

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ЧЕРНІВЕЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
ІМЕНІ ЮРІЯ ФЕДЬКОВИЧА

Географічний факультет  
Кафедра географії України та регіоналістики

Зонування річкового потоку за умовами перемішування річкових і стічних вод (на прикладі ділянки р. Прут в межах м. Чернівці)

Кваліфікаційна робота  
Рівень вищої освіти – другий (магістерський)

*Виконав:*

студент 2 курсу, 617 групи  
Сторощук Максим Ілліч

*Керівник:*

кандидат географічних наук,  
доцент **Николасв А.М**

До захисту допущено  
на засіданні кафедри  
протокол № 20 від 15 ГР 2023 р.  
Зав. кафедрою \_\_\_\_\_ проф. **Костащук І.І.**

Чернівці – 2023

## АНОТАЦІЯ

**Сторощук Максим Ілліч**

*Здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти  
галузі знань 10 – Природничі науки, спеціальності 103 – Науки про Землю,  
ОПП «Гідрологія» кафедри географії України та регіоналістики  
Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича,  
м. Чернівці, Україна*

### **ЗОНУВАННЯ РІЧКОВОГО ПОТОКУ ЗА УМОВАМИ ПЕРЕМІШУВАННЯ РІЧКОВИХ І СТІЧНИХ ВОД (НА ПРИКЛАДІ ДІЛЯНКИ Р. ПРУТ В МЕЖАХ М. ЧЕРНІВЦІ)**

**Анотація.** Виявлено та оцінено положення і розміри зон перемішування вод р.Прут з притоками і скидами стічних вод в межах м.Чернівці. Визначено розміщення джерел забруднення головної річки.

Проведення польових досліджень зі встановленням ділянок перемішування річкових і стічних вод, оцінка характеристик ділянок перемішування. Проведено розрахунок відстаней до повного перемішування річкових і стічних вод, пропозиції щодо розміщення пунктів моніторингу на ділянці р.Прут в межах м.Чернівці.

**Ключові слова:** головна річка, притоки, перемішування, річкових води, стічні води.

## ABSTRACT

**Storoshchuk Maksym Ilyich**

*Obtainer of the second (master's) level of higher education fields  
of knowledge 10 – Natural sciences, specialties 103 – Earth sciences,  
EPP «Hydrology»  
of the Department of Geography of Ukraine and Regional Studies  
of the Yuriy Fedkovich Chernivtsi National University,  
Chernivtsi, Ukraine*

### **ZONING OF THE RIVER FLOW ACCORDING TO THE CONDITIONS OF MIXING OF RIVER AND WASTEWATER (ON THE EXAMPLE OF THE SECTION OF THE PRUT RIVER WITHIN THE CITY OF CHERNIVTSI)**

**Abstract.** The position and dimensions of the mixing zones of the Prut River with tributaries and waste water discharges within the city of Chernivtsi were identified and assessed. The location of sources of pollution of the main river has been determined.

Conducting field studies with the establishment of river and sewage mixing sites, evaluation of characteristics of mixing sites. The calculation of the distances to the complete mixing of river and sewage waters, proposals for the placement of monitoring points on the section of the Prut River within the city of Chernivtsi have been carried out.

**Key words:** main river, tributaries, mixing, river waters, wastewater.

Кваліфікаційна робота містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів наукових досліджень інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

---

(підпис)

М.І. Сторошук

## ЗМІСТ

ЗМІСТ .....	6
ВСТУП .....	6
1. ПРОЦЕСИ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД .	8
1.1 Гідрологічні процеси .....	8
1.2 Гідродинамічні процеси .....	20
2. ПЕРЕМІШУВАННЯ ДОМІШОК.....	23
2.1. Домішки в водних об'єктах .....	23
2.2 Процеси змішування в річках .....	28
2.3. Процеси змішування в водоймах.....	44
3. ДІЛЯНКИ ПЕРЕМІШУВАННЯ СТІЧНИХ ВОД , ВОД ПРИТОКІВ З ВОДАМИ Р.ПРУТ.....	55
3.1 Загальні риси забрудненості води р.Прут в межах м.Чернівці .....	55
3.2 Ділянки перемішування стічних вод , вод притоків з водами р.Прут в межах м.Чернівці.....	62
3.3 Розрахунок положення створів повного перемішування річкових і стічних вод. ....	72
ВИСНОВКИ.....	86
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	88
ДОДАТКИ.....	91
Додаток А.....	92

## ВСТУП

Серед процесів формування хімічного складу води важливе місце займають динамічні процеси – процеси перемішування. Крім , власне, перемішування води у турбулентних річкових потоках часто має місце перемішування вод різного хімічного складу з формуванням об'ємів води , які мають відмінний хімічний склад і іншу якість. Процеси перемішування відбуваються в підземних водоносних горизонтах , у річкових потоках при змішування їх води з водою допливів і водами скидів у річки.

З точки зору якості води процеси перемішування найбільш яскраво проявляються при змішуванні річкових вод з потужними скидами стічних вод різного походження, зокрема такі процеси відбуваються на урбанізованих територіях. Це території міст , де у річкові водні потоки скидаються стічні води і впадають забруднені малі річки – допливи головної річки. На таких ділянках річок формуються зони перемішування , які мають різну структуру в залежності від характеру надходження вод і гідрологічних характеристик водних потоків.

Інтенсивність процесів перемішування визнає інтенсивність процесів самоочищення води , конфігурація зон перемішування і їх лінійні розміри повинні враховуватись при плануванні і проведенні моніторингу якості води. Найбільш складною мережа пунктів контролю якості води є в межах крупних населених пунктів , де контрольні створи для одержання об'єктивної інформація повинні розміщуватись з врахуванням характеристик зон перемішування річкових і стічних вод.

**Об'єктом** дослідження є річка Прут, **предметом** – ділянки перемішування річкових , стічних вод і вод малих допливів в межах міста Чернівці.

**Метою** дослідження є виявлення та попередня оцінка розмірів зон перемішування вод річки Прут і стічних вод в межах міста Чернівці

Досягнення визначеної мети викликало потребу у встановленні та вирішенні ряду завдань:

- ознайомитись з процесами формування хімічного складу води , зокрема гідрологічними і гідродинамічними ;

- ознайомитись з розміщенням джерел забруднення річки Прут в межах міста Чернівці;

- проведення польових досліджень зі встановленням ділянок перемішування річкових і стічних вод на річці Прут в районі міста Чернівці;

- попередня оцінка характеристик виявлених ділянок перемішування.

- апробація методики розрахунку відстані до створу повного перемішування річкових і стічних вод

- розрахунок відстаней до створу повного перемішування річкових і стічних вод на ділянці р.Прут м.Чернівці.

При написанні роботи були використані загально-наукові та спеціальні **методи досліджень**: літературно-описовий , польових гідрологічних досліджень, картографічний , гідравлічних розрахунків.

**Інформаційною базою** роботи є літературні джерела , матеріали польових гідрологічних досліджень , картографічні матеріали.

# 1. ПРОЦЕСИ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

## 1.1 Гідрологічні процеси

Важливим фізичним фактором, що визначає якість води, є режим води, швидкість течії річки та процеси водообміну як у водоймі, так і за її межами.

Зміни в рівні води та швидкості течії можуть значно вплинути на хімічний склад води в різних частинах водного середовища. Хімічний склад природних водойм формується через взаємодію фізичних, фізико-хімічних та біологічних процесів. Лімітуючі параметри цих процесів визначаються фізико-географічними умовами. Рух речовин через взаємодію з твердими і газоподібними компонентами забезпечується водою, яка виступає основним енергоносієм. [8]

Вплив глобальних факторів, таких як сонячна енергія і сила тяжіння, призводить до постійної циркуляції води між атмосферою, літосферою та гідросферою. Різні компоненти цього процесу значно відрізняються за своїм енергетичним потенціалом. Енергія руху опадів у атмосфері виникає в результаті тертя між краплями, і в середньому ця кінетична енергія становить приблизно 30—40 джоулів. Загальна енергія дощу обчислюється як результат множення швидкості падіння крапель (в сантиметрах на секунду) на товщину опадів (в міліметрах). Наприклад, при інтенсивності дощу в 5 мм/год на кожен гектар щогодини вивільнюється приблизно  $6,7 \cdot 10^3$  джоулів, а при інтенсивності 50 мм/год ця енергія становить приблизно  $1,7 \cdot 10^9$  джоулів [23]. Коли краплі дощу вдаряють об землю, вони вивільнюють енергію, яка витрачається на руйнування та переміщення ґрунту, а також частково розсіюється у вигляді тепла. Енергія руслового потоку формується через витрати води та перепад висоти. Це призводить до значного варіювання цього показника для різних річок та їхніх ділянок. Не руслові потоки, такі як схилове стікання, хоча мають обмежений



енергетичний потенціал, проте під час дощу або танення снігу охоплюють практично всю водозбірну територію. У природних умовах енергія водного потоку витрачається на подолання сил тертя між частинками води та дном, що внаслідок цього призводить до ерозії ґрунтів, розмивів русел та транспортування твердих матеріалів.[22]

У системі «вода-тверда фаза» взаємодія водного потоку з поверхнею ґрунту, крім механічної ерозії, призводить до розчинення ґрунтової солі та вимивання мінеральних речовин через сильну тенденцію експресії іонів у ґрунті. Склад твердої фази перетворюється на розчин, що є найбільш термодинамічним вигідним процесом. Процес утворення розчинів визначається системною тенденцією зниження вільної енергії. Важливо відзначити, що сили взаємодії між атомами та молекулами, що знаходяться на поверхні речовини, зануреної у воду, зменшуються приблизно в 80 разів. [25] .

Молекули води активно групуються навколо носіїв електронного заряду твердої фази, приваблюючись до них протилежно зарядженим кінцем диполя, і це призводить до утворення зони гідратації. Теплова енергія молекул води призводить до руйнування кристалічної ґратів та розриву хімічних зв'язків мінералів у ґрунті. Відірвані молекули, рухаючись по розчину, розпочинають процес дифузії. Якщо на поверхні мінералу утворюється надлишок відірваних молекул, дифузія уповільнюється. Додаткові порції води або її перемішування сприяють відведенню молекул від поверхні, і розчинення продовжується.

Взаємодії у гетерогенних системах, таких як "вода – тверда фаза" або "вода – повітря", можна розглядати за допомогою теорії систем. Постійний цикл обігу води призводить до термодинамічної відкритості водних об'єктів, оскільки вони обмінюються речовиною і енергією з оточуючим середовищем. Це призводить до неврівноваженого стану системи, і всі процеси у ній набувають незворотного характеру. Як результат, у системі утримуються постійні градієнти концентрацій.

Порції свіжої атмосферної вологи неперервно відводять продукти взаємодії від межі розподілу фаз, зміщуючи хімічні реакції у бік утворення розчинених форм. Окрім розчинення і вилуговування, відкрита система може включати іонний обмін, сорбцію та інші процеси, які спільно визначають масовий перенос речовин у системі річкового басейну. [12]

Границя водозбору хімічних елементів поверхневого стоку збігається з межею водозбору, а її числове значення кількісно характеризує основну споживну частину водозбірного балансу хімічних елементів, ступінь ерозії вод і ґрунтів, а також процес водної і ґрунтової ерозії. Вивітрювання, карст, територіальне засолення.

Загальні основи вивчення гідрохімічного стоку річкових басейнів закладені О.О. Алекінім і в подальшому знайшли своє продовження у роботах численних дослідників, виконаних для басейнів, що розташовані у різних фізико-географічних зонах [10]

Витрата кожного складового елементу хімічного складу води протягом конкретного періоду (наприклад, доби, декади, місяця або сезону) визначається за допомогою формули:  $K = U - C$ , де  $Y$  – витрата окремого компонента (г), кг, т, тис. т)  $U$  — витрата води, м<sup>3</sup>  $C$  — концентрація компонента в 1 м<sup>3</sup> води.

Річні показники визначаються шляхом сумування відповідних складових за різні періоди, такі як дні, декади, місяці або сезони. [23]

З наведеної формули видно, що стік будь-якої складової поверхні водозбору безпосередньо залежить від суми коефіцієнтів ( $G$ , а всі зміни хімічного стоку води визначатимуться специфікою вказаних величин. О.О. Алекін встановив, що максимальна кількість хімічного стоку характерна для басейнів, в яких індекс стоку води високий, а концентрація речовин у воді не найнижча [23] Наприклад, індекс іонного стоку річки у крайньому північному регіоні, хоча потік води великий, але вплив невеликий, що може бути отримано через надмірну Хороша

ерозія ґрунту за вологих умов пояснюється, але втрата води через випаровування перешкоджає функції потоку води до розчиняють і транспортують речовини.

Розглянемо приклади басейнів рік України, зосереджуючись на Дунаї та Сіверському Донцю. Середній багаторічний стік Дунаю становить приблизно 103 км<sup>3</sup> на рік (з коливанням від 13 до 6 км<sup>3</sup> на рік), а мінералізація води в районі міста Рені складає 390 мг/дм<sup>3</sup>. У порівнянні з Дунаєм, вода річки Сіверський Донець містить значно більше розчинених солей - 1133 мг/дм<sup>3</sup>. Тим не менше, середньорічний об'єм водного стоку Сіверського Донця в більш ніж 90 разів менший і становить 4,6 км<sup>3</sup>. Розрахунок іонного стоку обох річок за період 1989-2001 рр. показав, що для Сіверського Донця отримана величина значно менша порівняно з Дунаєм (приблизно 17 разів менше), а саме 4,5 млн. тон на рік порівняно з 78,7 млн. тон на рік для Дунаю. Цей факт пояснюється великим об'ємом водного стоку у Дунаю. [23]

Обидві річки України, Дунай і Сіверський Донець, виявляють тісний взаємозв'язок між обсягом водного стоку і виносом розчинених солей (див. рисунок). Коефіцієнт кореляції для цієї пари показників становить 0,96 для річки Сіверський Донець і 0,87 для Дунаю. Залежність між виносом хімічних компонентів і водним стоком також відзначається для інших хімічних складових води, наприклад, органічних речовин гумусового походження. Одночасне зміщення цих параметрів свідчить про важливу роль водного стоку у виведенні гумусних речовин з поверхні водозбору. Коефіцієнти парної кореляції між об'ємом стоку і виносом гумінових (ГК) і фулькислот (ФК) досягають відповідно значень 0,7 і 0,8. [32]

Дослідження стоку хімічних компонентів річок України проводилося різними авторами, включаючи нас, і отримані результати свідчать про значну варіабельність величини цього параметра. Це в основному пов'язано з коливаннями водності річок та впливом місцевих літологічних і гідрогеологічних

умов. Це підтверджує необхідність аналізу кількісного впливу гідрологічних процесів на формування якості води.

Серед різних гідрологічних факторів, розглянемо три ключові групи: об'єм водного стоку, гідродинамічні процеси, гідрофізичні параметри водних мас, а також донні відкладення. Роль гідрологічних процесів у формуванні якості води дозволяє розглядати їх як фактор управління станом водних екосистем і розробляти математичні системи прогнозування якості води. Зміна елементів водного режиму, таких як зовнішній та внутрішній водообмін, рівень води, швидкість течії та інші, може призвести до зрушення балансу процесів самоочищення та самозабруднення, що в свою чергу змінює хімічний склад води. Методи управління станом водних екосистем шляхом модифікації водного режиму, які знаходять практичне втілення в басейнах Дунаю, Південного Бугу та Дніпра, детально розглянуті в роботах. Яскравим прикладом впливу гідрологічних процесів на регулювання хімічного складу води є проведення штучного водообміну, відомого як "продувка", у водоймах-охолоджувачах теплових і атомних електростанцій. Цей процес спрямований на зменшення загальної мінералізації води. [1]

Вплив окремих гідрологічних параметрів на хімічний склад поверхневих вод рекомендується розглядати залежно від гідрологічного стану водного об'єкта, який зазвичай поділяється на русла та водосховища. Водотік визначається постійним або тимчасовим рухом води вздовж його загального схилу і може представляти собою річку, канал, струмок тощо. З іншого боку, водосховище є водоймою, яка накопичується в недренованій або повільно текучій зоні, будь то природна або штучно створена западина. [27]

Водотоки - Стік води в річках залежить від умов їх припливу, основним джерелом якого є атмосферні опади. Залежно від загальних умов водозбору, насамперед властивостей ґрунту, атмосферні опади, що досягають поверхні

Землі, стікають або просочуються в глибину. Частина води використовується для випаровування. Під час течії утворилося кілька генетично відмінних класів води зі значно різним ступенем псування. [3]

Воронкова класифікація розрізняє різні види води, такі як поверхнево-схиліві, ґрунтово-поверхневі, ґрунтові та підземні води. [24]

Якщо ґрунт вологий, глибоко промерзає або інтенсивність опадів велика, вода швидко тече до схилу, утворюючи поверхневий стік (поверхнево-схилівий, ґрунтово-поверхневий стік). У міру його формування спостерігається різке збільшення витрати води, що відповідає лінії висхідної лінії гідрографа. Надходження поверхневих вод є відносно швидким і може спостерігатися в періоди інтенсивного танення снігу та сильних дощів. [14]

Найбільш сприятливі умови для інфільтрації виникають під час невеликих, тривалих та майже безперервних дощів. Звичайно, підземне живлення річок можна розглядати як суму двох основних компонентів: ґрунтові води зони аерації та підземні води. Перший вид знаходиться у верхній шарі ґрунту, а рівень води в ньому може бути постійним або періодично змінюватися. Під час періодів підвищеного вологості в ґрунтовому шарі відбувається рух підземних вод у напрямку вниз, і цей процес називається внутрішньо ґрунтовим (відповідно до класифікації Воронкова, це ґрунтово-підґрунтові води)[23] Вказаний вид стоку становить нижню частину річкової системи та впливає на сезонні зміни об'єму води, що тече вниз по річці. [24]

Усі які з місцевим напором підземні води, що знаходяться нижче від ґрунтового шару, віднесені до категорії підземних вод і утримують постійне глибоководне ґрунтове живлення. Їхні показники стоку залишаються стабільними протягом усього року і визначаються як середні значення найменших щомісячних витрат в окремі роки.

Розподіл водостоку між поверхневим та підземним шаром в основному залежить від кількості та режиму опадів, типу та властивостей ґрунту, а також рельєфу на вододільній площі. Згідно з дослідженнями С.М. Боголюбова, який аналізував співвідношення між поверхневим та підземним водостоком в залежності від розміру басейну та глибини річкового русла, обсяг поверхневого стоку в річках з глибоким руслом не перевищує 40-50%, тоді як підземний стік складає 50-60%. Ці показники збільшуються в областях з водопроникними ґрунтами і досягають 70-80%. [23]

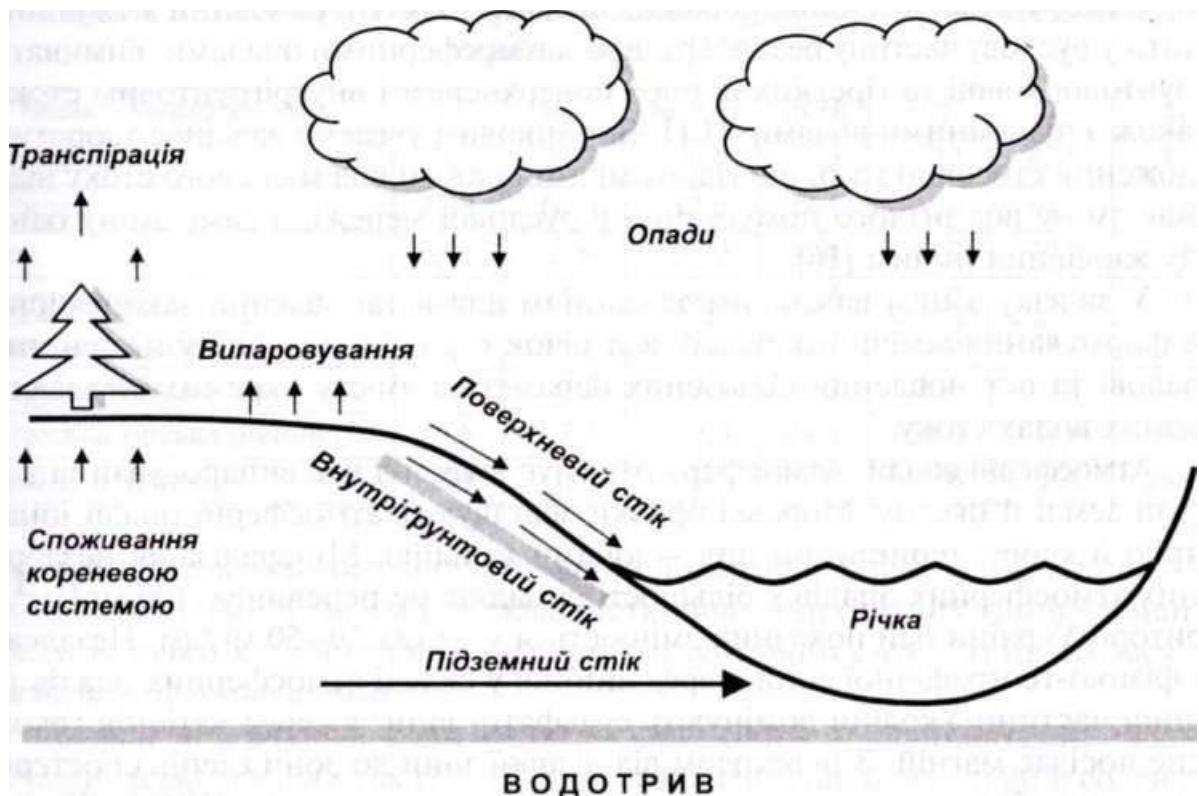


Рис.1.1.1. Схематичне зображення явища водного стоку [23]

"П.П. Воронковим уведено важливе теоретичне положення стосовно того, що гідрохімічний режим вод місцевого стоку відображає зміну вод різного походження в русловій мережі, а саме зміну одного виду живлення іншим" [23].

Головною задачею у вивченні закономірностей у формуванні хімічного

складу річкових вод є розгляд стоку як генетичних компонентів і встановлення кількісних параметрів вмісту окремих компонентів у різних типах стоку.

Щодо атмосферних опадів, вода до атмосфери потрапляє через випаровування з поверхні землі та океану. Морські бризки природного походження збагачують атмосферні опади іонами натрію та хлору, тоді як теригенний пил містить іони кальцію. Мінералізація незабруднених атмосферних опадів зазвичай не перевищує 100 мг/дм<sup>3</sup>, і на території України це значення знаходиться в межах 30—50 мг/дм<sup>3</sup>. [23]

У незалежність від фізико-географічної зони, в атмосферних опадах рівнинної частини України переважають сульфатні іони серед аніонів, тоді як серед катіонів найбільш поширений магній. Переходячи від лісової до степової зони, спостерігається певне збільшення суми іонів, особливо за рахунок Ca<sup>+</sup>, HCO<sup>-</sup>{СГ}. Окрім солей, атмосферні опади містять значну кількість розчинених газів, таких як азот, кисень, і вуглекислий газ, а також гідроксиди менш активних елементів, наприклад, алюмінію, ванадію, титану, іноді феруму. В лісовій зоні атмосферні опади формуються в окисних умовах, що обумовлено високою концентрацією кисню в них, і вони мають кислу реакцію. (E<sub>i</sub>=530 мВ, рН=5, ).[23]

Серед неорганічних сполук азоту переважною є наявність нітратів. Це пояснюється процесом окислення азоту під впливом сонячної радіації та електричних розрядів. Опади лісостепової зони також характеризуються кислою реакцією середовища та окисними умовами. (E<sub>i</sub>=500 мВ, рН= 5,5). [24] У складі сполук азоту основною є амоній, тоді як наявність нітритів і нітратів є обмеженою. Води атмосферних опадів у степовій зоні відзначаються високою окислювальною здатністю. (E<sub>i</sub>=500 мВ) і значно вищі порівняно з попередніми зонами значення рН, що коливаються в межах 5,6-5,9. Збільшення рівня водневого показника води атмосферних опадів пов'язане із забрудненням

атмосфери мінеральними аерозолями, високим вмістом кальцію та тривалими періодами без опадів. [11]

Серед амінових сполук (А мінер) переважають іони амонію, і середні концентрації цих іонів у великій мірі перевищують відповідні значення для лісових та лісостепових зон. Це явище зумовлено інтенсивною ерозією ґрунтів орних угідь, які займають 70—75% загальної площі цієї зони.

Складова атмосферного внеску до загального іонного стоку річок України середньо складає 0,65 млн. тон (10%). Цей внесок опадів виявляється меншим інтенсивним у степовій зоні, де становить 3%, і досягає 3% в межах Гірського Криму. [20]

Вода, яка рухається по поверхні та глибоко під землею, називається поверхневим і внутрішнім стоком відповідно. Коли атмосферні опади контактують з різними поверхнями, такими як ґрунт чи гірські породи, їхній хімічний склад може змінюватися через метаморфізацію. Важко визначити точний хімічний склад вод внутрішнього ґрунтового стоку через складність виділення різних елементів, що живлять річку. [31]

Процеси розчинення легкорозчинних солей грають ключову роль у формуванні цього стоку. В таких випадках залежність концентрації відповідних компонентів від вологості ґрунту має лінійний характер. Концентрація елементів, які входять до складу важкорозчинних сполук, утримується на рівні, що залежить від величини розчинності відповідних речовин.

"Основні закономірності зазначених процесів сформульовані у фундаментальній роботі К. К. Гедройца, який запропонував теорію катіоно-обмінної здатності ґрунту та вперше сформулював поняття про його вбирний комплекс, взаємодія атмосферних опадів з ґрунтами часто супроводжується змінами складу води під впливом адсорбції та іонного обміну. " [25] .



Окиснення органічної речовини в ґрунтах під впливом кисню з атмосферних опадів призводить до вивільнення вуглекислого газу, який в свою чергу стає джерелом утворення гідрокарбонатних іонів у воді. Крім того, у воду з ґрунтів також потрапляють біогенні елементи, зокрема значну частину складають сполуки силіцію (40-60%). Окрім того, вода розчиняє частину органічних речовин з ґрунтів, основною складовою яких є гумусові кислоти. [43]

Гірські породи відіграють ключову роль у формуванні мінералізації природних вод. Головні розчинні мінерали, які впливають на хімічний склад природних вод, включають галіт (NaCl), гіпс ( $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), кальцит ( $\text{CaCO}_3$ ), доломіт ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ). [26]

В природі гідрокарбонатно-кальцієві води переважають через широке поширення вапнякових масивів, розчинність яких різко збільшується за участю вуглекислого газу у воді. Концентрація речовин у ґрунтовому розчині відображає динамічну рівновагу між твердою і рідкою фазами. Ця рівновага може бути порушена формуванням поверхневого стоку, який спрямовується на розчинення легкорозчинних сполук, що містяться у твердій фазі.

Води поверхневого стоку швидко рухаються по поверхні водозбору, заважаючи досягненню рівноважного стану з твердою фазою та насиченню розчину компонентами ґрунтового покриву. Ще одним важливим фактором, який впливає на хімічний склад води поверхневого стоку, є ступінь вимивання ґрунтів на момент досягнення повної вологості. У зонах з вищими опадами, ніж випаровування, ґрунтовий шар добре вимивається і стає бідним на мінеральні компоненти. У зонах з недостатнім зволоженням (опадів менше за випаровування) у ґрунтовому покриві накопичується значна кількість солей через їхнє надходження з зони капілярного підняття.

"На території України основна маса річок отримує живлення за рахунок танення снігів, в результаті чого у весняний період спостерігається різкий підйом

рівнів води з виходом річки на заплаву. У цей період у руслову частину надходить переважно поверхневий стік, що спричиняє різкі зміни концентрацій розчинених речовин, прояв яких залежить від фізико-географічної зони розташування басейну. Розглянемо сказане на кількох прикладах. Басейн р. Десна розташований у лісовій зоні, де значна кількість атмосферних опадів спричинила зменшення ґрунтів мінеральними елементами внаслідок їхнього вимивання у більш глибокі горизонти" [26] .

Під час весняних повеней спостерігається помітне збільшення обсягу води через танення снігових опадів, які мають низьку мінералізацію. Це призводить до розведення води в річках та зниження концентрації основних іонів.

Ступінь розведення води в значній мірі залежить від інтенсивності танення снігу, тобто від загальних гідрометеорологічних умов у цей період. Також певну роль відіграє погода наприкінці осені.

При інтенсивних опадах ґрунтовий покрив додатково промивається, а під час бездощової осені відбувається накопичення солей на поверхні ґрунту, які потім змиваються в результаті весняних повеней..[23]

Отримані дослідження свідчать про збільшення концентрацій гумінових кислот (ГК) і фульвокислот (ФК) у воді під час висхідної фази гідрографу стоку (див. рис.1.1.2). Використовуючи метод розчленування гідрографу стоку на генетичні складові, було встановлено, що у басейні річки Прип'ять з поверхневим стоком надходить від 6,3% до 41,8% ГК і від 7,1% до 79,0% ФК. Зміни відносної частки поверхневого стоку гумусових речовин залежать від коливань водності [29]

Дослідження талого стоку на схилах вказують на те, що хімічний склад води стоку значно визначається не лише типом ґрунту, але й характером використання землі (лісові смуги, луки, парки, посіви) [23]

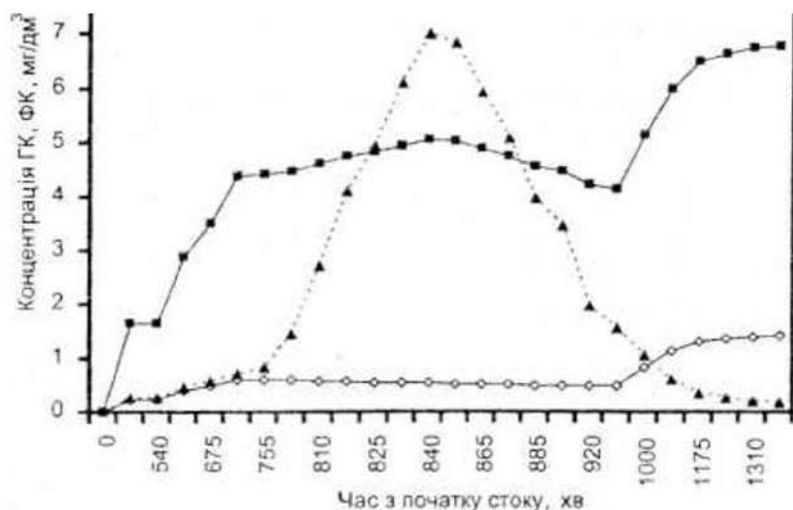


Рис1.1.2 Динаміка концентрацій гумінових та фульвокислот на різних фазах формування водного ст. (за даними експериментального моделювання)[23]

Загалом можна спостерігати, що загальне значення поверхневого іонного струму збільшується, а іонний склад змінюється від лісу до пасовища, тоді як індекс потоку води в цьому напрямку демонструє тенденцію до зниження. У лісистих районах поверхневий стік характеризується утворенням гідрокарбонатних компонентів кальцію за рахунок вимивання відповідних іонів з підстильної поверхні.

В степовій зоні спостерігається зміна іонного складу поверхневого стоку від воднево-карбонатно-кальцієвого до сульфатно-хлоридно-теплого. Збільшення кількості іонів у поверхневому стоку можна пояснити виносом розчинних солей із ґрунтового покриву та гірських порід. На територіях з недостатнім зволоженням вода піднімається вгору через випаровування з капілярної зони ґрунтових вод. У результаті цього в активному водно-соле обмінному шарі зазвичай відбувається накопичення значної кількості солей, основною частиною яких є солі континентального походження. У випадючих осадах переважають сульфатні солі кальцію й натрію. [28]

Під час водопілля надходження глибинних ґрунтових вод у руслову мережу практично повністю припиняється, а у меженний період вони відіграють у

живленні річок визначальну роль. Меженний період триває у середньому до 9 місяців (враховуючи літню та зимову межень). На річках Полісся та Лісостепу найменші втрати води формуються у серпні—вересні, а у степовій зоні — вже у червні—липні [19].

## 1.2 Гідродинамічні процеси

Водні маси визначаються як середовище, де протікає кругообіг речовин і енергії гідро-екосистеми, а також розвиваються біологічні об'єкти. Це призводить до того, що, крім кількісних параметрів водного стоку, сам процес руху рідини значно впливає на хімічний склад води, сприяючи вирівнюванню концентрацій. Для консервативних речовин важливою роллю виступає гідрофізичний чинник.

Рух рідини визначається типом водного об'єкта і його гідравлічними характеристиками. Ламінарний та турбулентний режими течії рідин розрізняються за швидкістю руху. Ламінарний режим характеризується упорядкованим переміщенням рідини шарами паралельними напрямку потоку при невеликих швидкостях, тоді як турбулентний режим властивий хаотичному пульсаційному руху, спричинюючи перемішування. [5]

У водоймах, розташованих у вузьких руслових водосховищах, внутрішній водообмін порівнюється з об'ємами транзитного переносу, а в крупних озерах може їх перевищувати. Переміщення водних мас у внутрішнім водообміні може відбуватися у вертикальному і горизонтальному напрямках, вирівнюючи концентрації розчинених речовин. [44]

Конвективне перемішування водних мас виникає через сезонну гомотермію, коли температура максимальної густини води встановлюється протягом певного періоду. У цей час водні маси легко перемішуються вітром, але подальше прогрівання (охолодження) може призводити до стратифікації, яка зупиняє

конвективне перемішування. На малих озерах гомотермія може тривати протягом усього літнього періоду.

"Значно потужнішим чинником впливу на хімічний склад води водойм є турбулентне перемішування, викликане вітровими хвильовими процесами. Практика гідродинамічних розрахунків показала, що визначення надійних значень коефіцієнта турбулентної дифузії пов'язано із значними труднощами" [23]

Аналіз експериментальних даних, проведених в умовах України [23] , підтверджує застосування закону ступеня  $4/3$  для розрахунків горизонтальної дифузії. Згідно з цим законом, зміна турбулентної в'язкості води під час горизонтальної дифузії залежить від відстані між об'єктами у воді, які перебувають у турбулентному русі, піднесеної до ступеня  $4/3$ .

Течії є одним із провідних факторів перерозподілу речовин у водоймах. У проточних озерах і водосховищах важливу роль відіграють стокові течії, які виникають за наявності похилу водяної поверхні. Стокові течії, зумовлені роботою гідровузлів, домінують у каскаді Дніпровських водосховищ.

У великих водосховищах та непроточних озерах виникають вітрові течії, які можуть охоплювати не лише поверхневі шари, але й шари до  $1/3$  глибини водойми. Глибше водяться зворотні течії. Важливу роль у водообміні грають течії прибережної зони, які промивають мілководдя, покращуючи його кисневий режим і зменшуючи стратифікацію.

Для чисельних розрахунків внутрішньої водної циркуляції використовуються математичні моделі, зокрема двомірні для великих водойм. Рівень води водосховищ визначається режимом експлуатації та може впливати на якість води, зокрема збільшуючи мінералізацію, погіршуючи кисневий режим та збільшуючи вміст біогенних елементів. [7]

Також важливим фактором є хвилювання водної поверхні, яке сприяє перемішуванню води. Зарегулювання річок та будівництво водосховищ суттєво змінюють гідравлічні умови, призводячи до зменшення течії та турбулентного перемішування, що впливає на різноманітні аспекти гідрохімічного режиму водойм. [5]

Протягом експлуатації каскаду Дніпровських водосховищ помітно збільшилася мінералізація води у нижній частині Дніпра, що є результатом випуску води з Каховського водосховища. Це створило сприятливі умови для проникнення морських вод у нижній басейн річки. Мінералізація води в окремих водосховищах визначається їх гідрологічними особливостями та розташуванням у каскаді. Загалом спостерігається зменшення річної амплітуди коливань вмісту головних іонів та мінералізації води через збільшення мінімальних значень і зменшення максимальних величин. [3]

У водосховищах неоднорідність вмісту всіх компонентів води помітна по акваторії та глибині. Після періоду першого наповнення спостерігається погіршення хімічного складу води, пов'язане із значним надходженням біогенних та органічних речовин із затопленого ложа водосховища, що призводить до спалахів росту фітопланктону, відомих як "цвітіння". Після стабілізації режиму водосховища (протягом 10-15 років) внутрішньо водні процеси стають основними визначальними чинниками в хімічному режимі водойм. [23]

## 2. ПЕРЕМІШУВАННЯ ДОМІШОК

### 2.1. Домішки в водних об'єктах

Великий Шасс гідрофізичних процесів пов'язаний з поступленням, переміщенням і зміною стану домішок в водному середовищі. Домішкою вважають (А.Д. Гіргідов, 1996) субстанцію, що відрізняється від рідини хімічним складом (зважені частинки, розчинені речовини) або фазовим станом.

Частинки шуги, кристали льоду, водяної пари, наприклад, відносяться до домішок. Вони мають однаковий з водою хімічний склад, але відрізняються по фазовому стану. Зазвичай домішки розподілені в рідині у вигляді частинок, часто у вигляді молекул розчиненої речовини. Домішки займають невеликий обсяг (у порівнянні з обсягом рідини), відрізняються по степеню впливу на її структуру. Активні домішки здатні змінювати цю структуру. До активних домішок (при великій концентрації), зокрема, відносяться зважені частинки, шуга. У більшості випадків домішки є пасивні. [38]

Вони не роблять істотного впливу на фізичний стан водного потоку чи водної маси. Швидкість перемішування пасивних домішок дорівнює місцевій швидкості руху води. Домішки мають природній штучний генезис. Природні механізми і їх появи у воді пов'язані з фазовими переходами, обміном частинок між потоком суспензії і річковими відкладами, розвантаженням підземних водоносних горизонтів, надходження з басейну природних потоків речовини різноманітної природи. [4]

Штучні домішки відображають вид і величину антропогенних складових цих потоків. У загальному випадку в воді присутні домішки різного походження. Це характеризує природні особливості формування приватних складових річкового стоку, результат змішання потоків (рис.2.1.1.), які відрізняються за змістом домішки, впливу антропогенних факторів. Концентрація домішки  $c_2$  в

воді припливу (витрата води) нерідко близька за величиною до значення  $c_1$  в річці, витрата води якої дорівнює  $Q$ . Якщо приплив приймає стічні води,  $c_2 \gg c_1$ . Концентрація домішки  $c_2$  характеризує рівень забруднення цього водотоку.

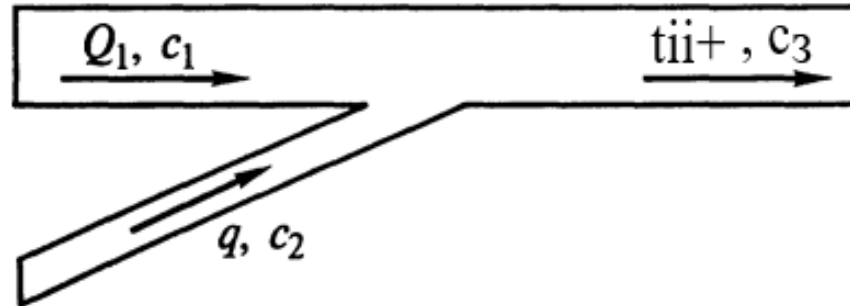


Рис. 2.1.1. Схема злиття річок, які різні по водоносності ( $Q_1, q$ ) і концентрації ( $c_1, c_2$ ) домішок. [42]

Вона відображає інтенсивність джерела забруднюючих речовин. У деяких випадках, коли в природних водах відсутній конкретний вид домішки або її зміст винятково мало,  $c_1 = 0$ . Процес змішання гідрохімічного стану зливаються вод під впливом турбулентній дифузії, розведення і самоочищення. Початкова фаза процесу не залежить від адвекції домішки з ділянок річки вище злиття взаємодіючих водних потоків (див. рис. 2.1.1) внаслідок умови  $c_2 \gg c_1 = 0$ . Характер змішування при цьому залежить від типу надходження домішки (приплив, випуск стічних вод) і її виду.

Розрізняють консервативні і неконсервативні домішки. Концентрація консервативних домішок змінюється виключно внаслідок фізичних процесів (розведення, дифузії, осадження). Для неконсервативних домішок вони доповнюються процесами радіоактивного розпаду, хімічними і біологічними процесами. Внаслідок природної буферності природних вод, наприклад, відбувається нейтралізація кислот і лугів. Перетворення, поглинання хімічних речовин живими організмами, включення їх в трофічні ланцюги є важливим фактором зміни початкового змісту у воді неконсервативних домішок. [4]



Сукупність цих процесів характеризує самоочищаються здатність водних об'єктів.

На ділянках злиття водотоків, що відрізняються за значеннями  $c_1$  і  $c_2$ , основним фактором зміни середніх по перерізу концентрацій домішки є розведення. оскільки  $c_1 \ll c_2$ , то процес розведення на довільному видаленні "x" від вузла злиття водотоків обумовлює нерівність  $c_1 < c_3 < c_2$ , Де  $c_3$  концентрація домішки в об'єднаному потоці. Наведене умова характеризує розосередження деякої маси домішки в збільшеному обсязі води. В аналітичній формі процес враховується рівнянням балансу домішки на ділянці злиття потоків (див. рис. 2.1.2):

$$c_3 = (c_1 Q + c_2 q) / (Q + q). \quad (2.1.1) \quad [42]$$

Чим більше  $Q$  і менше  $c_1$ , тим вище інтенсивність розведення домішки нижче вузла злиття потоків. Якщо  $c_1 = 0$ , то :

$$c_3 = c_2 q / (Q + q). \quad (2.1.2) \quad [42]$$

Розведення відчувають і неконсервативні домішки. Однак в цьому випадку рівняння (2.2) включає додаткову функцію  $F(c_2)$  :

$$c_3 = c_2 q / (Q + q) + F(c_2). \quad (2.1.3) \quad [42]$$

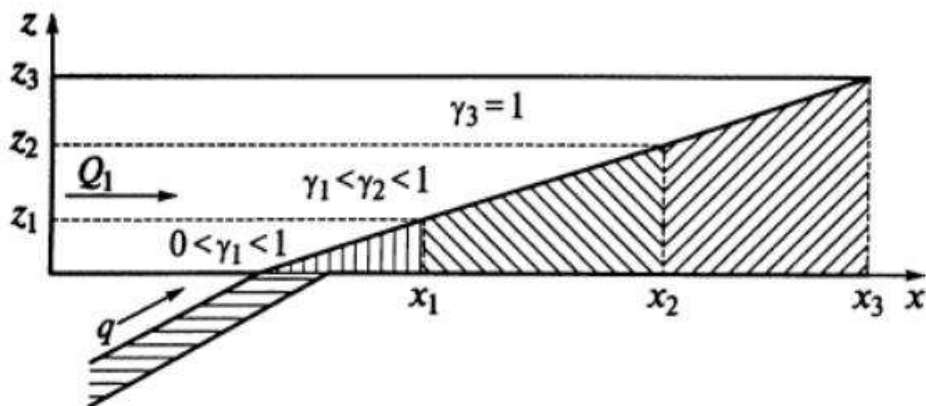


Рис.2.1.2. Схема до визначення коефіцієнта змішання

Вона враховує сумарний вплив на всіх факторів самоочищення водних об'єктів. Нижче вузла злиття річок, які відрізняються за змістом у воді домішки, розведення здійснює деяка частина ( $\gamma$ ) витрати води  $Q$  (рис.2.1.2). Величину  $\gamma$

називають коефіцієнтом змішування (І.Д. Родзиллер, 1954). У початковий момент часу, коли лише невелика частина витрат води Про розбавляє надійшли домішки, коефіцієнт мінімальний ( $\gamma \ll 1$ ). Поступово в розбавлення втягується все більша частина Q, а коефіцієнт змішування помітно зростає. У загальному випадку  $0 < \gamma < 1$ . Великі можливості для характеристики поздовжньої мінливості з нижче від місця надходження стічних вод дає коефіцієнт приросту.

Він дорівнює відношенню початкової різниці середніх концентрацій домішки в зливаються потоках ( $c_2 - c_1$ ) до мінливих величиною  $c_m(x) - c_1$  по довжині (x) об'єднаного потоку:

$$n = (c_2 - c_1) / (c_m(x) - c_1) \quad (2.1.4.) \quad [42]$$

При  $c_1 = 1$   $n = c_2 / c_m(x)$ . Оскільки const, то зменшення максимальної (в поперечному перерізі) концентрації  $c_m(x)$  призводить до збільшення кратності перемішування. Створ, в якому поперечний градієнт концентрації домішки близький до нуля (її величина практично не змінюється по ширині потоку), називають створом достатнього перемішування. Перетворення рівняння (1.4)  $c_m(x) = c_1 + (c_2 - c_1) / n$  (2.1.5) [42] показує, що збільшення кратності розбавлення супроводжується зниженням максимальної концентрації домішки нижче надходження забруднених вод.

Однак навіть при великих значеннях n значення  $c_2$  і  $c_1$  відрізняються між собою. Повне змішення природніх і стічних вод, відповідне теоретичному розміщенню створу повного перемішування, завершується на нескінченно великій відстані L n від місця надходження домішок. Між коефіцієнтами n і  $\gamma$  існує зв'язок

$$n = (q + \gamma Q) / q \quad (2.1.6) \quad [42]$$

Частка витрат води, що бере участь в розведенні домішок на ділянці річки без притоки, залежить від інтенсивності її посту (q), коефіцієнта звивистості

русла ( $\varphi$ ), дисперсії  $D_{y, z}$ , ч, типу випуску  $\gamma = 1$  (біля берега),  $\gamma = 1,5$  (на стрижні річки)) стічних вод, відстані ( $x$ ).

Сумарний ефект їх впливу враховує параметр  $B$ , який входить в структуру рівняння :

$$\gamma = \frac{1 - \beta}{1 + \frac{Q\beta}{q}} \quad (2.1.7) [42]$$

Умова  $\gamma = 1$  відповідає розташуванню створу достатнього перемішування, віддаленого на  $L$  д.п від місця надходження стічних вод в річку. Величина  $L$  д.п. залежить від співвідношення витрат стічних вод  $q$  і витрати  $Q$ , гідравлічних особливостей процесу перемішування. Наприклад, при  $0,0025 < q/Q < 0,1$

$$L_{\text{д.п}} = \left[ 2,3 \lg(\gamma Q + q) / (q - \gamma q) / \varphi \xi \sqrt[3]{\frac{D_{y,z}}{q}} \right]. \quad (2.1.8) [42]$$

За формулою Хелла  $L$  д.п =  $kQ^{1/3}$ , де  $k$  – коефіцієнт , рівний 50 (випуск стічних вод організований на фарватері) або 200 (домішки потрапляють в водотік біля берегу) Залежність Ріммара встановлює зв'язок між  $L$  д.п. , шириною  $B$ , глибиною  $h$  і коефіцієнтом Шезі  $C$  ш:  $L$  д.п =  $0,13 [B^2 C \text{ ш} (0,70C\text{ш} + 6) / (g h)]$  . У загальному випадку створ достатнього перемішування є функцією морфометричних і гідравлічних умов змішування (Т.А. Кондюріна, коефіцієнт, 2000).

Нижче створу достатнього перемішування впадіння незабруднених вод здатне зменшити концентрацію домішки до рівня гранично допустимих величин (СПДК).

Вона зумовлена процесами турбулентного перемішування і дисперсії домішки. У деяких випадках вони недостатні для початку поперечного змішання вод. В результаті зона змішування вод з різною концентрацією домішки трохи розширюється.

Навпаки, води з великим її змістом концентруються в обмеженій частині об'єданого потоку. Виникає зона підвищених концентрацій поступово руйнується під впливом дифузії без істотної зміни ширини зони змішання ця ситуація відповідає відновленню гідрохімічного стану водних об'єктів.

При надходженні забруднюючих речовин в прибережну частину потоку змішання відбувається за рахунок поступового розширення струменя з відносно високими концентраціями домішок (рис. 2.1.3).

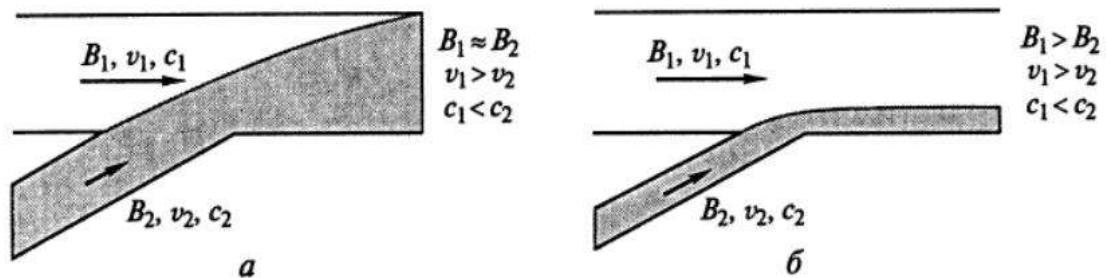


Рис. 2.1.3. Вплив середніх гідравлічних ( $u_1, u_2$ ) і морфометричних ( $B_1, B_2$ ) характеристик зливаються річок на особливості зони змішання «чистих» ( $c_1$ ) і забруднених ( $c_2$ ) вод. [42]

Формування розширюється або звужується зони підвищених концентрацій домішки пов'язано зі співвідношенням морфометричних і гідравлічних характеристик зливаються потоків. У лабораторних умовах встановлено, що ширина зони змішання поступово збільшується, якщо  $u_1/u_2 > 5$  і  $B_1/B_2 = 1$ . Вона може зменшуватися при  $0 < u_1/u_2 < 5$  і  $B_1/B_2 = 5$  (Grimm-Strele). [42]

## 2.2 Процеси змішування в річках

При заданому вертикальному розподілі місцевих швидкостей кордону зони розсіювання домішки відчувають складні зміни (рис. 2.2.4). Вони обумовлені впливом процесу турбулентної дифузії. При їх спільному впливі відбувається трансформація величини  $c$  і обрисів зони змішання. Роль цих процесів істотно

змінюється в залежності від часу змішування (Н. В. Fischer, 1967, 1973).

Виділяють кілька характерних етапів і періодів змішування. Перший з них (інерційних період) відповідає формування малої області, зайнятої домішкою (рис. 2.2.5, а). Вона є ізотропною щодо концентрації домішки. Період існування такої області обмежений масштабом часу Лаг- Ранжа (. Величина цього масштабу часу визначає тривалість переміщення домішок без зміни напрямку перенесення (І. О.Хінце, 1963). Оскільки величина тЛ гранично мала, то лінійні розміри області поширення домішок невеликі.[21]

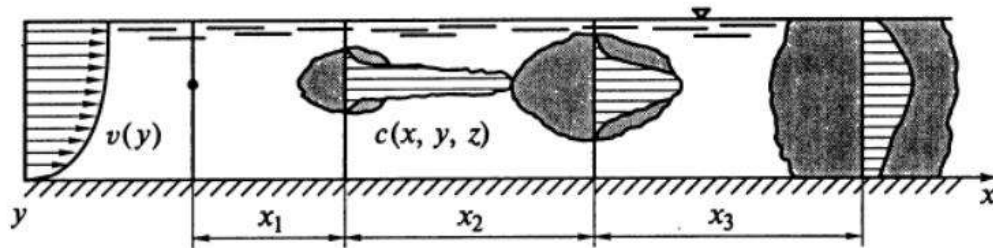


Рис. 2.2.4. Зміни меж зони змішування і концентрації  $c$  в часі (А.Д. Гіргідов)

[42]

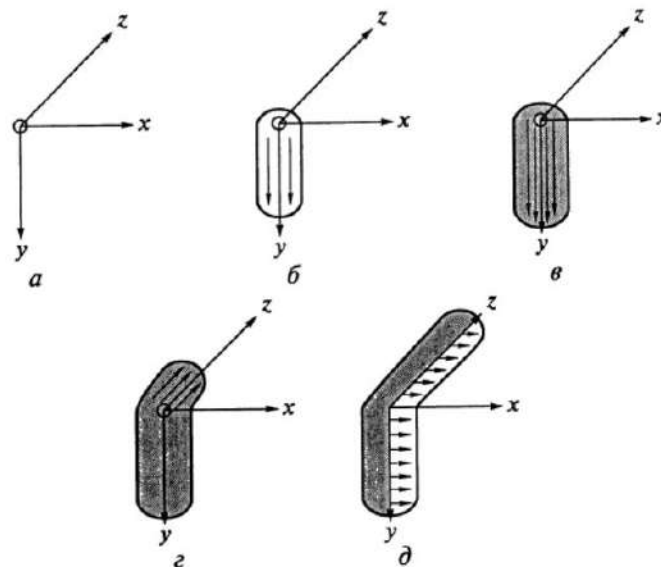


Рис. 2.2.5. Характерні етапи змішування річкових вод і домішок [42]

Для формування ізотропного поля концентрації повинен існувати джерело, з незмінною інтенсивністю поставляє домішка в довільну точку області. У цій області повинні домінувати процеси рівномірного перерозподілу домішки за всіма координатним напрямками. Таку можливість забезпечує спільне вплив процесів молекулярного і турбулентного перенесення ( $\Pi_T$ ), дисперсії ( $\Pi_d$ ), конвекції ( $\Pi_k$ ) і адвекції  $\Pi_a$ .

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \sum_{i=1}^4 \Pi_i = \Pi_T + \Pi_d + \Pi_k + \Pi_a. \quad (2.2.1) [42]$$

Роль адвекції домішки ( $\Pi_z$ ) на першому етапі змішування досить мала, для інерційного періоду характерно одно- правних участь молекулярного і турбулентного перенесення в формування ізотропної області, зайнятої домішкою (А.С.Монін, А. М. Яглом, 1965). Інтенсивність перенесення домішки  $q_{ci}$  (кг/(м<sup>2</sup>\*с)), обумовлена молекулярної дифузії, задається відповідно до закону Фіка.

$$Q_{ci} = - D_{mi} \partial / \partial_i \quad (2.2.2) [42]$$

де  $D_{mi}$  - коефіцієнт молекулярної дифузії, Величина потоку домішки пропорційна градієнту концентрації домішки. Цей потік спрямований з зон з більшою в зони з меншою концентрацією домішки. Потік домішки поступово усуває дефіцит субстанцій в зоні їх пониженого вмісту.

Зміна концентрації домішки в часі і в елементарному обсязі є функцією сумарного зміни потоків субстанції в межах досліджуваного обсягу. З урахуванням різниці значень питомої потоку домішки  $q_{ci}$  на його бічних гранях виявляється, що

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \left[ \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{mx} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_{my} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_{mz} \frac{\partial c}{\partial z} \right) \right] - \left[ v \frac{\partial c}{\partial x} + u \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} \right]. \quad (2.2.3) [42]$$

Вплив турбулентного перенесення домішки враховується рівнянням (2.2.1) в неявній формі. Воно набуває конкретний вид при заміні миттєвих значень з сумою осередненої і пульсаційної складових:  $c = \bar{c} + c'$ .

Після проведення операцій осереднення змінних (І. О. Хінце, 1963, і ін.) структура рівняння (2.2.1) набуває вигляду (2.2.1) У рівнянні (2.2.1) величина компоненти місцевої швидкості  $v, u, w$  усереднити за період  $T_L$ . Перші три члена правій частині рівняння (2.2.2) характеризують вклад процесів адвекції

$\left( v \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} \right)$ , конвекції  $\left( u \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} \right)$  і дисперсії  $\left( w \frac{\partial \bar{c}}{\partial z} \right)$  характеризують вклад турбулентних вихорів в перенесення домішок. [42]

Осереднене виготовлення пульсаційних складових компоненти швидкості і концентрації  $v_i$  в  $i$  відповідає потоку домішки по  $i$ -му координатного напрямку. Відповідно до гіпотези Фіка - Буссінеска

$$\overline{\rho c' v_i'} = -D_{mi} \frac{\partial \bar{c}}{\partial i}, \quad (2.2.4) [42]$$

інтенсивність турбулентного перенесення домішки по деякому координатного напрямку залежить від градієнта осередненої концентрації за цим напрямком.

Напрямок перенесення орієнтоване в сторону, протилежну напрямку градієнта концентрації, тобто в зони з меншим вмістом домішок.

Роль молекулярної дифузії дуже мала в порівнянні з впливом механізму турбулентного перенесення домішки. Тому права частина рівняння (2.2.5)

спрощується за рахунок скорочення членів, що мають вигляд:  $\frac{\partial}{\partial i} \left( D_{mi} \frac{\partial c}{\partial i} \right)$ .

При цьому рух домішки спільно з турбулентними вихорами буде враховуватися аналогічним за структурою співвідношенням, в якому коефіцієнти молекулярної дифузії  $D_{mi}$  замінені на коефіцієнти  $D_{Ti}$  Умова  $D_T = D_{Tx} = D_{Ty} = D_{Tz}$  відповідає ізотропії області змішання і гіпотезі Рейнольдса про рівність коефіцієнтів турбулентного перенесення імпульсу і маси. Воно дозволяє надати

рівняння вид, який відповідає домінуванню механізму турбулентної дифузії в процесі змішування вод і за умови  $t$  :

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} = D_T \left[ \frac{\partial^2 \bar{c}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{c}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{c}}{\partial z^2} \right] - \left[ v \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} + u \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} + w \frac{\partial \bar{c}}{\partial z} \right]. \quad (2.2.6) [42]$$

Тривалість другого характерного періоду змішування - періоду турбулентної конвекції - дорівнює  $t_T - t_L$ , де  $t_T$  - час завершення процесу по глибині потоку.

Поширення домішки в цей час здійснюється по осі  $y$  (рис. 2.2.5, б). Домінуючі турбулентної конвекції пов'язано з умовою  $y < z < x$ , при якому «захоплення» потоку областю змішання з координування  $y$  відбувається значно швидше порівняно з іншими координатними напрямками. Інтенсивність процесу залежить від величини  $D_T$  (А. С. Монін, А. М. Яглом, 1965; та ін.).

Розподілення концентрації домішки по глибині потоку при цьому слід придбати таке вид функції, відповідає закону нормального розподілення ймовірностей. Такий характер зміни концентрації вказує на існування вертикального градієнта  $c$ . Він поступово усувається внаслідок реалізації процесу змішування по всій глибині потоку (рис. 2.2.5, в).

Тривалість змішування по глибині потоку  $t_2 \geq h^2 / D_T$  (Н.В. Fischer, 1973). Неоднорідність вертикальної структури поля концентрацій існує на невеликій ділянці нижче надходження в воду домішки. Його довжина  $L_y$  залежить від співвідношення середньої глибини, швидкості потоку і  $L_y = 0,51h^2v^0/D_T$  (Т.А. Кондюріна, 2000). Довжина  $L_y$  зростає при збільшенні  $h$ ,  $v^0$  і зменшенні інтенсивності змішування. Умова  $L > L_y$  означає, що нижче джерела домішки досягнута вертикальна однорідність поля концентрації домішки. [15]

Завершення змішання по глибині потоку означає, що градієнт домішки  $\partial c / \partial y = 0$  (знак осереднення по глибині опущений). Концентрація домішки на кожній вертикалі близька до деякої постійної величини, яка змінюється по ширині русла. Отже, зона змішування має ознаки плоского потоку (А. В. Карауш, 1960), в якому



значущими є лише градієнти концентрації домішки по осі  $z$  і  $x$ . Для періоду  $t_{\text{Т}} < t \leq t_{\text{Т}z}$ , де  $t_{\text{Т}}$  - момент завершення процесу змішування по ширині річки, максимальна інтенсивність змін з характерна для поперечного (по відношенню до осі потоку) напрямку. Період  $t_{\text{Т}z}$  -  $t_{\text{Т}}$ , нерідко називають періодом Тейлора (або турбулентної дисперсії).

Основним механізмом змішання в цей період є дисперсія. Під впливом цього процесу область змішування поступово розширюється (рис. 2.2.5, г). Оскільки для кожної вертикалі в поперечному перерізі  $\partial c / \partial y = 0$ , то зміна концентрації домішки для другого характерного періоду змішування описується рівнянням

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{\text{Т}y,x} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_{\text{Т}y,z} \frac{\partial c}{\partial z} \right) - \left[ v_y \frac{\partial c}{\partial x} + w_y \frac{\partial c}{\partial z} \right]. \quad (2.2.7) \quad [42]$$

Тут  $v_y$  і  $w_y$  - відповідно осереднення по глибині потоку у поздовжні і поперечні компоненти місцевої швидкості;  $D_{\text{Т}y,x}$  і  $D_{\text{Т}y,z}$  - коефіцієнти поздовжньої турбулентної адвекції і поперечної турбулентної дисперсії, величина яких залежить від зміни швидкості по довжині річок і їх розподілу в поперечному перерізі потоку. Осереднений по глибині коефіцієнт турбулентної адвекції  $D_{\text{Т}y,x} = qh v^*$ , де  $h$  - глибина потоку,  $v^*$  - динамічна швидкість (А. В. Карауш, 1960).

Коефіцієнт пропорційності  $s$  змінюється від 6,1 до 25 і залежить від характеру розподілу швидкостей по глибині потоку, а також наявності і інтенсивності вторинних течій (І.А.Шеренков, 1978). Турбулентна адвекція на цьому етапі змішування простежується на відносно не- великій довжині ділянки річки ( $\Delta x \rightarrow 0$ ). В його межах домінує перенесення домішки по глибині потоку, тому на 97% величина  $D_{\text{Т}y,x}$  залежить від інтенсивності конвекції.

Коефіцієнт турбулентної дисперсії  $D_{\text{Т}y,z}$  характеризує особливості кінематичної структури в поперечному перерізі потоку. Величина цього коефіцієнта  $D_{\text{Т}y,z} = (0,15/0,70) qh v^*$  (Н. В. Fischer, 1973). З іншого боку, величина

$D_{TY,Z}$  залежить від розміру річки (відносної ширини потоку  $B/h$ ), морфодинамічного типу русла, які впливають на інтенсивність вторинних течій.

$$\lg\left(\frac{D_{TY,Z}}{hv_*}\right) \cong -2,7 + 1,5 \lg(B/h). \quad (2.2.8.) [42]$$

Залежно від точності завдання  $D_{TY,Z}$  знаходиться повнота обліку вкладу дисперсії в змішування вод, які відрізняються за змістом.

При сталому русі домішок  $v_y\left(\frac{\partial c}{\partial x}\right) \gg \left(D_{TY,x} \frac{\partial c}{\partial x}\right)$  дозволяє привести рівняння

$$(2.15) \text{ до виду } \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{D_{TY,z}}{w_y} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \frac{v_y}{w_y} \frac{\partial c}{\partial x}. \quad (2.2.9) [42]$$

Рівняння (2.17) використовується для характеристики процесів змішання на повороті русла. В порівнянні з ділянкою щодо прямолінійного русла (інші умови рівні) коефіцієнт  $D_{TY,Z}$  на звивистих ділянках річок зростає приблизно в три рази (А. В. Карауш, 1960), що обумовлено наявністю вторинних (поперечних) течій.

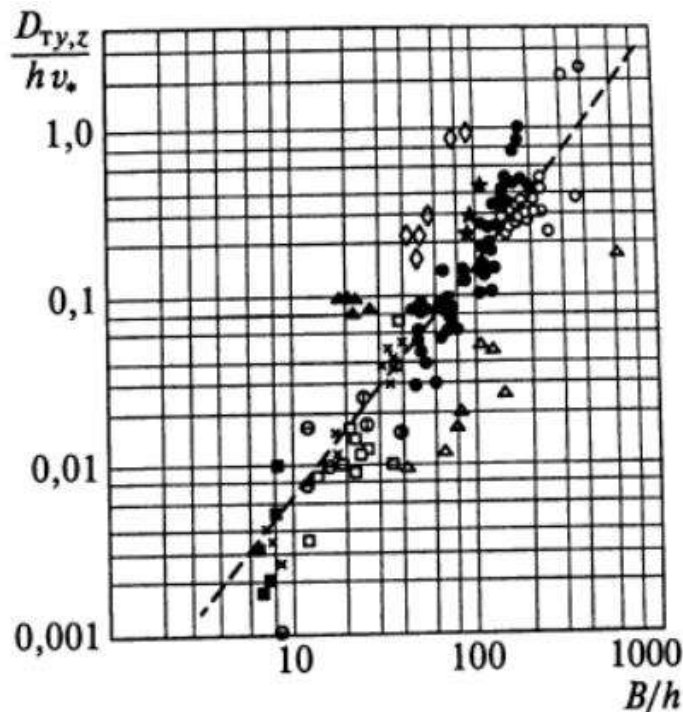


Рис.2.2.6. Вплив відносної ширини русла  $B/h$  на величину нормованого коефіцієнта турбулентної дисперсії  $D_{TY,Z}/h v^*$  [42]

Кінцевим результатом цього етапу змішування є (див. Рис. 2.2.5, д) однорідних значень з по ширині водотоку. Концентрація домішки в поперечному перерізі русла відрізняється від постійної величини, оскільки в прибережній зоні інтенсивність процесів дисперсії і конвекції мінімальна.

В залежність для мости від типу надходження домішки в потік (берегової, руслової) змінюється відстань  $L_z$  до створу, в якому поперечне розподіл концентрації домішки щодо однорідно. Для берегового типу надходження стічних вод  $L_z = 0.51B^2v_0 / D_{TY.Z}$  (Т.А. Кондюріна, 2000). [42]

Якщо він організований в центральній частини русла, то  $L_y = 0,13h^2v_0 / D_{TY.Z}$ . Тут  $B$ ,  $h$ ,  $v_0$  - відповідно ширина, глибина і середня швидкість потоку. Відстань, на якому досягається поперечна однорідних поля концентрацій, змінюється майже в 4 рази в залежності від типу випуску стічних.

На величину  $L_z$  впливає і спосіб введення домішки в водний об'єкт (концентрований, точковий, розсіює). Розсіює випуск стічних вод прискорює змішання природних і забруднених вод по ширині потоку. Створ щодо однорідного поперечного розподілу домішки виявляється ближче до місця надходження домішки на відстань  $\Delta L = 0,18 L_z^2 v_0$ . Одночасно скорочується час, необхідний для досягнення рівності концентрації домішки в поперечному перерізі потоку. [45]

Завершення періоду Тейлора означає, що в поперечному перерізі потоку досягнута відносна однорідність концентрації домішки. Надалі процес змішування зводиться до нерівномірного переміщенню обсягу води з осередненої за поперечним перерізом швидкістю течії  $v_0(x)$  (див. рис. 2.2.5, д).

По довжині довільної ділянки річки концентрація домішки залежить від величини  $z$  на верхній межі ділянки і особливостей зміни швидкості потоку і коефіцієнта турбулентної адвекції домішки  $D_{TY,ZX}$  (усередненого по глибині і ширині потоку)

$$\frac{dc}{dx} = \frac{D_{T,y,z,x}}{v_0(x)} \frac{d^2c}{dx^2}. \quad (2.2.10) [42]$$

Наявність деякої поперечної неоднорідності поля концентрацій не перешкоджає використанню цієї, простішої, форми аналітичного опису процесу змішування, оскільки основне значення має облік нерівномірності даного процесу. Рівняння (2.2.10) застосовують для характеристики процесу змішування в період домінування турбулентної адвекції домішки, тривалість якого дорівнює  $t_x - t_z$ , де  $t_x$  - час повного перемішування по осі  $x$ . Чисельне або аналітичне рішення рівняння (2.2.10) потребує завдання коефіцієнта  $D_{T,y,z,x}$ .

Цей коефіцієнт залежить від відносної швидкості  $v_0/v_*$  і ширини потоку  $B/h$ . Дослідження показав (О.А. Клименко; 1990), що :

$$D_{T,y,z,x}/(hv_*) = 0,88(v_0/v_*)^{0,37}(B/h)^{1,49}. \quad (2.2.11) [42]$$

Точність оцінки по цьому рівнянню достатньо висока при ширині потоку 60-70м. Для більш великих річок :

$$D_{T,y,z,x}/(hv_*) = 2140(v_0/v_*)^{-1,6}. \quad (2.2.12) [42]$$

Використання рівнянь типу (2.19) - (2.20) вимагає обов'язкової їх перевірки на даних натурних вимірювань. При  $t \geq t_x$  процеси змішання відповідають ідеальній дифузії. Відмінною їх рисою є миттєве поширення виниклих ( $x=0$ ) збурень з на відстань  $x=\infty$ . Такий тип поширення змін з не відповідає природним особливостям процесу змішування.

Оцінка реальної тривалості кожного характерного етапу і періоду змішування утруднена. Можливо визначення їх відносної тривалості, яка характеризує тривалість кожного періоду змішування в ставленні до тривалості періоду Лагранжа  $t_x$ . Для періоду повного змішання по глибині потоку відношення  $(t_y - t_x) / t_L = 100$ .

Досягнення відносної однорідності вмісту домішки по ширині річки відповідає відносному часу  $100 < (t_z - t_y) / t_L \leq 1000$ . Змішання вод відбувається в

основному по довжині річок, якщо  $1000 < (t_x - t_z)/t_L \leq 10000$ . При всій відносності цих кордонів вони є основою для вибору форми рівняння, що характеризує основні риси динаміки домішки на відносно коротких і протяжних ділянках річок. При визначенні характеристик процесу за час  $t < t_Y$ , використовується рівняння (1.14).

На ділянках звивистого русла цей процес більш інтенсивний ( $D t y x \approx 10 D t y z$ ) (І.А. Шеренков, 1978). У будь-якому випадку період завершення процесу змішування по ширині річок в 300-1000 разів більше в порівнянні з періодом вирівнювання концентрації домішки по глибині потоку. Процеси змішування подібні, якщо ідентичні відповідні критерії подібності.

Для їх отримання скористаємося рівнянням (2.2.8). Будемо вважати, що надходить в потік домішка консервативна, а коефіцієнти дифузії  $D t x = D t Y = D t Z = D$ . Замінімо характеристики, що входять до рівняння (1.11), безрозмірними аналогами за стандартною схемою:  $x_0 = x/h$ ,  $y_0 = y/h$ ,  $z_0 = z/h$ ,  $t_0 = t/T$ ,  $D_{01} = D t / D t_0$ ,  $v_{01} = v/v_0$ ,  $v_{02} = w/v_0$ ,  $v_{03} = u/v_0$ ,  $c_{01} = c/c_0$ , причому характерний масштаб часу  $T = h/v_0$ . Індекс «0» відповідає середньому значенню характеристик. Підстановка цих співвідношень в рівняння (2.28) і розподіл всіх членів рівняння на  $c_0 v_0 / h$  дає :

$$\frac{\partial c_{01}}{\partial t_0} = \frac{D_{T0}}{h v_0} \left( D_{01} \frac{\partial^2 c_{01}}{\partial x_0^2} + D_{01} \frac{\partial^2 c_{01}}{\partial y_0^2} + D_{01} \frac{\partial^2 c_{01}}{\partial z_0^2} \right) - \left( v_{01} \frac{\partial c_{01}}{\partial x_0} - v_{02} \frac{\partial c_{01}}{\partial y_0} - v_{03} \frac{\partial c_{01}}{\partial z_0} \right), \quad (2.2.13) [42]$$

де безрозмірний комплекс  $D t_0 (h v_0) = \Delta p$  – динамічний критерій подібності процесів перемішування, який характеризує їх подібність у відношенні режиму змішування вод і тривалості процесу. Подоба умов змішання існує, якщо  $\Delta p_1 = \Delta p_2$ .

Очевидно, що окремі характеристики, що входять до структури зіставляються критеріїв  $\Delta p$ , можуть при цьому відрізнятися за величиною.

Характерні періоди змішання відповідають процесу дифузії домішки, що має деяку інтенсивність. Формальний аналіз рівняння турбулентної дифузії домішки допускає нескінченно велику швидкість переміщення субстанцій в довільну точку водного об'єкта. Лише в цьому випадку зміна концентрації домішки в часі залежить від її змін по координатним напрямкам і описується рівняннями параболічного типу.

Перехід до дифузного процесу, швидкість якого обмежена (А.Д. Гіргідов, 1996), передбачає можливість випадкового блукання субстанцій в турбулентному потоці. Домішки перемішуються від довільної точки на осі  $x$  в позитивному і негативному напрямках, маючи швидкість відповідно  $v_1$  та  $v_2$ . Уздовж цих напрямків змінюється питома (за одиницю часу) частота  $f$  зміни орієнтації в напрямку переміщення частинок домішки.

Концентрація домішки  $c_y$ , (кількість її частинок на одиниці довжини), рухаючись зі швидкістю  $v_1$  та  $v_2$ , змінюється по координатним осях відповідно до рівняння :

$$\frac{\partial^2 c_y}{\partial t^2} + 2f \frac{\partial c_y}{\partial t} - v^2 \frac{\partial^2 c_y}{\partial x^2} = 0, \quad (2.2.14) [42]$$

де  $v = v_1 = -v_2$ . ділення рівняння (1.23) на  $v^2$  та використання заміни  $v^2/2f=k$  призводить до гіперболічного рівняння :

$$\frac{\partial c_y}{\partial x^2} = \frac{1}{v^2} \left( \frac{\partial^2 c_y}{\partial t^2} \right) + \frac{1}{k} \left( \frac{\partial c_y}{\partial t} \right). \quad (2.2.15) [42]$$

Рішенням рівняння є функція, що описує поширення домішки з кінцевою швидкістю. Більш складні варіанти рівняння дифузії з кінцевою швидкістю враховують її переміщення по всьому координатним напрямкам. В цьому випадку для опису ймовірності перенесення домішки використовується технологія  $n$ - виміру маркового процесу (А. С. Монін, 1955; А. М.Яглом, 1972; І.А. Гіргідов, 1996).

Рівняння турбулентної дифузії (при відносно малій швидкості процесу) дозволяють характеризувати поле концентрації домішки, осереднення її значення по глибині і ширині потоку. На їх основі, зокрема, визначають відстань  $L$  від джерела домішки (забруднюючих речовин) до створу, в якому середня (в поперечному перерізі) концентрація домішки дорівнює гранично допустимого значення  $c_{\text{пдж}}$ . Відстань  $L$  - функція не тільки процесів розбавлення та змішування.

Відносно неконсервативних речовин це також результат впливу процесів самоочищення. У загальному випадку процеси змішування неконсервативної домішки з природними водами підкоряються закономірностям, встановленим для консервативних субстанцій.

Відмінності між ними полягають в наявності додаткових факторів фізичної, хімічної та біологічної природи, які впливають на швидкість поздовжнього зміни концентрації забруднюючих речовин. Результат цього впливу залежить від буферності вод,  $pH$ , температури, швидкості течії, наявності або відсутності каталізаторів, відповідних видів водних біоценозів.

Їх комплексний вплив враховується деякою функцією  $F(c)$ . В цьому випадку поздовжнє зміна концентрації неконсервативної домішки описує рівняння дифузії, що має вигляд :

$$\frac{dc}{dx} = \frac{D_{T,y,z,x}}{v_0(x)} \frac{d^2c}{dx^2} + F(c). \quad (2.2.16) [42]$$

Вплив функції  $F(c)$  на  $dc/dx$  відповідає залежності інтенсивності зниження концентрації домішки від її початкової величини під впливом процесів самоочищення. Чим більше  $z$ , тим більше її зміна по довжині водотоку  $x$  і в часі? ( $t=x/v_0$ ). Швидкість зниження концентрації неконсервативної домішки залежить від кількості і типу процесів, що викликають фізичне, хімічне або біологічне зміна  $c$  (на додаток до процесів змішування і розведення).

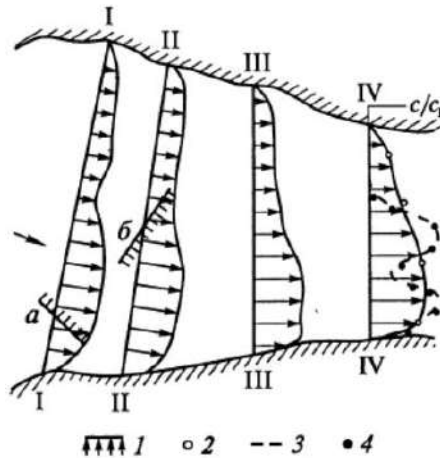


Рис. 2.2.7 Порівняння розрахованих (1) і фактичних (2) швидкостей потоку и концентрації домішок  $c$  (3,4) при її потрапляння в потік розсіваючи випуски (а,б) (И.А.Шеренков, 1978) ( $c_n$  – початкова концентрація), I–IV – норма створів.[42].

Вплив функції  $F(c)$  на  $dc/dx$  відповідає залежності інтенсивності зниження концентрації домішки від її початкової величини під впливом процесів самоочищення. Чим більше  $z$ , тим більше її зміна по довжині водотоку  $x$  і в часі? ( $t=x/v_0$ ). Швидкість зниження концентрації неконсервативної домішки залежить від кількості і типу процесів, що викликають фізичне, хімічне або біологічне зміна  $c$  (на додаток до процесів змішування і розведення). [8]

У більшості випадків роль процесів самоочищення та зміна функції  $F(c)$  описуються рівняннями кінетики. При обліку  $n$  процесів зниження початкової концентрації домішки  $c$  відповідає рівнянням кінетики  $n$ -го порядку:

$$\frac{dF(c)}{dt} = -c(k_{n1} + \dots + k_{nn}) \quad (2.2.17) [42]$$

або

$$dF(c) = -(k_{n1}c dt + \dots k_{nn}c/dt). \quad (2.2.18) [42]$$

Рівняння (1.27) має розв'язок :

$$c(x, t) = c_{x,t=0} \exp [-(k_{n1} + \dots k_{nn})x/v_0]. \quad (2.2.19) [42]$$



При наявності лише одного процесу самоочищення вод рівняння (1.28) спрощується, в його структурі зберігається лише одне значення  $kh$  – коефіцієнта неконсервативних домішок ( $c^{-1}$ ). Цей коефіцієнт враховує специфіку розкладання, засвоєння, перетворення, акумуляції різних хімічних речовин під впливом процесів самоочищення.

Облік процесів розбавлення, змішання і самоочищення дозволяє оцінити зміну величини концентрації домішки нижче злиття водотоків. У створі достатнього перемішування концентрація домішки визначена відповідно до рівняння (4.1) процесами змішання. Внесок процесів самоочищення в зміна концентрації домішки залежить від  $kh$ ,  $x$  і  $y$ . Чим більше  $x$ ,  $k$ , і менше  $V_0$ , тим сильніше змінюється зміст домішки під впливом ефектів самоочищення, оскільки  $c(x) = (c_1Q + c_2q)/(Q + q) \exp(-k_H x/v_0)$ . (2.20) [42]

Особливу групу неконсервативних речовин утворюють ізотопи. Стабільні ізотопи виникають як наслідок самовільного перетворення ядра (природна радіоактивність). Вони не схильні до подальшого розпаду. Нестабільні ізотопи з'являються в результаті техногенних ядерних реакцій (штучна радіоактивність).

Штучна радіоактивність призводить до зменшення початкових концентрацій ізотопів одних елементів і збільшення концентрації ізотопів інших хімічних елементів, що відповідає властивостям неконсервативних речовин. Нестабільні ізотопи відрізняються за швидкістю розпаду :

$$k_p = \frac{1}{\tau} = \frac{\Delta\Pi}{\Pi\Delta t}, \quad (2.2.21)[42]$$

де  $k_p$  – постійна розпаду,  $c^{-1}$ ,  $\tau$  – час повного розпаду початкової кількості ядра  $\Pi$ , якщо за інтервал часу  $\Delta t$  розпадається характерне число ядра  $\Delta\Pi$ .

Характеристикою інтенсивності розпаду ядра є активність процесу. Вона відображає специфіку зміни постійної розпаду  $k_p$ . Одиниця активності – 1 (Бк) характеризує інтенсивність розпаду ядра за 1 с.

Період  $\tau$  і період напіврозпаду  $\tau_{1/2}$  пов'язаних співвідношенням  $\tau_{1/2} = 0,693 \tau$  величина  $\tau_{1/2}$  враховує тривалість послідовного зменшення числа ядер хімічного елемента в два рази через інтервал часу  $\Delta t, 2\Delta t, \dots, n\Delta t$ . Цей процес описується законом радіоактивного розпаду :

$$N_t = N_{t=0} \exp(-k_p t). \quad (2.2.22) \quad [42]$$

Радіонукліди існують в гідросфері внаслідок ланцюжка радіоактивних перетворень важких нуклідів з сімейства ура на, торію і актинія, а також внаслідок техногенних ядерних реакцій (випробування ядерної зброї, аварії на АЕС і т.п.). Максимум вмісту ізотопу цезій-137, наприклад, виділяється на початок 70-х років ХХ ст. і на 1986 р коли сталася аварія на Чорнобильській АЕС. Після припинення ядерних випробувань в атмосфері і надходження радіоактивних речовин в атмосферу від Чорнобильської АЕС концентрація цезію-137 у водних об'єктах поступово скорочується. [40]

Вона знизиться до безпечного рівня через час  $\tau_{1/2} = 43$  роки. Для інших продуктів розпаду цей час більше або менше. Наприклад, час життя Йода-132 - Йода-131 - 8 дн. У загальному випадку зниження початкових концентрацій характеризує час  $\tau_{1/2} = 10^{-1}$  с/10<sup>9</sup> років.

Розпад ядер - не єдиний механізм, що впливає на не-консервативне поведінка ізотопів у водних об'єктах.

Співвідношення між розчиненою і зваженої формами присутності радіонуклідів у водних об'єктах залежить від виду ізотопів. Навпаки, до 80 - 90% стронцію-90, кобальта-60, рутенію-100 знаходиться в розчині (Б. А. Нелепо, 1970). [16]

Зниження вмісту радіонуклідів може бути пов'язано з їх біологічним поглинанням (О. В. Войцехович, 2001). Накопичення радіоактивних ізотопів в рослинних тканинах залежить від виду рослин. Перехід цезію-137 в рослинні тканини гірчиці максимальний, а стронцій-90 інтенсивна накопичується в

листяках, стеблах і коренях соняшнику. Ефективність цього процесу зростає при збільшенні біомаси водних екосистем. Наявність ізотопних різновидів атомів хімічних елементів створює передумови для практичного використання закономірностей змішання природних вод. [2]

Вони базуються на обліку відмінностей ізотопного складу водню і кисню в атмосферної вологи, поверхневих і океанічних водах (А. М. Ніканоров, Ю.А. Федоров, 1988; Г. В. Суркова, 2002). Ці відмінності дозволяють порівнювати співвідношення ізотопів водню і кисню в атмосфері, в водах суші зі стандартом океанічної води (*SMOW*). Як *SMOW* прийняті співвідношення  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O} \approx 2 \cdot 10^{-3}$  і  $\text{D}/^1\text{H} \approx 1.557 \cdot 10^{-4}$  [42]

Аналогічні співвідношення для атмосферної вологи і вод суші характеризує міру  $\delta$  (в ‰) відмінностей вмісту важкого ізотопу кисню ( $\delta^{18}\text{O}$ ) і ( $\delta\text{d}$ ) від стандартам *SMOW*. Середній ізотопний склад атмосферної вологи характеризує рівності  $\delta^{18}\text{O} = -4\text{‰}$  і  $\delta\text{d} = -22\text{‰}$  (Г.В. Суркова, 2002).

"При цьому  $\delta\text{d} = 8\delta^{18}\text{O} + 10\text{‰}$  Співвідношення між  $\delta\text{d}$  і  $\delta^{18}\text{O}$  для річок близько відповідає стандарт *SMOW*. Одночасно між ними існують відмінності, пов'язані з впливом зонального, континентального і орографічного факторів (А. М. Ніканоров, Ю.А. Федоров, 1988)". [42]

Величина  $\delta^{18}\text{O}$  в гирлах арктичних річок Росії залежить від температури води. Чим вище температура води, тим більше відмінності між  $\delta^{18}\text{O}$  в річкових і морських водах. Ці ж фактори впливають на відмінності від стандарту *SMOW* ізотопного складу озерних вод.

Для європейських озер  $\delta\text{d} = -98 \div -15 \text{‰}$ , а  $\delta^{18}\text{O} = -13,5 \div -0,4\text{‰}$  (В.Е. Ветштейн, 1982). Співвідношення концентрацій ізотопів водню і кисню в океанічному стандарті  $V_i$ , у водному об'єкті ( $A_i$ ) і в їх суміші ( $D$ ) дозволяє визначити внесок  $f$  різних процесів ( $i$ ) при зміні гідрохімічного складу водного об'єкта і обсягу вод різного генезису (А. М. Ніканоров, Ю.А. Федоров, 1988):

$$f_i = \frac{B_i - D_i}{B_i - A_i} \quad (2.2.23) [42]$$

Змішання вод з різним ізотопним складом відбувається, зокрема, в процесі фазових переходів. При випаровуванні ставлення  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  і  $\text{D}/^1\text{H}$  змінюється в порівнянні з океанічним стандартом, оскільки тиск насичення більш важких ізотопів  $^{18}\text{O}$  і  $\text{D}$  менше, ніж для  $^{16}\text{O}$  і  $^1\text{H}$  (Г.В. Суркова, 2002). Швидкість випаровування «важких» молекул води також менше швидкості випаровування «легких» молекул. В результаті у водних об'єктах збільшується вміст важких ізотопів, атмосферної вологи воно, навпаки, зменшується. При конденсації вологи з-тупни склад поверхневих вод і водяної пари змінюється протилежним чином.[17]

### 2.3. Процеси змішування в водоймах

Процеси змішання в водоймах мають велику специфіку в порівнянні з водотоками. Вони залежать від стійкості водних мас, розташування джерела домішки по відношенню до берегів водойм. Він може знаходитися біля берега або на великій відстані від берегової лінії ( $B \rightarrow \infty$ ). Істотне значення має швидкість надходження домішки у водойму.

При надходженні у водойму домішки з великою швидкістю ( $> 2$  м/с) процес змішування включає етап початкового і основного розведення. Початкове розведення завершується (рис.2.3.1) на такій відстані від випуску домішки, при якому швидкість переміщення субстанцій  $v_2 = 0.10-0.15$  м/с . Відстань від випуску до створу завершення початкового розведення прямо пропорційно ширині зони змішання  $b$  і швидкості течії у водоймі  $v_1$ .

Чим менше відношення  $v_1/v_2 = m$ , тим ближче до випуску знаходиться створ початкового розведення. При  $m \leq 0,25$   $n_n = f(b^*, m)$ .

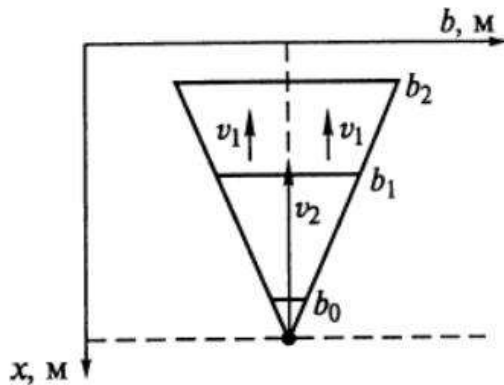


Рис 2.3.1 Зміна границь зони перемішування вод ( $b_0 < b_1 < b_2$ ) при великій швидкості ( $v_2 > 2$  м/с) потраплянням домішок в водотік ( $v_1 \ll v_2$ ) [42]

Збільшення відносної ширини струменя  $b^* = b/b_0$ , де  $b_0$  початкова ширина струменя, супроводжується збільшенням кратності початкового розбавлення  $n_n$ . Вона зростає при великій і зменшується при малій величині  $m$ . Кратність розбавлення залежить також від співвідношення  $h/b$ , де  $h$  - глибина водойми.

У діапазоні зміни  $h/b$  від 0 до 0,20 кратність розведення складає 30%  $n_n$ . Збільшення обсягу води, що бере участь в розведенні, призводить до зростання  $h/b$  (до значень 0,4 ÷ 0,6), уповільнення швидкості процесу, оскільки кратність розведення зростає на 28 ÷ 21%. Величина  $n_n$ , досягає максимуму за умови  $h/b=1$ . Після завершення початкового етапу розведення зміна концентрації домішки описується рівняннями дифузії забруднюючих речовин. [18]

Якщо швидкість надходження неконсервативної домішки у водойму не перевищує 2 м/с, то зміна її концентрації описується рівнянням дифузії в циліндричних координатах (А. В. Ка Рауш, 1969):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_{\text{тy}} \frac{\partial^2 c}{\partial r^2} + \beta / r \frac{\partial c}{\partial r} + k_n c, \quad (2.3.1) [42]$$

Де  $D_{\text{тy}}$  – вертикальна компонента коефіцієнта турбулентної дифузії,  $r$  – відстань (рис.2.3.2) від стаціонарного джерела [42]

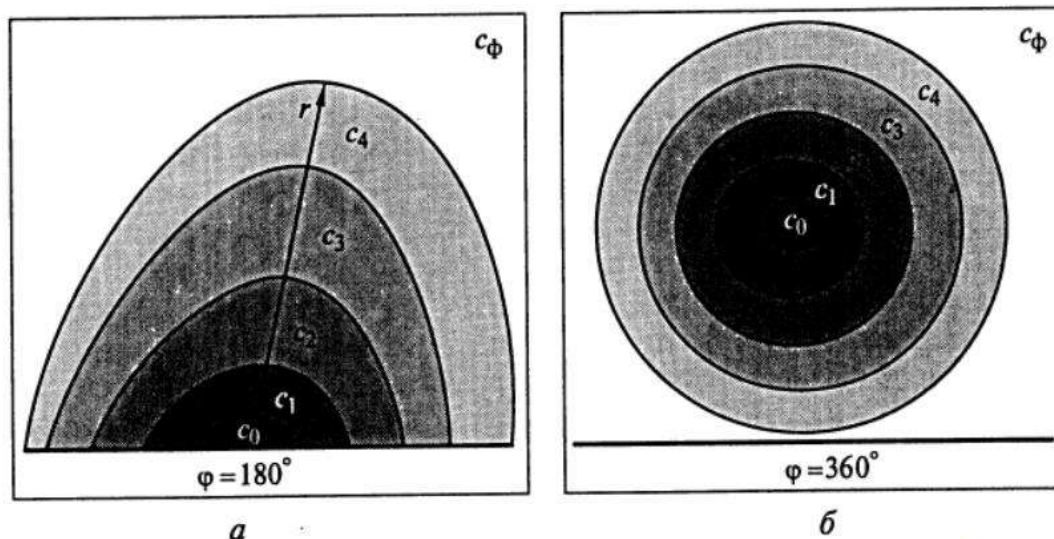


Рис 2.3.2 Схема перемішування вод при відносно малій швидкості потрапляння домішок в водотік берегу (а) і на великій відстані від берега (б)

$$D_{\text{TY}} = (c_{\text{в}} h_{\text{в}} + \pi v h) d^{1/3} / (\rho h^{1/3}), \quad (2.3.2) \quad [42]$$

забруднюючих речовин до фронту між  $c_i$  і  $c_f$ , де  $c_f$  - фонова їх концентрація.

Параметр  $\beta = D_{\text{TY}} - q/(\phi h)$  Тут  $d$  - витрата домішки,  $\phi$  - кут поширення домішки від джерела, радіан. При береговому типі її надходження  $\phi = \pi$ , при організації випуску домішки на значній відстані від берега  $\phi = 2\pi$ . Для консервативних речовин  $k_n = 0$ . Процеси самоочищення призводять до зниження початкових рівнів вмісту у воді забруднюючих речовин.

Внутрішні процеси в водоймі можуть і збільшувати початкові значення  $c$ . При залповому надходженні домішки у водойму стоки можуть витіснити чисті води. Зона змішування при цьому набуває характерний лінійний розмір  $r_0 = \sqrt{\alpha q / \pi h}$ .

Якщо випуск стічних вод знаходиться біля берега, то  $\alpha = 2$ , у протилежному випадку  $\alpha = 0,5$ . Еволюція області змішування при цьому описується рівнянням (1.30) з урахуванням відповідних граничних умов. Коли слабкий вітер коефіцієнт  $D_{\text{TY}} = g h v / (0,7 C_{\text{ш}}^2 + 6 C_{\text{ш}})$ . Вітрові хвилі і дрейфові течії вод (І. Шеренков, 1978). Інтегральний ефект змішування чистих і забруднених вод під їх впливом і

впливом турбулентного перемішування дорівнює сумі приватних впливів на характеристики процесу. В цьому випадку :

$$D_{ty} = (c_v h_v + \pi v h) d^{1/3} / (p h^{1/3}), \quad (2.3.3) [42]$$

Якщо глибина водойми менше 60 м , коефіцієнт дифузії зави сит від фазової швидкості  $c$ , і висоти хвиль  $h_v$  1‰ забезпеченості, середнього діаметра відкладенню  $d$  (м), емпіричного коефіцієнта  $p$  ( $p \approx 700$ ). Величина  $D_{ty}$  змінюється в широких межах, відбиваючи особливості змішування вод в конкретних водоймах (табл. 2.1).

Величина  $D_{ty}$  характеризує зміну з по глибині області змішання в водоймі. Зміна її кордонів контролюється переносом домішки в поперечному і поздовжньому напрямках (по відношенню до берегової смуги, розташування водовипуску). Інтенсивність цих процесів залежить від коефіцієнта горизонтальної дифузії  $D_{TZ}$  Гіпотеза  $D_{ty} = D_{ty} = D_{TZ}$  - практично єдина можливість завдання  $D_{TZ}$ .

Її використання призводить до завищеної оцінки змісту домішки в області змішування (в порівнянні з фактичними даними). Вихрові освіти різних розмірів вносять особливий внесок у зміну стану області змішання (рис. 2.3.3). Вона зайнята «плямами» домішки малого, середнього і великого розміру. [2]

Ці «плями» можуть збігатися (або відрізнятися) за лінійними розмірами від характерних для даного водойми динамічних збурень.

Змішання водної маси і домішки відсутня, якщо «плями» домішки і малі вихрові освіти однакові за розмірами. «Плями» домішки виявляються недостатньо великими, щоб відчувати вплив турбулентних вихорів відносно великих розмірів. Плями домішки середніх розмірів, навпаки, під впливом цих вихорів змінюють просторові обриси. [34]

Однак концентрація домішки в їх межах практично постійна, оскільки вона ще відповідає фоновим значенням. В результаті окремі ділянки області змішання

відчувають вплив різного числа факторів. Для одних ділянок області змішання ефект дифузії не- великий, для інших наростає при поступально-коливальному характері переміщення фронту великих ділянок змішання (див. Рис. 2.3.3). [42]

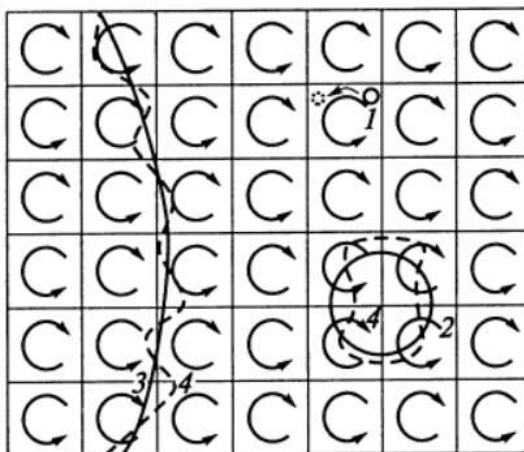


Рис. 2.3.3 Вплив лінійних розмірів малих (1) , середніх (2) і великих (3) вихрових структур водойми на зміну границь області , зайнятої домішками (4)

(G.T.CsandaDy, 1975) [42]

### Таблиця 2.3.1

**Мінливість коефіцієнтів вертикальної  $D_t$  і горизонтальної  $D_{TZ}$  турбулентних дифузій (С.Г.Тушинский, 1987) [42]**

Водойма	$D_t \text{ м}^2/\text{с}$	$D_{TZ} \text{ м}^2/\text{с}$	Примітка
Оз.Ладозьке	–	20	Глибина 4-6 м, глибокі частини озера Мілководні озера
	–	2	
Оз.Байкал	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	Південна частина озера Середня частина озера важка структура течії
	$5 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-1}$	



Оз.Балхаш	– – $2 \div 8 \cdot 10^{-3}$ $2 \div 4 \cdot 10^{-2}$	$0,6 \div 1,2$  $2 \cdot 10^2 \div 2 \cdot 10^3$ – –	Період перемішування 10÷40 хв Період перемішування 10÷40 час Помірне хвилювання Шторм
Оз.Валенсія (Іспанія)	$2,3 \cdot 10^{-5}$  $9 \cdot 10^{-6}$	– –	Глибина 20 м Глибина 35 м
Оз.Тітікака	$1 \div 2 \cdot 10^{-3}$	–	Добова зміна процесів
Оз.Боденське	$2 \div 10 \cdot 10^{-5}$ $2 \cdot 10^{-3}$	– –	Стійка стратифікація Нестійка стратифікація
Водосховище в Родезії	$2,1 \cdot 10^{-5}$	–	Тропічна водойма

Перехід від тривимірного до плоского поданням області змішання в межах водойми можливий при тривалості процесу більшою, ніж час, необхідний для виникнення лінійного зміни концентрації домішки вздовж осі z або x. Чим глибше водойму і менше коефіцієнт вертикальної турбулентної дифузії, тим більший час займає процес досягнення відносної однорідності в вертикальному розподілі домішки.[35]

Досягнення цього стану означає, що коефіцієнт горизонтальної турбулентної дифузії враховує усереднені по глибині водоймища гідродинамічні особливості процесу. Цей коефіцієнт залежить (рис. 2.3.4) від масштабу явищ, що призводять до зміни концентрації домішки. Різні види горизонтального перемішування (j) відрізняються за лінійними розмірами  $L_j$ .

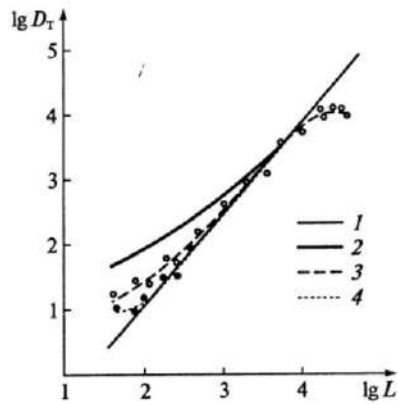


Рис. 2.3.4 Зміна коефіцієнтів та горизонтальної дифузії  $D_t$  в залежності від розміру водойми  $L$ : 1 – закон «4/3», 2 – дані Р.В.Озмидова (1960), 3, 4 – дані Н.А.Лабзовського (1978) [42].

У гирлах річок, що впадають в озера або водосховища, змішуються води, що відрізняються по каламутності і температурі. Їх взаємодія призводить до формування суспензійних потоків (Б. І. Самолюбов, 1998). Змішання річкових і морських вод залежить від морфології гирлового узмор'я, витрати води в гирловому створі, різниці щільності прісної і солоної води. При мілин узбережжі річкові води плавно втікають у водойму (рис. 2.3.5). Вони здійснюють слабе залучення водної маси в поздовжнє переміщення, що відповідає малому впливу динамічних ефектів на змішання вод.

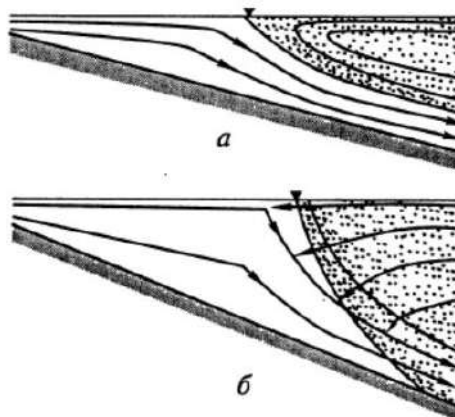


Рис. 2.3.5. Схема умов втікання річкових вод в озеро пологому (а) і крутому (б) схилах днища. [42]

У гирлах річок, що впадають в озера або водосховища, змішуються води, що відрізняються по каламутності і температурі. Їх взаємодія призводить до формування суспензійних потоків (Б. І. Самолюбов, 1998). Змішання річкових і морських вод залежить від морфології гирлового узмор'я, витрати води в гирловому створі, різниці щільності прісної і солоної води. При мілін узбережжі річкові води плавно втікають у водойму. Вони здійснюють слабе залучення водної маси в поздовжнє переміщення, що відповідає малому впливу динамічних ефектів на змішання вод. [30]

В умовах великих ухилів річок прилегла до гирла річки водна маса активно втягується в перемішування. За рахунок динамічних ефектів залучення обсяг води  $Q$ , на гирловому узбережжі р. Багна, що впадає в оз. Сперіллен (Норвегія), зростає на 50% в порівнянні з витратою води  $Q_0$  в гирловому створі. Спрощено цей процес характеризує рівняння (В. Н. Михайлов, 1998):

$$Q_x = Q_0 \exp(-kx/h_0) \quad (2.3.4) \quad [42]$$

де  $h_0$  Інтегральний ефект змішування при цьому відповідає подовжньому зміни концентрації солей. На видаленні  $x$  від гирлового створу процеси змішання річковий (концентрація  $c_{sp} \approx 0$ ) і морський (концентрація  $c_{sm}$ ) води призводять до зміни концентрації солей в співвідношенні з рівнянням :

$$c_{sx} = c_{sm} [1 - \exp(-kx/h_0)] \quad (2.3.5) \quad [42]$$

Особливі умови змішання існують на приливних ділянках річок, де домінує приливна або циркуляції вод (Д. М. Мак-Дуелл, Б. А. О'Коннор, 1983). Приливної тип змішування характерний для гирла річок, в яких напрямок потоку Води змінюється за приливної цикл. Він відповідає повного змішання річкових і морських вод, виникає при відносно малій величині річкового стоку і сильному впливі морських факторів (припливів).

Стоковий характер перенесення домішок зберігається по всій глибині річкового потоку. Параметр стратифікації водної маси ( $n_c = \Delta c_s / c_{sc}$ ,  $= \Delta c_s$  і  $c_{sc}$

відповідно різницю і середнє арифметичне значень солоності у днища і на поверхні води)  $n < 0,1$  при повному змішуванні. Гирла річок подібні за характером змішання річкових і морських вод (В. Н. Михайлов, 1998), якщо критерій густини Річардсона :

$$Ri_p = ghn_c/v^2 < 2, \quad (2.3.6) [42]$$

а критерій густини Фруда :

$$Fr_p = v/\sqrt{\frac{\Delta\rho gh}{\rho_c}} > 0,71. \quad (2.3.7) [42]$$

Збільшення стоку (при збереженні або зниженні ролі морських факторів) призводить до виникнення циркуляційного руху річкових вод і домішок вище переднього фронту морської водної маси. На підході до зони змішання і на фронті змішування домінує конвекція вод, з густиною і компенсаційними ефектами. У верхніх шарах і в придонному області водного потоку напрямки швидкостей протилежні (рис. 2.3.5, б).

Подоба процесів змішання при цьому визначають умови  $n_c = 0,1 - 1,0$ ,  $R_{ip} = 2 - 20$ .  $Fr_p = 0,22 - 0,71$ ). В умовах сильно вираженого густиною розшарування (циркуляція) на гирлової ділянка проникає «клин» солоних вод (рис. 2.13, в). Він зменшує глибину зони змішання на товщину.

На передньому плані «клин» швидкості річкового потоку і солоних вод взаємно компенсуються. На цьому кордоні відбувається зменшення концентрації домішки за рахунок сукупності процесів самоочищення. Процеси змішування в умовах сильної вертикальної стратифікації подібні, якщо  $n_c > 1,0$ ,  $R_{ip} > 20$ ,  $Fr_p < 0,22$ .

Граничні значення цих критеріїв, які мають бути, якщо система циркуляції виникає при розташуванні зони змішання в гирловому створі.

$v$  і  $S$  - швидкість і солоність морської води в створах А, Б, В

(рис. 2.3.6 г), в зоні максимальної щільності води.

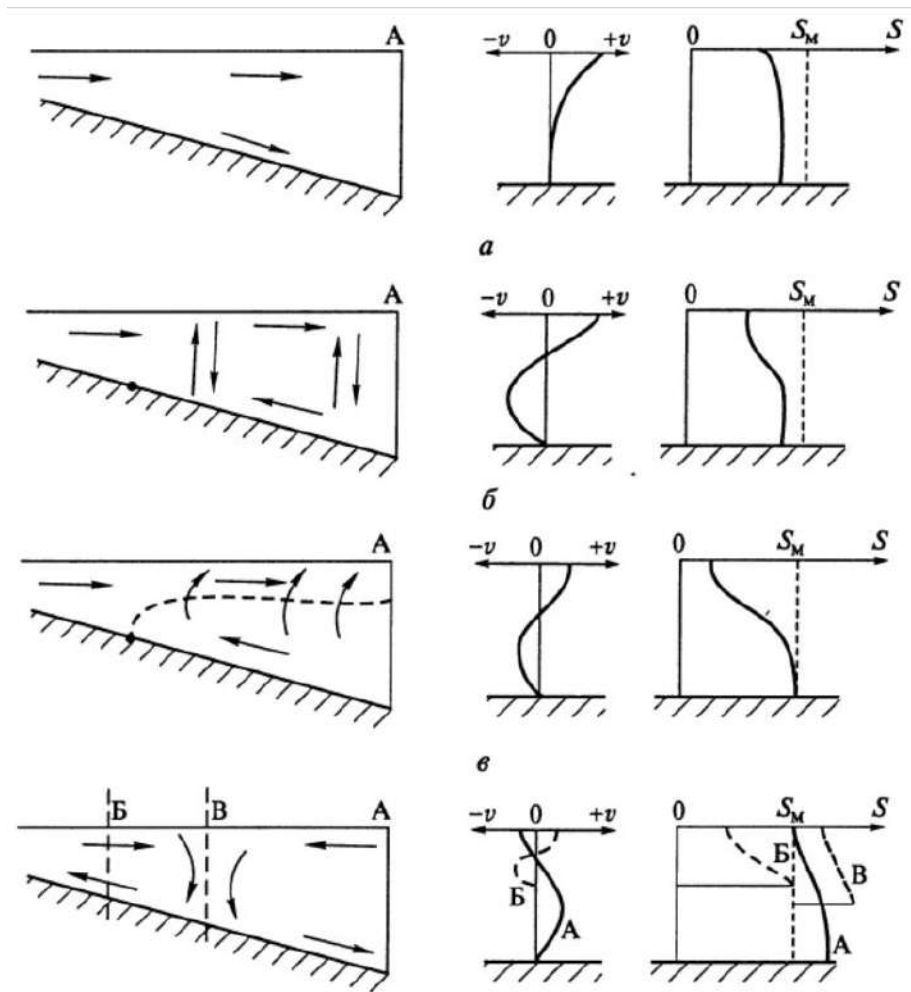


Рис. 2.3.6 Схема взаємодії річкових і морських вод при їх повному (а), часткове (б) перемішуванні, наявності засолення вод (в), існування «зворотного естуарія» (г) (В. Н. Михайлов, 1998):

Її наявність пов'язано з надзвичайно високим випаровуванням, яке обумовлює локальний максимум солоності і щільності води на мілководдя. Зона змішування в цьому випадку розташовується вище гідрофону. Зниження концентрації домішки відбувається за рахунок процесів самоочищення. Морські води практично не беруть участь в змішуванні, оскільки вони також не здатні подолати зону максимальної солоності і щільності.

Такий характер змішування типовий для ряду естуаріїв Австралії і Африки. Змішування річкових і морських вод в аналітичному відношенні відповідає

рівняння турбулентної дифузії (2.14), яке в рівній мірі справедливо для ділянок річок і прибережних зон водойм. [46]

Відмінності між ними полягають в незбіжних наборі видів руху обсягів вод, що характеризують специфіку і інтенсивність перемішування. Поряд з циркуляційними механізмами змішання, в зоні взаємодіючих річкових і морських вод концентрація домішки може змінюватися внаслідок конвективного перемішування, адвекції розчинених речовин, проникнення солоних вод, динамічних процесів, пов'язаних з приливами і нагонами. Інтегральний ефект цих процесів проявляється у відмінності коефіцієнтів поздовжньої турбулентної дифузії.

Величина цього коефіцієнта прямо пропорційна швидкості течії і глибині потоку, вона зменшується при збільшенні коефіцієнта Шезі. Коефіцієнт поздовжньої дифузії  $D_t$  змінюється від 10 до 5000 м<sup>2</sup>/с (Д.М. Мак Доуелл, Б. А. О Коннор, 1983; В. Н. Михайлов, 1998). Порівняння інтенсивності змішування в різних водних об'єктах показує, що швидкість процесу в гирлах менше в порівнянні з річковими ділянками і істотно більше швидкості вирівнювання концентрацій домішки в водоймах.

### **3. ДІЛЯНКИ ПЕРЕМІШУВАННЯ СТІЧНИХ ВОД , ВОД ПРИТОКІВ З ВОДАМИ Р.ПРУТ**

#### **3.1 Загальні риси забрудненості води р.Прут в межах м.Чернівці**

Одним з напрямів проведених досліджень було вивчення джерел забруднення річки Прут в межах міста Чернівці та визначення основних особливостей просторової різниці в ступені забруднення води. У контексті умов, що впливають на формування забруднення води річки Прут на розглянутій ділянці, можна виділити два основних періоди: період від створення першої каналізаційної мережі міста до пуску в експлуатацію очисних споруд у 1970 році, а також наступний період, який триває до нашого часу. У правобережній частині міста протягом 1896-1936 років була створена каналізаційна мережа типу, від якої стічні води без очищення виливалися у річку Прут.

"Загальне уявлення про забрудненість води наприкінці першого з виділених періодів (1960 — 1969 рр.) могло бути отримано за аналізом інформації з водогосподарського навантаження і хімізму води. У цей час річний об'єм скидів стічних вод міста (за даними ДКП "Чернівці водоканал") становив 19,1 млн. м<sup>3</sup> з них 11млн. м<sup>3</sup> відводилось системою загальносплавної каналізації правобережної частини міста, 8,1млн. м<sup>3</sup> - промисловими підприємствами. У структурі об'єму водовідведення 4 % склали господарсько-побутові стоки, 58 % - виробничі"[6].

Всього 38 промислових підприємств (17 у правобережній та 1 в лівобережній частинах міста) були джерелами скидів виробничих стічних вод. Локальні очисні споруди існували лише на чотирьох з них, зокрема на спиртовому заводі, цукровому заводі, дріжджзаводі та шкірзаводі. Більшість підприємств відводили свої стічні води в невеликі річки міста, такі як річки Клокучка, Мольниця,

Шубранець (Потік), і лише декілька з них мали власні скиди у річку Прут. (табл. 3.3.1).

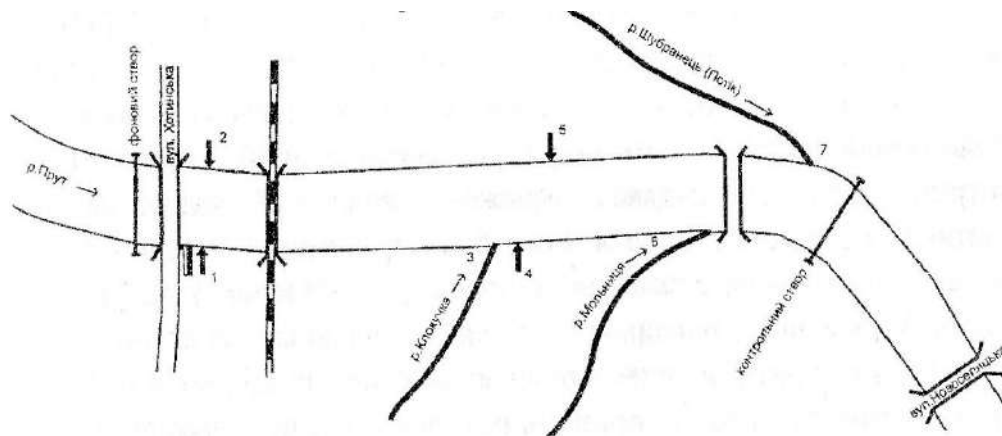
Оцінка забрудненості води річки Прут протягом першого періоду, на основі результатів гідрохімічних спостережень Гідрометслужби, що розпочалися в районі міста Чернівці з 1946 року, не була можлива. Це пов'язано з тим, що проби води для хімічного аналізу збиралися лише на фоновій ділянці річки. У період з 1965 по 1969 роки це відбувалося у створі водомірного поста на відстані 0,9 ширини річки від лівого берега. [19].

**Таблиця 3.3.1**

**Джерела забруднення води р. Прут в районі м. Чернівці до 1970 р. [19]**

№ скиду	Відстань від гідрологічного поста, км берег	Підприємство, що скидало стічні води
1	0,1, лівий, правий	пивзавод, деревообробний комбінат
2	0,3, лівий	дріжджзавод
3	1,4, правий	
4	1,6, правий	Каналізація правобережної частини міста
5	1,7, лівий	цукровий завод, спиртзавод
6	2,7, правий	
7	4,5, лівий	

Місцезнаходження джерел забруднення зображено на рис. 3.3.1



**Рис. 3.3.1** Джерела забруднення р.Прут до 1970 р. [19]



У 1969 році вперше була проведена спроба оцінки забрудненості води річки Прут в районі Чернівців. Дослідження було спрямоване на вивчення впливу стічних вод міста на гідробіологічний режим середньої течії річки. За отриманими результатами було виявлено, що у зоні впливу стічних вод температура води збільшилась на 0,5-3,5 °С, вміст розчиненого кисню втричі-половину зменшився, а вміст органічної речовини і мінералізації значно зросли.

Ця зона впливу стічних вод охоплювала відстань від 30 до 45 км вздовж річки. В рамках цієї зони виділяли дві частини: одна з сильним забрудненням протяжністю 7 км (від гирла річки Клокучка до автомобільного мосту по вулиці Новоселицькій), а інша - з помірним забрудненням і ознаками відновлення якості води, простягалась на відстань 30-40 км до міста Новоселиця.

Протяжність цих зон змінювалась в залежності від рівня води в річці та обсягів викидів стічних вод, і в деякі періоди може бути різною, наприклад, при низькому рівні води у вересні 1960 року сильно забруднена зона розширювалась на 45 км вниз по течії, до села Тарасівці.

"Згідно даних спостережень міської санепідемстанції (результати хімічного аналізу річкових і стічних вод, візуальна оцінка забрудненості річки), які проводились у 1968 р. Створи спостережень розміщувались наступним чином: фоновий - в 0,3 км вище водомірного поста, контрольний - в 5,0 км нижче нього, проби стічних вод відбирались зі скидів"[19] .

У місті Чернівці водойми, зокрема річка Прут, були суттєво забруднені стічними водами, особливо в правобережній частині міста, де функціонувала каналізаційна мережа (скид 4). Це викликало високий вміст органічних речовин, сульфатів, хлоридів (до 100 мг/дм<sup>3</sup>), і загального заліза. Малинки річки, що знаходилися нижче витоків стічних вод, стали відкритими колекторами міської каналізації, що призвело до суттєвого забруднення їх води органічними

речовинами, внаслідок чого вміст розчиненого кисню знижувався до 0,7-0,5 мг/дм<sup>3</sup>, а в гирловій ділянці річки Прут складав 4,0 мг/дм<sup>3</sup>.

Концентрація хлоридів практично втричі збільшувалась внаслідок скидання стічних вод, а температура стічних вод, особливо виробничих, була вищою, ніж температура річкових вод, у деякі періоди навіть перевищувала 40 °С.

Надходження теплих стічних вод призводило до підвищення температури води в річці Прут, в середньому на 1,0 °С, що призводило до зниження концентрації розчиненого кисню. Забруднення води нафтопродуктами було істотним, особливо на ділянці річки довжиною 5-30 км, де вони викидалися джерелами 1 та 5, призводячи до суттєвого забруднення русла і заплави річки.

Протягом наступних років (1991-2009) загальні риси забрудненості води залишалися сталими, але спостерігалася певна тенденція до зменшення на досліджуваній ділянці. Виявлено покращення якості води у деяких створах, але загальна ситуація залишалася напруженою. [37].

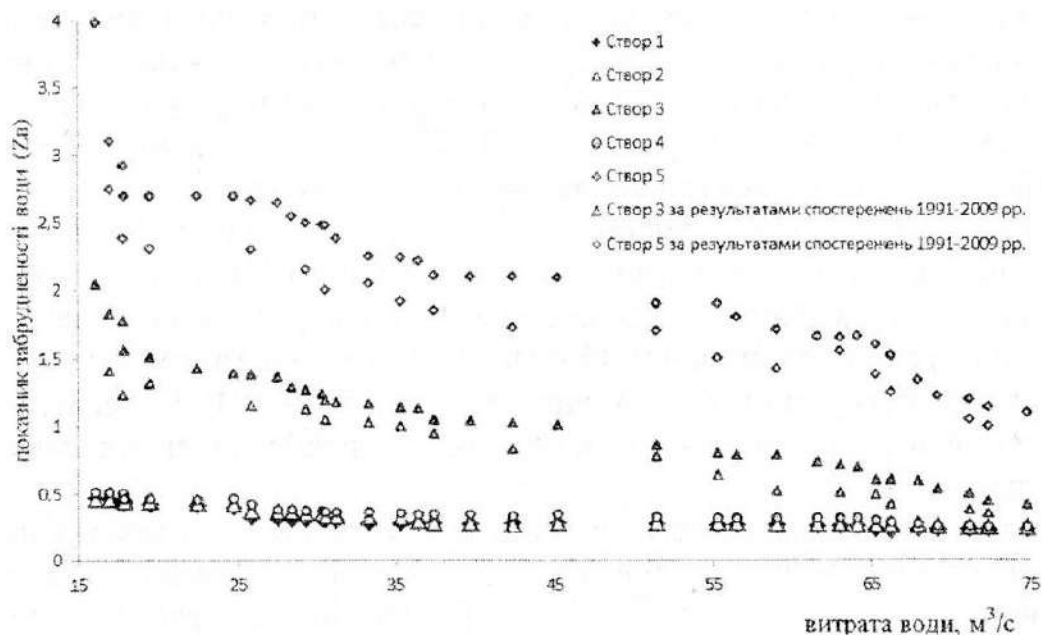


Рис. 3.3.2. Залежність забрудненості води р. Прут у контрольних створах від водності (м. Чернівці, 1989—2009 рр.). [19].

Тенденцію до зменшення забрудненості води річки Прут у Чернівцях можна пояснити декількома факторами. По-перше, спостерігалось зменшення винесення забруднюючих речовин зі стоком річок Клокучка і Мольниця після ліквідації деяких скидів каналізації. По-друге, істотно зменшився скид забруднюючих речовин із стоками очисних споруд каналізації міста. [13]

Водна обстановка річки Прут в межах Чернівців варіювалась відносно чистою на ділянці вище автодорожнього мосту, де розташовувався основний водопровід міста (водозабір Центральний). Між автодорожнім мостом та гирлом річки Клокучка вода забруднювалась Помірно, переважно вздовж берегів, оскільки стічні води не мішалися з основним потоком річки. Нижче гирла річки Клокучка та випуску стічних вод від цукрового і спиртового заводів формувалась сильно забруднена область вздовж течії стічних вод, які відстежувались до другого автодорожнього мосту (на вулиці Новоселицькій, тепер - вулиця Стрілецька), де відбувалося повне перемішування річкових і стічних вод. Нижче цього пункту забруднення було помірним на протязі 10-15 км вздовж річкового потоку.

Найбільш забрудненою була вода річки нижче гирла річки Мольниця, де відбувалося скидання значної кількості неочищених стічних вод від міської каналізації та промислових підприємств. Розподіл забруднених вод стало складним, і вздовж берегова течія річки стала помітною до другого мосту. Спостерігалось значне погіршення якості води через перемішування стічних вод з основним об'ємом річкового потоку.

Санітарно-екологічний стан ділянки річки Прут у Чернівцях значно поліпшився внаслідок реалізації інженерних заходів. Однак до цього було неможливо використовувати цю ділянку річки для водопостачання та рекреації через високий рівень забрудненості. Система каналізації була розширена,

споруджено очисні споруди, що сприяло подальшому зменшенню забруднення води на досліджуваній ділянці. [9]

Унаслідок процесів розбавлення і самоочищення, які були сприятливими на досліджуваній ділянці [25], якість води нижче створу повного перемішування поступово поліпшувалась. Практично на четвертому контрольному створі вона майже досягала показників, характерних для фонові ділянки. Наприклад, середній показник забрудненості води у створі 4 становив у середньому 0,36, порівняно з 0,30 у створі 1.

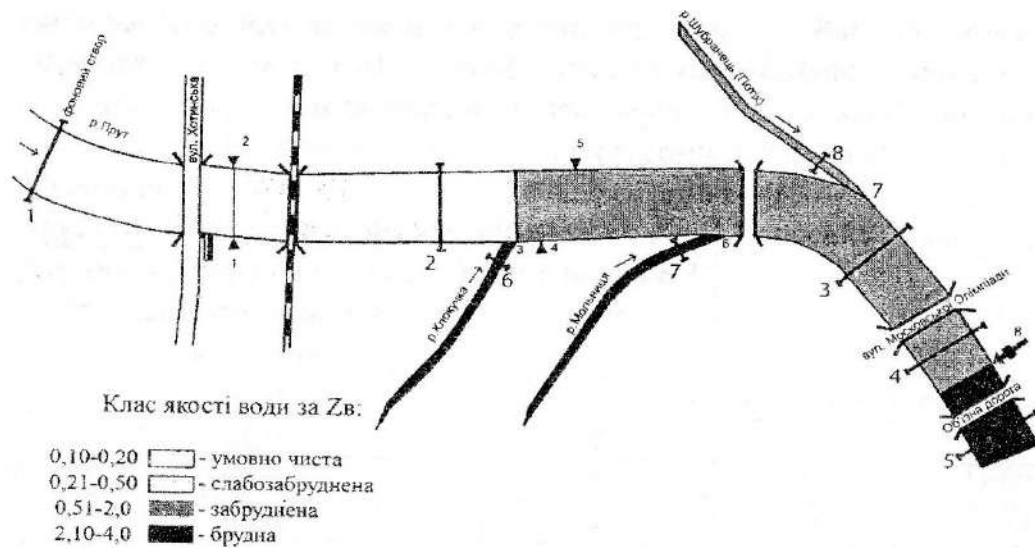


Рис.3.3.3 Забрудненість води р. Прут в межах м. Чернівці 1989— 1990 рр.).[19]

Визначено можливість використання води з русла р. Прут у районі мосту по вул. Стрілецька для подачі у басейни інфільтрації водозабору "Магала". Чиста ділянка води простягалась до скиду очисних споруд, а нижче формувалась зона забруднення, де вода була в середньому в 7,4 разу бруднішою, ніж на фоновій ділянці, залежність ступеня забрудненості води від витрат була більш виразною на забруднених ділянках річки (створи 3, 5), порівняно з менш забрудненими і фоновими ділянками (створи 1, 2, 4). Для води у створах 3, 5 помітне зменшення показника забрудненості (в 1,5 рази) спостерігалось при зростанні витрат від 15 до 18 м<sup>3</sup>/с, а вище цих значень зменшення було повільнішим [19].

На багатьох річках спостерігається перемішування річкових вод з водою допливів і стічними водами різного походження. Скиди можуть бути розосередженими або концентрованими. У випадку розосередженого скиду річкові води швидко перемішуються зі стічними, і відстань від скиду стічних вод до зони повного перемішування є невеликою

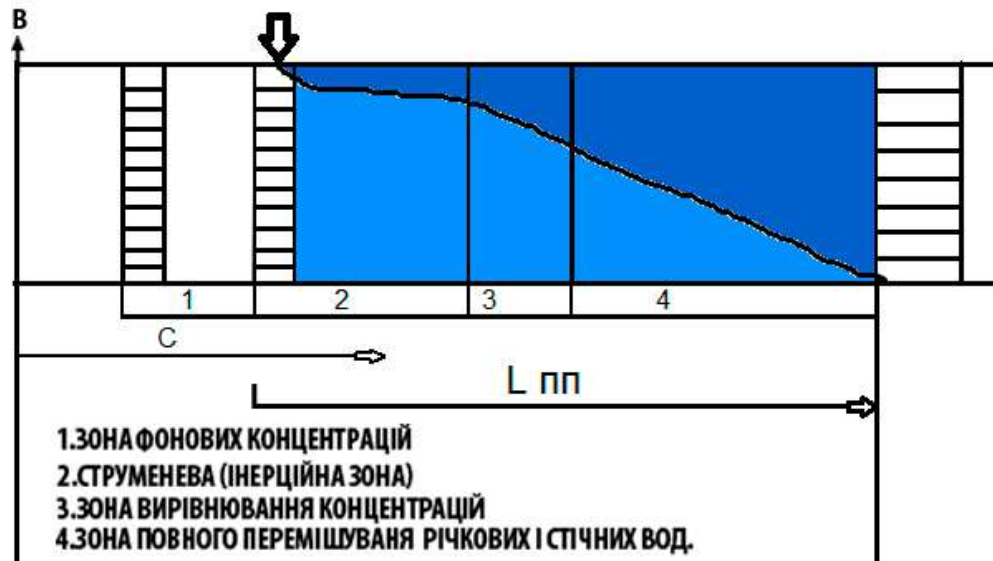


Рис. 3.3.4. Зони перемішування річкових та стічних вод.

При зосередженому береговому скиді стічних вод формуються проміжкові зони перемішування, створ повного перемішування знаходиться на значній відстані від скиду стічних вод.

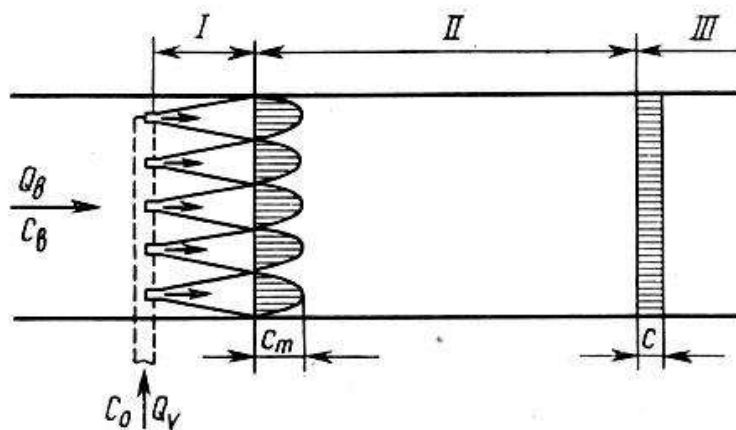


Рис. 3.3.5. Перемішування річкових і стічних вод при їх рівномірному розподілі по ширині річки.

### 3.2 Ділянки перемішування стічних вод , вод притоків з водами р.Прут в межах м.Чернівці

Під час польових обстежень р.Прут в межах м.Чернівці були виявлені 4 ділянки русла на яких відбувається перемішування вод на рис.3.2.1 показано ділянки : на 3 із них це перемішування р.Прут і допливів , на 4 ділянці відбувається перемішування річкових вод і скидів очисних споруд каналізації м.Чернівці.

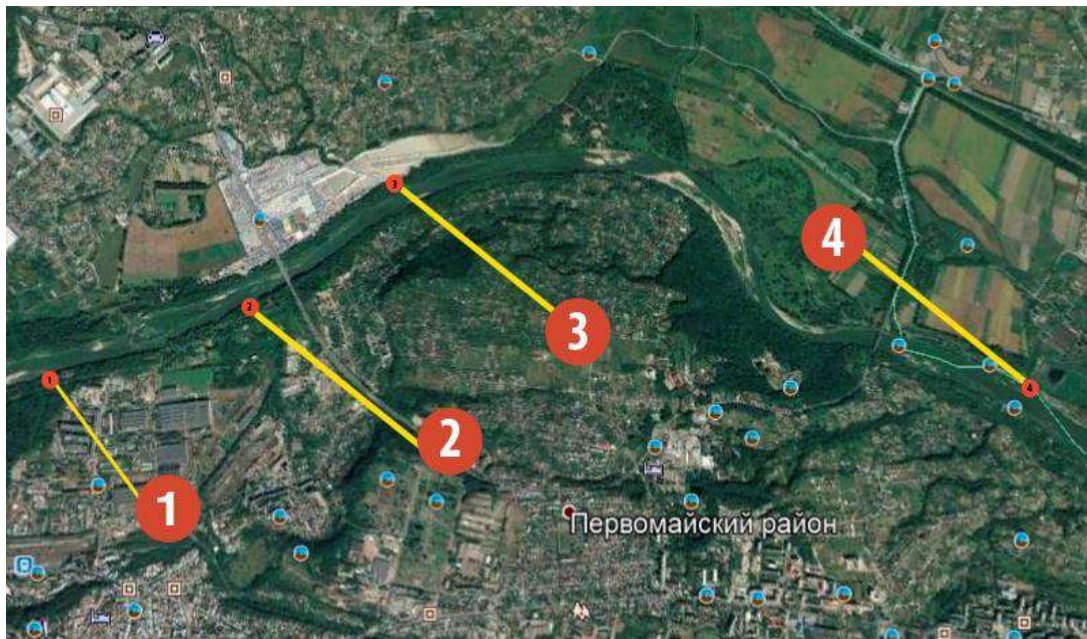


Рис.3.2.1. Ділянки перемішування річкових і стічних вод.

Ділянка №1 – на цій ділянці відбувається перемішування вод р.Прут і малого правобережного допливу – р.Клокучка

На рис.3.2.2-3.2.3 показано ділянку впадіння р.Клокучки в р.Прут в 2022р.

Зона перемішування вод р.Клокучки та р.Прут показано на рис.10, різниця між водами річок є досить помітна.

Під час обстеження було визначено що довжина інерційної зони перемішування складає 250 – 300 м.

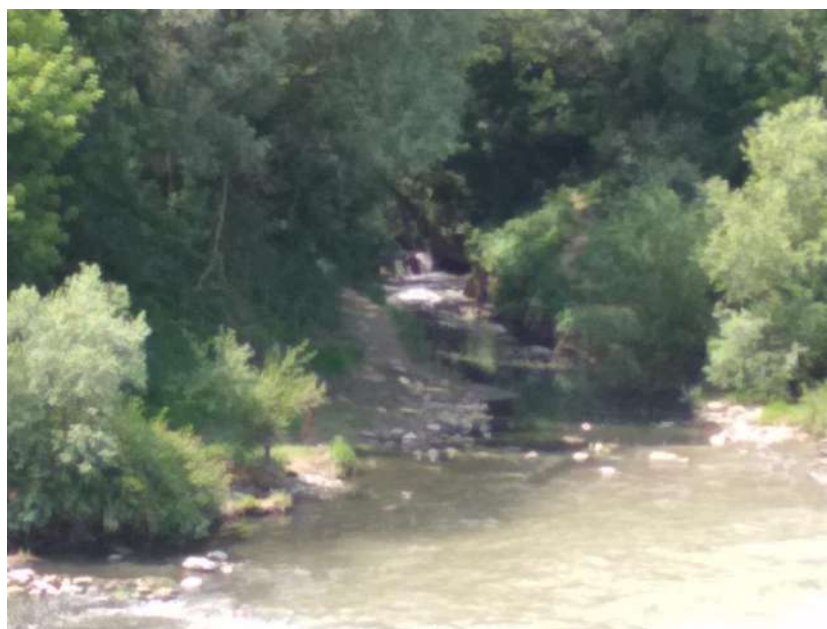


Рис.3.2.2 місце впадіння води р.Клокучки в р.Прут станом на червень 2022 року



Рис. 3.2.3 Перемішування води р.Клокучка з водою р.Прут станом на червень 2022 року

В 2023 році було проведені повторні польові дослідження в ході яких було підтверджено що проблема забруднення р.Прут на цій ділянці є ще досі актуальною, що наведено на рис 3.2.4-3.2.5 Нижче нами наведені фото-знімки гирла річки Клокучка станом на листопад 2023 року на яких чітко простежується

різниця між водами річок, вода р.Клокучка має дуже яскраво виражене мутне забарвлення що свідчить про її забруднення певними речовинами.



Рис. 3.2.4 Гирло р.Клокучка станом листопад 2023 року



Рис. 3.2.5 Місце впадіння р.Клокучки в.Прут і перемішування їх вод станом листопад 2023 року.



Ділянка № 2 – на цій ділянці відбувається перемішування вод р.Прут і р.Мольниця. Гирло р.Мольниця показано рис.3.2.6



Рис.3.2.6 Гирло річки Мольниця станом на червень 2022 року

Річка Мольниця є сильно забрудненою вода має виражений темно-синій колір має неприємний запах органіки , а її інерційна зона простягається від 400-450 м , на рис. 3.2.7 ця інерційна зона дуже добре простежується з калинівського мосту тому її довжину досить легко визначити.



Рис. 3.2.7 Впадіння р.Мольниця і перемішування з водою р.Прут станом на червень 2022 року

В 2023 році було проведені повторні польові дослідження в ході яких було підтверджено що проблема забруднення р.Прут на цій ділянці також актуальною, що наведено на рис 3.2.8-3.2.9 Нижче нами наведені фото-знімки гирла річки Мольниця станом на листопад 2023 року на яких помітно темний намустил осад у воді, вода р.Мольниця як і в 2022 році має виражений неприємний запах нечистот.



Рис.3.2.8 Гирло річки Мольниця станом на листопад 2023 року



Рис.3.2.9 Впадіння р.Мольниця і перемішування з водою р.Прут станом на листопад 2023 року

Ділянка № 3 – на цій ділянці відбувається впадіння р.Шубранець (Потік) в р.Прут та перемішування їх вод , можна побачити на рис.3.2.10 та гирло річки на рис.3.2.11

Річка впадає на границі калинівського і ринку добробуту , річка не є забрудненою , інерційна смуга перемішування візуально не спостерігається :



Рис.3.2.10 Гирло р.Шубранець (Потік) станом на червень 2022 року



Рис. 3.2.11 Впадіння річки р.Шубранець в р.Прут та перемішування їх вод станом на червень 2022 року

В 2023 році було проведено повторні польові дослідження в ході яких було визначено що на даній ділянці існує проблема забруднення р.Прут , що наведено на рис 3.2.12-3.2.13. Нижче нами наведені фото-знімки гирла річки Шубранець (Потік) станом на листопад 2023 року, на яких помітно зміни в порівнянні з минулим роком, рівень забрудненості води підвищився, тепер це візуально простежується.



Рис.3.2.12 Гирло р.Шубранець (Потік) станом на листопад 2023 року



Рис. 3.2.13 Впадіння річки р.Шубранець в р.Прут та перемішування їх вод станом на листопад 2023 року

Прилеглі до річки території засмічені пластиком і різними органічними речовинами (показано на рис 3.2.14)



Рис. 3.2.14 Засмічена територія поблизу гирла р.Шубранець (Потік) станом на листопад 2023 року

Ділянка №4 – на цій ділянці простежується скид очисних споруд каналізації м.Чернівці в р.Прут та перемішування води стічних вод та р.Прут. Простежується на рис. 3.2.15 - 3.2.16



Рис.3.2.15 Ділянка впадіння вод скиду очисних споруд каналізації м.Чернівці в р.Прут станом на червень 2022 року



Рис. 3.2.16 Перемішування води скиду очисних споруд каналізації м.Чернівці та води р.Прут станом на червень 2022 року.

На цій ділянці дуже чітко простежується інерційна зона , вона була помітна навіть з залізного мосту , від зони впадіння до зони повного перемішування приблизно 600-700 метрів, на рис.3.2.16. дуже добре видно смугу забруднення води р.Прут в результаті скиду очисних споруд каналізації м.Чернівці.

В 2023 році було проведені повторні польові дослідження в ході яких було підтверджено що проблема забруднення р.Прут на цій ділянці є ще досі актуальною, що наведено на рис 3.2.17-3.2.18.

Нижче нами наведені фото-знімки скину очисних споруд каналізації м.Чернівці станом на листопад 2023 року на яких помітна різниця вод, за рахунок погодних умов це не дуже чітко простежується як минулого року в літку (червень 2022 року).



Рис.3.2.17 Ділянка впадіння вод скиду очисних споруд каналізації м.Чернівці в р.Прут станом на листопад 2023 року



Рис. 3.2.18 Перемішування води скиду очисних споруд каналізації м.Чернівці та води р.Прут станом на листопад 2023 року.

Поряд з ділянкою скидку очисних споруд каналізації в районі 2000-2500 м<sup>2</sup> має сильно виражений неприємних запах, який вітром досить далеко розповсюджується, неприємний запах інколи могли відчувати жителі району Гравітон та частково район вулиці Фастівської.

Зона перемішування річкових і стічних вод нижче скидів очисних споруд каналізації м.Чернівці має значні розмірі. Довжина має значні лінійні розміри. Довжина зони перемішування становить близько 1км. Зона повного перемішування знаходиться біля автодорожнього моста , через такі розміри ця зона простежується навіть на космічних знімках що показано на рис.3.2.19, проведено порівняння космічних знімків даної ділянки за 2021 та 2023 роки, і показано інерційну зону.



Рис.3.2.19 Космічні знімки р.Прут в районі скидів очисних споруд каналізації м.Чернівці за 2021 (ліворуч) та 2023 (праворуч) роки

### **3.3 Розрахунок положення створів повного перемішування річкових і стічних вод.**

Найбільш досконалим методом визначення відстані до створу річки із заданим ступенем розведення скинутих зі стічною водою забруднюючих речовин



є комбінований метод розрахунку з урахуванням поперечної циркуляції та мінливості глибин по довжині потоку, розроблений М. А. Бесценной та Л. І. Фаустовой під керівництвом проф. А. В. Караушева [41].

Однак через трудомісткість і складність розрахунків цей метод рекомендується використовувати переважно при організації найбільш відповідальних гідрохімічних спостережень. Простішим і досить точним визначення створу практично повного змішування річкових і стічних вод на малих і середніх річках є експрес-метод

М. А. Бесценной [36, 39], який і рекомендується широко використовувати у системі ОГСНК. За цим методом відстань до створу практично повного змішування річкових та стічних вод (см) визначається за формулою :

$$l_{cm} = 1,27 \frac{V_{cp}}{\varphi} \sqrt{\frac{\bar{W}}{\tilde{H}}} + \Sigma l_{oc} \quad (3.3.1)$$

де  $V_{cp}$  - середня ширина річки, м;  $\varphi$  - параметр, що характеризує звивистість русла річки;  $\Sigma l_{oc}$  - сумарна довжина островів у руслі річки на ділянці змішування річкових і стічних вод, м.

Параметр  $\tilde{H}$  знаходиться за формулою :

$$\tilde{H} = \frac{H_{cp}}{V_{cp}} \quad (3.3.2)$$

де  $H_{cp}$  - середня глибина річки, м.

Параметр  $W$  визначається за формулою :

$$W = \frac{Mc}{g} \quad (3.3.3)$$

Де  $c$  – коефіцієнт Шезі, (80)

$$M = 0,7c + 6.$$

Коефіцієнт Шезі визначається за формулою : (3.3.4)

$$x = \frac{v_{cp}}{\sqrt{H_{cp} i}} \quad (3.3.4)$$

Де  $i$  – гідравлічний похил

Звивистість русла річки знаходиться по формулі:

$$\varphi = \frac{l_{\phi}}{l_{\text{пр}}} \quad (3.3.6)$$

де  $l_{\phi}$  - довжина ділянки річки, виміряна за фарватером;  $l_{\text{пр}}$  - довжина цього ж ділянки, виміряна по прямій.

Як видно з формули, відстань до створу практично повного змішування річкових стічних вод залежить від деяких морфометричних і гідравлічних характеристик річкового потоку. Останні у свою чергу залежать передусім від витрати води в річці, тому при визначенні відстані до створу річки, де гарантовано протягом року практично повне змішування річкових та стічних вод, розрахунок за формулою слід провести для умов мінімальної та максимальної витрат води в річці. За шукану відстань приймається найбільша з двох розрахованих.

Приклад розрахунку. По даних за багаторічний мінімальну витрату води в річці складає  $49,5 \text{ м}^3/\text{с}$  цій витраті відповідали :  $v_{\text{cp}}=1,49 \text{ м/с}$  ,  $H_{\text{cp}}=1,65 \text{ м}$  ,  $B_{\text{cp}}=20,1 \text{ м}$  ,  $i=2,6 \text{ ‰}$  ,  $\varphi=1,04$ . Максимальна витрата дорівнює  $213 \text{ м}^3/\text{с}$ , їй відповідає :  $v_{\text{cp}}=4,26 \text{ м/с}$  ,  $H_{\text{cp}}=2,49 \text{ м}$  ,  $B_{\text{cp}}=20,1 \text{ м}$  ,  $i=3,5 \text{ ‰}$  ,  $\varphi=1,04$ . [7]

1. Для умов мінімальної витрати води в річці :

$$\tilde{H} = \frac{1,65}{20,1} = 0,08 \text{ , (3.3.7)}$$

$$c = \frac{1,49}{\sqrt{1,65 \cdot 0,0026}} = 23 \text{ , (3.3.8)}$$

$$M = 0,7 \cdot 23 + 6 = 22 \text{ ,}$$

$$W = \frac{23 \cdot 22}{9,8} = 50,9 \text{ , (3.3.9)}$$

$$= 1,27 \frac{20,1}{1,04} \sqrt{\frac{50,9}{0,08}} \approx 610 \text{ (м). (3.3.10)}$$

2. Для умов максимальної витрати води в річці :

$$\tilde{H} = \frac{2,49}{20,1} = 0,123 \text{ , (3.3.11)}$$

$$c = \frac{4,26}{\sqrt{2,49 \cdot 0,0035}} = 46, (3.3.12)$$

$$M = 0,7 \cdot 46 + 6 = 38,$$

$$W = \frac{46 \cdot 38}{9,8} = 177, (3.3.13)$$

$$l_{cm} = 1,27 \frac{20,1}{1,04} \sqrt{\frac{177}{0,123}} \approx 930 \text{ (м)}, (3.3.14)$$

За шуканий (контрольний) створ перемішування приймається створ, розміщений на 930 м нижче водовипуску.

Орієнтовний розрахунок довжини забрудненої ділянки річки для вирішення поставленої задачі по кожному з контрольованих забруднюючих речовин розраховується приблизна довжина ділянки річки нижче від скидання стічних вод, на якому концентрація речовини перевищує ГДК (або, залежно від цілей прогнозу, інший небезпечний рівень концентрацій). Найбільша з розрахованих відстаней приймається за довжину забрудненої ділянки річки, а речовину, за якою було знайдено цю відстань, слід вважати речовиною, що зумовлює довжину забрудненої ділянки річки. Необхідно на увазі, що для різних сезонів року (або витрат річкової води) речовини, що зумовлюють довжину забрудненої ділянки річки, можуть бути різними. [39]

Зазначені розрахунки рекомендується проводити за такими формулами:

а) для малих та середніх річок :

$$[l] = l_0 + v_{cp} \left( \left( \frac{2,3}{\bar{K}_{cm}} \right) \lg \left( \frac{C_k}{C_{пдк}} \right) \right) * 86\,400, (3.3.15)$$

### Метод ВОГЕО

Розглянутий метод був запропонований у 1950 р. В. А. Фроловим, згодом його розвинув та суттєво уточнив І. Д. Родзиллер [33]. На ділянці потоку, забрудненому стічними водами, виділено дві зони: зона з великими концентраціями речовини та зона з малими концентраціями речовини.

Передбачається, що речовина є консервативною. У цьому розділі розглядається лише зона з великими концентраціями, максимальна концентрація забруднюючої речовини у якій розраховується за формулою : (3.3.16)

$$S_{max} = Se + \frac{scr-se}{n}. (3.3.16)$$

Тут  $n$  - кратність розведення стічних вод для максимально забрудненого струменя даного створу. Авторами методу було введено поняття коефіцієнта змішування  $\gamma$ , який показує частку витрати річки, який приймає участь в розбавленні стічних вод, (3.3.17) :

$$\gamma = \frac{1-\beta}{1+\frac{Qe}{Q_{ct}}\beta}, (3.3.18)$$

$$\beta = e^{-\alpha \sqrt[3]{x}} (3.3.19)$$

Звідси  $x$  Відстань вздовж фарватеру від місця скиду стічних вод до розглянутого створу.,  $e = 2,72$  – основа натурального логарифма,  $\alpha$  – коефіцієнт, враховуючий вплив гідравлічних умов перемішування :

$$\alpha = \xi \varphi \sqrt[3]{\frac{D}{Q_{ct}}}, (3.3.20)$$

де  $\xi$  - коефіцієнт, який визначається місцем випуску стічних вод у водотік, різний в залежності від розташування. Якщо випуск знаходиться біля берега, то значення коефіцієнта становить 1,0, а якщо він розташований біля середини річки, то коефіцієнт дорівнює 1,5. Тут "ср" вказує на коефіцієнт звивистості річки.

Коефіцієнт турбулентної дифузії визначається за формулою (4.9). Кратність розведення  $n$  і коефіцієнт змішування пов'язані наступною залежністю:

$$n = \frac{Q_{st} + \gamma Q_e}{Q_{st}}. (3.3.21)$$

Як відомо, відстань до створу повного перемішування теоретично дорівнює нескінченності, для практичних розрахунків використовують поняття створу достатнього перемішування. Як такий створ тут приймається створ, в якому

стічні води змішуються з водою річки на 95; 90 і навіть на 80%. Для наближеного визначення відстані до створу достатнього перемішування пропонується така формула: (4.74)

$$L_{п.п} = \left( \frac{2,3}{\alpha} \lg \frac{\gamma Q_e + Q_{st}}{(1-\gamma) Q_{st}} \right)^3 \quad (3.3.22)$$

Відповідно до припущення про ступінь перемішування стічних вод з водами річки в створі достатнього перемішування» у формулу (4.74) підставляють значення  $\gamma = 0,95; 0,90; 0,80$  і т. д. Розглянутий метод може застосовуватися за дотримання наступної нерівності :

$$0,0025 \leq \frac{Q_{st}}{Q_e} \leq 0,1. \quad (3.3.23)$$

Під кратністю перемішування (перемішуванням) розуміється :

$$n = \frac{q + \gamma Q}{q}, \quad (3.3.24)$$

де:  $q$  – витрати стічних вод;

$Q$  – витрата річкового потоку;

$\gamma$  - коефіцієнт змішування, що показує, яка частина річкового потоку бере участь у розведенні стічної води:

$$\gamma = \frac{1 - e^{-\alpha \sqrt[3]{l}}}{1 + \left( \frac{Q}{q} \right) e^{-\alpha \sqrt[3]{l}}}, \quad (3.3.25)$$

звідси:  $e$  – основа натурального логарифму;

$\alpha$  - коефіцієнт, що враховує гідравлічні умови у водотоці;

$l$  – відстань від місця випуску стічних вод до контрольного створу осі водотоку.

Коефіцієнт  $\alpha$  визначається за формулою:

$$\alpha = \varphi \xi \sqrt[3]{\frac{D}{q}}, \quad (3.3.26)$$

де:  $\varphi$  - коефіцієнт звивистості, рівний

$$\varphi = \frac{l}{l_{\Pi}}, \quad (3.3.27)$$

$L_{\Pi}$  – відстань від місця випуску стічних вод до контрольного по прямій;

$\xi$  - коефіцієнт, що враховує розташування випуску стічних вод щодо річкового потоку:

- при випуску в берега  $\xi=1$
  - при випуску в річковий потік  $\xi=1,5$ ;
- $D$  – коефіцієнт турбулентної дифузії.

Умови розведення стічних вод у поверхневих водотоках розрізняються в літній (відкритий) та зимовий (підлідний) періоди. Особливості цих періодів враховуємо при розрахунку коефіцієнта турбулентної дифузії. Розрахункові формули наведено у таблиці 3.3.1 і 3.3.2 окремо для різних періодів.

При виконанні розрахунку для рівнинних водотоків, а також за наближених розрахунків коефіцієнт турбулентної дифузії допускається визначати за формулою М.В. Потапова:

$$D = \frac{V_{cp} H_{cp}}{200}. \quad (3.3.28)$$

Річки, в більшості випадків відрізняються досить складним рельєфом днища, структурою та контурами берегів, які визначають умови змішування води водотоку та стічних вод

Процес розведення стічних вод під час випуску в поверхневі водотоки можна розділити на 2 основних етапи: етап початкового і етап повного розведення.

Таблиця 3.3.1

## Розрахунок коефіцієнта турбулентної дифузії в літній період

Період	Розрахункові формули	Умовні позначення
1	2	3
Літній період	$D = \frac{gVsrHsr}{37n_{ш}C^2};$ $C = \frac{1}{n_{ш}} R^y;$ $y = 2,5\sqrt{n_{ш}} - 0,13 - 0,75\sqrt{R} \times (\sqrt{n_{ш}} - 0,1)$ <p>при <math>R \leq 1\text{м}</math> <math>y = 1,5\sqrt{n_{sh}}</math>  при <math>R &gt; 1\text{м}</math> <math>y = 1,3\sqrt{n_{sh}}</math></p>	<i>g</i> – прискорення вільного падіння; <i>Vsr</i> – середня швидкість течії у водотоку; <i>H<sub>f</sub></i> – середня глибина водотоку; <i>Nsh</i> – коефіцієнт шорсткості ложа водотоку; <i>C</i> – коефіцієнт Шезі; <i>R</i> – гідравлічний радіус потоку; приймається рівним <i>H<sub>f</sub></i> ;

Таблиця 3.3.2

## Розрахунок коефіцієнта турбулентної дифузії в зимній період

Період	Розрахункові формули	Умовні позначення
1	2	3
Зимовий період	$D = \frac{gVsrRpr}{37n_{ш.пр}C_{пр}^2};$ $n_{ш.пр} = n_{ш} (1 + \xi_1^{1,5})^{0,67};$ $\xi_1 = n_l / n_{ш};$ $C_{пр} = \frac{1}{n_{shpr}} R_{pr}^{y_{pr}};$ $y_{пр} = 2,5\sqrt{n_{ш.пр}} - 0,13 - 0,75\sqrt{R_{пр}} \times (\sqrt{n_{ш.пр}} - 0,1)$ <p>при <math>R_{пр} \leq 1\text{м}</math> <math>y = 1,5\sqrt{n_{ш.пр}}</math>  при <math>R_{пр} &gt; 1\text{м}</math> <math>y = 1,3\sqrt{n_{ш.пр}}</math></p>	<i>pr, n<sub>sh.pr</sub>, C<sub>pr</sub></i> – відповідно наведені значення гідравлічного радіусу потоку, коефіцієнта шорсткості ложа водотоку та коефіцієнта Шезі; <i>n<sub>l</sub></i> – коефіцієнт шорсткості нижньої поверхні льоду

Якщо на розглянутому відрізку є ділянки з швидкостями течії і глибинами, що різко розрізняються, то коефіцієнт турбулентної дифузії слід розраховувати за формулою:

$$D = \frac{g}{37} \frac{\sum_{i=1}^n l_i V_i H_i}{n_{ши} C_i^2}, \quad (3.3.29)$$

де:  $n$  – число ділянок із різними умовами змішування;

$i$  – порядковий номер ділянки;

$l_i$  – довжина  $i$ -ої ділянки;

$V_i$  – швидкість течії водного потоку на  $i$ -ої ділянці;

$H_i$  – середня глибина  $i$ -ої ділянки;

$N_{shi}$  – коефіцієнт шорсткості ложка річки на  $i$ -ої ділянки;

$C_i$  – коефіцієнт Шезі для  $i$ -ої ділянки.

Цей поділ ґрунтується на величині коефіцієнта змішування. На першому етапі  $\gamma < 1$ , на другому -  $\gamma = 1$ . Іншими словами, на етапі початкового розведення концентрації забруднюючих речовин у воді водотоку зменшуються в міру збільшення відстані від випуску за рахунок змішування стічних вод з збільшенням обсягу води водотоку ( $\gamma \rightarrow 1$ ), у своїй роль самоочисної здатності водного об'єкта незначна. На етапі повного розведення вміст речовин може знижуватися з допомогою самоочищення, а чи не внаслідок змішування стоків, тому що в процесі розведення бере участь вся витрата води водотоку ( $\gamma = 1$ ).

При розробці нормативів ПДС важливе значення має відстань до створу практично повного змішування ( $\gamma = 0,8 \div 0,95$ ):

$$l_{полн} = \left[ \frac{2,3}{\alpha} \lg \frac{q + \gamma Q}{(1 - \gamma)q} \right]^3. \quad (3.3.30)$$

У тих випадках, коли при зосередженому випуску стічних вод їх розведення в контрольному створі недостатньо, його можна збільшити за допомогою випуску, що розсіює.



Нами була зроблена спроба розрахунку відстані до зон повного перемішування води р.Прут з водами річок р.Клокучка і Мольниця.

Розрахунок виконувався по формулі Родзиллера (3.3.31), використання цього методу передбачає перевірку можливості його застосування в конкретних умовах.

Перевірка виконується за співвідношенням, в якому порівнюється витрати стічних з витратою води річки :

$$0,0025 \leq \frac{q_{ст}}{Q_p} \leq 0,1$$

Співвідношення були розраховані дані і занесені в таблицю 3.3.3

**Таблиця 3.3.3**

**Розраховані співвідношення відстані до зон повного перемішування**

Співвідношення	Очисні споруди каналізації м. Чернівці	р.Клокучка	р.Мольниця	р.Шубранець (Потік)
$\frac{q_{ст}}{Q_p \text{ ср.}}$	0,008	0,003	0,005	0,004
$\frac{q_{ст}}{Q \text{ min } 95}$	0,10	0,06	0,08	0,07

Формула Родзиллера як розрахунковий елемент передбачає визначення коефіцієнту турбулентної дифузії :

$$D = \frac{g H_{сер} * V_{сер}}{MC} \quad (3.3.31)$$

$H_{сер}$  – середня глибина

$V_{сер}$  – середня швидкість

$g = 9.81 \text{ м/с}^2$

$M = f(C)$

при  $10 < C < 60$ ,  $M = 0,7 C + 6$

при  $C > 60$ ,  $M = 48 = \text{const.}$

для визначення коефіцієнту турбулентної дифузії необхідно використання величини коефіцієнта Шезі,  $C$ .

$$C = \sqrt{RJ} \quad (3.3.32)$$

Де  $R$  – гідравлічний радіус,  $J$  – похил.

Нажаль, похили водної поверхні при вимірюванні витрат води на гідрологічному створі р.Прут - м.Чернівці не виконується. Тому нами було зроблена спроба непрямого розрахунку коефіцієнту турбулентної дифузії за спрощеними формулами, була застосована формула Потапова (3.3.33).

Величини коефіцієнту турбулентної дифузії визначені за цією формулою були занадто великими, що призвело до одержання значно перевищених значень відстані за формулою Флорова, так для середньої витрати води р.Прут розрахункова відстань до зони повного перемішування була визначена величиною під 7000м. [7]

$$D = \frac{V_{\text{сер}} * H_{\text{сер}}}{200} \quad (3.3.33)$$

Іншим способом визначення коефіцієнту Шезі, який не потребує використання похилу водної поверхні, зокрема формула Маннінга(3.3.34) :

$$C = \frac{1}{n} \sqrt[6]{H_{\text{сер}}} \quad (3.3.34)$$

для визначення коефіцієнту « $n$ » використовується таблиця коефіцієнтів шорсткості (Сбірного), ДОДАТОК А.

Для виконання розрахунків були побудовані криві гідравлічних елементів.

За допомогою таблиць ТГ-8 (залежностей швидкості течії річки, глибини річки, ширини річки витрати, до рівня річки які наведені нижче на рис. 3.3.1-3.3.4 :

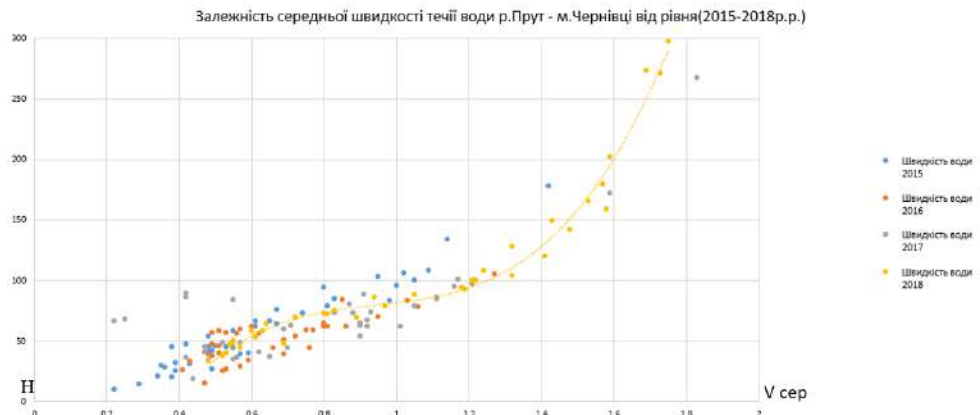


Рис 3.3.1 Залежність середньої швидкості течії води р.Прут – м.Чернівці від рівня (2015-2018р.р.)

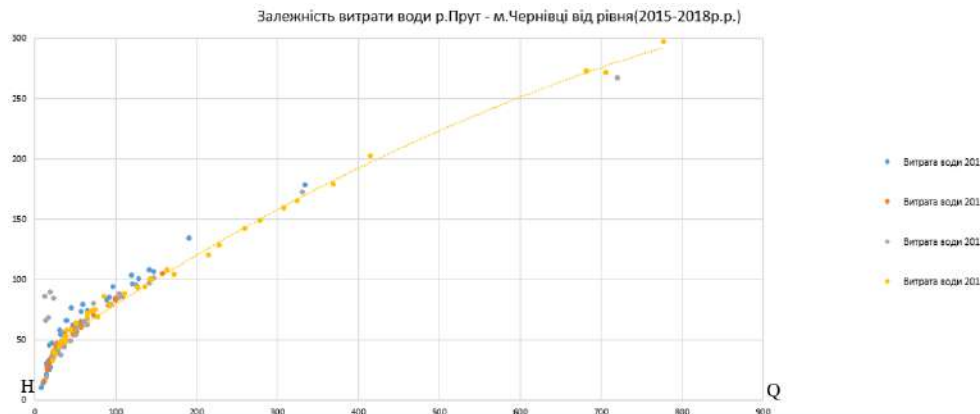


Рис 3.3.2 Залежність витрати води р.Прут – м.Чернівці від рівня (2015-2018р.р.)

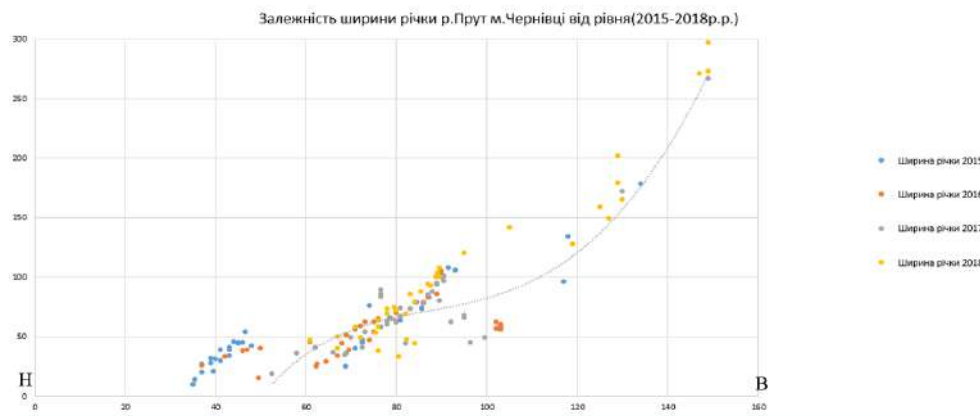


Рис 3.3.3 Залежність ширини річки р.Прут – м.Чернівці від рівня (2015-2018р.р.)

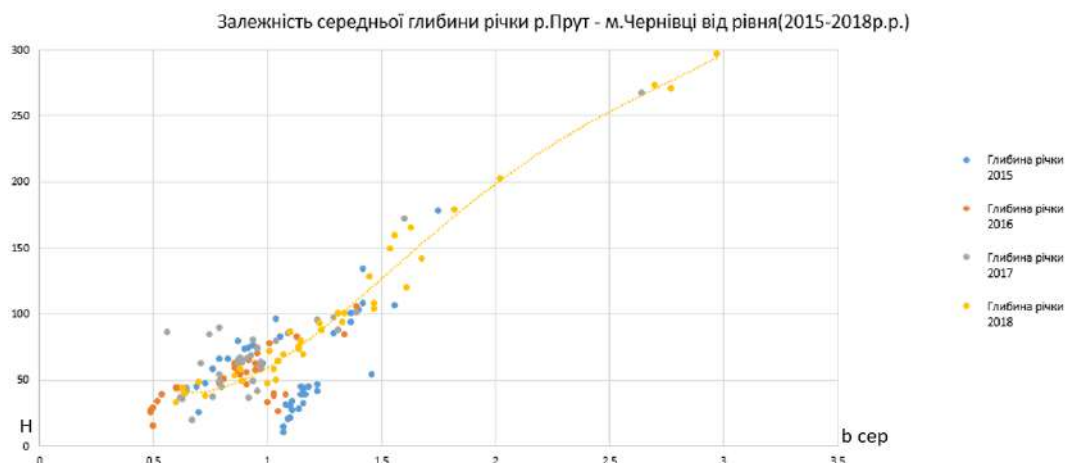


Рис 3.3.4 Залежність середньої глибини р.Прут – м.Чернівці від рівня (2015-2018р.р.)

Було розраховано відстань до створу повного перемішування вод р.Прут м. Чернівці з водами ділянок (Очисних споруд, р.Клокучки, р.Мольниці, р.Шубранець (Потік)).Розраховані дані були занесені в таблицю 3.3.4

**Таблиця 3.3.4**  
**Відстань до створу повного перемішування вод р.Прут-м.Чернівці з водами на ділянці гирла в межах м.Чернівці**

Ділянка	Відстань до створу повного перемішування (80%)	
	76 м <sup>3</sup> /с	4,28 м <sup>3</sup> /с
1 1.Очисні споруди каналізації м.Чернівці	1601,6	2290,1
2.р.Клокучка	1124,8	1638,3
3.р.Мольниця	970,2	1226,9
4.р.Шубранець(потік)	1061,2	2224,7

Одержані відстані були нанесені схему русла р.Прут на досліджуваній ділянці Рис 3.3.5. :

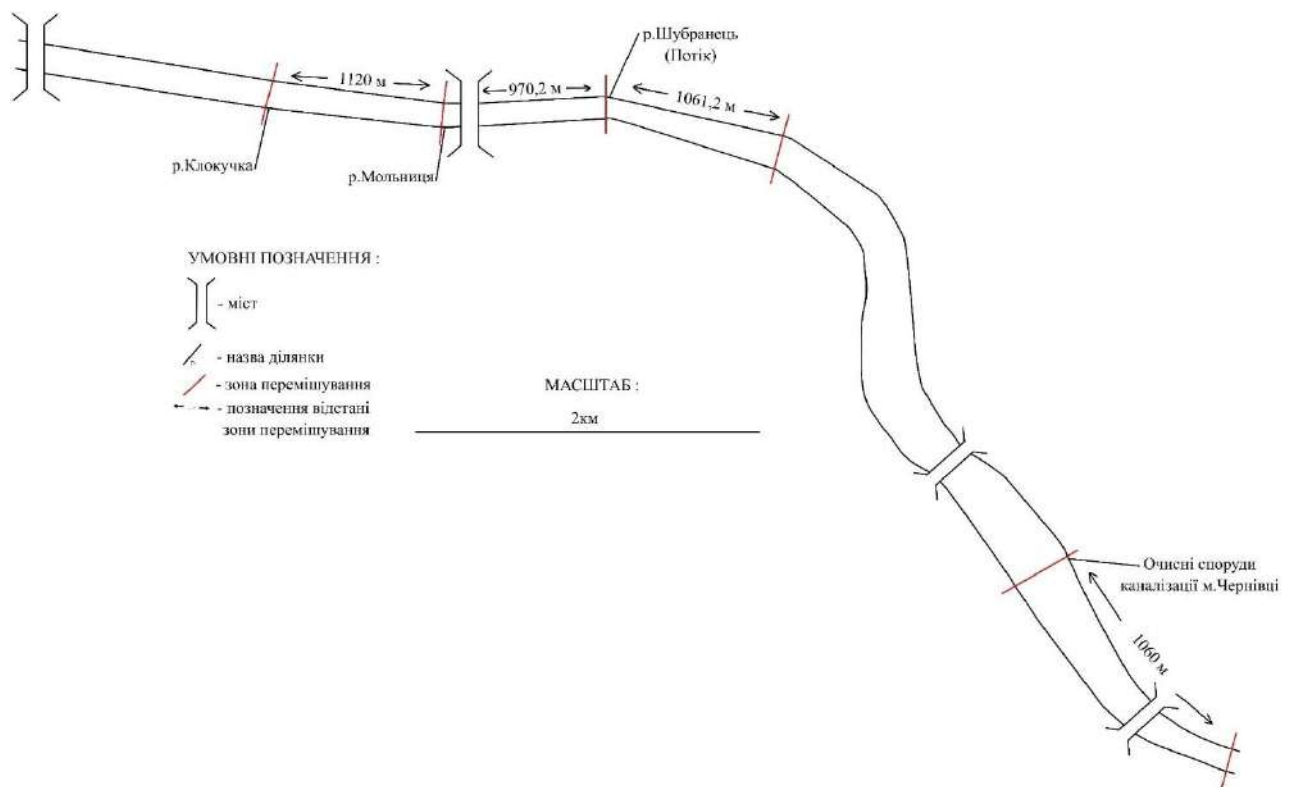


Рис. 3.3.5. Створи повного перемішування вод р.Прут, стічних вод і малих приток в межах м.Чернівці.

## ВИСНОВКИ

1. Процес перемішування вод є важливим чинником формування їх хімічного складу , в результаті перемішування вод з різним хімічним скальдом відбувається зміна початкового хімічного складу води і відповідно зміни її якості. Характеристики процесів перемішування визначаються гідрологічними і гідравлічними характеристиками потоків.

2. В межах м.Чернівці основними джерелами забруднення є стік малих допливів – річок Клокучки , Мольниці і Шубранця. Найбільш забрудненою є річка Мольниця , в яку без очистки відводяться скиди міської каналізації , менш забрудненими є річки Клокучка і Шубранець. Потужним джерелом забруднення річки Прут є скидки з очисних споруд каналізації міста Чернівці. В річкових потоках в місцях надходження скидів стічних вод формується зона перемішування , конфігурація цих зон визначається по перше характером надходження стічних вод. Найбільш ефективно перемішування вод відбувається за умов розосередженого скиду стічних вод , у випадку зосередженого берегового скиду формується зона перемішування , яка має складну структуру і значні лінійні розміри.

3. На ділянці річки Прут в межах міста Чернівці наразі існує 4 ділянки перемішування річкових вод з водами допливів і стічними водами міської каналізації. Це ділянки нижче гирл річок Клокучки , Мольниці і Шубранця и нижче скидів очисних споруд каналізації м.Чернівці. Найбільш лінійні розміри має зона перемішування вод річки Прут і скидів очисних споруд каналізації м.Чернівці , ця ділянка добре ідентифікується по космічних знімках. Річки Клокучка і Шубранець зараз є не значно забрудненими , тому зони перемішування нижче їх впадіння є слабо вираженими. Згідно одержаних результатів, створи моніторингу можуть бути розміщені наступним чином : нижче 1061 метрів , інформація по цьому створу відображає вплив усіх 3 малих допливів Пруту і нижче скиду очисних споруд має бути 2 ствір, зони

перемішування р.Клоучки і, р.Мольниця, р.Шубранець накладаються і дуже важко простежити вплив кожного на забруднення р.Прут.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Бабич М. Розвиток системи інтегрованого управління водними ресурсами України / Вода і водоочисні технології. 2-ге вид. 2004. 8 с.
2. Василенко А., Литвиненко Л., Квартенко О. Раціональне використання та охорона водних ресурсів. Рівне : НУВГП, 2007. 246 с.
3. Вишневецький В., Косовець О. Гідрологічні характеристики річок України. Київ : Ніка Центр, 2003. 324 с.
4. Вишневецький В. Річки і водойми України. Стан і використання. Київ : Вілор, 2000. 376 с.
5. Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС основні терміни та їх визначення : офіційне. Київ : Твій формат, 2006. 240 с.
6. Вплив господарської діяльності на гідрохімічний режим та якість води річок / В. Пелешенко та ін. 27-ме вид. Київ : Вісн. Київ. ун-ту. Сер. Географії, 1985. 40 с.
7. Гідрохімічний довідник (Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу) / В. Осадчий та ін. Київ : Ніка Центр, 2008. 655 с.
8. Горев Л., Пелешенко В., Хільчевський В. Гідрохімія України. Київ : Либідь, 1997. 382 с.
9. Гуцуляк В. Ландшафтно-геохімічна екологія : навч. посіб. / Чернів. нац. ун-т ім. Юрія Федьков. Чернівці : Рута, 2001. 248 с.
10. Гуцуляк В., Присакар В. Геохімія міських ландшафтів (методологія дослідження, приклад вивчення великого міста) / Ландшафт як інтегруюча концепція XXI сторіччя : зб. наук. пр. Київ, 1995. 84 с.
11. Звіти про стан навколишнього природного середовища в чернівецькій області в 2001–2006 рр. URL: <http://ww.menr.gov.ua>.
12. Звіт про роботу обласної системи моніторингу навколишнього середовища за 2004 рік. Чернівці, 2005. URL: <http://www.ecology.cv.ua>.
13. Ковальчук І. Засади сталого водокористування у басейні Дністра, ландшафти та екологічні проблеми Дністровсько – Прутського регіону. Чернівці : Рута, 2005. 280 с.
14. Ковальчук І., Каганов Я., Сливка Р. Прикладна гідроекологія : навч. посіб. Львів : ЛНУ ім. Ів. Франка, 2000. 228 с.
15. Левківський С. С. Падун. М. М Раціональне використання і охорона водних ресурсів / за ред. С. С. Левківського. Київ : Либідь, 2006. 280 с.
16. Лотоцька О. В., Бицюра Л. О. Моніторинг поверхневих водних ресурсів в Україні та його законодавча основа. Вісник соціальної гігієни та організації охорони здоров'я України. 2021. № 2. С. 79–84. URL: <https://doi.org/10.11603/1681-2786.2021.2.12386> (дата звернення: 04.12.2023).



- 17.Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища / Ю. Масікевич та ін. Чернівці : Зел. Буковина, 2005. 344 с.
- 18.Молодий ландшафт річки Прут: минуле і сучасність (на теренах Чернівецької області) : монографія / Ю. Ющенко та ін. ; ред. Ю. Ющенко. Чернівці : ФОП Сад. С.С., 2019. 115 с.
- 19.Мольчак Я., Фесюк В., Панькевич С. Методичні засади вивчення антропогенного впливу на формування якості поверхневих вод. Луцьк, 2011. 204 с.
- 20.Накорчевська В. Хімія води. Київ : ІСДО, 1993. 108 с.
- 21.Наумкіна І., Панасюк І. Проблема забруднення поверхневих та підземних вод України / Наукові розробки молоді на сучасному етапі : тези доповідей XVII Всеукраїнської наукової конференції молодих вчених та студентів (26-27 квітня 2018 р., Київ). 2-ге вид. Київ : КНУТД, 2018. 682 с.
- 22.Николаєв А. Гідролого-геохімічна оцінка стану річок урбанізованої території (на прикладі м. Чернівці): монографія : монографія. Чернівці : Чернів. нац. ун-т., 2011. 248 с.
- 23.Николаєв А., Соловей Т. Гідродинамічні умови формування якості води малих річок басейну Прута / Гідрологія , гідрохімія і гідроекологія. Чернівці : Т.6., 2004. 226 с.
- 24.Осадчий В., Осадча Н. Вплив урбанізованих територій на хімічний склад поверхневих вод басейну Дніпра : наук. пр. 250-те вид. Київ : УкрНДГМІ, 2002. 250 с.
- 25.Осадчий В., Осадча Н., Мостова Н. Вплив урбанізованих територій на формування хімічного складу поверхневих вод басейну Дніпра : наук. пр. 250-те вид. УкрНДГМІ, 2002. 250 с.
- 26.Осадчий В. Основні тенденції формування хімічного складу поверхневих вод України у 1995-1999 рр. : наук. пр. 248-ме вид. УкрНДГМІ, 2001. 145 с.
- 27.Осадчий В. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод. Київ : Ніка Центр, 2013. 240 с.
- 28.Особливості формування хімічного складу поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець : наук. пр. / О. Ухань та ін. 250-те вид. Київ : УкрНДГМІ, 2002. 270 с.
- 29.Паламарчук М., Закорчевна Н. Водний фонд України : довідк. посіб. / ред.: В. Хорєв, К. Алієв. Київ : Ніка Центр, 2001. 392 с.
- 30.Пелешенко В. Загальна гідрохімія : підручник. Київ : Либідь, 1997. 384 с.
- 31.Пелешенко В., Закревський Д., Сніжко С. Пріоритетні фактори формування хімічного складу води малих річок. Малі річки України. Київ : Урожай, 1991. 226 с.
- 32.Пелешенко В., Хільчевський В. Загальна гідрохімія. Київ : Либідь, 1997. 382 с.

33. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В. Осадчий та ін. Київ : Ніка Центр, 2013. 240 с.
34. Романенко В., Жукинський В., Оксінок О. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ : СИМВОЛ – Т, 1998. 28 с.
35. Романенко В. Основи гідроекології. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
36. Сніжко С. Ймовірність появи небезпечних концентрацій забруднюючих речовин у воді гірських річок під час катастрофічних паводків / екологічні та соціально-економічні аспекти катастрофічних стихійних явищ у Карпатському регіоні (повені, селі, зсуви). Ужгород : ВАТ «Пат.», 1999. 315 с.
37. Сніжко С. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ : Ніка Центр, 2001. 264 с.
38. Статистичний збірник «Регіони України» У 2-х ч. Ч. 1 / Державний комітет статистики України : стат. зб. / ред. О. Осауленка. Київ, 2006. 512 с.
39. Уберман В., Васьковець Л. Наближення понять еколого-правового лімітування скидання речовин законодавства єс та України. Юридичний вісник. 2021. № 2. С. 105–117. URL: <https://doi.org/10.32837/yuv.v0i2.2149> (дата звернення: 04.12.2023).
40. Удод В., Трофімович В., Волошкіна О. Техноекологія. Київ : КНУБА, 2007. 192 с.
41. Ухань О., Осадчий В. Закономірності формування хімічного складу поверхневих вод басейну сіверського донця. гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. : наук. пр. 18-те вид. Київ : УкрНДГМІ, 2011. 170 с.
42. Хільчевський В. Водопостачання і водовідведення. гідроекологічні аспекти. Київ : ВЦ Київ. ун-т, 1999. 319 с.
43. Хільчевський В. Хімічний аналіз вод. Київ : Видавничо-полігр. центр «Київ. ун-т», 2004. 61 с.
44. Шутяк С. В., Рак Ю. М., Карабин В. В. Правові основи регулювання екологічного стану поверхневих вод України : thesis. 2017. URL: <http://hdl.handle.net/123456789/3996> (дата звернення: 04.12.2023).
45. Яцик А. Водогосподарська екологія: у чотирьох томах, семи книгах. 3-те вид. Київ : Генеза, 2004. 496 с.
46. Яцик А. Наукові і організаційні засади екологічно безпечного водокористування в Україні / Водозабезпечення та водне господарство. 2004. 6 с.

## ДОДАТКИ

**Додаток А.** Значення коефіцієнта шорсткості  $n$  у формулі Манінга для природних русел і заплав для 1-6 категорій По Срібному (ТУ-24-02) + В. Т. Чоу «Гідравліка відкритих каналів» (М., Держбудвидав, 1969)

Категорія	Опис водотоку	$n$
1	Природні русла в дуже сприятливих умовах (чисте, пряме в плані, абсолютно незабруднене земляне русло з вільною течією)	0,025
2	Природні русла в дуже сприятливих умовах (чисте, пряме в плані, абсолютно незабруднене земляне русло з вільною течією)	0,033
3	Порівняно чисті русла постійних рівнинних водотоків у звичайних умовах, звивисті, з деякими нерівностями у напрямку струменів, або ж прямі, але з неправильними в рельєфі днища (мілини, промоїни, місцями каміння)	0,04
4	Русла (великих та середніх річок) значно зарослі, звивисті та частково зарослі, кам'янисті з неспокійною течією	0,05
	Періодичні (зливові та весняні) водотоки, що несуть під час паводку значну кількість наносів з великою гальковою або покритою рослинністю, травою та іншим ложем.	
	Заплави великих та середніх років, порівняно розроблені, покриті рослинністю (травою, чагарниками)	
5	Русла періодичних водотоків, сильно зарослі та звивисті.	0,067
	Значно зарослі, нерівні, погано розроблені заплави річок (промоїни, чагарники, дерева) з наявністю заплав.	
	Порожисті ділянки річок. Галькові-валунні русла гірського типу з неправильною поверхнею водного дзеркала	
6	Річки і заплави, дуже зарослі (зі слабким перебігом), з великими глибокими промоїнами. Валунні, гірського типу русла з бурхливим пінистим перебігом з поритою поверхнею водного дзеркала (з бризками води, що летять вгору)	0,08

Значення коефіцієнта шорсткості  $n$  у формулі Манінга для природних русел і заплав для 8 і 9 категорії По Срібному (ТУ-24-02) + В. Т. Чоу «Гідравліка відкритих каналів» (М., Держбудвидав, 1969)

7	Заплави такі ж, як і попередньої категорії, але з сильно неправильною струйною течією, заводами та ін.	0,1
	Гірською водного типу русла з великою місячною звивистою будовою ложа, перепади яскраво виражені, пінистість настільки сильна, що вода, втративши прозорість, має білий колір, шум потоку домінує над усіма іншими звуками, робить розмову скрутною.	
8	Річки болотного типу (зарості, купини, у багатьох місцях майже стояча вода та ін.). Заплави лісисті, з дуже великими мертвими просторами, з місцевими заглибленнями, озерами та ін.	0,133
9	Потоки типу селевих, що складаються з бруду, каміння та ін. Глухі заплави, суцільно лісові, тайгового типу. Схили басейнів у природному стані	0,2