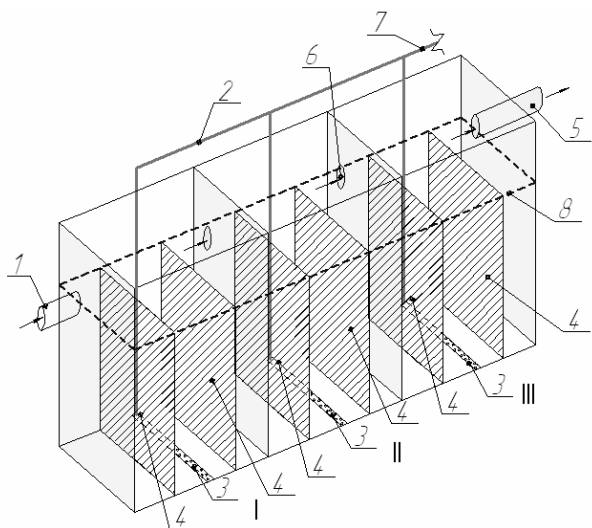


Рис. 1 - Схема установки:

- 1 - трубопровід подачі стічної води з вентилем регулювання витрати води;*
- 2 - повітропровід з вентилями регулювання витрати повітря;*
- 3 - перфорований повітропровід;*
- 4 - касети з волокнистим носієм «ВІЯ»;*
- 5 - трубопровід для відведення очищеної води у зливний бак;*
- 6 - переливні вікна;*
- 7 - повітря від компресорів;*
- 8 - рівень води;*
- I, II, III - відповідно 1, 2, 3 аеробні секції*

У кожній секції встановлено волокнисті носії «ВІЯ», які кріпили до стінок біореактора за допомогою гачків, а на дні носії утримувалися циліндричною трубкою, до якої також кріпили і трубчасті аератори. Розміри каркасу носія у всіх секціях однакові: висота – 0,3 м, ширина – 0,2 м. У кожній секції розміщували по два носія паралельно один одному.

Установка працює таким чином. Стічна вода надходить до біореактора I від витратного баку з встановленою за допомогою вентиля 7 витратою. Деструкція забруднювальних речовин відбувається під дією мікроорганізмів, які іммобілізовані на носіях 4. Між двома касетами 4 на дні камери розташована система аерації, яка складається з подаючого 2 та перфорованого у вигляді трубки 3 повітропроводів. Останній розташовано перпендикулярно напрямку руху стічної води по ширині секції. При русі повітря від перфорованого трубопроводу формується примежовий шар по всій поверхні касет з волокнистим носієм. У такому шарі спостерігається ламінарний режим руху бульбашок повітря у воді, який дозволяє мікроорганізмам максимально ефективно використовувати кисень. Стічна вода через переливні вікна 6 надходить у наступні II і III секції аеробного очищення. Багатоступеневе очищення забезпечували за рахунок відділених, окремих секцій, в яких спостерігали різну концентрацію забруднювальних речовин, а концентрацію повітря змінювали вентилями 8. Очищену стічну воду відводили зі споруди трубопроводом 5.

Пусковий період установки тривав 31 добу. Для нарощення біомаси на волокнистих носіях у кожен з біореакторів додавали по $1,5 \text{ см}^3$ активного мулу з Бортницької станції аерації (БСА), м. Київ. Після пускового періоду концентрація іммобілізованих мікроорганізмів становила $15\text{--}20 \text{ г/дм}^3$ для кожного біореактора. Дана установка моделювала аеробну стадію анаеробно-аеробної технології очищення стічних від сполук азоту [2, 3], тому модельний розчин готували з високими концентраціями амонійного азоту ($30\text{--}50 \text{ мг/дм}^3$) та низькими величинами ХСК.

Аератори та касети, в яких встановлено носії для іммобілізації мікроорганізмів, розташовані в споруді через певний крок. При такому розміщенні аераторів біля поверхні носія утворюється примежовий шар, в якому повітря рухається у ламінарному режимі за рахунок

висхідного руху вздовж носія (рис. 2). Це дозволяє мікроорганізмам, які закріплені на носії, максимально ефективно захоплювати бульбашки повітря, тим самим підвищуючи ефективність очищення стічних вод.

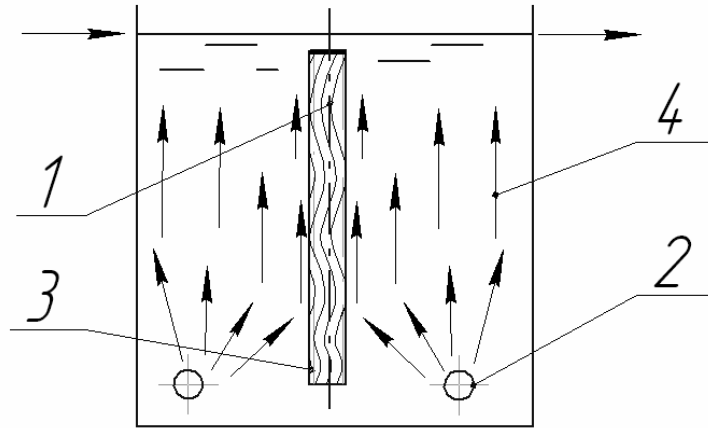


Рис. 2 - Схема розміщення аераторів та носія в аеробному біореакторі установки:

1 - носій іммобілізованих мікроорганізмів; 2 – аератор; 3 – обмежувач шар;

4 – рух і розподіл повітря у ємності споруди

Аератори розміщені на дні по ширині споруди паралельно один одному між касетами носіїв (в аеротенках влаштовують переважно вздовж стін). Таке розміщення аераторів дозволяє аерувати носій з усіх боків та по всій площі касети, ефективно перемішувати стічні води, підтримувати у завислому стані вільноплаваючий мул та суттєво покращити масообмін на поверхні біоплівки. Запропонований спосіб також дає змогу насичувати повітрям стічні води та забезпечує достатню кількість кисню для життєдіяльності мікроорганізмів.

Ефективність біологічного очищення стічних вод підвищується також за рахунок створення багатоступеневого процесу. Це досягається за рахунок прямої схеми руху стічної води та регулювання інтенсивності подачі повітря. А саме, на початку споруди потреба у розчиненому кисні вища через надходження органічних речовин після анаеробних стадій. Далі, по мірі очищення стічних вод, потреба у кисні зменшується. Кисневі умови забезпечують утворення «біоконвеєра» в результаті розвитку різноманітних видів гідробіонтів і роботи трофічного ланцюга типу «хижак-жертва» у споруді на різних етапах очищення стічних вод [4].

Дослідження показника окисної потужності за амонійним азотом при різному розміщенні систем аерації було проведено паралельно на установці з влаштуванням системи аерації вздовж руху стічних вод (№ 1) та установці з перпендикулярним розміщенням системи аерації відносно руху стічних вод (№ 2) з використанням модельного розчину з початковою концентрацією амонійного азоту 32 мг/дм^3 при гідравлічному навантаженні $5,8 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \text{ доб})$. Обидві установки містили волокнистий носій з однаковою площею поверхні волокон носія, влаштованих поперек руху стічних вод. Витрата повітря на аерацію була однаковою у розрахунку на об'єм споруди. Концентрація в очищеній стічній воді установки №1 амонійного

азоту становила - 0,5 мг/дм³, нітратів – 11 мг/дм³, а для установки №2 - амонійного азоту - 0,05 мг/дм³, нітратів – 8,2 мг/дм³.

Розрахунок окисної потужності за амонійним азотом проводили за формулою:

$$\ddot{P} = \frac{(\tilde{N}_{\text{NH}_4^+}^{\text{вх}} - \tilde{N}_{\text{NH}_4^+}^{\text{вих}}) \cdot Q}{V}, \text{ г/(м}^3 \cdot \text{доб)}, \quad (1)$$

де $\tilde{N}_{\text{NH}_4^+}^{\text{вх}}$ – початкова концентрація амонійного азоту на вході в установку, мг/дм³; $\tilde{N}_{\text{NH}_4^+}^{\text{вих}}$ – кінцева концентрація амонійного азоту на виході із установки, мг/дм³; Q – витрата стічних вод, м³/доб; V – об'єм біореактора, м³.

Для порівняння було розраховано суму значень окисної потужності для трьох аеробних біореакторів, яка змінилася лише на 1,5% та становила 181 і 184 г/(м³доб) відповідно для установки №1 і №2. Але окиснення амонійного азоту змінилося в залежності від стадії очищення. Так, у I аеробному біореакторі окисна потужність збільшилася на 30-40% у порівнянні з третім біореактором, що свідчить про значну інтенсифікацію процесу окиснення амонійного азоту саме біоценозом третього біореактора (рис. 3).

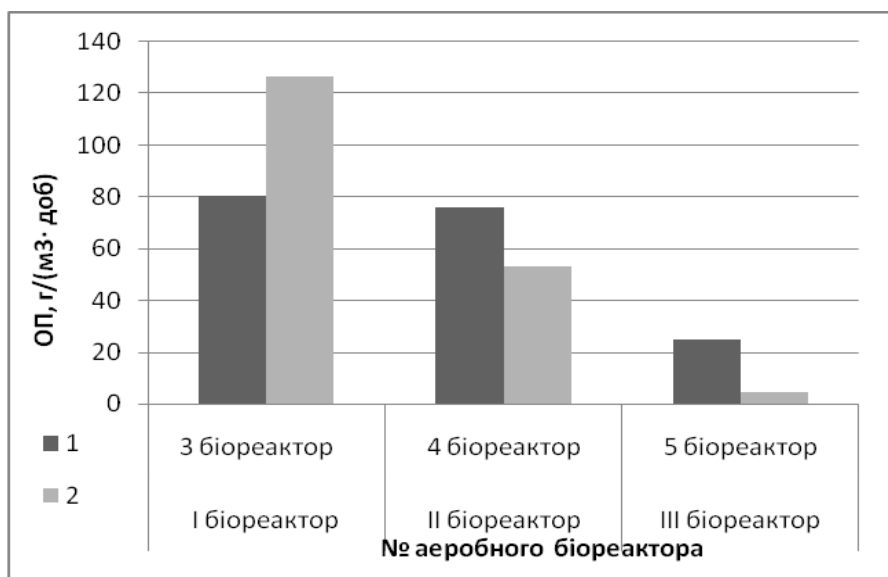


Рис. 3 - Окисна потужність ОП при гідравлічному навантаженні 5,8 м³/(м³·доб) для аеробних біореакторів установок №1 (1) і №2 (2)

В обох установках у четвертому (ІІ) біореакторі величина окисної потужності зменшилася у зв'язку із зменшенням концентрації амонійного азоту на початку стадії. Остання стадія забезпечує ефект видалення амонійного азоту 98,4-99,8 % (рис. 4). Таке явище можна пояснити тим, що іммобілізовані на носії мікроорганізми мають більший доступ до розчиненого азоту.

ного кисню завдяки створеному ламінарному руху бульбашок повітря від аераторів, розташованих паралельно касетам з носіями та перпендикулярно руху стічних вод.

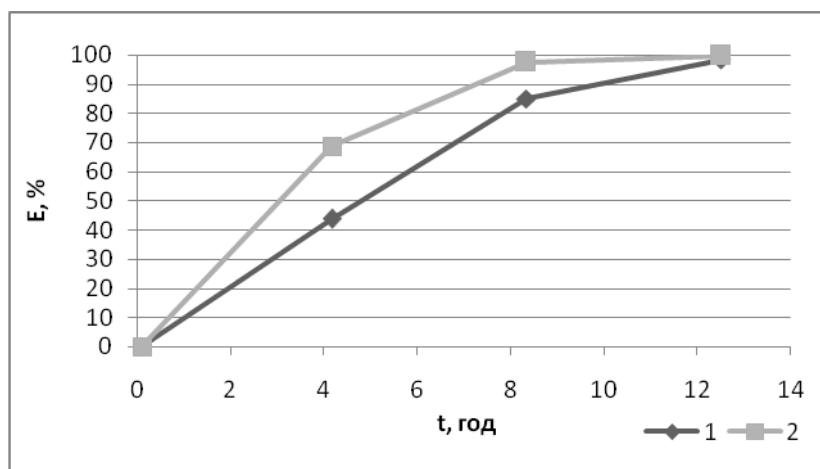


Рис. 4 - Зміна ефективності видалення амонійного азоту в залежності від тривалості очищення для установок №1 (1) і №2 (2)

Окисна потужність збільшується в I біореакторі через вище значення окиснення амонійного азоту завдяки ефективному захопленню мікроорганізмами бульбашок повітря. Концентрація біомаси за сухою речовиною майже однакова у різних установках ($10\text{--}20\text{ г/дм}^3$) через однакову кількість субстрату у модельних розчинах для її існування.

Величина окисної потужності прямо пропорційно залежить від значення різниці початкової та кінцевої концентрацій амонійного азоту, яка і зростає в даному випадку в порівнянні з установкою №1. Збільшення окисної потужності можна пояснити інтенсифікацією роботи мікроорганізмів завдяки ефективному засвоєнню кисню внаслідок розташування системи аерації – перпендикулярно, а носія - паралельно руху стічних вод.

При очищенні модельного розчину з початковою концентрацією амонійного азоту 50 мг/дм^3 було отримано ефективність видалення амонійного азоту становила 98,6% при гідравлічному навантаженні – $5,8\text{ м}^3/(\text{м}^3\cdot\text{доб})$ та середній концентрації біомаси у кожному з біореакторів – $25\text{--}28\text{ г/дм}^3$.

Застосування перпендикулярної до руху стічних вод аерації призводить до інтенсифікації процесів окиснення амонійного азоту та забезпечує повне видалення амонійного азоту та низькі значення концентрації нітратів ($8\text{--}12\text{ мг/дм}^3$). Обидва типи аерації дозволяють створити умови для ефективного видалення амонійного азоту, нітритів і нітратів. Хоча перпендикулярне розміщення аераторів забезпечує окисну потужність за амонійним азотом для всіх аеробних стадій до $120\text{--}130\text{ г/}(\text{м}^3\text{ доб})$ та високі концентрації біомаси – $20\text{--}28\text{ г/дм}^3$.

Список використаної літератури

1. Патент України на винахід № 97747, МПК C02F 3/02. Спосіб аеробного біологічного очищення стічних вод / Гвоздяк П.І., Глоба Л.І., Саблій Л.А., Капарник А.І., Борисе-

- нко О.О., Жукова В. С.: заявник та патентоутримувач Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут». – № а201014394; заявл. 01.12.10 ; опубл. 12.03.12, Бюл. №5.
2. Саблій Л. А. Анаеробно-аеробна технологія очищення промислових стічних вод / Л. А. Саблій, В. С. Жукова // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування : зб. наук. праць. – Рівне, 2010. – Вип. 3 (47). – Ч. 2. – С. 292–296.
 3. Жукова В.С. Виробничі дослідження очищення промислових стічних вод в біореакторах з іммобілізованими мікроорганізмами / В.С. Жукова, Л. А. Саблій // Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. – 2011. – № 1 (3). – С.45-49.
 4. Гвоздяк П.І. За принципом біоконвеєра. Біотехнологія охорони довкілля / П.І. Гвоздяк // Вісн. НАН України, 2003. – №3. – С.29–36.

Стаття надійшла до редакції 29.11 2012 р. українською мовою

© В.С. Жукова, Л.А. Саблій

**Влияние размещения системы аэрации на эффективность
очистки сточных вод в биореакторах**

Исследован способ повышения окислительной мощности за аммонийным азотом биореакторов за счет размещения системы аэрации перпендикулярно движению струй воздуха относительно движения сточных вод. Приведены экспериментальные данные и конструктивные параметры установки. В результате исследования определено, что обеспечивается увеличение окислительной мощности на 30-40% на начальной стадии аэробного процесса и эффективность удаления аммонийного азота 98,4-99,8% по сравнению с продольным размещением аэраторов при таких же условиях процесса, что позволяет уменьшить размеры сооружений и увеличить эффективность удаления соединений азота из сточных вод.

© V.S. Zhukova, L.A. Sabliy

**The effect of aeration system location on effectiveness
of waste water purification in bioreactors**

Researched method for increasing the oxidative capacity for ammonium bioreactors by placing aeration system air jets perpendicular motion relative movement of wastewater. The experimental data and design parameters of the installation. The study identified that provides increased oxidative capacity by 30-40% in the initial stage aerobic process and the removal efficiency of ammonia nitrogen 98,4-99,8% compared to longitudinal placement aerators under the same conditions of the process, which can reduce the size of structures and increase the efficiency of nitrogen removal from wastewater.

УДК 627.152.12

© В.М. Корбутяк¹, канд. техн. наук;

М.В. Корбутяк¹, канд. геогр. наук, ст. наук. співробітник;

О.Н. Кафтан², канд. техн. наук, ст. наук. співробітник

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

²ТОВ «Водбуд Україна», м. Київ

ВИКОРИСТАННЯ ДАНИХ ГІДРОМОРФОЛОГІЧНИХ ОБСТЕЖЕНЬ РУСЕЛ РІЧОК УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ДЛЯ РОЗРАХУНКУ ЗЛИВОВИХ ПАВОДКІВ

У роботі показана можливість використання вимірників руслового процесу для визначення максимальних зливових витрат. Зокрема, запропоновано формулу для визначення швидкості добігання розрахункової витрати на основі параметра типу русла.

Ключові слова: зливі витрати, руслове добігання, русло, швидкість

На формування максимальних зливових витрат, крім метеорологічних факторів (інтенсивність, тривалість, шар зливових опадів, площа зрошення), як відомо, значно впливають місцеві особливості водозбору і річки (величина площі водозбору, його форма, довжина водотоку і його ухил, кількість наносів, характер долини, ступінь і характер залісненості, зарегульованості та ін.). Внаслідок взаємодії згаданих факторів величини модулів максимальних зливових витрат для сусідніх річок і для різних створів однієї річки можуть значно різнитися між собою. Процес формування зливого стоку настільки складний, що на сучасній стадії розвитку інженерної гідрології доводиться враховувати лише основні вирішальні фактори механізму формування поверхневого стоку. При детальному врахуванні всіх факторів, які впливають на формування максимальної зливої витрати, залежності будуть дуже складними і такими, що не піддаються точному розв'язанню. Отже, ми змушені розглядати процес формування стоку дещо схематично і піти на спрощення, при яких вирішальні фактори в цілому враховуються з достатньою для практики точністю [1].

Результати наших досліджень спрямовані на визначення розрахункових значень максимальних зливових витрат води за відсутності або недостатності даних гідрометричних спостережень для річок Українських Карпат за рахунок використання даних натурних обстежень руслових утворень.

Вплив типу русла на швидкість руслового добігання

Гідроморфологічні співвідношення відображають результат взаємодії потоку і русла. Основне з них - відношення ширини потоку b до його середньої глибини $h_{сер}$. Це відношення

змінне навіть під час проходження руслоформуючої витрати, оскільки русловий процес є дискретним, нестаціонарним. Тому про відношення $b/h_{сер}$ говорять, як про певну осереднену величину.

Як відомо, потік та змінне русло не можуть вивчатися окремо, їх слід розглядати як дві частини єдиної фізичної системи. Взаємодія цих елементів здійснюється за принципом зворотного зв'язку потік-русло.

З огляду на це очевидно, що пропускна здатність русел, швидкість пробігання паводкової хвилі визначаються гідравлічним опором, який залежить від гранулометричного складу наносів, відносної шорсткості ($h/d_{сер}$), руслових форм, обрису долини річки. Названі фактори змінюються по довжині річки, формуючи при певному поєднанні відповідні типи русел.

Для отримання кількісних показників, які характеризували б зв'язок потужності з типами русел, нами взято вираз питомої потужності потоку $N=QI$, $\text{м}^3/\text{с}$ та відношення ширини русла до його глибини $b/h_{сер}$, яке, за дослідженнями В.М. Католика та З.Д. Копаліані [2], впливає на коливання модуля поздовжньої швидкості, тим самим визначаючи розвиток мезоформ.

На основі гідравлічних характеристик, які відповідають руслоформуючій витраті, нами побудовано графік (рис. 1), який дозволив чітко виділити умови існування типів русел по території Українських Карпат, встановлених на основі натурних досліджень, відомих фізико-географічних та енергетичних критеріальних залежностей.

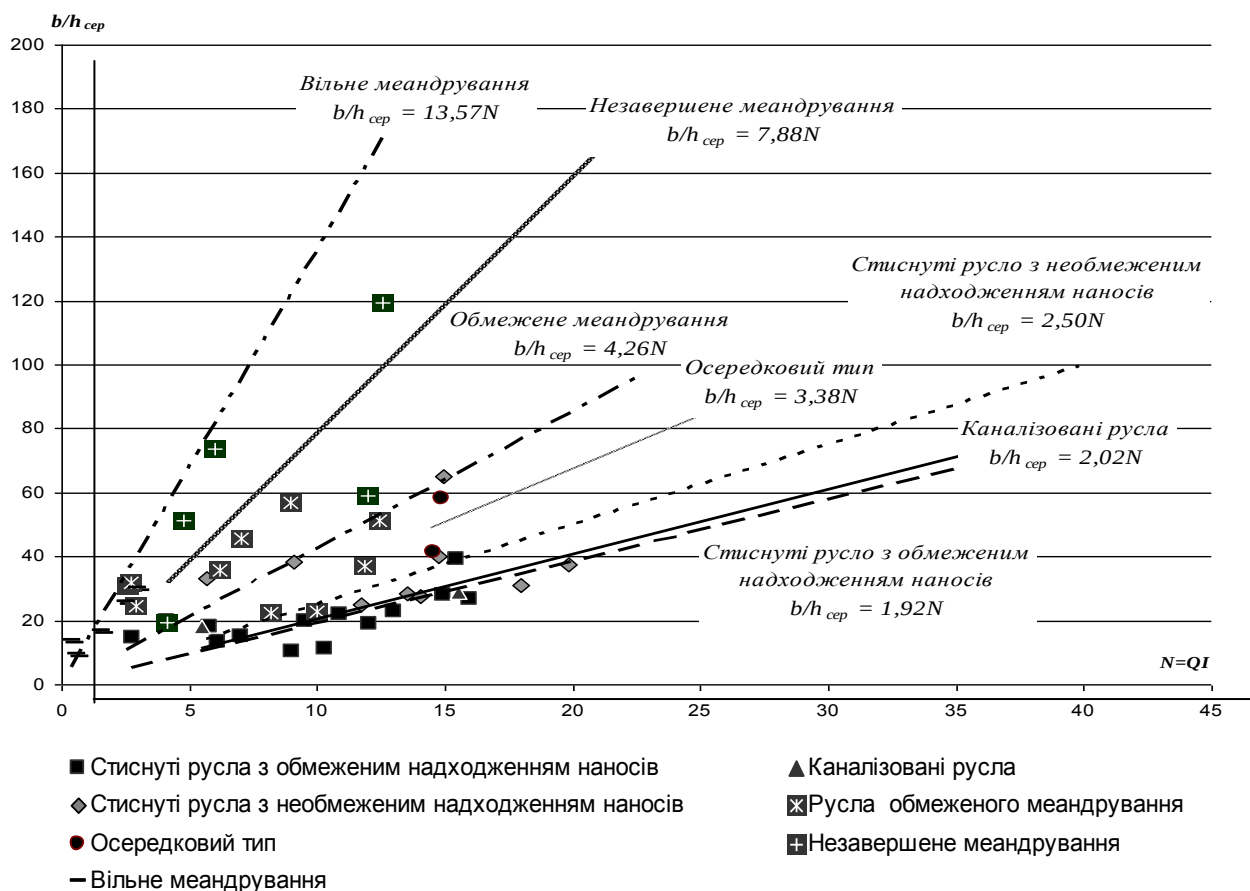


Рис. 1 - Графік залежності $b/h_{сер}=f(QI)$ для різних типів руслового процесу

Кути нахилу прямих, які відповідають певним типам русел, характеризують їх різну здатність до пропуску паводкових об'ємів води. При розширенні русла його пропускна здатність падає, оскільки розширення русла супроводжується зменшенням глибини і, відповідно, зростанням відносної шорсткості. Чим більша відносна ширина русла, тим більше його поперечний профіль відрізняється від гідравлічно найвигіднішого.

З рис. 1 можна зробити висновок, що якщо певний об'єм паводку через меандруючі ділянки русла буде проходити найдовший період часу, то ділянки річки із стиснутим та каналізованим типом русла цей самий об'єм пропустять за найменший час у порівнянні з ділянками з іншими типами руслових деформацій.

Різним типам русел властива різна транспортуюча, а отже, і пропускна здатність русел. За даними І.В. Попова [3] найбільші питомі витрати донних наносів спостерігаються на ділянках річок з грядовим рельєфом дна (боковиковий тип русла) та русловою багаторукавністю, найменші - у меандруючих річок. У такому ж напрямку зменшуються швидкості течії [4].

Отже, можна зробити висновок, що така ж тенденція характерна і для швидкості добігання розрахункової витрати $V_{доб}$ на ділянках річок.

Типізація гірських річок на основі залежності $b/h_{cep}=f(QI)$, відомі постулати гідролого-морфологічної теорії руслового процесу [3] дозволяють обґрунтувати гідроморфологічний підхід при визначенні одного з основних параметрів формул максимального стоку - часу руслового добігання.

Побудова графіків залежностей $V_{доб}=f(Q)$ на основі даних натурних спостережень, виконаних інститутом "Львівдипроводгосп", дала можливість виявити залежність швидкості руху паводкової хвилі від руслових процесів на ділянках річок. Різним типам русла відповідає різний нахил кривої $V=f(Q)$, що означає різний приріст швидкості з ростом витрати $\Delta V / \Delta Q$ (рис.2). Тобто приросту швидкості відповідає різна, залежно від типу русла, зміна площі поперечного перерізу. Для апроксимації залежності $V=f(Q)$ обрано логарифмічну функцію виду $V = A \ln(Q)$, де A - параметр типу русла, який для річок Українських Карпат (за нашими дослідженнями) змінюється в межах від 0,22 до 0,70. Як видно з рис. 2, більші значення A відповідають більш стиснутим руслам.

Відомо, що інтенсивне зростання швидкостей води у руслі відбувається до встановлення глибини, яка відповідає руслоформуючій витраті $Q_{p.ф.}$. Нашими дослідженнями та дослідженнями багатьох авторів встановлено, що у багатьох випадках руслоформуюча витрата проходить на межі виходу з бровки русла. Величина руслоформуючої витрати в створі за незмінних гранулометричних характеристик наносів залишається сталою. Подальше зростання витрати води не зумовлює значної зміни швидкості потоку.

Для визначення швидкості добігання хвилі паводку $V_{доб}$, м/с, для Карпатського регіону розроблено емпіричну формулу (1). У виразі під логарифмом використано частку $Q/Q_{p.ф.}$, як показник висоти паводку.

$$V_{доб} = A \ln \left(\frac{Q}{Q_{p.ф.}} + 1 \right) + V_0, \quad (1)$$

де Q - розрахункова паводкова витрата, $\text{м}^3/\text{с}$;

A - параметр типу русла, $\text{м}/\text{с}$, який визначається за формулою (2);

$V_0 = 5,17A$ - швидкість добігання руслоформуючої витрати, $\text{м}/\text{с}$.

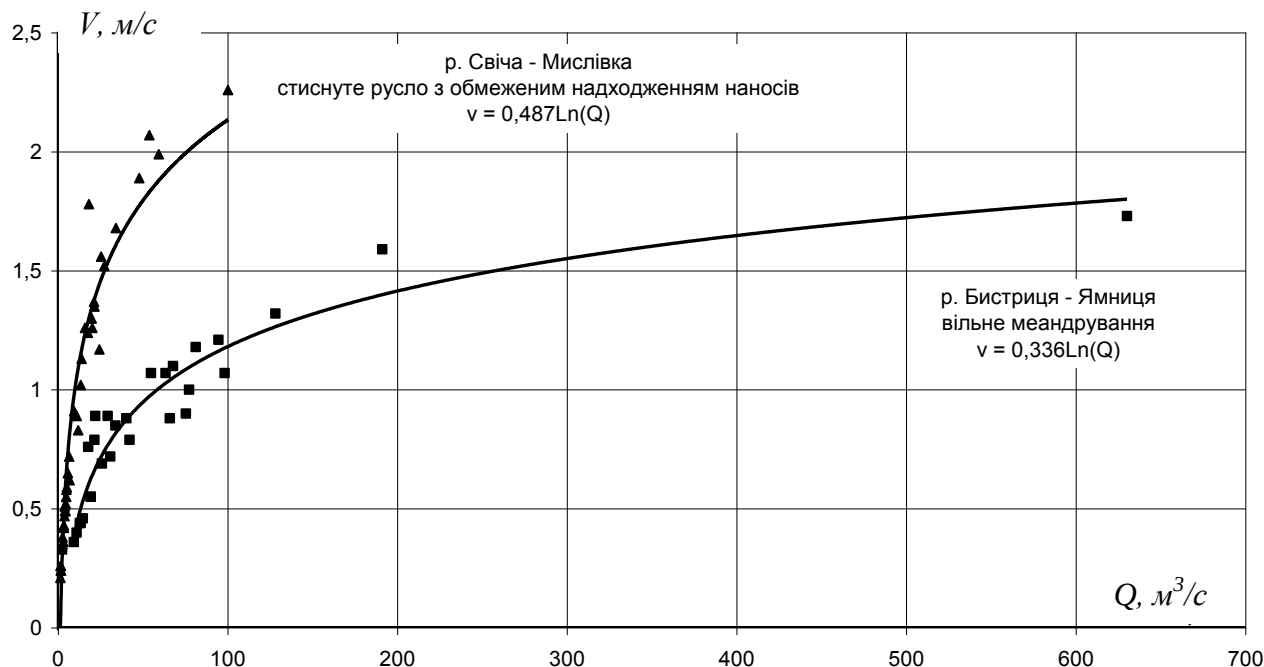


Рис. 2 - Криві $V=f(Q)$ для різних типів руслового процесу

Параметр типу русла A відображає наступні чинники:

1. Вплив форми поперечного перерізу русла (рис. 1, 2) та здатність пропуску руслом високих витрат води. Як видно з рисунків, витрата 100 м³/с стиснутими руслами пропускається при більшій швидкості і, відповідно, меншій площі живого перерізу.

2. Зв'язок із шорсткістю русла. Зокрема, руслам із більшими швидкостями (відповідно більшими A) відповідає крупніший гранулометричний склад наносів, що узгоджується із постулатом, який було сформульованим М.А. Велікановим, про мінімальну швидкість дисипації енергії у русловому потоці. Тобто потік витрачає для транспорту води та наносів рівно стільки енергії, скільки її необхідно при існуючих умовах в руслі та на водозборі.

Питання статистичної стабільності процесів стоку води та наносів вивчав К.В. Грішанін. За його висловом, „річковий потік та його русло являють собою, можливо, найдосконалішу із систем неорганічного світу, які мають властивість самоуправління” [4, с. 10]. Русло гасить енергію потоку, не виходячи при цьому за межі певного діапазону швидкостей. Для формування статистично стабільного русла (тобто русла, яке перебуває в стані динамічної рівноваги) швидкості потоку, з одного боку, мають забезпечити транзит неруслових наносів, а з іншого – не повинні бути більшими того значення, яке зумовить масове винесення донного матеріалу.

Різні типи руслового процесу забезпечують можливості русла пристосовуватись до змін фізико-географічних та антропогенних умов шляхом формування різних поперечних профілів, зміною шорсткості русла як за рахунок зміни звивистості, формування донних гряд, так і за рахунок сортування донних наносів із зміною їх середньозваженого діаметру $d_{сер.зв}$.

Відомо, що зміна типів руслового процесу у загальному визначається зміною висоти водозбору річки. Існування залежності середньозваженого діаметру наносів $d_{сер.зв}$, який оцінюється за формулою $\frac{\sum P_i d_i}{100}$ (d_i - середній діаметр i -тої фракції проби, P_i - доля цієї фракції), від висоти водозбору встановлено рядом досліджень [4]. Це дозволило нам отримати досить тісну залежність параметра типу русла A від $d_{сер.зв}$ (рис. 3).

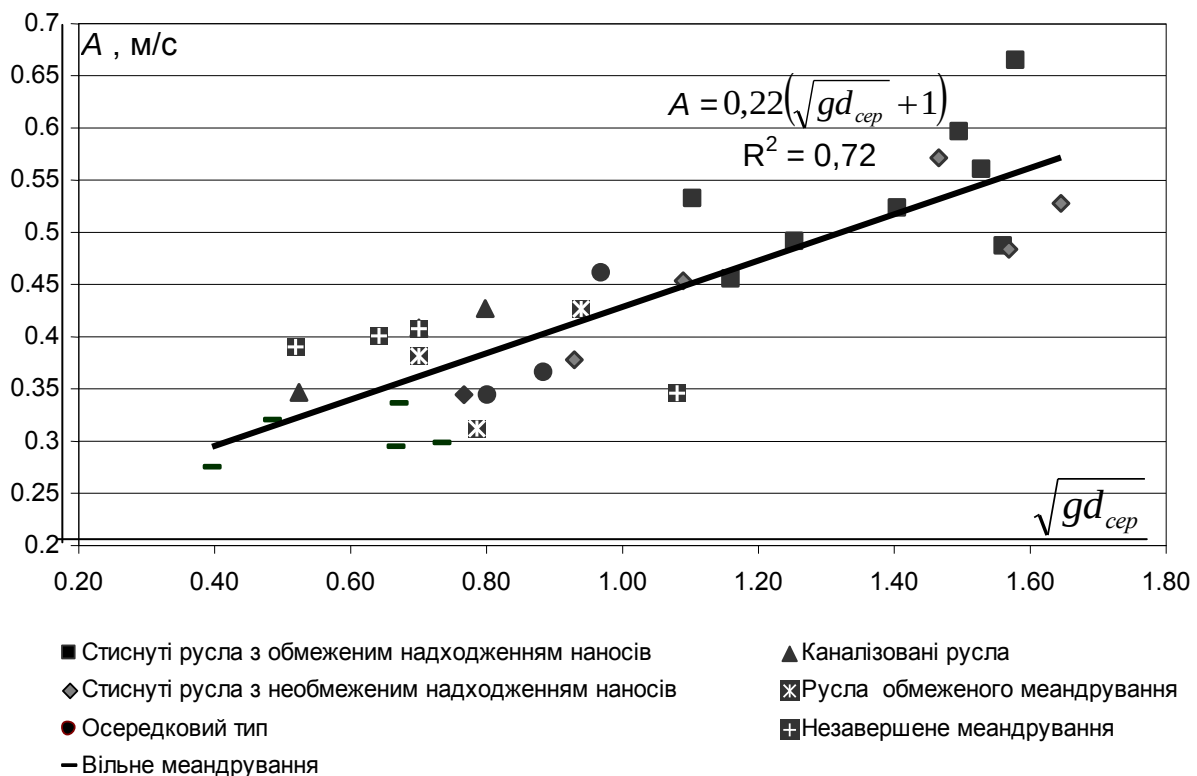


Рис. 3 - Залежність швидкісного параметра типу русла A від середньозваженого діаметра $d_{сер}$ за типами русел

Використання для визначення A виразу $\sqrt{gd_{сер.зв}}$, де g – прискорення вільного падіння, м/с^2 , $d_{сер.зв}$ – середньозважений діаметр наносів, м , дає можливість отримати рівняння, яке відповідає принципу розмірності. Вираз $\sqrt{gd_{сер.зв}}$ характеризує потенціальну енергію зерен донних наносів, яка протиставляється кінетичній енергії потоку.

$$A = a \left(\sqrt{gd_{\text{сеп.зв}}} + 1 \right), \quad (2)$$

де a – регіональний коефіцієнт, який характеризує зміну крупності наносів з висотою, для Українських Карпат $a=0,22$.

Також для визначення швидкості руслового добігання на ділянці річки для Карпатського регіону можна застосовувати вихідну емпіричну формулу:

$$V_{\text{доб}} = A \ln(Q), \quad (3)$$

де $V_{\text{доб}}$ – швидкість добігання хвилі паводку, м/с;

Q – розрахункова паводкова витрата, м³/с;

A – швидкісний параметр типу русла, м/с, який визначається за формулою (2).

Запропонований метод розрахунку швидкостей добігання розрахункової витрати перевірено за фактичними швидкостями добігання 29 паводків, які отримано інститутом “Львів-діпроводгосп”. Для визначення швидкостей добігання використовувалися дані про витрати води в замикаючих створах та дані самописців рівня води. У випадках визначення часу добігання за переміщенням піків відповідних рівнів витрати визначалися за кривими витрат. На безприточних та малоприточних ділянках за витратами верхнього створу з урахуванням площі басейну до замикаючого створу. При цьому дотримувалася умова: площа басейну до нижнього замикаючого створу не повинна перевищувати площу водозбору верхнього створу більше, ніж на 25 %. За цілковитої відсутності даних витрати визначалися методом аналогії. Перенесення витрат із сусідніх вивчених басейнів виконувалося з урахуванням площі басейну та його фізико-географічних особливостей.

Нами використано дані щодо часу добігання для 6 ділянок річок. Приточність обраних ділянок не перевищувала 50% від транзитної витрати води.

Слід зазначити, що на деяких ділянках з незначною боковою приточністю можуть спостерігатися від’ємні значення часу добігання. Особливо це характерно для малих річок та тимчасових водотоків. Тут значний вплив має концентроване надходження води з малих площ та напрямок руху дощової хмари.

Похибки розрахунку швидкості руслового добігання зумовлені дією неврахованих факторів, неточністю вихідного матеріалу та впливом бокової приточності (табл. 1).

Таблиця 1 - Статистична оцінка результатів перевірочних розрахунків швидкостей добігання

Відхилення	Градації похибок, %					
	0-4	5-10	11-15	16-25	26-35	Всього
Вище спостережених, %	+10,3	+13,9	+13,9	+20,7	+3,4	+62,2
Нижче спостережених, %	-6,9	-10,3	-3,4	-10,3	-6,9	-37,8
Сумарна забезпеченість похибки, %	17,2	41,4	58,7	89,7	100	

Визначення максимальних зливових витрат з урахуванням параметра руслового процесу

Найбільш раціональним методом розрахунку зливогого стоку на сучасному етапі гідрологічних досліджень вважається генетичний метод, який враховує залежності між величинами зливогого стоку та основними компонентами його формування.

Для розрахунку максимальних зливових витрат в умовах Українських Карпат широко застосовуються розрахункові генетичні схеми А.М. Бефані. Вони ґрунтуються на гідромеханічній теорії формування руслового стоку та стоку зі схилів і дають можливість детально врахувати фактори стоку для забезпечення достатньої точності розрахунків.

На основі польових інженерно-гідрологічних досліджень, проведених інститутом “Львівдипроводгосп”, В.В. Вакалюк запропонував генетичну формулу у вигляді [6]:

$$Q_{p\%} = \left[\frac{0,28 \cdot Y_m \cdot \varphi \cdot K_F \cdot K_z \cdot F}{t_p} \right] \delta_1 \delta_2 \cdot \lambda \cdot K_n, \quad (5)$$

де $Q_{p\%}$ - максимальна злизова витрата $p\%$ -ної забезпеченості, м³/с;

Y_m - максимальний шар схилового притоку $p\%$ -ної забезпеченості, мм;

φ - коефіцієнт діючого шару стоку;

K_F - коефіцієнт редукції шару опадів по площі;

K_z - гідрографічний коефіцієнт;

t_p - час руслового добігання, год.;

δ_1 - коефіцієнт, який враховує вплив лісистості водозбору;

δ_2 - коефіцієнт, який враховує вплив зарегульованості стоку ставками та водосховищами;

λ - коефіцієнт ймовірності перевищення зливових максимумів;

K_n - перехідний коефіцієнт від максимальних миттєвих максимумів до середньодобових витрат.

Формула призначена для визначення зливових витрат води водотоків з площею водозбору від найменших ділянок до 2000 км².

Формула (5) набула широкого використання для вирішення водогосподарських задач і на сьогодні вона рекомендується для розрахунків гірських річок України ВНД 33.5.5-14-03. Річки гірські. Регулювання русел та догляд.

Для оцінки результатів обчислення за формулами (1, 3) нами виконано перевірочні розрахунки витрат за регіональною формулою ВНД 33.5.5-14-03 “Львівдипроводгоспу” В.В. Вакалюка для 108 створів та зіставлені з фактичними величинами витрат 1%-ної забезпеченості, визначених на підставі натурних даних.

Для порівняння також були використані результати розрахунків за формулою Ф.П. Вишневецького[1]. Також було проаналізовано результати розрахунків за формулою СНиП 2.01.14-83.

Порівняння результатів розрахунків за формулами Ф.П. Вишневського, СНиП 2.01.14-83, ВНД 33.5.5-14-03 показало, що використання запропонованої методики визначення швидкості дозволило підняти забезпеченість 25%-го інтервалу похибок до 82%. Результати перевірконого розрахунку наведено на рис. 4 та в таблиці 2, з чого видно, що використання розрахункових формул 1 або 3 дає цілком задовільні результати.

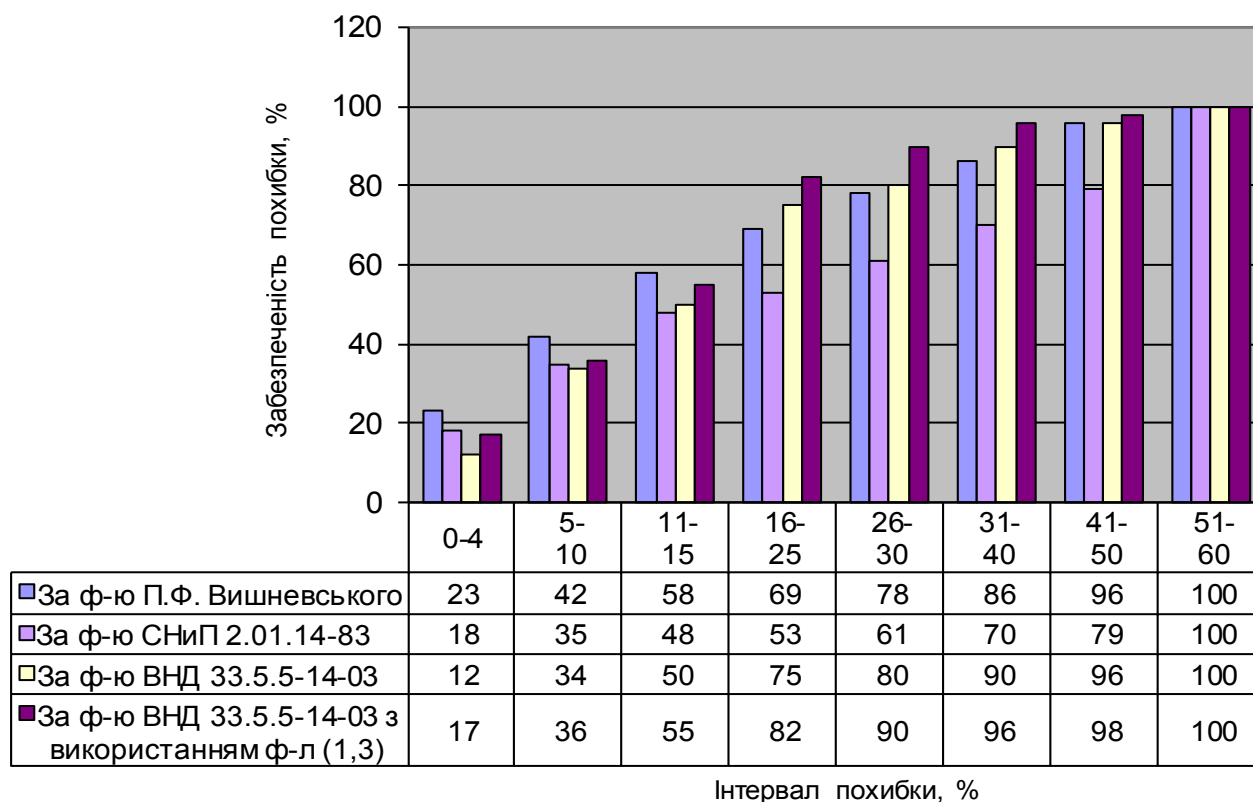


Рис. 4 - Оцінка точності формул (1, 3) при розрахунках максимальної зливної витрати

Таблиця 2 - Статистична оцінка результатів перевірочних розрахунків
максимальних зливових витрат

Відхилення	Градації похибок, %								Всього
	0-4	5-10	11-15	16-25	26-30	31-40	41-50	51-60	
Вище спостережених, %	+7,4	+10,2	+8,3	+13,9	+2,8	+1,9	+0,9	+1,9	+47,3
Нижче спостережених, %	-10,1	-10,2	-5,6	-15,7	-5,6	-4,6	-0,9		-52,7

Значні розбіжності для деяких створів між обчисленими та спостереженими величинами максимальних зливових витрат обумовлені інколи низькою якістю вихідних даних по максимальних витратах, а в деяких випадках (особливо для великих водозборів) тим, що недостатньо враховані місцеві фактори, які подекуди істотно впливають на величину максимальної витрати.

Список використаної літератури

1. Вишневецький П. Ф. Зливи і зливовий стік на Україні / П. Ф. Вишневецький. – К. : Наукова думка, 1964. – 291 с.
2. Католиков В. М. Побочни в руслах рек: условия образования и их динамика / В. М. Католиков, З. Д. Копалиани // Водные ресурсы. – 2001. – Т.28, №5. – С. 579 – 586.
3. Попов И. В. Деформации речных русел и гидротехническое строительство / Игорь Владимирович Попов. – Л. : Гидрометеиздат, 1960. – 363 с.
4. Гришанин К. В. Динамика русловых потоков / К. В. Гришанин. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 311с.
5. Бухин М. Н. Основные типы русел рек Украинских Карпат / М. Н. Бухин, А. Н. Кафтан, В. А. Базилевич // Мелиорация и водное хозяйство. – Киев : Урожай, 1974. – Вып. 29. – С. 74 – 84.
6. Вакалюк В. В. Расчет максимальных ливневых расходов воды малых рек и временных водотоков Украинских Карпат: автореферат дис. на соискание ученой степени канд. техн. наук: спец. 05.14.09 «Гидравлика и инженерная гидрология» / В. В. Вакалюк. – Ровно, 1983. – 22 с.

Стаття надійшла до редакції 06.12.12 українською мовою

© В.М. Корбутяк, М.В. Корбутяк, А.Н. Кафтан

**Использование данных гидроморфологических обследований русел рек
Украинских Карпат для расчета ливневых паводков**

В работе показана возможность использования измерителей руслового процесса для определения максимальных ливневых расходов. В частности, предложено формулу для определения скорости добегаания расчетного расхода на основании параметра руслового процесса.

© V.M. Korbutyak, M.V. Korbutyak, O.N. Kaftan

**Use of data hydromorphological surveys riverbeds Ukrainian Carpathians
for calculation torrential floods**

At the present day evolution of fluviomorphological process theory gives new point of view on phenomena, that takes place in water flow. It opens up possibilities for determining hydrologic parameters by studying of main energetic, morphological and physiographical factors, that effect on forming of different riverbed types.

УДК 628.36

© Г.С. Маслун, аспірант

Київський національний університет будівництва та архітектури, м. Київ

ДОСЛІДНО-ВИРОБНИЧА АПРОБАЦІЯ ТЕОРЕТИЧНИХ РОЗРАХУНКІВ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ ПРИ ДООЧИСТЦІ СТІЧНИХ ВОД ФІЛЬТРУВАННЯМ

Наведені результати апробації запропонованих теоретичних розрахунків параметрів кисневого режиму при біологічній доочистці стічних вод фільтруванням із залученням дослідних даних різних авторів, одержаних у лабораторних і виробничих умовах на очисних затоплених фільтрах з різними завантаженнями і технологіями забезпечення киснем. Результати теоретичних розрахунків в цілому добре узгоджуються з дослідними даними.

Ключові слова: стічні води, доочистка, фільтрування, кисневий режим

В умовах біологічної очистки господарсько-побутових стічних вод важливим питанням є забезпечення в достатній кількості аеробного процесу очищення киснем [1,2,3]. При цьому безперебійне постачання кисню і контролювання його споживання має особливе значення при доочистці (глибокій очистці) стічних вод на затоплених фільтрах в умовах утвореної на поверхні завантаження високої концентрації біомаси (мікроорганізмів) у вигляді біоплівки. Процеси переносу кисню (аерація) вважаються найбільш енергоємними, особливо в умовах доочистки, і вимагають суттєвих капітальних затрат. Тому на практиці значну увагу приділяють проектуванню і експлуатації аераційних систем з меншими затратами і високою ефективністю аерації. В існуючих технологіях найбільш широко розповсюджені способи подачі кисню в об'єм рідини фільтра за рахунок аерованого потоку (зокрема спрощеної аерації), який поступає безпосередньо на фільтр, і безпосередньо із бульбашок при пневматичній аерації.

Процеси переносу кисню з газової фази (бульбашок) у рідинну фазу (об'єм фільтра) досліджені в багатьох роботах, зокрема [1,2,3,4].

При цьому необхідно врахувати той факт, встановлений і досліджений експериментально [3,5], що на відміну від аеротенків, кисень із бульбашок поступає не тільки в рідину (розчинений кисень), а з рідини в біоплівку, а також безпосередньо в біоплівку при контакті бульбашки з поверхнею біоплівки за рахунок міжповерхневого переносу. У зв'язку зі складністю вивчення цих процесів в більшості досліджень, особливо в умовах закріпленого біоценозу, розглядаються більш прості моделі очистки, в яких вважається, що процес вилучення органічних забруднень у достатній кількості забезпечений киснем, тобто кисневий режим при цьому не розглядався.

Розділ 2. Основи природокористування та безпека життєдіяльності

Так, наприклад, у дослідженнях доочистки побутових стічних вод м. Рима на затоплених фільтрах концентрація кисню в об'ємі фільтра підтримувалась протягом усього часу проведення дослідів десь у межах $C = 10 \text{ мг/л}$ [6]. Також у межах насичення киснем проводилась очистка комунальних стічних вод переважно від сполук азоту на фільтрах промислової споруди м. Гетеборга (Швеція) [7].

У роботі [8] при проведенні лабораторних досліджень по вилученню органічного субстрату на затоплених фільтрах для забезпечення киснем у достатній кількості при відношенні витрат рідини до повітря 1:10 у затопленому фільтрі з параметрами $H = 1,0 \text{ м}$, $d = 0,2 \text{ м}$ концентрація кисню витримувалась в межах 6-8 мг/л. При цьому необхідно зазначити, що в реакторах із закріпленим біоценозом (біоплівкою) необхідна розрахункова концентрація в об'ємі рідини фільтра, з якого поступає в біоплівку розчинений кисень, повинна складати не менше $C \geq 4,5 - 5 \text{ мг/л}$. Тільки в цьому випадку можна забезпечити в об'ємі активної біоплівки (по її товщині) необхідну кількість кисню [9,10,11]. Вилучення органічних забруднень у біоплівці контролюється проникненням кисню. Органічне забруднення може бути присутнє на всій товщині біоплівки, але не може бути вилучене на ділянці, куди не може проникнути кисень. Швидкість (лімітування) процесу буде визначатись тим субстратом, який проникає в біоплівку на меншу глибину. У зв'язку з цим у роботі [1] запропонований наступний критерій (в умовах кінетики реакції нульового порядку)

$$\frac{C}{L} \geq \frac{D_L}{D_C} \frac{1}{\alpha_3} \quad (1)$$

Якщо прийняти $D_C = 1,7 \cdot 10^{-4} \text{ м}^2/\text{доба}$, $D_L = 0,4 \cdot 10^{-4} \text{ м}^2/\text{доба}$, $\alpha_3 = 1,7 \frac{\text{гХПК}}{\text{гO}_2}$, то маємо

$$\frac{C}{L} \geq \frac{D_L}{D_C} \frac{1}{\alpha_3} = 0,14 \frac{\text{г}}{\text{л} \cdot \text{м}}, \quad (2)$$

то при концентрації кисню $C < 0,14L$, він буде потенційним лімітуючим субстратом, а якщо $C > 0,14L$, то лімітуючим субстратом буде органічний субстрат.

Дещо схожий критерій наводиться у роботі [2]

$$\frac{L}{C} \geq \frac{D_C}{D_L} \frac{1}{\alpha_1 \cdot Y}, \quad (3)$$

в якому рекомендується приймати

$$\alpha_1 = 1 \frac{\text{гO}_2}{\text{гХПК}}, \quad Y = 0,4 \frac{\text{гХПК}}{\text{гХПК}}, \quad D_C = 175 \cdot 10^{-6} \text{ м}^2/\text{доба}, \quad D_L = 83 \cdot 10^{-6} \text{ м}^2/\text{доба}.$$

В якості концентрацій у формулах (1) і (3) необхідно приймати концентрації органічного субстрату і кисню на поверхні біоплівки $L_{R+\delta}$ і $C_{R+\delta}$ [2,3].

Дещо подібна оцінка та визначення зазначеного критерію наведена в роботі [3]. Аеробне окислення органічного субстрату пов'язано зі швидкістю росту гетеротрофів R_X при відповідних швидкостях утилізації субстрату R_L і кисню R_C , а саме

$$R_X = \mu_{\max} \frac{L}{K_{mL} + L} \frac{C}{K_C + C} X_H, \quad (4)$$

$$R_L = \frac{1}{Y_H} R_X, \quad (5)$$

$$R_C = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} R_X, \quad (6)$$

де X_H - концентрація гетеротрофної біомаси в ХПК. Зазначимо, що в рівнянні (4) врахована тільки утилізація кисню, пов'язана з утилізацією субстрату, і не враховується поглинання (респірація). Поділивши (5) на (6) одержимо стехіометричний коефіцієнт, який пов'язує утилізацію субстрату і кисню

$$\gamma_{L,C} = \frac{R_L}{R_C} = \frac{1}{1 - Y_H}, \quad (7)$$

Тут Y_H - $\frac{\text{г утвореного клітинного ХПК}}{\text{г окисленого ХПК}}$. Як зазначалось вище, утилізація субстрату зале-

жить також від коефіцієнтів дифузії D_L і D_C і значень концентрацій на поверхні біоплівки для органічного субстрату (L_δ) і кисню (C_δ). Тоді значення $\gamma_{L,C}$ і $\gamma_{C,L}$ можна представити у вигляді

$$\gamma_{L,C} = \frac{1}{\alpha_3} \frac{D_L}{D_C} \frac{L_\delta}{C_\delta}, \quad (8)$$

$$\gamma_{C,L} = (\alpha_1 - Y) \frac{D_L}{D_C} \frac{L_\delta}{C_\delta}, \quad (9)$$

де $\gamma_{L,C}$, $\gamma_{C,L}$ - утилізація органічного субстрату відносно утилізації кисню і навпаки.

Зокрема, аналіз формули (8) дозволяє зробити такі висновки:

а) при $\gamma_{L,C} \ll 1$ - органічний субстрат потенційно обмежений у біоплівці, але кисень повністю проникає в біоплівку. У табл.1 в якості прикладу наведені значення параметра $\gamma_{L,C}$, одержані в результаті моделювання процесів у біоплівці, при її товщині 1000 мкм;

б) при $\gamma_{L,C} = 1$ - незрозуміло - кисень чи органічний субстрат обмежені всередині біоплівки, для цього доцільно провести додаткові дослідження біоплівки;

с) при $\gamma_{L,C} \gg 1$ - кисень потенційно обмежений у біоплівці, а органічний субстрат повністю її проникає.

З таблиці 1 видно, що для великих чи малих значень $\gamma_{L,C}$ кисень чи органічний субстрат, відповідно, будуть обмежені по всій товщині біоплівки (варіанти а,с). При значенні $\gamma_{L,C}=1$ кисень і органічний субстрат значно зменшуються і повністю обмежені всередині біоплівки, і в цьому випадку для визначення їх кількості потрібно проводити дослідження на двокомпонентній моделі (органічний субстрат і кисень). Проте слід зазначити, що в цьому випадку органічний субстрат проникає глибше в біоплівку, ніж кисень, хоча значення $\gamma_{L,C}$ в таблиці 1 дорівнює 1. Це обумовлено тим, що рівняння (7) є наближеним і не враховує процеси розпаду (лізису). Таким чином, безрозмірний параметр $\gamma_{L,C}$ може бути використаний для визначення, коли один із субстратів (кисень чи органічний субстрат) повністю проникає в біоплівку, то при значенні γ менше 1 можна вивчати перенос і конверсію тільки для другого субстрату. Якщо значення γ близьке або дорівнює 1, то необхідно провести додаткові дослідження.

Таблиця 1 - Порівняльні значення параметра $\gamma_{L,C}$

Варіанти	Кисень $C_8, \text{мг/л}$	ХПК $L_8, \text{мг/л}$	$\gamma_{L,C}$
a	10	5	0.1
b	10	54	1
c	4	54	10

У зв'язку з вищесказаним таке важливе питання, як забезпечення і регулювання кисневого режиму при доочистці стічних вод фільтруванням, вивчено недостатньо, відсутні конкретні обґрунтовані рекомендації і розрахунки параметрів кисневого режиму в очисних фільтрах. Тому на підставі виконаного аналізу існуючих теоретичних розробок з урахуванням зазначених технологій фізико-хімічних процесів і механізмів, що відбуваються у фільтрах при вилученні органічних забруднень біоплівковими методами в аеробних умовах (на фоні кисневого режиму) була побудована більш загальна і досконала математична модель кисневого режиму, яка сформульована і запропонована в роботі [12]. На підставі реалізації цієї моделі були запропоновані інженерні методи технологічних характеристик і конструктивних оптимальних параметрів затоплених фільтрів [13,14]. Запропоновані залежності для визначення зміни концентрацій органічних забруднень L і кисню C по товщині біоплівки і висоті фільтра при різних можливих швидкостях вилучення забруднень у біоплівці. Зокрема, одержані результати дозволяють більш точно обґрунтувати наведені вище критерії щодо забезпечення необхідним киснем процесів з вилучення забруднень у біоплівці шляхом визначення величини проникнення субстрату і кисню в біоплівку. Верифікація і апробація запропонованих моделей і методів розрахунку проведена з використанням експериментальних досліджень автора й інших спеціалістів. Зазначимо, що сумісних лабораторних і натурних досліджень з утилізації органічних забруднень і трансформації при цьому кисню в умовах закріпленого біоценозу в об'ємі фільтрів проведено дуже мало.

Найбільш ґрунтовне лабораторне дослідження кисневого режиму в очисному фільтрі проведено в роботі [5], в якій враховані можливі випадки (технології) забезпечення очисно-

го процесу киснем, а саме за рахунок аерованого потоку (зокрема за рахунок спрощеної аерації), який поступає на фільтр, і безпосередньо з бульбашок при пневматичній (бульбашкової) аерації, який поступає в рідину (розчинений кисень), а з рідини в біоплівку, а також безпосередньо в біоплівку при контакті бульбашки з поверхнею біоплівки за рахунок міжповерхневого переносу.

Лабораторна установка складалась із трьох основних елементів: фільтра із сферичним завантаженням, системи подачі органічних забруднень і системи електролітичної генерації кисню із замкнуто циркулюючим повітрям. Фільтр являє собою пластикову колону діаметром 5,08 см і висотою $S = 1,25 \text{ м}$ з шістьма виходами проб забруднень. Рідина і повітря подавались знизу. Завантаження складалось із сферичних скляних гранул $d = 0,4 \text{ см}$. Стічна вода являла собою розбавлений розчин із суміші поліпектола BBL з водним розчином хлориду амонію. Спеціальна система електролітичної генерації кисню із замкнуто циркулюючим повітрям дозволила визначити швидкість вилучення газоподібного кисню (OUR) в біоплівці фільтра. Розроблена методика відбору і обробки проб по висоті фільтра забруднень і кисню, а також проб для визначення товщини біоплівки. Дослідження були проведені з різними вхідними концентраціями забруднень ХПК (гідравлічними навантаженнями OLR) на вході при постійній швидкості фільтрування у всіх дослідах $v = 1.42 \text{ м/год}$ і інтенсивності аерації повітря (поверхневій швидкості повітря v_A) (рис.1).

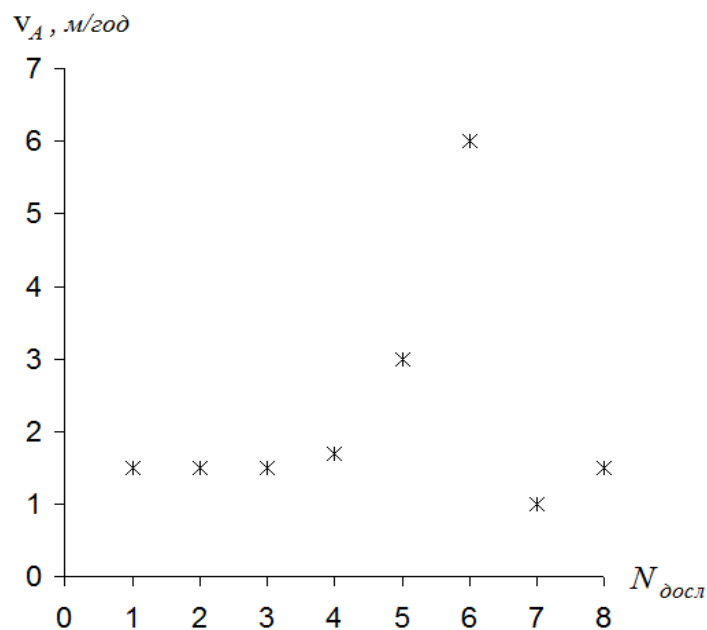


Рис. 1 - Значення швидкості v_A (інтенсивності аерації), прийняті в дослідях

Спочатку були проведені лабораторні дослідження з визначення необхідних біохімічних і біологічних параметрів, які входять в моделі. Зокрема, було одержано і прийнято в дослідженнях: пористість завантаження $n_c = 0,32$, товщина біоплівки $\delta = 30 \dots 40 \text{ м}$, $D_L = 0,014 \text{ см}^2/\text{год}$, $D_C = 0,0494 \text{ см}^2/\text{год}$, $\alpha = 1$, $\beta = 1$, $K_a = 17,0 - 25,0 \text{ дн}^{-1}$, $\eta_n = 0,5 - 0,7$,

Розділ 2. Основи природокористування та безпека життєдіяльності

$Y = 0.4$, концентрація мікроорганізмів у біоплівці $X = 11 \dots 15 \text{ } \frac{\text{г}}{\text{л}}$, коефіцієнти півнасичення $K_{mL} = 48 \text{ } \frac{\text{г}}{\text{г}}$, $K_{mc} = 0,1 \text{ } \frac{\text{г}}{\text{г}}$. Інші параметри були прийняті за літературними даними з деякими уточненнями.

Деякі попередні результати розрахунків, які одержані чисельним методом, з дослідними даними [5] в умовах при використанні в розрахунках кінетики реакції згідно з рівнянням Моно і при достатньому забезпеченні процесу киснем наведені на рис.2.

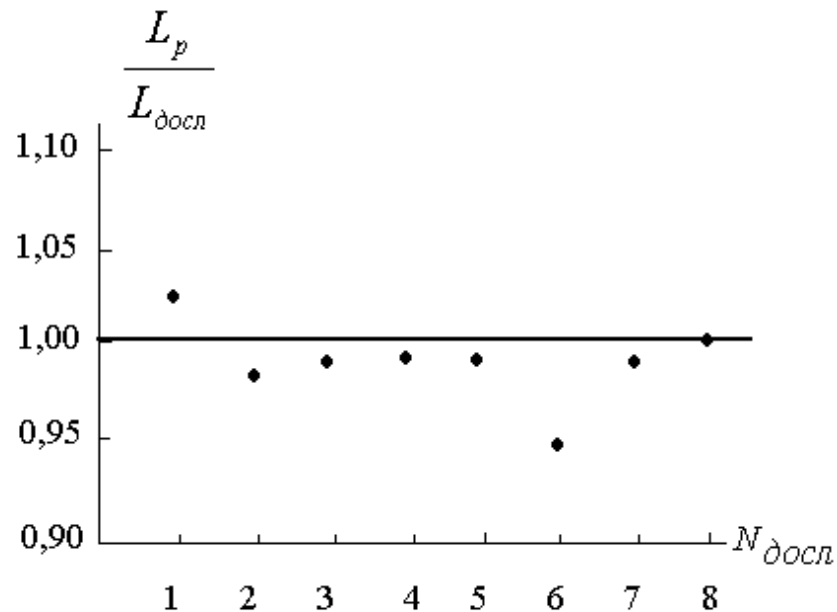


Рис 2.- Графіки відношення $\frac{L_p}{L_{\text{досл}}}$, $L_p, L_{\text{досл}}$ - розрахункові і дослідні концентрації забруднень у фільтраті

Як видно із рис.2, співвідношення концентрацій $\frac{L_p}{L_{\text{досл}}}$ у фільтраті змінювались десь у межах від 0,93 до 1,05 при широкому діапазоні змін вихідних концентрацій від 20 до 280 мг/л ХПК.

На рис. 3 наведені розрахункові і дослідні значення концентрацій кисню в зазначених дослідях на виході з фільтра. Зазначимо, що при вирахуванні цих концентрацій приймалась при значних концентраціях органічних забруднень реакція нульового порядку. Як видно із рис. 3, результати розрахунків в цілому добре узгоджуються з дослідними даними. Збільшення концентрації кисню на виході із фільтра можна пояснити таким чином.

У дослідях 4, 5, 6 при значних майже однакових вхідних концентраціях забруднень вихідна концентрація кисню C в досліді 6 була значно більшою ніж в дослідях 4, 5. Ця обста-

вина пояснюється значною швидкістю (інтенсивністю аерації) $\nu_A = 6$ м/год і в зв'язку з цим значним коефіцієнтом аерації $K_C a = 32,5$ год⁻¹, які були прийняті в досліді 6.

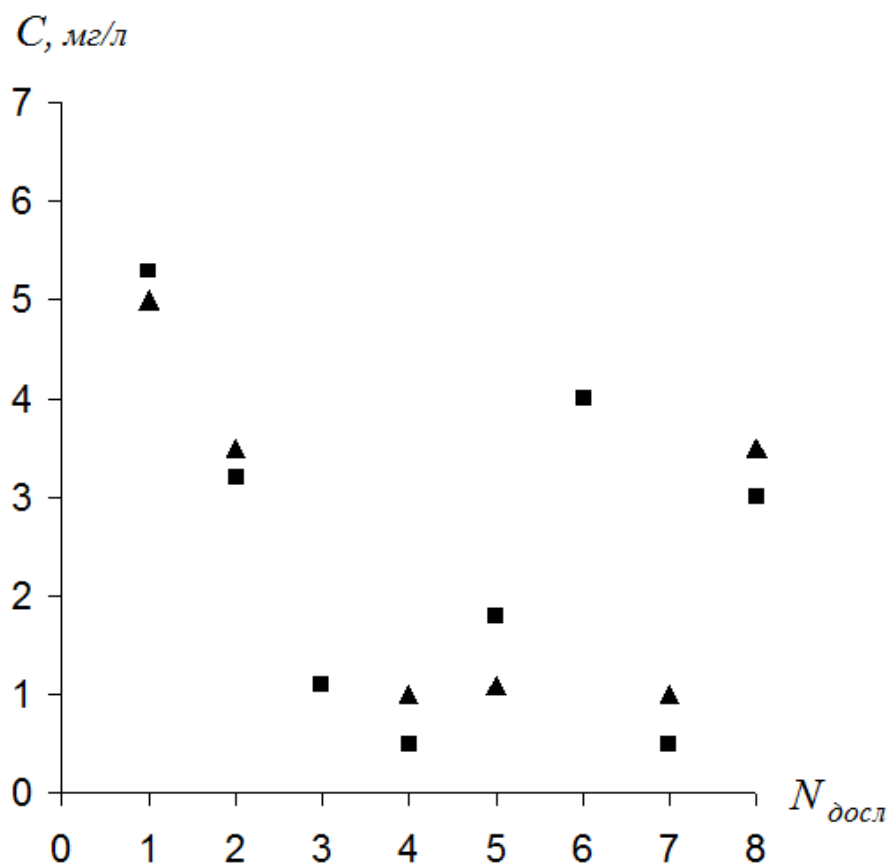


Рис. 3 - Порівняння даних розрахунків (▲) і експериментів (■) концентрації кисню C у фільтраті (на виході з фільтра)

В якості прикладу наведемо більш ґрунтовний порівняльний аналіз шляхом зіставлення значень концентрацій забруднень і кисню, одержаних у досліді, і в розрахунках за різними моделями.

При порівнянні результатів розрахунку з даними досліду, який проводився на наведеній вище лабораторній установці, прийняті такі вихідні дані і необхідні параметри, які були визначені переважно експериментальним шляхом, а саме:

$$L_0 = 110 \frac{\text{мг ХПК}}{\text{л}}, \quad C_0 = 7,5 \text{ мг/л}, \quad X = 12000 \text{ мг/л}, \quad \delta = 30 \text{ і } \hat{\epsilon} = 0,3 \cdot 10^{-4} \text{ і}, \quad K_{m_L} = 48 \text{ мг/л},$$

$$K_{O_2} = 0,1 \text{ мг/л}, \quad n_c = 0,32, \quad \nu = 1,42 \text{ м/год}, \quad R = 0,002 \text{ м}, \quad d_\delta = 0,004 \text{ м}, \quad K_{C_n} = 0,05 \text{ м/с}, \quad \mu = 0,5,$$

$$D_C = 4,94 \cdot 10^{-6} \text{ і}^2 / \text{с}, \quad D_L = 1,39 \cdot 10^{-6} \text{ і}^2 / \text{с}, \quad \alpha = 0,93, \quad \beta = 0,98, \quad K_L = 0,05 \text{ м/год},$$

$$K_C = 0,10 \text{ м/год}, \quad \mu_{\max} = 0,1 \text{ год}^{-1}, \quad Y_L = 0,4, \quad \alpha_1 = 1,0, \quad \alpha_3 = 1,42, \quad K_C a = 18,5 \text{ год}^{-1}, \quad C_S = 9,0 \text{ мг/л}.$$

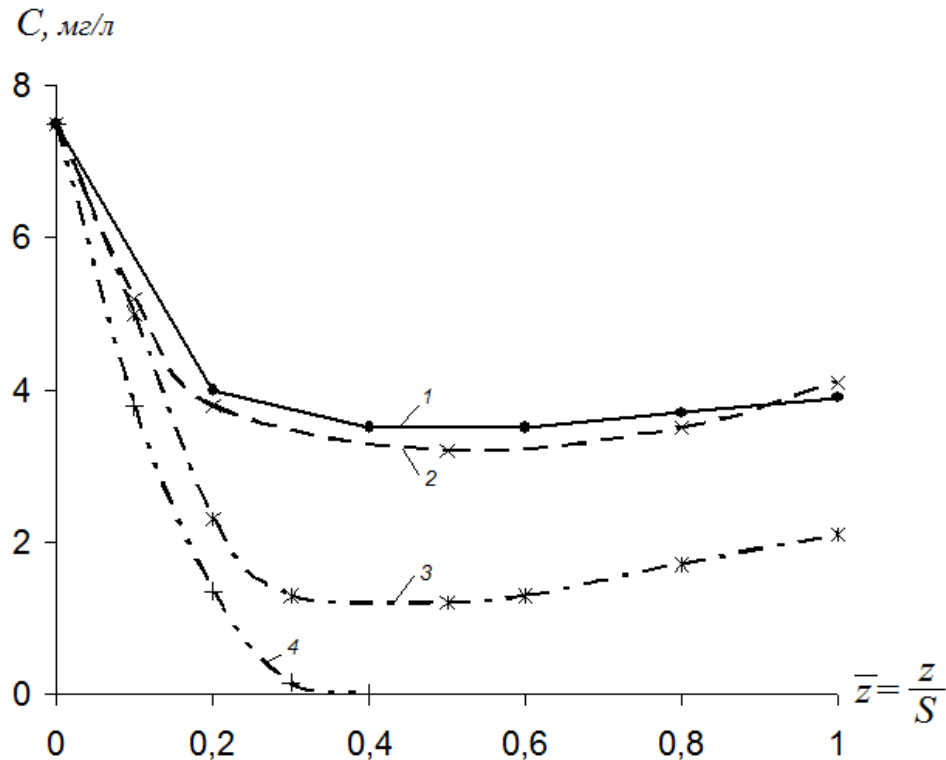


Рис. 4 - Порівняння розрахункових і дослідних концентрацій C по висоті фільтра S : 1 – дослід, 2 – розрахунок з МПП, 3 – розрахунок без МПП, 4 – розрахунок при спрощеній аерації

На рис. 4, 5 наведені графіки зміни концентрацій кисню C і забруднень по висоті фільтра S , одержані в досліді (крива 1), і запропоновані за різними методами розрахунку [13,14]: при врахуванні міжповерхневого переносу МПП (крива 2), без врахування МПП (крива 3) і при подачі кисню концентрацією $C_0 = 7,5 \text{ мг/л}$ тільки за рахунок аерованої стічної рідини (крива 4). У випадках 2, 3 додаткове забезпечення киснем проводилось за рахунок бульбашкової аерації інтенсивністю десь $I = 2 \frac{\text{м}^3}{\text{м}^2 \cdot \text{год}}$. Аналіз графіків (рис.4, 5) дозволяє зробити такі висновки:

1. Відсутність подачі кисню за рахунок бульбашкової аерації (крива 4), як і передбачалось, концентрація розчиненого кисню швидко падає і забруднення вилучається тільки десь на 20%.
 2. Використання розрахунку (моделі) забезпечення киснем за рахунок бульбашкової аерації, але без МПП ($\eta = 0$) призводить до розташування на рис. 4 кривої розчиненого кисню (крива 3) значно нижче кривої, одержаної експериментально.
 3. Експериментальна крива концентрації розчиненого кисню (крива 1) добре узгоджується з розрахунковою (крива 2), яка враховує також і МПП.
- Урахування збагачення біоплівки киснем також за рахунок МПП більш відповідає дослідним даним вилучення забруднень і забезпечує зниження концентрації $L_e(z)$ десь на 15-

20% в порівнянні з випадком, коли процес забезпечується тільки за рахунок розчиненого кисню ($\eta = 0$) (рис.5).

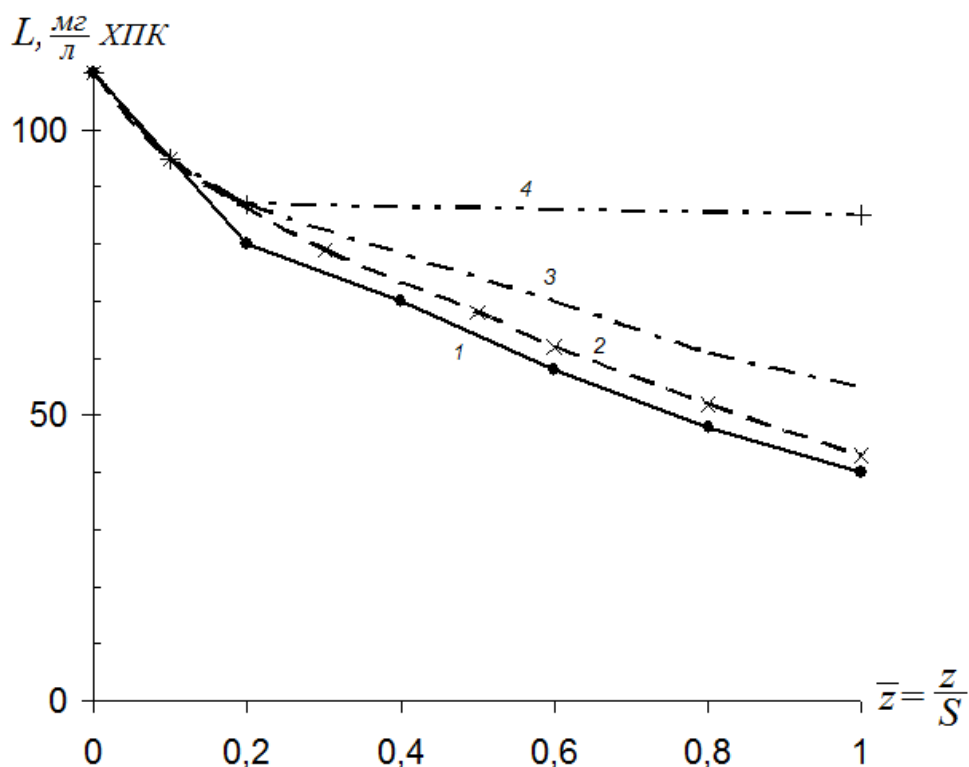


Рис. 5 - Порівняння розрахункових і дослідних концентрацій L по висоті фільтра S

Аналіз графіків (рис.4, 5) свідчить про те, що врахування в моделях збагачення біоплівки киснем за рахунок МПП більш відповідає дослідним даним і забезпечує зниження концентрації $L_e(z)$. Визначена за моделлю з урахуванням МПП, концентрація DO буде більшою, ніж на 15-25% в порівнянні з моделлю, в якій забезпечення процесу біоокислення відбувається тільки за рахунок розчиненого кисню ($\eta = 0$). Подібні результати аналізу були одержані нами в прикладах розрахунку. У роботі [5] робиться висновок, що в умовах експлуатації ефективність переносу кисню без врахування МПП складає 14 %, а при врахуванні МПП – 19,5 - 20 %, і тому при розрахунках кисневого режиму при фільтруванні стічних вод доцільно враховувати МПП. Особливо це врахування буде суттєвим при фільтруванні стічних вод значними концентраціями і при значних розмірах бульбашок. Так як в біоплівкових моделях і розрахунках інших спеціалістів при барботажній (бульбашковій) технології подачі кисню розглядаються збагачення біоплівки тільки за рахунок розчиненого кисню, то можна вважати, що в цьому випадку забезпечення киснем відбувається з деяким запасом. Тому робиться висновок, що при розрахунках кисневого режиму в біоплівкових моделях при фільтруванні стічних вод доцільно враховувати міжповерхневий перенос кисню.

В існуючих біоплівкових моделях при барботажній (бульбашковій) технології подачі кисню розглядається переважно збагачення біоплівки тільки за рахунок розчиненого кисню,

то щоб в достатній мірі оцінити вплив міжповерхневого переносу кисню на процеси біоокислення в затоплених фільтрах, доцільно провести ґрунтовне і широке вивчення цього питання.

Запропоновані методи розрахунку дозволяють визначити необхідну кількість кисню, яку необхідно подати при барботажній аерації, щоб забезпечити процес окислення в об'ємі фільтра в достатній мірі. Так, у роботі [11] наведені результати лабораторних досліджень доочистки стічних вод від органічних забруднень фільтруванням. При цьому вважалося, що для забезпечення процесу киснем в достатній кількості, кисень поступив на фільтр за рахунок аерованого потоку (спрощеної аерації) концентрацією $C_0 = 3 - 3,5 \text{ мг/л}$ і за рахунок барботажної (бульбашкової) аерації інтенсивністю, яка забезпечувала вхідну концентрацію десь в межах $C_\delta = 7,5 \text{ мг/л}$. Вважалося, що таким чином в об'ємі фільтра процес окислення в достатній мірі був забезпечений киснем. Виконані розрахунки з урахуванням необхідних конструктивних і інших параметрів, які наведені в роботі [11], показали, що при інтенсивності $I = 1 \frac{\text{м}^3}{\text{м}^2 \cdot \text{год}}$ коефіцієнт переносу дорівнював десь $K_C a = 12 - 13 \text{ год}^{-1}$ і забезпечував на подачу кисню за рахунок бульбашкової аерації вхідну концентрацію $C_\delta = 5 - 5,5 \text{ мг/л}$, при інтенсивності $I = 2 \frac{\text{м}^3}{\text{м}^2 \cdot \text{год}}$ маємо $K_C a = 22,5 - 25 \text{ год}^{-1}$, що дозволило одержати вхідну концентрацію $C_\delta = 6,5 - 7 \text{ мг/л}$, а при $I = 3 \frac{\text{м}^3}{\text{м}^2 \cdot \text{год}}$ маємо $K_C a = 31,5 \text{ год}^{-1}$ і відповідно $C_\delta = 7,5 - 8 \text{ мг/л}$. Виконаний аналіз без врахування МПП показав, що при доочистці стічних вод з $L_0 = 50,0 \frac{\text{мг БПК}_5}{\text{л}}$ на вході до $L_S = 10,0 \frac{\text{мг БПК}_5}{\text{л}}$ на виході (у фільтраті) забезпечення необхідною кількістю в об'ємі фільтра киснем десь $C \geq 3,0 - 4,0 \text{ мг/л}$ відбувалось при вхідних концентраціях $C_0 = 3,5 \text{ мг/л}$, $C_\delta \geq 7 \text{ мг/л}$. Таким чином, можна вважати, тим більше, якщо врахувати ще МПП, в даному випадку тільки при інтенсивності $I = 3 \frac{\text{м}^3}{\text{м}^2 \cdot \text{год}}$ процес вилучення органічних забруднень в об'ємі фільтра буде в достатній кількості забезпечений киснем.

У роботі [15] проведені дослідження комплексної доочистки стічних вод від органічних забруднень і біогенних елементів на фільтрах з різним завантаженням. Дослідження були проведені на дослідній установці продуктивністю $Q = 2 - 4 \text{ м}^3/\text{доба}$ в трьох фільтруючих колонах з різним завантаженням і гранітним щебенем крупністю зерен 2-5 мм; 5-7 мм і кварцовим піском крупністю зерен 1,0-1,8 мм. Висота фільтруючого шару у фільтрах із щебінковим завантаженням складала 2м, з піщаним завантаженням - 1,5 м. На установку подавалась біологічно очищена стічна вода з каналізаційної мережі м. Харкова, в якій концентрація по БПК₅=10-15 мг/л, по ХПК 60-140 мг/л, рН=7,8-8,3, Т°С = 14-23°С. Крім того, в стічній воді були присутні зважені речовини, нафтопродукти, СПАВ, амонійний азот, нітрати, нітри-ти і фосфор. Подача води відбувалась як знизу вверх, так і зверху вниз. Швидкість фільтрування складала 3-6 м/год, інтенсивність аерації – 1-3 м³/м²год. Проведений аналіз результатів досліджень дозволив зробити такі висновки:

- більш доцільним являється напрямок фільтрування знизу вверх;
- швидкість фільтрування 3 м/год;

- інтенсивність аерації $3 \text{ м}^3/\text{м}^2\text{год}$ (до 7 мг/л);
- висота фільтруючого шару $1,5 \text{ м}$;
- крупність зерен завантаження $2\text{-}5 \text{ мм}$.

При цьому була одержаний ступінь очистки по БПК₅ до $3\text{-}5 \text{ мг/л}$, тобто $60\text{...}75 \%$, по ХПК – $30\text{...}40$, по нафті $85\text{...}90$, по СПАВ – $45\text{...}50$, по фосфатам – $50\text{...}55$, по амонійному азоту – $70\text{...}80\%$. Зазначено також, що використання в якості завантаження фільтрів гранітного щебеню замість крупнозернистого піску дозволяє підвищити надійність роботи фільтрів і спростити схему блоку очистки. Додаткова наявність у стічній воді інших речовин біогенного й іншого походження і одночасне їх вилучення разом з органічними забрудненнями, як показав проведений додатковий аналіз, інгібує процес очистки.

На рис.6 наведені порівняння результатів теоретичних розрахунків з дослідними даними.

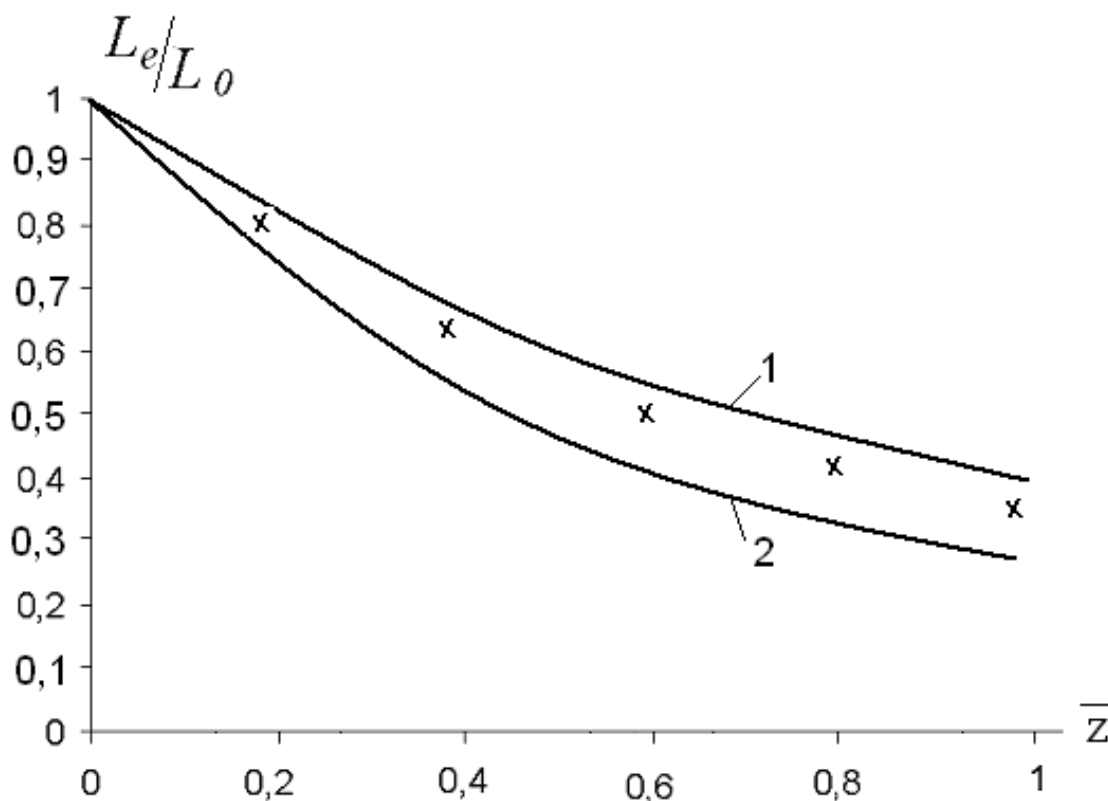


Рис.6 - Графіки зміни концентрацій L_e по висоті фільтра S :

1, 2 – теоретичні криві відповідно при $\bar{v} = \frac{v}{A_* S} = 1$ і $\bar{v} = 0,75$, $\times$ - дослідні дані

Так як при визначенні за дослідними даними при різних початкових концентраціях L_0 значення вихідних констант і коефіцієнтів змінювались у деяких межах, то це було враховано шляхом побудови двох граничних можливих кривих, наведених на рис.6. Дослідні дані, одержані в цій роботі [15], розташувались між цими кривими, тобто результати розрахунків

відносно добре погоджуються з дослідними даними. На рис.6 визначення параметра A_* , який характеризує властивості біоплівки, наведено в роботах [13,14].

При проведенні досліджень було окремо розглянуто вплив швидкості фільтрації і особливо інтенсивності аерації на ефективність доочистки стічних вод. Було встановлено, що зменшення інтенсивності аерації з $I=3\frac{i^3}{i^2 \cdot \tilde{a} \tilde{a}}$ до $I=1\frac{i^3}{i^2 \cdot \tilde{a} \tilde{a}}$ призводить до суттєвого зниження ефективності доочистки. Дійсно, як показав проведений аналіз, значення $I=3\frac{i^3}{i^2 \cdot \tilde{a} \tilde{a}}$ відповідає коефіцієнту переносу $K_c a \approx 25-30 \tilde{a} \tilde{a}^{-1}$, що забезпечує значення вхідної концентрації $C_\delta = 8\frac{i \tilde{a}}{\tilde{e}}$, а на виході із фільтра $\tilde{N} = 3.0-3.5\frac{i \tilde{a}}{\tilde{e}}$. При інтенсивності аерації $I=1\frac{i^3}{i^2 \cdot \tilde{a} \tilde{a}}$, що відповідає $K_c a \approx 10-12 \tilde{a} \tilde{a}^{-1}$ і вхідній концентрації десь $C_\delta = 4.0-4.5\frac{i \tilde{a}}{\tilde{e}}$, як показали дослідження, не забезпечує достатніх умов для проведення необхідної доочистки.

У роботі [8] наведені результати лабораторних досліджень доочистки побутових стічних вод у двох однакових за характеристиками фільтрах висотою 2 м і діаметром 0.2 м, за винятком того, що в одному маємо зважене завантаження, в якому його густина була меншою густини води (відносна густина 0.92), а в другому - нерухоме завантаження, в якому його густина була більшою густини води (відносна густина 1.05). Вважається, що при такому розмірі фільтра стінки не впливають на одержані результати, що дозволяє їх використовувати для більш значних фільтрів.

Лабораторна установка, характеристики стічної води, методика проведення дослідів і аналіз одержаних результатів описані в роботі [8]. Зазначимо тільки, що вхідна концентрація розчинених побутових стічних вод змінювалась $L_0 = 80-210\frac{i \tilde{a} \tilde{I} \tilde{E}}{\tilde{e}}$ ($L_0 = 36-94.5\frac{\text{мг БПК}_5}{\text{л}}$), концентрація розчиненого кисню у стічній воді $C_0 = 0.8-1.6\frac{\text{мг}}{\text{л}}$, питома площа поверхні завантаження $F = 1160\frac{i^2}{i^3}$ (при $d_{cp.} = 3.3\text{мм}$). В залежності від значення вхідної концентрації і витрати, яка змінювалась в межах $Q = 0.2-0.58\frac{\text{м}^3}{\text{доба}}$, концентрація на виході була десь $L = 5-20\frac{\text{мг БПК}_5}{\text{л}}$.

Порівняння результатів розрахунку з дослідними даними наведено на графіку 7, побудованому для параметрів $L_0 = 60\frac{\text{мг БПК}_5}{\text{л}}$ і $Q = 0.58\frac{\text{м}^3}{\text{доба}}$ для двох випадків завантаження фільтра. Дослідні дані на рис.7 в обох випадках розташувались трохи вище кривих, проте в цілому можна вважати, що результати розрахунків відносно непогано узгоджуються з дослідними даними, вважаючи, що визначення деяких параметрів відбувалось з деяким наближенням. Різниця в завантаженні значно не впливає на результати, тому що завантаження мають однакову форму і розміри і тільки відрізняються значенням густини, що в деякій мірі впливає на характеристики потоку і відповідно на формування біоплівки.

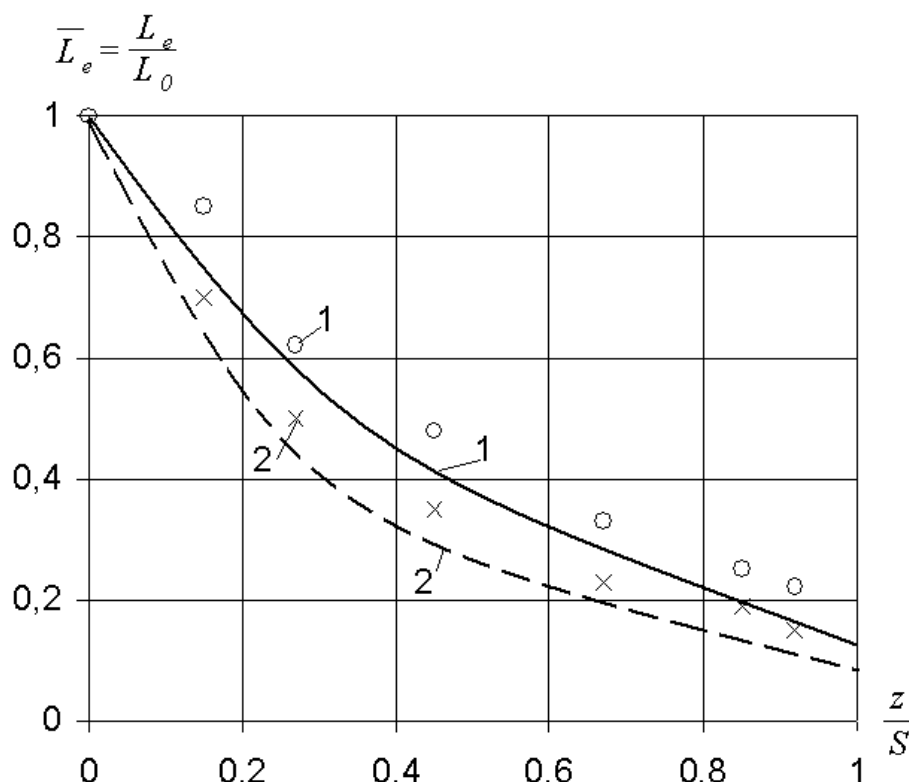


Рис. 7 - Графік вилучення субстрату на фільтрі з різним завантаженням.

Розрахункові криві: 1 – для нерухомого завантаження,
2 – зваженого завантаження, 1-о, 2-+ - відповідно дослідні точки

Забезпечення аеробного процесу відбувалось за рахунок пневматичної аерації при відношенні витрат повітря до рідини 10:1, що відповідало інтенсивності аерації в межах $I = 3.75 - 7.3 \frac{\text{м}^3}{\text{м}^2 \text{ год}}$. Повітря поступало у фільтр знизу вгору в напрямку руху рідини. У цьому випадку на виході з фільтра концентрація кисню в дослідах становила $C = 5 - 8 \frac{\text{мг}}{\text{л}}$. Виконаний аналіз показав, що наведені інтенсивності аерації відповідають коефіцієнтам переносу $K_c a = 32 - 45 \text{ год}^{-1}$, які забезпечують дослідні значення концентрації у фільтраті і в цілому достатню кількість кисню в об'ємі фільтра.

Деякі дослідження по комплексній очистці фільтруванням стічних вод, забруднених речовинами різного походження, проведені автором на Бортницькій станції аерації. Схема експериментальної установки з фільтром наведена на рис.8. З відповідного каналу стічна вода після очисних споруд подається в аератор 3, а потім на фільтр 1 висотою 3 500 мм і діаметром 150 мм. Фільтр завантажений плаваючим (пінополістирольним) завантаженням діаметром 3-4 мм і висотою 800 мм. Вода від фільтра відводиться дренажною системою. Промивка завантаження відбувається знизу наверх. Метою досліджень було визначення ефективності вилучення зважених і частково органічних речовин, зниження БПК, концентрації кисню, витрат напору, а також апробація реагентів і активованого вугілля для більш глибокої очистки

стічної води. Показники якості стічної води після очистки змінювались за даними аналізу за останні роки (2009-2012) і протягом року в широких межах, зокрема, органічні забруднення $БПК_5 = 12-6 \text{ мг/л}$, $БПК_{20} = 15-10 \text{ мг/л}$, $ХПК = 90-50 \text{ мг/л}$, амонійний азот $N = 9-5 \text{ мг/л}$, поліфосфати (PO_4) $P = 8,5-6 \text{ мг/л}$. Планується провести реконструкцію Бортницької станції з метою доочистки таким чином, щоб протягом подальшого періоду експлуатації довести $БПК_5 \leq 6 \text{ мг/л}$, $БПК_{20} \leq 8 \text{ мг/л}$, $ХПК \leq 35 \text{ мг/л}$, $N < 2,5 \text{ мг/л}$, $P < 3,5 \text{ мг/л}$.

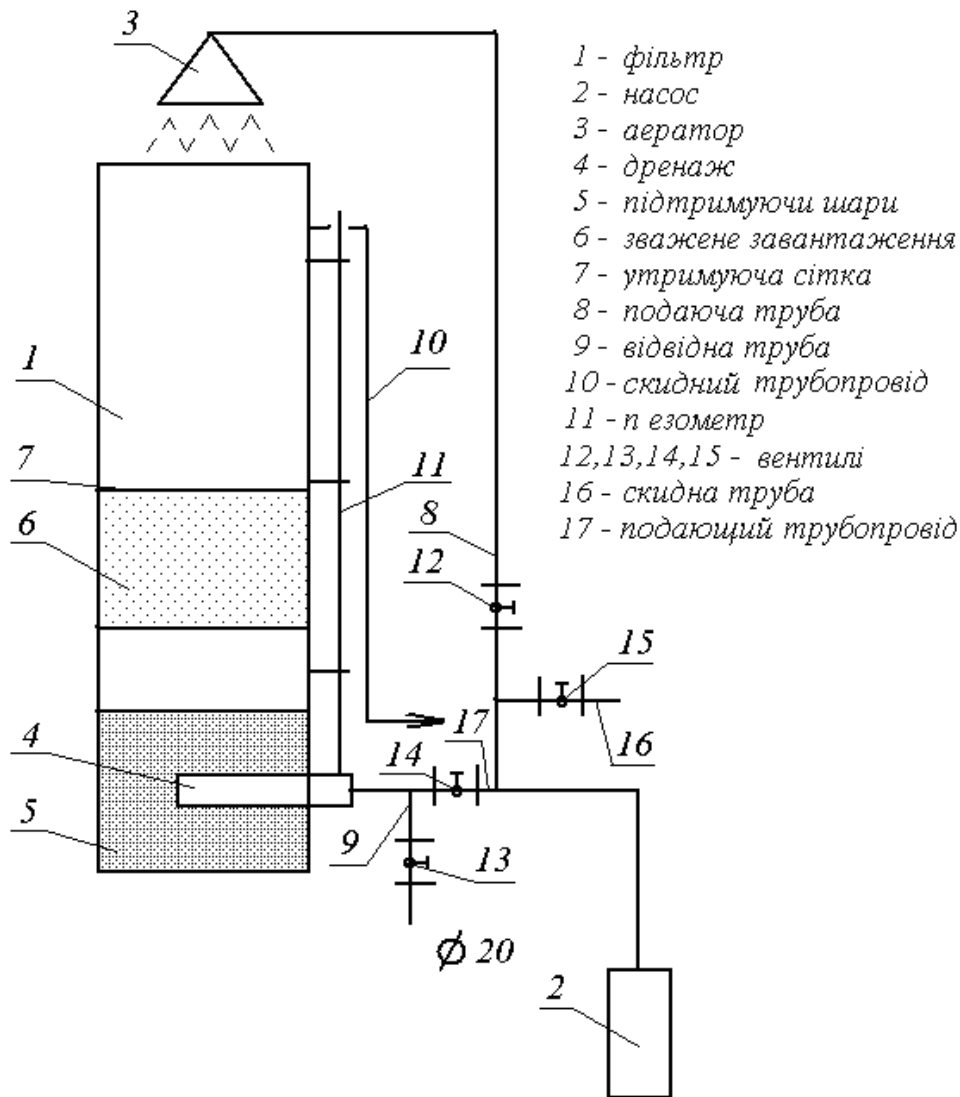


Рис. 8 - Схема експериментальної установки з фільтром

Відбір проб і заміри концентрацій L і C проводились по висоті фільтра. В якості прикладу наведемо значення концентрацій L і C на вході і виході з фільтра. У дослідних замірах проводились після деякого часу роботи фільтра, коли на завантаженні сформувалась достатня біоплівка; вхідна концентрація становила $L_0 = 6,0 \frac{\text{мг } БПК_5}{\text{л}}$, а на виході з фільтра - $L_s = 2,4 \frac{\text{мг } БПК_5}{\text{л}}$; відповідно, концентрація кисню на вході - $C_0 = 5,12 \text{ мг/л}$, а на виході - десь

$C_S = 1,0 \text{ мг/л}$, що, особливо по кисню, десь на 15-20% не відповідає результатам теоретичних розрахунків. Одержану різницю можна пояснити інгібуючим впливом на процеси окислення інших речовин, присутніх у стічній воді. Зокрема, в стійкій воді, яка поступала на доочистку, знаходилось десь амонійного азоту $N = 7,0 \frac{\text{мг NH}_4}{\text{л}}$, який при незначних концентраціях L_e , для свого вилучення (процес нітрифікації) активно використовує кисень.

Висновки: наведені порівняльні результати і їх аналіз свідчать про те, що запропоновані моделі і розроблені на їх основі методи розрахунку в цілому з достатньою адекватністю описують і відображають процеси доочистки побутових стічних вод фільтруванням.

Список використаної літератури

1. Henze M., Harremoës P., Jansen C., Arwin E. Wastewater Treatment – Springer – Berlin, New York, 2002 – 430 p.
2. Henze M., M. Van Loosdrecht M.C., Ekama G.A., Brdjanovic D. Biological Wastewater Treatment // Iwa Publishing, London, 2008 – 511p.
3. Wanner O., Ebert N.L., Rittman B.E. Mathematical modeling of biofilms // Scientific and Technical report. № 18 – 2006 – p.p. 2012.
4. Олійник О.Я., Маслун Г.С. До розрахунку кисневого режиму при очистці стічних вод // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, КНУБА, 2010, вип. 14 – С. 76-102.
5. Lee K.M., Stensel H.D. Aeration and substrate utilization in a sparged packed – biofilm reactor // WPCF, vol. 58, №11 – p.p.1065-1073.
6. Viotti P., Erano B., Boni M.R., Carucci S., Leccese M., Scaffoni S. Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process // Advan. Envir. Res., 2002, №7 – pp.11-33.
7. Perez J., Montesinos J.L., Godia F. Gas-liquid mass transfer in an up-flow concurrent packed-bed biofilm reactor // Biochemical Engin. Jour – 2006 - №31 – pp. 188-196.
8. Mann A.T., Stephenson T. Modeling biological aerated filters for wastewater treatment // Wat. Res., vol.31, №10 – 1997 – С. 2443-2448.
9. Nicolella C., van Loosdrecht M.C.M., I.I.Heijnen. Identification of mass transfer parameters in three-phase biofilm reactor // Chem. Engin. Science, 54, 1999 – С. 3143-3152.
10. Smich D.P. Oxygen flux limitation in aerobic fixed-film biotreatment of a hazardous landfill leachate // Jour. of Hazard. Mater. 44, 1995 – С.77-91.
11. Rauch W., Vanhooren H., Vanrolleghem P.A. A simplified mixed-culture biofilm model // Wat. Res., 1999, vol. 33, №9 – pp.2148-2162.
12. Олійник О.Я., Маслун Г.С. Моделювання кисневого режиму в біореакторах при очистці стічних вод // Доповіді НАНУ – 2010. – N 10. – С.52-56.
13. Маслун Г.С. Розрахунки кисневого режиму при біологічній доочистці стічних вод фільтруванням // Екологічна безпека та природокористування – 2012, Вип.10 – С. 45-53.

14. Маслун Г.С. Практичні рекомендації до розрахунку кисневого режиму при очистці стічних вод на затоплених фільтрах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, КНУБА, 2013, вип. 21.
15. Кириченко А.Г., Друшляк О.Г. Повышение эффективности очистки сточных вод от органических и биогенных загрязнений при фильтровании через аэрируемую зернистую загрузку // Тр. Ин-та ВНИИ ВОДГЕО “Методы повышения эффективности работы очистных сооружений канализации”. – М.: 1989. – С.112-118.

Стаття надійшла до редакції 29.01.13 українською мовою

© Г.С. Маслун

Опытно-производственная апробация теоретических расчетов кислородного режима при доочистке сточных вод фильтрованием

Приведены результаты апробации предложенных теоретических расчетов параметров кислородного режима при биологической доочистке сточных вод фильтрованием с привлечением опытных данных разных авторов, полученных в лабораторных и производственных условиях на очистных затопленных фильтрах с разными загрузкой и технологиями обеспечения кислородом. Результаты теоретических расчетов в целом хорошо согласуются с опытными данными.

© G.S. Maslun

Research and production testing of the theoretical calculations of the oxygen regime parameters at the biological treatment of the wastewater's by the filtration

The results of the using of the proposed theoretical calculations of the oxygen regime parameters at the biological treatment of the wastewater's by the filtration are presented with using the experimental dates of the different authors obtained in laboratory and industrial conditions on the waste pounded filters with different loads and the technologies of the oxygen supply. The results of the theoretical calculations are agreed enough whole with experimental dates.

Розділ 3. Науково-технологічна безпека та інтелектуальні ресурси

УДК 504.05:537.5+577.35

© И.Н. Симонов, д-р физ.-мат. наук, проф.;
В.В. Трофимович, канд. тех. наук, проф.

Киевский национальный университет строительства и архитектуры, г. Киев

ФОРМЫ ДВИЖЕНИЯ ЖИВОЙ МАТЕРИИ КАК ПРЕДМЕТ ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ В ЭКОЛОГИИ

Рассмотрена возможность формирования фундаментальных исследований в экологии на основе идеи Э.Бауэра о биологии как науке о законах движения организованной живой материи. Учитываются и современные представления о двухуровневой самоорганизации живой материи благодаря действию самосогласованного континуального поля водных растворов электролитов.

Ключевые слова: живая материя, самоорганизация, экология

«Живая материя» воспринимается как само собой разумеющееся понятие, и вопрос о возникновении, использовании, наполнении термина в научной литературе по экологии не акцентируется. Хотя следует заметить, что этот термин содержит в большей степени обобщающий смысл со скрытым философским и физическим содержанием, чем применяемые в экологии понятия «биологические системы» или «живые организмы». В этой связи интересен экскурс в историю развития науки и, в частности, заслуживает внимание работа известного ученого, физика Н.А.Умова «Физико-механическая модель живой материи», доложенная на XI съезде русских естествоиспытателей и врачей (СПб, 20 декабря 1901г.) [1]. Отмечая роль двух законов термодинамики в описании физических процессов, он обратил внимание на отсутствие «закона или понятия, которое включало бы процессы жизни в процессы природы. Существование в природе приспособлений отбора, восстанавливающих стройность и включающих в себя живое, должно, по-видимому, составить содержание этого третьего закона... Физико-механическая модель живой материи есть стройность».

Наряду с «живой материей» следует вспомнить и о «живом веществе» – понятии, предложенном еще В.И.Вернадским при развитии идеи о биосфере. (По [2,с.79] термин «биосфера» был введен австрийским геологом Э.Зюссом в 1875г. и затем расширен В.И.Вернадским, что позволило придать этому понятию и философское содержание). Нам представляется, что использование здесь слова «вещество» несколько сужает мысль

В.И.Вернадского уже на современном уровне знаний, поскольку стало известно о роли различных полей в жизнедеятельности организмов и информационном обмене.

1. Проблемы экологии как науки – охранный и исследовательский тематика.

Возвращаясь к работе Н.А.Умова, отметим, что он ставил вопрос о необходимости поиска некоторого закона, который бы позволил не только объяснить происхождение живой материи, обладающей самоорганизацией, но и связал бы это с процессами в природе. Здесь очевидна мысль о взаимном влиянии и взаимосвязи живой материи с составляющими окружения. Очевидно на современном этапе развития знаний понятие «стройность» можно вполне соотнести с термином «самоорганизация», который возник на основании развития термодинамики необратимых процессов И.Пригожина и Г.Хекена, например, [3-5].

Закономерности, открытые ими, позволили значительно продвинуться в понимании формирования живой материи и неразрывной связи ее с окружающим пространством. И здесь возникает два феномена. Во-первых, живая материя, ее жизнедеятельность сама оказывает серьезное воздействие на окружающее пространство, что составляет сегодня область знаний, связанную с охраной природы из-за техногенной деятельности человека. А во-вторых, самоорганизованная система – живая материя требует отдельного изучения с учетом усиления антропогенной нагрузки, которая преобразовывает живую материю, вызывая мутации [6].

Следует обратить внимание, что на современном этапе экология воспринимается как наука, отражающая озабоченность сообщества в контексте вреда, который наносится природе производственной деятельностью человека. Проблемы столь велики с очевидным прикладным аспектом, что из научного контекста выпало понятие фундаментальной экологии. В западных научных источниках встречается два термина, отражающие проблемы окружающей среды –энвайронментализм, с одной стороны, а с другой – эколodgeжилал – понятие, относящееся к науке экология.

Возможно, такое разделение имеет смысл в практической реализации различных программ, но при формировании научно-исследовательского направления является преждевременным. На сегодняшний день, при всей развитости экологических исследований, до конца нет ясности в том, занимается ли экология «охраной» в широком смысле или это наука, которая исследует более фундаментальные проблемы в биосфере. Любая охрана чего бы то ни было подразумевает уже существование некоторых нормативных документов, направленных к действию, и даже, возможно, разработанных подразделениями вовсе далекими от решения проблем окружающей среды или природы.

Практическое решение насущных задач природы позволило провести систематизацию видов загрязнений – определены угрозы по масштабам и степени возможного загрязнения; по наиболее уязвимым объектам для данного вида техногенного воздействия; выделены в отдельную группу биологические объекты. Накоплен огромный арсенал средств защиты и профилактики загрязнений.

В [7] дан анализ определений и исследований по экологии, из которого следует, что направленность работ и определений связана главным образом с охранной и биологической тематикой. Но поражает обилие направлений, порой совершенно разрозненных и мало связанных с первоначальной концепцией. Можно выделить из всей совокупности дефиниций два основных типа, которые отражают педагогическую направленность и научно-исследовательский аспект проблемы.

Обратимся к нескольким определениям *экологии* на примере работ [2,8] и [9,10]. В [2] дано такое определение – *экология – учение о взаимоотношении организмов с окружающей средой*, а в [8] – *экология – это междисциплинарная область знания об устройстве и функционировании многоуровневых систем в природе и обществе в их взаимосвязи*.

В работе [9] – *экология – это наука о взаимоотношениях живых организмов и среды их обитания*, а в [10] автор характеризует экологию как *науку о закономерностях формирования, развития и устойчивого функционирования биологических систем разного ранга в их взаимоотношениях с условиями среды*.

Различие в том, что в [2,8] делается акцент на экологию как уже сформировавшиеся знание, а в [9,10] экология рассматривается как раздел науки, т.е. является предметом исследования. Заметим, что у Ю.Одума [8] определение чрезвычайно пространно, со скрытым биологическим смыслом и, в общем-то, отражает современное расплывчатое представление о предмете экологии. Многоуровневой системой может быть, например, и автоматическая линия на производстве, и биологический объект – вместе и по отдельности. Определения работ [2,8] отражают некоторую завершенность в исследовании экологии, которое можно рассматривать уже как дисциплину. В определениях [9,10] экология – наука, требующая исследований разных систем и взаимодействий.

Но в любом случае видна биологическая направленность определений, которая восходит к работам Э.Геккеля, впервые предложившего термин «экология». Т.А.Акимова в [9] отмечает, что исследователь Г.С.Розенберг в 1999г. проанализировал более 60 определений предмета экологии за период 130 лет существования этого направления. Такое обилие определений свидетельствует о том, что экология не сформировалась в целостную науку и является фрагментарной.

Прогресс в экологии основан на использовании имеющихся достижений и в понимании техногенных угроз для окружающей человека природы, скорее, из-за истощения ресурсов, но не раскрывается опасность для человека в среде его обитания и живой материи в целом. Экология превратилась в прикладную отрасль знаний, руководствуется правилами безопасности, наработанными средствами защиты, профилактики и приемами решения возникших, по сути, однотипных задач.

2.Биология и экология в контексте науки о живой материи.

Сильный акцент на биологическую направленность экологии суживает значимость этого предмета и ограничивает круг специалистов для решения современных проблем в исследовании окружающего пространства, насыщенного техногенными устройствами, полями и

живой материей. Тем более, что биология на современном этапе скорее описательная наука, за исключением микробиологического направления, но оно несколько обособлено от проблем экологии.

Здесь уместно вспомнить работу Э.С.Бауэра (20-30-е годы) «Теоретическая биология», [11] и [12,с.14], в которой приводится следующее высказывание: «Биология есть наука о жизни или правильнее о живых существах. Она является наукой о законах движения (в самом широком смысле слова) организованной живой материи».

Такое понимание биологии позволяет глубже рассматривать современную проблематику в экологии и перевести ее в раздел фундаментальной науки. Однако в упомянутом определении биологии не раскрыто содержание «живой материи», что сохраняет тенденцию возврата к «живым существам», но в более широком контексте, хотя возникает некоторая неоднозначность. Так, если сопоставить словосочетания «живая материя» и «живое существо», а затем отбросить первое слово в словосочетаниях, то следует, что «материя» рассматривается как некоторый аналог «существа». А если использовать выражение В.И.Вернадского – «живое вещество», то приходим к тому, что материя – это вещество. Хотя по духу в определении Э.С.Бауэра под «живой материей» понимается нечто, отличающее ее от неживой, первичной материи, т.е. от вещества и известных в то время физических полей.

Отсутствие четкого представления о различии между двумя понятиями «живой» и «первичной» или «физической» материями не позволяет расширить научно-исследовательский диапазон в экологии.

В современной научной литературе не акцентируется внимание на определении живой материи. Например, в трехтомном сочинении А.А.Яшина [12-14], автор апеллирует к работам проф. С.П. Ситько, в которых *живое* (не материя) рассматривается как *четвертый квантовый уровень организации материи*. Это определение близко к полевой концепции, но дуалистично по духу, т.к. опирается на квантово-волновую идею [15]. Но, заметим, что это, пожалуй, первое определение, которое не основано на использовании особенностей функционирования биообъектов.

В чем же отличие живой материи от физической материи? Различие состоит в присутствии водного раствора электролита практически во всех живых объектах, очевидно и влияние внешних полей на водные системы как на проводящую электричество среду. В работах [16,17] показано, что поле в водных системах самосогласованное и связано это с ионами раствора, которые из-за взаимодействия между собой формируют структуры и поля, свойства которых можно описать в рамках уравнений континуальной электродинамики [16,17]. Именно континуальное поле растворов определяет формирование составляющих элементов живой материи. Это позволило сделать предположение о том, что живая материя может быть представлена как двухуровневая самоорганизованная система, в которой действует самосогласованное поле ионов раствора. Физическая материя характеризуется одним уровнем самоорганизации, который определяется только самосогласованным полем атомов или молекул [18].

В [18,19] был сделан акцент на особую роль самосогласованного поля электролитов в формировании живой материи, ее структурных особенностях. Было обращено внимание на гармонизирующее действие такого поля на формирование биосистем.

3. Экология как фундаментальное направление в науке.

В работе [7] дано следующее определение живой материи: *«живая материя – это двухуровневая самоорганизованная система, она, в отличие от физической, включает как первый уровень самоорганизации, так и второй уровень самоорганизации, который определяется исключительным существованием самосогласованного поля водных сред»*. В такой дефиниции показано четкое различие между первичной и живой материей и отсутствует выраженный биологический акцент, характерный для прикладной экологии, но и отсутствует акцент на понятии вещества как физического феномена. Это открывает возможность для концептуального исследования различных форм движения живой материи в пространстве (в водной среде). Такое пространство может включать электромагнитное поле, радиационное, акустическое, химическое воздействие, взаимодействие различных живых систем. Становится очевидным круг принципиальных задач, которые необходимо решить с участием разных специалистов для разработки перспективных подходов к реализации природоохранных мероприятий в будущем. Именно живая материя как двухуровневая самоорганизованная система, принципиально отличающаяся от первичной, должна стать основополагающим предметом в исследованиях для фундаментальной экологии.

Исследование взаимодействий двухуровневых самоорганизованных систем с техногенными физическими полями (отражающее экологическую направленность) может составить главную цель фундаментальных исследований в экологии.

Живая материя становится ощутимой и может стать предметом самостоятельного исследования. И здесь следует вспомнить разделы наук, в которых в той или иной степени изучаются различные формы движения материи. Физика изучает простые формы движения материи, например, – механические, электромагнитные, тепловые, ядерные и другие формы движения. Химия изучает уже более сложные формы – различные химические превращения, коллоидная химия исследует свойства дисперсных систем, затрагивая широкий спектр их свойств. Известны такие науки, как биология, биофизика, генетика, кибернетика – не имеет смысла дальнейшее перечисление, поскольку даже такой короткий перечень показывает, что каждая из названных дисциплин может внести определенный вклад в исследовании форм движения живой материи.

4. О целях и задачах фундаментальной экологии.

Но перед экологией как наукой стоят не только традиционные задачи, характерные для перечисленных и не упомянутых в настоящей работе наук, но и требуется достижение специфической цели. Она состоит в том, чтобы на основании результатов, которые могут быть получены из исследований, дать обобщающие рекомендации по прогнозированию нарушения естественного хода движения живой материи. Это необходимо для предотвращения воз-

можных последствий, что составляет область ответственности уже прикладной экологии. Но достижение такой цели возможно, если сформировать экологию как фундаментальную науку.

Согласно [2]: «Наука – особый вид познавательной деятельности, направленный на выработку объективных, системно организованных и обоснованных знаний о мире. Взаимодействует с другими видами познавательной деятельности: *обыденным, художественным, религиозным, мифологическим, философским постижением мира*». В статье о науке [2] акцентируется внимание на ряде обстоятельств, которые представляют особое значение при формулировке программы для фундаментальной экологии. Так, «наука ставит своей целью выявить законы, в соответствии с которыми объекты могут преобразовываться в человеческой деятельности» при этом для нее «характерен предметный и объективный способ рассмотрения мира и это отличает ее от иных способов познания». И далее – «наука способна выходить за рамки каждого исторически определенного типа практики», в то время как «обыденное познание отражает объекты и их свойства и отношения.... соответствующей исторической эпохи». Последнее утверждение особенно важно в контексте понимания роли и места прикладной экологии (при всей ее значимости), которое определено решением задач, продиктованных данным историческим промежутком времени. В этой связи фундаментальной экологии как науке важно сконцентрировать усилия вокруг решения проблем, которые могут быть востребованы обществом за рамками обыденного опыта, в получении новых знаний из области взаимодействия живой и неживой материй.

Но это требует концентрации усилий для выделения и прогнозирования тех направлений в области форм движения живой материи, которые стали бы востребованными в перспективе и имели бы значение для решения предметных задач экологии.

В определении экологии, представленном в [7] : «*экология это наука о формах живой материи и ее движениях, которая входит в состав сложных систем, о взаимодействии этой формы материи с первичной материей и техногенными факторами*» и в контексте определения биологии, данной Э.С.Бауэром, видна явная направленность экологии как науки на исследование биологических систем, но уже на фундаментальном уровне, как объектов живой матери. Из определения вытекает необходимость в участии физиков, химиков, биофизиков, генетиков, биологов и многих других специалистов в решении серьезных задач по изучению различных форм движения живой материи.

Современные темпы развития науки и техники ставят на повестку дня вопрос о развитии направления в экологии, которое бы позволило прогнозировать угрозы, выходящие за рамки накопленного прикладной экологией опыта. Становится очевидной особая уязвимость на современном этапе живых систем с учетом новых представлений [6,14,17,18] в области теории возникновения и функционирования живой материи и обилия экспериментальных данных о ее подверженности воздействию высокочастотного излучения, например, [20-25].

Проблема влияния высокочастотного излучения столь велика и мало изучена, а скорее, бессистемно, что, подобно Н.А.Умову, следует задаться идеей, но уже не на уровне термоди-

намики, а электродинамики. Возможно ли существование такой формы и законов электромагнетизма, которые позволили бы самосогласованно описать гармоничное существование токов и полей, обеспечивающее мыслительный процесс и взаимодействие с внешними источниками. Эти моменты имеют все большее и большее значение из-за развития высокочастотной техники, которая внедряется в наш быт.

На что оказывается воздействие? Высокочастотному воздействию подвержены все без исключения окружающие объекты и человек в том числе, например, [20-25]. Но число биобъектов столь велико, что исследование влияния поражающих факторов для каждого объекта с учетом его структуры и строения становится неподъемной задачей.

Понятно, что трудности систематизации связаны, прежде всего, с размытостью представлений об объекте воздействия, его особенностях и структуре. И прежде чем систематизировать действия, следует определиться с объектом воздействия.

Тут целостный подход можно сформулировать, имея некоторый фактор, единый для данного многообразия. Например, для вещества таким фактором является его атомное строение. На основании такого предположения удалось объяснить многие его свойства и явления. Для живой материи такой формацией может быть макро- или белковая молекула, но не в узком биологическом понимании (по крайней мере, на начальной стадии), а как некоторая структура, склонная к формированию макрообъектов, обладающих разными свойствами. При определенных условиях, которые определяются свойствами пространства, формируются клетки мышц, а при других – клетки мозга и т.д. Под свойствами пространства следует понимать *водный раствор электролита, окружающий молекулу и создающий необходимый для формирования той или иной структуры самосогласованный фон – поле второго уровня*. Именно континуальные поля второго уровня обеспечивают в течение определенных промежутков времени строительство объектов разной архитектуры, что отражено во многообразии видов, форм представителей живой материи. Макромолекулы, белковые образования являются теми «атомами» живой материи, из которых *в водном многообразии формируется то, что называется жизнью*. Заметим, что формирование вещества, т.е. представителей первичной материи, происходит *из атомов в вакууме*.

Именно фундаментальная экология обязана проводить и контролировать исследования по влиянию антропогенных нагрузок уже сегодня, понимая, что *водная среда является тем центром, благодаря которому формируется все живое*. Изменение свойств такого центра под влиянием различных факторов может привести к совершенно не предсказуемым последствиям. Как *фундаментальная наука, экология может и обязана выработать* свои не только теоретические, но и экспериментальные *методы исследования для получения новых знаний об основных законах природы взаимодействия живой и неживой материи*.

Список использованной литературы

1. Умов Н. А. Физико-механическая модель живой материи / В кн.: Соб. соч. Н.А.Умова. Т. III. Речи и статьи общего содержания, / Под ред. А. И. Бачинского.— М. Изд. Имп. Моск. Об-ва Испытателей Природы, 1916.— С. 184—200.

2. Новейший философский словарь. Мн.: Изд. В.М. Скакун, 1998г.–896с.
3. Prigogine I. The philosophy of instability. // Futures. August, 1989. – P. 396-400; Пригожин И.Р. Философия неустойчивости // Вопросы философии. – М., 1991. - № 6. – С.46-52.
4. Пригожин И. Стенгерс И. Порядок из хаоса. Новый диалог человека с природой. Пер. с англ.– М.: Эдиториал УРСС, 2000.–321с.
5. Хакен Г. Синергетика: Иерархии неустойчивостей в самоорганизующихся системах и устройствах: Пер. с англ. – М.: Мир, 1985. – 423 с., ил.
6. Симонов И.Н., Трофимович В.В. О некоторых особенностях воздействия электромагнитных полей на живую материю// Екологічна безпека та природокористування КНУБА К., 2012 – Вип. 9. – С. 154-162.
7. Симонов И.Н., Трофимович В.В. Современная интерпретация экологии как науки в контексте исследования форм движения живой материи /Зб.наук.праць “Екологічна безпека та природокористування”. КНУБА К., 2011. – Вип. 8. – С. 166-175.
8. Одум Ю. Экология: В 2-х т./ Пер. с англ. - М.: Мир, 1986.
9. Акимов Т.А., Хаскин В.В. Экология. Человек – Экономика – Биота – Среда. Учебник для вузов. – 2-у изд., перераб. и доп. / Т.А. Акимов, В.В. Хаскин. - М: ЮНИТИ-ДАНА, 2002, – 566 с.
10. Шилов В.А. Экология: Учебник для биол. и мед. спец. вузов. - М.: Высшая школа, 1997.– 512с.
11. Бауэр Э. С. Теоретическая биология.— Ижевск: НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика», 2001.— 280 с.
12. Яшин А.А. Живая материя: Онтогенез жизни и эволюционная биология М.: Издательство ЛКИ, 2007.–240 с.
13. Яшин А.А. Живая материя: Физика живого и эволюционных процессов М.: Издательство ЛКИ, 2007.–264 с.
14. Яшин А.А. Живая материя: Ноосферная биология М.: Издательство ЛКИ, 2007.–216 с.
15. Симонов И.Н., Трофимович В.В. Самосогласованные поля живой материи. //Екологічна безпека та природокористування КНУБА К., 2012 – Вип. 10.
16. Симонов И.Н. Континуальная электродинамика.–К.:Укр ИНТЭИ, 2001.–252с.
17. Симонов И.Н. Континуальная теория самосогласованных систем. – К.: Издательско-полиграфический центр “Киевский университет”, 2008.–311с.
18. Симонов И.Н., Панова Е.В. Роль самосогласованных (континуальных) полей водных систем в живой материи./ Науково-технічний збірник “Проблеми водопостачання та водовідведення гідравліки”. - К., 2011. - Вип.16. – С. 7-13.
19. Панова Е.В. Систематизация техногенных воздействий и структурные особенности живой материи. // Науково-технічний збірник “Проблеми водопостачання та водовідведення гідравліки”. - К., 2012. - Вип.19. – С. 74-82.
20. Тиманюк В.А., Ромоданова Э.А., Животова Е.Н. Живой организм и электромагнитные поля / В.А. Тиманюк, Э.А. Ромоданова, Е.Н. Животова – Х.: Изд-во НФoУ; Золотые страницы, 2004. – 260 с.

21. Новак П. Электромагнитные поля в биологии и медицине / П. Новак. – Днепропетровск: Пороги, 2004. – 392 с.
22. Ситько С.П., Яненко А.Ф. Прямая регистрация неравновесного электромагнитного излучения человека в мм-диапазоне / С.П. Ситько, А.Ф. Яненко – К.: Физика живого. 1997, – т.5, – № 2, – 60 с.
23. Роль резонансных молекулярно - волновых процессов в природе и их использование для контроля и коррекции состояния экологических систем / [Петросян В.И., Синицын Н.И., Елкин В.А., Девятков Н.Д., Гуляев Ю.В. и др.] – М.: Биомедицинская радиоэлектроника, 2001, – № 5 - 6, 62 - 129 с.
24. Девятков Н.Д., Голант М.Б., Бецкий О.В. Миллиметровые волны и их роль в процессах жизнедеятельности / Н.Д. Девятков, М.Б. Голант, О.В. Бецкий – М.: Радио и связь, 1991, – 186 с.
25. Емец Б.Г. Низкоинтенсивные электромагнитные микроволны и биообъекты: эффекты действия и биофизические механизмы / Б.Г. Емец – Харків: Біофізичний вісник, – вип. 2, 1998, 118-130 с.

Стаття надійшла до редакції 29.01.13 російською мовою

© I.M. Симонов, В.В. Трофимович

Форми руху живої матерії як предмет фундаментальних досліджень в екології

Розглянуто можливість формування фундаментальних досліджень в екології на основі ідеї Е.Бауера про біологію як науку про закони руху організованої живої матерії. Враховуються і сучасні уявлення про дворівневу самоорганізацію живої матерії завдяки дії самоузгодженого континуального поля водних розчинів електролітів.

© I.N. Simonov, V.V. Trofimovitch

Forms of living matter movements as a subject of fundamental researches in ecology

The possibility of the formation of basic research in ecology based on the idea E.Bauera biology as the science of the laws of motion of organized living matter. Recorded and modern concepts of the two-level self-organization of living matter through the action of the self-consistent of the field of aqueous solutions of electrolytes.

УДК 627.132 : 004.15

© Д.В. Стефанишин, д-р техн. наук

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

ІМОВІРНІСНИЙ АНАЛІЗ ВОДОУТРИМУЮЧОЇ ЗДАТНОСТІ ЕКРАНУ ВЕРХОВОГО БАСЕЙНУ ДНІСТРОВСЬКОЇ ГАЕС ЗА ДАНИМИ ГЕОТЕХНІЧНОГО КОНТРОЛЮ

Здійснено імовірнісний аналіз водоутримуючої здатності екрану верхового басейну Дністровської ГАЕС за даними геотехнічного контролю з урахуванням особливостей його конструкції та протифільтраційних властивостей глинистих ґрунтів.

Ключові слова: імовірнісний аналіз, водоутримуюча здатність, ґрунт, екран дна басейну, полімерна мембрана

Дністровська ГАЕС, одна з найбільших ГАЕС у світі й найпотужніша в Європі, будується в Чернівецькій області на р. Дністер з 1983 р. Перший запуск на повну потужність першого агрегату на ГАЕС було здійснено 10 січня 2009 р. З 22 грудня 2010 р. на агрегат було отримано сертифікат відповідності. Його потужність у турбінному режимі складає 324 МВт, в насосному – 421 МВт. Для порівняння, встановлена потужність усієї Київської ГАЕС (шість агрегатів) у турбінному режимі складає 235,5 МВт, Київської ГЕС (20 агрегатів) – 408,5 МВт.

Вид на будівництво Дністровської ГАЕС показано на рис. 1. Усього на Дністровській ГАЕС проектом передбачено введення 7 оборотних агрегатів сумарною потужністю 2268 МВт у турбінному і 2947 МВт у насосному режимах. Основними її функціями є регулювання частоти і графіка навантажень в енергосистемі України, формування аварійного резерву електроенергії [1].

Одна з основних споруд Дністровської ГАЕС – верховий басейн – водойма, що розташовується на плато на висоті більш ніж 140 м над природним рівнем води в р. Дністер. Загальна площа верхового басейну ГАЕС складає більше 250 га. Басейн огорожується лівобережною та правобережною дамбами загальною довжиною 7,5 кілометрів і висотою 20-25 метрів. З метою уникнення фільтрації з верхового басейну проектом передбачено облаштування протифільтраційного екрану.

Екран дна першої черги басейну, загальною площею 63 га, для пуску першого агрегату, виконувався з глинистих ґрунтів товщиною 2 м. Екран дна другої черги басейну, загальною площею 210 га, у зв'язку з дефіцитом однорідних глинистих ґрунтів виконувався з використанням полімерної мембрани. Комбінований екран другої черги складається з насипу підстиляючого (сарматські глини), товщиною 0,5 м, й захисного (неогенові глини), товщиною 0,5

м, шарів глинистих ґрунтів та розміщеної між ними полімерної мембрани товщиною 2 мм, підсиленої двома шарами геотекстилю.



Рис. 1 - Вид з лівого берега Дністра на будівництво Дністрівської ГАЕС



Рис. 2 - Будівництво другої черги екрану верхового басейну Дністрівської ГАЕС (укладка захисного кам'яного накиду поверх екрану)

Вид на будівництво другої черги екрану верхового басейну показано на рис. 2. У жовтні 2012 р. була розібрана тимчасова дамба, що відгороджувала першу чергу басейну, і верховий басейн Дністрівської ГАЕС було повністю введено в експлуатацію.

У ході інженерних вишукувань та при проектуванні гідроспоруд Дністрівської ГАЕС було встановлено, що основним фактором, що забезпечує надійну й безпечну експлуатацію верхового басейну ГАЕС є водонепроникність екрану, призначенням якого є недопущення обводнення Дністрівського схилу на ділянці основних споруд [1]. Основною вимогою до екрану верхового басейну Дністрівської ГАЕС є вимога максимально можливої водоутримуючої здатності, за якої фільтрація через екран має бути не більшою за інфільтраційний притік у товщу порід, який відбувався би в природних умовах за рахунок атмосферних вод [1, 2].

Для забезпечення відповідної водонепроникності екрану верхового басейну ГАЕС максимально допустиме значення коефіцієнта фільтрації глинистих ґрунтів, що уклалися в дно екрану першої черги, приймалося $\sim 10^{-5}$ м/добу ($\sim 10^{-8}$ см/с) [2]; максимально допустиме

значення коефіцієнта фільтрації глин підстилаючого й захисного шарів на ділянці дна екрану другої черги водойми, а також глинистих ґрунтів похилої частини екрану в межах лівобережної і правобережної огорожувальних дамб водойми обмежувалося величиною 10^{-4} м/добу ($\sim 10^{-7}$ см/с).

Критерій надійності екрану верхового басейну Дністровської ГАЕС згідно з вимогою максимально можливої водоутримуючої здатності, за якої фільтрація через екран має бути не більшою за інфільтраційний притік в товщу порід, який відбувався би в природних умовах за рахунок атмосферних вод, може бути записаний у вигляді:

$$h_{\phi} \leq h_{inf}, \quad (1)$$

де h_{ϕ} – шар фільтрації через екран, мм; h_{inf} – шар інфільтрації атмосферних вод через покривні породи в природних умовах, мм.

Нехай $k_{\phi,est}$ – деяке випадкове значення дійсного коефіцієнта фільтрації ґрунту екрану, k_{ϕ}^{max} – максимально допустиме граничне значення коефіцієнта фільтрації, встановлене проектом. Тоді ймовірність порушення заданої водоутримуючої здатності екрану за умови (1) буде:

$$P(E, k_{\phi}, h_{inf}) = P(k_{\phi,est} \geq k_{\phi}^{max}) \cdot P(h_{inf} < h_{\phi}^{max}), \quad (2)$$

або

$$P(E, k_{\phi}, h_{inf}) = G(k_{\phi}^{max}) \cdot F(h_{\phi}^{max}), \quad (3)$$

де $P(k_{\phi,est} \geq k_{\phi}^{max})$ – ймовірність того, що дійсне значення коефіцієнта фільтрації $k_{\phi,est}$ через екран виявиться більшим ніж максимально допустиме k_{ϕ}^{max} ; $G(k_{\phi}^{max})$ – відповідно, функція забезпеченості (ймовірності перевищення) $k_{\phi,est}$ при значенні $k_{\phi,est} = k_{\phi}^{max}$; $P(h_{inf} < h_{\phi}^{max})$ – ймовірність того, що природний інфільтраційний притік у товщу порід за рахунок атмосферних вод міг би виявитися меншим за фільтрацію при k_{ϕ}^{max} ; $F(h_{\phi}^{max})$ – відповідно, інтегральна функція розподілу шару інфільтрації атмосферних опадів h_{inf} в природних умовах при значенні $h_{inf} = h_{\phi}^{max}$, де h_{ϕ}^{max} – шар фільтрації при k_{ϕ}^{max} .

При прогнозуванні шарів інфільтрації атмосферних опадів в районі розміщення Дністровської ГАЕС було використано ряд даних спостережень за атмосферними опадами на гідрометеорологічній станції Озерна, Новодністровськ, з 2004 по 2011 рік. Прогнозування здійснювалося за методикою О.В. Огнєвського [3]), згідно з якою коефіцієнт втрат атмосферних опадів на випаровування приймався рівним: 0,5 – для весняного періоду; 0,8 – для літа; 0,6 –

для зимового періоду. При цьому, з врахуванням того, що в результаті будівництва поверхневий стік за межі верхового басейну ГАЕС став неможливим, кількість інфільтрації встановлювалася як різниця між величиною опадів та втрат на випаровування. На основі ряду шарів інфільтрації h_{inf} для періоду спостережень з 2004 по 2011 рік було отримано наступні статистичні характеристики природної інфільтрації атмосферних вод: середнє – 18,15 мм; середнє квадратичне відхилення (стандарт) – 13,08 мм; коефіцієнт варіації – 0,72; коефіцієнт асиметрії – 1,29. Інтегральні криві ймовірності розрахункових шарів природної інфільтрації атмосферних вод – емпірична та апроксимуюча аналітична крива закону розподілу Пірсона III типу (арифметичний розподіл) – наводяться на рис. 3.

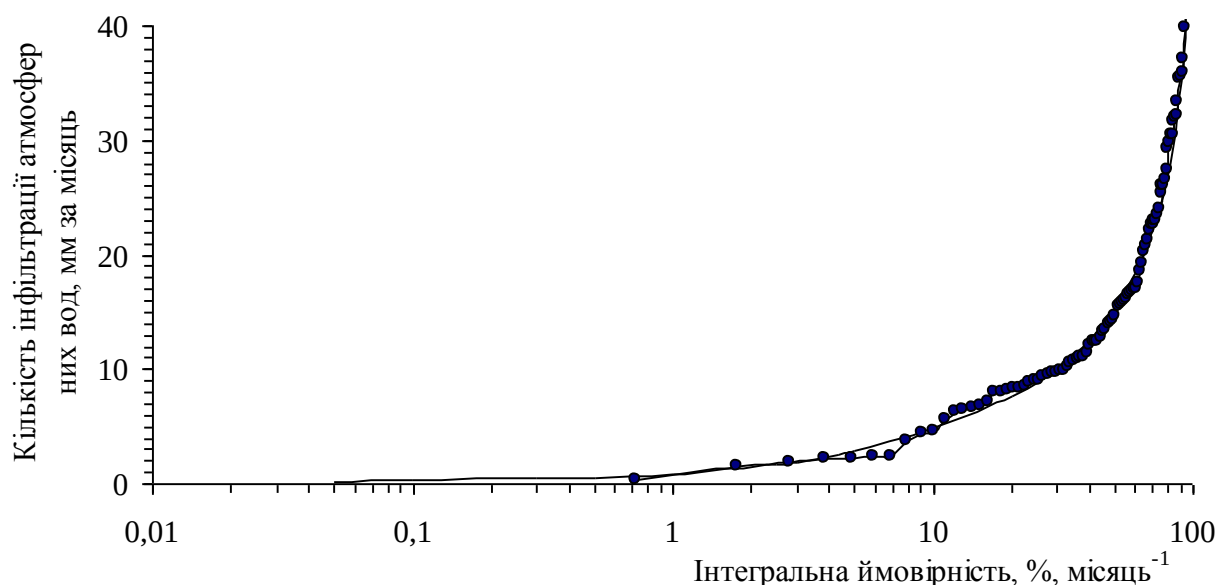


Рис. 3 - Емпірична та аналітична (закон Пірсона III типу, арифметичний розподіл) інтегральні криві ймовірності розрахункових шарів інфільтрації атмосферних опадів

У результаті фільтраційних розрахунків були встановлені наступні розрахункові значення $h_{inf} = h_{\phi}^{max}$ шарів природної інфільтрації атмосферних опадів в природних умовах, при зменшенні яких умова (1), якщо коефіцієнт фільтрації через глинистий ґрунт екрану виявиться рівним k_{ϕ}^{max} , порушуватиметься:

- для ділянки дна екрану першої черги при $k_{\phi}^{max} = 1,13 \cdot 10^{-8}$ см/с ймовірністю перевищення $G(k_{\phi}^{max}) = 10\%$ (див. результати моделювання в [2]) та при товщині екрану 2 м відповідне розрахункове значення шару інфільтрації складає 0,25 мм/місяць; значення його інтегральної функції ймовірності $F(h_{\phi}^{max}) = 0,05\%$, місяць⁻¹ або $F(h_{\phi}^{max}) = 6 \cdot 10^{-3}$, рік⁻¹;

- для похилої частини екрану на ділянках лівобережної та правобережної огорожувальних дамб при $k_{\phi}^{max} = 10^{-4}$ м/добу ($1,157 \cdot 10^{-7}$ см/с) та при товщині екрану 3 м відповідне розрахункове значення шару інфільтрації $h_{inf} = 1,68$ мм/місяць; значення його інтегральної функції ймовірності $F(h_{\phi}^{max}) = 2,5\%$, місяць⁻¹ або $F(h_{\phi}^{max}) = 0,262$, рік⁻¹;

- для ділянки дна екрану другої черги при $k_{\phi}^{\max} = 10^{-4}$ м/добу ($1,157 \cdot 10^{-7}$ см/с) відповідне розрахункове значення шару інфільтрації через один з шарів глинистого ґрунту комбінованого екрану, при товщині шару ґрунту 0,5 м, $h_{\text{инф}} = 10,07$ мм/місяць; значення його інтегральної функції ймовірності $F(h_{\phi}^{\max}) = 33\%$, місяць⁻¹ або $F(h_{\phi}^{\max}) = 0,992$, рік⁻¹.

Введемо наступні позначення випадкових подій, пов'язаних з порушенням водоутримуючої здатності глинистих ґрунтів ділянок екрану.

Нехай подія E_1 – порушення водоутримуючої здатності глинистих ґрунтів ділянки дна екрану в межах першої черги; E_2 – порушення водоутримуючої здатності глинистих ґрунтів похилої частини екрану в межах лівобережної та правобережної дамб огороження; $E_{3.1}$ – порушення водоутримуючої здатності ґрунтів підстилаючого шару на ділянці дна екрану другої черги басейну; $E_{3.2}$ – порушення водоутримуючої здатності ґрунтів захисного шару на ділянці дна екрану другої черги басейну.

Повна щорічна ймовірність порушення водоутримуючої здатності глинистих ґрунтів ділянки дна екрану в межах першої черги (подія E_1) за умови (1) з врахуванням того, що на цій ділянці значення відповідних ймовірностей $G(k_{\phi}^{\max}) = 0,1$, $F(h_{\phi}^{\max}) = 6 \cdot 10^{-3}$, рік⁻¹, згідно з формулою (2) буде: $P(E_1, k_{\phi}, h_{\text{инф}}) = 6 \cdot 10^{-4}$, рік⁻¹.

Для оцінки повних щорічних ймовірностей порушення водоутримуючої здатності ґрунтів похилої частини екрану (подія E_2) та дна екрану в межах другої черги верхньої водойми ГАЕС (події $E_{3.1}$, $E_{3.2}$) за умови (1) здійснювалося імовірнісне моделювання коефіцієнтів фільтрації глинистих ґрунтів, що уклалися на цих ділянках, на основі даних геотехнічного контролю.

Результати імовірнісного моделювання як випадкової величини коефіцієнта фільтрації глинистих ґрунтів, що уклалися на похилій частині екрану в межах лівобережної та правобережної дамб огороження, у вигляді емпіричної та аналітичної функцій забезпеченості (ймовірності перевищення) наведені на рис. 4.

Аналізувався ряд даних з 288 елементів, який був сформований за результатами багатфакторного аналізу даних геотехнічного контролю на основі математичного планування експерименту (дані к. т. н. О.В. Жеребятьєва). Було встановлено, що середнє ряду $\bar{x}$ оцінюється величиною $6,41 \cdot 10^{-6}$ м/добу, середнє квадратичне відхилення $\sigma_x = 1,354 \cdot 10^{-5}$ м/добу, коефіцієнт варіації величиною 2,11 (211%), коефіцієнт асиметрії величиною 8,664. Враховуючи досвід моделювання коефіцієнта фільтрації на ділянці дна екрану першої черги [2], де було показано, що коефіцієнт фільтрації як випадкова величина підпорядковується логарифмічному закону розподілу, було проведено моделювання ряду, складеного з логарифмів значень коефіцієнтів фільтрації. При цьому було встановлено, що кращою моделлю розподілу коефіцієнтів фільтрації глинистих ґрунтів, що уклалися на похилій частині екрану, буде закон розподілу Гумбеля I типу для їх логарифмів з параметрами (встановленими для ряду логарифмів значень коефіцієнта фільтрації) $\alpha = 1,486$, $u = -12,9055$ (рис. 4), де параметри

$$\alpha, u \text{ визначалися з формул } \bar{x} = u + \frac{0,5772}{\alpha}, \sigma_x = \sqrt{\frac{\pi^2}{6\alpha^2}}.$$

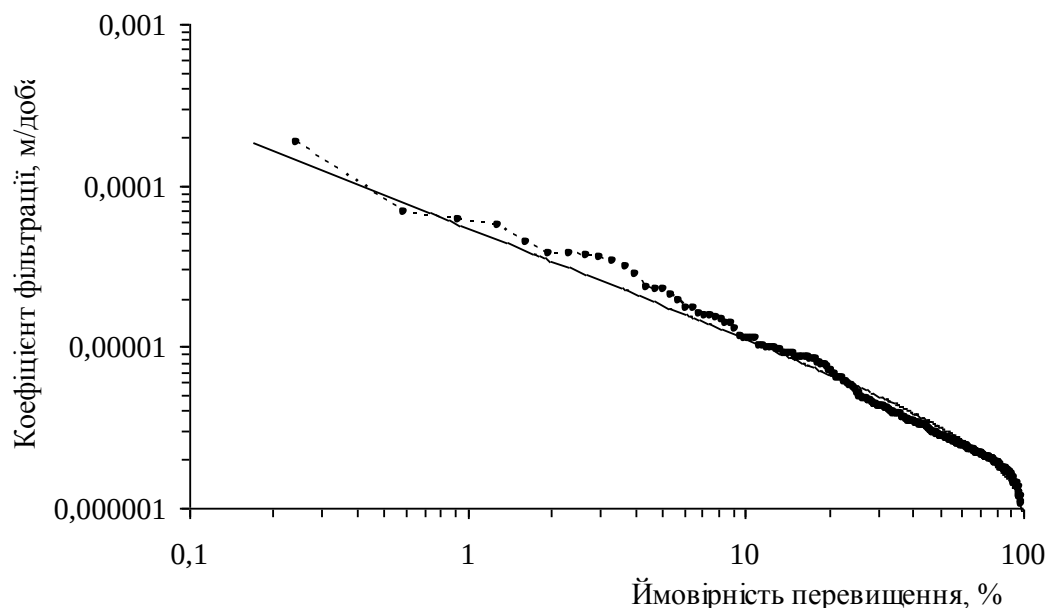


Рис. 4 - Емпірична та аналітична (закон Гумбеля I типу для логарифмів) функції забезпеченості (ймовірності перевищення) коефіцієнтів фільтрації глинистих ґрунтів, що уклалися на похилій частині екрану

Повна щорічна ймовірність порушення водоутримуючої здатності екрану в межах його похилої частини (подія E_2) за умови (1) з врахуванням того, що на цій ділянці значення відповідних ймовірностей $G(k_\phi^{\max}) = 0,412\%$ або $4,12 \cdot 10^{-3}$, $F(h_\phi^{\max}) = 0,262$, рік $^{-1}$, згідно з формулою (2) буде: $P(E_2, k_\phi, h_{\text{инф}}) = 1,08 \cdot 10^{-3}$, рік $^{-1}$.

При імовірнісному моделюванні коефіцієнта фільтрації для сарматських глин, що уклалися в підстилаючий шар на ділянці дна екрану другої черги басейну, аналізувався ряд з 6 елементів прямих геотехнічних випробувань коефіцієнта фільтрації.

Було встановлено, що середнє ряду оцінюється величиною $2,6 \cdot 10^{-4}$ м/добу, середнє квадратичне відхилення величиною $3,81 \cdot 10^{-4}$ м/добу, коефіцієнт варіації величиною 1,4 (140%), коефіцієнт асиметрії величиною 1,848. В якості модельного закону було вибрано закон Гумбеля I типу (арифметичний) з параметрами $\alpha = 3362,19$, $u = 9,1425$.

При імовірнісному моделюванні коефіцієнта фільтрації для неогенових глин, що уклалися в захисний шар на ділянці дна екрану другої черги басейну, аналізувався ряд з 25 елементів, який був сформований за результатами багатофакторного аналізу даних геотехнічного контролю на основі математичного планування експерименту (дані к. т. н. О.В. Жеребятьєва).

Було встановлено, що середнє ряду оцінюється величиною $3,72 \cdot 10^{-6}$ м/добу, середнє квадратичне відхилення величиною $3,02 \cdot 10^{-6}$ м/добу, коефіцієнт варіації величиною 0,812 (81,2%), коефіцієнт асиметрії величиною 2,84. В якості модельного закону було вибрано закон Гумбеля I типу (для логарифмів) з параметрами $\alpha = 2,1737$, $u = -12,965$.

Результати моделювання коефіцієнтів фільтрації як випадкових величин для глинистих ґрунтів підстилаючого (сарматські глини) й захисного (неогенові глини) шарів, що уклалися на ділянці дна екрану в межах другої черги, у вигляді емпіричних та аналітичних функцій забезпеченості (ймовірності перевищення) наведені на рис. 5, 6.

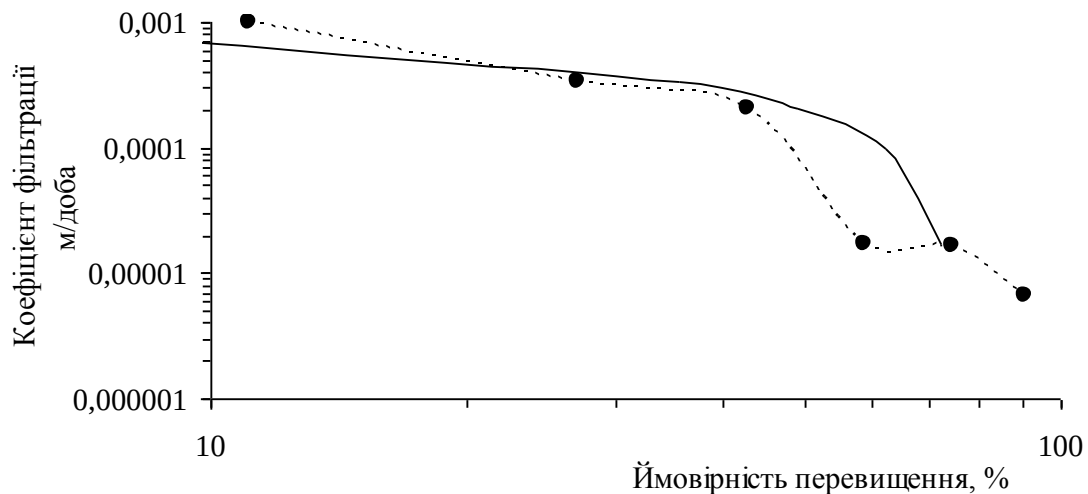


Рис. 5 - Емпірична та аналітична (закон Гумбеля I типу, арифметичний) функції забезпеченості (ймовірності перевищення) коефіцієнтів фільтрації сарматських глин, що уклалися в підстилаючий шар на ділянці дна екрану другої черги басейну

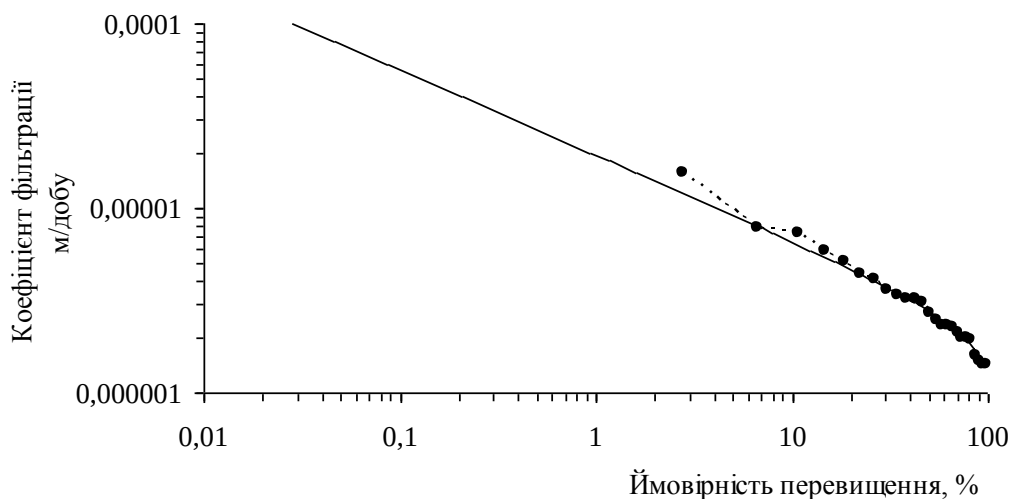


Рис. 6 - Емпірична та аналітична (закон Гумбеля I типу, для логарифмів) функції забезпеченості (ймовірності перевищення) коефіцієнтів фільтрації неогенових глин, що уклалися в захисний шар на ділянці дна екрану другої черги басейну

Повна щорічна ймовірність порушення водоутримуючої здатності ґрунтів підстилаючого шару на ділянці дна екрану другої черги басейну (подія $E_{3,1}$) за умови (1) з врахуванням

того, що значення відповідних ймовірностей $G(k_{\phi}^{\max}) = 62,2\%$ або $0,622$, $F(h_{\phi}^{\max}) = 0,992$, рік⁻¹, згідно з формулою (2) буде: $P(E_{3,2}, k_{\phi}, h_{\inf}) = 0,617$, рік⁻¹.

Повна щорічна ймовірність порушення водоутримуючої здатності ґрунтів захисного шару на ділянці дна екрану другої черги басейну (подія $E_{3,2}$) за умови (1) з врахуванням того, що значення відповідних ймовірностей $G(k_{\phi}^{\max}) = 0,0285\%$ або $2,85 \cdot 10^{-4}$, $F(h_{\phi}^{\max}) = 0,992$, рік⁻¹, згідно з формулою (2) буде: $P(E_{3,2}, k_{\phi}, h_{\inf}) = 2,83 \cdot 10^{-4}$, рік⁻¹.

Оцінка ймовірності обводнення Дністровського схилу внаслідок недостатньої водоутримуючої здатності ґрунтів екрану верхового басейну на різних ділянках виконувалася методом дерев відмов і несправностей [4]. Діаграма дерева відмов і несправностей для оцінки ймовірності сценарію «Обводнення Дністровського схилу на ділянці основних споруд в результаті недостатньої водоутримуючої здатності екрану верхового басейну», з результатами обрахунків, наведена на рис. 7.

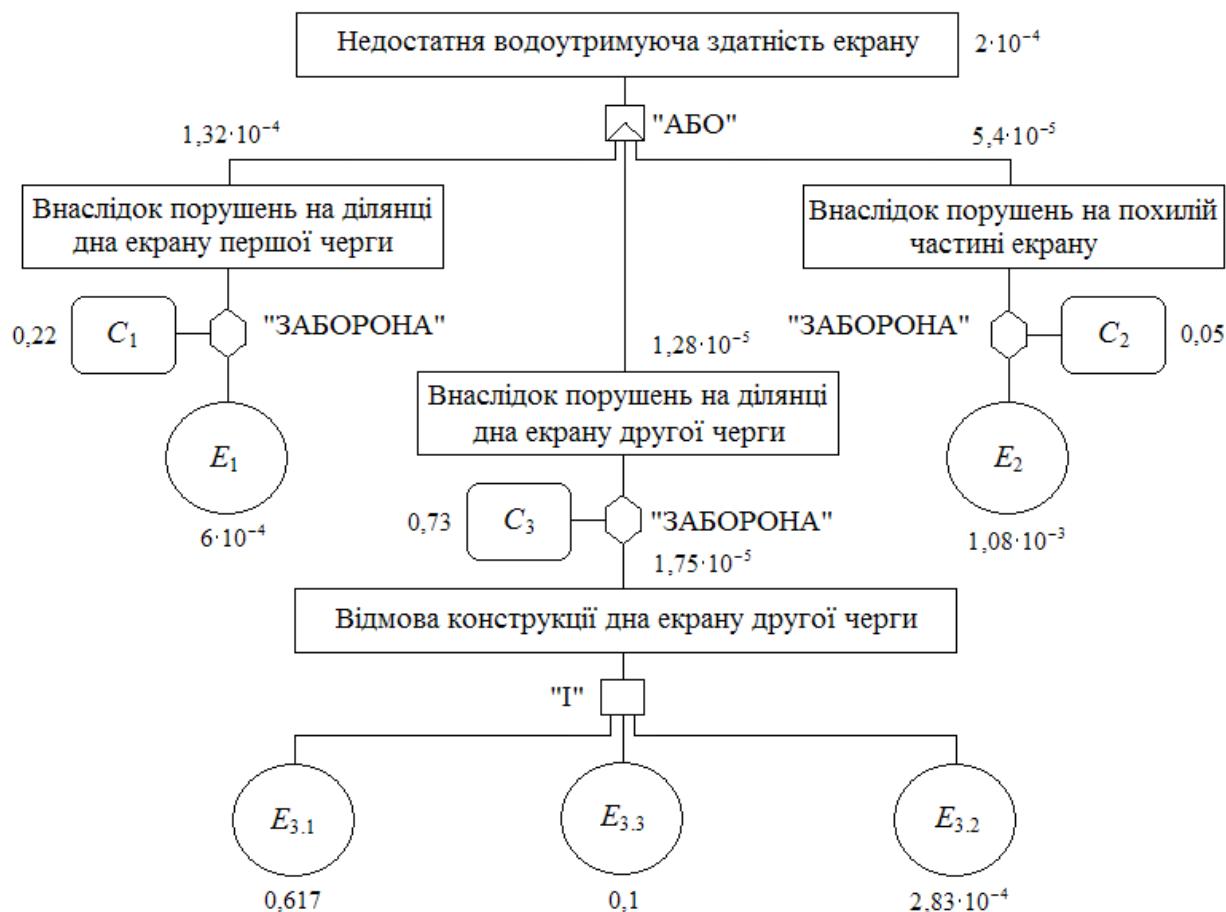


Рис. 7 - Дерево відмов і несправностей для оцінки ймовірності сценарію «Обводнення Дністровського схилу на ділянці основних споруд в результаті недостатньої водоутримуючої здатності екрану верхового басейну»

Враховувалися наступні базові аварійні події:

подія E_1 – порушення водоутримуючої здатності глинистих ґрунтів ділянки дна екрану в межах першої черги, ймовірністю $6 \cdot 10^{-4}$, рік $^{-1}$;

подія E_2 – порушення водоутримуючої здатності ґрунтів похилої частини екрану, ймовірністю $1,08 \cdot 10^{-3}$, рік $^{-1}$;

подія $E_{3,1}$ – порушення водоутримуючої здатності ґрунтів підстиляючого шару на ділянці дна екрану другої черги басейну, ймовірністю $0,617$, рік $^{-1}$;

подія $E_{3,2}$ – порушення водоутримуючої здатності ґрунтів захисного шару на ділянці дна екрану другої черги басейну, ймовірністю $2,83 \cdot 10^{-4}$, рік $^{-1}$.

подія $E_{3,3}$ – відмова полімерної мембрани внаслідок будь-якої з причин, пов'язаних з її облаштуванням та експлуатацією; ймовірність події $E_{3,3}$, з запасом, приймалася рівною не менше $0,1$; при цьому враховувалося, що однією з основних причин можливої відмови полімерної мембрани може бути людський фактор [5].

В якості подій-умов, які певним чином обумовлюють появу аварійних подій-наслідків, розглядалися припущення щодо відносно більшої можливості додаткового обводнення Дністровського схилу внаслідок недостатньої водоутримуючої здатності екрану верхового басейну в результаті виникнення порушень на ділянках екрану, що мають більшу площу перекриття. Ймовірності відповідних подій-умов встановлювалася як відношення площі відповідної ділянки екрану до загальної площі перекриття.

Площі відповідних ділянок приймалися наступними: площа ґрунтового екрану першої черги (без мембрани, товщина 2 м) – 63 га; площа ґрунтового екрану 2-ї черги (з мембраною, товщина 1 м) – 210 га; площа похилої частини екрану – 14,6 га (при загальній довжині дамб огороження 73000 м та ширині 20 м). Відповідно були встановлені наступні ймовірності подій-умов C_1 , C_2 , C_3 : $P(C_1) = 0,22$; $P(C_2) = 0,73$; $P(C_3) = 0,1$.

У результаті розрахунків встановлено, що повна ймовірність реалізації сценарію «Обводнення Дністровського схилу на ділянці основних споруд в результаті недостатньої водоутримуючої здатності екрану верхового басейну» не повинна перевищити $2 \cdot 10^{-4}$, рік $^{-1}$, в тому числі: ймовірність реалізації цього сценарію внаслідок порушень на ділянці дна екрану першої черги верхового басейну – $1,32 \cdot 10^{-4}$, рік $^{-1}$ (66% від повної ймовірності обводнення схилу); ймовірність реалізації цього сценарію внаслідок порушень на похилій частині екрану – $5,4 \cdot 10^{-5}$, рік $^{-1}$ (27% від повної ймовірності обводнення схилу); ймовірність реалізації цього сценарію внаслідок порушень на ділянці дна екрану другої черги верхового басейну – $1,28 \cdot 10^{-5}$, рік $^{-1}$ (7% від повної ймовірності обводнення схилу). Можна зробити висновок про достатньо високу надійність екрану другої черги, що має комбіновану конструкцію, виконану з глинистих ґрунтів і полімерної мембрани.

Список використаної літератури

1. Стефанишин Д.В. Оцінка надійності ґрунтових гідротехнічних споруд Дністровської ГАЕС / Д.В. Стефанишин, О.В. Жеребят'єв // Вісник НУВГП. 36. наукових праць. – Вип. 3 (47). – Частина 1. Рівне: НУВГП. – 2009. – С. 520-530.

2. Жеребятсьєв О.В. Оцінка водопроникності ґрунтового екрана верхнього басейну Дністровської ГАЕС за даними геотехнічного контролю і натурних фільтраційних випробовувань / О.В. Жеребятсьєв, Д.В. Стефанишин //Будівельні конструкції. Міжвідомчий науково-технічний збірник. Механіка ґрунтів, геотехніка та фундаментобудування. Зб. наукових праць у 2-х книгах. – Вип. 75. – Книга 2. – 2011. – К.: ДП НДІБК. – С. 516-524.
3. Железняков Г.В. Гидрология, гидрометрия и регулирование стока / Под ред. Г.В. Железнякова. – М.: Колос, 1984. – 205 с.
4. Векслер А.Б. Надежность, социальная и экологическая безопасность гидротехнических объектов: оценка риска и принятие решений / А.Б. Векслер, Д.А. Ивашинцов, Д.В. Стефанишин. – СПб.: ВНИИГ им. Б. Е. Веденеева, 2002. – 591 с.
5. Хенлі Е.Дж. Надійнісне проектування технічних систем і оцінка ризику / Е.Дж. Хенлі, Х. Кумамото [Пер з англ. за ред. Ю. Г. Зареніна]. – К.: Вища школа, 1987. – 543 с.

Стаття надійшла до редакції 27.11.12 українською мовою

© Д.В. Стефанишин

**Вероятностный анализ водоудерживающей способности экрана верхового бассейна
Днестровской ГАЭС по данным геотехнического контроля**

Осуществлено вероятностный анализ водоудерживающей способности экрана верхового бассейна Днестровской ГАЭС по данным геотехнического контроля с учетом особенностей его конструкции и противифльтрационных свойств глинистых грунтов.

© D.V. Stefanishin

**Probabilistic analysis of water-holding capacity of the screen of the upper basin of the
Dniester PSP according to the data of geotechnical control**

The probabilistic analysis of water-holding capacity of the screen of the upper basin of the Dniester PSP according to the data of geotechnical control considering its design and properties of impervious clay soils was performed.

УДК 528.8

© **А.В. Кузьмін¹**, канд. фіз.-мат. наук, доцент;
Л.Д. Греков², д-р техн. наук, виконуючий обов'язки директора;
В.В. Оноцький¹, асистент

¹Київський національний університет ім. Тараса Шевченка, м. Київ

²ДНВЦ «Природа», м. Київ

АВТОМАТИЗАЦІЯ ПРОЦЕДУРИ УСУНЕННЯ МІЖКАНАЛЬНИХ ГЕОМЕТРИЧНИХ ДЕФОРМАЦІЙ ЗОБРАЖЕНЬ, ОТРИМАНИХ ЗНІМАЛЬНОЮ АПАРАТУРОЮ СУПУТНИКА «СІЧ-2»

Розглядається алгоритм, призначений для усунення взаємних міжканальних зміщень знімків земної поверхні, отриманих знімальною апаратурою космічного супутника «Січ-2», які мають місце між трьома окремими мультиспектральними каналами та панхроматичним каналом. З використанням запропонованого алгоритму пошук та усунення міжканальних зміщень може здійснюватися оператором в повністю автоматичному потоковому режимі обробки космічних знімків. Космічні знімки зі значною долею однорідних областей алгоритм дозволяє обробляти з використанням індивідуальних параметрів налаштування. Пошук та усунення міжканальних зміщень для сильно деформованих каналів здійснюється поетапно (грубе, середнє, піксельне та субпіксельне) суміщення. За наявності апріорної інформації про ступінь міжканальних зміщень етапи грубого та середнього суміщення можуть не виконуватись.

Ключові слова: космічні знімки, обробка інформації, просторові міжканальні зміщення

Малогабаритний космічний супутник «Січ-2» масою 176 кг, виведений на орбіту Землі 17 серпня 2011 року, оснащено оптико - електронним сканером з трьома спектральними та одним панхроматичним діапазоном, сканером середнього інфрачервоного діапазону та комплексом наукової апаратури для вивчення заряджених та нейтральних частинок електричного та магнітного полів у верхніх шарах атмосфери Землі (табл. 1).

Тематична обробка супутникових даних дистанційного зондування передбачає комплексування інформації, отриманої в різних спектральних діапазонах. Зокрема, для дослідження рослинного покриву використовуються численні вегетаційні індекси, які базуються на комбінації даних червоного та ближнього інфрачервоного діапазонів. Отримання адекватних характеристик земної поверхні, використовуючи комбінації різних спектральних каналів знімальної апаратури, потребує виконання цілого ряду корекцій вихідних даних, що фіксують сенсори; крім радіометричної та атмосферної корекції, необхідно проведення гео-

метричної корекції, яка виконується з метою усунення міжканальних зміщень.

Аналіз вихідних даних мультиспектральних та панхроматичного каналів «Січ-2» демонструє суттєві взаємні просторові міжканальні зміщення, які викликані рядом різноманітних факторів: конструкцією знімальної апаратури, механічними і температурними впливами, режимом роботи скануючого пристрою.

Таблиця 1 - Основні характеристики супутника «Січ-2»

Висота орбіти	700 км
Нахил орбіти в градусах	98.24
Максимальний кут відхилення від надіру в градусах	30
Багатозональний скануючий пристрій	
Панхроматичний спектральний діапазон	0.51 – 0.9 mkm
Мультиспектральні діапазони	0.51-0.59; 0.61-0.68; 0.8-0.9 mkm
Проекція кроку пікселів у надирі	7.75 м
Ширина смуги огляду	48.8 км
Максимальна довжина смуги огляду	300 км
Сканер середнього інфрачервоного діапазону	
Середній інфрачервоний діапазон	1.51 – 1.7 mkm
Проекція кроку пікселів у надирі	41.4 м
Ширина смуги огляду	58.1 км

Геометрична корекція відеоінформації, отриманої космічним апаратом «Січ-2», має бути направлена на компенсацію міжканальних геометричних деформацій та просторове суміщення зображень різних каналів.

Алгоритм геометричної корекції мультиспектральних та панхроматичного каналів космічного апарату «Січ-2» використовує канал *green* як базовий і поетапно здійснює поліноміальне перетворення координат для каналів *read*, *nir*, *pan*, що забезпечує мінімум середньоквадратичного відхилення між знайденою множиною точок ототожнення на базовому та зміщеному каналах з використанням процедури інтерполяції спектральних яскравостей для зміщеного каналу.

Зауважимо, що міжканальні зміщення характерні практично для сенсорів усіх космічних апаратів дистанційного зондування, оснащених електронно–оптичними мультиспектральними сканерами, сконструйованими на лінійках із зарядним зв'язком.

У той же час модель геометричної корекції міжканальних зміщень для більшості з них формується в результаті наземного геометричного калібрування у вигляді базових функцій трансформації (предикторної моделі геометричної корекції), які надалі корегуються безпосередньо за космічними знімками. Такий підхід дозволяє забезпечити високу (субпіксельну) точність суміщення каналів для більшої частини знімків [1].

На жаль, для космічного апарату «Січ-2» інформація про наявність базових функцій трансформацій міжканальних деформацій відсутня, що вимагає проведення досліджень з візуального вивчення міжканальних деформацій з використанням комплексу ENVI на множині наявних знімків з рівнем обробки 1A.

Результати візуального дослідження міжканальних деформацій, отримані по п'яти точ-

ках кожного знімку, можна охарактеризувати значними міжканальними деформаціями між панхроматичним та мультиспектральними каналами сенсору «Січ-2», що практично унеможливає автоматизований пошук міжканальних просторових деформацій без застосування предикторної моделі трансформації для панхроматичного каналу по відношенню до базового (зеленого) каналу. Використання предикторної моделі надає можливість виявити та компенсувати грубі міжканальні деформації з подальшим уточненням за допомогою автоматичного алгоритму просторового суміщення (модель коректор).

За результатами статистичної обробки даних міжканальних зміщень для панхроматичного каналу не виявлено зв'язку між зміщеннями по рядку та стовпцю знімку, що дозволило обрати найпростішу предикторну модель усунення грубих деформацій у вигляді незалежного паралельного зміщення панхроматичного каналу відносно базового по рядках і стовпцях. Застосування цієї моделі не вимагає використання процедури інтерполяції спектральної яскравості, а для збереження всієї наявної інформації та забезпечення однакового розміру зображень для базового та панхроматичного каналу здійснюється доповнення зображення вертикальною смугою для зміщення стовпців, або горизонтальною - для зміщення рядків з нульовим значенням спектральної яскравості.

Конкретні значення зміщення предикторної моделі по стовпцю - l_0 та рядку - k_0 обчислюються з використанням лінійної регресії на базі інформації файлу орбітальних даних file.anf, що супроводжує кожний знімок.

$$k_0 = 14766.9(S_G - S_p) + 1999.2(D_G - D_p) + 30.03 \quad (1),$$

$$l_0 = -15.98 \gamma - 58.89 \quad (2),$$

де S_G, S_p - значення широти лівого верхнього кута знімка для зеленого та панхроматичного каналів, D_G, D_p - значення довготи лівого верхнього кута знімка для зеленого та панхроматичного каналів, γ - кут крену орієнтації космічного апарата.

Методи порівняння зображень

Алгоритми автоматичної корекції міжканальних зміщень космічних знімків базуються на пошуку тотожних фрагментів зображення для різних спектральних діапазонів, для чого використовуються різноманітні міри близькості (подібності) зображень, які дозволяють максимально точно ототожнювати фрагменти зображення однієї й тієї ж частини земної поверхні, отриманої різними сенсорами, та встановлювати відповідність між точками на зображеннях у різних спектральних діапазонах, що відповідають одній точці земної поверхні.

У подальшому точки земної поверхні, для яких встановлена відповідність координат цих точок у локальних системах координат різних зображень, будемо називати точками ототожнення відповідних зображень, а фрагменти, які ототожнюються, – реперними фрагментами.

Для пошуку міжканальних деформацій між собою порівнюються фрагменти зображення $\bar{A} = A_{i,j}$, $\bar{B}^{(k,l)} = B_{i+k,j+l}$, $n_1 \leq i \leq n_2$, $m_1 \leq j \leq m_2$ відносно невеликих однакових розмірів, для яких встановлюється величина локального зміщення фрагмента $\bar{B}^{(k,l)}$ відносно фрагмента $\bar{A}$ за правилом: $(k_0, l_0) = \text{Arg max}_{(k,l)} \rho(\bar{A}, \bar{B}^{(k,l)})$, де $\rho(\bar{A}, \bar{B})$ - деяка обрана міра близькості двох зображень.

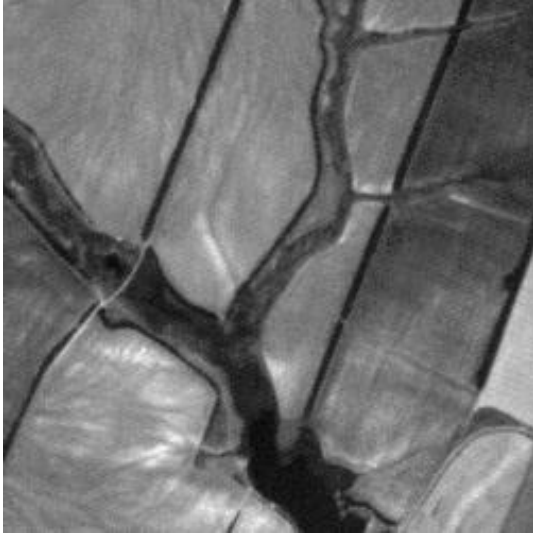


Рис. 1 - Фрагмент знімка Січ-2 у зеленому діапазоні спектру

Від вдалого вибору конкретної міри подібності значним чином залежить якість алгоритму корекції міжканальних зміщень, зокрема, міри подібності повинні задовольняти таким природним властивостям [2]:

- міра подібності дорівнює 1 для двох тотожних зображень;
- міра рефлексивна для нормалізованих зображень;
- міра симетрична;
- міра повинна бути стійкою до шумів.

Наведені нижче міри близькості задовольняють усім переліченим властивостям:

$$\rho_1(A, B) = 1 - \left(\frac{1}{nm} \sum_{i,j} |A_{i,j} - B_{i,j}|^r \right)^{\frac{1}{r}} \quad (3),$$

$$\rho_2(A, B) = \frac{\sum_{i,j} A_{i,j} B_{i,j}}{\max \left(\sum_{i,j} A_{i,j}^2, \sum_{i,j} B_{i,j}^2 \right)} \quad (4),$$

$$\rho_3(A, B) = \frac{\sum_{i,j} \min(A_{i,j}, B_{i,j})}{\sum_{i,j} \max(A_{i,j}, B_{i,j})} \quad (5),$$

$$\rho_4(A, B) = 1 - \frac{\sum_{i,j} |A_{i,j} - B_{i,j}|}{\sum_{i,j} (A_{i,j} + B_{i,j})} \quad (6),$$

$$\rho_5(A, B) = \frac{\sum_{i,j} \min(1 - A_{i,j}, 1 - B_{i,j})}{\sum_{i,j} \max(1 - A_{i,j}, 1 - B_{i,j})} \quad (7),$$

$$\rho_6(A, B) = 0.5 \left(1 + \frac{\sum_{i,j} (A_{i,j} - M_A)(B_{i,j} - M_B)}{\left(\sum_{i,j} (A_{i,j} - M_A)^2 \sum_{i,j} (B_{i,j} - M_B)^2 \right)^{\frac{1}{2}}} \right) \quad (8),$$

де M_A , M_B - середні значення яскравості зображень A , B .

Міра близькості $\rho_6(A, B)$, яка найбільш часто використовується для оцінки близькості зображень, носить назву приведеної взаємно-кореляційної функції.

Порівняння зображень Z_1 та Z_2 однієї й тієї частини земної поверхні, отриманої знімальною апаратурою для різних спектральних діапазонів з використанням наведених мір, часто характеризується відносно низькими значеннями величини міри, не чітко вираженим екстремальними значеннями міри, що веде до появи хибних екстремумів функції $\rho_i(\bar{Z}_1, \bar{Z}_2^{(k,l)}), i = \overline{1,6}$ та хибних точок ототожнення зображень.

Найбільш часто такі ефекти спостерігаються при порівнянні зображень видимого спектру (зеленого, блакитного, червоного) та зображень, отриманих для інфрачервоного діапазону (ближнього, середнього), або панхроматичних зображень, які інтегрують інфрачервоний діапазон спектру. Окремі частини земної поверхні на таких зображеннях мають інверсні значення яскравості, що є основною причиною низької ефективності безпосереднього порівняння таких зображень за допомогою наведених мір близькості.

Так, для істинного вектора зміщення між зображеннями рис. 1 та рис. 2 в пікселях, що становить (1,-1), своє максимальне значення усі міри подібності (3) - (8) сягають для різних значень вектора зміщення, відмінних від наведеного істинного значення.

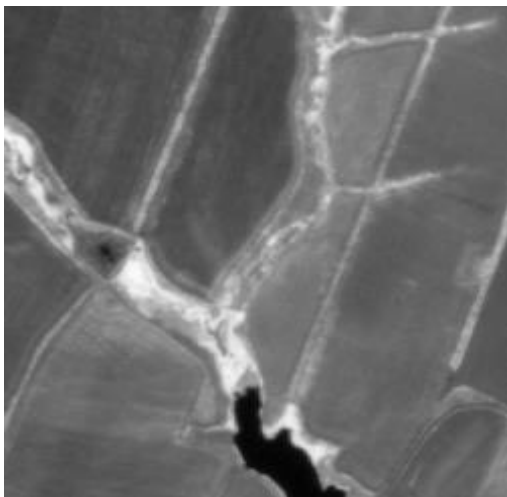


Рис. 2 - Фрагмент знімка «Січ – 2» у ближньому інфрачервоному спектрі апаратури космічного апарата «Січ-2».

Для порівняння фрагментів земної поверхні, з властивостями зображень (рис. 1, рис. 2), замість вихідних зображень будемо використовувати їх градієнтні зображення, обчислені за оператором Собеля [3].

$$\begin{aligned} S^x A_{i,j} &= 2(A_{i+1,j} - A_{i-1,j}) + A_{i+1,j+1} + A_{i+1,j-1} - A_{i-1,j-1} - A_{i-1,j+1} \\ S^y A_{i,j} &= 2(A_{i,j+1} - A_{i,j-1}) + A_{i+1,j+1} + A_{i-1,j+1} - A_{i+1,j-1} - A_{i-1,j-1} \\ S(A)_{i,j} &= (S^x A_{i,j}^2 + S^y A_{i,j}^2)^{0.5} \quad i = 2, N-1, j = 2, M-1 \quad (9) \end{aligned}$$

На рис. 3, 4 наведені градієнтні зображення фрагментів земної поверхні, обчислені для зеленого та ближнього інфрачервоного каналів знімальної

Встановлено, що екстремальне значення мір подібності (3) – (8) для градієнтних зображень зеленого та ближнього інфрачервоного каналів або зеленого та панхроматичного каналів досягаються саме на істинному значенні вектора зміщення, рівного (1,-1). Таким чином, для суміщення каналів, що містять інверсні області, в алгоритмі геометричної корекції міжканальних деформацій використовується обчислення мір подібності перетворень Собеля.

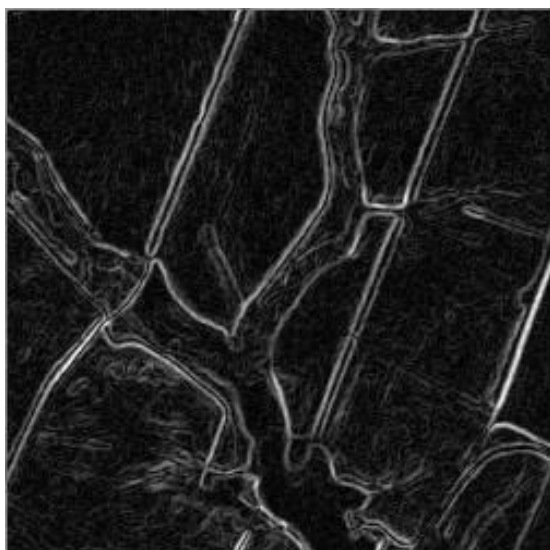


Рис. 3

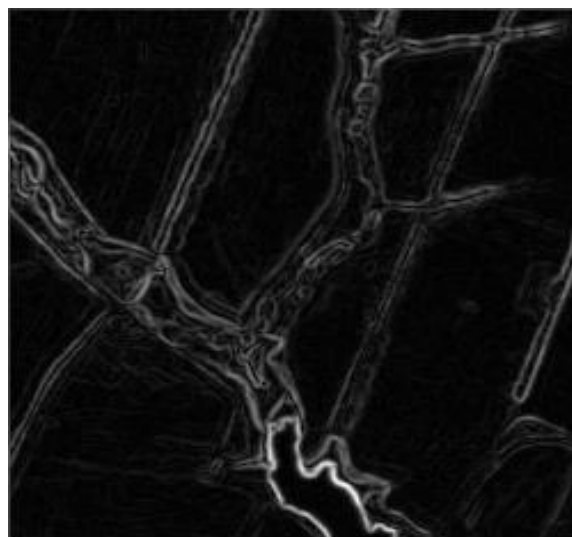


Рис. 4

Вибір фрагментів ототожнення

Знаходження просторових міжканальних деформацій космічних знімків вимагає знаходження значної кількості точок ототожнення для кожної пари каналів, які рівномірно розподіляються по полю зображення. Встановлено, що для космічних знімків з великими площами однорідних фрагментів процес пошуку точок ототожнення може призводити до появи хибних точок ототожнення фрагментів зображення, що, в свою чергу, знижує точність ототожнення самих зображень.

До таких однорідних фрагментів зображень, як правило, належать:

- області знімка, вкриті суцільною або розрідженою хмарністю;
- площі земної поверхні, вкриті щільним сніговим покривом;
- акваторії великих озер, водосховищ, морів;
- площі земної поверхні з однорідною рослинністю (степи, ліси, сільськогосподарські угіддя).

Для запобігання вибору таких фрагментів пропонується ввести критерій інформативності фрагмента знімка, який обирається на базовому зображенні.

Зокрема, в [4] пропонується обирати фрагменти, які містять точки з відносно великою спектральною яскравістю. Але на знімках зі значними областями хмарності та сніговим покривом такий підхід приводить до вибору точок ототожнення в цих областях та хибним їх ототожненням.

Більш ефективним видається підхід оцінки ступеня неоднорідності (інформативності) фрагмента $\bar{A}^{(s)}$, $s=1, S$ зображення $\bar{A}$ з використанням мір подібності (3) – (7) як міри подібності зображення своєму середньому значенню. Будемо обирати найбільш інформативні фрагменти базового зображення, для яких виконується критерій однорідності

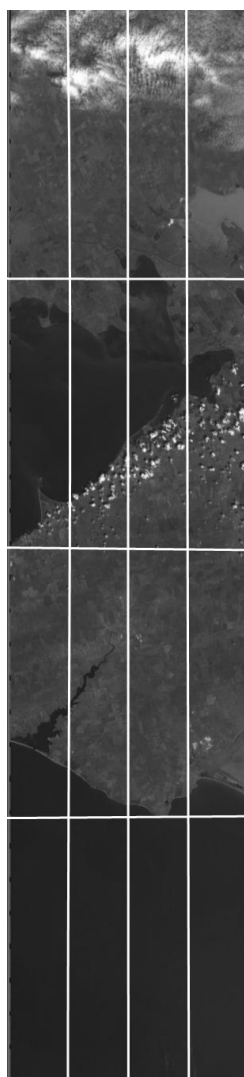


Рис. 5

$\gamma_i^{(s)} = \rho_i(\overline{A^{(s)}}, M_{A^{(s)}}) \leq \gamma_i$, $i = 1, 5$, де γ_i , $i = 1, 5$ - експериментально встановлений поріг допустимості однорідності фрагмента зображення. В якості орієнтовного значення порогу однорідності можна обирати величину $\gamma_i = \rho_i(\overline{A}, M_{\overline{A}})_i$, $i = 1, 5$, тобто ступінь однорідності всього базового зображення.

Враховуючи значні територіальні області, що охоплюються одним знімком знімальної апаратури космічного апарата «Січ-2» (середня площа одного знімка становить близько $10\,000\text{ км}^2$), та можливу статистичну неоднорідність зображення, для забезпечення рівномірності розташування точок ототожнення в інформативних зонах знімка раціонально провести зонування космічного знімка на прямокутні зони та обирати критерій однорідності фрагмента для кожної зони знімка (рис. 5). Деякі зони знімка з низьким значенням інформативності взагалі можуть бути виключені з процедури вибору точок ототожнення.

Використання пірамідальних представлень знімків

Як зазначалося вище, просторові деформації між мультиспектральними та панхроматичними каналами мають значні величини і навіть після застосування предикторної моделі (1) - (2) величина вектора просторового зміщення змінюється в широкому діапазоні. Пошук можливих зміщень для кожного фрагмента ототожнення при порівнянні сильно деформованих зображень вимагає значних обчислювальних витрат для знаходження величини $(k_0, l_0) = \text{Arg} \max_{-L \leq (k, l) \leq L} \rho(\overline{A}, \overline{B}^{(k, l)})$, де допустимі величини можливих зміщень (k, l) змінюються в широкому діапазоні значень $-L \leq k, l \leq L$, де L - може приймати великі значення в залежності від можливої величини зміщення.

Для виявлення та усунення грубих просторових міжканальних деформацій будемо використовувати технологію пірамідального представлення вихідних зображень, використовуючи зображення земної поверхні з просторовим розрізненням, нижчим, ніж вихідне зображення.

Введемо цілий коефіцієнт осереднення зображення L_p , який використовується для побудови зображення, зниженої в L_p разів роздільної здатності:

$$\mathbf{P}_{L_p}(A)_{i,j} = \frac{\sum_{\xi=1}^{L_p} \sum_{\eta=1}^{L_p} A_{(i-1)L_p + \xi, (j-1)L_p + \eta}}{(L_p)^2}, \quad i = 1..N_{L_p}, j = 1..M_{L_p} \quad N_{L_p} = \left\lfloor \frac{N}{L_p} \right\rfloor, M_{L_p} = \left\lfloor \frac{M}{L_p} \right\rfloor. \quad (10)$$

У результаті величина координатної неузгодженості між зображеннями в різних спектральних діапазонах зменшується в L_p разів, що дозволяє зменшити кількість обчислень мір подібності за рахунок зменшення діапазону пошуку L .

Моделі координатної трансформації зображень

Ототожнюючи локальні реперні фрагменти базового та зміщеного зображень та обчислюючи для них локальні зміщення (k_j, l_j) , $j = \overline{1, J}$, отримуємо множину точок ототоження $(x_j, y_j) \rightarrow (x_j + k_j, y_j + l_j)$, $j = \overline{1, J}$. Сукупність отриманих точок ототоження дозволяє побудувати поліноміальну модель координатного перетворення для всього зображення, що суміщається з базовим.

Будемо використовувати поліноміальну модель координатного перетворення не вище третього порядку:

$$\begin{aligned} x_1 &= P_x^{(3)}(x, y) = a_1 + a_2x + a_3y + a_4x^2 + a_5xy + a_6y^2 + a_7x^3 + a_8x^2y + a_9xy^2 + a_{10}y^3 \\ y_1 &= P_y^{(3)}(x, y) = b_1 + b_2x + b_3y + b_4x^2 + b_5xy + b_6y^2 + b_7x^3 + b_8x^2y + b_9xy^2 + b_{10}y^3 \end{aligned} \quad (11)$$

Введемо вектори:

$$\mathbf{x} = (x_1, x_2, \dots, x_J)^T, \quad \mathbf{y} = (y_1, y_2, \dots, y_J)^T, \quad \mathbf{x}_1 = (x_1 + k_1, x_2 + k_2, \dots, x_J + k_J)^T,$$

$\mathbf{y}_1 = (y_1 + l_1, y_2 + l_2, \dots, y_J + l_J)^T$, $J \geq 10$. $\mathbf{a} = (a_1, \dots, a_{10})^T$, $\mathbf{b} = (b_1, \dots, b_{10})^T$. Тоді невідомі коефіцієнти перетворення (11) знаходяться як розв'язок системи лінійних алгебраїчних рівнянь:

$$\begin{aligned} H^T H_a &= H^T x_1 \\ H^T H_b &= H^T y_1 \end{aligned} \quad (12),$$

де H прямокутна матриця виду розмірності $(J \times 10)$:

$$\mathbf{H} = \begin{bmatrix} 1 & x_1 & y_1 & x_1^2 & x_1 y_1 & \dots & y_1^3 \\ 1 & x_2 & y_2 & x_2^2 & x_2 y_2 & \dots & y_2^3 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1 & x_J & y_J & x_J^2 & x_J y_J & \dots & y_J^3 \end{bmatrix}. \quad (13)$$

Враховуючи, що матриця системи рівнянь $H^T H$ має велике число обумовленості, яке зростає зі збільшенням числа точок J та степені полінома, для знаходження розв'язку системи лінійних алгебраїчних рівнянь з необхідною точністю в алгоритмі використовується метод Гауса з вибором головного елемента по всій матриці, обчислення проводиться з подвійною точністю та ітераційним уточненням розв'язку.

Враховуючи, що матриця $\mathbf{H}$, вектори $\mathbf{x}_1$, $\mathbf{y}_1$ мають цілочисельні значення, забезпечити необхідну точність обчислення коефіцієнтів координатного перетворення можна, здійснюючи обчислення в раціональних числах.

Поновлення зображень у перетворених координатах

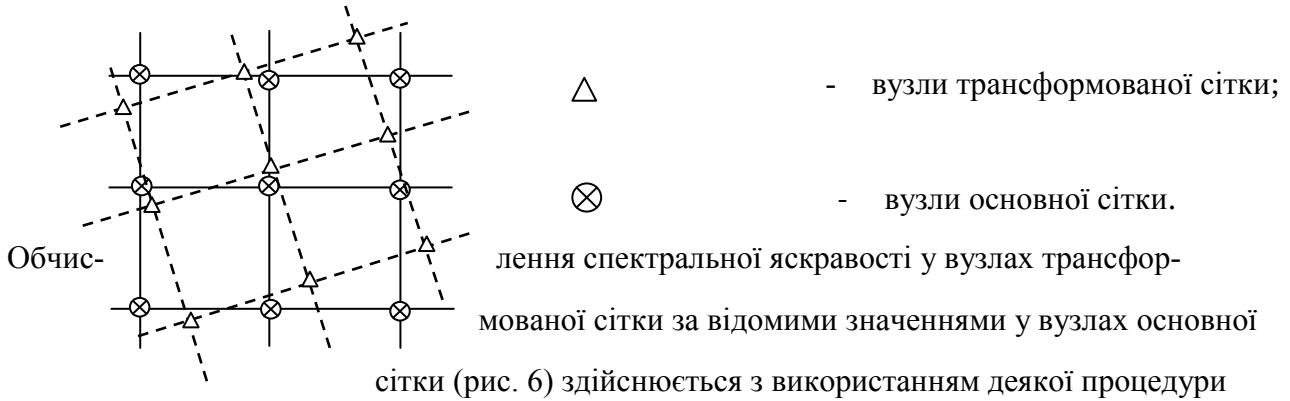


Рис. 6

інтерполяції. Найбільш вживаними при обчисленні спектраль-

ної яскравості є процедури найближчого сусіда, білінійна та бікубічна інтерполяція.

Для обчислення значення яскравості зображення A_{i_0, j_0} для зміщеного спектрального каналу в деякому вузлі основної сітки з піксельними координатами (i_0, j_0) , обчислюємо положення цього пікселя на трансформованому зображенні $x_1 = P_x^{(3)}(i_0, j_0)$, $y_1 = P_y^{(3)}(i_0, j_0)$ та найближчий до точки (x_1, y_1) вузол основної сітки $(i, j) = \text{Arg min}_{(i, j)} ((x_1 - i)^2 + (y_1 - j)^2)$.

Тоді за методом найближчого сусіда $A_{i_0, j_0} = A_{i, j}$, за методом білінійної інтерполяції $A_{i_0, j_0} = g_1(x_1 - i)g_1(y_1 - j)$, за методом бікубічної інтерполяції $A_{i_0, j_0} = g_3(x_1 - i)g_3(y_1 - j)$, де $g_1(s)$ та $g_3(s)$ - лінійний та кубічний В – сплайни.

$$g_1(s) = \begin{cases} s+1, & -1 \leq s < 0 \\ 1-s, & 0 \leq s \leq 1 \\ 0, & |s| > 1 \end{cases}, \quad (14)$$

$$g_3(s) = \begin{cases} |s|^3 / 2 - s^2 + 2/3, & |s| \in (0, 1) \\ -|s|^3 / 6 + s^2 - 2s + 4/3, & |s| \in (1, 2) \\ 0, & |s| > 2 \end{cases}. \quad (15)$$

Відмітимо, що застосування білінійного та особливо бікубічного метода інтерполяції призводить до згладжування інтерпольованого зображення, що, в свою чергу, веде до погір-

шення його якості. Інтерполятор за методом найближчого сусіда зберігає значення спектральної яскравості в кожній точці і веде лише до локальних зміщень.

Процедура субпіксельного суміщення зображень

Параметри зміщення зображень, отриманих в різних спектральних діапазонах, уточнюються шляхом застосування субпіксельних алгоритмів суміщення [5], найбільш вживаними серед яких є алгоритми:

- інтерполяції інтенсивності;
- апроксимації розв'язної функції двовимірною гаусовою функцією;
- градієнтний.

Серед наведених градієнтний алгоритм має оптимальні характеристики як за точністю, так і за швидкодією, і зводиться до мінімізації середньоквадратичного відхилення між еталонним $A(x_i, y_j)$ і зміщеним $B(x_i, y_j)$ зображеннями:

$$\min_{(dx, dy)} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^M (A(x_i, y_j) - B(x_i + dx, y_j + dy))^2 \quad (16)$$

У припущенні розвинення спектральної яскравості за формулою Тейлора $B(x_i + dx, y_j + dy) = B(x_i, y_j) + B_x(x_i, y_j)dx + B_y(x_i, y_j)dy$ мінімізація функціоналу (16) зводиться до системи лінійних алгебраїчних рівнянь:

$$\begin{pmatrix} \sum_{i,j=1}^{M,N} (B_x(x_i, y_j))^2 & \sum_{i,j=1}^{M,N} (B_x(x_i, y_j)B_y(x_i, y_j)) \\ \sum_{i,j=1}^{M,N} (B_x(x_i, y_j)B_y(x_i, y_j)) & \sum_{i,j=1}^{M,N} (B_y(x_i, y_j))^2 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} dx \\ dy \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \sum_{i,j=1}^{M,N} (A(x_i, y_j) - B(x_i, y_j))B_x(x_i, y_j) \\ \sum_{i,j=1}^{M,N} (A(x_i, y_j) - B(x_i, y_j))B_y(x_i, y_j) \end{pmatrix}$$

Для обчислення похідних $B_x(x_i, y_j)$ та $B_y(x_i, y_j)$ використовується скінченно-різницева апроксимація:

$$\begin{aligned} B_x(x_i, y_j) &= (8B(x_{i+2}, y_j) - 8B(x_{i-2}, y_j) - B(x_{i+1}, y_j) + B(x_{i-1}, y_j)) / 12 \\ B_y(x_i, y_j) &= (8B(x_i, y_{j+2}) - 8B(x_i, y_{j-2}) - B(x_i, y_{j+1}) + B(x_i, y_{j-1})) / 12 \end{aligned} \quad (17)$$

Формування множини реперних фрагментів зображення

Знімки, що надходять з космічного апарата «Січ-2», мають фіксовану кількість ліній 6 090, яка відповідає ширині смуги огляду 48 км; перші 90 ліній знімка містять службову

інформацію. Кількість рядків знімка може змінюватись, але не перевищує 38 000, що відповідає максимальній довжині смуги огляду 300 км.

Для вибору множини реперних фрагментів космічний знімок покривається рівномірною сіткою з множиною вузлів $IX_i, IY_j, i = 1, K_x, j = 1, K_y$.

Для вихідного зображення множина вузлів у напрямку рядків визначається за формулою:

$$IX_i = 90 + \left[0.5(N - (K_x - 1) \left[\frac{N}{K_x + 1} \right] \right] + (i - 1) \left[\frac{N}{K_x + 1} \right], i = 1, K_x,$$

де $N = 6000$ - кількість ліній, $K_x = 40$ - кількість вузлів у напрямку рядків.

Множина вузлів за напрямом ліній обчислюється за формулою:

$$IY_j = \left[0.5(M - (K_y - 1) \left[\frac{M}{K_y + 1} \right] \right] + (j - 1) \left[\frac{M}{K_y + 1} \right], j = 1, K_y,$$

де M - кількість рядків, $K_y = \left[K_x \frac{M}{N} \right]$ - кількість вузлів у напрямку ліній. Для пірамідних зображень кількість вузлів сітки зменшується пропорційно параметру осереднення L_p .

У результаті такого вибору вузлів рівномірної сітки крок сітки по напрямку рядків та ліній дорівнює 146 пікселів. Кожний вузол сітки IX_k, IY_l обирається геометричним центром квадратного реперного фрагмента $\Omega_{k,l} = \{(i, j), IX_k - L_m \leq i \leq IX_k + L_m, IY_l - L_m \leq j \leq IY_l + L_m\}$ розміром $(2L_m + 1) \times (2L_m + 1)$ пікселів. Величина L_m обирається експериментальним шляхом, використовуючи критерій мінімізації кількості хибних точок ототожнення. Найкращі результати суміщення каналів спостерігаються для значень параметра $40 \leq L_m \leq 70$, що відповідає розміру квадратної просторової області зі стороною 625 – 1090 м.

Послідовність операцій алгоритму міжканальних геометричних суміщень

- На вхід алгоритму подаються два двовимірних масиви $\bar{A} = A_{i,j}, \bar{B} = B_{i,j}, i = 1, N; j = 1, M$, які містять значення спектральної яскравості базового та зміщеного каналів відповідно.
- Якщо канал $\bar{B}$ - ближній інфрачервоний або панхроматичний, то обчислюється оператор Собеля $S(\bar{A}), S(\bar{B})$ (9), якщо канал $\bar{B}$ - червоний, то оператор S співпадає з тотожним оператором.
- Обирається етап суміщення каналів (грубе, середнє, точне) шляхом вибору параметру L_p . та обчислюються піраміди $P_{L_p}(S(\bar{A})), P_{L_p}(S(\bar{B}))$ для вихідних зображень або їх перетворень Собеля за формулою (16). Для етапу точного суміщення параметр $L_p = 1$.
- Обчислюються вузли регулярної сітки $IX_i, IY_j, i = 1, K_x, j = 1, K_y$ для пірамідних зображень двох каналів та обирається параметр L - півширина реперних квадратних фрагментів $\Omega_{k,l}, k = 1, K_x, l = 1, K_y$.

- Обчислюємо початковий рівень Γ_0 міри близькості (3) – (8) зображень двох спектральних каналів, вид міри близькості є параметром алгоритму.
- Відбираємо найбільш інформативні реперні фрагменти $\overline{A}^{(i,j)} = A_{n,m}^{(i,j)}$, $n = IX_i - L, IX_i + L, m = IY_j - L, IY_j + L$, здійснюючи сортування центральних точок фрагментів $IX_i, IY_j, i = 1, K_x, j = 1, K_y$, ключем сортування обирається ступінь інформативності $\gamma^{(s)} = \rho(A^{(s)}, M_{A^{(s)}}) \leq \gamma^{(s+1)} = \rho(A^{(s+1)}, M_{A^{(s+1)}}) \leq \gamma, s = \overline{1, S}$. Фрагменти, що не задовольняють обраному критерію інформативності, не використовуються для пошуку точок ототожнення двох каналів.
- Для кожного інформативного фрагмента $\overline{A}^{(i_s, j_s)}$ шукаємо реперний фрагмент $\overline{B}^{(i_s+k_0, j_s+l_0)}$ за правилом $(k_s, l_s) = \text{Arg} \max_{-L_m \leq k, l \leq L_m} \rho(A^{(i_s, j_s)}, B^{(i_s+k, j_s+l)})$, $s = \overline{1, S}$.
- За результатами знайдених векторів зміщення (k_s, l_s) формуємо множину точок ототожнення $(IX_{i_s}, IY_{j_s}) \rightarrow (IX_{i_s} + k_s, IY_{j_s} + l_s)$, $s = \overline{1, S}$.
- Будуємо поліноміальні перетворення (11) від першої до третьої степені включно.
- Здійснюємо розрахунок спектральної яскравості зображення зміщеного каналу з використанням процедури інтерполяції для кожного поліноміального перетворення.
- Оцінюємо значення міри близькості $\Gamma_i, i = 1, 2, 3$ для здійснених поліноміальних перетворень. Обираємо результат перетворення з максимальним значенням міри близькості. Результат перетворення зміщеного зображення приймається, якщо виконується умова $\Gamma_p = \max_{1 \leq i \leq 3} \Gamma_i > \Gamma_0$.
- Послідовно здійснюються етапи грубого, середнього та точного суміщень.
- По завершенні етапу точного суміщення проводиться етап субпіксельного суміщення та перерахунок спектральної яскравості.
- Оцінюється значення міри близькості Γ_{sp} . Результат субпіксельного суміщення приймається за умови $\Gamma_{sp} > \Gamma_p$.

Результати чисельних експериментів та висновки

- Розроблений автоматичний алгоритм суміщення спектральних і панхроматичного каналів космознімків КА «Січ-2» працює в повністю автоматичному режимі, здійснює перетворення координат для зміщеного каналу відносно базового та обчислює значення спектральних яскравостей у точках базового каналу. За замовчанням в якості базового каналу обраний канал green.
- Якість суміщення двох каналів на кожному кроці суміщення контролюється за величиною деякої міри близькості зображень, яка зростає на кожному кроці перетворення (грубе, середнє, точне, субпіксельне суміщення) і сягає деякого максимального значення на останньому кроці перетворення спектральних та панхроматичного каналів.

- Величина міри близькості Γ різних каналів при абсолютно точному суміщенні варіюється в залежності від обраної пари каналів:

- green – read $\Gamma = 0.85 - 0.98$;
- S(green) – S(nir) $\Gamma = 0.60 - 0.80$;
- S(green) – S(pan) $\Gamma = 0.65 - 0.85$;

S(nir), S(pan) – перетворення Собеля ближнього інфрачервоного та панхроматичного каналів.

- Для пари каналів green – read значення міри близькості Γ обчислюється безпосередньо для вихідних зображень двох каналів. Для пар каналів green – nir та green – pan значення міри Γ обчислюється для градієнтних зображень по оператору Собеля відповідних зображень.
- Точність здійснення суміщення каналів в значній мірі визначається якісними характеристиками відзнятої сцени. Зокрема, негативним чином на точність суміщення впливають великі за площею сингулярні фрагменти знімка, такі знімки містять:
 - Відсоток хмарності більший за 30%;
 - Великі за площею (більше за 30% від площі знімка) однорідні фізико-географічні об'єкти: морські акваторії, великі озера, лісові масиви, пустелі, вкриті снігом території.
- Фрагменти таких частин знімку мають значно нижчий ступінь інформативності, що може призводити до появи хибних точок ототожнення таких фрагментів на різних каналах та зниження точності суміщення каналів. У запропонованому алгоритмі обираються найбільш інформативні реперні фрагменти.
- Точність суміщення досягнута алгоритмом в автоматичному режимі для знімків, які не містять великих за площею сингулярних фрагментів, відповідає потребам подальшої тематичної обробки та знаходиться в межах 0.5 пікселя.
- Суміщення каналів для знімків з великими за обсягом сингулярними фрагментами можуть бути здійснені алгоритмом суміщення каналів за допомогою внесення змін до параметрів конфігураційного файлу. При цьому точність, необхідна для здійснення тематичної обробки, може бути досягнута лише для інформативної частини знімка.
- Алгоритм автоматичного суміщення каналів «Січ-2» функціонує на обчислювальному комплексі під управлінням операційного середовища Windows 7 на базі процесора «I7» та 8 Гб ОЗУ, вимоги до величини оперативної пам'яті є критичними. При суміщенні усіх каналів знімка в розрахунку на один рядок знімка розміром 6 000 пікселів алгоритм витрачає близько 0,019 сек. Тобто знімок з кількістю 25 000 рядків обробляється протягом 475 сек.

Список використаної літератури

1. Василевский А.С. Межканальные геометрические совмещение изображений, полученных с помощью малого спутника BIRD/ А.С. Василевский, Б.С. Жуков, Я.Л. Заман Д. Эртель, М. Конрадт//<http://www.iki.rssi.ru/earth/2-05./pdf>

2. Ван дер Векен Д. Применимость мер подобия при обработке изображений / Д.Ван дер Векен, М. Нахтегаль, Э.Е. Керре //
3. Шовенгерд Р.А. Дистанционное зондирование. Модели и методы обработки изображений / Роберт А. Шовенгерд/ М. Техносфер. – 2010. – 560 с.
4. Кузнецов А.Е. Оперативное совмещение спектрозональных изображений при цвето-синтезе / А.Е. Кузнецов, П.Н. Светелкин// Весник РГРТУ. – Вып. 22. – Рязань. – 2007.
5. Душепа В.А. Сравнительный анализ субпиксельных алгоритмов при совмещении изображений/ В.А. Душепа, М.Л. Усс// Радіоелектронні і комп'ютерні системи. – 2011. – № 4 (52). – с. 41-50.

Стаття надійшла до редакції 17.01.13 українською мовою

© А.В. Кузьмин, Л.Д. Греков, В.В. Оноцкий

Автоматизация процедуры устранения межканальных геометрических деформаций изображений, полученных съёмочной аппаратурой спутника «Сич-2»

Рассматривается алгоритм, предназначенный для устранения взаимных межканальных смещений снимков земной поверхности, полученных съёмочной аппаратурой космического спутника «Сич-2», которые имеют место между тремя отдельными мультиспектральными каналами и панхроматическим каналом. С использованием предложенного алгоритма поиск и устранение межканальных смещений осуществляется оператором в полностью автоматическом потоковом режиме обработки космических снимков. Космические снимки со значительной долей однородных областей алгоритм позволяет обрабатывать с использованием индивидуальных настроек. Устранение межканальных смещений для сильно деформированных каналов осуществляется поэтапно (грубое, среднее, пиксельное и субпиксельное) совмещение. При наличии априорной информации о степени межканальных смещений этапы грубого и среднего совмещения могут не выполняться.

© A.V. Kuzmin, L.D. Grekov, V.V. Onozkiy

Automatization of the procedure for removal of interchannel geometric distortions of images obtained by the “Sich-2” surveying instruments

The article describes the algorithm aimed at eliminating mutual interchannel shifts of Earth surface pictures taken by Sich-2 space satellite shooting equipment. The shifts take place between three separate multispectral channels and the panchromatic channel. With the use of the proposed algorithm the search and elimination of interchannel shifts can be carried out by an operator in a completely automated stream mode of the space picture processing. The algorithm allows space pictures with a considerable degree of homogeneous parts to be processed with the use of individual adjusting parameters. The search and elimination of interchannel shifts for too deformed channels are carried out step-by-step (coarse, medium, pixel and sub-pixel) superimposition. When there is an a priori information about the degree of interchannel shifts the steps of rough and medium superimposition can remain unperformed.

УДК 504.1: 519.05

© В.А. Васянин, канд. техн. наук;

А.Н. Трофимчук, д-р техн. наук, проф., чл.-корр. НАН України

Институт телекоммуникаций и глобального информационного пространства НАН Украины,
г. Киев

ЛИНЕЙНЫЕ ЦЕЛОЧИСЛЕННЫЕ МОДЕЛИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ПОТОКОВ В ЗАДАЧАХ ПРОЕКТИРОВАНИЯ И АНАЛИЗА МНОГОПРОДУКТОВЫХ КОММУНИКАЦИОННЫХ СЕТЕЙ

В статье предлагаются модели распределения дискретных многопродуктовых потоков, представленные в виде задач линейного программирования. Проведен краткий обзор методов и алгоритмов, используемых в настоящее время для решения задач подобного класса. Показано, что практическое использование методов декомпозиции Данцига-Вулфа и релаксации ограничений Розена для решения сформулированных задач позволило установить границы их разумного применения для реальных сетей - от 30 до 100 узлов, и они могут быть использованы при проектировании распределения потоков на нижних уровнях иерархической сетевой структуры. Отмечается, что для решения задач распределения потоков в децентрализованных распределенных сетях, содержащих более 200 узлов и 12000 дуг, целесообразно использовать сетевые постановки задач и приближенные методы решения, существенно опирающиеся на специфику структуры данных задач и содержательные эвристические соображения.

Ключевые слова: линейные модели, многопродуктовые потоки, дискретность, распределенные сети

Для многих реальных территориально-распределенных сетей (транспортных, информационно - вычислительных, топливно - энергетических, почтовых, телеграфных, телефонных и пр.) характерно использование широкого диапазона классов структур с различным количеством узлов и линий связи, которые в общем случае неоднородны и имеют большое число разнообразных параметров. Существующие и проектируемые коммуникационные сети в большинстве случаев являются многоуровневыми. Как правило, такие сети состоят из децентрализованной распределенной сети верхнего уровня (магистральной сети) и централизованных низовых сетей (зональных сетей) в нижнем уровне. Структура сети каждого уровня может обладать своей внутренней иерархией. Сложная структура сети может быть разделена на более простые структуры.

Все многообразие данных сетевых структур может быть представлено в виде геопространственной модели, поддерживаемой средствами геоинформационной системы, например, платформой ArcGIS 9 компании ESRI. ArcGIS 9 построена на основе стандартов ком-

пьютерной отрасли, включая объектную архитектуру COM, .NET, Java, XML, SOAP, что обеспечивает поддержку общепринятых стандартов, гибкость предлагаемых решений, широкие возможности использования во многих прикладных сферах и на разных уровнях организации работы: на персональных компьютерах, на серверах, через Web [1]. Инструментальные средства геоинформационных систем позволяют создать очень удобный, «дружественный» интерфейс для системных аналитиков при решении различных задач исследования сложных сетевых структур.

При проектировании, анализе, планировании функционирования различных иерархических (многоуровневых) и однородных территориально-распределенных многопродуктовых коммуникационных сетей всегда приходится сталкиваться с необходимостью решения задач распределения потоков. При этом, как правило, следует рассматривать совокупность связанных между собой моделей распределения потоков для задач перспективного развития, текущего (среднесрочного) планирования и оперативного управления. Напомним, что под многопродуктовой сетью понимается сеть с адресными несмешивающимися потоками (требованиями) между всеми парами узлов (или их подмножеством), которые одновременно передаются по сети. Таким образом, любой адресный поток представлен узлом-источником и узлом-стоком некоторого продукта. В общем случае на сети может быть задано некоторое множество видов (категорий) продуктов, отличающихся весом, габаритами и другими характеристиками, но имеющих общие источники и стоки. В различных математических моделях задачи распределения потоков функция цели и ограничения могут быть заданы как линейными, так и нелинейными уравнениями и неравенствами, а потоки продуктов и коэффициенты ограничений - непрерывными и дискретными величинами.

Для многопродуктовых задач распределения потоков с непрерывными переменными известен целый ряд работ Ю.Е.Малашенко и Н.М.Новиковой, в которых рассматриваются задачи анализа допустимости многопродуктовых сетей при заданных, неточно заданных или неизвестных потоках требований [2-5]. При решении задач осуществляется поиск допустимого распределения потоков, на котором достигается уровень максиминной обеспеченности многопродуктовой сети - максимальное отношение реализованного в сети потока к заданным требованиям для "самых необеспеченных" пользователей, т.е. для пары пользователей, у которых указанное отношение минимально. Такой критерий позволяет охарактеризовать структурные свойства сети и алгоритмы управления потоками. Решения соответствующих оптимизационных задач позволяют оценивать или формировать целый набор проектов сети с тем, чтобы обеспечить возможность выбора приемлемого варианта реальной сетевой системы. Отмечается, что для решения задач о допустимости существует много методов: от специальных сетевых вариантов симплекс-метода до метода последовательного проектирования [6-10]. Поточковые (комбинаторные) методы распределения потоков приведены в [11-17]. Эффективный приближенный алгоритм, основанный на методе экспоненциального потенциала [18], рассматривается в работе [19]. В случае сведения общей задачи о допустимости к задаче линейного программирования, для ее решения могут быть применены известные методы линейного программирования [15]. Задачи распределения потоков в различных поста-

новках являются весьма актуальными на уровне оперативного управления при исследовании вопросов живучести сетевых структур при их функционировании в режиме экстремальных нагрузок и воздействия неблагоприятных внешних факторов (например, стихийных бедствий) [20]. При этом выявляются и анализируются «узкие места» в сети - наиболее часто перегружаемые линии связи и узлы, нарушение ограничений на сроки доставки грузов на отдельных маршрутах транспортных средств или ограничений на среднее время задержки в передаче сообщений и т. д. При теоретико-графовом рассмотрении задач анализа живучести сетевых структур (процедурные модели вычисления основных графовых характеристик [21]) не выделяется множество тяготеющих пар с потоками требований. При таком подходе критерий живучести может оказаться неэффективным - связность графа не нарушается, а многопродуктовый поток недопустим. Более действенным представляется потоковый подход [22,25,26]. При разрушении, перегрузке или отказе части сетевой структуры происходит перераспределение потоков. Некоторые вопросы, связанные с перераспределением потоков после выхода из строя отдельных линий связи, рассматривались в работах [23,24], а задачи синтеза потоковой сетевой структуры с учетом живучести – в работах [25, 26]. Для распределенных сетей передачи данных (РСПД) в книге Ю. П. Зайченко и Ю. В. Гонты [27] можно найти описание модифицированного алгоритма распределения потоков по критерию минимума среднего времени задержки в передаче сообщений, основанного на градиентном методе, в отличие от алгоритма отклонения потока, базирующегося на методе наискорейшего спуска, предложенного в работе Л. Клейнрока [28]. Другие алгоритмы, основанные на методе отклонения потока, приведены в работах [29,30]. Для неразветвленных потоков известны эвристические алгоритмы, которые позволяют получить приближенное решение задачи с небольшими вычислительными затратами [28,31,32]. Одним из основных недостатков эвристических алгоритмов является невозможность оценки погрешности получаемых решений.

Следует отметить, что при проектировании новых или анализе существующих РСПД, как правило, исследователю не известны ни число источников потоков, ни величины потоков, ни величины концевых задержек при передаче сообщений. Приходится довольствоваться вероятностной оценкой того или иного параметра. Неопределенность возникает и тогда, когда большой объем информации невозможно передать по одному каналу. В этом случае весь объем делят на пакеты, каждый из которых передается по любому свободному каналу с присущими ему случайными задержками. Реальные сетевые структуры всегда функционируют в условиях неопределенности и воздействия случайных факторов, но в большинстве случаев эту неопределенность можно «измерить» методами мониторинга и статистически оценить. Задержки линий связи, узлов, отказы технических элементов могут привести к блокаде значительного участка сетевой структуры, но не разрушить ее - она остается живучей, но временно не работающей [33]. В работах [34-36] были предложены алгоритмы мультиагентной маршрутизации потоков, которые основываются на многоадресной маршрутизации, адаптации к факторам неопределенности и анализе возможных сетевых конфликтов. Отмечается, что разработанные математические модели и оптимизационные методы динамической, адаптивной, нейросетевой и мультиагентной (многоадресной и многопотоковой) маршрутизации ин-

формационных потоков для глобальных телекоммуникационных систем нового поколения представляются важным шагом в направлении создания теории адаптивного мультиагентного обслуживания глобальных информационных и телекоммуникационных сетей, которая должна прийти на смену традиционной статистической теории массового обслуживания. Они могут быть полезны для организации адаптивного мультиагентного обслуживания GRID-инфраструктур различного масштаба и назначения или для создания нового поколения научно-образовательных IP-сетей.

Пусть $G(N, P)$ – однородная многопродуктовая сеть с множеством узлов N , $n = |N|$ и множеством неориентированных топологических дуг P , $k = |P|$. Под топологической дугой понимается физический отрезок линии связи: железной или автомобильной дороги, кабеля сети передачи данных, линии электропередач, телефонного кабеля и т. д., – соединяющий два любых узла из множества N так, что между рассматриваемыми узлами на данном отрезке нет больше ни одного узла из N . Узлы сети соответствуют пунктам отправления, получения, перегрузки (перекоммутации) грузов или информационных потоков.

На сети задано множество требований S на перевозку или передачу потоков. Под требованием $s_{ij} \in S$ понимается пара узлов (i, j) , между которыми имеется направленный дискретный поток единичных элементов (например, неделимых грузов унифицированного размера, бит или символов) объемом a_{ij} . Потоки требований заданы целочисленной матрицей грузов или сообщений $A = \|a_{ij}\|_{n \times n}$, $a_{ii} = 0$, $i = 1, n$, которые подлежат единовременной передаче из источников i в стоки j , $i, j = 1, n$.

Пусть на сети задано также множество M маршрутов транспортных средств (ТСР) или маршрутов передачи информации, содержащее прямые m_{ij} и обратные m_{ji} пути. Путь m_{ij} состоит из последовательности топологических дуг и узлов сети, соединяющей узел i с узлом j . В терминах теории графов m_{ij} представляет из себя простой путь [37]. Для сетей передачи данных (СПД) маршруты могут быть представлены простыми каналами связи, соединяющими смежные узлы, или несколькими коммутируемыми каналами связи, соединяющими любую последовательность узлов (выделенными каналами). В частном случае все заданные маршруты могут совпадать с топологическими дугами сети.

Множество M может содержать несколько маршрутов, соединяющих любую пару узлов. С каждым маршрутом ТСР связаны его характеристики: тип и стоимость единицы пробега груженого и порожнего транспортного средства, курсирующего по маршруту; периодичность курсирования; грузоподъемность; узел приписки; место прибытия и отправления для крупных узлов; время прибытия и отправления транспортного средства для каждого узла в маршруте. Для каждого маршрута СПД заданы длина, стоимость и пропускная способность.

С элементами сети ассоциированы числа, характеризующие длину дуг сети, пропускные способности дуг и узлов, стоимости перевозки по дуге и обработки в узле единицы потока и т.д. Пропускные способности дуг сети определяют провозные возможности транспортных средств или объемы передаваемой информации по каналам связи, а под пропускными способностями узлов понимается допустимый объем обработки

транзитных грузовых или информационных потоков, т. к. исходящие и входящие потоки для каждого узла должны быть обработаны безусловно.

Обозначим через $H = \| h_i \| ^T, i = 1, n$ – вектор – столбец пропускных способностей узлов, где знак “ T ” – означает транспонирование; $L = \| l_j \| ^T, j = 1, k$ – вектор – столбец пропускных способностей топологических дуг. Где $h_i, i = 1, n, l_j, j = 1, k$ – суть целые неотрицательные числа.

Кроме того, для выполнения требований могут быть заданы ограничения на сроки доставки грузов t_{ij} из i в j или на среднее время задержки в передаче сообщений T_{cp} [38] :

$$t_{ij} \leq T_{ij}; \quad (1)$$

$$T_{cp} = (1/\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^k a_{ij}) \sum_{j=1}^k f_j / (l_j - f_j) \leq T_{\max}, \text{ где } f_j \text{ – суммарный поток по дуге } j. \quad (2)$$

Задача оптимизации распределения потоков заключается в определении рациональных путей перевозки или передачи всех потоков, заданных на сети. При этом, в качестве критерия оптимальности распределения потоков могут выступать, например, минимум затрат (стоимости) или минимум среднего времени задержки на передачу всех потоков при заданных ограничениях на пропускные способности узлов и линий связи сети. Другим критерием оптимальности может быть максимум суммы распределенных потоков при ограничениях на суммы средств, выделенных на увеличение пропускных способностей узлов и линий связи сети, и ограничениях на среднее время задержки на передачу потоков.

В настоящей работе рассматриваются линейные целочисленные модели задач распределения потоков в однородных многопродуктовых транспортных сетях (ТС) и сетях передачи данных, в которых в качестве функции цели принимается минимум затрат на обработку и передачу потоков, при ограничениях на пропускные способности узлов и дуг, а также приводятся некоторые практические соображения по использованию классических методов решения таких задач. Будем считать, что дискретом времени отправления потоков в транспортных сетях являются одни сутки, а в сетях передачи данных – одна секунда. Такие модели будем относить к моделям текущего планирования распределения потоков.

Пусть $E = \| e_{ij} \|_{n \times k}$ – матрица инцидентий “узлы-дуги”, описывающая сеть G . Будем считать, что каждая неориентированная дуга $p \in P$ заменена на две дуги с противоположной ориентацией и k означает число всех ориентированных дуг в G . Тогда элемент матрицы

$$e_{ij} = \begin{cases} 1, & \text{если дуга } j \text{ направлена к узлу } i, \\ -1, & \text{если дуга } j \text{ направлена от узла } i, \\ 0, & \text{в противном случае.} \end{cases}$$

Если через $X^i = (x_1^i, x_2^i, \dots, x_k^i)^T$ обозначить вектор-столбец потока a_{ij} по всем дугам, то, используя матрицу инцидентий, легко записать условия сохранения потока :

$$EX^i = V^i, \quad (3)$$

где V^i - вектор потребностей узлов в потоке a_{ij} и имеет следующий вид

$$V^i = (v_1^i, v_2^i, \dots, v_n^i)^T,$$

причем

$$v_\zeta^i = \begin{cases} -a_{ij}, & \text{если } \zeta = i, \\ a_{ij}, & \text{если } \zeta = j, \\ 0, & \text{в противном случае.} \end{cases}$$

Очевидно, что максимальное число разных потоков (продуктов) на сети размерностью ($n \times n$) будет $r = (n-1) \times n$. Условие (3) будет справедливо и в том случае, если его записать для всех потоков, исходящих из узла i . В этом случае число условий (3) сократится до числа узлов-источников потоков, а X^i будет означать вектор-столбец потоков a_{ij} , $j = 1, n$, $i \neq j$ по всем дугам. Элементы вектора V^i определяются так :

$$v_\zeta^i = \begin{cases} -\sum_{j=1}^n a_{ij}, & \text{если } \zeta = i, \\ a_{ij}, & \text{если } \zeta = j. \end{cases} \quad (4)$$

Пусть $C^i = (c_1^i, c_2^i, \dots, c_k^i)$ - вектор-строка стоимости перевозки (передачи) единицы потока из источника i по дугам сети; $\theta^i = (\theta_1^i, \theta_2^i, \dots, \theta_k^i)$ - вектор-строка матрицы инцидентий, в которой элементы равные -1 заменены на нули ; $H' = (h'_1, h'_2, \dots, h'_k)$ - вектор допустимых транзитных потоков, проходящих узлы без дополнительной обработки.

Тогда задачу распределения потоков можно сформулировать в виде :

$$\text{Min } Z = C^1 X^1 + \dots + C^n X^n \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \theta^1 X^1 + \dots + \theta^1 X^n &\leq h_1 + h'_1 + \sum_{i=1}^n a_{i1}, \\ \dots &\dots \dots \end{aligned} \quad (6)$$

$$\theta^n X^1 + \dots + \theta^n X^n \leq h_n + h'_n + \sum_{i=1}^n a_{in},$$

$$\begin{aligned} X^1 + \dots + X^n &\leq L, \\ EX^1 &= V^1, \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} \vdots &\quad \vdots \\ \vdots &\quad \vdots \\ \vdots &\quad \vdots \\ EX^n &= V^n, \end{aligned} \quad (8)$$

$$X^i \geq 0 \text{ и целые, } i = 1, n. \quad (9)$$

Запись ограничений по пропускной способности узлов в виде (6) может быть неудобна, поскольку на практике трудно выделить транзит (значения h_i и h'_i) и входящие потоки, а значит, указать правильную величину пропускной способности. Поэтому ограничения (6) можно переписать так, чтобы в правых частях была указана фактическая пропускная способность узлов, состоящая из суммы исходящих, входящих и транзитных потоков. Для этого определим матрицы W^i , $i = 1, n$ с элементами

$$w_{\xi j}^i = \begin{cases} 1, & \text{если } e_{\xi j} = 1, \\ 1, & \text{если } e_{\xi j} = -1 \text{ и } \xi = i, \\ 0, & \text{в противном случае,} \end{cases} \quad (10)$$

для $\xi = 1, n, j = 1, k$ и вектор

$$H^w = (h_1 + h'_1 + \sum_{j=1}^n a_{1j} + \sum_{j=1}^n a_{j1}, \dots, h_i + h'_i + \sum_{j=1}^n a_{ij} + \sum_{j=1}^n a_{ji}, \dots, \\ h_n + h'_n + \sum_{j=1}^n a_{nj} + \sum_{j=1}^n a_{jn})^T. \quad (11)$$

Тогда условия (6) запишутся в виде

$$W^1 X^1 + \dots + W^n X^n \leq H^w. \quad (12)$$

При обсуждении модели (5), (7) - (9), (12) очевидно, что в любом оптимальном решении $X^0 = (X^1, \dots, X^n)$ не будут учтены стоимости транзитных перегрузок потоков грузов с одного транспорта на другой, или перекоммутацию информационных потоков в транзитных узлах, поскольку распределение потоков выполняется по топологическим дугам и не учитываются заданные маршруты транспортных средств или информационные маршруты (выделенные каналы связи). В левых частях векторных неравенств (12) суммируются, кроме исходящих и входящих потоков, все потоки, проходящие транзитом через рассматриваемый узел. Однако неизвестно, какие потоки будут перегружаться или перекоммутироваться в узле, а какие пройдут транзитом в транспортных средствах без перегрузки или по скомутированным каналам. В этом случае, для того чтобы определить действительную стоимость транзитных перегрузок (перекоммутации), необходимо решить дополнительную задачу маршрутизации оптимальных потоков по маршрутам транспортных средств или скомутированным каналам.

Известно, что при перевозке грузов наиболее трудоемкими операциями, увеличивающими стоимость перевозок, являются транзитные перегрузки грузов с одного транспорта на другой. Для сетей передачи данных для уменьшения времени задержки сообщений также желательно использовать широкополосные скоростные скомутированные (выделенные) каналы связи с большой пропускной способностью. Поэтому далее рассмотрим модели задачи, в которых учитываются маршрутные дуги.

Пусть $G_M(N, P_M)$ - маршрутная сеть, где N - множество узлов сети, P_M - множество ее ориентированных маршрутных дуг. Между любыми двумя узлами i, j сети существует маршрутная дуга, если они связаны хотя бы одним маршрутом из M , проходящим через эти

узлы. В этом случае говорят, что между i и j существует прямая связь. Ясно, что в общем случае G_M является мультисетью. Учитывая сложность многопродуктовых задач и их большую размерность, при распределении потоков все параллельные дуги сети G_M обычно "склеивают" в одну.

Сформулируем задачу распределения потоков на маршрутной сети в виде, аналогичном (5), (12), (7), (9). Прежде всего, очевидно, что при определении вектора H^w нет необходимости учитывать величины h'_i , так как потоки распределяются по маршрутным дугам и число транзитных перегрузок или перекоммутаций для любого потока определяется числом транзитных узлов на пути следования потока. Примем $H' = 0$. Сложнее обстоит дело при записи условий о непревышении пропускных способностей дуг. Рассмотрим совокупность векторов $X^i = (x^i_1, x^i_2, \dots, x^i_{k'})^T$, $i = 1, n$, где k' - число дуг в сети G_M . Поток по любой дуге x^i_j не может быть соотнесен с провозной возможностью транспортных средств или пропускной способностью канала, заданных вектором L пропускных способностей топологических дуг сети G . Каждой маршрутной дуге $p_j \in P_M$ соответствует некоторое подмножество топологических дуг $\Omega_j \in P$, поэтому поток по дуге p_j , проходит по всем дугам из Ω_j .

Пусть

$$Y^i = \Phi(X^i), i = 1, n, \quad (13)$$

где $Y^i = (y^i_1, y^i_2, \dots, y^i_k)^T$ - вектор-столбец потоков продукта по топологическим дугам сети G , соответствующий распределению потоков X^i по маршрутным дугам; Φ - линейный оператор, отображающий множество элементов X^i на множество элементов Y^i . Тогда задачу распределения потоков можно записать в виде:

$$\text{Min } Z = C^1[k']X^1[k'] + \dots + C^n[k']X^n[k'], \quad (14)$$

$$W^1[n, k']X^1[k'] + \dots + W^n[n, k']X^n[k'] \leq H^w[n], \quad (15)$$

$$Y^1[k] + \dots + Y^n[k] \leq L[k], \quad (16)$$

$$\begin{aligned} E[n, k']X^1[k'] &= V^1[n], \\ &\vdots \\ E[n, k']X^n[k'] &= V^n[n], \end{aligned} \quad (17)$$

$$X^i[k'], Y^i[k] \geq 0 \text{ и целые.} \quad (18)$$

В записи (14) - (18) квадратные скобки употреблены для подчеркивания размерности задачи.

В отличие от модели распределения потоков на сети, заданной топологическими дугами в модели (14) - (18), правые части (15) определяются значительно проще, так как для каждого узла i необходимо указать только величины h_i . Однако ограничения (16) усложняют

задачу из-за наличия операций преобразования (13). Отметим также, что целевая функция (14) отражает затраты только на перевозку или передачу потоков по маршрутным дугам, хотя минимизация транзита может быть обеспечена при распределении потоков использованием "двухступенчатого" алгоритма - минимум перегрузок, минимум длины пути [39].

Рассмотрим модель задачи распределения потоков, позволяющую учесть в целевой функции затраты на транспортировку (передачу) потоков и их обработку в узлах. Для этого введем понятие расширенной сети $G_M^{\sim}(N^{\sim}, P_M^{\sim})$, в которой каждый узел сети G_M заменен двумя - левым и правым, причем каждая пара узлов "левый - правый" в сети $G_M^{\sim}$ имеет номера $i, i + n$, где i - номер узла в сети G_M или G . Все дуги, входящие в данный узел сети G_M , заменяются на дуги, входящие в его левый узел сети $G_M^{\sim}$; дуги, выходящие из узла сети G_M , заменяются на дуги, выходящие из его правого узла сети $G_M^{\sim}$. Каждый левый и правый узлы сети $G_M^{\sim}$, соединяются фиктивной дугой, стоимость перевозки (передачи) по которой является стоимостью обработки в узле. На сети $G_M^{\sim}$ в качестве источников потоков выступают левые узлы, а в качестве стоков - правые. Пусть $n^{\sim} = n + n$ - число узлов расширенной сети, $k^{\sim} = k' + n$ - число ее дуг. Составим матрицу инцидентностей для расширенной сети таким образом, чтобы первые n ее строк соответствовали номерам узлов источников (левым узлам), а первые n столбцов - фиктивным дугам.

Пусть

$$X^i = (x_{11}^i, \dots, x_{n1}^i, x_{n+11}^i, \dots, x_{n+k'}^i)^T, \quad i = 1, n,$$

где первые n элементов определяют потоки i -го продукта по фиктивным дугам;

$$C^i = (c_{11}^i, \dots, c_{n1}^i, c_{n+11}^i, \dots, c_{n+k'}^i), \quad i = 1, n,$$

где первые n элементов c_{j1}^i , $j = 1, n$ определяют стоимость обработки единицы i -го продукта в j -ом узле. Разделим X^i на две части следующим образом:

$$\begin{aligned} X^{i\sim} &= (x_{11}^i, \dots, x_{n1}^i)^T, \\ X^{i\approx} &= (x_{n+11}^i, \dots, x_{n+k'}^i)^T. \end{aligned}$$

Тогда можно записать

$$X^{1\sim}[n] + \dots + X^{n\sim}[n] \leq H^w[n],$$

где элементы вектора H^w определяются из выражения (11) при $h'_i = 0$. Пусть по аналогии с (13) $Y^i = \Phi(X^{i\sim})$, тогда окончательно сформулированная задача примет вид:

$$\text{Min } Z = C^1[k^{\sim}]X^1[k^{\sim}] + \dots + C^n[k^{\sim}]X^n[k^{\sim}], \quad (19)$$

$$X^{1\sim}[n] + \dots + X^{n\sim}[n] \leq H^w[n], \quad (20)$$

$$Y^1[k] + \dots + Y^n[k] \leq L[k], \quad (21)$$

$$\begin{aligned} E[n^{\sim}, k^{\sim}] X^1[k^{\sim}] &= V^1[n^{\sim}], \\ \vdots &\vdots \\ E[n^{\sim}, k^{\sim}] X^n[k^{\sim}] &= V^n[n^{\sim}], \end{aligned} \quad (22)$$

$$X^i[k^{\sim}], X^i[n^{\sim}], Y^i[k] \geq 0 \text{ и целые.} \quad (23)$$

Все приведенные модели задачи распределения потоков относятся к классу задач линейного целочисленного программирования, имеют блочно-диагональную структуру со связывающими ограничениями и являются NP-полными [40,41]. Для решения таких задач из общих точных методов известны методы отсечения, ветвей и границ, динамического программирования, из специальных - метод декомпозиции Данцига - Вулфа и его модификации [42,43], метод релаксации ограничений Розена [44,45], минимаксно - двойственные методы и методы параметрической декомпозиции. Обзор методов и алгоритмов решения блочных задач можно найти в [46-49]. Поскольку матрицы ограничений рассмотренных моделей являются вполне унимодулярными, а правые части ограничений - целочисленными векторами, то получаемые решения с использованием различных модификаций симплекс-алгоритма внутри схем декомпозиции будут всегда целочисленными, так как допустимый многогранник решений имеет только целочисленные вершины. Не следует также забывать, что и в случае не унимодулярности матриц ограничений для некоторых классов задач, в которых решения представляются большими целыми числами, а неизвестные принимают значения с малым (например, единичным) шагом, можно использовать симплекс-методы с последующим округлением решения до ближайших целых чисел.

Как известно из практики, методы отсечения успешно применяются при решении целочисленных задач небольшой размерности (десятки и сотни переменных) [50]. Не лучше обстоит дело и при использовании методов ветвей и границ и декомпозиции, когда размерность решаемых задач определяется десятками тысяч переменных [51]. Эти методы могут использоваться лишь в качестве вспомогательного аппарата при анализе задач большой размерности (сотни тысяч и более переменных и ограничений). Для методов динамического программирования характерно то, что их эффективность зависит от удачно построенных последовательностей, рекуррентно связанных между собой функций Беллмана. При этом, как правило, принципы динамического программирования оказываются полезными лишь в случае малого числа ограничений, то есть для узкого класса специальных целочисленных задач [52]. Так, например, практическое использование метода Данцига-Вулфа и модификации метода ограничений Розена для решения задач (14) - (18) и (19) - (23) позволило установить границу эффективности их применения – соответственно до 40 и 100 узлов и 300 и 500 маршрутных ориентированных дуг. Для реальных сетей, содержащих от $n=200$ узлов и $k=12000$ маршрутных ориентированных дуг (число переменных $= n*(n-1)*k=200*199*12000=4,776*10^8$) до 500 узлов и 55000 маршрутных ориентированных дуг

(число переменных = $500 \cdot 499 \cdot 55000 = 1,37225 \cdot 10^{10}$) и выше, использование вышеуказанных точных методов не позволяет получить решение рассмотренных задач за приемлемое время. Численное экспериментирование с точными методами решения задач целочисленного программирования выявило ограниченность их возможностей [53,54]. Трудности, возникающие при решении практических задач большой размерности, получили не только вычислительное подтверждение, но и теоретическое обоснование [41,55,56]. Другим фактором, заставляющим отказаться от применения точных методов для решения рассмотренных задач, является то, что большинство практических задач характеризуются многоэкстремальностью, должны решаться в условиях ограниченных и динамически изменяющихся с течением времени ресурсов, а также при недостаточно точной исходной информации. Учитывая общую теоретическую сложность (NP - полноту) задач целочисленного линейного программирования и недостатки, присущие точному решению практических задач распределения потоков, следует сделать вывод о бесперспективности развития точных методов для решения задач подобного класса. При этом, однако, не следует забывать о возможности эффективного применения точных методов для решения частных подзадач распределения потоков на нижних уровнях сети для ее фрагментов с числом узлов до 30-40.

Перечисленные обстоятельства привели к тому, что в настоящее время одним из главных направлений развития дискретной оптимизации стала разработка и исследование приближенных методов. Обширный библиографический обзор по приближенным методам можно найти в [53,54,57-61].

Среди многообразия приближенных методов следует выделить два класса - методы, порожденные точными методами, и методы, сразу нацеленные на получение приближенного решения. К первому классу относятся все точные методы монотонно не увеличивающие (или не уменьшающие) значение целевого функционала на последовательно выполняющихся итерациях. В этом случае решение, полученное на любой итерации, будет приближенным. Наиболее перспективными точными методами, используемыми для приближенного решения дискретных задач, являются методы ветвей и границ. Общая схема этих методов порождает последовательность приближенных решений и дает оценку погрешности отклонения от действительного оптимума. Известны прямые методы отсечения, позволяющие на каждом шаге получать целочисленные решения и обладающие свойством монотонности [62-64]. Главным недостатком этих методов является крайне медленная сходимость, поэтому, как правило, построить эффективный приближенный алгоритм, используя прямые методы отсечения, не удастся.

Второй класс приближенных методов подразделяется на три подкласса: детерминированные методы, методы случайного поиска и эвристические методы.

К детерминированным методам относятся: метод вектора спада, метод направляющих окрестностей и специальные методы [58]. Для сетевых постановок задач дискретной оптимизации из группы детерминированных методов известны методы исключения узлов, прокатных оценок, последовательного улучшения плана, сокращения невязок [65,66]. Отме-

чается, что метод выключения узлов может привести к случаю несвязной сети и не гарантирует получение решения. Для метода прокатных оценок при определенных параметрах сети также не удастся получить решение из-за возможности заикливания алгоритма.

Работы [67-69] посвящены методам случайного поиска. Наибольшей трудностью, с которой приходится сталкиваться при использовании методов случайного поиска, является сложность выбора рабочих параметров методов, неудачное определение которых может привести к нежелательному эффекту "блуждания" алгоритмов.

Рассматривая приближенные методы решения дискретных задач, нельзя не выделить класс эвристических методов. Под эвристическими методами понимаются любые приемы, не имеющие формального обоснования и опирающиеся на анализ специфики структуры задачи и связанные с ней содержательные соображения. Эвристические методы используются как самостоятельные процедуры решения, так и внутри точных методов. Главным недостатком эвристических методов является то, что в подавляющем большинстве случаев нет возможности оценить отклонение полученного приближенного решения от действительного оптимума.

Стремление к разработке приближенных алгоритмов с априорной оценкой точности привело к тому, что в последнее время особое внимание уделяется поиску алгоритмов малой трудоемкости, дающих "почти оптимальное" решение, и алгоритмов, дающих оптимальное решение "почти всегда" [57,70]. В работах [54,57] приведен обзор развития этих направлений, из которого следует, что для NP - трудных классов задач дискретного программирования получение приближенного решения с заданной абсолютной погрешностью так же сложно, как и получение точного решения. В частности, к этому классу задач относится и рассмотренная задача о распределении целочисленного многопродуктового потока в сети.

Закljučая обзор методов решения дискретных задач оптимизации, отметим, что для решения задач потокораспределения, возникающих при проектировании и анализе распределенных коммуникационных сетевых структур с дискретными потоками, целесообразно использовать приближенные методы с максимальным учетом специфики структуры задач, а также комбинированные методы, позволяющие за приемлемое время получать решения требуемой точности.

Проанализируем рассмотренные модели с точки зрения их использования при решении задач проектирования и анализа однородных и иерархических многопродуктовых коммуникационных сетей. Прежде всего, отметим, что целевые функции во всех моделях линейные. В модели (19)-(23) в целевой функции учитываются стоимости обработки исходящего, входящего и транзитного потоков. Как известно, для дискретных потоков грузов операции обработки в основном связаны с сортировкой и сличением грузов с сопроводительной документацией. Стоимость таких операций определяется не только обрабатываемым объемом, но и количеством направлений сортировки, по которым рассортировывается этот поток грузов. Как правило, для реальных сетей функция приведенных затрат на сортировку зависит от объема и числа направлений сортировки нелинейно. Кроме того, эта функция зависит также

от оборудования, которое применяется для сортировки, то есть от типа сортировочной машины и режимов ее работы (автоматический, полуавтоматический, ручной). Для сетей передачи данных также характерно использование специального оборудования (коммутаторов, маршрутизаторов, концентраторов) для уменьшения количества линий связи передачи потоков. Во многих случаях в реальных сетевых системах объемы (величины) большинства потоков требований очень малы по сравнению с провозной возможностью транспортных средств или пропускной способностью каналов связи. Тогда возникает задача формирования потоков, суть которой заключается в уменьшении количества направлений сортировки грузов или сообщений за счет объединения нескольких грузов или сообщений с разными конечными адресами в некоторые транспортные блоки заданного размера. При этом увеличивается загрузка транспортных средств и каналов связи и уменьшается их общее количество, но возникает дополнительная сортировка тех потоков требований, которые в составе транспортного блока, адресованного в некоторый узел, являются транзитными для данного узла. Для транспортных сетей такая ситуация характерна при перевозке мелкопартионных грузов, а для сетей передачи данных - при использовании технологии виртуальных контейнеров в крупномасштабных общенациональных и международных сетях на основе сверхширокополосных каналов и схем типа опорной сети – backbone.

В приведенных моделях задача распределения потоков рассматривается в отрыве от организации процессов сортировки дискретных потоков грузов и концентрации информационных потоков в узлах сети, в действительности же, именно схема сортировки и концентрации адресует потоки, а значит, и сильно влияет на оптимальность распределения потоков. На уровне магистральной децентрализованной распределенной сети нельзя рассматривать стоимость транспортировки или передачи потоков как линейную функцию от расстояния, поскольку она нелинейно и дискретно зависит от величины пропускаемых потоков. В математической модели задачи распределения потоков для реальных магистральных распределенных сетей должны учитываться не только ограничения на пропускные способности узлов и дуг сети, но и ограничения на: сроки доставки грузов (1) или среднее время задержки в передаче сообщений (2); время погрузки-выгрузки грузов во всех узлах, через которые следуют транспортные средства, или время перекоммутации сообщений в транзитных узлах. Могут быть заданы также чисто комбинаторные ограничения на допустимое число транзитных узлов в путях следования потоков. Кроме того, необходимо учитывать нелинейность затрат на обработку и перевозку грузов или обработку и передачу сообщений. В работе [71] приведены модели, позволяющие логически увязать процессы сортировки и концентрации дискретных потоков в узлах сети с задачами распределения и маршрутизации потоков и учитывающие нелинейность затрат на обработку и транспортировку (передачу) потоков и все вышеперечисленные ограничения.

На основании вышеизложенного можно сделать следующие выводы и определить направления дальнейшего исследования задач распределения потоков в иерархических многопродуктовых сетевых структурах.

1. Предложенные модели и декомпозиционные методы решения соответствующих задач могут быть использованы для распределения потоков на нижних уровнях иерархической сети - в зональных сетях, содержащих не более 30-40 узлов.

2. Существенное влияние на распределение потоков в сетевых структурах с дискретными потоками требований, объемы (величины) каждого из которых много меньше объема транспортных блоков, подлежащих транспортировке или передаче по распределенной магистральной сети, оказывают процессы сортировки грузов и концентрации сообщений в узлах сети, что приводит к ярко выраженной зависимости затрат на обработку и транспортировку (передачу) потоков от процессов их сортировки. В приведенных моделях не учитываются зависимости распределения потоков от процессов их сортировки, поэтому они не могут с достаточной степенью адекватности отражать формирование и распределение потоков в реальных сетях и обеспечить высокую эффективность функционирования распределенной сетевой структуры.

3. В рассмотренных математических моделях распределения потоков не учитывается ряд важнейших факторов, сопутствующих обработке и перевозке (передаче) потоков в реальных сетях, таких как сроки доставки грузов или среднее время задержки в передаче сообщений, время обмена грузами в пунктах следования транспортных средств или время на перекоммутацию сообщений, нелинейность затрат на обработку и перевозку потоков. Проектирование схемы функционирования многопродуктовой сетевой структуры требует учета этих факторов, что приводит к необходимости разработки новых сетевых математических моделей, адекватно описывающих процессы сортировки и транспортировки (передачи) потоков и позволяющих взаимосвязанно решать задачи распределения потоков и загрузки транспортных средств или каналов связи.

4. Проведенный обзор методов дискретного программирования показал, что для решения задач распределения потоков большой размерности (сотни миллионов и более переменных), возникающих при проектировании и анализе реальных сетевых структур (более 200 узлов и 12 тысяч дуг), целесообразна разработка специальных приближенных методов, существенно использующих специфику структуры практических задач, разумные эвристические соображения и интерактивный режим оптимизации и выбора получаемых решений.

Список использованной литературы

1. Режим доступа: <http://www.dataplus.ru/Soft/ESRI/ArcGIS/>.
2. Малащенко Ю.Е. Нормативный подход к анализу многопродуктовых сетей // Изв. АН СССР. Техн. кибернетика, 1988.- N. 3.
3. Малащенко Ю. Е., Новикова Н. М. Обобщенная задача анализа многопродуктовой сети // Изв. АН СССР. Техн. кибернетика, 1989.- N. 4.
4. Малащенко Ю. Е. Математические модели анализа потоковых сетевых систем. М.: ВЦ РАН, 1993.

5. Малашенко Ю. Е. Модели неопределенности в многопользовательских сетях / Ю. Е. Малашенко, Н. М. Новикова. – М. : Едиториал УРСС, 1999. – 160 с.
6. Hu T. C. On the feasibility of simultaneous flows in network // Oper. Res., 1964.- V 12.
7. Assad A. A. Multicommodity network flows: A survey // Networks.- 1978.- V.8.- N. 1.- P. 37-91.
8. Kennington J. L. A survey of linear cost multicommodity network flows // Oper. Res.- 1978.- V. 26.- N. 2.- P. 206-236.
9. Kamath A., Palmon O. Improved interior-point algorithms for exact and approximate solutions of multicommodity flow problems // Proceeding of the 6th ACM-SIAM Symposium on Discrete Algorithms, 1995.
10. Давидсон М. Р. Условия устойчивости множества крайних точек полиэдра и их применение для исследования многопродуктовых сетевых моделей: Автореф. дис.... канд. физ.-матем. наук. М.: ВЦ РАН, 1995.
11. Matula D. W. Concurrent flow and concurrent connectivity in graphs // Graph Theory and Its Appl. to Algorithms and Comput. Sci. N.-Y.: Wiley-Intersci., 1985.
12. Biswas J., Matula D. W. Two flow routing algorithms for the maximum concurrent flow problem // Fall Joint Comput. Conf., Dallas, Tex., Nov. 2-6, 1986. Proc. Washington, D .C., 1986.
13. Thompson B. J., Matula D. W. A Flow Rerouting Algorithm for Maximum Concurrent Flow Problem with Variable Capacities and Demands, and its Application to Cluster Analysis, Tech. Report 86-CSE-12, Computer Science Dept., Southern Methodist University, March, 1986.
14. Shahrokhi F., Matula D. W. The maximum concurrent flow problem // J. Assoc. Comput. Math., 1990, 37. N.2.
15. Leong T., Shor P., Stein C. Implementation of a combinatorial multicommodity flow algorithm. DIMACS Working paper, 1992.
16. Klein P., Plotkin S., Stein C., Tardos E. Faster approximation algorithms for the unit capacity concurrent flow problem with applications to routing and finding sparse cuts // SIAM J. Comput. 1994.- V. 23, N. 3.
17. Leighton T., Makedon F., Plotkin S., Stein C., Tardos E., Tragoudas S. Fast approximation algorithms for multicommodity flow problems // J. Computer and Syst. Sci., 1995.- V. 50. N. 1.
18. Grigoriadis M. D., Khachiyan L. G. Fast approximation schemes for convex programs with many blocks and coupling constraints // SIAM J. Optimization, 1994. V.4.
19. Grigoriadis M. D., Khachiyan L. G. Approximate minimum-cost multicommodity flows in $O(\varepsilon^{-2}KNM)$ time. Tech. Rep. LCSR-TR-245, Department of Computer Science, Rutgers University, New Brunswick, NJ, May 1995.
20. Громов Ю.Ю., Драчев В.О., Набатов К.А., Иванова О.Г. Синтез и анализ живучести сетевых систем.- М.: «Издательство Машиностроение-1», 2007.-152 с.

21. Алгоритмы и программы решения задач на графах и сетях / М.И. Нечепуренко, В.К. Попков, С.М. Майнагашев, С.Б. Кауль и др. – Новосибирск : Наука : Сиб. отд-ние, 1990.
22. Малашенко Ю. Е. Оперативная корректировка запасов и потоков энергоресурсов в энергетических комплексах при внешних возмущениях: справочник по общим моделям анализа и синтеза надежности систем энергетики / Ю.Е. Малашенко; под ред. Ю.Н. Руденко.- М.: Энергоатомиздат, 1994.- С. 435-447.
23. Multicommodity flow approach to assignment of circuits in case of failure in a communication network / Y. Ishiyama, Y. Ishizaki, S. Sasabe, N. Yoshida // Survey of mathematical programming. Proceedings of the 9th international mathematical programming symposium. – 1976, 1979. – V. 3. – P. 195 – 209.
24. Chung, F.R.K. Diameters of communication networks / F.R.K. Chung // Proceedings of symposia in applied mathematics. Providence, R.I. – 1986. – V. 34. – P. 1 – 18.
25. Мину. М. Математическое программирование / М. Мину. – М. : Наука, 1990.
26. Математические постановки задач восстановления и обеспечения живучести для многопродуктовых сетей / М.Р. Давидсон, Ю.Е. Малашенко, Н.М. Новикова и др. – М. : ВЦ РАН, 1993.
27. Зайченко Ю.П., Гонта Ю. В. Структурная оптимизация сетей ЭВМ.-К.: Техніка, 1986.- 168 с.
28. Fratta L., Gerla M., Kleinrock L. The Flow Deviation Method: An Approach to Store-and-Forward Communication Network Design. Networks, 1973, vol. 3, no. 2, pp. 97–133.
29. Федотов Е. В. Определение оптимальных маршрутов в сети пакетной коммутации. В сборнике: Сетевая обработка информации. М.: МДНТП, 1990, стр. 95–98.
30. Gavish B., Hantler S. L. An Algorithm for Optimal Route Selection in SNA Networks. IEEE Trans. Commun., 1983, vol. COM-31, no. 10, pp. 1154–1161.
31. Courtois P.J., Semal P. An Algorithm for the Optimization of Nonbifurcated Flows in Computer Communication Networks. Performance Evaluation, 1981, vol. 1, pp. 139–152.
32. Вишневский В. М., Федотов Е.В. Анализ методов маршрутизации при проектировании сетей пакетной коммутации. 3rd I.S. “Teletraffic Theory and Computing Modeling,” София, 1990.
33. Вишневский, В. М. Теоретические основы проектирования компьютерных сетей / В.М. Вишневский. – М. : Техносфера, 2003. – 512 с.
34. Syrtzev A. V., Timofeev A. V. Neural and Multi-Agent Routing in Telecommunicational Networks. – International Journal “Information Theories and Their Applications”, 2003 , vol.10, № 2, pp. 167-172.
35. Timofeev A. V. Models for Multi-Agent Dialogue and Informational Control in Global Telecommunicational Networks. – International Journal “Information Theories and Their Applications”, 2003, vol., №1.

36. Timofeev A. V. Multi-Agent Information Processing and Adaptive Control in Global Telecommunication and Computer Networks. – International Journal “Information Theories and Their Applications”, 2003, vol. 10, N 1, pp. 54–60.
37. Оре О. Теория графов. - М.: Наука, 1980.- 336 с.
38. Клейнрок Л. Коммуникационные сети : Стохастические потоки и задержки сообщений.- М.: Наука, 1970.- 255 с.
39. Васянин В. А. , Савенков А. И. Алгоритм построения кратчайших путей на сети по ступенчатому критерию // Дискретные и эргатические системы управления : Сб. науч. тр.- Киев, 1983. - С. 40 - 49.- В надзаг. : АН УССР, Научный совет по проблеме "Кибернетика", институт кибернетики.
40. Ахо А., Хопкрофт Дж., Ульман Дж. Построение и анализ вычислительных алгоритмов.- М.: Мир, 1979.- 512 с.
41. Гэри М., Джонсон Д. Вычислительные машины и труднорешаемые задачи .- М.: Мир, 1982.- 416 с.
42. Dantzig G. B., Wolfe Ph. Decomposition principle for linear programming // Oper. Res.- 1960.- v. 8, № 1.- P. 101-111.
43. Dantzig G. B., Wolfe Ph. Decomposition Algorithm for linear programming // Econometrica.- 1961.- v. 29, № 4.- P. 767-778.
44. Rosen J. B. Convex partition programming // In Recent advances in mathematical programming.- New York, 1963.- P. 159-176.
45. Rosen J. B. Primal partition programming for block-diagonal matrices // Numerische Mathematik.- 1964.- v. 6, № 3.- P. 250-264.
46. Лэддон Л. С. Оптимизация больших систем. - М.: Наука, 1975.- 432 с.
47. Верина Л.Ф.,Танаев В.С. Декомпозиционные подходы к решению задач математического программирования (обзор) // Экономика и математ. методы,- М., 1975.- Т. 10, вып. 6.- С. 1160 -1172.
48. Булавский В.А., Звягина Р.А. ,Яковлева М.А.Численные методы линейного программирования. - М.: Наука, 1977. - 367 с .
49. Цурков В. И. Декомпозиция в задачах большой размерности. - М.: Наука, 1981.- 352 с .
50. Wolsey L. A. Cutting planer methods // Oper. Res. Suppot Method.- New York-Basel, 1979.- P. 441-446.
51. Фридман А. А . О некоторых современных направлениях в дискретной оптимизации // Экономика и матем. методы. – М., 1977 .- Т. 13, № 5.- С. 1115 - 1131.
52. Гольштейн Е. Г. , Юдин Д. Б. Новые направления в линейном программировании. - М.: Сов. радио, 1966 . - 524 с .
53. Финкельштейн Ю. Ю. Приближенные методы и прикладные задачи дискретного программирования. - М.: Наука, 1976 .- 283 с.
54. Корбут А. А. , Финкельштейн Ю. Ю. Приближенные методы дискретного программирования // Изв. АН СССР. Техническая кибернетика. - М., 1983 . - № 1.- С. 165-176 .

55. Немировский А. С. , Юдин Д. Б. Сложность задач и эффективность методов оптимизации. - М. : Наука, 1979 .- 384 с.
56. Пападимитриу Х. , Стайглиц К. Комбинаторная оптимизация. Алгоритмы и сложность : Пер. с англ. – М. : Мир, 1985. - 512 с.
57. Генс Г. В. , Левнер Е. В. Дискретные оптимизационные задачи и эффективные приближенные алгоритмы // Изв. АН СССР. Техническая кибернетика. - М. , 1976.- № 6.- С. 9-20.
58. Сергиенко И. В. , Лебедева Т. Т., Рошин В. А. Приближенные методы решения задач оптимизации. - Киев : Наукова думка, 1980. - 276 с.
59. Garey M. R. , Johnson D. S. Approximation algorithms for combinatorial problems : an annotated bibliography // Algorithms and complexity. New directions and recent results.- New York: Acad. Press, 1976.- P. 41-52.
60. Grigoriadis M. D., Whate W. W. A partitioning algorithm for the multi-commodity network flow problem // Math. Prog.- 1972.- v. 3.- P. 157-177.
61. Klee V. Combinatorial optimization : what is the state of the art // Math. Oper. Res.- 1980.-v. 5, № 1.- P. 1-26.
62. Юдин Д. Б. , Гольштейн Е. Г. Линейное программирование. Теория, методы и приложения. - М.: Наука, 1969 . - 422 с .
63. Червак Ю. Ю. Возвращающийся алгоритм метода отсечений и метод ветвей и границ // Экономика и матем. методы. - М. , 1978.- Т. 14, № 5.- С. 1002-1005.
64. Динин И. И., Зоркальцев В. И. Итеративное решение задач математического программирования / Сб. под ред. А. И. Тятюшкина. – Новосибирск : Наука, 1980.- 144 с
65. Нестеров Е. П. Транспортные задачи линейного программирования. - М.: Транспорт, 1971.- 216 с.
66. Габасов Р. , Кириллова Р. М. Методы линейного программирования. Часть 2. Транспортные задачи. - Минск : Изд – во Белорусск . ун - та, 1978.- 236 с.
67. Растрингин Л. А. Статистические методы поиска . – М. : Наука, 1968.- 376 с.
68. Алгоритмы и программы случайного поиска. / Под ред. Л. А. Растригина.- Рига: Зинатне, 1969.- 374 с.
69. Вопросы повышения эффективности алгоритмов минимизации функций и математического программирования / Иванов В. В., Людвиченко В. А., Михалевич В. С. и др. - Киев, 1979.- 53 с. (Препринт ИК АН УССР ; № 79 - 59).
70. Левнер Е. В., Генс Г. В. Дискретные оптимизационные задачи и эффективные алгоритмы. – М. : ЦЭМИ, 1978. - 55 с.
71. Васянин В.А. Обобщенная задача упаковки и распределения мелкопартионных потоков в многопродуктовых иерархических коммуникационных сетях и ее последовательная декомпозиция // Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. праць.- Київ, 2012.- Вип. 11.- С. 136-154.

Стаття надійшла до редакції 13.11.12 російською мовою

© В.О. Васянін, О.М. Трофимчук

Лінійні цілочисельні моделі розподілу потоків у задачах проектування й аналізу багатопродуктових комунікаційних мереж

У статті пропонуються моделі розподілу дискретних багатопродуктових потоків, представлені у виді задач лінійного програмування. Проведено короткий огляд методів і алгоритмів, використовуваних у даний час для рішення задач подібного класу. Показано, що практичне використання методів декомпозиції Данцига-Вулфа і релаксації обмежень Розена для рішення сформульованих задач дозволило установити границі їхнього розумного застосування для реальних мереж - від 30 до 100 вузлів, і вони можуть бути використані при проектуванні розподілу потоків на нижніх рівнях ієрархічної мережної структури. Відзначається, що для рішення задач розподілу потоків у децентралізованих розподілених мережах, що містять більш 200 вузлів і 12000 дуг, доцільно використовувати мережні постановки задач і наближені методи рішення, що істотно спираються на специфіку структури даних задач і змістовні евристичні розуміння.

© V.A. Vasyanin, A.N. Trofimchyk

Linear integer models of distribution of flows in problems of designing and analysis of multicommodity communication networks

The models of distribution of the discrete multicommodity flows, submitted as problems of linear programming are offered in this article. The brief review of methods and the algorithms now in use for the decision of problems of a similar class is conducted. Practical use of methods of decomposition of Dantzig - Wolfe and a relaxation of restrictions Rosen for the decision of the formulated problems is shown, that, has allowed to establish borders of their reasonable application for real networks - from 30 up to 100 vertices, and they can be used at designing distribution of flows at the bottom levels of hierarchical network structure. It is marked, that for the decision of problems of distribution of flows in the noncentralized distributed networks, containing more of 200 vertices and 12000 arches it is expedient to use network productions of problems and the approached methods of the decision, essentially basing on specificity of structure of the given problems and substantial heuristic reasons.

УДК 502+504.06+528.001

© О.Є. Стрижак, канд. техн. наук

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

ЗАСОБИ ОНТОЛОГІЧНОЇ ІНТЕГРАЦІЇ І СУПРОВОДУ РОЗПОДІЛЕНИХ ПРОСТОРОВИХ ТА СЕМАНТИЧНИХ ІНФОРМАЦІЙНИХ РЕСУРСІВ

У статті розглянуті питання щодо використання комп'ютерних онтологій для інформаційного супроводу розподілених інформаційних систем. Розглядається знаннєво-орієнтовний підхід, який ґрунтується на поняттях онтологія і трансдисциплінарність. На основі об'єктно-орієнтованого підходу визначається поняття трансдисциплінарної онтології. Описується алгоритм побудови онтологій у вигляді пірамідальної мережі – мережевого графу. Надається приклад побудови і застосування мережевого графу при роботі з розподіленими просторовими та семантичними інформаційними ресурсами і їх супроводу у середовищі геоінформаційної системи. Надаються технологічні характеристики системи ТОДОС, яка забезпечує семантичну інтеграцію розподілених просторових та семантичних інформаційних ресурсів.

Ключові слова: онтологія, трансдисциплінарність, мережевий граф

Прийняття рішень за певними вимогами залежить від складності вивчення, дослідження та сприйняття процесів реального світу та їх пізнання, що вимагає розвитку відповідних методів і засобів, які спроможні відобразити властивості та функціональність його складових об'єктів та процесів. Відображення процесів реального світу потребує забезпечення спільної обробки об'ємів просторової і непросторової інформації, що збільшуються, складніших процесів обробки взаємозв'язаної різнопланової інформації, її інтеграції й взаємодії з іншими різними за призначенням системами. Тобто для відображення необхідно побудувати певну систему знань, яка описує властивості складових об'єктів та процесів, які нас оточують. Певні додаткові вимоги знаходження кращих рішень, зручності, продуктивності, надійності і вартості також вимагають розробки і розвитку адекватних моделей.

Формування коректної системи знань, що представляються у вигляді інтегрованого, розподіленого в мережі інформаційного контенту, найбільш ефективно реалізовувати на основі онтології як семантичної моделі предметної області [1]. Структура онтології дозволяє відобразити специфічні завдання інформаційного середовища. Онтологічна система знань містить інформаційні описи, на основі об'єктно-орієнтованої процедури формалізації, а також описи інтерпретаційних функцій, які управляють на основі онтології процесом поставки інформаційного ресурсу.

Комп'ютерну онтологію деякої предметної дисципліни можна розглядати як загальнозначущу, відкриту базу знань, яка представлена в загальноприйнятій (формальній) мові специфікації знань. За онтолого-класифікаційною схемою засобів і методів штучного інтелекту онтологічний підхід трактується як різновид системного підходу, заснованого на знаннях. Онтологічний підхід забезпечує ефективне проектування компонентів знання-орієнтованої інформаційної системи.

В основі онтологічної методології лежить об'єктно-орієнтований підхід, при якому предметна прикладна область представляється у вигляді сукупності об'єктів, які взаємодіють між собою за допомогою передачі повідомлень [2].

Під *об'єктом* розуміється деяка сутність (реальна або абстрактна), що володіє станом, поведінкою та індивідуальністю.

- *Стан об'єкта* характеризується переліком всіх його можливих властивостей – структурою і значеннями кожної з цих властивостей.

- *Поведінка об'єкта* (або його функціональність) характеризує те, як об'єкт взаємодіє з іншими об'єктами або піддається взаємодії інших об'єктів, проявляючи свою індивідуальність. Поведінка об'єкта реалізується у вигляді функцій, які називають методами. При цьому структура об'єкта доступна тільки через його методи, які в сукупності формують інтерфейс об'єкта.

- *Індивідуальність об'єкта* характеризують такі властивості об'єкта, які відрізняють його від усіх інших об'єктів.

Самі по собі об'єкти не представляють жодного інтересу: тільки в процесі взаємодії об'єктів реалізується система. Для об'єктно-орієнтованої методології представляють особливий інтерес два типи ієрархічних співвідношень об'єктів:

- *зв'язки* – позначають рівноправні відношення між об'єктами; об'єкт співробітничав з іншими об'єктами через зв'язки, що з'єднують його з ними;

- *агрегація* – агрегація описує відношення цілого і частини, що наводять до відповідної ієрархії об'єктів.

Довільна онтологія (проста, змішана) може бути використана в процесі обробки великої кількості різної за тематикою, розподіленої, різномірної інформації, при вирішенні різних класів задач.

Трансдисциплінарність [3] цього процесу неможливо реалізувати в термінах регуляторних механізмів атрибутних інформаційних структур. Трансдисциплінарність здійснює класифікацію і систематизацію формального взаємозв'язку розуміння окремих дисциплінарних знань. Дисциплінарні знання стають повністю готовими до їх спільного використання у вирішенні предметно-орієнтованих практичних проблем будь-якої складності та комплексності. Обробку трансдисциплінарних розподілених інформаційних ресурсів ефективно забезпечувати засобами динамічної декларативності, що реалізують асоціативні переходи з різних станів тематичних інформаційних процесів.

Декларативність реалізується поданням концептів онтології у вигляді упорядкованої множини дводольних графів. Ребра графа визначають властивості між кожною парою концептів.

птів. Множина, яка інтерпретує функції, що визначають семантику кожної онтології, може постійно динамічно доозначатися множиною нових відносин і спеціальними групами міждисциплінарних аксіом. Зазначені групи аксіом включають у себе, крім нових властивостей, ще й обмеження на концепти різних тематичних онтологій, що включаються в процес інтеграції [2].

Формування онтологій вимагає врахувати різні формально-методологічні вимоги, критерії та оцінки. Наведемо основні з них: [4]

1. Побудова інформаційної та функціональної моделей предметних дисциплін.
2. Необхідність структурування термінів і понять.
3. Правила формування достовірних висловлювань, тверджень та висновків, що описують терміни і поняття предметних дисциплін.
4. Підтримка таксономій тематичних онтологій предметних дисциплін.

Зупинимося на розгляді комп'ютерної (формальної) онтології предметної області та трансдисциплінарної онтології предметних областей [3]. Остання (у тому числі) має важливе значення для об'єднання (інтеграції) концептуальних знань близьких предметних областей або реалізації технології системної інтеграції трансдисциплінарних наукових знань. Ми також виділяємо *початкову онтологію* ПрО, що є ініціалізуючою домінантою при реалізації технології автоматизованої побудови онтології ПрО.

Нижче наведені відомі визначення поняття онтології ПдО, починаючи з початкового визначення Т. Грубера з наступним його уточненням: “*Онтологія* – це формальна специфікація узгодженої концептуалізації” [5]. Іншим важливим визначенням онтології ПрО є визначення Н. Гуаріно: “*Онтологія* – це формальна теорія, що обмежує можливі концептуалізації світу” [6]. На основі цих визначень різні дослідники формують свої, окремі визначення онтології ПрО – відповідно до їх конкретної області професійних інтересів. Тематика і практична спрямованість наших досліджень (онтологія як засіб побудови баз знань трансдисциплінарних наукових досліджень) зумовлює таке визначення комп'ютерної онтології ПрО.

Комп'ютерну онтологію певної ПрО будемо розглядати як певну непусту множину об'єктів, які задовольняють наступним вимогам:

- 1) об'єкти організовані у вигляді ієрархічної структури скінченної множини понять, що описують задану предметну область;
- 2) структура може бути представлена множиною дводольних графів, вершинами якого є поняття, а дугами – семантичні відношення між ними;
- 3) поняття і відношення інтерпретуються відповідно до загальнозначущих функцій інтерпретації, взятих з електронних джерел знань заданої ПрО;
- 4) визначення понять і відношень виконується на основі аксіом і обмежень їх області дії;
- 5) функції інтерпретації та аксіоми описані мовою формальної теорії.

У загальному випадку онтологію деякої ПрО формально представляють впорядкованою трійкою [1, 4-12]:

$$O = \langle X, R, F \rangle, \quad (1)$$

де X, R, F – кінцеві множини відповідно: X – концептів (понять, термінів) предметної області, R – відношень між ними, F – функцій інтерпретації X та/або R .

Розгляд граничних випадків множин (1.1): $R = \emptyset$; $R \neq \emptyset$; $F = \emptyset$; $F \neq \emptyset$ у всіх чотирьох комбінаціях значень R і F дає різні варіанти онтологічних конструкцій, починаючи від простого словника і таксономії до формальної структури концептуальної бази знань для високоінтелектуальних знання-орієнтованих систем.

За процедурою побудови онтології на основі її певної функціональної повноти і ступеня формальності виділимо наступні види онтологій: первинна, кінцева і множина проміжних онтологій.

Первинна онтологія – це така онтологія, в якій $R = \emptyset$; $F = \emptyset$. Вона служить (в основному) для однозначного сприйняття науковою спільнотою понять у відповідній прикладній області.

Тематична онтологія ($R \neq \emptyset$; $F \neq \emptyset$) – це така онтологія, в якій множини концептів та концептуальних відношень максимально повні, а до функцій інтерпретації додаються аксіоми, визначення та обмеження за тематикою даної ПрО. При цьому опис усіх компонент представлений деякою формальною мовою, яка може інтерпретуватися деякою процедурою (алгоритмом). Схема формальної моделі тематичної онтології описується четвіркою:

$$O = \langle X, R, F, A(D, R_s) \rangle, \quad (2)$$

де X – множина концептів: $X = \{ X_1, X_2, \dots, X_i, \dots, X_n \}$, $i = \overline{1, n}$, $n = \text{Card } X$, кінцева множина концептів (понять) заданої ПрО;

$R = \{ R_1, R_2, \dots, R_k, \dots, R_m \}$, $R: X_1 \times X_2 \times \dots \times X_n$, $k = \overline{1, m}$, $m = \text{Card } R$, – кінцева множина семантично значущих відносин між концептами ПрО. Вони визначають тип взаємодії між поняттями. У загальному випадку, ставлення поділяють на загальнозначущі (з яких виділяють, як правило, ставлення часткового порядку) і конкретні відносини заданої ПрО;

$F: X \times R$ – кінцева множина функцій інтерпретації, заданих на концептах і / або відносинах. Окремим випадком завдання безлічі функцій інтерпретації F є глосарій, складений для безлічі понять X . Визначення поняття X_i в загальному випадку, включає підмножина понять $\{x_{i-1}\}$, через які визначаються X_i , ставлення, що зв'язує X_i з $\{x_{i-1}\}$, і множина атрибутів (ознак), присутніх X_i ;

A – скінченна множина аксіом, які використовуються для запису завжди істинних висловлювань (визначень і обмежень) в термінах тематики ПрО;

D – множина додаткових визначень понять в термінах тематики ПрО;

R_s – множина обмежень, що визначають область дії понятійних структур визначеної тематики ПрО.

Тематична онтологія є формальним представленням концептуальних знань про предметну область і може бути представлена певною інформаційною системою. Процес побудови

такої інформаційної системи можна представити композицією певних висловлювань, суджень, тверджень, термінів-понять і відношеннями між ними, а його результат – основою для побудови складової частини наукової теорії – онтологічної бази знань у заданій предметній області, описаній у декларативній формі [7].

Множина *проміжних онтологій* ($R = \emptyset, F \neq \emptyset; R \neq \emptyset, F = \emptyset$) виникає, коли для кожного концепту (або їх більшої частини) можуть бути додані новітні аксіоми і визначення.

Одним з поширених варіантів проміжної онтології є структура виду $O = \langle X, R \rangle$, де множина F в явному вигляді відсутня ($F = \emptyset$), в припущенні, що концепти $x_j \in X$ загальновідомі (визначені за умовчужанням) або досить повно інтерпретовані відношеннями R .

Така схема класифікації за функціональною ознакою узгоджується з описом [1, 4-12]: “Онтологія або концептуальна модель предметної області складається з ієрархії понять предметної області, зв'язків між ними і законів, які діють в рамках цієї моделі”.

Комп'ютерна онтологія є (формальним) виразом концептуальних знань про предметну область і за своєю значимістю порівняна з базою знань інтелектуальної інформаційної системи, а її побудова є специфічною формою людського мислення. Воно (мислення) у процесі пізнання оперує, в тому числі, висловлюваннями, судженнями, твердженнями, поняттями і відносинами між ними. А останні є фундаментом, основою для побудови складової частини наукової теорії - онтологічної бази знань у заданій предметній області. При цьому такі знання описуються в декларативній формі.

У простому випадку методика проектування онтології ПДО включає чотири етапи проектування.

1. Попередній аналіз заданої ПрО. Виділення концептів-понять та об'єднання їх за властивостями у відповідні класи.

2. Формування таблиці класів концептів-понять на основі множини семантичних відповіностей між поняттями.

3. Побудова онтологічного графа (онтограф) ПрО. При цьому, під онтографом розуміється дводольний граф, вершинами якого є поняття ПрО, а дугами – відношення (зв'язки) між ними. Дводольний граф - це односпрямований орієнтований граф, в одну вершину якого можуть входити і виходити кілька дуг.

4. Графічне (візуальне) відображення онтографа ПрО та складання формалізованого опису онтології ПрО.

Побудова множини концептів-понять вважається найбільш важливим моментом при розробці онтології ПДО. За основу множини концептів-понять може бути взятий повний список термінів, в якому вказано:

- чим є кожен термін – поняттям-класом предметів або конкретним поняттям;
- можливі суттєві відношення з іншими термінами зі списку для кожного терміна;
- можливі істотні властивості понять.

В основі алгоритму формування трансдисциплінарних онтологій як інструменту інтеграції розподілених інформаційних ресурсів лежить індукування висловлювань на основі підбору пар – (ім'я класу – ім'я концепту-поняття). Якщо висловлювання істинне, то будується

дводольний граф; якщо висловлювання хибне - граф не будується. Істинність висловлювання встановлюється на основі виявлення існування об'єднуючої властивості, яка є загальною для обох понять. Множина усіх дводольних графів, які побудовані на множині істинних висловлювань являє собою зростаючу пірамідальну мережу [8,9]. Вказана пірамідальна мережа є основою таксономії як основи трансдисциплінарної онтології. У вершинах таксономії знаходяться імена класів (таксонів) та імена концептів-понять.

Формально пірамідальну мережу визначимо у вигляді множини навантажених дводольних графів G .

$$G = (V_1 \cup V_2, E), \quad (3)$$

де $V_1 \cap V_2 = \emptyset$, вершини з V_1 , розмічені іменами предикатів, а вершини з V_2 – іменами аргументів;

E – множина дуг (ребер). Дуги графа з'єднують вершини, помічені іменами предикатів, з вершинами, поміченими іменами аргументів.

Вершини з множини V_1 називаються вузлами-предикатами, вершини з множини V_2 – вузлами– концептами, а самі предикати – концептуальними предикатами.

Висловлювання формується на основі композиції вершин, інцидентних до одного ребра.

Алгоритм формування:

1. Визначається перша вершина (ліва або права) за напрямком відношення, якщо воно не комутативне.
2. Обирається ліва/права вершина та інцидентне ребро.
3. Обирається права/ліва вершина з інцидентним ребром, яке має ліву/праву вершину.
4. Дводольний граф визначається як висловлювання.

Обчислюється значення висловлювання: істинність – вершини включаються до множини об'єктів інтерфейсу, хибність – вершини не входять до цієї множини.

Як бачимо, даний алгоритм забезпечує побудову множини дводольних графів, які мають спільні вершини, у вигляді зв'язного графу, який не має циклів.

Алгоритм формування об'єктів онтологічної моделі як множини істинних висловлювань може бути представлений у загальному вигляді нормального алгоритму Маркова [13].

Візуалізація інформації у вигляді ієрархічного графу допомагає користувачеві:

- швидко знаходити потрібний елемент в ієрархії;
- розуміти зв'язок елемента з контекстом;
- забезпечувати можливість прямого доступу до інформації при вершинах.

Пірамідальна мережа у вигляді мережевого графу може виступати не лише засобом організації інформації. Розширюючи його традиційні функції завдяки відображенню у вигляді онтологічної моделі, граф можна перетворити на середовище, в якому забезпечується активна робота з розподіленими просторовими та семантичними інформаційними ресурсами.

Побудова компонент онтології. Онтологія ПрО – це концептуальна модель реального світу і її поняття повинні відображати цю реальність. Найбільш істотним компонентом концептуальної моделі ПрО є множина понять заданої предметної області. Деякі твердження, безпосередньо пов'язані з побудовою пірамідальної мережі – мережевого графу ПрО.

Всі поняття (або концепти) поділяються на ряд класів (за семантичною залежністю).

- Залежно від відображення виду або роду предметів – на видові-родові поняття.
- Залежно від відображення частини або цілого предметів – на структурні (поняття-частини і поняття-цілі).
- Залежно від кількості відображуваних предметів – на одиничні і загальні поняття.
- Залежно від властивості - на функціональні, які можуть бути представлені конкретними чи абстрактними поняттями.

Технологія онтологічної інтеграції розподілених інформаційних ресурсів реалізується на основі застосування системи «Трансдисциплінарні Онтологічні Діалоги Об'єктно-орієнтованих Систем» (ТОДОС). Система забезпечує побудову онтологічного графа, вершинами якого є поняття і процеси предметних областей (концепти). Забезпечується динамічне декларування імен понять і процесів, формування тематичних термінополів з підключенням нових властивостей концептів. Тобто інтеграція розподілених інформаційних ресурсів реалізується на основі об'єднання тематичних онтологій при використанні механізмів динамічного декларування концептів та їх міждисциплінарних властивостей.

Функціонально систему ТОДОС складають наступні підсистеми:

КОНСПЕКТ – побудова термінологічних дерев на основі аналізу природно-мовного тексту [8-9];

КОНФОР – генерація таксономії предметної області [4,12];

ЕДИТОР – формування онтологічних моделей;

ВІД (відеодіалоги) – підтримка колективних відеосесій;

ПОШУКОВА МАШИНА – пошук лексичних структур на основі лінгвістичної обробки великої кількості текстових масивів [3,7,9].

Для побудови онтології концепти, що визначають класи та поняття тематик предметних областей, у середовищі системи ТОДОС необхідно описати у вигляді таблиці, наприклад в Excel. Кожна комірка таблиці визначає термінополе (концепт-поняття та його сенс). Рядок таблиці визначає конкретний семантичний клас об'єктів. Колонка задає властивості семантичної приналежності.

Необхідно описати об'єкти, використовуючи вибраний набір ознак.

Структура файлу наступна:

(Ім'я об'єкта 1), (ім'я класу), (ім'я ознаки 1), ..., (ім'я ознаки n)

(Ім'я об'єкта 2), (ім'я класу), (ім'я ознаки 1), ..., (ім'я ознаки j)

(Ім'я об'єкта m), (ім'я класу), (ім'я ознаки 1), ..., (ім'я ознаки k)

Розділ 3. Науково-технологічна безпека та інтелектуальні ресурси

Комірки стовпчика А містять імена материнських вершин графа, комірки стовпчика В - імена зв'язків між вершинами, осередки стовпців від С до ... - імена дочірніх вершин. Таблиця заповнюється порядково.

У геоінформаційних системах [14] класи об'єктів онтології складають шари тематичної карти, а самі об'єкти, які входять до відповідного класу, є об'єктами шару. Завдяки об'єднанню різних типів баз даних в онтології ПрО атрибути об'єктів можуть бути представлені не лише у табличному вигляді, а й у текстовому, а також у вигляді гіперпосилань на розподілені в мережі інформаційні ресурси.

Розглянемо приклад побудови онтологічної моделі на фрагменті ПрО з мінералогії.

За кристало-хімічною класифікацією мінерали поділяються на кілька класів (наприклад, силікати, фосфати, сульфати, оксиди і гідроксиди тощо). Кожен клас включає в себе множину мінералів-представників даного класу. На рис.1 представлено фрагмент таблиці множини семантичних відповідностей між поняттями-концептами.

Имена объектов (классов минералов) - материнские вершины		Имена признаков объекта (названия минералов, входящих в класс) - дочерние вершины					
	А	В	С	Д	Е	F	G
1	ХІМІЧНА КЛАСИФІКАЦІЯ МІНЕРАЛІВ	КЛАСИ	СИЛІКАТИ	ФОСФАТИ ТА ЇХ АНАЛОГИ	СУЛЬФАТИ	КАРБОНАТИ	ВОЛЬФРАМАТИ ТА МОЛІБДАТИ
2	ФОСФАТИ ТА ЇХ АНАЛОГИ	ПРЕДСТАВНИК КЛАСУ ФОСФАТІВ ТА ЇХ АНАЛОГІВ	Апатит	Вавеліт	Керченіт	Кампеліт	Анапаїт
3	СУЛЬФАТИ	ПРЕДСТАВНИК КЛАСУ СУЛЬФАТІВ	Гіпс	Калушит	Целестин	Барит	Брошантит
4	КАРБОНАТИ	ПРЕДСТАВНИК КЛАСУ КАРБОНАТІВ	Кальцит	Ісландський шпат	Травертин	Вітерит	
5	ВОЛЬФРАМАТИ ТА МОЛІБДАТИ	ПРЕДСТАВНИК КЛАСУ ВОЛЬФРАМАТІВ ТА МОЛІБДАТІВ	Родохрозит	Сидерит	Церусит	Смітсоніт	Арагоніт

Имена класса - название
связей между вершинами
класса

Рис. 1 - Фрагмент таблиці множини семантичних відповідностей між поняттями-концептами

Онтологічна модель, яка формується на основі множини семантичних відповідностей між поняттями-концептами ПрО, набуває вигляду мережевого графу, де об'єкт-клас представлені на рис. 2.

На рис.3 представлено вигляд об'єктно-орієнтованого відображення онтологічної моделі фрагменту мережевого графу класу мінералів "оксиди та гідроксиди". Відображення складається з графічного зображення представника класу мінералів та спливаючого вікна, в якому міститься інформація про назву мінералу, його хімічну формулу, а також можуть бути

представлені гіперпосилання на додаткову інформацію (зображення, відео-, аудіофайли, мультимедійні дані тощо).

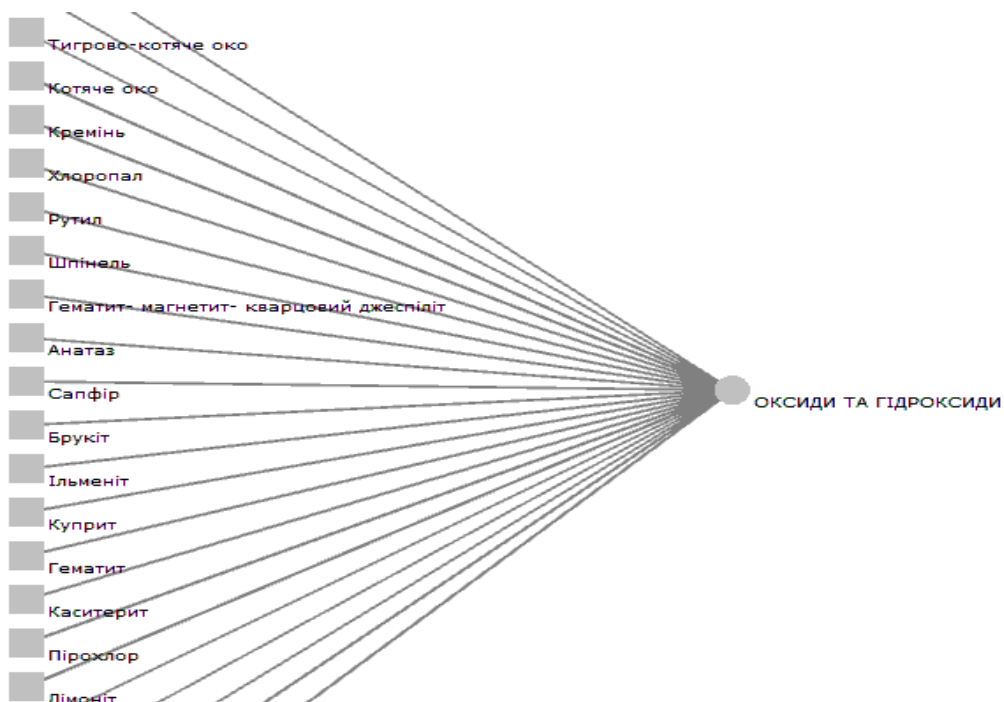


Рис. 2 - Фрагмент мережевого графу. Клас оксиди та гідроксиди

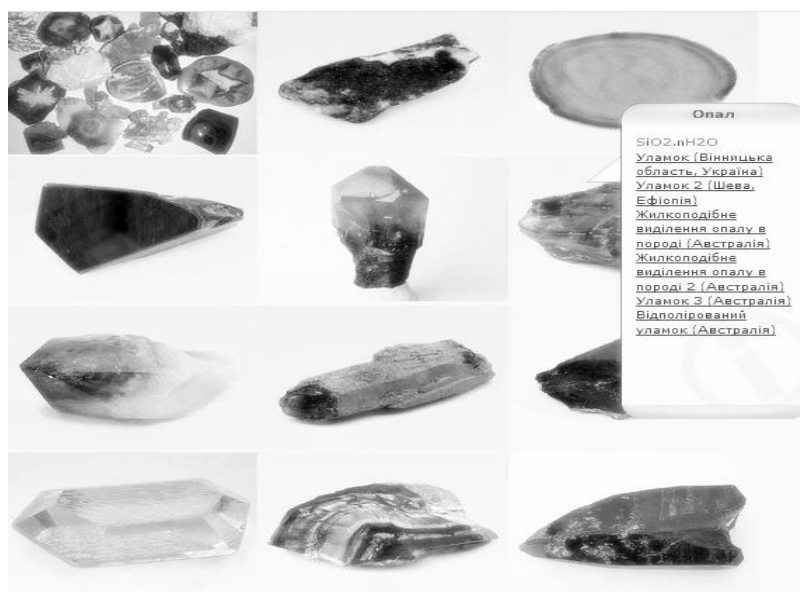


Рис. 3 - Фрагмент об'єктно-орієнтованого відображення. Клас оксиди та гідроксиди

На карті класи онтології представлені у вигляді тематичних шарів, а мінерали – об'єктів, які утворюють певний шар (рис. 4).

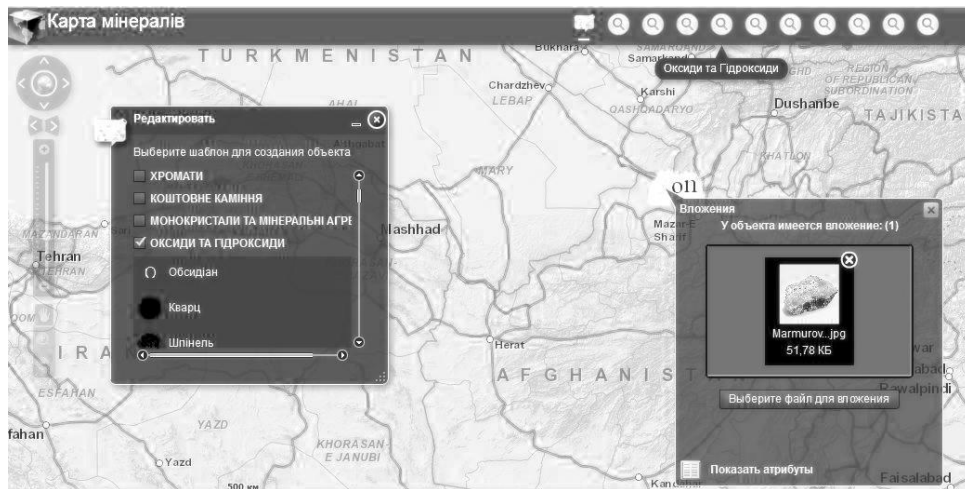


Рис. 4 - Фрагмент тематичної карти (активний шар «Оксиди та гідроксиди»)

Атрибутивна інформація про об'єкти онтології, наведена в графі, відображається на карті у вигляді вкладень. Тобто кожна вершина графу має власну «базу даних», що містить інформацію (текст, фото-, відео-, аудіофайли, гіперпосилання), необхідну для ґрунтовного ознайомлення з обраним об'єктом, і може поповнюватися надбаннями та пошуковими запитамискористувачів ГІС.

Таким чином, можемо зробити висновок – трансдисциплінарні онтологічні моделі являють собою інтегровані інформаційні середовища. Причому трансдисциплінарність забезпечує інтеграцію тематично різних інформаційних систем, які мають онтологічне представлення, і на основі використання яких формуються безпосередньо самі інформаційні середовища. Засоби інтеграції при цьому повинні включати в себе технологічні компоненти, які спроможні забезпечити наступне:

- структурування і семантичну класифікацію об'єктів та процесів предметних областей, що описуються;
- формування структури предметних областей у вигляді множини семантичних відповідностей між поняттями;
- відображення множини семантичних відповідностей у вигляді графів без циклів;
- інтегроване інформаційне середовище може бути представлено у вигляді мережевого графу;
- інтерактивність взаємодії користувачів із засобами побудови трансдисциплінарної онтології.

Список використаної літератури

1. Гаврилова Т.А. Базы знаний интеллектуальных систем / Т.А. Гаврилова, В.Ф. Хорошевский. – СПб.: Питер, 2001. – 384 с.

2. Буч Г. Объектно-ориентированное проектирование с примерами применения: Пер. с англ. – М.: Конкорд, 1992. – 519 с.
3. Князева Е. Н. Трансдисциплинарные стратегии исследований // Вестник ТГПУ. 2011. №10. .
4. Палагин А.В. К вопросу системно-онтологической интеграции знаний предметной области / А.В. Палагин, Н.Г. Петренко. – Математические машины и системы, 2007. – №3,4. – С. 63–75.
5. Gruber T.R. A translation approach to portable ontology specifications / T.R. Gruber // Knowledge Acquisition. – 1993. – Vol. 5. – P. 199 – 220.
6. Guarino N., The Ontological Level. In: Casati R., Smith N. and White G. (eds.), Philosophy and the Cognitive Sciences, Vienna: Holder-Pichler-Tempsky, 1994.
7. Hermann Helbig: Knowledge Representation and the Semantics of Natural Language, Springer, Berlin, Heidelberg, New York 2006
8. Гладун В.П., Величко В.Ю. Конспектирование естественных языковых текстов. Proceedings of the XI-th International Conference “Knowledge-Dialogue-Solution”(KDS’2005).- Varna, Bulgaria.-2005.- vol.2.pp.344-347
9. Гладун В.П., Величко В.Ю., Святогор Л.А. Тематический анализ естественных языковых текстов. Компьютерная лингвистика и интеллектуальные технологии: Труды международной конференции «Диалог 2006» (Бекасово, 31 мая – 4 июня 2006 г.) / Под ред. Н.И. Лауфер, А. С. Нариньяни, В. П. Селегея. – М.: Изд-во РГГУ.-2006.- с.115-118.
10. Protégé ontology editor. – Available at: <http://protege.stanford.edu/>
11. Палагин А.В. Знание-ориентированные информационные системы с обработкой естественных языковых объектов: онтологический подход / А.В. Палагин, Н.Г. Петренко, С.Л. Крытый, В.Ю.Величко. – УСиМ. – 2010. – № 4,5. – с.3–14.
12. Стрижак О.Є., Мінцер О.П., Палагін О.В., Величко В.Ю, Стрижак О.Є., Тахере Г. - Інструменти підтримки процесів аналітичної діяльності експерта при тематичному дослідженні інформаційних ресурсів та джерел/ Медична інформатика та інженерія №2, 2011. - стр. 12– 23
13. Марков А. А., Нагорный Н. М. Теория алгоритмов. — М.: Наука, 1984. — 432 с. — (Мат. логика и основания математики). || . — 2-е изд., испр. и доп. — М.: Фазис, 1996. — 493 с. — 2000 экз. — ISBN 5-7036-0020-0
14. Principles of Geographic Information Systems. Rolf A. de By (ed.). Second edition.— Enschede, The Netherlands, 2001, 490 p.

Стаття надійшла до редакції 22.01.13 українською мовою

© А.Е. Стрижак

Средства онтологической интеграции и сопровождения распределенных пространственных и семантических информационных ресурсов

В статье рассмотрены вопросы использования компьютерных онтологий для информационного сопровождения распределенных информационных систем. Рассматривается знаниеориентированный подход, основанный на понятиях онтология и трансдисциплинарность. На основе объектно-ориентированного подхода определяется понятие трансдисциплинарной онтологии. Описывается алгоритм построения онтологий в виде пирамидальной сети - сетевого графа. Предоставляется пример построения и применения сетевого графа при работе с распределенными пространственными и семантическими информационными ресурсами и их сопровождения в среде геоинформационной системы. Предоставляются технологические характеристики системы ТОДОС, которая обеспечивает семантическую интеграцию распределенных пространственных и семантических информационных ресурсов.

© O.E. Stryzhak

Tools of ontological integration and support of distributed spatial and semantic information resources

This paper consider the use of computer ontologies for information support of distributed information systems. Considered knowledge oriented approach based on the concepts of ontology and transdystsyplinarnist. Based on an object-oriented approach defines the concept of trans disciplinary ontology. Describes an algorithm for constructing ontologies as a pyramidal network - a network graph. Small example of the construction and use of the network graph when dealing with distributed spatial and semantic information resources and their support in geographic information systems environment. Available technological characteristics of TODOS, which provides semantic integration of distributed spatial and semantic information resources.

УДК 621.039.7.001.2

© В.М. Триснюк, канд. географ. наук

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

КОМПЛЕКСНИЙ АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ НА ОСНОВІ СТАТИСТИЧНОЇ ОБРОБКИ ТА СУЧАСНИХ ГІС-ТЕХНОЛОГІЙ

Розглядається комплексний підхід до аналізу екологічної безпеки регіону, що включає проектування бази даних екологічного моніторингу, методи обробки та аналізу багатовимірної інформації про забруднення атмосфери, нові ГІС-технології побудови екологічних карт та виявлення територій підвищеного ризику.

Для полегшення змістовної інтерпретації даних моніторингу і результатів аналізу зроблено систему візуалізації екологічних індексів, які можна безпосередньо наносити на електронну карту регіону з різним екологічним статусом. Дані екологічного моніторингу компонентів довкілля регіонального рівня і результати аналізу представлені у вигляді карт статистичних поверхонь.

Ключові слова: статистична обробка, комп'ютерна програма, ґрунти, атмосферне повітря

Актуальність проблеми. Аналіз екологічної безпеки регіону тісно пов'язаний з дослідженням впливу навколишнього середовища на людину, який можна визначити за допомогою показників захворюваності та смертності у межах певних територіальних комплексів.

Підкреслимо, що в екологічних дослідженнях особливу роль відіграє принцип системності, який орієнтує на дослідження цілісних явищ у їх єдності та внутрішній динаміці. З цієї позиції показники захворюваності та смертності виступають як індикатори складних соціально-екологічних процесів, що відбуваються навколо. Отже, йдеться про те, щоб з'ясувати причини, які впливають на ці індикатори, зокрема - внесок екологічної складової.

Розглядаючи регіон як цілісну систему, можна виділити три фактори, що впливають на екологічну безпеку населення: це забруднення атмосфери підприємствами й транспортом, низька якість питної води, невідповідність продуктів харчування необхідним нормам. Проте, якщо споживання питної води або продуктів харчування все ж таки припускає можливості щодо контролю й управління якістю (людина може вибирати, що їй вживати), то екологічний стан атмосфери в сучасному місті продовжує погіршуватись під впливом транспорту та інших техногенних навантажень, вкрай обмежуючи можливості управління ситуацією.

Забруднення атмосфери визнано найбільш небезпечним за розміром своїх негативних наслідків, оскільки забруднення міста деякими сполуками вже набуло незворотного характеру й спричиняє негативні зміни здоров'я населення.

У зв'язку з викладеним зростає значення науково-методичного й комп'ютерного забезпечення завдань моніторингу, комплексної оцінки забруднення атмосфери та визначення рівня екологічного ризику для окремих територій, де вирішальну роль відіграють сучасні ГІС-технології й геоінформаційні системи, що забезпечують просторове відображення територіальних об'єктів у вигляді електронних екологічних карт.

Постановка завдання. Метою дослідження є розробка інформаційно-аналітичної системи управління екологічною безпекою компонентів довкілля на територіальному рівні з використанням ГІС-технологій та екологічного картографування. Система включає науково-методичне та програмно-інформаційне забезпечення завдань моніторингу, контролю й управління станом навколишнього середовища у межах міста або регіону.

Викладення основного матеріалу. При екологічних дослідженнях того чи іншого регіону визначається оптимальна мережа екологічних полігонів (рис. 1), на яких відбираються проби з ґрунтового покриття.[1]

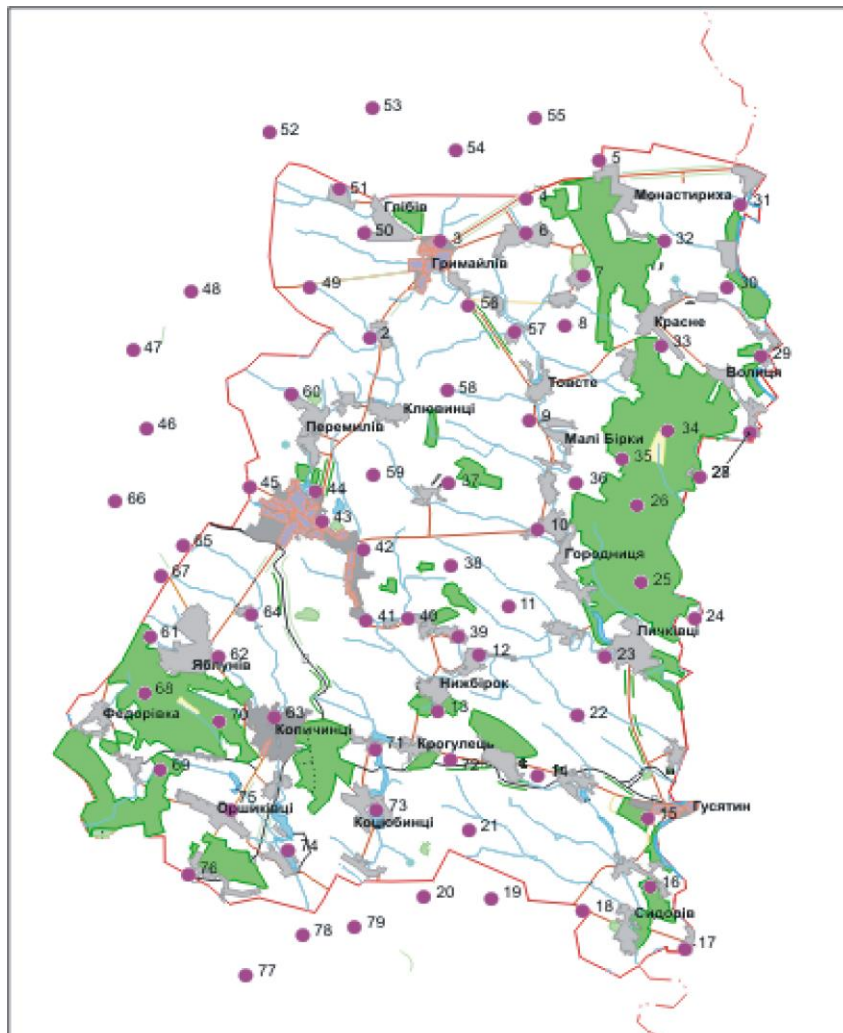


Рис. 1 - Мережа геоєкологічних полігонів, де відбирались проби ґрунтів та атмосферного повітря Гусятинського району Тернопільської області. М 1:100000

Після аналізів проб на вміст головних забруднювачів (важких металів та ін.) отримуємо конкретні дані, що складаються у базу даних (табл. 1). Мережа геоекологічних полігонів повинна визначатись таким чином, щоб були охоплені усі різновиди ґрунтів точками відбору проб у залежності від масштабу карти.

Статистичні методи вдосконалені авторами в частині групування вибірок, оцінки похибок аналізу та використання геоінформаційних технологій (ГІС). У результаті розрахунки кількісних характеристик розподілу конкретного елемента в ґрунтового покриві склалися із наступних етапів статистичної обробки даних:

- групування аналізів у вибірки;
- перевірка гіпотез розподілу вмістів елементів у вибірці;
- розрахунки статистичних величин розподілу елементів у ґрунтового покриві;
- оцінка середніх значень.

Таблиця 1- База даних з кларків концентрації (Кк) елементів у ґрунтах Гусятинського району

	Елементи та класи їх небезпеки											
	I						II					III
	Hg	Be	Cd	Pb	Se	Zn	Co	Mo	Cu	Cr VI	Ni	Sr
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	6,0241	2.63E-04	0,769231	0,2	0,090909	0	4,0625	0,018072	0,010638	0	0,012069	0,005556
2	7,2289	5.26E-04	0,769231	0,2	0	0	4,25	0,019277	0,012766	0	0,006897	0,016667
3	433,73	0	10,76923	0,2	0,090909	0	4,625	0,73494	0,157447	0,00012048	0,005172	0,038889
4	8,4337	0	1,538462	0,6	0	3,24E-05	0,2125	0,020482	0,012766	0	0,008621	0,011111
5	10,843	0	5,384615	0,8	0	3,82E-05	0,225	0,015663	0,010638	0	0,001724	0,038889
6	0	0	0,769231	1,4	0,272727	0,003412	0,1	0,014458	0,014894	0,00012048	0,003448	0,011111
7	0	0	4,615385	0,2	0,181818	0,003059	0,10625	0,013253	0,002128	0,00036145	0,001724	0,072222
8	0	2.63E-04	0,769231	0	0	0,003147	0,11875	0,015663	0,006383	0	0,005172	0,077778
9	0	7.89E-04	1,538462	0	0	0	4,4375	0,020482	0,006383	0	0,010345	0,05
10	1,2048	1.053E-03	0	0	0,090909	0	2,4375	0,013253	0,004255	0	0	0,038889
11	3,6145	2.63 E-04	0	0,6	0,636364	0	0,14375	0,014458	0	0	0	0
12	8,4337	0	0	0,2	0,545455	5,59E-05	0,18125	0,015663	0,002128	0	0	0

Ефективність виконання картографічних робіт, у свою чергу, багато в чому визначається структурою та змістом бази даних. Проектування бази екологічних даних зазвичай включає концептуальний, логічний і фізичний етапи, на кожному з яких розробляються відповідні моделі даних [2].

Концептуальний етап розробки полягає в створенні моделі даних, призначеної для вирішення найбільш загальних питань, і включає опис сутностей, атрибутів та типів даних. Так, у базі даних медико-екологічних досліджень зберігається інформація про результати моніторингу навколишнього середовища й перевищення норм за окремими показниками, дані соціально-демографічних досліджень (у першу чергу, показники народжуваності та смертності), дані про захворювання, пов'язані з дією шкідливих чинників середовища.

На логічному етапі розробляється конкретна структура бази даних, де враховуються

наявні форми подання початкових даних. Для аналізу екологічної безпеки Тернопілля наповнення бази даних здійснюється на основі щомісячних звітів про забруднення атмосфер й даних Державного комітету статистики (показників захворюваності та смертності). Інформація подана у вигляді окремих файлів форматів програм Excel і Word.

На завершальному етапі проектування бази даних розроблено фізичну модель даних, де враховані особливості програмного забезпечення.

Можна назвати значну кількість комерційних програмних продуктів для зберігання й організації даних. Останнім часом перевага надається реляційній моделі, яка в більшості задач замінила ієрархічну та мережеву. Відповідно до цієї моделі інформацію подано у вигляді двовимірних таблиць, зручних для вибору окремих показників, часових проміжків, які можна об'єднувати, перетинати тощо.

Для взаємодії користувача з базою даних медико-екологічного моніторингу розроблено спеціальний графічний інтерфейс, який забезпечує пошук у таблицях даних, обробку й аналіз статистичної інформації, подання результатів аналізу у вигляді тематичних карт з виділенням небезпечних територій.

У процесі прийняття рішень, що ґрунтуються на результатах аналізу даних медико-екологічного моніторингу, особлива роль належить методам, які забезпечують візуальну інтерпретацію багатовимірної екологічної інформації для визначення екологічного статусу територій з високим рівнем техногенних навантажень.

Основною частиною геоінформаційної системи є аналітичний блок, який забезпечує реалізацію таких функцій:

- а) вибір і попередня статистична обробка даних, нормування;
- б) аналіз даних, який використовує методи обчислення основних статистик, зокрема багаторівневий алгоритм візуалізації, що включає факторний аналіз (метод головних компонент), кластерний аналіз ;
- в) прогноз тенденцій розвитку: на основі аналізу тимчасових рядів можна побудувати функціонально-стохастичну модель поведінки окремих компонентів і визначити тенденції розвитку системи в цілому;
- г) візуалізація - нанесення результатів аналізу на картографічну основу, створення карт просторових кореляцій, карт просторового розподілу навантажень, узагальнених факторів забруднення, інтегральних оцінок ризику.

В аналітичному блоці передбачена можливість всебічно оцінити наявну інформацію, починаючи від розрахунку основних статистик і закінчуючи побудовою складних функціонально-стохастичних моделей. Аналітичний блок тісно пов'язаний з блоком прийняття рішень, вони взаємно доповнюють один одного.

Сучасні ГІС-технології забезпечують просторове представлення екологічних об'єктів у вигляді електронних екологічних карт. У першу чергу, йдеться про карти статистичних поверхонь, які будуються за кількісними значеннями певних екологічних показників [2]. Одним з актуальних завдань цього напрямку є відтворення і візуальне представлення рельєфу статистичної поверхні на основі чисельних значень показників в опорних точках.

У процесі аналізу стану екологічної безпеки за даними екологічного моніторингу виникає необхідність обробки великих масивів статистичної інформації. Якщо прості операції обробки можна реалізувати в Excel, то істотно більше можливостей пропонують спеціалізовані математичні пакети, зокрема пакет Statistica 6.0, який використовувався для розрахунку інтегральних індексів забруднення атмосфери. Результати аналізу інформації також зберігаються в базі даних, оскільки вони можуть бути корисними для наступних етапів аналізу. Тому одержані результати впорядковуються у формі таблиць, що містять узагальнені чисельні характеристики (наприклад, індекси забруднення або рівні ризику), які також можна подати в графічному вигляді.

Завершальною стадією аналізу екологічного стану міста (регіону) є оформлення картографічних зображень із визначенням територій підвищеного ризику.

Із праць Ю.Е. Саєта та ін. [3] відомо, що надійність статистичних параметрів визначається правильністю групування вибірок. З точки зору геохімії, це означає, що кожна вибірка повинна належати одному і тому ж об'єкту, характеристики розподілу елементів у якому розглядаються як випадкові величини. У наших дослідженнях такими елементами є ґрунти. Тому, ще при відборі проб, щільність точок визначалась з урахуванням розподілу ґрунтових відмін та особливостей території. Були опробовані усі головні ландшафтні елементи більш-менш рівномірно. Із досвіду геохімічних досліджень в інших регіонах [4,5,6] відомо, що для статистичної обробки достатньо мати по 30 і більшій кількості проб. У наших дослідженнях цей показник перевищений у 2-4 рази.

Перевірку гіпотез розподілу вмісту елементів у вибірках ми виконували за стандартизованими коефіцієнтами асиметрії (А) і ексцесу (Е) з урахуванням χ^2 - критерію Пірсона при рівні значимості $q=0,05$ і відповідному ступені свободи. Прийняття гіпотези, що перевіряється, аргументувалось наступними параметрами: $A < 3$; $E < 3$; $\chi^2_{\text{розрах.}} \cdot \chi^2_{\text{табл.}}$. Розподіл елементів у природних середовищах завжди можна описати обмеженою кількістю законів: нормальним, логнормальним. У нашому дослідженні таким законом виявився закон нормального розподілу, тому всі розрахунки можна виконувати згідно з наведеними формулами (табл. 2).

При еколого-техногеохімічних дослідженнях, з нашої точки зору, важливе значення мають флуктуації фону. Іноді пропонують відносити до фонових вмістів такі, що на гістограмах знаходяться вище 10-відсоткового рівня. З урахуванням t-критерію Ст'юдента і величини ймовірності визначають фонові вмісти А.А. Беус, Ю.Е. Саєт та ін.

Замість t-критерію іноді пропонують аргумент функції Лапласа або емпіричний коефіцієнт, середньоквадратичну похибку опробування або аналізу, середньоарифметичне, середнє логарифмів вмісту та ін.

Враховуючи те, що для аналітичної похибки кожної конкретної вибірки властива флуктуація фону за рахунок нерівномірності розподілу елементів у середовищах довкілля, а також керуючись необхідністю виявлення слабких аномалій, ми вважали за необхідне прийняти варіабельність фону в межах $\pm 3C_{\phi}$. Таким чином, ми прийняли вищенаведені статистичні показники прийнятними для досліджуваного регіону.

Отримані шляхом використання комп'ютерної програми EKOSTAT статистичні показ-

ники фонового вмісту і аномальності використовуються для побудови еколого-техногеохімічних карт.

Таблиця 2 - Формули для статистичних розрахунків

Статистичні параметри	Розрахункові формули
Середнє:	
Арифметичне	$\bar{X} = \Sigma X_i / N$
Логарифмів	$\lg \bar{X} = \Sigma \lg X_i / N$
максимально правдиве	$C = 10^{\lg X + 1.1513 S_{\lg}^2}$
Дисперсія розподілу:	
Вмістів	$S^2 = \Sigma (X_i - \bar{X})^2 / N - 1$
логарифмів вмістів	$S_{\lg}^2 = \Sigma (\lg X_i - \lg \bar{X})^2 / N - 1$
Середньоквадратичне відхилення:	
середнє логарифмів вмістів	$S_{\lg}^2 = \sqrt{\Sigma (\lg X_i - \lg \bar{X})^2 / N - 1}$
максимально правдиве	$S = \sqrt{\frac{C_1 - C}{4}} (10^{\lg X + 1.1513 S_{\lg}^2} - 1)$
відносне, %	$S = 100 \sqrt{10^{\lg X + 1.1513 S_{\lg}^2} - 1}$
Коефіцієнт асиметрії	$A = \Sigma (X_i - \bar{X})^3 / N \cdot S^3 \sqrt{6(N+3)^{-1}}$ $A_{\lg} = \Sigma (\lg X_i - \lg \bar{X})^3 / N \cdot S^3 \sqrt{6(N+3)^{-1}}$
Коефіцієнт Пірсона	$X^2 = \Sigma (n_j - n_j)^2 / n_j$
t-критерій Ст'юдента	$t_c = (X_1 - X_2) / \sqrt{\frac{S^2 X_1}{N_1} + \frac{S^2 X_2}{N_2}}$
Фоновий вміст	$X_\phi = 50\%$ частоти зустрічання
Флуктуація фону	$X_{\phi n} - X_\phi = X_\phi - mS$
Кларк концентрації	$K = X_\phi (C_\phi)_{\text{Кларк}}$
Коефіцієнт концентрації	$K = X(C_\phi)_{\text{вибірки}} / X_\phi (C_\phi)_{\text{рег.}}$
Коефіцієнт аномальності, %	$K_{\text{ан}} = 100 N_{\text{ан}} / N$

На еколого-техногеохімічну карту розповсюдження того чи іншого елемента в конкретному середовищі виносяться ізолінії його рівних концентрацій (ізоконцентрат ік), які повинні відповідати середньому вмісту елемента в кожному характерному інтервалі. Тобто ізолінії концентрацій елементів на картах проводяться не довільно, як іноді можна бачити на геохімічних картах, а тільки через характерні інтервали. Такі ізолінії будуть передавати характер розповсюдження елемента в середовищі довкілля [1.7] (рис. 2).

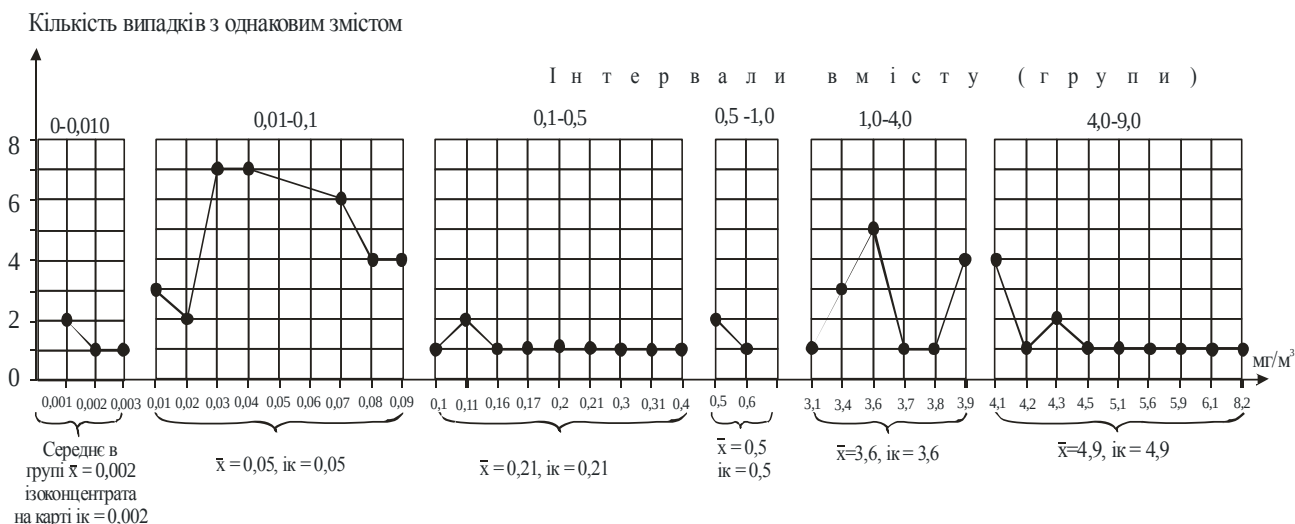


Рис. 2 - Групування вмісту (С) чадного газу в характерних інтервалах (групах) та визначення середнього вмісту ($\bar{x}$) в кожному характерному інтервалі (групі) для проведення на карті типових ізоліній однакових концентрацій елементів в атмосферному повітрі Гусятинського району (рис. 3)

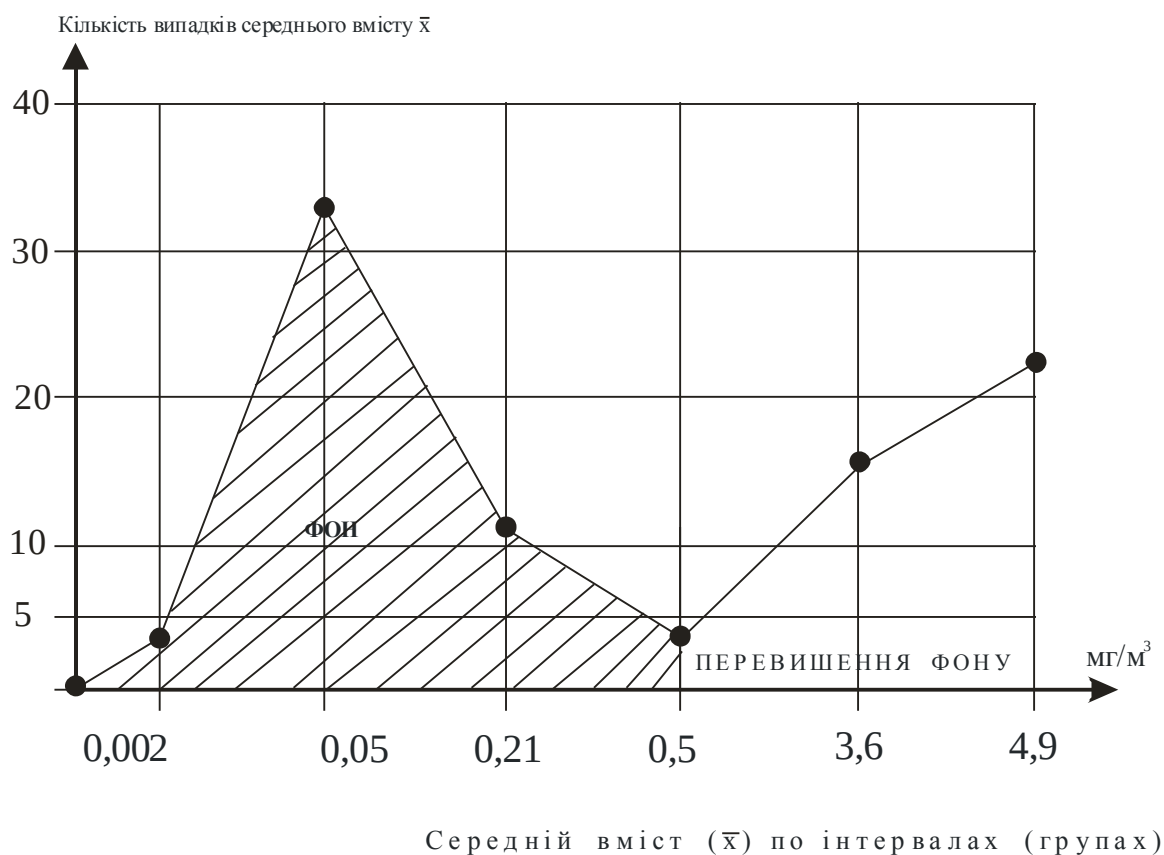


Рис. 3 - Розподіл середніх вмістів ($\bar{x}$) чадного газу по інтервалах (групах) в атмосферному повітрі Гусятинського району

Поелементні еколого-техногеохімічні карти вмісту того чи іншого елемента в компонентах ландшафтів будуються шляхом інтерполяції даних від одного екологічного полігону до сусіднього (рис.4).

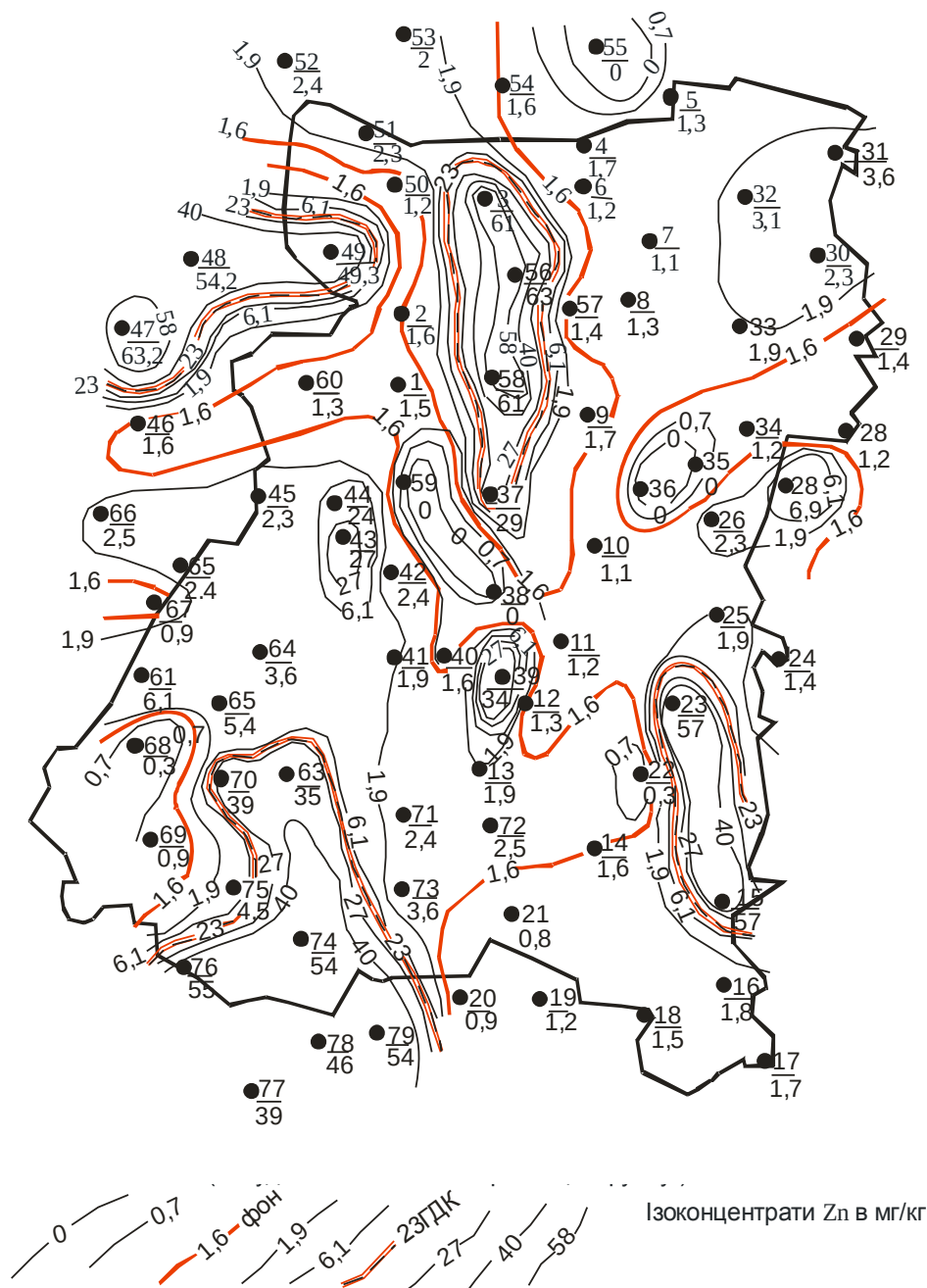


Рис. 4 - Еколого-технохімічна карта вмісту (мг/кг) цинку (Zn) в атмосферному повітрі Гусятинського району Тернопільської області. М 1:100000

Висновки. Таким чином, комп'ютерна автоматизація обробки екологічної інформації для розрахунків статистичних параметрів дозволяє істотно оптимізувати процес складання екологічних карт.

Для визначення екологічного стану територій запропоновано визначити індекси забруднення атмосфери окремих районів міста, отримані в результаті обробки даних моніторингу методами багатовимірної аналізу.

Для полегшення змістовної інтерпретації даних моніторингу та результатів аналізу розроблено систему візуалізації екологічних індексів, які можна безпосередньо наносити на електронну карту, тобто візуалізувати території з різним екологічним статусом.

Дані екологічного моніторингу й результати обробки представлені у вигляді екологічних карт статистичних поверхонь. Екологічні карти, що відображають стан атмосфери, можуть бути побудовані як на основі даних екологічного моніторингу, так і на основі екологічних індексів. Карти, побудовані на основі екологічних індексів, дають найбільш цілісне й інтегроване уявлення про екологічний стан досліджуваної території, оскільки одночасно враховується цілий ряд особливо небезпечних показників.

Запропоновані методи, що базуються на сучасних ГІС-технологіях побудови статистичних поверхонь, містять нові можливості для інтерпретації даних моніторингу забруднень і результатів аналізу.

Список використаної літератури

1. Триснюк В.М. Екологія Гусятинського району. Тернопіль. Тернограф. 2004.-219 с.
2. Сердюцкая Л.Ф., Каменева И.П., Яцишин А.В. Методические основы и компьютерные средства анализа экологической безопасности объектов топливно- энергетического комплекса // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. - К., 2007. - № 3. - С. 28-34.
3. Саєт Ю.А. Геохимия окружающей среды / Ю.А. Саєт, Б.А. Ревич, Е.П. Янина и др. - М.: Недра, 1990.-335 с.
4. Audits II. Agra Earth an Environmental Ltd. / Audits II. - Calgary: Canada, 1995. - PP. 13-21.
5. Environmental auditing: an introduction and practical guide / Environmental // The British Library, 1993.-№3.-78 p.
6. Джонсон К. ArcGIS Geostatistical Analyst. Руководство пользователя. - М.: Дата+, 2001. - 278 с.
7. Триснюк В. М. Географічна, туристична та екологічна навчальні практики у Дністровському каньйоні. / Заставецька О.В., Зорін Д.О., Триснюк В. М. Навчальний посібник для вищих навчальних закладів. м. Тернопіль. Терно-граф.2010р -198с.

Стаття надійшла до редакції 18.12.12 українською мовою

© В.М. Триснюк

Комплексный анализ экологической безопасности региона на основе статистической обработки и современных ГИС-технологий

Рассматривается комплексный подход к анализу экологической безопасности региона, включающий проектирование базы данных экологического мониторинга, методы обработки и анализа многомерной информации о загрязнении атмосферы, новые ГИС-технологии по-

строения экологических карт и выявления территорий повышенного риска.

Для облегчения содержательной интерпретации данных мониторинга и результатов анализа разработана система визуализации экологических индексов, которые можно непосредственно наносить на электронную карту города, визуализируя территории с разным экологическим статусом. Данные экологического мониторинга атмосферы регионального уровня и результаты анализа представлены в виде карт статистических поверхностей.

© V.M. Trysnyuk

**Comprehensive analysis of the ecological security of the region based on statistical analysis
and modern GIS technology**

Complex approach is examined to the analysis of ecological safety of city or region which includes planning of database ecological monitoring, methods of treatment and analysis of multidimensional information about the air pollution of city, new GIS-technologies of construction of ecological cards and exposure of territories of the promoted risk.

For the facilitation of rich in content interpretation of monitoring data and results of analysis the system of visualization of ecological indexes which can be directly plotted on electronic map of city is developed, that expose territories with different ecological status. Ecological monitoring data and the results of treatment are presented as ecological cards of statistical surfaces.

УДК 004.942 + 528.88.04

© В.Ю. Вишняков, аспірант

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ
ЦПОСІ та КНП, м. Дунаївці

ТЕМАТИЧНА ОНТОЛОГІЯ ПРОЦЕСІВ ЗАСТОСУВАННЯ ДАНИХ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ ЗЕМЛІ З КОСМОСУ

У статті розглянуто алгоритм побудови онтології відбору даних дистанційного зондування Землі за тематичним призначенням та навіпаки. Сформовано вимоги до розроблення онтології. Наведено фрагменти глосарію.

Ключові слова: ДЗЗ, онтологія, бази даних

Вступ

На сьогоднішній день актуальним завданням є створення автоматизованого визначення можливості застосування даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) та їх відповідної необхідності для виконання певних тематичних завдань фахівцями різноманітних областей, таких як геологія, лісові ресурси, охорона навколишнього середовища. Згідно з «Класифікатором тематичних задач оцінки природних ресурсів та навколишнього середовища, що вирішуються з використанням матеріалів дистанційного зондування Землі», розробленим «Вост-СибНИИГГиМС» і ІТЦ «СканЭкс» і затвердженим Департаментом науки і інформаційних систем МПР Росії 23.03.2001р., визначено 209 завдань тематичного оброблення, у тому числі 88 завдань з геології, 47 - по поверхневих водах, 25 - по лісових ресурсах, 49 - з охорони навколишнього середовища [1].

На сьогоднішній день дані ДЗЗ з космосу надають понад 49 штучних супутників Землі (ШСЗ) [2], кожен з яких має відповідну знімальну апаратуру з певними технічними властивостями. Процес роботи з кожним ШСЗ може розглядатися як певний інформаційний процес, пов'язаний з пошуком, зберіганням, передачею, обробкою і подальшим використанням інформації [3].

Для формалізації опису цих завдань, їх структурування та подання в машинній формі було використано онтології. Відомо, що онтологія, як правило, описує ієрархію концептів предметної області й істотні властивості кожного концепту за допомогою механізму "атрибут - значення". Зв'язки між концептами можуть бути описані за допомогою додаткових логічних тверджень [4]. У даному випадку онтологія особливо проявляється в уявленні та управлінні знаннями, моделюванні об'єктів і процесів тематичного оброблення, проектуванні баз даних ДЗЗ, інформаційній інтеграції отриманих знань [5].

Для опису логіки процесу запропоновано використання онтологічного підходу, а саме онтології предметної області. Комп'ютерна онтологія предметної області (ПдО) – це:

- ієрархічна структура скінченної множини понять, що описують задану предметну область;
- структура є онтограф, вершинами якого є поняття, а дугами – семантичні відношення між ними;
- поняття і відношення інтерпретуються відповідно до загальнозначущих функцій інтерпретації, взятих з електронних джерел знань заданої ПдО;
- визначення понять і відношень виконується на основі аксіом і обмежень (правил) їх області дії;
- існує засіб формального опису онтографу;
- функції інтерпретації та аксіоми описані в нотації формальної теорії.

Для побудови онтології автоматизованого визначення можливості застосування даних ДЗЗ та використання їх для виконання тематичних завдань визначимося з поняттями. Під онтологією розуміється кортеж множин:

$$O = \langle X, R, F \rangle \quad (1)$$

де X, R, F - кінцеві множини відповідно:

X - множина понять, які використовуються для опису тематичного завдання TZ_i та відповідних даних ДЗЗ (DD_k);

$$X = \{TZ_i, DD_j\} \quad (2)$$

R – кінцева множина відношень між поняттями X ;

F - множина функції інтерпретації, яка задається на поняттях із множини X та на відношеннях із множини R .

Таким чином, узагальнену процедуру інтеграції можливо представити у наступному вигляді:

$$TZ_i \times DD_j = r_k | r_k \neq 0 \quad (3)$$

$$X \times R \rightarrow x_{i,j} \times r_k \rightarrow f \in F \quad (4)$$

У базовій онтології приймемо, що множина F тотожна множині аксіом A , що представляють істинні висловлювання про відповідні поняття X .

$$O = \langle X, R, F, A(D, G) \rangle, \quad (5)$$

де A - скінченна множина аксіом, яка складається з множини визначень Di і множини обмежень Gi для поняття Xi .

Загальними вимогами до розробки онтології є:

- 1) ясність - онтологія повинна ефективно передавати зміст запроваджених концептів;
- 2) узгодженість - всі поняття і визначення онтології повинні бути логічно не суперечливі;
- 3) розширюваність - онтологія повинна допускати можливість розширювати словник термінів без необхідності ревізії існуючих понять;
- 4) структурованість - простота для розуміння і пошуку понять, що досягається застосуванням системологічного підходу до аналізу предметної області [6].

Процес побудови онтології складається з ряду етапів. Основні етапи побудови онтології включають: визначення цілей створення і використання онтології, переліку питань, на які дозволяє дати відповідь онтологія; розгляд варіантів повторного використання онтології; побудова списку понять, термінів предметної області та їх властивостей; визначення класів об'єктів предметної області та їх ієрархії; визначення властивостей класів - слотів; завдання обмежень і аксіом, побудова діаграм неієрархічних (функціональних) відносин; введення екземплярів об'єктів онтології.

Метою побудови необхідної онтології були формальний опис і класифікація тематичних завдань за даними ДЗЗ та зв'язків між ними для оцінки функціональності застосування відповідних даних ДЗЗ та планування подальшого їх тематичного оброблення. Тобто система мала являти собою опис процедур та компонентів, які дозволяють вирішити завдання користувача. Таким чином, для базової онтології було здійснено обмеження функціональності шляхом представлення інформації про залежність між окремими компонентами по запиту користувача, включаючи тематичні завдання та відповідні дані ДЗЗ з урахуванням усіх множин їх технічних властивостей.

Для заданої предметної області було створено глосарій, який включає терміни тематичних завдань та їх областей застосування. Всього описано 209 тематичних завдань та визначено таксономії тематичних класів з даними 58 штучних супутників ДЗЗ. Фрагмент глосарію наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

Термін	Опис терміну
Бази даних ДЗЗ	Файл (або кілька файлів) даних, які зберігаються в ПК або на носіях даних і містять інформацію з штучних супутників Землі, необхідну для виконання тематичного завдання. Умовно діляться на бібліотеки по кожному штучному супутнику.
Бібліотека тематичних завдань, що вирішуються із застосуванням даних ДЗЗ	База даних типових тематичних завдань, яка містить в собі функціональні рішення та інформацію про вхідні дані, необхідні для реалізації цих функцій.
Бібліотеки скануючих пристроїв	Є частиною Баз даних ДЗЗ. Містить інформацію про властивості скануючих пристроїв та рівнів їх оброблення.

З метою спрощення представлення даних було обрано дані ДЗЗ, які на сьогоднішній день приймаються на території України. На основі глосарію було побудовано класифікаційну

Розділ 3. Науково-технологічна безпека та інтелектуальні ресурси

схему з використанням таксономічних відносин "підклас-надкласа" і "клас-екземпляр". Фрагмент представлено в таблиці 2.

Таблиця 2

Клас	відносна	Об'єкти								
Супутники ДЗЗ	клас-екземпляр	Terra	Aqua	NOAA	Січ-2					
Terra	клас-екземпляр	MODIS								
Aqua	клас-екземпляр	MODIS								
NOAA	клас-екземпляр	AVHRR								
Січ-2	клас-екземпляр	БСП	СІЧ							
роздільна здатність см	значення	780	3 800	25 000	50 000	100 000	110 000			
780	підклас-надкласа	БСП								
7800	підклас-надкласа	СІЧ								
25000	підклас-надкласа	MODIS								
50000	підклас-надкласа	MODIS								
100000	підклас-надкласа	MODIS								
110000	підклас-надкласа	AVHRR								
спектр	клас-екземпляр	фіолетовий	синій	голубий	зелений	оранжевий	червоний	БІЧ*	СІЧ*	ДІЧ*
фіолетовий	підклас-надкласа	MODIS								
синій	підклас-надкласа	MODIS								
голубий	підклас-надкласа	MODIS								
зелений	підклас-надкласа	MODIS	БСП							
оранжевий	підклас-надкласа	MODIS								
червоний	підклас-надкласа	MODIS	БСП	AVHRR						
БІЧ*	підклас-надкласа	MODIS	AVHRR	БСП						
СІЧ*	підклас-надкласа	MODIS	СІЧ							
ДІЧ*	підклас-надкласа	MODIS	AVHRR							

* БІЧ - ближній інфрачервоний; СІЧ - середній інфрачервоний; ДІЧ - дальній інфрачервоний.

Фрагмент представлення класів тематичних завдань та їх зв'язок з об'єктами представлено в таблиці 3.

Таблиця 3

Клас тематичного завдання	відносини	Об'єкти			
592 Виявлення змін стану лісів, що відбуваються в результаті негативних впливів (у т.ч. змін, що відбулися в результаті впливу шкідливих організмів, лісових пожеж, вітровалів, використання лісів і т.п.), а також причин, що призвели до таких змін	роздільна здатність см	5 000	20 000	500	1 500
592 Виявлення змін стану лісів, що відбуваються в результаті негативних впливів (у т.ч. змін, що відбулися в результаті впливу шкідливих організмів, лісових пожеж, вітровалів, використання лісів і т.п.), а також причин, що призвели до таких змін	довжини хвиль	фіолетовий	синій	голубий	зелений
611 Оцінка пожежонебезпеки лісів	роздільна здатність см	100 000	250 000		
611 Оцінка пожежонебезпеки лісів	довжини хвиль	дальній інфрачервоний			
612 Визначення координат ділянок загорання та оперативне спостереження за лісовими пожежами	роздільна здатність см	100 000	250 000		
612 Визначення координат ділянок загорання та оперативне спостереження за лісовими пожежами	довжини хвиль	дальній інфрачервоний			
613 Прогнозування поширення лісових пожеж	роздільна здатність см	100 000	250 000		
613 Прогнозування поширення лісових пожеж	довжини хвиль	фіолетовий	синій	голубий	зелений

Після визначення функціональних відносин у онтології було додано примірники об'єктів, які необхідні для виконання певного тематичного завдання, наприклад \$ 8, \$11 на рис.3.

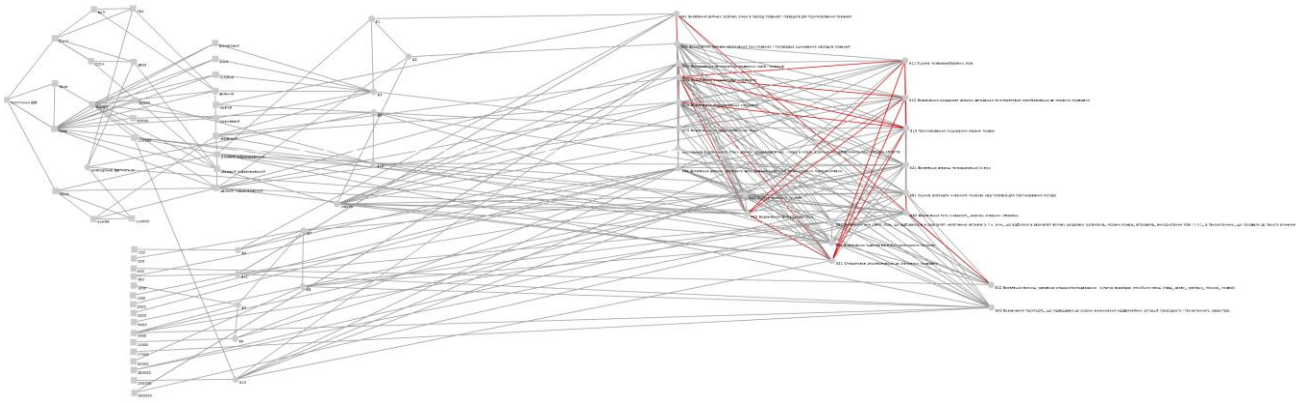


Рис. 1 - Таксономія тематичних зв'язків за даними ДЗЗ

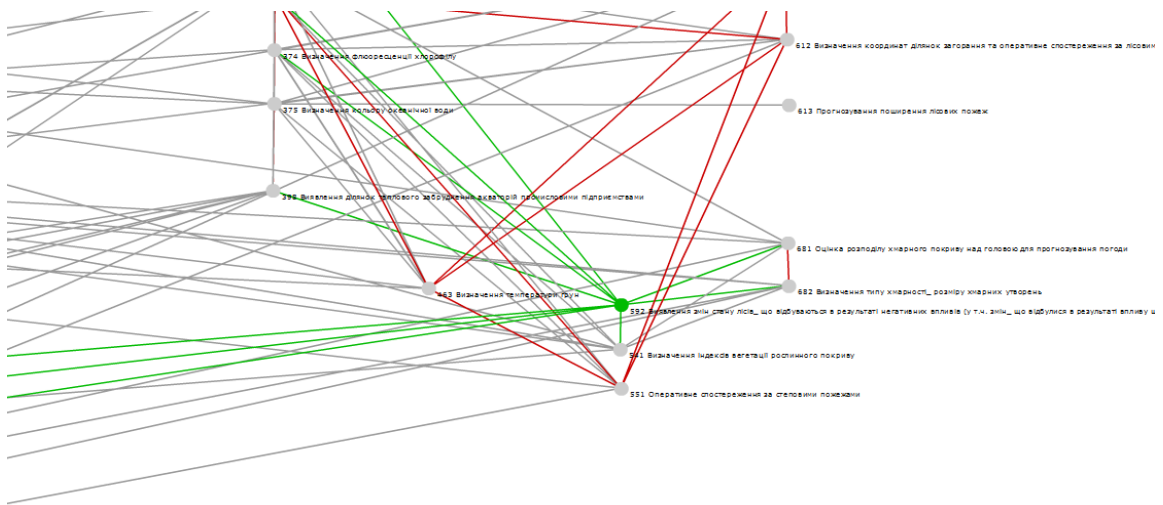


Рис. 2 - Фрагмент таксономії тематичного класу «Виявлення змін стану лісів, що відбуваються в результаті негативних впливів...»

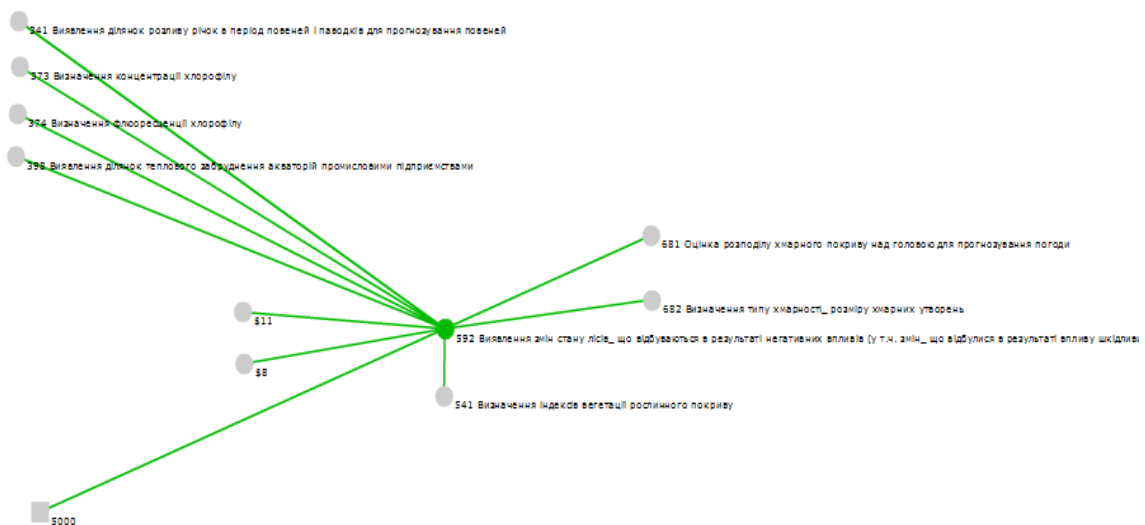


Рис. 3 - Субмножини класу «Виявлення змін стану лісів, що відбуваються в результаті негативних впливів...»



Рис. 4 - Супермножини класу «Виявлення змін стану лісів, що відбуваються в результаті негативних впливів...»

Аналіз сформованих примірників об'єктів визначає необхідність додавання в алгоритм автоматизованого визначення можливості застосування даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) та їх відповідної необхідності для виконання певних тематичних завдань додаткових даних ДЗЗ, методів їх оброблення, або визначає можливість застосування інших тематичних завдань для їх вирішення. Таким чином, загальний онтологічний вираз приймає більш інформативний вигляд:

$$O = \langle X, R, F, \$, A(D, G) \rangle, \quad (6)$$

Висновки

1. Розроблено базову онтологію автоматизованого визначення можливості застосування даних ДЗЗ та їх відповідної необхідності для виконання певних тематичних завдань фахівцями різноманітних областей, а також відносини, семантично значущі для цієї предметної області.
2. На наступному етапі дана онтологія може бути доповнена екземплярами об'єктів, які необхідно або можливо додатково застосовувати в процесах тематичного оброблення.
3. Онтологія дозволила чітко визначити зв'язки різноманітних примірників об'єктів як ознак різних інформаційних процесів.
4. Послідовна побудова онтології з використанням результатів попередніх онтологій дозволяє збільшувати інформативність кожної наступної, шляхом врахування нових примірників об'єктів.

Список використаної літератури

1. Классификатор тематических задач оценки природных ресурсов и окружающей среды, решаемых с использованием материалов дистанционного зондирования Земли. Редакция 7. – Иркутск: ООО «Байкальский центр», 2008. - 80 с.
2. Спутники ДЗЗ. Режим доступа: http://ru.wikipedia.org/wiki/Категория:Спутники_ДЗЗ.
3. Інформаційні процеси. Режим доступу: http://uk.wikipedia.org/wiki/Інформаційні_процеси.

4. Палагин А.В., Романов В.А., Марков К., Величко В.Ю. Базовая онтология распределенной виртуальной лаборатории проектирования сенсорных систем "International Science and Computing", International Book Series N 15, V.3/2009, P.19-23
5. Гладун В. П. Процессы формирования новых знаний / В. П. Гладун. – София: СД "Педагог 6", 1994. – 397 с.
6. Соловьева Е.А. Естественная классификация: системологические основы. ХТУРЕ Харьков. – 1999.– 222 с.

Стаття надійшла до редакції 23.01.13 українською мовою

© В.Ю. Вишняков

Тематическая онтология процессов применения данных дистанционного зондирования для мониторинга Земли из космоса

В статье рассмотрен алгоритм построения онтологии отбора данных дистанционного зондирования Земли согласно тематическим задачам и наоборот. Сформированы требования по разработке онтологии. Приведены фрагменты глоссария.

© V.U. Vishniakov

Thematic ontology of procedures of using remote sensing data for monitoring the Earth from space

In this article describes an algorithm for constructing ontology selection of remote sensing data according to thematic objectives and vice versa. Formed requirements for the development of the ontology. Presented by glossary fragments.

ДО ВІДОМА АВТОРІВ

Структура статті

Структура статті повинна відповідати вимогам ВАК України. Стаття починається зі вступу, написаного у формі, доступній для розуміння широкому колу спеціалістів даної галузі науки. У вступі наводяться: аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких розпочато вирішення даної проблеми і на які спирається автор; зв'язок з важливими науковими або практичними завданнями; відокремлення не вирішених раніше частин загальної проблеми, яким присвячується дана стаття.

Далі розміщується розділ, присвячений формулюванню мети статті і постановці досліджень. В основному тексті статті викладаються і ґрунтовно роз'яснюються отримані твердження і результати. Не слід перевантажувати статтю надмірною кількістю формул, дублюванням одних й тих самих результатів у формулах, таблицях та графіках.

Заключна частина має містити висновки, рекомендації щодо їх практичного застосування і перспективи подальшого розвитку даного напрямку.

Обсяг статті:

- оглядово-узагальнювального характеру - до 9 сторінок формату А4;
- проблемного характеру - до 7 сторінок формату А4;
- про розв'язання конкретної наукової задачі - до 5 сторінок формату А4;

Рукописи статей, що перевищують зазначені обсяги, до розгляду не приймаються.

Стаття має супроводжуватись короткою анотацією українською, російською та англійською мовами, яка має містити постановку задачі у стислій і точно сформульованій формі та основні результати. Також слід надати ім'я автора та назву статті українською, російською та англійською мовами. Далі вказується перелік (до 10) ключових слів (або словосполучень) статті мовою тексту публікації.

До редакції необхідно подати:

- два якісно роздрукованих варіанти оформленої статті з підписами авторів;
- файл варіанту статті (CD-RW або DVD-RW) з анотацією трьома мовами (кілька абзаців);
- супровідні документи:
 - довідка про авторів (прізвище, ім'я, по батькові (повністю), науковий ступінь, вчене звання, посада та повна назва установи, де виконувалися дослідження, номери телефонів та e-mail для зв'язку);
 - внутрішня рецензія на статтю організації, від якої подається дана стаття;
 - експертний висновок (два примірники) про можливість опублікування матеріалів (при необхідності).

Рукопис має бути ретельно перевірено і підписано всіма авторами. Подальші виправлення та доповнення не допускаються.

Вимоги щодо оформлення рукопису статті

Стаття повинна бути підготовлена українською, російською або англійською мовами і надрукована на одній стороні аркушів формату А4 з інтервалом 17 пт і берегами 2,0 см з ко-

жного боку.

Підготовка статті здійснюється в текстовому редакторі MS WORD *for* WINDOWS, з використанням шрифту Times New Roman, Суг, кегль 12, інтервал 17 пт.

У верхньому лівому кутку статті потрібно вказати індекс УДК або відповідний індекс міжнародного кодування (великими літерами, вирівняти по лівому краю, кегль 12).

У статтях бажано використовувати одиниці системи СІ.

Усі формули мають бути набрані в редакторі Microsoft Equation.

Ілюстрації обов'язково нумеруються і на них повинні бути посилання в тексті. Крім того, кожен малюнок не може перевищувати розміру журнальної сторінки, уся графіка повинна бути комп'ютерною. Перелік літературних джерел оформлюється згідно з ГОСТ 7.1-84 і подається загальним списком у кінці статті. Список складається за чергою посилань у тексті (а не за абеткою). Посилання на літературні джерела в тексті даються в квадратних дужках.

Наприкінці статті наводиться коротка довідка про авторів, де вказуються прізвище та ініціали авторів, науковий ступінь, вчене звання, посада, назва підрозділу (кафедри) та організації, її місцезнаходження (адреса, місто, країна), та особисті дані кожного з авторів (адреса, місто, країна, контактний телефон / факс, e-mail).

Обов'язково слід надати електронну версію в редакторі Microsoft Word. Назви файлів необхідно вказувати тільки латинськими літерами. Слід навести додатково файли, використані при запису статті (*.tif, *.psd, *.doc, *.jpg). Точність зображення растрових файлів - не менше 300 dpi.

До відома авторів:

- Якщо статтю оформлено з порушенням зазначених вище вимог та правил, то редакція журналу після попереднього розгляду може відмовити автору в публікації.
- Усі статті публікуються за наявності позитивної зовнішньої рецензії. На зовнішнє рецензування статті направляються редколегією журналу.
- Зміст статті та якість перекладу (українською, російською або англійською мовами) переглядаються редакторами-коректорами журналу, проте відповідальність за зміст статті та якість перекладу несуть автори статті.
- До статті можуть бути внесені зміни редакційного характеру без згоди автора.
- Гонорар авторам не виплачується.
- Остаточний висновок щодо публікації схвалює редакційна колегія журналу.

Рукописи статей надсилати:

на адресу редакції:

**Україна, 03186, м. Київ, Чоколівський бульв., 13
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
Тел.(факс): (044) 245-87-97, E-mail: itelua@kv.ukrtel.net**

Наукове видання

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

**КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ**

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

**ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ І ГЛОБАЛЬНОГО
ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ**

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА та природокористування

**Збірник наукових праць
Заснований у 2008 р.**

ВИПУСК 12

Технічний редактор - *В.П. Берчун*
Складання і верстка - *В.П. Берчун*

Підписано до друку 04.03.2013 р.
Тираж 300 прим.

**Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України
Чоколівський бульв., 13, Київ, 03186**

Віддруковано у видавництві ТОВ «СІТІПРІНТ»
Офіс 213, вул. Еспланадна, 20, м. Київ, 01023