

УДК 556.504.4  
КП XXXXXX  
№ держреєстрації 0109U003227

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ, МОЛОДІ ТА СПОРТУ УКРАЇНИ  
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
(ОДЕКУ)

65016, м. Одеса, вул. Львівська, 15;  
тел. (0482) 63-62-09

ЗАТВЕРДЖУЮ  
Проректор з НР ОДЕКУ  
д.геогр.н., с.н.с.  
\_\_\_\_\_ Ю.С.Тучковенко  
2011.28.12

**ЗВІТ**  
**ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ**  
**МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ**  
**ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**  
**УКРАЇНИ**  
(заключний)

Керівник НДР  
д.геогр.н., проф.

Н.С.Лобода

2011

Рукопис закінчено 1 грудня 2011 р.

## СПИСОК АВТОРІВ

д.геогр.н., проф.	<b>Н.С. Лобода</b> Наукове керівництво, вступ, реферат, висновки
к.геогр.н., доц.	В.В. Белов (розділ 1)
к.геогр.н., доц.	Є.І. Колодеєв (розділ 2, п. 2, пп. 1,2)
к.геогр.н., доц.	М.Є. Даус (розділ 4 (п. 2, пп. 2.2, п. 3, пп. 3.2))
к.геогр.н., доц.	М.В Захарова (розділ 4 (п. 1, п. 2, пп. 2.1, п. 3, пп. 3.1, 3.2))
к.геогр.н., доц.	О.М. Гриб (розділ 3)
ст. викл	Г.К. Балан (редагування)
ст. викл.	Л.В Селезньова (редагування)
асистент	Я.С. Яров (розділ 2, п. 1)
інж.	Т.В.Захарова (редагування)
аспірант	В. Дорофеева (розділ 2, п. 5)
аспірант	В. Пилип`юк (розділ 2, п. 3)
маг. МEG-53 (випуск 2011 р.)	К. Роша (розділ 2, п. 4)
маг. МEG-53 (випуск 2011 р.)	Я. Пустова (розділ 2, п. 3)
маг. МEG-53	Т. Железняк (розділ 2, п. 3)
маг. МEG-53	В. Бабій (розділ 2, п. 4)
студ. Ег-53 (випуск 2010 р.)	В. Ясько (розділ 2, п. 3)
студ. Ег-53 (випуск 2011 р.)	В. Ковтун (розділ 2, п. 5)

студ. Ег-53  
(випуск 2010 р.)  
студ. Ег-53  
(випуск 2010 р.)  
студ. Ег-53  
(випуск 2010 р.)  
студ. Ег-53  
(випуск 2010 р.)  
студ. Ег-53  
(випуск 2011 р.)  
студ. Ег-53  
(випуск 2011 р.)  
студ. Ег-53  
(випуск 2011 р.)

Ю. Стельмакова  
(розділ 2, п. 3)  
І.О. Ступак  
(розділ 3, п.1)  
К.М.Мойсеєва  
(розділ 3, п.2)  
І.Г.Фартушняк  
(розділ 3, п.3)  
К.В. Хоменко  
(розділ 3, п.1)  
Ю.О. Українець  
(розділ 3, п. 2)  
І.П. Потапчук  
(розділ 3, п. 3)

Нормоконтролер

С.В. Малацковська

## РЕФЕРАТ

Звіт про науково-дослідну роботу містить: 181 сторінку, 64 рисунка, 54 таблиці, 140 літературних джерел.

Об'єкт дослідження – водні екосистеми басейнів річок Тиси, Нижнього Дністра та Південного Бугу, приток Дніпра, малі річки міжріччя Дунай-Дністер та лимани Північно-Західного Причорномор'я.

Мета роботи – оцінка екологічного стану річок України на основі математичних моделей, що застосовуються на кафедрі гідроекології та водних досліджень.

Методи дослідження: закони збереження маси рідини, рівняння кінематичної хвилі, водний баланс, методи розрахунків водообміну, статистичні методи, рівняння динаміки транспорту наносів.

Результати дослідження. У науково-дослідній роботі кафедри розглянуті такі математичні моделі:

- просторова модель паводкового стоку та виносу розчинених хімічних речовин, складові якої представлені у виді чисельних реалізацій, що можуть бути використані у розрахунках та прогнозах;
- модель водного балансу, практична реалізація якого надається для лиману Куяльник;
- модель водообміну, в основі якої лежить метод В.М. Тімченка, реалізована для Тилігульського лиману;
- модель русло-заплавного водообміну гирлової ділянки р. Дністер, яка базується на методі В.М. Тімченка;
- стохастичне моделювання стоку із наступним переходом до концентрацій забруднювальних речовин, що базується на отриманих зв'язках між забруднювальними речовинами та водністю, стохастичні дослідження при вивченні просторово-часового розподілу характеристик екологічного стану річок України, застосування методів багатовимірної статистичного аналізу для вивчення екологічного стану річок;
- модель ерозійного змиву ґрунтів, транспорту та відкладення наносів на водозборах річок.

У роботі надається обґрунтування та реалізація гідроекологічного моніторингу малих річок Одеської області як основа навчальних практик студентів гідроекологів, наступного математичного моделювання в гідроекологічних розрахунках і прогнозах (на прикладі р. Барабой, Одеська область).

Наукова новизна полягає у застосуванні комплексного підходу до вивчення екологічного стану водних об'єктів, який складається із організації

гідроекологічного моніторингу, узагальненні даних гідроекологічних спостережень, опису просторово-часової динаміки процесів надходження поверхневих вод до водних об'єктів сумісно із транспортом наносів та відповідним виносом хімічних речовин, а також у подальшому розвитку методів гідроекологічних розрахунків шляхом їх застосування до “гарячих точок” водних екосистем, таких як Куяльницький лиман, Тилігульський лиман, малі річки Одещини.

Результати науково-дослідної роботи докладалися на V з'їзді Гідро екологічного товариства України “Актуальні гідроекологічні проблеми континентальних і морських екосистем”.

**СТІК ВОДИ, ЗАБРУДНЮВАЛЬНІ РЕЧОВИНИ, ВІНОС ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН, ТРАНСПОРТ НАНОСІВ, ВОДНИЙ БАЛАНС, ВОДООБМІН, ПОКАЗНИКИ ЯКОСТІ ВОДИ.**

## ЗМІСТ

ЗМІСТ .....	6
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ ОДИНИЦЬ, СКРОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ .....	8
ВСТУП.....	10
1 ОГЛЯД МЕТОДІВ МОДЕЛЮВАННЯ В ГІДРОЕКОЛОГІЇ.....	14
1.1 Класифікації методів моделювання гідроекологічних систем.....	14
1.2 Класичні математичні моделі в гідроекології.....	14
1.3 Моделювання потоків хімічних речовин в річках, проточних водоймищах і лиманах.....	16
1.4 Моделі багатокомпонентної річкової системи .....	17
1.5 Моделювання міських і сільськогосподарських стоків.....	18
1.6 Кінематично-хвильова модель процесів стоку води і виносу наносів речовин зі схилів річкових водозборів .....	19
1.7 Моделювання зовнішнього і внутрішнього водного обміну у водоймищах .....	20
1.8 Моделі гідроекологічних об'єктів як ієрархічно організованих систем.....	20
2 ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ .....	21
2.1 Дослідження якості води р. Дністер та р. Барабой як складових Нижньодністровської зрошувальної системи.....	21
2.1.1 Стан проблеми та актуальність дослідження .....	21
2.1.2 Огляд методик оцінки якості води за гідрохімічними показниками ..	21
2.1.3 Оцінка якості води рр. Дністер і Барабой за методикою ГХІ для рибогосподарського використання.....	26
2.1.4 Оцінка якості води рр. Дністер і Барабой за методикою ІЗВ .....	35
2.1.5 Екологічна оцінка якості води рр. Дністер і Барабой за відповідними категоріями.....	37
2.1.6 Узагальнення результатів оцінки якості води рр. Дністер, Барабой за різними методиками.....	41
2.2 Оцінка якості вод верхньої частини водозбору р. Південний Буг за даними гідрохімічного моніторингу.....	47
2.2.1 Аналіз оцінки якості води за комплексним показником – індексом забрудненості води (ІЗВ) .....	47
2.2.2 Аналіз результатів оцінки якості води басейну р.Південний Буг за методикою ГХІ.....	51
2.2.3 Оцінка якості вод річок Псел та Ворскла за даними гідрохімічного моніторингу у різні за водністю роки .....	57
2.3 Оцінка якості вод річки Інгул за даними гідрохімічного моніторингу у період весняного водопілля та осінньо-літньої межені.....	64
2.4 Оцінка хімічного складу води нижньої течії р. Південний Буг (сmt. Олександрівка) за методом факторного аналізу .....	78

3. ОЦІНКА ВОДНО-СОЛЬОВОГО РЕЖИМУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ БАЛАНСОВИМИ МЕТОДАМИ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ПОЛІПШЕННЯ ЇХ СТАНУ .....	86
3.1 Моделювання водного балансу Куяльницького лиману та рекомендації щодо поліпшення його стану .....	86
3.2 Моделювання водообміну Тилігульського лиману та Чорного моря через канал «лиман-море» .....	98
3.3 Моделювання водообміну заплавлених озер Нижнього Дністра.....	123
4 РОЗРАХУНКИ ГІДРОГРАФІВ ПАВОДКОВОГО СТОКУ ВОДИ ТА РОЗЧИНЕНИХ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН.....	133
4.1 Алгоритмізація модельної схеми для обчислення гідрографів паводкового стоку води та розчинених хімічних речовин .....	133
4.2 Визначення оптимальних параметрів моделі для розрахунків гідрографів стоку води та хімічних речовин.....	134
4.2.1 Результати оптимізації параметрів моделі для малих водозборів Північно-Західного Причорномор'я .....	136
4.2.2 Результати оптимізації параметрів моделі для малих водозборів Українських Карпат .....	141
4.3 Результати розрахунків гідрографів паводкового стоку води та розчинених хімічних речовин.....	145
4.3.1 Опис результатів обчислення гідрографів стоку для малих водозборів Північно-Західного Причорномор'я з використанням радіолокаційних даних про опади.....	145
4.3.2 Опис результатів обчислення гідрографів стоку води та розчинених хімічних речовин на малих водозборах Українських Карпат.....	151
ВИСНОВКИ.....	157
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ .....	160
ДОДАТОК А .....	170
ДОДАТОК Б .....	175

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ ОДИНИЦЬ,  
СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

- СПАР – синтетичні поверхнево-активні речовини  
ГДК – гранично допустимі концентрації  
ЛОШ – лімітовна ознака шкідливості  
ЛОЗ – лімітовна ознака забрудненості  
КІЗ – комбінаторний індекс забруднення  
Смт – селище міського типу  
ПівнКК – північнокримський канал  
ВООЗ – Всесвітня організація охорони здоров'я  
ЛХС – леткі хлорорганічні сполуки  
ЗОВ – загальний органічний вуглець  
АРК – Автономна республіка Крим  
ХОС – хлорорганічні сполуки  
МДН – максимально допустимий рівень небезпеки  
НРН – незначний рівень небезпеки  
ЄС – Європейський союз  
ДДДС – допустима добова доза споживання  
ІДНС – імовірна добова норма споживання  
ПБК – Південний берег Криму  
БС – Балтійська система висот  
вдсх – водосховище  
водпост, в/п. – водомірний пост  
ГМО – гідрометеорологічна обсерваторія  
ГМС – гідрометеорологічна служба  
зат. – затока  
лим. – лиман  
м. – місто  
м/п. – метеорологічний пост  
м/ст. – метеорологічна станція  
НДР – науково-дослідна робота  
ОГМІ – Одеський гідрометеорологічний інститут  
ОДЕКУ – Одеський державний екологічний університет  
ОДУ ім. І.І. Мечникова – Одеський державний університет ім. І.І. Мечникова  
оз. – озеро  
ОНУ ім. І.І. Мечникова – Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова  
р. – річка, рік



рр. – річки, роки

с. – селище

смт – селище міського типу

УкрНДГМІ – Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут

УкрНДІкурортології – Український науково-дослідний інститут курортології та рекреації

УкрПівденДІПроВодГосп – Український південний державний інститут проектування водного господарства

WGS – Word geodesic system (Світова геодезична система)

## ВСТУП

Сучасні можливості людства впливати на взаємодію людини та біосфери за своєю енергією відповідають енергії природного походження. Проблеми економіки та соціального розвитку тісно переплелися із проблемами забруднення навколишнього середовища, еволюції клімату, стійкості існування екосистем, виснаження природних ресурсів. У зв'язку із забрудненням навколишнього середовища та посиленням антропогенного впливу на природу, екологія набула особливого значення як наука про відношення рослинних та тваринних організмів між собою та довкіллям. Її об'єктами є популяції організмів, біологічні види, суспільства, екосистеми та біосфера у цілому [1].

Учасники конференції ООН з навколишнього середовища у Ріо-де-Жанейро (1992) та Всесвітньої зустрічі по сталому розвитку у Йоганнесбурзі (2002) висловили глибоку турботу щодо погіршення якості довкілля та зниження біологічної різноманітності життя. Відмічалось, що збереження екологічно безпечного стану біосфери, всіх її складових є життєво важливим обов'язком усіх держав.

Особливе місце серед складових біосфери займає гідросфера та пов'язані з нею водні ресурси країн. У заяві по управлінню сумісними водними ресурсами відмічається негативний стан берегів морів та прісних водойм, погіршення якості води, зниження видового складу та чисельності гідробіонтів. Пізнання механізмів функціонування водних екосистем є однією з головних задач екології. Наука, яка вивчає водні екосистеми та їх частки як цілісну систему взаємодіючих живих (біотичних) так і неживих (абіотичних) компонентів називається гідроекологією [1].

Інтенсивні дослідження функціонування водних екосистем у останні десятиріччя пов'язані з розширенням масштабів господарського використання водних ресурсів та глобальним потеплінням, яке посилює антропогенне навантаження на природні водні об'єкти [2]. У роботах В.М. Тимченка [3] відмічається, що антропогенний вплив проявляється у абіотичній, тобто неживій, частині водних екосистем. Зміни гідрологічного режиму, гідродинамічних та гідрофізичних властивостей водних мас та придонних ґрунтів поряд з іншими абіотичними процесами обумовлюють трансформацію біотичної частини водних екосистем. Саме це забезпечує використання екологічного підходу до гідрологічних досліджень, оскільки гідрологічні процеси визначають умови функціонування водних систем. Цю частину екології В.М. Тимченко розглядає як екологічну гідрологію, що вивчає абіотичні компоненти водних екосистем у їх взаємодії з іншими абіотичними чинниками та біотичними елементами. В.К. Хільчевський дотримується такої

ж думки [4]. Він зазначає, що “...під гідроекологією ми розуміємо вчення про взаємозв'язки між гідрохімічними, гідрологічними й гідробіологічними процесами у водах, які містяться у різних компонентах навколишнього середовища та впливають на життєдіяльність організмів і мають склад та властивості, сформованих під дією природних і антропогенних факторів” [4,5].

Однією з головних задач гідроекології є прогнозування змін якості і кількості водних ресурсів з метою обґрунтування системи водоохоронних заходів і схем раціонального використання поверхневих і підземних вод [6]. Для вирішення цієї задачі необхідний розвиток математичного моделювання в гідроекології.

Математична екологія як наука почала формуватися на початку ХХ сторіччя. Її формуванню сприяли праці такого видатного математика як Віто Вольтерра та його послідовників О. Лоткі та В.А. Костицина. Подальший розвиток математичної екології пов'язується з іменами Г.Ф. Гаузе, А.Н. Колмогорова, Ю. Одума, Ю.М. Свирижева, Р.А. Полуєктова та інших [7]. Ці праці були спрямовані на опис еколого-соціальних систем, використання еколого-прогностичних вирішень у прикладних господарських проектах [8] таких як нормування викидів діючих промислових підприємств та агрокомплексів, оптимізації розміщення промислових підприємств та їх штрафування в залежності від розмірів забруднення й інше. У більшості своїй ці роботи були спрямовані на вивчення екології людини, тобто відносин між людиною, наслідками її антропогенної діяльності та навколишнім середовищем.

Сучасна гідроекологічна наука повинна будувати математичні моделі, які не просто представляють водний режим водотоків та водойм як фон для гідробіологічних досліджень, а установлювати кількісні зв'язки, що пов'язують гідродинамічні та гідрофізичні параметри водних мас із формуванням біологічних процесів. Вивчення відношень між властивостями водного середовища та властивостями видів тварин або рослинності є основним завданням польового гідроеколога, яка має вирішуватись не тільки в якісному, але й на кількісному виді. Науковою базою для обґрунтування просторово-часових узагальнень, які виконуються гідроекологами, є застосування методів багатовимірного аналізу, а також аналізу часових та просторових рядів спостережень [9,10,11]. Приклади вирішення екологічних задач із застосуванням сучасної математичної статистики широко представлені у роботах С.І.Сніжка [12]. Воднобалансовий підхід, моделювання процесів водообміну та гідродинамічних процесів дозволив В.М. Тімченко виконувати прогнозування та регулювання еколого-гідрологічних умов водойм України, управління їх екосистемами.

Значний внесок у розвиток математичного моделювання в області гідроекології був зроблений д. г. н., проф., завідувачем кафедри гідроекології та

водних досліджень (до 2010р.) Іваненком О.Г., який запропонував ряд моделей перенесення речовин водним середовищем до визначення і прогнозування якості вод поверхневих водотоків та водойм [13].

**Актуальність теми** дослідження обумовлена необхідністю розроблення математичної бази, яка служила б науковим підґрунтям для розробки стратегії розвитку водного господарства України. В ухвалі V-ї Всеєвропейської конференції міністрів охорони довкілля Європи (м. Київ, 2003) особлива увага була приділена вирішенню природоохоронних проблем, спрямованих на поліпшення управління, використання та охорони водних ресурсів.

**Об'єктами досліджень** є водні екосистеми басейнів річок та лиманів України.

**Предмет досліджень** – математичні моделі водних екосистем.

**Метою дослідження** є реалізація математичних моделей, які передбачають оцінку гідроекологічного стану водних об'єктів різних регіонів України з метою розроблення рекомендацій щодо покращення якості вод.

**Методи дослідження:** методи оцінки якості води, багатовимірний статистичний аналіз, балансова модель виносу хімічних речовин, математичні моделі процесів розповсюдження неконсервативної речовини у водних об'єктах, математичні моделі самоочищення водойм.

У першому розділі наводиться огляд сучасних методів математичного моделювання у гідроекології. У другому розділі описуються проведені на кафедрі оцінки якості вод різних річок України, виконані на основі гідрохімічних даних гідрометеорологічної мережі спостережень, до яких застосовані методи статистичного узагальнення інформації. У третьому розділі розглядається реалізація моделі водного балансу в умовах недостатності та відсутності гідрометеорологічних даних спостережень для вирішення таких практичних задач як визначення складових водного балансу Куяльницького та Тилігульського лиманів з метою поліпшення їх гідроекологічного стану, окремим підрозділом викладено оцінку та моделювання водообміну заплачних озер Нижнього Дністра. У четвертому розділі наведена просторова модель паводкового стоку та виносу розчинених хімічних речовин.

У науково-дослідній роботі кафедри активну участь приймають студенти, аспіранти та магістри, оскільки збір інформації та її узагальнення є першим кроком до математичного моделювання.

**Апробація результатів досліджень** відбувалася під час проведення міжнародних та вітчизняних наукових семінарів і конференцій: п'ятій науково-практичній конференції з міжнародною участю «Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС'2010» (21-25 червня). -2010. – Київ, Україна; V з'їзді Гідроекологічного товариства України “Актуальні гідроекологічні проблеми континентальних і морських екосистем”, (7-10 вересня 2010 року, м. Житомир, Україна); Міжнародній конференції “Global and regional climate

changes”, (16-18 листопада, 2010 р., Київ, Україна); п'ятій Всеукраїнській науковій конференції “Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія”, (22-24 вересня 2011р. – Чернівці, Чернівецький національний університет). Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічні проблеми Чорного моря» (29-30 жовтня, 2009 р., 28-29 жовтня, 2010 р.), Всеукраїнській науково-практичній конференції «Екологія міст та рекреаційних зон» (2-3 червня, 2011 р. – Одеса), 2 звітній науково-технічній конференції науково-педагогічних працівників Одеського державного екологічного університету (27-28 січня 2011 р., Одеса, ОДЕКУ), міжнародна науч.-практ. конференція «Управление водными ресурсами речных водосборов (17-20 травня 2011 г., г. Пермь, Росія).

За проведеним дослідженням опубліковано 25 наукових праць, з них 12 рекомендованих ВАК України. За весь період взяли участь в підготовці звіту 15 аспірантів, магістрів і студентів.

# 1 ОГЛЯД МЕТОДІВ МОДЕЛЮВАННЯ В ГІДРОЕКОЛОГІЇ

## 1.1 Класифікації методів моделювання гідроекологічних систем

Моделювання – це один з найважливіших методів наукового пізнання, за допомогою якого створюється модель (умовний образ) об'єкту дослідження. Суть його полягає в тому, що взаємозв'язок досліджуваних явищ і процесів передається у формі конкретних математичних символів.

Природні системи в гідроекології відрізняються складністю організації і різноманітністю процесів, що протікають в них. Для таких систем великого значення набуває постановка завдань моделювання, від якої багато в чому залежать результати. Тому в гідроекології застосовують практично всі відомі типи і класи моделей.

Виявлено два основні напрями досліджень: екосистемне і популяційне. Співтовариства водних організмів служать об'єктом для обох підходів. Виділено шість смислових груп статистичних термінів:

стандартні статистичні методи [26,27];

багатовимірні методи (множинна регресія і дисперсійний аналіз) [26,31,26];

відхилення від нормальності, непараметричні методи [26];

таблиці зв'язаності і множинні порівняння;

марківські випадкові процеси [35];

диференціальні рівняння [28, 24, 25, 27].

Незалежно від відмінностей в об'єктах і завданнях моделювання, є загальні прийоми побудови математичних моделей різних типів.

У даному звіті використана класифікація математичних моделей за такими ознаками:

- за метою моделювання: імітаційні, прогнозні, оптимізаційні, управління;
- за початковою інформацією: детерміновані, імовірнісні, експертні;
- за рівнем складності: прості, складні, ієрархічно організовані;
- за об'єктами моделювання: гідроморфологічні, гідрологічні, гідравлічні, гідрохімічні, гідробіологічні, біосоціальні, гідроекологічні.

## 1.2 Класичні математичні моделі в гідроекології

Класичні моделі в гідроекології представлені, як правило, аналітичними вирішеннями звичайних диференціальних рівнянь або систем таких рівнянь.

До таких моделей можна віднести наступні:

1. Рівняння нормального розмноження та рівняння вибуху [39]. Перше рівняння використовується для розрахунків чисельності популяцій, коли

швидкість їх росту пропорційна кількості особин. Рівняння вибуху припускає, що швидкість приросту пропорційна кількості пар. У цьому випадку при великих швидкостях приріст чисельності популяцій відбувається набагато швидше від нормального, а при малих — набагато повільніше. Така ситуація зустрічається у фізико-хімічних задачах, де швидкість реакції пропорційна концентраціям обох реагентів. Для деяких видів живих організмів, популяції яких нечисленні, важко знайти собі пари, і їхнє розмноження підкоряється рівнянню вибуху при малих значеннях чисельності.

2. Логістична крива [36]. Рівняння звичайного розмноження придатне для розрахунку, лише доки чисельність популяції невелика, а з її збільшенням конкуренція за їжу приводить до зменшення швидкості приросту. Процес розмноження має два положення рівноваги — асимптоти при  $x=0$  і  $x=1$ . При малих значеннях  $x$  логістична крива практично збігається з експонентною — конкуренція мало впливає на ріст. Однак, по мірі збільшення чисельності логістичний ріст описує насичення системи — становлення в ній рівноважного режиму ( $x=1$ ).

3. Квоти вилову [36]. Припускається, що частина популяції виловлюється з постійною швидкістю. Ця швидкість називається квотою —  $c$ . При невеликій швидкості вилову ( $0 < c < 1/4$ ) існують два положення рівноваги. Нижнє положення рівноваги хитливе, якщо з будь-яких причин, наприклад, неприпустимий вилов риби або її хвороби, чисельність популяції опуститься нижче, то надалі вся популяція за деякий час вимре. Верхнє положення рівноваги є стійким — це стаціонарний режим, на який виходить популяція при постійному вилові  $c$ . Якщо  $c > 1/4$ , то рівновага відсутня і вся популяція буде виловлена за кінцевий час.

4. Диференціальне рівняння системи хижак-жертва [39]. Це найпростіша модель, що описує боротьбу двох видів хижака і жертви. Вона називається моделлю Лотка-Вольтера за ім'ям автора. Основний висновок цієї моделі кількості хижака та жертви при не рівноважних початкових умовах міняються згодом періодично.

5. Ймовірнісний підхід до розрахунків кількісних змін у екосистемах [17,18]. Для екологічних задач детерміновані розв'язання не завжди достатні — вони обмежені початковими і граничними умовами диференціальних рівнянь. Тому детерміновані методи не дозволяють вирішувати задачі пристосування та адаптації організмів і популяцій до змін умов середовища. При ймовірносному підході доступність для системи ресурсів навколишнього середовища виражається випадковим вектором. Допускається, що швидкість взаємодії пропорційна щільності ймовірності, а радіальне відхилення — концентрації або різниці потенціалів. Розв'язання рівнянь при ймовірносному підході, а відповідно їм і фізичні закономірності процесів, відповідають наведеній вище логістичній кривій. На відміну від логістичної кривої, ймовірнісна крива не

має асимптот. Це вказує на дуже малу імовірність мінливості організмів для пристосування до зовнішнього середовища.

6. Розрахунок концентрації кисню при органічному забрудненні річки. Швидкість розкладання відходів пропорційна БСК за умови, що у воді присутня достатня кількість кисню для підтримки процесу [28, 39]. При наявності відходів реальна концентрація кисню буде нижче рівноважної. Швидкість зниження концентрації кисню приймається пропорційною початковій концентрації. Зміна дефіциту кисню може збільшуватися через деякий час внаслідок окислювання відходів і зменшуватися в результаті поглинання кисню поверхнею води. Враховуючи швидкість течії, ця модель дозволяє розрахувати максимальний дефіцит кисню при розкладанні відходів та його розподілення по довжині річки.

### **1.3 Моделювання потоків хімічних речовин в річках, проточних водоймищах і лиманах**

Моделі потоків хімічних речовин в руслах річок, проточних водоймищ і лиманів, які разом з водним стоком визначають просторово-часовий розподіл показників якості води по довжині їх русел [23,24,27].

Моделі виносу речовин з водозборів і їх перенесення водотоками розрізняються не тільки вибраними методами управління якістю, але також типом джерел забруднення води, вибором мети управління якістю води, придатністю стаціонарних чи динамічних умов. Теоретичною основою всіх розглянутих моделей управління якістю води є фундаментальний принцип збереження маси.

На основі закону дифузії і допущення про постійність концентрацій як в горизонтальному, так і у вертикальному напрямі може бути записано одновимірне диференціальне рівняння збереження маси в частинних похідних: часу і відстані створу водної ділянки від початкового створу. Окрім цих змінних у диференціальне рівняння входять: площа поперечного перерізу русла в створі, коефіцієнт подовжньої дифузії, концентрація заданої речовини, витрата водної течії, швидкість додавання (або зменшення) речовини в ділянці за рахунок бокових джерел і зливів. Розв'язання цього диференціального рівняння в частинних похідних при відповідних обмеженнях і початкових умовах представляє тимчасовий і просторовий розподіли речовини уздовж напрямку перебігу води.

Якщо період часу вибрано так, що і природна течія і скид стічних вод постійні, може бути прийнята умова стаціонарності, тобто, що концентрація речовини-забруднювача в даній точці не змінюється з часом. Для розв'язання рівняння переносу в умовах стаціонарності можна використовувати аналітичні прийоми.



## 1.4 Моделі багатокомпонентної річкової системи

Моделі багатокомпонентної річкової системи використовуються для різних показників якості води, що включають консервативні речовини, біомасу водоростей, амонійний, нітритний і нітратний азот, фосфор, вуглецеве біохімічне споживання кисню, розчинений кисень, коліформи і радіонукліди.

Прикладом багатокомпонентної системи може бути модель водної екосистеми під назвою QUAL II, побудована для Американського Агентства охорони навколишнього середовища [43,44,45].

Зростання і продукція біомаси водоростей оцінюється похідною, що змінюється з часом і залежить від їх питомої швидкості росту, питомої швидкості відмирання, швидкості осідання, та середньої глибини потоку. Концентрація водоростей залежить також від функції виїдання вищими трофічними рівнями, таким, як зоопланктон.

Показники швидкості росту водоростей залежать від температури, біогенних елементів (азот, вуглець, фосфор) і світла. Питома швидкість росту водоростей обчислюється за стандартною формулою, згідно з якою швидкість росту є зростаючою функцією від існуючої концентрації. У моделі швидкість росту водоростей може лімітуватися недоліком нітратного азоту, фосфору, вуглецю, світла, або температурою.

Інший підхід до розрахунків продукції водоймищ розроблений в Інституті гідробіології АН України [37]. У результаті розрахунків можна отримати валову первинну продукцію та деструкції органічної речовини для:

- планктонної підсистеми;
- мікробентосу;
- вищих водних рослин та їх угруповань;
- рибної продукції.

Величини продукції знаходяться в зворотній залежності від біомаси по експоненціальним залежностям. Для кожної підсистеми наведені таблиці діапазонів змін коефіцієнтів експонент по сезонам року, інтенсивності розвитку біомаси.

У практиці досліджень в ОДЕКУ значне застосування знайшла модель якості вод морських шельфових зон і естуарієв [26]. При побудові моделі використаний ієрархічний принцип. Суть якого полягає в тому, що на початкових етапах моделювання створюється спрощений варіант моделі, який відображає найбільш істотні процеси в екосистемі. У міру накопичення і уточнення інформації про мінливість компонентів екосистеми здійснюється їх декомпозиція. Основним методом математичного опису динаміки водних екосистем є вирішення диференціальних рівнянь, які описують мінливість біоценозів. У ці рівняння входять: складові вектора швидкості течій, концентрація біомаси, швидкість осадження зважених компонентів,

коефіцієнти горизонтального і вертикального турбулентного обміну, притоку речовини із зовнішніх джерел. Модель також включає функції неконсервативності, які являють собою складені на основі балансового підходу, локальні потоки речовини обумовлені біохімічними реакціями і біологічними взаємодіями.

### **1.5 Моделювання міських і сільськогосподарських стоків**

Представлені моделі дуже прості за формою і мають характер емпіричних залежностей, вид яких установлюється на базі численних вимірювань показників водного стоку та виносу ним наносів і хімічних речовин, як зважених, так і розчинених [27,28]. Прості математичні вирази цих моделей використовуються без калібрування для приблизної оцінки розподіленого стоку.

В умовах стокових поверхонь частіше зустрічаються неточкові або, як їх ще називають розподілені забруднюючі стоки, що поступають з окремих площ річкових басейнів. Головними неточковими джерелами забруднювачів є вуглецеве і азотне БСК, хвороботворні бактерії, біогенні речовини, донні відкладення, пестициди і метали. Водонепроникна частина площі водозбору (наприклад, вулиця, площі міста, ділянка для стоянки, поверхня даху) вважається ключовим параметром в моделях міського стоку. Водонепроникна частина території може бути оцінена за матеріалами аерофотозйомки або за картами місцевості. Іноді використовуються рівняння регресії, які пов'язують розміри цієї території з щільністю населення.

Накопичення джерел забруднення. Забруднювачі з міських неточкових джерел адсорбуються в поверхневих відкладеннях, тому різні речовини накопичуються пропорційно кількості відкладень, що утворилися. Концентрація джерел забруднень в осаді звичайно пов'язується з типом землекористування, а саме – комерційне, індустріальне, паркове та інше.

Основними домішками у вигляді відходів, що знаходяться в сільськогосподарському стоці, є біогенні речовини, пестициди і зважені частинки. Поверхневі води, що стікають по відкладах мілкозему є транспортуючим середовищем для біогенів і інших потенційних забруднювачів з прибраних полів.

Винесення наносів. Моделі, що описують винесення наносів з поверхні ґрунтів або моделі їх ерозії, засновані на універсальному рівнянні втрати ґрунту, в які входять: середньорічна втрата ґрунту залежно від посіву, індекс ерозійності опадів, фактор схильності ґрунту до ерозії; топографічний чинник, який визначається ухилом посівної площі і довжиною схилу; чинник покриття для посіву; фактор способу утримання ґрунту (оранка перпендикулярно схилу, створення терас і т. д.). Оскільки параметри, що входять до цієї моделі,

визначені і зведені в спеціальних таблицях, оцінка середньорічної ерозії є достатньо простою.

Відомо, що забруднювачі від розподілених джерел мають розчинену і адсорбовану форми, стік з посівних земель виносить речовини в розчині разом з речовинами, адсорбованими на зважених частинках наносів.

Прості моделі оцінюють втрату джерел забруднень «на краю поля» шляхом перемноження значень стоку і ерозії на усереднені концентрації джерел забруднень стоку.

Втрати джерел забруднювача у вивіреному ґрунті можуть бути визначені в залежності від концентрації забруднювача в ґрунті; безрозмірного коефіцієнта збагачення, який звичайно більше 1, бо концентрація джерела забруднення у вивіреному ґрунті звичайно вище, ніж в ґрунті, не схильному до ерозії. Типові значення коефіцієнтів збагачення змінюються для азоту – від 2 до 4, та для фосфору - від 1,5 до 2,5. При оцінці втрат біогенних речовин концентрації азоту і фосфору іноді можуть визначатися за даними ґрунтових проб.

### **1.6 Кінематично-хвильова модель процесів стоку води і виносу наносів речовин зі схилів річкових водозборів**

Динаміку поверхневого стоку зі схилу зазвичай описують за допомогою кінематичної моделі. Модель складається з рівняння нерозривності елементу потоку, що стікає із смуги схилу одиничної ширини і рівняння для швидкості течії [27].

Зливовий змив ґрунту відбувається під впливом одночасної дії на поверхню ґрунту ударів крапель дощу і розмиваючої дії поверхневого стоку. Саме це положення лягло в основу моделей, що описують процеси змиву наносів з поверхні оброблюваних схилів. Обчислена мутність твердого стоку для кожної частинної площини водозбору і за всі інтервали часу графіку інтенсивності розрахункового дощу може бути використана для розрахунків витрат твердого стоку [42].

Витрати води і наносів разом з показниками початкової концентрації речовин в поверхневих прошарках ґрунту, їх розчинністю у воді і сорбційною здатністю є основними чинниками виносу забруднювальних речовин зі схилу. Всі ці чинники враховуються моделлю кінематичної хвилі для обчислення виносу забруднювальних речовин схиловим потоком води з полоси схилу одиничної ширини [21, 35].

Наведені способи встановлення зв'язку параметрів з факторами, що складають основу методики передачі параметрів моделі для розрахунків паводків на невивчених водозборах. Проте важливим підсумком одержаних результатів слід вважати розробку простої і економічної методики отримання оптимальних параметрів моделі, які відображають вплив взаємозалежних

природних факторів стоку.

### **1.7 Моделювання зовнішнього і внутрішнього водного обміну у водоймищах**

Гідродинамічні процеси беруть активну участь у формуванні якісного складу води і біологічну продуктивність водоймищ. До таких процесів відносять всілякі види течій і перемішування. Огляд емпіричних і теоретичних методів розрахунку внутрішнього і зовнішнього водного обміну приведений в роботі [40]. Там же приведені розрахункові схеми і дані водного обміну у водосховищах, гирлах крупних річок, заплавах водоймищах, заплаві, відкритих і закритих лиманах.

### **1.8 Моделі гідроекологічних об'єктів як ієрархічно організованих систем**

Основним джерелом енергії для живих організмів у водних об'єктах є сонячна енергія. Вона визначає тепловий режим водоймищ і, за допомогою фотосинтезу, слугує джерелом енергії в трофічних ланцюгах водоймища [41]. Математичні моделі ієрархічно організованих систем припускають перебудову всієї системи гідробіонтів у разі порушень в будь-якій ланці трофічного ланцюга [17].

Один з варіантів такої моделі заснований на виконанні Першого початку термодинаміки [17,18]. Математично модель представлена двома матрицями. Одна з них характеризує витрати енергії на підтримку життєвих процесів на кожному ієрархічному рівні. Друга – включає коефіцієнти передачі енергії по ієрархічних рівнях.

Для практичної реалізації моделі ієрархічно організованих систем в літературних джерелах є відповідні розробки. До них можна віднести:

- оптичні властивості води у водоймах;
- каламутність води і показники фітопланктону;
- залежності для визначення інтенсивності сонячної радіації, що проникла у водне середовище та інше.

## 2 ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ

### 2.1 Дослідження якості води р. Дністер та р. Барабой як складових Нижньодністрівської зрошувальної системи

#### 2.1.1 Стан проблеми та актуальність дослідження

Річки Дністер і Барабой є складовими частинами Нижньодністрівської зрошувальної системи (НДЗС). Основною відмінністю режиму експлуатації системи є необхідність постійної закачки свіжої води з р. Дністер у Барабойське і Санжейське водосховища для підтримки достатнього водообміну і оптимальної іригаційної якості води. В даний час склалась практика сезонного використання водосховищ з активним закачуванням дністрівської води в поливний сезон (з травня по вересень) і простоюванням водосховища в інший період року. Забір води здійснюється через Головну Насосну Станцію (ГНС НДЗС, р. Дністер – с. Маяки). До того ж, останнім часом через фінансові труднощі у сплаті за електроенергію відбувались перебої у закачуванні води. Це ускладнило ситуацію, бо за відсутності свіжої води рівень води у водосховищах знижується, погіршуються гідрохімічні показники і це створює реальні перешкоди у нормальній експлуатації всієї НДЗС. Контроль якості води р.Дністер (як джерела поповнення водних ресурсів системи) і р. Барабой проводиться регулярно (щорічно, раз на квартал Одеською гідрогеолого – меліоративною експедицією по 26 показникам). Але періодичність спостережень і перелік контрольованих речовин недостатні для оцінки гідроекологічного стану всієї НДЗС. Це ускладнює подальше безпечне та раціональне використання води з системи на потреби зрошення, рибного господарства, рекреації [50].

#### 2.1.2 Огляд методик оцінки якості води за гідрохімічними показниками

Сучасні методики комплексної оцінки забрудненості поверхневих вод розрізняються за метою використання, принципами обробки, критеріями оцінки, за обсягом і характером наявної інформації, за способами формалізації даних. Розроблена і нормативна в Україні „Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” [47] передбачає оцінку якості вод за гідрохімічними і гідробіологічними показниками. Однак, оскільки моніторинг за гідробіологічними показниками р. Барабой не проводиться, то більш коректним є використання методик оцінки якості води за гідрохімічними показниками.

Для оцінки якості води були використані дані щоквартальних спостережень ОГГМЕ ООВУВГ за хімічним складом води в пункті р. Барабой –

с. Барабой (всього вимірюється 36 гідрохімічних показників) за 2000-2010 рр.

Для вирішення поставленої мети були застосовані: методика ГХІ (Гідрохімічного інституту, Росія) та методика ІЗВ (індекс забруднення води), що були розроблені і використовуються у діяльності установ Державної гідрометслужби та Державного водного агентства України [46,48].

Метод ГХІ полягає в одержанні однозначної оцінки якості води і проведенні на її основі класифікації води за ступенем придатності для основних видів водокористування. Виходячи з поставленої мети, для оцінки якості води р.Барабой за методикою ГХІ було використано рибогосподарські нормативи ГДК як цільові.

Причини вибору саме рибогосподарських нормативів для оцінки якості води:

- для питних потреб води р. Барабой не використовуються;
- в Україні не встановлено чітких іригаційних нормативів ГДК;
- у басейні р.Барабой активно розвивається рибне господарство, саме рибогосподарські нормативи ГДК в Україні чітко сформульовані і є найжорсткішими.

Метод ГХІ з метою встановлення рівня якості води водних об'єктів передбачає проведення трьохступеневої класифікації за ознаками повторюваності випадків забруднення, кратності перевищення нормативів, а також з урахуванням характеру забрудненості води окремими гідрохімічними показниками.

Перший ступінь класифікації заснований на встановленні міри стійкості забрудненості. Як міра стійкості забрудненості використовується широко поширена в гідрохімічній практиці повторюваність випадків перевищення ГДК:

$$H_i = \left( \frac{N_{\text{ААЕ}}}{N_i} \right) \cdot 100, \quad (2.1)$$

де  $H_i$  – повторюваність випадків перевищення ГДК по  $i$ -му інгредієнту;

$N_{\text{ААЕ}}$  – число випадків, коли вміст  $i$ -го інгредієнта перевищує його ГДК;

$N_i$  – загальне число результатів аналізу по  $i$ -му інгредієнту.

При аналізі забрудненості за ознаками повторюваності виділяються як якісно помітні такі характеристики: забрудненість може характеризуватись як „одинична” (до 10% випадків), „нестійка” (10-30% випадків), „стійка” (30-50% випадків), „характерна” (50-100% випадків). Якісним виразам виділених характеристик забрудненості води присуджуються кількісні вирази (а, b, с, d) в балах від 1 до 4.

Другий ступінь класифікації заснований на встановленні рівня забрудненості, в якості якого використовується також широко поширений в гідрохімічній практиці показник кратності перевищення ГДК:

$$K_i = \frac{C_i}{C_{\text{ГДК}}}, \quad (2.2)$$

де  $K_i$  – кратність перевищення ГДК по  $i$ -му інгредієнту;

$C_i$  – концентрація  $i$ -го інгредієнта у воді водного об'єкта, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_{\text{ГДК}}$  – гранично допустима концентрація  $i$ -го інгредієнта, мг/дм<sup>3</sup>.

При аналізі забрудненості за рівнем забрудненості окремими речовинами виділяються як якісно помітні такі характеристики: забрудненість може характеризуватись як „низька” (до 2 ГДК), „середня” (2-10 ГДК), „висока” (10-50 ГДК), „дуже висока” (>50ГДК). Якісним виразам виділених характеристик забрудненості води присуджуються кількісні вирази ( $a_1, b_1, c_1, d_1$ ) в балах від 1 до 4.

При поєднанні першого і другого ступенів класифікації води по кожному з гідрохімічних інгредієнтів визначаються узагальнені оцінні бали ( $S_i$ ), одержані як добуток оцінок ( $a, b, c, d$ ) та ( $a_1, b_1, c_1, d_1$ ) за окремими характеристиками. Значення  $S_i$  може становити від 1 до 16 (чим більше, тим гірша якість води по окремому інгредієнту).

Третій ступінь класифікації полягає в узагальненні даних по окремих гідрохімічних показниках. Для цього обчислюється показник КІЗ (комбінаторний індекс забрудненості) шляхом додавання всіх узагальнених оцінних балів ( $S_i$ ) по окремих гідрохімічних показниках. При цьому ті гідрохімічні показники, для яких узагальнений оцінний бал  $S_i \geq 11$  вважаються лімітуючими ознаками забруднення (ЛОЗ), тобто вони є найбільшими забруднювальними речовинами і переводять якість води до категорії „неприпустимо брудна”.

Надалі розраховується показник усередненої забрудненості ПКІЗ – питомий комбінаторний індекс забруднення; в залежності від кількості речовин – ЛОЗ встановлюється клас і розряд якості води („слабко забруднена”, „забруднена”, „брудна”, „дуже брудна”) та робиться експертний висновок щодо придатності води для обраного виду водокористування.

Методика оцінки якості води за індексом забрудненості води (ІЗВ) – одна з найпростіших методик комплексної оцінки якості води. Розрахунок класичного ІЗВ виконується за стандартними інгредієнтами (азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, БСК<sub>5</sub>) за формулою [48]:

$${}^2\zeta\hat{A} = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\bar{A}\bar{A}\bar{E}_i}, \quad (2.3)$$

де  $C_i$  – середня концентрація одного з шести показників якості води, мг/дм<sup>3</sup>;

$ГДК_i$  – гранично допустима концентрація кожного з показників якості води, мг/дм<sup>3</sup>.

Для отримання більш об'єктивної характеристики забрудненості води розраховується „модифікований ІЗВ” – до розрахунку береться максимальна кількість нормованих гідрохімічних показників [49].

За величинами розрахованих ІЗВ виконується оцінка якості води. При цьому виділяються такі класи якості води: I „дуже чиста” (ІЗВ  $\leq 0,3$ ); II „чиста” (ІЗВ 0,3-1); III „помірно забруднена” (ІЗВ 1-2,5); IV „забруднена” (ІЗВ 2,5-4); V „брудна” (ІЗВ 4-6); VI „дуже брудна” (ІЗВ 6-10); VII „надзвичайно брудна” (ІЗВ  $> 10$ ).

Методика НДІ гігієни ім.Ф.Ф.Ерісмана. Для визначення ступеня забруднення за цією методикою використовуються три критерії шкідливості, по кожному з яких сформована певна група речовин і специфічних показників якості води:

1) критерій санітарного режиму ( $W_c$ ), де враховується розчинений кисень, БСК<sub>5</sub>, ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за їхнім впливом на санітарний режим;

2) критерій органолептичних властивостей ( $W_f$ ), де враховується запах, завислі речовини, ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за органолептичною ознакою шкідливості;

3) критерій, що враховує безпеку санітарно-токсикологічного забруднення ( $W_{ст}$ ), де враховується ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за санітарно-токсикологічною ознакою.

Одні й ті ж показники можуть ураховуватися одночасно в декількох критеріях. Комплексна оцінка обчислюється окремо для кожної ознаки, що лімітує шкідливість за такою формулою:

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (\delta_i - 1)}{n}, \quad (2.4)$$

$$\delta_i = \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (2.5)$$

де  $W$  – комплексна оцінка рівня забруднення;

$n$  – кількість показників, що використовуються в розрахунку;

$ГДК_i$  – нормативне значення одиночного показника, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_i$  – концентрація хімічних речовин, мг/дм<sup>3</sup>

Якщо  $\delta_i < 1$ , тобто концентрація менша за нормативну, то приймається, що  $\delta_i = 1$ .



До формул додається також класифікаційна таблиця діапазонів значень комплексних оцінок  $W$  (табл.2.1).

Усі розрахунки виконані для потреб питного водопостачання.

Таблиця 2.1– Ступінь забруднення водою в залежності від значень комплексних показників  $W$ .

Рівень забруднення	Критерій забруднення по величинах комплексних оцінок		
	Органолептичний ( $W_{\phi}$ )	Санітарний ( $W_{\sigma}$ )	Санітарно-токсикологічний ( $W_{\sigma r}$ )
Допустимий	1	1	1
Помірний	1,0-1,5	1,0-3,0	1,0-3,0
Високий	1,5-2,0	3,0-6,0	3,0-10,0
Надзвичайно високий	$>2,0$	$>6,0$	$>10,0$

Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [47] дозволяє здійснити екологічну оцінку якості води – одержати інформацію про воду як складову водної екосистеми, життєве середовище гідробіонтів і важливу частину природного середовища людини. Характеристика якості поверхневих вод дається на основі екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Класифікація включає широкий набір показників, які відображають особливості абіотичної і біотичної складових водних екосистем.

Застосування методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями дає змогу оцінити тенденції зміни якості поверхневих вод суші та естуаріїв України в часі і просторі, визначити вплив антропогенного навантаження на екосистеми водних об'єктів, оцінити зміну стану водних ресурсів, вирішити економічні і соціальні питання, пов'язані із забезпеченням охорони довкілля, планувати і здійснювати водоохоронні заходи та оцінювати їх ефективність.

Згідно методики, встановлено п'ять класів і сім категорій якості вод.

Процедура виконання екологічної оцінки складається з таких етапів:

- етап групування і обробки вихідних даних в межах трьох блоків (блоку сольового складу, блоку трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників, блоку показників вмісту і біологічної дії специфічних речовин);

- етап визначення класів і категорій якості води за окремими показниками (середні і найгірші значення кожного показника зіставляються з відповідними критеріями якості води, визначаються категорії якості води за окремими

показниками);

- етап узагальнення оцінок якості води за окремими показниками (вираженими в класах і категоріях) за окремими блоками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води;

- етап визначення об'єднаної оцінки якості води (з визначенням класів і категорій) для водного об'єкта за певний період спостережень.

Методика екологічної оцінки якості води передбачає розрахунок в межах трьох блоків середніх і найгірших значень для трьох блокових індексів якості води, а саме: для індексу компонентів сольового складу ( $I_{1сер}$ ,  $I_{1макс}$ ), для трофо-сапробіологічного індексу ( $I_{2сер}$ ,  $I_{2макс}$ ), для індексу показників токсичної і радіаційної дії ( $I_{3сер}$ ,  $I_{3макс}$ ). На заключному етапі здійснюється обчислення інтегрального (екологічного) індексу ( $I_e$ ) за формулою:

$$I_e = \frac{(I_1 + I_2 + I_3)}{3}, \quad (2.6)$$

де  $I_1$  – індекс забруднення компонентами сольового складу;

$I_2$  – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;

$I_3$  – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

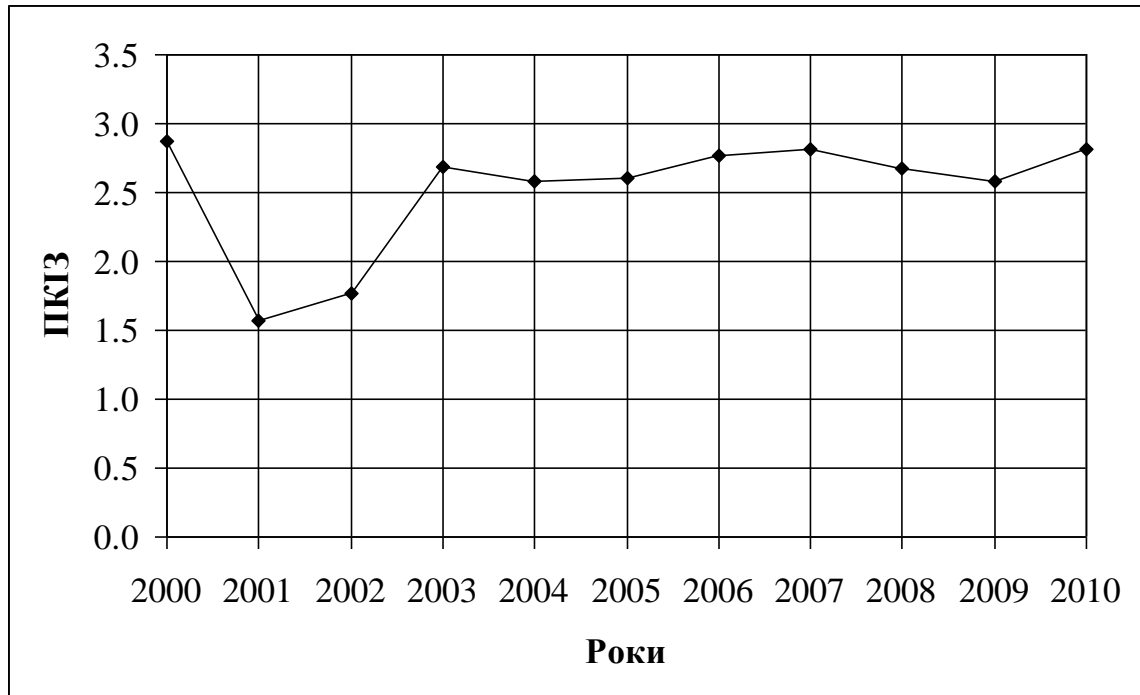
### 2.1.3 Оцінка якості води рр. Дністер і Барабой за методикою ГХІ для рибогосподарського використання

Вибір робочих методик обумовлений тим, що не існує єдиної загальноприйнятої комплексної методики, яка б дала однозначну відповідь про якість води. Тому було використано три методики, які найкраще задовольняють поставленим завданням і вхідній інформації. В табл. 2.2 показано інформацію про забрудненість води р. Дністер – с. Маяки за окремі роки. На рис. 2.1 показано графік коливань середньорічних значень показника ПКІЗ.

Таблиця 2.2 – Динаміка якості води за показником ПКІЗ за окремі роки р.Дністер -с. Маяки, ГНС НДЗС

Рік	ПКІЗ	Клас якості води	Найбільші забруднювачі
2000	2,87	III б „брудна”	Нітрити, амоній
2001	1,57	II „забруднена”	Хром
2002	1,77	II „забруднена”	
2003	2,68	III б „брудна”	Нітрити, амоній
2004	2,58	III а „брудна”	Амоній

Продовження таблиці 2.2			
Рік	ПКІЗ	Клас якості води	Найбільші забруднювачі
2005	2,61	III б „брудна”	Амоній, хром
2006	2,77	III б „брудна”	Амоній, хром
2007	2,81	IV а „дуже брудна”	Амоній, нітрити, хром
2008	2,68	III б „брудна”	Амоній, хром
2009	2,58	III б „брудна”	Амоній, хром
2010	2,81	III б „брудна”	Амоній



Рисунк 2.1 – Багаторічна динаміка показника ПКІЗ р.  
Дністер –с. Маяки, ГНС НДЗС

Як бачимо з табл. 2.1 показник ПКІЗ змінюється від 1,57 до 2,87. В окремі роки найбільшими забруднювачами були нітрити, амоній, хром. Також це добре видно графічно (рис. 2.1) за 2000-2010 роки, найменша забрудненість спостерігається 2001-2002 рр., а загалом забрудненість перебуває на постійному рівні.

Підсумкова таблиця оцінки якості води р. Дністер – с. Маяки за багаторічний період за методом ГХІ представлена в табл. 2.2. Оцінка зроблена за 23 показниками, 15 з яких показали перевищення ГДК. Умовний коефіцієнт забрудненості склав 65%. За багаторічний період питомий комбінаторний індекс склав – 3,26, клас якості води Iva – «дуже брудна». Переважаючий клас якості Iva – «дуже брудна» вказує на те, що вода р. Дністер не задовольняє

рибогосподарським вимогам якості води.

Окремі іони роблять різний вклад у забрудненість води, так найбільша забрудненість виявлена по завислим речовинам (узагальнений бал якості  $S_i = 16$ , тобто характерна забрудненість дуже високого рівня). Іншими злісними забруднювачами є нітрити і СПАР (по ним оцінюючі бали  $S_i=12$ , стійка забрудненість дуже високого рівня, вода недопустимо брудна). Стійка забрудненість високого рівня фіксується за амонієм (вода дуже брудна  $S_i=9$ ). Також слід відмітити забруднення води органікою – за ХСК, вода характеризується, як дуже брудна. Решта іонів дає одиночну забрудненість різної інтенсивності від 1 до 4.

Оцінка якості води р. Барабой – с. Барабой за окремі роки за методикою ГХІ (табл. 2.3) дозволяє зробити висновок, що за 2000 – 2010 рр. ПКІЗ змінювався в межах 3,63-5,43, стан забрудненості води незмінний і відповідає класу IV („дуже брудна”), пріоритетними забруднювачами в окремі роки є сульфати, СПАР, нітрити, амоній, завислі речовини.

На рис. 2.2 видно, що найменша забрудненість фіксувалася у 2003 році, а взагалі коливання забрудненості за показником ПКІЗ відбуваються у незначних межах. Головний висновок з даної методики – вода річки Барабой не може бути безпечно використана для рибництва без попередніх заходів очищення її від пріоритетних забруднювачів.

В таблицях. 2.4, 2.5 наведено результати оцінки якості води р. Барабой за рибогосподарськими нормативами за період з 2000 по 2010 рр. за окремими гідрохімічними показниками.

Було визначено, що загальна забрудненість води р. Барабой формується за рахунок різних гідрохімічних показників. Найбільше забруднюють воду завислі речовини, за якими нормативи перевищувались в 97% випадків, середнє перевищення склало 53 ГДК, вони формують „характерну забрудненість дуже високого рівня” і роблять воду „неприпустимо брудною”, узагальнений оцінний бал  $S_i$  максимальний і становив 16. Також у воді р. Барабой надмірний вміст нітритів і СПАР, які перевищували ГДК відповідно у 91 та 100% випадків, середня кратність становила 11,6 та 16,7 ГДК, узагальнені оцінні бали  $S_i$  за цими речовинами становили 12. Тобто, вміст нітритів і СПАР формує „стійке забруднення дуже високого рівня” і робить воду „неприпустимо брудною”. Таким чином, саме завислі речовини, нітрити і СПАР є речовинами – ЛОЗ.

Таблиця 2.3 – Результати оцінки якості води р.Дністер-с.Маяки (ствір ГНС НДЗС) за рибогосподарськими нормативами (2000-2010 рр.)

$n=23$ ,  $n'=15$ ,  $K=65,2\%$ ,  $KI3=\sum S_i=75$ ,  $PKI3=\sum S_i/n=3,26$ , Клас якості води – IV а) – «дуже брудна»

Показник	<u>Завислі речовини</u>	Розчинений кисень	[Ca <sup>2+</sup> ]	[Mg <sup>2+</sup> ]	[Na <sup>+</sup> ]	[K <sup>+</sup> ]	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	[Cl]	[ΣM]	Твердість	БСК <sub>5</sub>	ХСК
ГДК (мг/дм <sup>3</sup> )	<b><u>0,75</u></b>	6	180	40	120	50	100	300	1000	7	2	20
N	<b><u>39</u></b>	37	49	49	49	49	49	49	51	30	50	49
N'	<b><u>39</u></b>	6	0	1	0	0	17	0	0	1	40	34
$N_i=100*N_{ГДК}/N_i$	<b><u>100</u></b>	16,2	0	2	0	0	34,7	0	0	3,3	80	69,3
Оцінний бал	<b><u>4</u></b>	2	1	1	1	1	3	1	1	1	4	4
$K_i=C_i/C_{ГДК}$	<b><u>68,3</u></b>	0,75	0,34	0,53	32	0,12	0,82	0,14	0,47	0,66	1,71	2,05
Оцінний бал	<b><u>4</u></b>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
Узагальнений бал S <sub>i</sub>	<b><u>16</u></b>	2	1	1	1	1	3	1	1	1	4	8
Показник	[Fe <sup>2+</sup> ]	Фосфати	[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ]	[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]	[NH <sub>4</sub> ]	Нафто-прод.	<u>СПАР</u>	[Cu]	[Mn]	[Cr]	[Ni]	
ГДК (мг/дм <sup>3</sup> )	0,1	1	<b><u>0,02</u></b>	9,1	49	0,05	<b><u>0,001</u></b>	0,01	0,01	0,005	0,01	
N	52	52	<b><u>49</u></b>	49	4	52	<b><u>52</u></b>	52	52	52	52	
N'	18	1	<b><u>45</u></b>	2	8,2	12	<b><u>43</u></b>	3	0	0	0	
$N_i=100*N_{ГДК}/N_i$	34,6	1,9	<b><u>91,8</u></b>	4,1	1	23	<b><u>82,7</u></b>	5,8	0	0	0	

Продовження таблиці 2.3

$n=23$ ,  $n'=15$ ,  $K=65,2\%$ ,  $KI3=\sum S_i=75$ ,  $PKI3=\sum S_i/n=3,26$ , Клас якості води – IV а) – «дуже брудна»

Показник	[Fe <sup>2+</sup> ]	Фосфати	[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ]	[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]	[NH <sub>4</sub> ]	Нафто- прод.	<u>СПАР</u>	[Cu]	[Mn]	[Cr]	[Ni]
Оцінний бал	3	1	<u>4</u>	1	0,46	2	<u>4</u>	1	1	1	1
$K_i=C_i/C_{ГДК}$	0,57	0,19	<u>16,41</u>	0,23	1	0,52	<u>10,18</u>	0,11	0	0	0
Оцінний бал	1	1	<u>3</u>	1	1	1	<u>3</u>	1	1	1	1
Узагальнений бал $S_i$	3	1	<u>12</u>	1	9	1	<u>12</u>	1	1	1	1

Таблиця 2.4 – Результати оцінки якості води р.Барабой – с. Барабой за окремі роки за методикою ГХІ (рибогосподарські нормативи)

Рік	КІЗ	ПКІЗ	Клас, розряд якості води	Речовини – ЛПЗ
2000	194	4,97	IV а – „дуже брудна”	Сульфати, СПАР
2001	192	5,27	IV б – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР
2002	216	5,43	IV в – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини
2003	378	3,63	IV б – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини
2004	467	4,23	IV б – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини
2005	699	5,07	IV г – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини, ХСК
2006	402	4,37	IV б – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини
2007	487	5,29	IV г – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини, ХСК
2008	332	4,81	IV в – „дуже брудна”	Нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини
2009	418	4,54	IV б – „дуже брудна”	Сульфати, СПАР, завислі речовини, кисень,
2010	235	5,11	IV б – „дуже брудна”	Сульфати, СПАР, завислі речовини

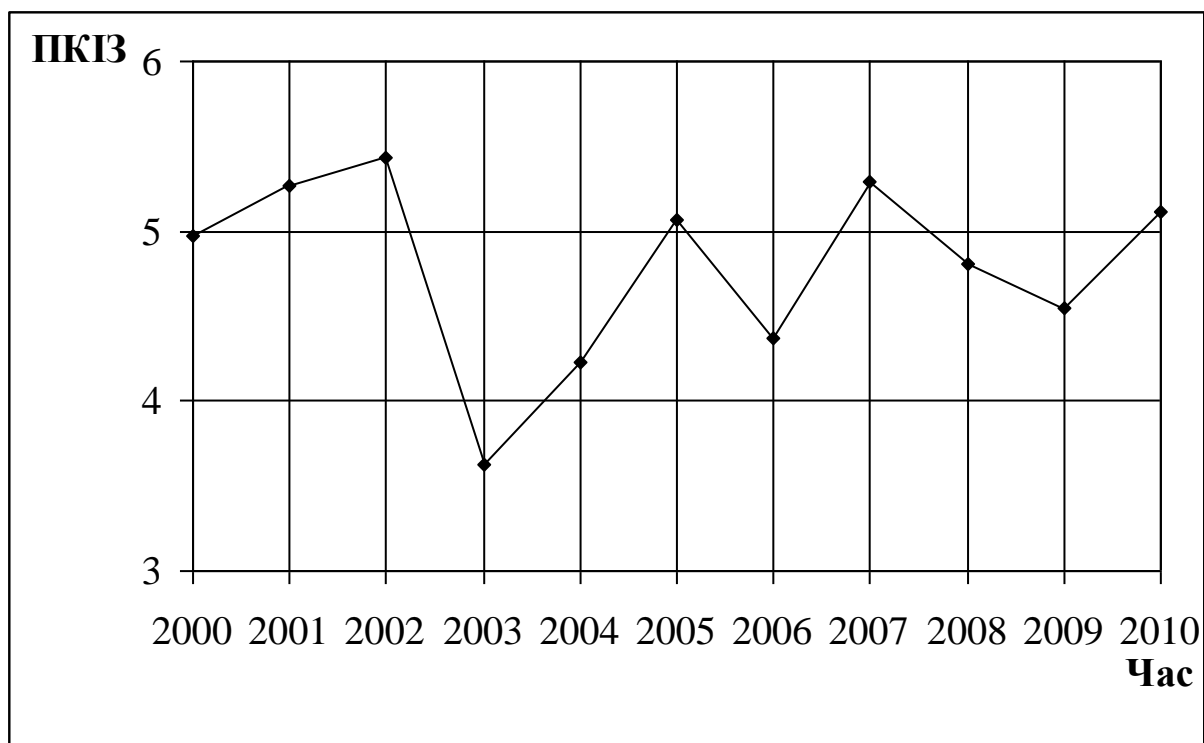


Рисунок 2.2 – Хронологічний графік зміни середніх значень питомого комбінаторного індексу забруднення води р. Барабой – с. Барабой за період з 2000 по 2010 рр.



Таблиця 2.5 - Результати оцінки якості води р.Барабой-с.Барабой  
за рибогосподарськими нормативами (2000-2010 рр.)

$n=23$ ,  $n'=18$ ,  $K=78,3\%$ ,  $KI3=\sum S_i=129$ ,  $PKI3=\sum S_i/n=5,61$ , Клас якості води – IV б) – «дуже брудна»

Показник	Завислі речовини	Розчинений кисень	[Ca <sup>2+</sup> ]	[Mg <sup>2+</sup> ]	[Na <sup>+</sup> ]	[K <sup>+</sup> ]	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	[Cl <sup>-</sup> ]	[ΣM]	Твердість	БСК <sub>5</sub>	ХСК
ГДК (мг/дм <sup>3</sup> )	<b><u>0,75</u></b>	6	180	40	120	50	100	300	1000	7	2	20
N	<b><u>36</u></b>	35	45	45	45	40	45	45	45	31	37	33
N'	<b><u>35</u></b>	8	31	42	42	0	44	33	42	30	32	29
$N_i=10 \cdot N_{ГДК} / N_i$	<b><u>97</u></b>	22,85	68,9	93,3	93,3	0	97,7	73,3	93,3	96,7	86,5	87,9
Оцінний бал	<b><u>4</u></b>	2	4	4	4	1	4	4	4	4	4	4
$K_i=C_i / C_{ГДК}$	<b><u>53</u></b>	1,21	1,18	3,53	3,1	0,16	9,89	1,57	2,43	3,23	2,33	4,67
Оцінний бал	<b><u>4</u></b>	1	1	2	2	1	2	1	2	2	2	2
Узагальнений бал $S_i$	<b><u>16</u></b>	2	4	8	8	1	8	4	8	8	8	8

## Продовження таблиці 2.5

 $n=23$ ,  $n'=18$ ,  $K=78,3\%$ ,  $KI3=\sum S_i=129$ ,  $PKI3=\sum S_i/n=5,61$ , Клас якості води – IV б) – «дуже брудна»

Показник	[Fe <sup>2+</sup> ]	Фосфати	[NO <sub>2</sub> ]	[NO <sub>3</sub> ]	[NH <sub>4</sub> ]	Нафто-прод.	<u>СПАР</u>	[Cu]	[Mn]	[Cr]	[Ni]
ГДК (мг/дм <sup>3</sup> )	0,1	1	<u>0,02</u>	9,1	0,39	0,05	<u>0,001</u>	0,01	0,01	0,005	0,01
N	44	36	<u>45</u>	45	45	35	<u>41</u>	42	35	34	33
N'	16	0	<u>41</u>	0	16	8	<u>41</u>	3	3	3	6
$N_i=10$ $0 \cdot N_{ГД}$ $K/N_i$	36,4	0	<u>91</u>	0	35,5	22,9	<u>100</u>	7,1	8,6	88	18,2
Оцінний бал	3	1	<u>4</u>	1	3	2	<u>4</u>	1	1	1	2
Показник	[Fe <sup>2+</sup> ]	Фосфати	$\frac{[N]}{[O_2]}$	[NO <sub>3</sub> ]	[NH <sub>4</sub> ]	Нафто-прод.	<u>СПАР</u>	[Cu]	[Mn]	[Cr]	[Ni]
$K_i=C_i/C_{ГДК}$	0,74	0,15	<u><math>\frac{11}{6}</math></u>	0,24	12,9	0,57	<u>16,66</u>	0,27	0,38	5,28	0,31
Оцінний бал	1	1	<u>3</u>	1	3	1	<u>3</u>	1	1	2	1
Узагальнений бал S <sub>i</sub>	3	1	<u>12</u>	1	9	2	<u>12</u>	1	1	2	2

Решта гідрохімічних показників за своїм внеском у забрудненість води розподілились таким чином:

- за вмістом магнію, натрію, сульфатів, мінералізації, твердості, БСК<sub>5</sub> та ХСК зафіксовані перевищення ГДК у 87-97% випадків, середня кратність перевищення становила 2-10 ГДК, зазначені показники формують „нестійку забрудненість дуже високого рівня” і роблять воду „дуже брудною”;

- більшість показників (кальцій, хлориди, кисень, калій, залізо, фосфати, нітрати, азот амонійний, нафтопродукти, важкі метали) незначно перевищують ГДК, формують „одиничну забрудненість” і роблять воду від „слабо забрудненої” до „брудної”.

Загальна кількість нормованих показників якості води (n) становила 23, з яких для 18 показників (n') відзначені випадки перевищення ГДК. Розрахований умовний коефіцієнт комплексності забрудненості (К) становив 78%, що вказує на високий ступінь участі антропогенної складової у формуванні хімічного складу води р. Барабой. Показник сумарного забруднення КІЗ становить 123 бали, питомий комбінаторний індекс забруднення води ПКІЗ становить 5,34; клас якості води IV б – „дуже брудна”. Виходячи з одержаних даних можна зробити висновок, що воду р. Барабой неможливо безпечно використовувати для рибогосподарських потреб без відповідної водопідготовки або впровадження заходів для зменшення забрудненості води, в першу чергу варто знизити вміст речовин – ЛОЗ.

#### 2.1.4 Оцінка якості води рр. Дністер і Барабой за методикою ІЗВ

Розраховувався «модифікований ІЗВ», тому замість 6 показників, які враховуються при розрахунку «традиційного ІЗВ» (феноли, нітрیتی, амоній, кисень, БСК<sub>5</sub>, нафтопродукти) були використані всі наявні гідрохімічні дані. Таким чином була отримана максимально об'єктивна оцінка забрудненості води.

За методикою ІЗВ було розраховано середньорічні величини індексу забруднення води р. Дністер – с. Маяки, в результаті в табл. 2.6 можемо побачити, що у 2000 році показник ІЗВ був максимальним і склав 8,67, клас якості VI – «дуже брудна». Найкращий стан в 2001-2002 рр., коли вода р. Дністер мала клас II «чиста». Загалом можна сказати, що переважаючими класами є IV і вище, тобто вода забруднена і як видно по хронологічному графіку (рис 2.3) з 2004 р. і дотепер якість води не поліпшується.

Таблиця 2.6 – Динаміка забрудненості води за показником ІЗВ  
р.Дністер-с.Маяки, ГНС НДЗС

Рік	ІЗВ	Клас якості води	Експертний висновок щодо якості води
2000	8,67	VI дуже брудна	Води з порушеними екологічними параметрами, екологічний стан оцінюється як екологічний регрес
2001	0,68	II – чиста	Характерні певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги
2002	0,91	II – чиста	
2003	4,13	V – брудна	Води з порушеними екологічними параметрами, екологічний стан оцінюється як екологічний регрес
2004	2,89	IV – забруднена	
2005	2,77	IV – забруднена	
2006	3,40	IV – забруднена	
2007	3,52	IV – забруднена	
2008	5,08	V – брудна	
2009	3,28	IV – забруднена	
2010	6,08	VI – дуже брудна	

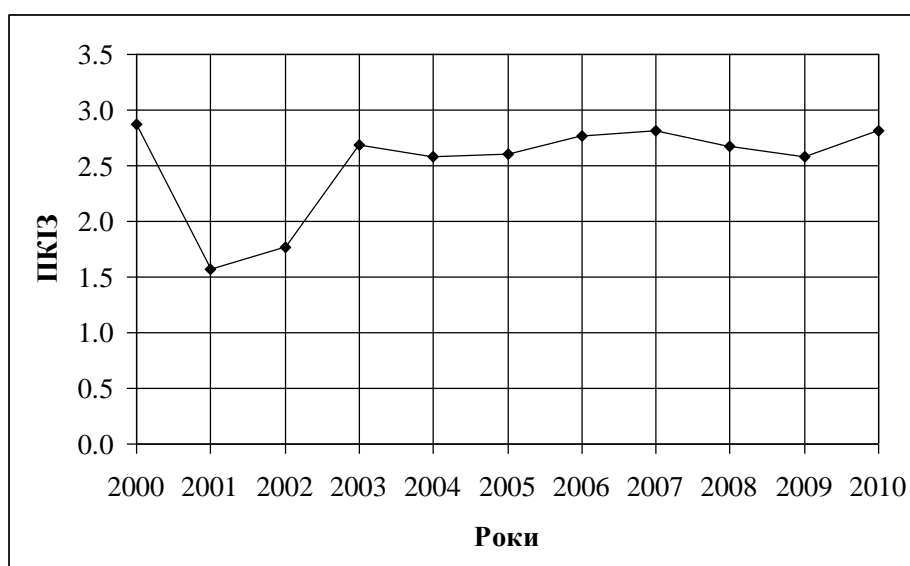


Рисунок 2.3 – Багаторічна динаміка показника ІЗВ  
р. Дністер – с. Маяки, ГНС ДЗС

Оцінка якості води р. Барабой за методикою ІЗВ дала наступні результати (таблиця 2.6) – в період 2000 – 2010 рр. забрудненість води оцінювалась від III до VII класів (від „помірно забрудненої” до „надзвичайно брудної”), найгірша ситуація була у 2009 році, коли були проблеми з підкачкою дністровської води в меліоративну систему.

Загалом тенденція часових коливань показника ІЗВ, зображена графічно (рис. 2.4), зростає від 2000 року і дотепер.

#### 2.1.5 Екологічна оцінка якості води рр. Дністер і Барабой за відповідними категоріями

Екологічна оцінка якості води р. Дністер в пункті с. Маяки (водозабір ГНМ НДЗС) була виконана за період 2000 – 2010 рр., результати наведені в табл. 2.7. Отримано наступні результати:

- за сольовим блоком якість води оцінюється як „добра”, за чистотою – «чиста», за трофністю – „мезотрофна”, за сапробністю – „олігосапробна”;
- за вмістом еколого – санітарних компонентів, якість води оцінюється як задовільна, за чистотою – „забруднена”, за трофністю – „евтрофна”, за сапробністю – „β-мезосапробна”;
- за вмістом специфічних показників якість води оцінюється, як „добра”, за чистотою – „чиста”, за трофністю – „мезотрофна”, за сапробністю – „олігосапробна”;
- за екологічним індексом якість води оцінюється, як „добра”, за чистотою – „чиста”, за трофністю – „мезотрофна”, за сапробністю – „олігосапробна”.

Аналізуючи отримані результати графічно, можна сказати, що вода найбільше забруднена еколого – санітарними компонентами (рис. 2.5). А загалом забруднення р. Дністер за останні 10 років перебуває на стабільному рівні. Слід зазначити, що ми робили спрощену оцінку якості води за цією методикою (частина показників не вимірювалась).

Таблиця 2.7 – Зведені результати оцінки якості води  
р.Барабой – с. Барабой  
за окремі роки (з 2000 по 2010 рр.) за методикою ІЗВ

Рік	ІЗВ	Клас якості води	Характеристика стану забрудненості води
2000	1,93	III	„Помірно забруднена”
2001	2,12	III	„Помірно забруднена”
2002	4,15	V	„Брудна”
2003	3,79	IV	„Забруднена”
2004	4,44	V	„Брудна”
2005	4,58	V	„Брудна”
2006	4,49	V	„Брудна”
2007	6,16	VI	„Дуже брудна”
2008	5,79	V	„Брудна”
2009	4,84	V	„Брудна”
2010	8,94	VI	„Дуже брудна”

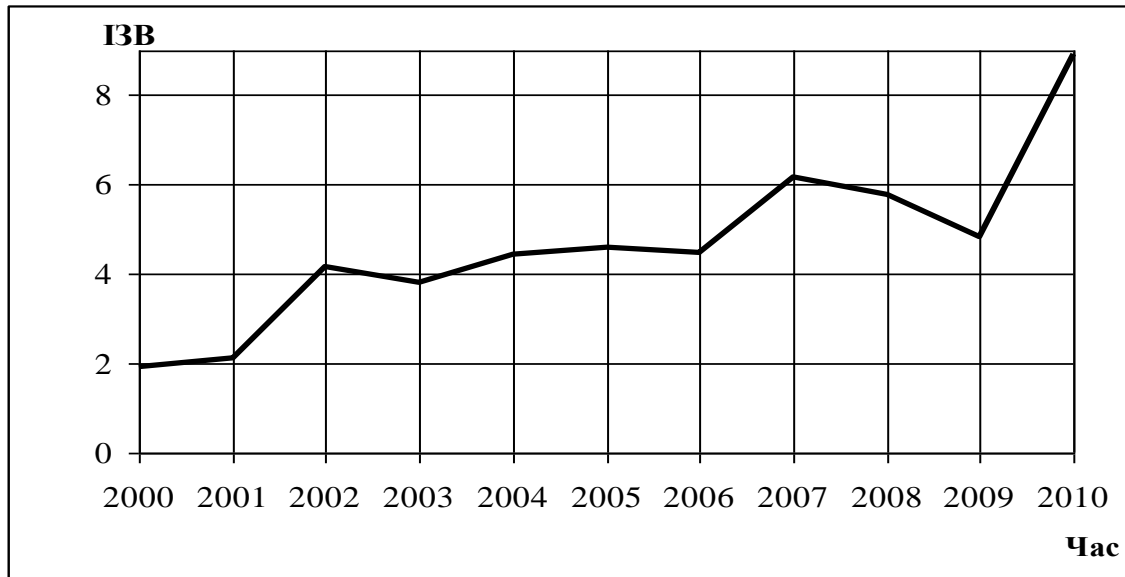


Рисунок 2.4 – Багаторічна динаміка показника ІЗВ р.Барабой – с.Барабой

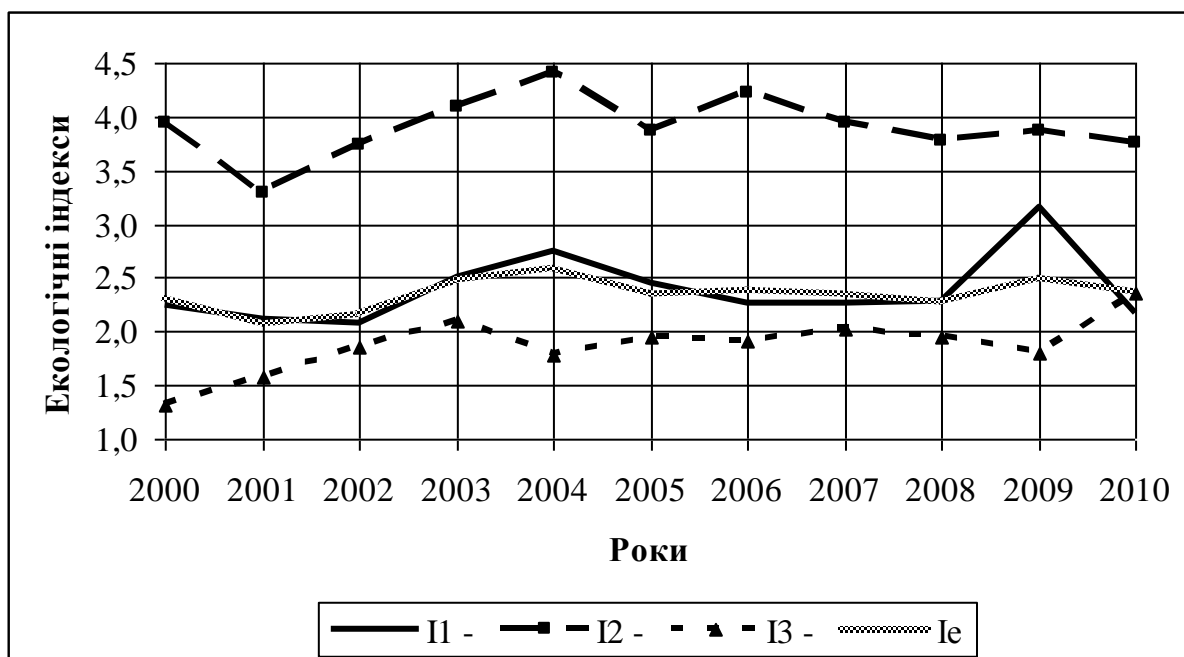


Рисунок 2.5 – Динаміка показників екологічних індексів якості води р. Дністер – с. Маяки, ГНС НДЗС.

Екологічна оцінка якості води р. Барабой в пункті с. Барабой за період 2000 – 2010 рр. наведена в табл. 2.8. В окремі роки в цілому вода річки Барабой оцінюється від „дуже доброї” „чистої” (2005р.) до „задовільної” „слабко забрудненої” (2000, 2007, 2010 рр). Як показано на графіку часової динаміки екологічних індексів якості води (рис. 2.6, 2.7), найбільше забруднюють воду складові еколого-санітарного блоку (завислі речовини, біогенні сполуки, показники вмісту органічних речовин). Загалом часова динаміка екологічних індексів не показує чіткої тенденції до зростання чи зменшення.

Таблиця 2.8 – Середньорічні значення екологічних індексів р.Дністер-с.Маяки, ГНС НДЗС						
Роки	I <sub>1</sub> – індекс вмісту компонент ів сольового складу	I <sub>2</sub> – індекс вмісту еколого- санітарни х показникі в	I <sub>3</sub> – індекс вмісту специфічни х показників	I <sub>e</sub> - екологі чний індекс	Характеристика води за екологічним індексом	
					За станом	За забрудненістю
2000	2,25	3,94	1,32	2,31	Дуже добрі	Чисті
2001	2,11	3,29	1,57	2,08	Дуже добрі	Чисті
2002	2,08	3,74	1,86	2,17	Дуже добрі	Чисті
2003	2,50	4,08	2,11	2,49	Добрі	Досить чисті
2004	2,75	4,40	1,79	2,61	Добрі	Досить чисті
2005	2,44	3,87	1,95	2,36	Дуже добрі	Чисті
2006	2,27	4,22	1,91	2,40	Дуже добрі	Чисті
2007	2,27	3,93	2,03	2,36	Дуже добрі	Чисті
2008	2,28	3,78	1,95	2,29	Дуже добрі	Чисті
2009	3,17	3,87	1,81	2,50	Добрі	Досить чисті
2010	2,17	3,75	2,36	2,38	Дуже добрі	Чисті



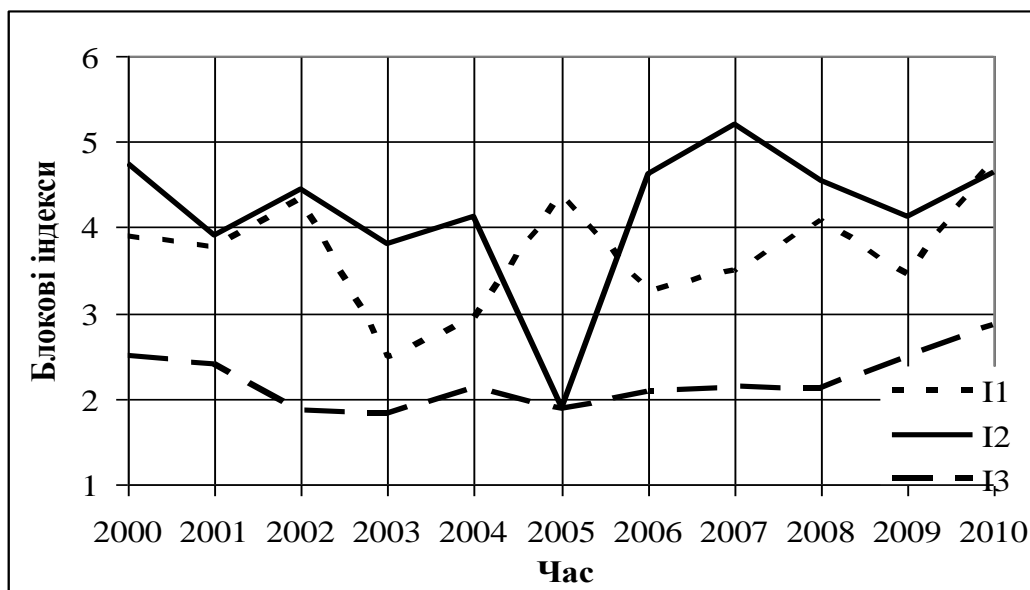


Рисунок 2.6 – Хронологічний графік блокових індексів якості води р. Барабой в пункті с. Барабой за період з 2000 по 2010 рр. (за середніми значеннями показників)

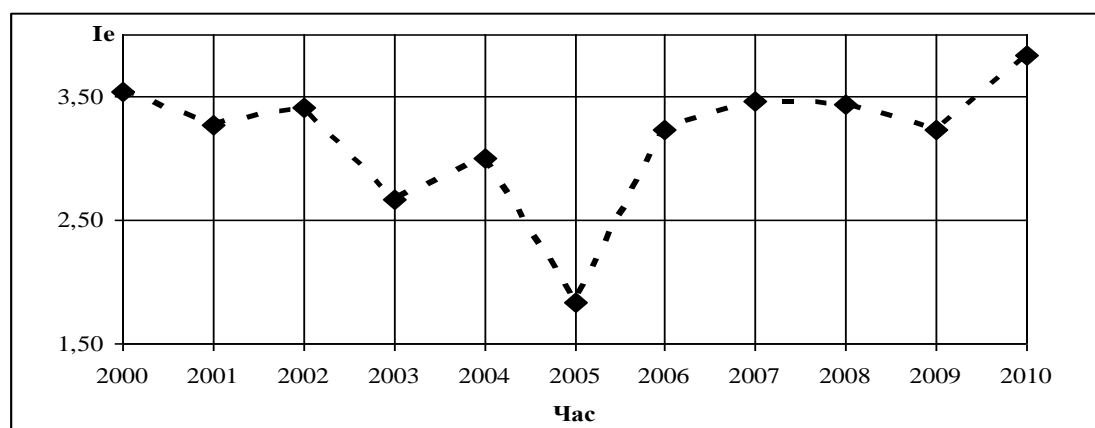


Рисунок 2.7 – Хронологічний графік інтегрального екологічного індексу якості води р. Барабой в пункті с. Барабой за період з 2000 по 2010 рр. (за середніми значеннями показників)

#### 2.1.6 Узагальнення результатів оцінки якості води рр. Дністер, Барабой за різними методиками

Повторюваність класів забрудненості води за різними методиками для р. Дністер в пункті с. Маяки та р. Барабой в пункті с. Барабой за період 2000 – 2010 рр. наведено в табл. 2.9, 2.10.

Таблиця 2.9 – Середньорічні значення екологічних індексів  
р. Барабой – с. Барабой

Роки	I <sub>1</sub> – індекс вмісту компонен тів сольового складу	I <sub>2</sub> – індекс вмісту еколого- санітарн их показник ів	I <sub>3</sub> – індекс вмісту специфічн их показників	I <sub>e</sub> - екологічн ий індекс	Характеристика води за екологічним індексом	
					За станом	За забрудненіст ю
2000	3,89	4,75	2,50	3,53	Задовіль ні	Слабко забруднені
2001	3,78	3,92	2,39	3,27	Добрі	Досить чисті
2002	4,33	4,45	1,86	3,41	Добрі	Досить чисті
2003	2,47	3,81	1,81	2,67	Добрі	Досить чисті
2004	2,93	4,13	2,11	2,99	Добрі	Досить чисті
2005	4,39	1,90	1,87	1,83	Дуже добрі	Чисті
2006	3,25	4,63	2,07	3,24	Добрі	Досить чисті
2007	3,50	5,20	2,14	3,46	Задовіль ні	Слабко забруднені
2008	4,08	4,55	2,11	3,44	Добрі	Досить чисті
2009	3,44	4,27	2,47	3,29	Добрі	Досить чисті
2010	4,83	4,65	2,86	3,84	Задовіль ні	Слабко забруднені

Стосовно якості води р. Дністер як джерела поповнення водних ресурсів р. Барабой треба зазначити наступне (табл 2.9):

- за методикою ГХІ більшість випадків зосередилась в класах II – IV («вода брудна» – «дуже брудна»);
- за методикою ІЗВ більшість випадків зосередились в класах II – VI (від чистої до дуже брудної);
- за екологічною оцінкою найбільша повторюваність у класі II – «вода чиста».

Таким чином вода р. Дністер – с. Маяки демонструє широкий спектр забрудненості – від чистої до дуже брудної. Хоча різні методики не можна порівнювати коректно, все ж вони демонструють загальну тенденцію – вода дуже забруднена біогенними сполуками, та іншими речовинами, в окремі періоди року її якість різко погіршується, внаслідок аварійних забруднень. Результати методики ГХІ також свідчать, що одним з найбільших забруднювачів води є хром – важкий метал, який дуже небезпечний, через біоаккумуляційні властивості. Отже треба звертати увагу на якість води р. Дністер, більш регулярно, ніж це робиться зараз, тому що надлишок біогенних речовин і важких металів забруднюють довкілля.

За методикою ГХІ найбільший процент випадків припадає на IV клас (вода „дуже брудна”), за методикою ІЗВ найбільша повторюваність розподілилась між III і VI класами (вода „помірно забруднена” – „дуже брудна”). За екологічною оцінкою якості води повторюваність майже порівну розподілилась між II і III класами якості (вода „чиста” – „забруднена”).

Стосовно якості води р. Барабой треба зазначити наступне (табл 2.10, 2.11, 2.14):

- за методикою ГХІ більшість випадків зосередилась в IV класі (вода «дуже брудна»);
- за методикою ІЗВ більшість випадків зосередились в класах III – VI (від „помірно забрудненої” до „дуже брудної”);
- за екологічною оцінкою найбільша повторюваність між класами II і III (вода „чиста» і „забруднена”).

Таблиця 2.10 – Повторюваність класів забруднення води за різними методиками, % р.Дністр-с.Маяки за період 2000-2010 рр.

Методика	ПКІЗ	I	II	III а	III б	IV а	IV б	IV в	IV г	V
		"слабо забруднена"	"забруднена"	"брудна"	"брудна"	"дуже брудна"	"дуже брудна"	"дуже брудна"	"дуже брудна"	"неприпустимо брудна"
		-	14	31	47	8	-	-	-	-
Методика	ІЗВ	I	II	III	IV	V	VI	VII		
		"дуже чиста"	"чиста"	"помірно забруднена"	"забруднена"	"брудна"	"дуже брудна"	"надзвичайно брудна"		
		2	18	16	22	28	13	1		

ін  
де  
кс

Продовження таблиці 2.10 - Повторюваність класів забруднення води за різними методиками, %

р.Днестр-с.Маяки за період 2000-2010 рр.

Клас	I	II	III	IV	V		
Категорія	1	2	3	4	5		
Характеристика стану	"відмінні"	"добрі"	"задовільні"	"погані"	"дуже погані"		
Характеристика зрудненості	"дуже чисті"	"чисті"	"забруднені"	"брудні"	"надзвичайно брудні"		
-	2	82	16	-	-	-	-

Таблиця 2.11 – Повторюваність класів забруднення води за різними методиками, % р.Барабой-с.Барабой (17 км від гирла) за період 2000-2010 рр.										
Методика ПКІЗ	I «слабо забруднена»	II «забруд- нена»	III а «брудна»	III б «брудна»	IV а «дуже брудна»	IV б «дуже брудна»	IV в «дуже брудна»	IV г «дуже брудна»	V «непри- пустимо брудна»	
	-	-	7	4	24	47	11	-	7	
Методик а ІЗВ	I «дуже чиста»	II «чиста»	III «помірно забруднена»	IV «забруднена»	V «брудна»	VI «дуже брудна»	VII «надзвичайно брудна»			
	-	2	16	24	38	16	4			
Екологічний індекс якості води	Клас	I	II		III		IV	V		
	Категорія	1	2	3	4	5	6	7		
	Характеристика стану	«відмінні»	«добрі»		«задовільні»		«погані»	«дуже погані»		
	Характеристика забрудненості	«дуже чисті»	«чисті»		«забруднені»		«брудні»	«надзвичайно брудні»		
	-	-	6,7	42,2	51,1	-	-	-		

## 2.2 Оцінка якості вод верхньої частини водозбору р. Південний Буг за даними гідрохімічного моніторингу

### 2.2.1 Аналіз оцінки якості води за комплексним показником – індексом забрудненості води (ІЗВ)

Перш ніж розпочати безпосереднє викладання результатів дослідження слід окремо зауважити, що за весь період спостережень за хімічним складом річкових вод на перелічених постах (табл. 2.12) найбільш повно інформація представлена тільки по головних іонах. Починаючи з 1976 року, кількість інгредієнтів при оцінці якості води значно зросла, з'явилися дані по біогенних речовинах, важких металах і показниках забрудненості води (жорсткість, СПАР, нафтопродукти, феноли та ін.), але відбори проб води все одно не відрізнялися стабільністю.

Таблиця 2.12 – Пости гідролого-гідрохімічного моніторингу в верхній частині р. Південний Буг

№	Річка – пункт	Місце-розташування	Період спостережень	
			гідрологічних характеристик	гідрохімічних характеристик
1	р. Південний Буг – м. Хмельник	3,5 км вище	-	1976-2006
2	р. Південний Буг – с. Лелітка	в межах села	1963-2006	1961-1989
3	р. Південний Буг – с. Сабаров	вище села	1930-1991	1976-1981
4	р. Бужок – с. Меджибіж	в межах села	1961-1987	1978-2006
5	р. Іква – с. Стара Синява	1,0 км вище	1961-2004	1976-1985
6	р. Ров – с. Демидівка	в межах села	1964-2006	1978-2006

Одержані дані (ІЗВ) [48, 52] по кожному посту для комплексного аналізу зведені в табл. 2.13. Аналіз цієї таблиці показав, що з 6 досліджуваних постів найбільш сприятливі умови щодо якості води встановлені по водопосту р. Південний Буг – м. Хмельник (3,5 км вище) і р. Ров – с. Демидівка, де відповідно класи «дуже чистої» і «чистої» води становили 52% і 17%. На інших постах ці класи не перевищували 11% – на водопосту р. Бужок –

с. Меджибіж, а на водпосту р. Іква – с. Синява ці класи зовсім не зустрічалися.

Аналізуючи підвищені значення ІЗВ, які характеризують значний ступінь забруднення річкових вод, слід відзначити, що максимальний рівень забруднення (клас води «забруднена», «брудна», «дуже брудна», «надзвичайно брудна») характерний для водпоста р. Південний Буг – с. Лелітка з повторюваністю 88%, дещо нижчий показник відзначався на водпосту р. Ров – с. Демидівка і становив 78% відповідно.

Таблиця 2.13 – Повторюваність класів забруднення ІЗВ (у %) по постах

№	Річка – пункт	Клас якості						
		I	II	III	IV	V	VI	VII
1	р. Південний Буг – м. Хмельник	5	47	30	9	5	3	1
2	р. Південний Буг – с. Лелітка	4	4	4	4	24	24	36
3	р. Південний Буг – с. Сабаров	0	8	19	19	19	19	15
4	р. Бужок – с. Меджибіж	1	10	1	18	24	18	28
5	р. Іква – с. Стара Синява	0	0	38	20	1	40	1
6	р. Ров – с. Демидівка	0	17	5	33	25	20	0

Слід зауважити, що дані табл. 2.13 характеризуються деякою неоднозначністю, оскільки розраховані ряди ІЗВ мають різну довжину. По водпостах м. Хмельник, с. Демидівка і с. Меджибіж ряди спостережень за хімічним складом води мають період спостережень з 1976-1978 по 2006 рр., а по постах с. Стара Синява, с. Лелітка, с. Сабаров цей період завершується у 1985, 1989 та 1981 р. В зв'язку з цим для оцінки надійності наведених в табл. 2.13 даних було виконано співставлення результатів обчислення повторюваності класів якості води, одержаних за різні періоди спостережень по водпосту с. Хмельник (періоди 1976-2006 рр. і 1976-1985 рр.). В результаті було з'ясовано, що найбільш значні розходження мають II клас якості (6% і 47%), IV клас (38% і 9%), V клас (16% і 5%). Це означає, що при накопиченні даних за хімічним складом річкових вод ці показники можуть змінити свої значення.

Оцінка внеску забруднювальних речовин виконувалася по екстремальних значеннях, концентрації яких перевищували ГДК:

- р. Південний Буг – м. Хмельник – БСК<sub>5</sub>, кисень (O<sub>2</sub>), нафтопродукти;
- р. Південний Буг – с. Лелітка – іони нітритів (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>);
- р. Південний Буг – с. Сабаров – нафтопродукти, феноли;
- р. Бужок – с. Меджибіж – нафтопродукти, феноли;
- р. Іква – с. Стара Синява – іони амонію (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>);
- р. Ров – с. Демидівка – іони нітритів (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>).



Класи забруднення води р. Південний Буг поблизу м. Хмельник за багаторічний період змінюються від I («дуже чиста») до VII («надзвичайно брудна»). Чітка динаміка в часі простежується, якщо побудувати відповідний хронологічний графік (рис. 2.8). Видно, що рівень забруднення переважно «чистий» та «помірно брудний». На графіку простежуються чіткі пікові значення ІЗВ (найбільше спостерігалось 03.07.1978 р. і становило 27,63, найменше – 17.10.1986 р. і становило 0,86). Протягом 1978 року якісний стан води погіршувався, йому привласнювався найвищий клас, який характеризується порушенням екологічних параметрів, а гідроекологічний стан таких вод оцінюється як екологічний регрес. Пікові значення погіршення води спостерігалися також 22.04.1980 р. і становили 6,50; 01.07.1980 р. – 7,80; 10.09.1999 р. – 8,28, коли стан якості води був віднесений до «дуже брудної» (VI класу забруднення). З жовтня 1999 року по грудень 2006 року якість води характеризувалася деякою стабільністю і тому її можна віднести до «чистої» (II класу якості води). Це води з певними змінами щодо природного стану, однак зміни поки що не порушили екологічної рівноваги.

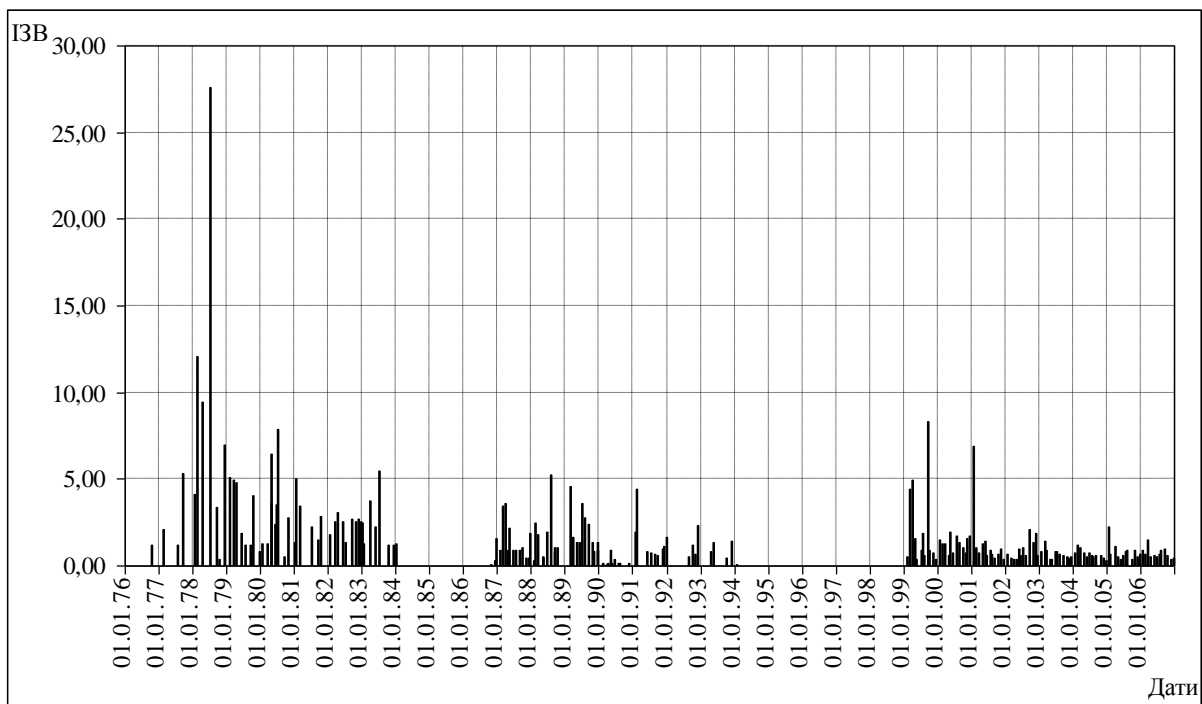


Рисунок. 2.8 – Графік динаміки індексу забруднення води (ІЗВ) на водопосту р. Південний Буг – м. Хмельник.

Підрахунок повторюваності різних класів забруднення показав, що у 5% випадків вода була «дуже чиста», у 47% – «чиста», у 30% – «помірно забруднена», у 9% – «забруднена», у 5% – «брудна», у 3% – «дуже брудна» і у

1% випадків була «надзвичайно брудна» (табл. 2.12).

Класи забруднення води р. Південний Буг біля с. Лелітка змінюються від V («брудна») до VII («надзвичайно брудна»). Чіткої динаміки індексів забруднення води у часі в створі цього пункту спостережень не виявлено. Однак помітно, що рівень забруднення переважно «брудний» та «помірно забруднений». Найбільше пікове значення ІЗВ спостерігалось 03.12.1969 р. і становило 42, найменше – 29.05.1986 р. і становило 0,33 відповідно.

Підрахунок повторюваності різних класів забруднення показав, що у 4% випадків вода була «дуже чиста», у 4% – «чиста», у 4% – «помірно забруднена», у 4% – «забруднена», у 24% – «брудна», у 24% – «дуже брудна» і у 36% випадків була «надзвичайно брудна» (табл. 2.12).

Класи забруднення води р. Південний Буг біля с. Сабарова змінюються від II («чиста») до VII («надзвичайно брудна»). Чітка динаміка індексів забруднення води у часі відсутня. Переважний рівень забруднення розподілився від «помірно забрудненого» до «надзвичайно брудного». Максимальна величина ІЗВ становила 25 та спостерігалась 30.01.1981 р., мінімальна – 0,99 в 11.03.1981 р.

Підрахунок повторюваності різних класів забруднення показав, що «дуже чистою» вода в створі досліджуваного поста не була жодного разу, у 8% від загального числа відібраних проб вона була «чистою», у 19% – «помірно брудною», у 19% – «забрудненою», у 19% – «брудною», 19% – «дуже брудною» і у 15% випадків була «надзвичайно брудною» (табл. 2.12).

Класи забруднення вод р. Бужок біля с. Меджибіж змінюються від II («чисті») до VII («надзвичайно брудні»). Односпрямована тенденція до зміни якісного стану вод досліджуваної притоки не виявляється. Переважні класи якості варіюють від «брудного» до «надзвичайно брудного». Серед розрахованих значень ІЗВ найбільшим значенням відрізнялася величина ІЗВ 09.12.1982 р. та дорівнювала 39, найменшим значенням характеризувалася величина ІЗВ 08.09.1998 р. і становила 0,07.

Підрахунок повторюваності різних класів забруднення показав, що у 1% випадків вода характеризувалася як «дуже чиста», у 10% – «чиста», у 1% – «помірно забруднена», у 18% – «забруднена», у 24% – «брудна», у 18% – «дуже брудна» і у 28% випадків «надзвичайно брудна» (табл. 2.12).

Класи забруднення вод р. Іква в створі с. Синява змінюються від III класу якості («помірно забруднені») до VI («дуже брудні»). Чітка тенденція до зміни величин ІЗВ в часі не виділяється. Рівень забруднення переважно «помірно забруднений» та «дуже брудний». Максимальне значення ІЗВ спостерігалось 12.03.1983 р. і становило 13, мінімальне – 07.04.1985 р. і становило 0,28.

Підрахунок повторюваності різних класів забруднення показав, що «дуже чистий» та «чистий» класи води впродовж досліджуваного періоду не

простежуються, 38% випадків характеризуються «помірно забрудненим» класом якості, 20% – «забрудненим», 1% – «брудним», 40% – «дуже брудним», 1% – «надзвичайно брудним» (табл. 2.12).

Класи забруднення води р. Ров біля с. Демидівка змінюються від II («чиста») до VI класу («дуже брудна»). Видно, що рівень забруднення змінюється від «чистого» до «дуже брудного». Найбільше пікове значення ІЗВ дорівнювало 23,5 та відзначалося 20.02.1978 р., найменше значення спостерігалось 20.04.1985 р. і становило 0,28.

Підрахунок повторюваності різних класів забруднення показав, що у 17% вода характеризується як «чиста», у 5% – «помірно забруднена», у 33% – «забруднена», у 25% – «брудна», у 20% – «дуже брудна» (табл. 2.12).

### 2.2.2 Аналіз результатів оцінки якості води басейну р.Південний Буг за методикою ГХІ

При виконанні оцінки якості вод для потреб господарсько-питного водокористування, аналізувалися дані спостережень за хімічним складом води на постах спостережень, представлених в табл. 2.11 Дослідження якості вод виконувалися за 14 показниками:

- феноли;
- водневий показник (рН);
- амоній-іони ( $\text{NH}_4^+$ );
- нітрит-іони ( $\text{NO}_2^-$ );
- синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР);
- загальна жорсткість;
- залізо загальне ( $\text{Fe}^{3+}$ );
- розчинений кисень ( $\text{O}_2$ );
- кремній (Si);
- хром ( $\text{Cr}^{6+}$ );
- мідь ( $\text{Cu}^{2+}$ );
- цинк ( $\text{Zn}^{3+}$ );
- нафтопродукти;
- біохімічне споживання кисню ( $\text{БСК}_5$ ).

Принципову основу методу складає поєднання диференційованого і комплексного підходів до оцінки якості води, с використанням при цьому низки відносних критеріїв [54,55].

Результати розрахунків умовного коефіцієнта комплексності –  $K$ , ступеню стійкості забруднення залежно від величини повторюваності випадків перевищення ГДК –  $H_i$ , рівня забруднення за показником кратності

перевищення ГДК –  $K_i$ , величин узагальнених оцінних балів –  $S_i$ , значень комбінаторного індексу забруднення –  $KIЗ$  для господарсько-питного водокористування представлені за неоднорідним інтервалом часу. Для створу р. Південний Буг – м. Хмельник розрахунки здійснювалися за 1976-1984 рр., 1986-1994 рр., 1999-2006 рр. (23-річний період); для створу р. Південний Буг – с. Сабаров розрахунки виконувалися за 1949-1978 рр., 1980-1981 рр. (30-річний період); для створу р. Південний Буг – с. Лелітка розрахунки здійснювалися за 1949 р., 1951-1952 рр., 1961-1975 рр., 1978-1984 рр., 1986-1989 рр. (25-річний період); для створу р. Іква – с. Стара Синява розрахунки виконувалися за 1976-1985 рр. (9-річний період); для створу р. Бужок – с. Меджибіж розрахунки здійснювалися за 1978-2006 рр. (30-річний період); для створу р. Ров – с. Демидівка розрахунки виконувалися за 1978-1993 рр., 1999-2006 рр. (22-річний період).

За величиною повторюваності випадків перевищення ГДК ( $H_i$ ) домінують такі інгредієнти, як феноли та  $O_2$  з кратністю перевищення 100 (рис. 2.9). На посту спостережень р. Південний Буг – м. Хмельник перевищення спостерігається по 13 елементах – це рН, загальна жорсткість, феноли, СПАР, Si,  $Fe^{3+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{3+}$ ,  $Cr^{6+}$ ,  $O_2$ , БСК<sub>5</sub>, нафтопродукти,  $NH_4^+$ . Елемент, який максимально перевищує ГДК на посту – це іон  $Cr^{6+}$ , у якого із 173 досліджуваних проб, 143 проби мають кратність перевищення 150 разів (рис. 2.10).

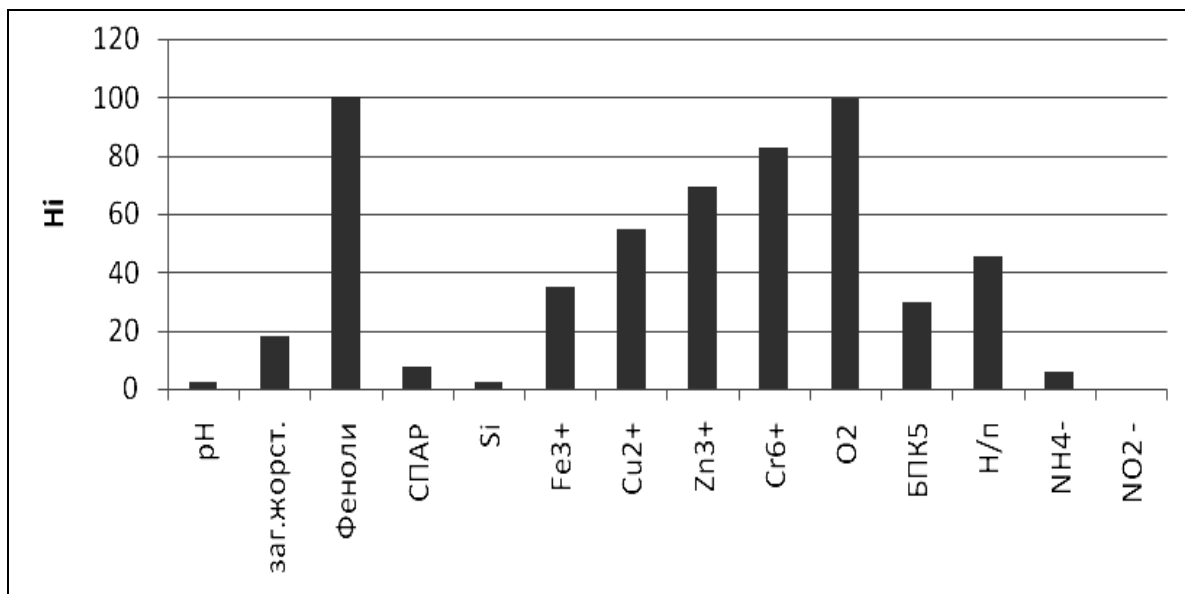


Рисунок 2.9 – Гістограма повторюваності випадків підвищення ГДК ( $H_i$ ) за інгредієнтами для господарсько-питного водокористування (р. Південний Буг – м. Хмельник)

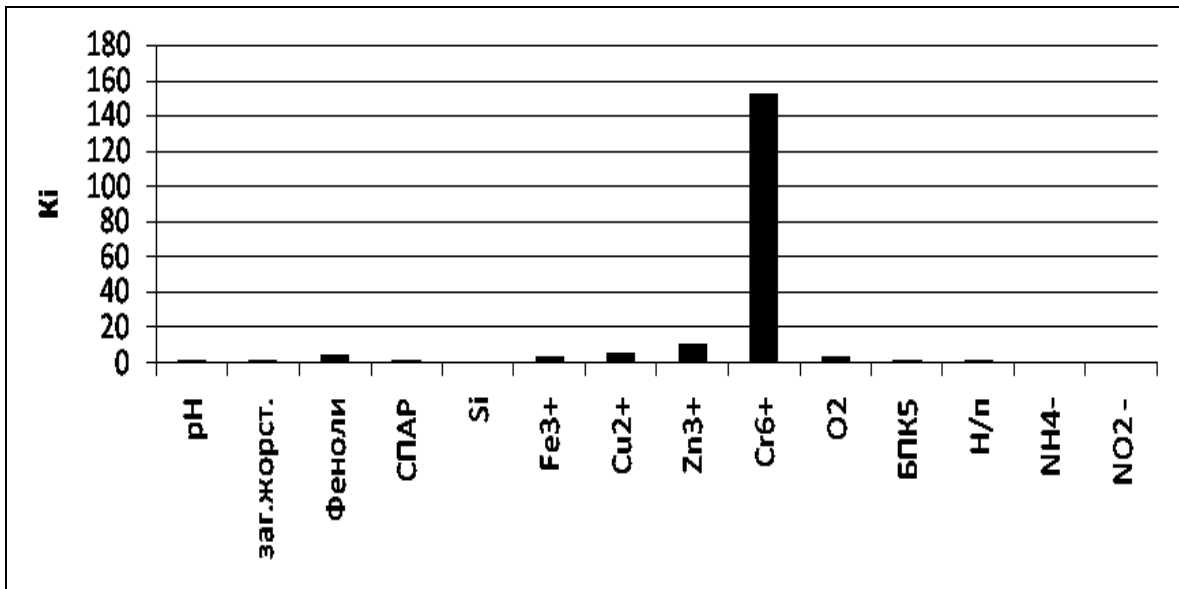


Рисунок 2.10 – Гістограма кратності підвищення ГДК ( $K_i$ ) за інгредієнтами для господарсько-питного водокористування (р. Південний Буг – м. Хмельник)

Завершальний етап класифікації ґрунтується на визначенні величини комбінаторного індексу забрудненості  $KIЗ$ . Комплексна оцінка якості базується на встановленні рівня і класу якості води водних об'єктів за величиною комбінаторного індексу забрудненості, на виділені пріоритетних забруднювальних речовин, які мають найбільшу небезпеку при використанні води різними користувачами. Оскільки величина  $KIЗ$  більшою мірою залежить від кількості інгредієнтів, то встановлюється градація якості води для виявлення її придатності для використання. За виконаними розрахунками  $KIЗ$  дорівнює 71 бал.  $PKIЗ$  – це класифікація якості води водотоків за величиною комбінаторного індексу забрудненості, вона дорівнює 5,07 балів. Дані по показниках представлені в табл. 2.12

Таким чином можна зробити висновок про те, що вода на посту р. Південний Буг – м. Хмельник має клас IV, розряд б) та належить до дуже брудних вод, тобто вода не придатна для господарсько-питного призначення, табл.2.14.

На посту спостережень р.Південний Буг – с. Сабаров перевищення спостерігається по 9 елементах (загальна жорсткість, феноли, СПАР, Si, Fe<sup>3+</sup>, O<sub>2</sub>, БСК<sub>5</sub>, нафтопродукти, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), лише 5 з них не перевищують значення ГДК. За величиною повторюваності випадків підвищення ГДК ( $H_i$ ) домінують інгредієнти СПАР, O<sub>2</sub> з кількістю повторюваності в 22 проби. Елемент, який максимально перевищує ГДК на посту – це феноли, у якого з 21 дослідженої проби, 12 проб мають кратність перевищення 11 раз. За виконаними

розрахунками *KI3* дорівнює 52 бали. *PKI3* дорівнює 3,7 бали. Дані по показниках представлені в табл. А.1.

Таким чином можна зробити висновок про те, що вода на посту р. Південний Буг – с. Сабаров має клас якості води IV, розряд а) та належить до дуже брудних вод. Це свідчить про те, що вода не придатна для господарсько-питного водокористування.

На посту спостережень р.Південний Буг – с. Лелітка перевищення спостерігається по 9 елементах (загальна жорсткість, феноли, СПАР, Si, Fe<sup>3+</sup>, O<sub>2</sub>, БСК<sub>5</sub>, нафтопродукти, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), лише 5 з них не перевищують значення ГДК. За величиною повторюваності випадків перевищення ГДК ( $H_i$ ) домінують інгредієнти феноли, СПАР, O<sub>2</sub> з кількістю випадків повторюваності в 100 проб. Елементом, який максимально перевищує ГДК на посту, є феноли, у якого з 15 досліджених проб, 15 проб мають кратність перевищення 4,7 раз. За виконаними розрахунками *KI3* дорівнює 37 балів. *PKI3* дорівнює 2,6 бали. Дані по показниках представлені в табл. А.2.

Таким чином можна зробити висновок про те, що вода на посту р. Південний Буг – с. Лелітка має клас якості води III, розряд а) та належить до дуже брудних вод. Це свідчить про те, що вода не придатна для господарсько-питних потреб.

На посту спостережень р. Іква – с. Стара Синява перевищення спостерігається по 9 елементах (загальна жорсткість, феноли, СПАР, Fe<sup>3+</sup>, Cr<sup>6+</sup>, O<sub>2</sub>, БСК<sub>5</sub>, нафтопродукти, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), лише 5 з них не перевищують значення ГДК. За величиною повторюваності перевищення ГДК ( $H_i$ ) домінують інгредієнти феноли з повторюваністю в 85 проб. Елементом, який максимально перевищує ГДК на посту, є феноли, у якого з 15 досліджених проб, 13 проб мають кратність перевищення 3. За виконаними розрахунками *KI3* дорівнює 32 бали. *PKI3* дорівнює 2,2 бала (табл. А.3).

Таким чином можна зробити висновок про те, що вода на посту р. Іква – с. Стара Синява має клас якості води III, розряд а) та належить до дуже брудних вод. Це свідчить про те, що вода не придатна для господарсько-питного призначення.

На посту спостережень р. Бужок – с. Меджибіж перевищення спостерігається по 11 елементах, а саме: рН, загальна жорсткість, феноли, СПАР, Si, Fe<sup>3+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, O<sub>2</sub>, БСК<sub>5</sub>, нафтопродукти, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). За величиною повторюваності перевищення ГДК ( $H_i$ ) домінує інгредієнт кисень (O<sub>2</sub>) з величиною повторюваності в 100 проб. Елементом, який максимально перевищує ГДК, є кисень (O<sub>2</sub>), у якого із 140 досліджуваних проб, 140 проб мають кратність перевищення 24 рази. За виконаними розрахунками *KI3* дорівнює 46 балів. *PKI3* дорівнює 3,2 (табл. А.4).

Таблиця 2.14 – Розрахунок якості води за методом ГХІ для водних об'єктів господарсько-питного і технічно-побутового призначення р. Південний Буг – м. Хмельник

Іон	pH	Заг. Жорст.	Феноли	СПАР	Si	Fe <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>3+</sup>	Cr <sup>6+</sup>	O <sub>2</sub>	БСК <sub>5</sub>	H/п	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
ГДК	6,5-8,5	7	0,001	0,05	10	0,3	1	1	0,05	4	4	0,3	2	1
$N_i$	206	129	30	120	115	83	73	55	173	212	190	86	197	195
$N_{ГДК_i}$	5	23	30	9	3	29	40	38	143	211	57	39	12	0
$K_i$	60													
$H_i$	2,4	17,8	100,0	7,5	2,6	34,9	54,8	69,1	82,7	99,5	30,0	45,3	6,1	0,0
ABCD	1	2	4	1	1	3	4	4	4	4	3	3	1	1
$K_i$	1,00	0,84	3,73	0,91	0,36	3,51	4,90	10,3	152,8	2,68	0,88	1,43	0,39	0,044
$A_1B_1C_1D_1$	1	1	2	1	1	2	2	3	4	2	1	1	1	1
$S_i$	1	2	8	1	1	6	8	12	16	8	3	3	1	1
ЛОЗ			+					+	+					
$KIЗ$	71													
$PKIЗ$	5,07													
Клас якості	клас IV, розряд б), дуже брудна (ЛОЗ =2)													

Таким чином можна зробити висновок про те, що вода на посту р. Бужок – с. Меджибіж клас III, розряд б, належить до дуже брудних вод. Це свідчить про те, що вода не придатна для господарсько-питного водокористування.

На посту спостережень р. Ров – с. Демидівка перевищення спостерігається по 10 елементах (загальна жорсткість, феноли, Si,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{O}_2$ , БСК<sub>5</sub>, нафтопродукти,  $\text{NH}_4^+$ ), лише 3 з них не перевищують значення ГДК.

За величиною повторюваності випадків перевищення ГДК ( $H_i$ ) домінує інгредієнт кисень ( $\text{O}_2$ ) з числом випадків повторюваності в 71 пробу. Елементом, який максимально перевищує ГДК на посту, є феноли, у якого з 31 досліджуваної проби, 28 проб мають кратність перевищення 3,5 бали. За виконаними розрахунками КІЗ дорівнює 44 балам. ПКІЗ дорівнює 3,1 бала (табл. А.5).

Таким чином можна зробити висновок про те, що вода на посту р. Ров – с. Демидівка має клас якості води III, розряд б та належить до дуже брудних вод. Це свідчить про те, що вода не придатна для господарсько-питного користування.

Аналіз річкових вод за методикою ІЗВ показав, що з 6 досліджуваних постів найбільш сприятливі умови для господарсько-питного водоспоживання встановлені по водпосту Хмельник (р. Південний Буг) і с. Демидівка (р. Ров), де повторюваність категорій «чисті» та «дуже чисті» води становить 52% і 17% відповідно. На інших постах ці класи не перевищують 11% – на водпосту р. Бужок – с. Меджибіж, а на водпосту р. Іква – с. Синява ці класи зовсім не зустрічаються.

Аналізуючи великі значення ІЗВ, які характеризують значну ступінь забруднення річкових вод можна відзначити, що максимальний рівень категорії «забруднені води» у 88% був характерним для водпоста с. Лелітка (р. Південний Буг) і водпоста с. Демидівка (р. Ров) – у 78%.

Основною забруднювальною речовиною для річкових вод басейну Південного Бугу за методикою ІЗВ встановлені іони  $\text{NO}_2^-$ , а за методикою ГХІ – феноли.

Максимальне значення комбінаторного індексу забрудненості виділяється на посту р. Південний Буг – м. Хмельник і становить 71 бал, а на посту р. Іква – с. Стара Синява – 62 бали.

Питомий комбінаторний індекс забрудненості в басейні варіює від 2,2 (р. Іква – с. Стара Синява) до 5,07 (р. Південний Буг – м. Хмельник). Річкова вода характеризується як брудна, 3-го класу.

Виконана оцінка якості води верхньої частини басейну річки Південний Буг показала, що її води для господарсько-питних потреб непридатні.



### 2.2.3 Оцінка якості вод річок Псел та Ворскла за даними гідрохімічного моніторингу у різні за водністю роки

Водозбори річок Псел та Ворскла за гідрологічним районуванням [56] знаходяться у зоні достатньої водності (лівобережна Дніпровська область). Обидві річки є лівобережними притоками р.Дніпро з площами водозборів 22800 км<sup>2</sup> та 14700 км<sup>2</sup>, відповідно. Середня багаторічна величина річного стоку р.Псел змінюється від 98мм (р.Псел – м.Суми) до 74 мм (р.Псел – с.Запсілля), а р.Ворскла – від 81 мм (р.Ворскла – с.Чернеччина) до 81 мм (р.Ворскла – м.Кобеляки). Згідно із різницевою інтегральною кривою річного стоку у теперішній час коливання річного стоку цих річок знаходяться у маловодній фазі, на фоні якої з початку двадцять першого сторіччя відбувається «сплеск» водності (рис.2.11).

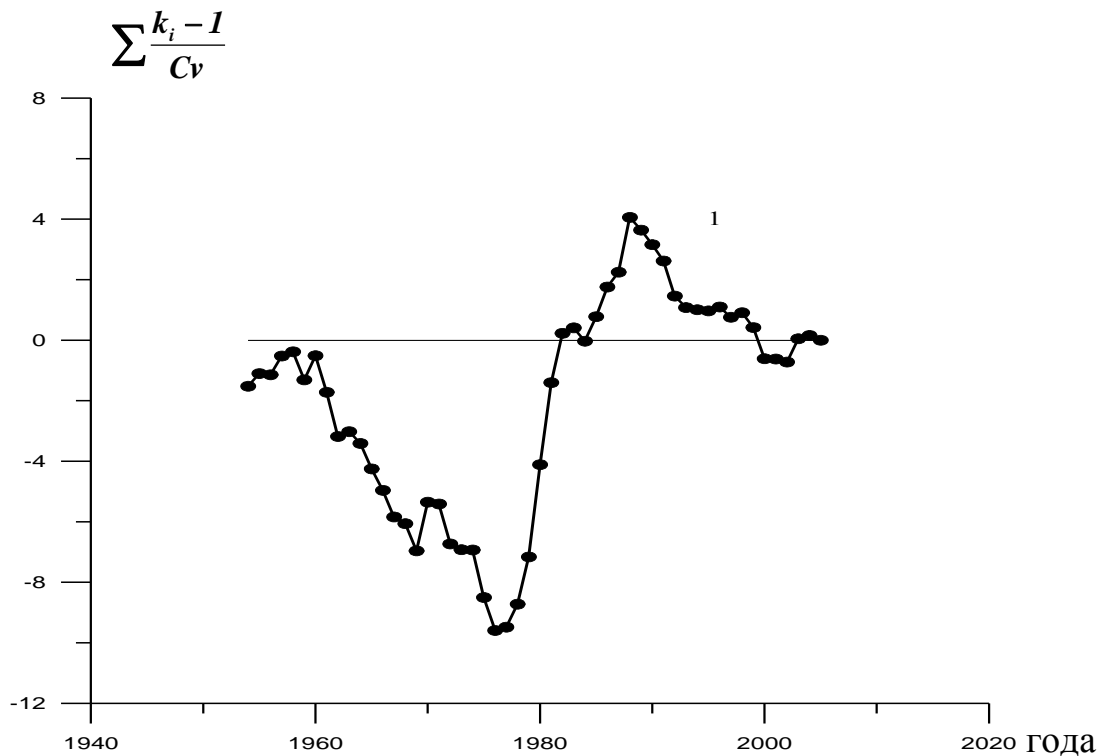


Рисунок 2.11 - Різницєва інтегральна крива річного стоку р.Ворскла – с.Чернеччина

Річки мають переважно сніговий тип живлення, внесок якого складає 70-80%. Значна роль у живленні річок належить підземним водам, внесок яких становив близько 30%, та у останні роки збільшився до 50% за рахунок перерозподілу стоку в умовах глобального потепління [57]. Підземний стік надходить до русел річок із крейдових відкладень. Живлення водоносних горизонтів відбувається на водорозділах, а розвантаження – у руслах річок.

У природному гідрохімічному складі вод річки Ворскла переважають карбонати і гідрокарбонати натрію і магнію [58]. Хімічний тип поверхневих вод класифікується як гідрокарбонатний кальцієво-магнієво-натрієвий. Підземні води також відносяться до цього типу і відрізняються від поверхневих більш значним вмістом карбонат іонів та іонів кальцію.

Річки входять до Полтавського полігону добування нафти та газу [59], на території водозбору р.Ворскла (у межах Росії) знаходиться Яковлівське родовище залізних руд [60]. Наявність на території водозборів об'єктів промисловості, сконцентрованих у містах, супроводжується появою у воді таких хімічних речовин як СПАР та феноли. За даними В.І. Вишневського та А.А. Багатого [61] у період 1997-2000рр. на річках Псел та Ворскла відмічається підвищена концентрація фенолу ( $0,005 \text{ мг/дм}^3$ ), при концентрації цієї ж речовини на інших водозборах  $0,002 \text{ мг/дм}^3$ . Концентрація СПАР змінюється від  $0,148$  (р.Псел – м.Гадяч) до  $0,160$  (р.Ворскла – м.Полтава) на фоні концентрації СПАР в створі р.Трубіж – м.Переяслав-Хмельницький, що дорівнює  $0,019$  та у створі р.Орель – с.Царичанка –  $0,117 \text{ мг/дм}^3$ . Згідно з еколого-геологічним районуванням розглянутий водозбір відноситься до території з несприятливим екологічним станом з високим техногенним навантаженням [59].

Гідрохімічний режим річок Псел та Ворскла досліджений на основі даних гідрохімічних спостережень за 1992 – 2007 рр., при цьому розрахунки показників якості води визначалися як за весь період спостережень, так і за характерними за водністю роками (1992р. – мінімальний за водністю, 1994р. – середній за водністю та 1996р. – багатоводний рік). Характеристикою водності є річний стік з водозборів. ГДК прийняте для господарсько-питного водоспоживання.

За показником якості води ІЗВ води р. Ворскла відносяться до категорії «помірно забруднених» при розгляді всього періоду спостережень [62] (1992 – 2007рр.) та за середній за водністю рік (рис.2.12). Категорія «забруднені» спостерігається лише у створі м. Полтава (у межах міста). У маловодний рік якість води значно погіршується, води відносяться до категорії «забруднених» по всій довжині річки, а у створі м. Полтава (у межах міста) якість води набуває категорії «брудні» (рис.2.13). У багатоводний рік якість води за індексом ІЗВ найкраща: води переважно «чисті» та «помірно забруднені» і лише у нижньому створі м.Кобеляки (в межах міста) води стають «забрудненими» (рис.2.14). Якість води р.Псел дещо гірша: за індексом ІЗВ вона змінюється від категорії «забруднені» до категорії «помірно забруднені» по довжині річки. Найбільше забруднення по довжині річки відповідає м.Суми [62]. У маловодний річках води набувають категорій «забруднені» та «дуже брудні» у створі р.Псел- с.Гадяч. У багатоводний рік стан води річки Псел поліпшується до «чисті» і «помірно забруднені».

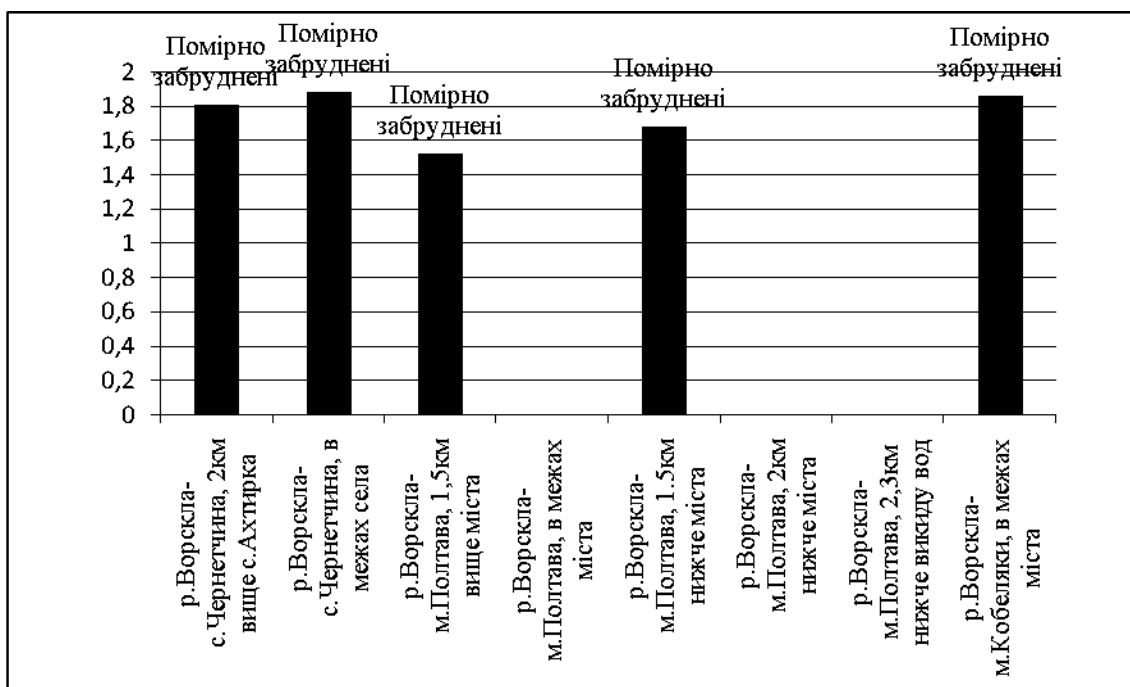


Рисунок 2.12 – Динаміка ІЗВ по довжині ріки Ворскла за середній по водності рік

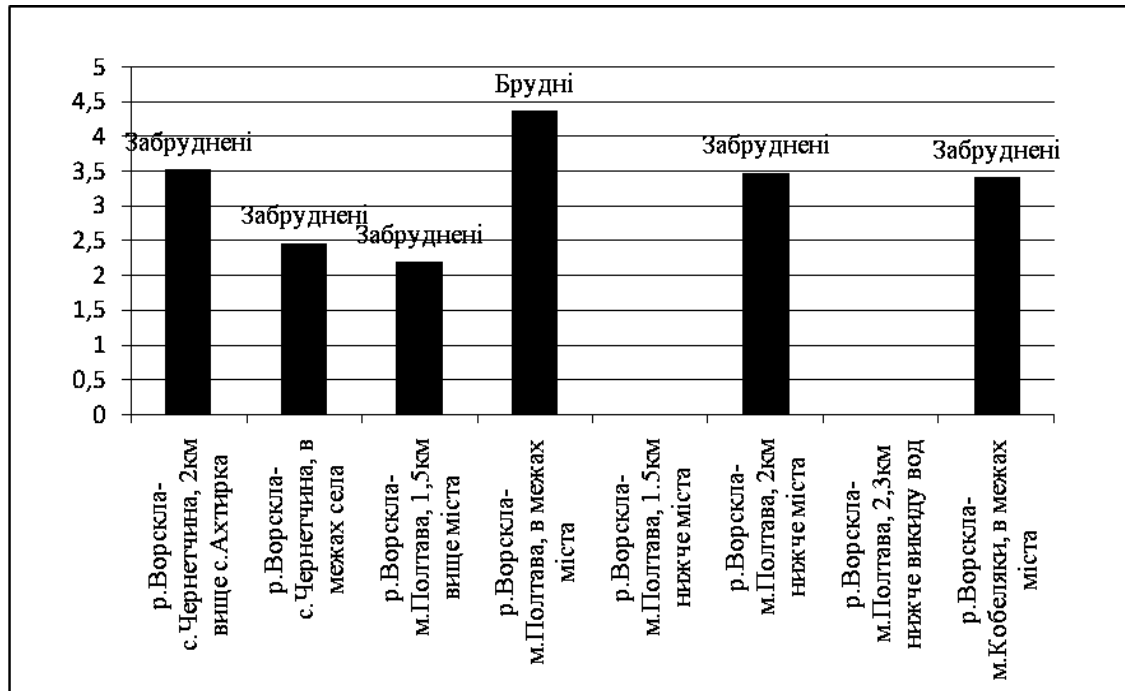


Рисунок 2.13- Динаміка ІЗВ по довжині ріки Ворскла за маловодний рік.

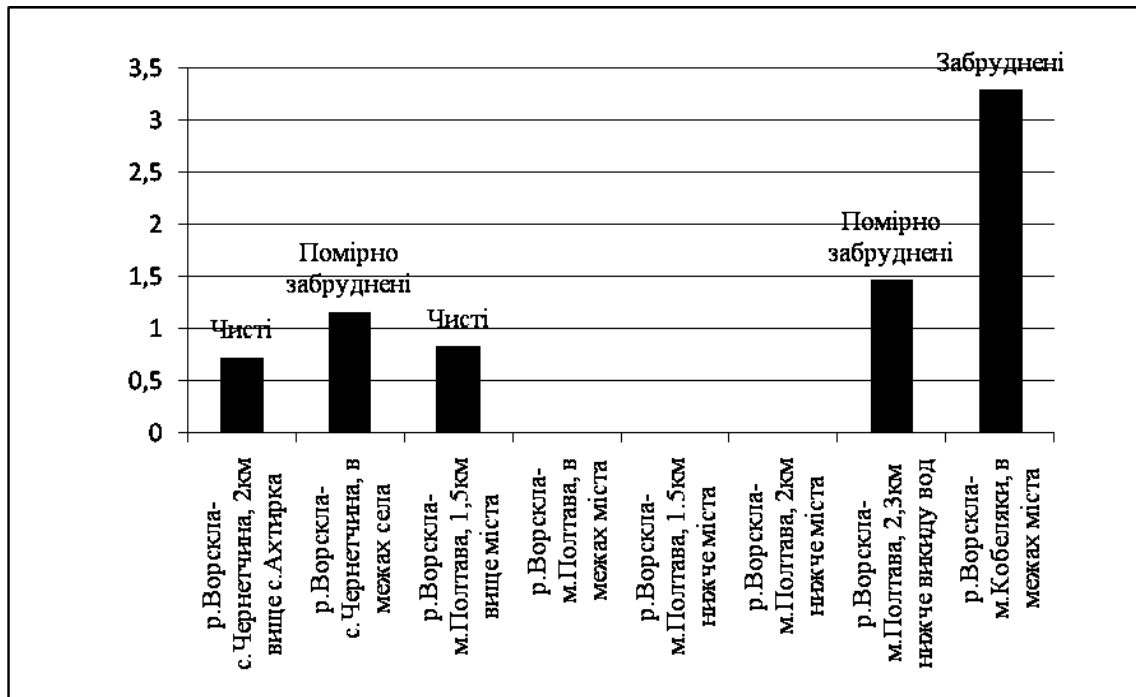


Рисунок 2.14 – Динаміка ІЗВ по довжині ріки Ворскла за багатоводний рік.

Розрахунки за критерієм органолептичних властивостей за період 1992 – 2007рр., показали, що води річок Псел та Ворскла по всій довжині мають «помірний» рівень забруднення, який обумовлений нестачею кисню у воді та значним споживанням кисню (БСК<sub>5</sub>).

Аналіз значень санітарного критерію у часі та по довжині річки дозволив установити, що на р.Ворскла за багаторічний період переважає «помірне забруднення»[62], і лише у створі м.Полтава (в межах міста) рівень забруднення стає «надзвичайно високим». Головним чинником забруднення є феноли (рис.2.15). У маловодний рік рівень забруднення досягає класу «надзвичайно високого». Перевищення ГДК по фенолах (17 – 19 разів) та СПАР (3 – 5разів) відмічається по всій довжині річки (рис.2.15). У середньому за водністю та багатоводному роках рівень забруднення знижується й води набувають лише «високого» рівня забруднення, головним чином, за рахунок перевищення ГДК по фенолах та СПАР. Найвище значення санітарного критерію відмічається у мінімальному за водністю році, коли спостерігається «надзвичайно високий» рівень забруднення, у створі м.Полтава (2км нижче міста) величина санітарного критерію дорівнює 11.

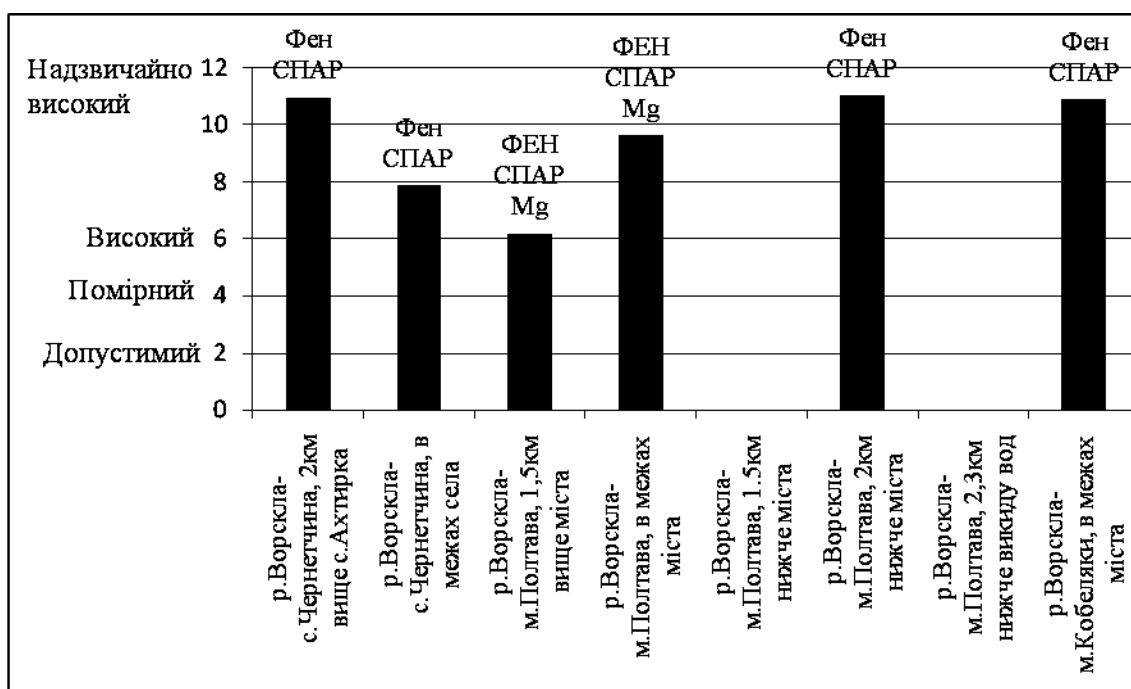


Рисунок 2.15- Динаміка критерію санітарного режиму по довжині р. Вороскла за маловодний рік (над діаграмою вказані речовини з найбільшим перевищенням ГДК)

На річці Псел у маловодний рік по всій довжині річки за рахунок високого вмісту у воді фенолів та СПАР забруднення води характеризувалося як «надзвичайно високе» і досягло найбільших величин (>16) поблизу міста Гадяч, де знаходяться об'єкти харчової промисловості та комунально – господарські об'єкти (ОС ДП «Гадячсир», АТ «Надія» та очисні споруди Гадяцького ВУЖКГ). У середній за водністю рік рівень забруднення залишається «високим» і лише у багатоводному році зменшується до помірному у нижній течії річки (рис.2.16).

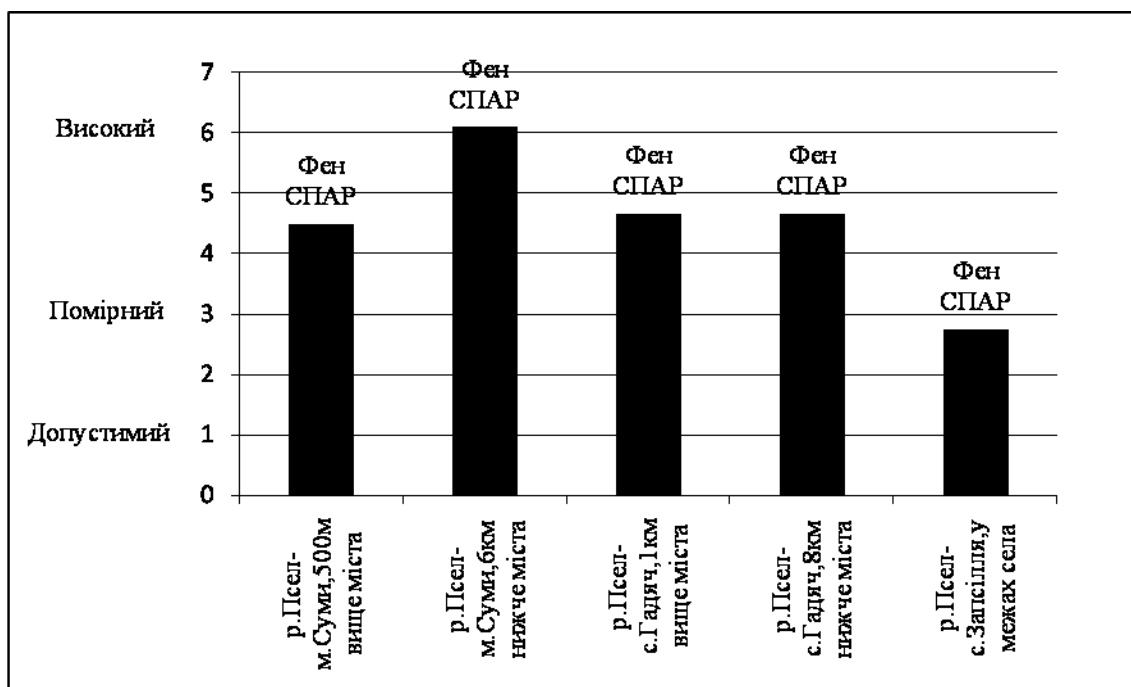


Рисунок 2.16- Динаміка критерію санітарного режиму по довжині р. Псел за багатоводний рік (над діаграмою вказані речовини концентрація яких значно перевищує ГДК)

За санітарно-токсикологічним критерієм рівень забруднення річок Псел та Ворскла у середньому відповідає «помірному» стану для багаторічного періоду, середнього та багатоводного років і досягає значень «високого» забруднення у маловодному році (рис.2.17). Перевищення ГДК забезпечується, головним чином, вмістом у воді іонів заліза та магнію, надходження яких до русла річки пов'язується із роботою гірничо-збагачувальних комбінатів, розташованих на території Росії. Концентрація заліза у воді зменшується по довжині річки (рис.2.18).

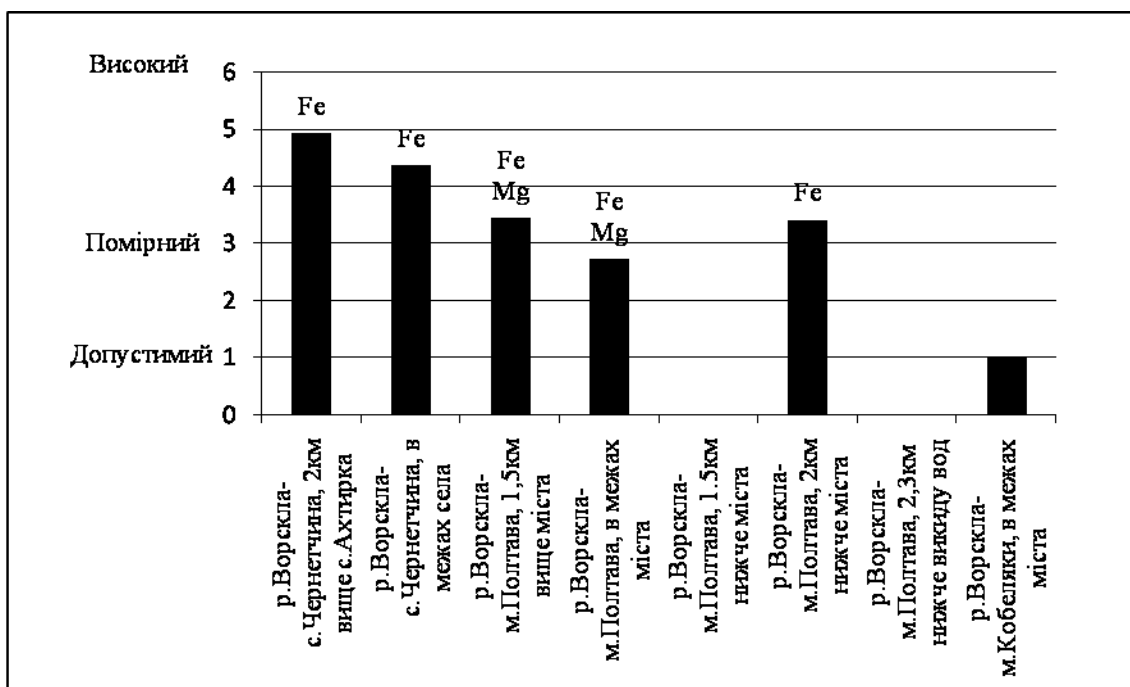


Рисунок 2.17- Динаміка критерію санітарно-токсикологічного забруднення по довжині р. Ворскла за маловодний рік (над діаграмою вказані речовини, концентрація яких значно перевищує ГДК)

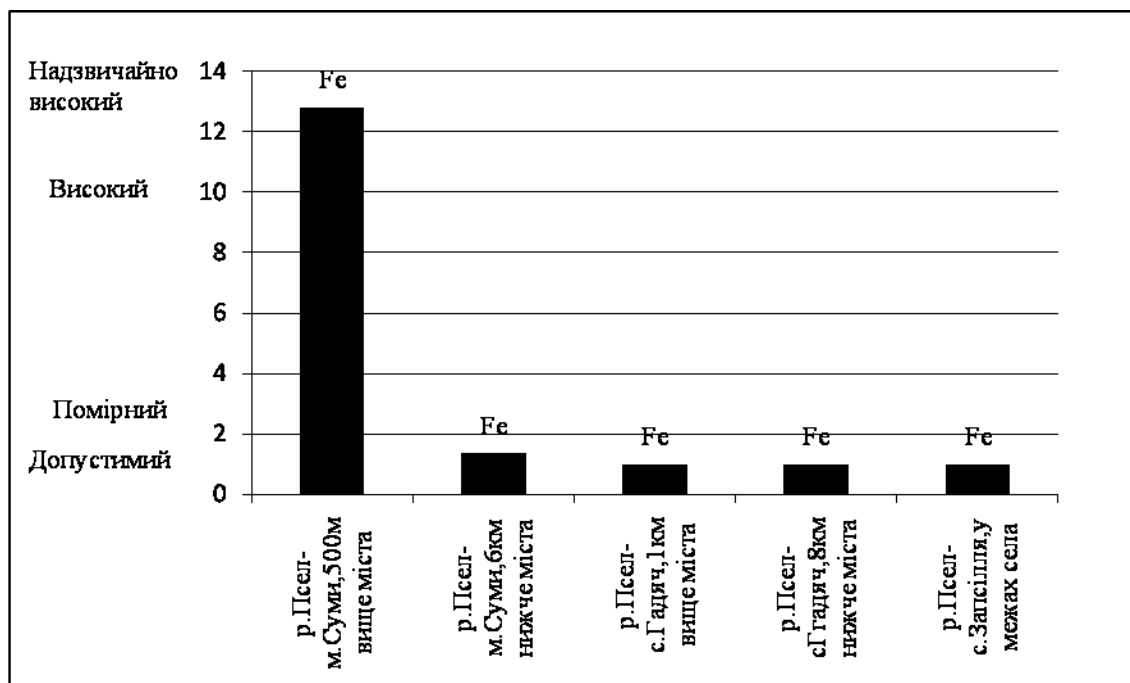


Рисунок 2.18 – Динаміка критерію санітарно-токсикологічного забруднення по довжині р. Псел за середній по водності рік (над діаграмою вказані речовини концентрація яких значно перевищує ГДК)

Таким чином, екологічний стан річок Псел та Ворскла за гідрохімічними показниками характеризується як «забруднений» та «помірно забруднений», відповідно. У роки високої водності забруднення річки, визначене за різними критеріями, зменшується, а у маловодні зростає. За критерієм санітарного режиму значний внесок у забруднення річки вносять концентрації фенолів та СПАР. Рівень забруднення зростає до «надзвичайно високого» у м.Полтава та у м.Кобеляки, розташованого поблизу від гирла. На річці Псел «надзвичайно високе» забруднення спостерігається у створі м. Гадяч. Санітарно – токсикологічне забруднення обумовлено високими концентраціями у воді заліза, яке спостерігається на обох річках. Найбільш високі концентрації заліза відзначені у верхніх створах річок, тобто можна зробити висновок, що вода надходить забрудненою з території Росії.

### **2.3 Оцінка якості вод річки Інгул за даними гідрохімічного моніторингу у період весняного водопілля та осінньо-літньої межени**

За умов зростаючого дефіциту чистої води сучасний стан і динаміка якості водних ресурсів постійно привертають увагу дослідників [63, 64, 65]. Води р. Інгул використовуються двома областями (Кіровоградською та Миколаївською) для забезпечення різних потреб побуту, господарства та промисловості, тому антропогенне навантаження на річку є дуже значним. Стан водних ресурсів р.Інгул в значній мірі залежить від впливу господарської діяльності на водозборі. Дослідження закономірностей коливань річного стоку показало, що інтенсивне використання води у межах водозбору р.Інгул – м.Кіровоград значно трансформує характер коливань водності (рис.2.19), формуючи маловодну фазу тоді, коли у інших створах спостерігається багатоводна фаза. За останні півтора десятиріччя у цілому в басейні р. Інгул спостерігається чітка тенденція до зменшення забору води з річки, а також до зменшення об'ємів скидів стічних вод [66, 67], що проявляється у прояві синфазності коливань стоку у створах Кіровоград та Новогорожено.



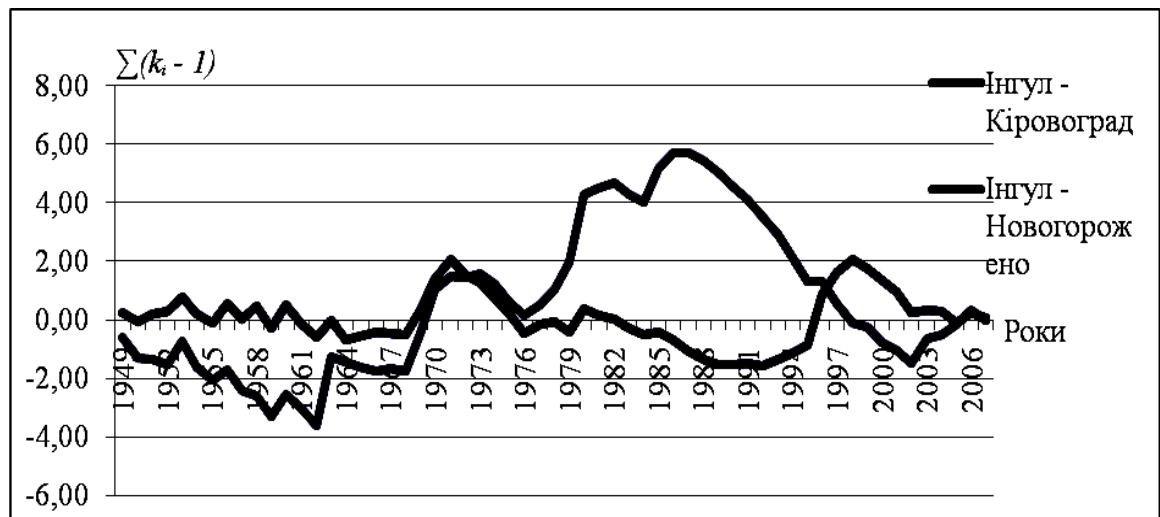


Рисунок 2.19 – Різницеви інтегральні криві для р. Інгул за період 1949 – 2007 рр.

В басейні р. Інгул на сільськогосподарські угіддя припадає 90%. Господарська діяльність зумовила суттєве зменшення площ незайманих природних ландшафтів. В результаті в басейні Інгулу активізувались ерозійні процеси. Площа еродованих земель на окремих ділянках басейну перевищує 50-70%. Продукти ерозії потрапляють до річок, водосховищ та ставків, замулюють їх, підвищують рівні води [68].

Слід зазначити, що вплив водогосподарської діяльності та екологічний стан води р. Інгул вивчений недостатньо, оскільки у наукових публікаціях основна увага приділяється р. Південний Буг у цілому, без виділення приток [67]. У Київському національному університеті ім. Т. Шевченка опубліковані результати гідрохімічних та гідроекологічних досліджень річки Південний Буг до 2003 року [64, 65]. Нами дослідження якості води р. Інгул проводилися за багаторічний період (до 2007 р.) [69], де відмічається, що якість води р. Інгул відноситься до класу «задовільний» і поліпшується по довжині річки.

Для вивчення динаміки змін якості води використані матеріали багаторічних гідрохімічних спостережень Гідрометслужби України та Держуправлінь екології в Кіровоградській та Миколаївській областях за період 1949-2007 рр. В даній роботі розрахунки якості води були зроблені для господарсько-питних нормативів для періоду весняної повені та осінньо – літньої межні.

Установлено, що за багаторічний період (1977–2007 рр.) під час весняної повені мінералізація зростає від верхів'я річки Інгул до її гирла (табл. 2.15). У останні роки ця різниця між мінералізацією у верхніх та нижніх створах стала більш суттєвою. Вода за складом аніонів гідрокарбонатно-сульфатно-хлоридна, за складом катіонів – натрієво-калієво-кальцієво-магнієва. По довжині річки

внесок гідрокарбонатів зменшується і в останнє десятиріччя (1999 – 2007 рр.) у створі р. Інгул – с. Новогорожено вода за хімічним складом стає сульфатно-гідрокарбонатно-хлоридною. Перевищення ГДК за концентрацією головних іонів спостерігається для  $\text{Ca}^{2+}$  та для мінералізації у створі р. Інгул – г. Кіровоград (в 1,2 рази у середньому за період 1999 – 2007 рр.).

Таблиця 2.15 – Формули Курлова для р. Інгул за період весняної повені (1977 – 2007 та 1999 – 2007 рр.), %

Річка – пункт	Формула Курлова для періоду 1977 – 2007 рр.	Формула Курлова для періоду 1999 – 2007 рр.
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	$\frac{\text{HCO}_3^- 65 \text{SO}_4^{2-} 22 \text{Cl}^- 12}{\text{Ca}^{2+} 47 (\text{Na}^+ + \text{K}^+) 38 \text{Mg}^{2+} 15}$	$\frac{\text{HCO}_3^- 58 \text{SO}_4^{2-} 27 \text{Cl}^- 15}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 51 \text{Ca}^{2+} 29 \text{Mg}^{2+} 20}$
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	$\frac{\text{HCO}_3^- 68 \text{SO}_4^{2-} 20 \text{Cl}^- 12}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 44 \text{Ca}^{2+} 43 \text{Mg}^{2+} 13}$	$\frac{\text{HCO}_3^- 58 \text{SO}_4^{2-} 25 \text{Cl}^- 17}{\text{Ca}^{2+} 51 (\text{Na}^+ + \text{K}^+) 35 \text{Mg}^{2+} 14}$
р. Інгул – с. Новогорожене	$\frac{\text{HCO}_3^- 47 \text{SO}_4^{2-} 33 \text{Cl}^- 20}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 52 \text{Ca}^{2+} 32 \text{Mg}^{2+} 16}$	$\frac{\text{SO}_4^{2-} 44 \text{HCO}_3^- 43 \text{Cl}^- 13}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 59 \text{Ca}^{2+} 29 \text{Mg}^{2+} 19}$

За розглянуті періоди (1977 – 2007 рр.) та (1999 – 2007 рр.) за фізико-хімічними показниками перевищення ГДК майже не спостерігалось, тільки БСК<sub>5</sub> у створі нижче м. Кіровоград мало незначне перевищення за рахунок скидання стічних вод (табл. 2.16). Концентрація БСК<sub>5</sub> по довжині річки зменшується, а кисню, навпаки – зростає, що пов'язано із зростанням витрат води. Середня багаторічна (1977 – 2007 рр.) витрата води зростає по довжині річки від 1,08 м<sup>3</sup>/с до 7,40 м<sup>3</sup>/с, та за період 1999 – 2007 рр. – від 0,82 м<sup>3</sup>/с до 7,50 м<sup>3</sup>/с. Там же спостерігається найменше значення концентрації кисню.

Таблиця 2.16 – Середні значення фізико-хімічних показників вмісту органічної речовини у водах р. Інгул за період весняної повені (1977 – 2007 та 1999 – 2007 рр.)

Річка – пункт	За період 1977 – 2007 рр.					За період 1999 – 2007 рр.				
	O <sub>2</sub>		ГДК	БСК <sub>5</sub>	ГДК	O <sub>2</sub>		ГДК	БСК <sub>5</sub>	ГДК
	%	(мг/дм <sup>3</sup> )				%	(мг/дм <sup>3</sup> )			
<b>р. Інгул –м. Кіровоград, 0,5 км вище міста</b>	71,4	10	4	3,81	4	83,4	11,52	4	2,47	4
<b>р. Інгул –м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста</b>	71	9,45	4	4,47	4	73,5	10,47	4	2,79	4
<b>р.Інгул –с. Новогорожене</b>	84,5	11,09	4	3,55	4	86,2	11,74	4	2,26	4

Якщо розглядати середній багаторічний період, до якого входять роки з інтенсивним розвитком сільського господарства (середина минулого сторіччя), то концентрація біогенних речовин NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> та P<sub>sum</sub> досягає найбільших значень у нижньому створі (р. Інгул –с. Новогорожено), а концентрація азоту амонійного перевищувала ГДК у створі р. Інгул – м. Кіровоград (вище міста) (табл. 2.17). За останнє десятиріччя концентрація азоту амонійного знаходиться у допустимих межах, що може бути пов'язане зі зменшенням інтенсифікації сільського господарства за рахунок внесення добрив. В цілому за біогенними речовинами спостерігається зменшення їх концентрацій по довжині річки.

Таблиця 2.17 – Середня концентрація біогенних речовин у водах р. Інгул в період весняної повені (1977-2007 рр.)

Річка – пункт	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ГДК	NO <sub>2</sub>	ГДК	NO <sub>3</sub>	ГДК	Psum	ГДК
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	2,86	2	0,04	1	0,23	10,2	0,32	1,14
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	1,79	2	0,055	1	0,19	10,2	0,36	1,14
р. Інгул – с. Новогорожене	0,64	2	0,42	1	1	10,2	0,98	1,14

Перевищення ГДК мікроелементами встановлено в період весняної повені, тільки для заліза та марганцю у створі р. Інгул – с. Новогорожене (перевищення ГДК для заліза у 1,5 рази). В останнє десятиріччя перевищень ГДК будь-якими мікроелементами не спостерігалось (табл. 2.18).

Таблиця 2.18 – Середня концентрація мікроелементів у водах річки Інгул під час весняної повені (1977 – 2007 рр.), мг/дм<sup>3</sup>

Річка – пункт	Мікроелементи			
	Fe <sup>3+</sup>	ГДК	Mn <sup>2+</sup>	ГДК
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	0,23	0,3	0,059	0,10
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	0,13	0,3	0,065	0,10
р. Інгул – с. Новогорожене	-	0,3	-	0,10

Аналіз концентрації специфічних речовин дозволив встановити, що вміст фенолів у річкових водах перевищує ГДК на створі вище міста – у 17 разів, в створі нижче міста – 58 разів і в створі р. Інгул – с. Новогорожене – у 7 разів (табл. 2.19). Тобто саме місто є основним забруднювачем фенолами річкових вод. Вміст нафтопродуктів перевищує ГДК тільки в створі нижче міста, але його перевищення незначні. Стосовно СПАР можна простежити

Таблиця 2.19- Середня концентрація специфічних забруднювальних речовин у водах річки Інгул під час весняної повені (1977 – 2007 та 1999 – 2007 рр.), мг/дм<sup>3</sup>

Річка – пункт	Забруднювальні речовини для періоду 1977 – 2007 рр.						Забруднювальні речовини для періоду 1999 – 2007 рр.					
	фен	ГДК	НП	ГДК	СПА Р	ГДК	фен	ГДК	НП	ГДК	СПАР	ГДК
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	0,017	0,001	0,3	0,3	0,11	0,5	0,004	0,001	-	0,3	0,11	0,5
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	0,058	0,001	0,36	0,3	0,10	0,5	0,006	0,001	-	0,3	0,12	0,5
р. Інгул – с. Новогорожене	0,0069	0,001	0,01	0,3	0,10	0,5	0,004	0,001	-	0,3	0,15	0,5

перевищення ГДК у 2 рази по всій довжині річки.

В останнє десятиріччя спостерігається помітне зменшення забруднення фенолами, але його найвища концентрація все одно простежується у створі нижче м. Кіровоград ( перевищення ГДК було у 6 разів). Стосовно СПАР простежується їх збільшення по довжині річки – від 2-ох до 3-ох разів. На жаль, спостереження за нафтопродуктами у останнє десятиріччя не проводиться.

Як за багаторічний період, так і за останнє десятиріччя (1999 – 2007 рр.) перевищення ГДК концентрацією головних іонів не установлене. Незначне перевищення по  $Mg^{2+}$  та  $Ca^{2+}$  ( в 1,02 та 1,06 рази) виявлене в створі р. Інгул – с. Новогорожено. Мінералізація річки Інгул збільшується по її довжині. Хімічний склад води в основному залишився незмінним: відмічається збільшення вмісту хлору за течією річки як для середнього багаторічного періоду, так і за останнє десятиріччя.

У період весняного водопілля не установлене перевищення ГДК фізико-хімічних показників та вмісту біогенних речовин. Що стосується концентрації мікроелементів, то в останнє десятиріччя установлене значне ( в 4 рази) перевищення ГДК концентраціями заліза та марганцю. Проте, у середній багаторічний період такої тенденції не відмічалось. Перевищення ГДК специфічними забруднювальними речовинами спостерігається для фенолів як у середньобагаторічному періоді, так і за останнє десятиріччя.

За значеннями фізико-хімічних показників перевищень ГДК не спостерігалось. Концентрація кисню та БСК<sub>5</sub> по довжині річки зменшується, найменші значення спостерігаються в створі нижче м. Кіровоград. Кольоровість та показник рН зростають від верхів'я до гирла. В останнє десятиріччя простежується зменшення кольоровості по довжині річки. Перевищень ГДК не спостерігалось (табл. 2.20).

Вміст біогенних речовин по довжині річки збільшується, за виключенням кремнію, концентрація якого, навпаки, зменшується за рахунок збільшення живлення річки підземними водами. Зростання концентрацій нітратів та фосфатів по довжині річки зумовлене сільськогосподарським навантаженням. В останні роки простежується зменшення концентрації біогенних речовин по довжині р. Інгул. Перевищень ГДК не спостерігалось. Найбільші значення концентрації речовин установлені у створі нижче м. Кіровоград (табл.2.21).

Таблиця 2.20 – Формули Курлова для р. Інгул за період літньо-осінньо межені (1977 – 2007 та 1999 – 2007 рр.), %

Річка – пункт	Формула Курлова для періоду 1977 – 2007 рр.	Формула Курлова для періоду 1999 – 2007 рр.
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	$\frac{\text{HCO}_3^- 56 \text{SO}_4^{2-} 27 \text{Cl}^- 17}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 54 \text{Ca}^{2+} 31 \text{Mg}^{2+} 15}$	$\frac{\text{HCO}_3^- 56 \text{SO}_4^{2-} 26 \text{Cl}^- 18}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 56 \text{Ca}^{2+} 31 \text{Mg}^{2+} 13}$
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	$\frac{\text{HCO}_3^- 57 \text{SO}_4^{2-} 25 \text{Cl}^- 18}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 54 \text{Ca}^{2+} 33 \text{Mg}^{2+} 13}$	$\frac{\text{HCO}_3^- 55 \text{SO}_4^{2-} 26 \text{Cl}^- 18}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 55 \text{Ca}^{2+} 34 \text{Mg}^{2+} 11}$
р. Інгул – с. Новогорожене	$\frac{\text{HCO}_3^- 47 \text{SO}_4^{2-} 32 \text{Cl}^- 21}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 46 \text{Ca}^{2+} 37 \text{Mg}^{2+} 17}$	$\frac{\text{HCO}_3^- 50 \text{SO}_4^{2-} 30 \text{Cl}^- 20}{\text{Ca}^{2+} 42 (\text{Na}^+ + \text{K}^+) 40 \text{Mg}^{2+} 18}$

Таблиця 2.21 – Середні значення фізико-хімічних показників вмісту органічної речовини у водах р. Інгул за період літньо-осінньої межені (1977-2007 та 1999 – 2007 рр.)

Річка – пункт	За період 1977 – 2007 рр.					За період 1999 – 2007 рр.				
	O <sub>2</sub>		ГД К	БС К <sub>5</sub>	ГДК	O <sub>2</sub>		ГД К	БСК <sub>5</sub>	ГД К
	%	(мг/дм <sup>3</sup> )				%	(мг/дм <sup>3</sup> )			
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	104,0	13,5	4	3,9	4	104,0	22	4	2,61	4
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	93	9,06	4	3,5	4	87,6	8,6	4	2,45	4
р. Інгул – с. Новогорожене	119,5	11,05	4	3,5	4	97,0	11,3	4	2,5	4

Концентрація мікроелементів не перевищує ГДК ні за багаторічний період (1977 – 2007 рр.), ні за останнє десятиріччя (1999 – 2007 рр.), але вміст мікроелементів за цей період помітно зменшився (табл. 2.22, 2.23).

Таблиця 2.22- Середня концентрація біогенних речовин у водах р. Інгул в період літньо-осінньої межені (1977-2007 та 1999 – 2007 рр.)

Річка – пункт	За період 1977 – 2007 рр.						За період 1999 – 2007 рр.					
	NO <sub>3</sub>	ГДК	Psum	ГДК	Si	ГДК	NO <sub>3</sub>	ГДК	Psum	ГДК	Si	ГДК
<b>р. Інгул–м. Кіровоград, 0,5 км вище міста</b>	0,08	10,2	0,33	1,14	8,4	10	0,08	10,2	0,22	1,14	4,35	10
<b>р. Інгул–м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста</b>	0,41	10,2	0,38	1,14	6,5	10	0,06	10,2	0,28	1,14	4,52	10
<b>р.Інгул – с.Новогорожене</b>	0,17	10,2	0,56	1,14	5,3	10	0,03	10,2	0,19	1,14	3,85	10

Таблиця 2.23 - Середня концентрація специфічних забруднювальних речовин у водах р.Інгул під час літньо-осінньої межені (1977 - 2007 та 1999 - 2007рр.), мг/дм<sup>3</sup>

Річка – пункт	Забруднювальні речовини для періоду 1977 – 2007 рр.						Забруднювальні речовини для періоду 1999 – 2007 рр.					
	фен	ГДК	НП	ГДК	СПАР	ГДК	фен	ГДК	НП	ГДК	СПАР	ГДК
<b>р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста</b>	0,006	0,001	0,18	0,3	0,106	0,5	0,006	0,001	-	0,3	0,1	0,5
<b>р. Інгул–м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста</b>	0,01	0,001	0,23	0,3	0,13	0,5	0,007	0,001	-	0,3	0,08	0,5
<b>р.Інгул – с.Новогорожене</b>	0,005	0,001	0,02	0,3	0,1	0,5	0,004	0,001	0,06	0,3	0,09	0,5

Концентрація специфічних речовин по довжині річки зменшується.

В період 1977-2007 рр. перевищення ГДК спостерігалось тільки для



фенолів (у 5-10 разів). В останнє десятиріччя вміст фенолів зменшився, але їх концентрація все одно перевищує ГДК у 4-7 разів (табл. 2.24). Найвищі значення фенолів, нафтопродуктів та СПАР простежуються у створі нижче міста Кіровоград, тобто саме місто є основним забруднювачем річки Інгул.

Аналіз комплексних показників якості води (табл. 2.25, 2.26) дозволяє зробити висновки, що якість води у період межені погіршується. Особливо помітною різниця в якості стає для ІЗВ та І<sub>1</sub> (сольового блоку). Вплив скидів у створі м. Кіровоград (нижче) у більшій мірі проявляється також у період літньо-осінньої межені (ІЗВ, *Wcm*).

Таким чином, можна зробити висновки, що надходження забруднювальних речовин до р.Інгул спостерігається, головним чином, у межах м.Кіровоград, яке підлягає значному впливу водогосподарської діяльності. Стік річки у створі Кіровоград настільки трансформований, що різницеві інтегральна крива річного стоку за своїм видом значно відрізняється від кривих, побудованих для інших створів.

В період весняного водопілля для більшості хімічних елементів їх концентрація зростає вниз за течією. Але вплив скидів нижче міста Кіровоград приводить до найбільшій концентрації фенолів та нафтопродуктів, БСК<sub>5</sub>, NO<sub>2</sub> вже у верхній течії річки. Слід відзначити, що у останнє десятиріччя спостережень за нафтопродуктами не ведеться, а вміст фенолів у створі р. Інгул – м.Кіровоград (нижче міста) зменшився.

В період літньо-осінньої межені вплив скидів міста Кіровоград також проявляється у забрудненні води фенолами, азотом амонійним, нафтопродуктами. В останні роки вміст фенолів зменшився. В цілому, саме в створі р. Інгул – м. Кіровоград (нижче) в період літньо-осінньої межені вода є більш забрудненою речовинами антропогенного походження, ніж в період весняного водопілля.

Таблиця 2.24 - Зміни якості води в період весняного водопілля для створу р. Інгул – м. Кіровоград (вище) за період 1999 – 2007 рр.

Річка – пункт	Методика ІЗВ		Методика ГХІ		Методика Ерісмана					
	індекс забруднення води		питомий комбінаторний індекс забруднення		санітарний критерій		органолептичний критерій		санітарно-токсикологічний критерій	
	ІЗВ	Характеристика забруднення	ПКІЗ	Характеристика забруднення	<i>W<sub>сан</sub></i>	Характеристика забруднення	<i>W<sub>орг</sub></i>	Характеристика забруднення	<i>W<sub>сан-токс</sub></i>	Характеристика забруднення
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	1,02	II – чиста	1,57	II – забруднена	1,04	помірний	1,43	помірний	1,02	помірний
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	1,02	II – чиста	2,00	IIIа) – брудна	1,18	помірний	1,48	помірний	1,03	помірний
р. Інгул – с. Новогорожене	1,026	II – чиста	3,17	IIIб) – брудна	2,46	надзвичайно високий	1,52	помірний	1,04	помірний

Таблиця 2.25 - Зміни якості води в період весняного водопілля для створу р. Інгул – м. Кіровоград (вище) за період 1999 – 2007 рр.

Річка – пункт	Комплексна екологічна класифікація якості поверхневих вод суші							
	солевий блок		еколого-санітарний блок		токсичні речовини специфічної дії		узагальнена характеристика	
	$I_1$	характеристика забруднення	$I_2$	характеристика забруднення	$I_3$	характеристика забруднення	$I_e$	характеристика забруднення
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	3,80	добрі	3,54	добрі	4,37	задовільні	3,43	добрі
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	2,42	дуже добрі	3,58	добрі	3,38	добрі	2,97	дуже добрі
р. Інгул – с.Новогорожене	1,56	відмінні	3,23	добрі	4,44	задовільні	3,02	добрі

Таблиця 2.26 – Зміни якості води в період літньо-осінньої межени для створу р. Інгул – м. Кіровоград (вище) за період 1999 – 2007 рр.

Річка – пункт	Методика ІЗВ		Методика ГХІ		Методика Ерісмана					
	індекс забруднення води		питомий комбінаторний індекс зазрудення		санітарний критерій		органолептичний критерій		санітарно-токсикологічний критерій	
	ІЗВ	Характеристика забруднення	ПКІЗ	Характеристика забруднення	$W_{сан}$	Характеристика забруднення	$W_{орг}$	Характеристика забруднення	$W_{сан-токс}$	Характеристика забруднення
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	1,38	III – помірно забруднена	1,55	II- забруднена	1,14	помірний	1,51	помірний	1,01	Помірний
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	1,49	III – помірно забруднена	1,98	II- забруднена	1,25	помірний	1,51	помірний	1,04	Помірний
р. Інгул – с. Новогорожене	0,98	II – чиста	2,51	IIIa) – брудна	1,95	високий	1,35	помірний	1,02	помірний

Таблиця 2.27 – Зміни якості води в період літньо-осінньої межені для створу р. Інгул – м. Кіровоград (вище) за період 1999 – 2007 рр.

Річка – пункт	Комплексна екологічна класифікація якості поверхневих вод суші							
	солевий блок		еколого-санітарний блок		токсичні речовини специфічної дії		узагальнена характеристика	
	$I_1$	Характеристика забруднення	$I_2$	Характеристика забруднення	$I_3$	Характеристика забруднення	$I_e$	Характеристика забруднення
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км вище міста	4,10	задовільні	3,55	добрі	3,77	добрі	3,39	добрі
р. Інгул – м. Кіровоград, 0,5 км нижче міста	3,33	добрі	3,30	добрі	3,74	добрі	3,24	добрі
р. Інгул - с. Новогорожене	3,04	добрі	3,36	добрі	3,92	добрі	3,11	добрі

## 2.4 Оцінка хімічного складу води нижньої течії р. Південний Буг (смт. Олександрівка) за методом факторного аналізу

Аналіз екологічного стану річок свідчить про досягнуту межу використання їх водних ресурсів. Методи нормування антропогенного навантаження на водні об'єкти, засновані на гігієнічній регламентації, не дозволяють оцінити можливість використання водних ресурсів річок з дотриманням рівноважного стану водних екосистем. Необхідним є принципово новий підхід до оздоровлення річок, заснований на оцінці імовірності виникнення несприятливих для природного середовища і людини наслідків господарської діяльності.

Південний Буг – найбільша річка, басейн якої повністю розташований в межах України. Велика зарегульованість річки та високий рівень промислового й сільськогосподарського виробництва нашоухують на більш детальний розгляд гідрохімічного складу води.

Метою роботи є аналіз даних по хімічному складу води р.Південний Буг на основі факторного аналізу та визначення якості води у створі р.Південний Буг – с.Олександрівка.

Задачі дослідження полягають в наступному:

- описі хімічного складу води;
- аналізі розподілу хімічних речовин по довжині потоку;
- аналізі статистичної структури полів хімічних речовин на основі факторного аналізу;
- оцінці якості води.
- У роботі [72] використані стандартні матеріали спостережень за стоком води, температурою води і її хімічним складом на таких постах: Хмельницький 0,7 км вище міста; Хмільник 3,5 км вище міста, 2 км нижче міста; Вінниця, 1 км вище міста, в межах міста, 4 км нижче міста; Первомайськ, 500 м вище міста, 8,2 км нижче міста, Олександрівка в межах міста за 1996 – 2006 рр.

Методики досліджень: метод регресійного аналізу, факторного аналізу, методики оцінки якості вод.

Сольовий склад р.Південний Буг представлений, головним чином, солями соляної, сірчаної та вугільної кислот з металами натрієм, калієм, магнієм та кальцієм. Розчинені у воді солі представлені іонами  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ .

Хлорид-іон ( $\text{Cl}^-$ ). У березні 2005 р. в створі р.Південний Буг – с.Олександрівка значення  $\text{Cl}^-$  перевищувало ГДК і складало 405 мг/дм<sup>3</sup>. Підвищений вміст  $\text{Cl}^-$  у воді знижує її смакові якості і робить непридатною для водопостачання, зрошення сільськогосподарських угідь. Допускається вміст хлоридів у воді до 300 мг/ дм<sup>3</sup>.

Сульфат-іон ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Для р.Південний Буг – с.Олександрівка за 2000р., 2003 р., 2004 р. спостерігався підвищений вміст сульфатів та перевищував ГДК для рибогосподарського використання.

Підвищений вміст сульфатів погіршує смакові якості води, здійснює вплив на шлунково – кишковий тракт. Сульфати погано всмоктуються у кишечнику. При концентраціях  $100 \text{ мг/дм}^3$  і більше у тварин відбуваються порушення секреторної діяльності шлунку, процесів всмоктування і перетравлювання їжі.

Іон кальцію ( $\text{Ca}^{2+}$ ). Для р.Південний Буг – с.Олександрівка вміст даного іону знаходився в межах ГДК.

Іон магнію ( $\text{Mg}^{2+}$ ). У лютому 2005 р. іон магнію набагато перевищував ГДК ( $160 \text{ мг/дм}^3$ ).

Сумарний вміст іонів кальцію та магнію у воді формує загальну жорсткість води. Жорсткість води – один з важливих критеріїв, який визначає придатність води для пиття та інших видів водокористування. В основному, за 2000 – 2006рр. в створі р.Південний Буг – с.Олександрівка спостерігалася середня жорсткість, окрім лютого 2005 р., коли жорсткість складала  $17,2 \text{ ммоль/дм}^3$  (дуже жорстка).

Натрій-іон ( $\text{Na}^+$ ) та калій-іон ( $\text{K}^+$ ). Для р.Південний Буг – с.Олександрівка дані концентрації не перевищували ГДК, окрім грудня 2000 р.

Натрій і калій мають важливе значення для живих організмів. Вони відповідають за транспорт поживних речовин на клітинному рівні.

Біогенні речовини. До біогенних належать мінеральні речовини, які найбільш активно беруть участь у життєдіяльності водних організмів: це сполуки азоту ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ), фосфору ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), кремнію ( $\text{H}_2\text{SiO}_3^-$ ,  $\text{SiO}_3^{2-}$ ), заліза ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ) та деяких мікроелементів.

З точки зору оцінки якості води для питного водопостачання найбільший інтерес серед сполук азоту викликає нітрат-іон ( $\text{NO}_3^-$ ). Для р.Південний Буг – с.Олександрівка дана концентрація знаходилась у межах ГДК і за довжиною річки збільшувалася від витoku до гирла (рис. 3.21) завдяки стоку з сільськогосподарських угідь та з стічними водами із зрошуваних полів, на яких застосовуються азотні добрива.

Концентрація фосфатів в природних водах зазвичай дуже мала – соті, рідко десяті частки міліграмів фосфору в  $1 \text{ дм}^3$ , в забруднених водах концентрація може досягати декількох міліграмів в  $1 \text{ дм}^3$ . Для р. Південний Буг – с. Олександрівка концентрація фосфатів перевищувала  $\text{ГДК}_{\text{ВР}}$  у верхів'ї р.Південний Буг у 2000, 2004, 2005 рр. та зменшувалася за довжиною річки від витoku до гирла, завдяки забрудненню одним із підприємств Хмельницької області (с.Копистин) – міське комунальне підприємство «Хмельницькводоканал» (рис. 2.20).

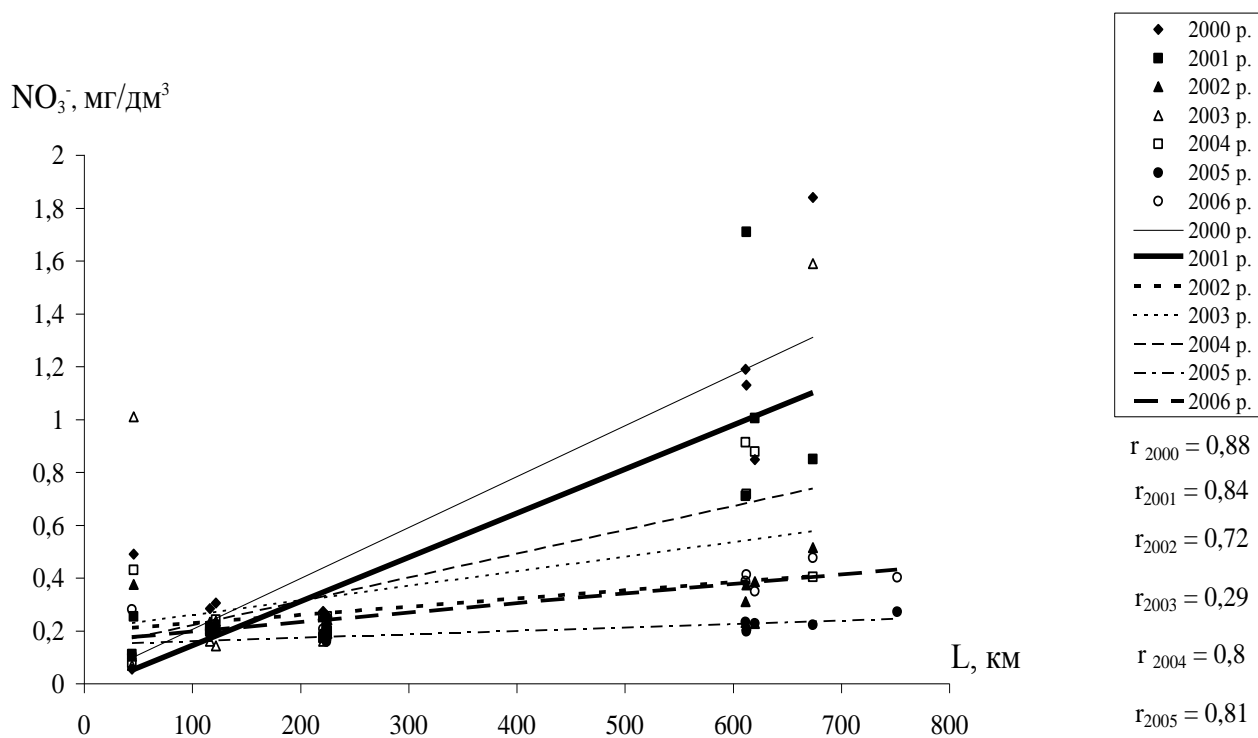


Рисунок 2.20 – Зміна концентрації азоту нітратного за довжиною р. Південний Буг (2000-2006 рр.)

Підвищений вміст амонію у верхів'ї р.Південний Буг свідчить про погіршення санітарного стану водного об'єкту та забруднення побутовими і сільськогосподарськими стоками (рис.2.21, 2.22).



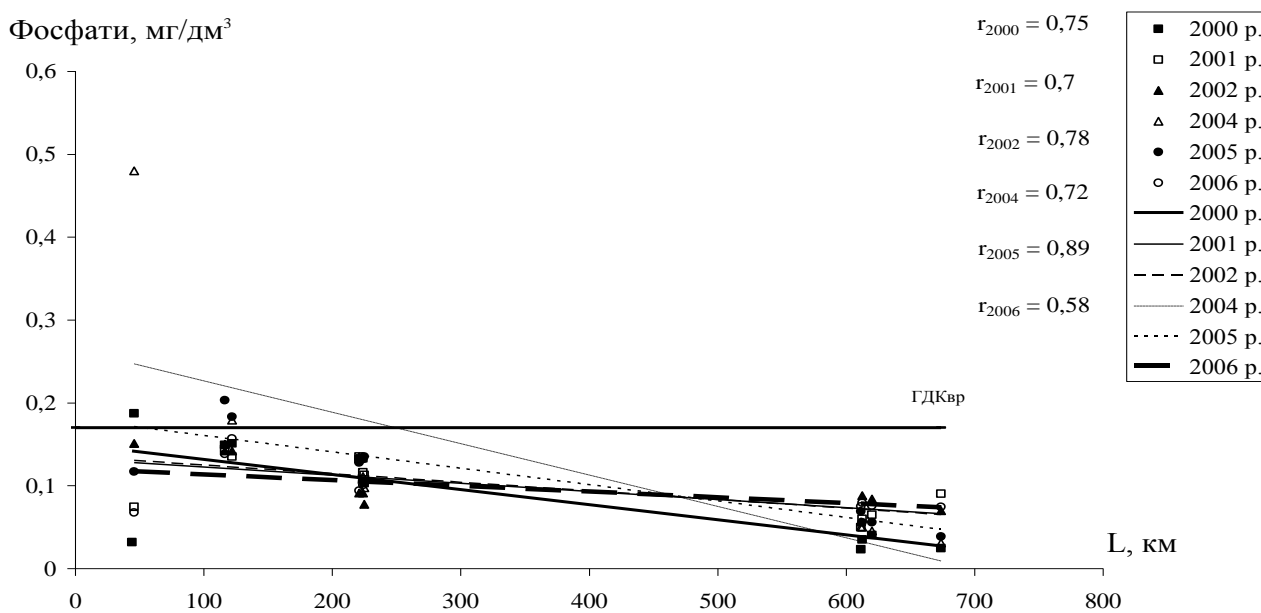


Рисунок 2.21 – Зміна концентрації фосфатів за довжиною р. Південний Буг з наведенням ГДК (2000-2003, 2004 – 2006 рр.)

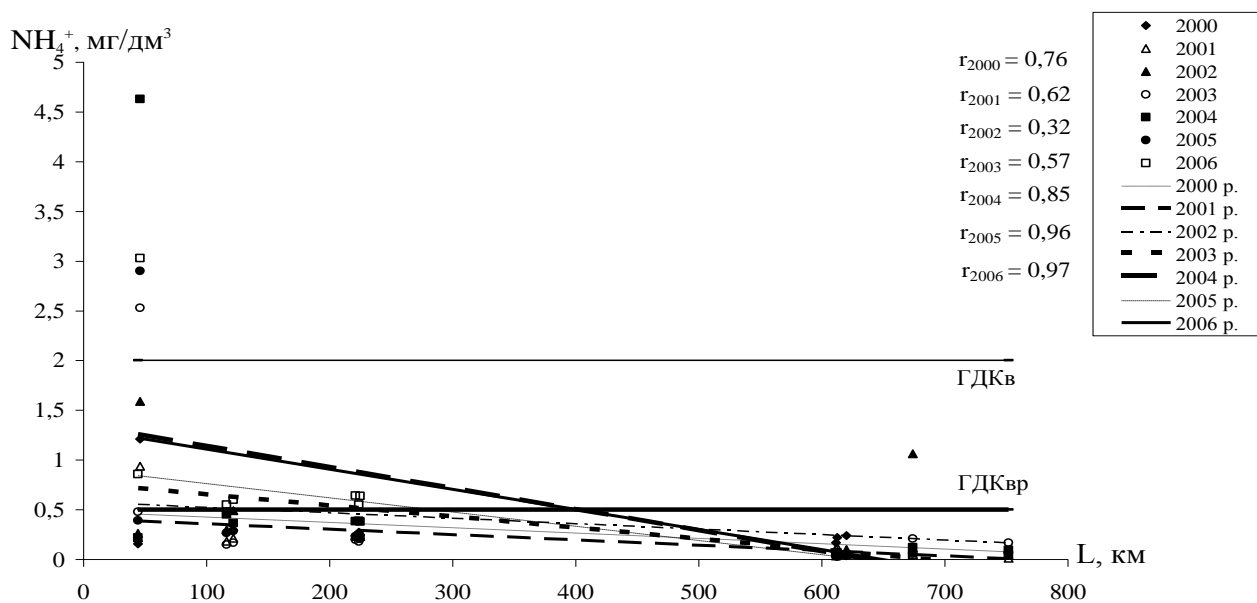


Рисунок 2.22 – Зміна концентрації азоту амонійного за довжиною р. Південний Буг з наведенням ГДК (2000 – 2006 рр.)

За допомогою факторного аналізу проаналізована статистична структура хімічного гідрохімічного складу води р. Південний Буг – с. Олександрівка. Структура гідрохімічного поля даних представлена сьома факторами (таблиця 2.28).

Найбільший внесок у загальну дисперсію вихідних даних (22%) вносить

фактор, обумовлений процесом, пов'язаним з мінералізацією та жорсткістю води, до складу яких належать такі іони як гідрокарбонат – іон  $\text{HCO}_3^-$  (факторне навантаження  $l_{1, \text{HCO}_3^-} = -0,667$ ), іон кальцію  $\text{Ca}^{2+}$  ( $l_{1, \text{Ca}^{2+}} = -0,739$ ), іон магнію  $\text{Mg}^{2+}$  ( $l_{1, \text{Mg}^{2+}} = -0,839$ ), іон натрію  $\text{Na}^+$  ( $l_{1, \text{Na}^+} = 0,713$ ). Знак «+» перед навантаженням свідчить про спільну направленість розвитку процесу та концентрацій речовин. Знак «-» вказує на різноспрямовані процеси.

Другий фактор описує 18% вихідної інформації і також пов'язаний з мінералізацією води, що проявляється в знаходженні у воді р. Південний Буг таких іонів як сульфат – іона  $\text{SO}_4^{2-}$  (факторне навантаження  $l_{2, \text{SO}_4^{2-}} = 0,843$ ), та суми іонів ( $l_{2, \Sigma \text{іонів}} = 0,807$ ).

Третій фактор описує 15% вихідної інформації та пов'язаний з процесами насичення киснем  $\text{O}_2$  та вуглекислим газом у воді  $\text{CO}_2$  (факторні навантаження становлять  $l_{3, \text{O}_2} = 0,85$ ,  $l_{3, \text{CO}_2} = 0,552$ ). Четвертий фактор описує 12% вихідної інформації та обумовлює процеси, пов'язані з органічним забрудненням води ( $l_{4, \text{NH}_4^+} = 0,943$ ;  $l_{4, \text{NO}_2^-} = 0,726$ ;  $l_{4, \text{БСК}_5} = -0,574$ ). На п'ятий фактор припадає 14% вихідної інформації, він відповідає фізичному процесу, пов'язаному з водністю ( $l_{5, Q} = -0,641$ ). В даному процесі температура води має найбільше навантаження  $l_{5, t} = 0,866$ . Тобто між витратою та температурою води існує обернений зв'язок. У шостому та сьомому факторах описується 10 і 9% вихідної інформації. Ці фактори пов'язані з вмістом у воді промислових та сільськогосподарських відходів, якими є фтор ( $l_{6, F} = 0,612$ ), кремній ( $l_{6, Si} = 0,838$ ) та фосфати ( $l_{7, \text{Фосф.}} = 0,798$ ).

Таблиця 2.28 – Факторні навантаження

Змінна	$l_1$	$l_2$	$l_3$	$l_4$	$l_5$	$l_6$	$l_7$
1	2	3	4	5	6	7	8
Q	0,0413	-0,445	0,101	-0,135	-0,641	0,127	0,391
T	0,278	-0,0656	-0,234	0,113	0,866	0,068	-0,0333
$\text{O}_2$	0,193	0,178	0,85	0,159	-0,106	0,111	-0,0095
$\text{CO}_2$	-0,276	0,365	0,552	-0,234	-0,434	0,217	-0,229
$\text{HCO}_3^-$	-0,667	-0,0983	-0,0989	0,0922	-0,561	-0,058	-0,171
$\text{SO}_4^{2-}$	0,198	0,843	0,0457	-0,0287	0,31	0,0195	-0,0885
Cl	-0,139	-0,427	0,68	-0,0966	-0,128	-0,133	-0,359
$\text{Ca}^{2+}$	-0,739	0,278	0,45	-0,0003	-0,141	0,00686	0,141
$\text{Mg}^{2+}$	-0,839	-0,0804	-0,269	-0,0793	-0,101	0,0657	-0,0964

Продовження таблиці 2.28							
Змінна	$l_1$	$l_2$	$l_3$	$l_4$	$l_5$	$l_6$	$l_7$
Na <sup>+</sup>	0,713	0,57	-0,0285	0,0248	0,00098	-0,203	-0,203
Сума іон.	-0,351	0,807	-0,0084	0,0812	-0,219	0,035	-0,274
Жорст.	-0,967	0,118	0,101	-0,0492	-0,148	0,0439	0,0245
БСК <sub>5</sub>	0,141	-0,0597	0,454	-0,574	0,378	-0,182	0,41
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,0201	-0,0147	0,0551	0,943	0,078	0,152	-0,0212
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,306	0,108	0,0541	0,726	0,561	-0,0799	0,0756
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,0368	0,629	0,133	0,024	-0,0574	0,644	0,0152
Фосф.	-0,0703	-0,262	-0,162	-0,0245	-0,0913	-0,199	0,798
F	-0,226	-0,217	0,512	-0,132	0,0208	0,612	0,0845
Si	-0,0204	0,0571	-0,0983	0,293	-0,004	0,838	-0,304

У роботі для оцінки якості використано дві методики – методика оцінки якості за індексами забруднення та методика оцінки якості, розроблена гідрохімічним інститутом (м. Ростов-на-Дону).

Для порівняння якості води у різних створах р. Південний Буг була використана методика за індексом забруднення води. У даній роботі клас якості визначався на основі даних про концентрації хлоридів, натрію, розчиненого кисню, БСК<sub>5</sub>, азоту амонійного, нітритного та нітратного, сульфатів, кальцію, магнію, суми іонів, залізу загальному, фосфатів, кремнію, міді, марганцю, цинку, хрому. Виявлена закономірність збільшення індексів (погіршення якості води) від витoku до гирла у середні по водності роки (1999, 2000, 2001, 2002, 2004, 2005 рр.) та зменшення індексів у багатоводному році (2006 р.) (рис. 2.23).

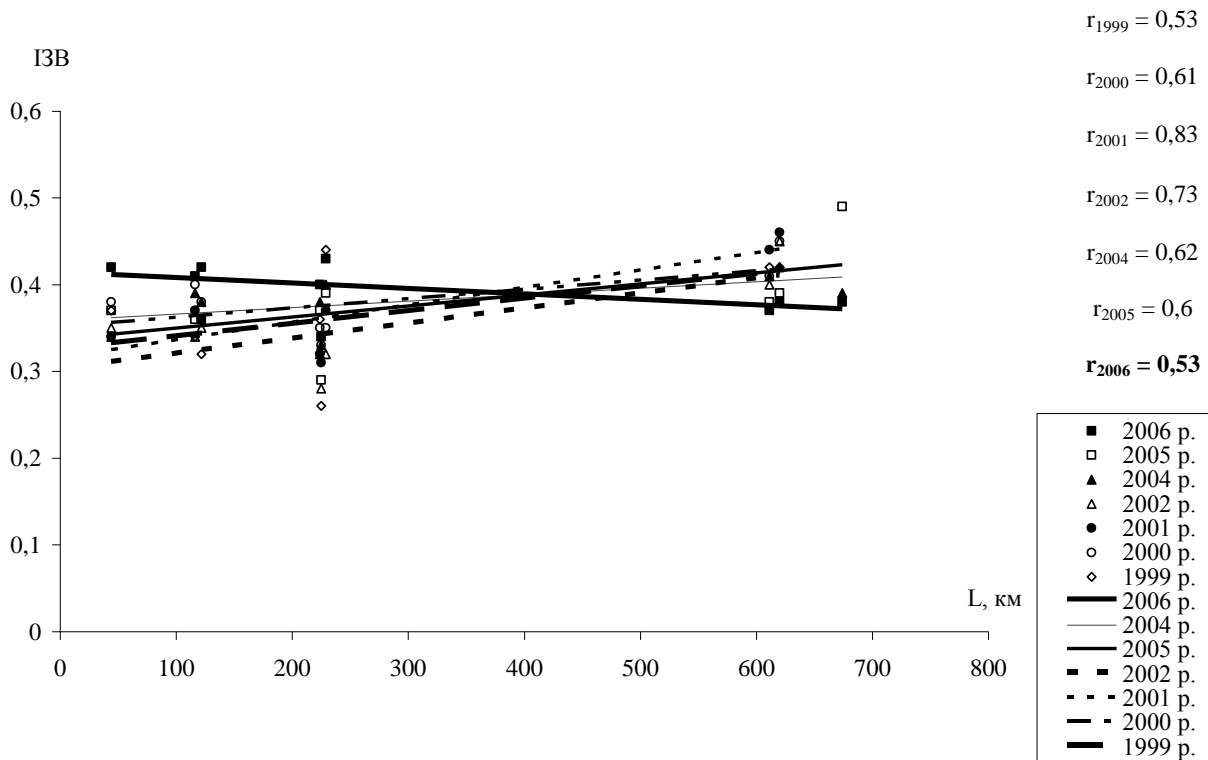


Рисунок 2.23 – Зміна значень ІЗВ за довжиною р. Південний Буг

Основою аналізу господарсько-питної та рибогосподарської якості води за методом ГХІ є зіставлення вмісту окремих інгредієнтів з їхніми нормативними величинами з подальшим узагальненням результатів порівняння. Для оцінки якості води р. Південний Буг – с. Олександрівка аналізувався вміст 13 показників за 1996, 2000 — 2006 рр. .

При цьому відмічено 4 випадки з 33, коли концентрація величини магнію у воді перевищувала нормативну величину (господарсько-питне водокористування). Повторюваність таких випадків склала 12,1%. Згідно з положенням використаної методики така повторюваність відноситься до категорії нестійкої повторюваності і виражається літерним позначенням  $b$  (умовні оцінні бали) і абсолютними балами – 2.

Рівень забруднення води даним інгредієнтом по кратності перевищення ГДК оцінено по наступних градаціях:

низький рівень (0; 2) - 88 %;

середній рівень (2 ; 10) - 12%.

Часткові оцінні бали, представлені в умовних виразах і абсолютних значеннях для вказаних градацій визначені наступними парами символів:  $a_1 - 1$ ;  $b_1 - 2$ . Встановлені перші два ступені класифікації води дають підставу для визначення якісних узагальнених характеристик (узагальнені оцінні бали  $S_i$ ), що одержуються як добуток оцінок по окремих характеристиках. Відповідно

виділеним градаціям узагальнені оцінні бали в умовній і абсолютній формі виражаться таким чином:

$b \times a_1 \rightarrow 2$  бали  $\rightarrow$  забруднена вода;

$b \times b_1 \rightarrow 4$  бали  $\rightarrow$  брудна вода.

Комплексна характеристика стану забруднення води Південного Бугу у с. Олександрівка для вказаної градації:

- нестійке забруднення магнієм низького рівня  $\rightarrow 88\%$ ;

- нестійке забруднення магнієм середнього рівня  $\rightarrow 12\%$ .

Оцінка якості води відповідає категорії забруднена 2-го класу (господарсько-питне призначення) та брудна 3-го (а) класу (рибогосподарське призначення). В рамках вимог до якості води для господарсько-питного та рибогосподарського водопостачання вона вважається непридатною для використання.

Виконані розрахунки та їх аналіз дозволяють зробити висновки про те, що немає єдиного підходу в інтегральній оцінці якості поверхневих вод. Водне середовище р. Південний Буг в районі с. Олександрівка за різними методиками характеризується як «чиста» (ІЗВ), «забруднена» (ГХІ).

Якість води в р. Південний Буг в районі с. Олександрівка не відповідає вимогам рибогосподарських норм.

З вище сказаного випливає, що необхідна розробка нової методики, яка б враховувала усі недоліки методик і допомогла адекватно характеризувати екологічний стан водного середовища.

### **3 ОЦІНКА ВОДНО-СОЛЬОВОГО РЕЖИМУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ БАЛАНСОВИМИ МЕТОДАМИ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ПОЛІПШЕННЯ ЇХ СТАНУ**

#### **3.1 Моделювання водного балансу Куяльницького лиману та рекомендації щодо поліпшення його стану**

Куяльницький лиман належить до групи закритих і є одним з найстародавніших на території Північно-Західного Причорномор'я. Він відомий як важливий рекреаційний і бальнеологічний об'єкт державного та світового значення. Високі лікувальні властивості мають ропа і грязі лиману. Однак, на сьогодні екологічний стан Куяльницького лиману можна охарактеризувати як кризовий, що обумовлено катастрофічним обмілінням водойми, зменшенням рівня води та глибин, а також пов'язаного з цим збільшення солоності води, що є загрозою повного зникнення лиману та втрати запасів унікальних лікувальних грязей і ропи.

Дослідженням водного балансу Куяльницького лиману в різні роки займалися ряд вчених та спеціалістів (В.М. Біциллі, І.Ф. Бурлай, О.І. Молдованов, Г.І. Швєбс, В.М. Тимченко та інші), а також різні організації та установи, а саме: Одеський гідрометеорологічний інститут (ОГМІ) – нині Одеський державний екологічний університет (ОДЕКУ), Одеський державний університет (ОДУ) ім. І.І. Мечникова – нині Одеський національний університет (ОНУ) ім. І.І. Мечникова, УкрНДГМІ, УкрПівденДІПроВодГосп, Режимно-експлуатаційна гідрогеологічна станція, УкрНДІкурортології та деякі інші [73-95].

В 1961-1965 рр. водний баланс лиману вивчали вчені ОГМІ [73,74]. Результати цих досліджень вказують на те, що починаючи з середини минулого сторіччя, на водний та гідрохімічний режим лиману суттєвий вплив має регулювання стоку р. В. Куяльник та інших водотоків, що впадають в Куяльницький лиман, великою кількістю ставків, яких на той час налічувалося близько 145 шт.

Подальші наукові публікації стосовно досліджень водного балансу лиману припадають на період чергового обміління водойми, яке мало місце з 1990 по 1996 рр. Деякі з цих публікацій є результатом досліджень вчених Інституту гідробіології НАН України (під керівництвом В.М. Тимченка) [75,76], які виконувалися при проектуванні каналу «Дунай-Дніпро». Інші публікації є результатом сумісних досліджень науковців ОГМІ та ОДУ ім. І.І. Мечникова (під керівництвом Г.І. Швєбса) [74,77], які пов'язані з геоекологічним аналізом для розробки заходів по поліпшенню водно-сольового режиму лиману.

Екологічним станом Куяльницького лиману в останні роки також

займаються вчені Фізико-хімічного інституту захисту навколишнього середовища та людини Міністерства освіти і науки, молоді та спорту України та НАН України [80-81] і деякі інші.

З 2009 по 2011 рр. вивченням екологічного стану, водно-сольовим режимом Куяльницького лиману, зокрема причин обміління водойми і, як наслідок, катастрофічного збільшення солоності ропи, та визначення перспектив поліпшення його екологічного стану шляхом оптимізації рівнів та солоності води лиману та річок його басейну займаються науковці й спеціалісти ОДЕКУ [82-94].

Однією з головних причин сучасних гідроекологічних проблем Куяльницького лиману та р. В. Куяльник є «перехоплення» стоку річки численними штучними водоймами (ставками, водосховищами, кар'єрами, копанями) або його затримка різними гідротехнічними спорудами (дамбами, шлюзами, мостами тощо). У 2010 р., за даними досліджень ОДЕКУ, їх кількість складала 135 шт., з загальним об'ємом (при їх максимальному наповненні) близько 15,6 млн. м<sup>3</sup> і площею водної поверхні – 6,26 км<sup>2</sup>. Такі водогосподарські перетворення істотно вплинули на водний режим, хімічний склад, якість води та біологічну різноманітність всієї водної екосистеми річки і, як наслідок, зумовили катастрофічне обміління лиману (до 40 см – в жовтні 2009 р.) та збільшення солоності його води (до 390 ‰ – в серпні 2009 р.), що загрожує зникненням своєрідної флори і фауни та втратою запасів унікальних лікувальних грязей і ропи лиману [89,90,91,92,93,94].

Модель водного балансу Куяльницького лиману у загальному вигляді можна представити таким рівнянням

$$\pm \Delta W = W_1 - W_2 = V_{Ek} - (V_{Pk} + V_{nob}), \quad (3.1)$$

де  $\pm \Delta W$  – зміна об'єму води в лимані, млн. м<sup>3</sup>;

$W_1$  – об'єм води в лимані на початок розрахункового періоду, млн. м<sup>3</sup>;

$W_2$  – об'єм води на кінець розрахункового періоду, млн. м<sup>3</sup>;

$V_{Ek}$  – об'єм випаровування з водної поверхні лиману, млн. м<sup>3</sup>;

$V_{Pk}$  – об'єм атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману у вигляді дощу або снігу, млн. м<sup>3</sup>;

$V_{nob}$  – об'єм води, яка надійшла в лиман з річковим (поверхневим, схиловим і підземним) стоком  $V_r$  та стоком з озер пересипу  $V_{oz}$ , млн. м<sup>3</sup>.

Визначення змін об'єму води в лимані  $\pm \Delta W$  за рік виконується за даними спостережень за рівнем води на водомірному посту на початок  $H_1$  (1 січня) та кінець  $H_2$  (31 грудня) кожного року з використанням кривих об'ємів води  $W = f(H)$  Куяльницького лиману, які побудовані за даними батиметричних зйомок [73,82-84]. Зміна рівня води в лимані відбувається при зміні об'єму водної маси та при порушенні горизонтального положення поверхні води.

Останнє пов'язано з вітровими згонами та нагонами води. Вітрові денівеляції рівня води на таких лиманах можуть досягати 0,20-0,40 м та більше [74,75,95,96].

Для обчислення об'єму атмосферних опадів  $V_{PK}$ , які випадали на водну поверхню лиману у вигляді дощу або снігу, були використані дані спостережень за річними сумами опадів  $P_O$  по м/ст. Одеса – ГМО [97].

Ця метеостанція була вибрана як опорна в зв'язку з тим, що ряд спостережень, у тому числі за атмосферними опадами на ній, є майже безперервними протягом 115 років (за виключенням 1904 та 1941-1944 рр.).

Однак м/ст. Одеса – ГМО розташована на відстані майже 10 км від лиману. Тому вченими ОДЕКУ та ОНУ ім. І.І. Мечникова в попередніх дослідженнях цієї проблеми [75 та інші] був встановлений перехідний коефіцієнти  $k$  від річних сум опадів  $P_O$  по м/ст. Одеса – ГМО до річних сум опадів  $P_K$  на гідрологічному посту Одеса – лиман Куяльницький, який дорівнює 0,94. В цьому випадку об'єм опадів  $V_{PK}$ , млн. м<sup>3</sup>, які випадали на водну поверхню лиману, визначається таким чином

$$V_{PK} = P_K \cdot F_{Hcep} \cdot 10^{-3} = k \cdot P_O \cdot F_{Hcep} \cdot 10^{-3} = 0,94 \cdot P_O \cdot F_{Hcep} \cdot 10^{-3}, \quad (3.2)$$

де  $V_{PK}$  – об'єм атмосферних опадів за рік, млн. м<sup>3</sup>;

$P_K$  – річна сума опадів по гідрологічному посту на лимані, мм;

$P_O$  – річна сума опадів по метеостанції Одеса – ГМО, мм;

$F_{Hcep}$  – середньорічна площа водного дзеркала лиману, млн. м<sup>2</sup>.

Визначення  $F_{Hcep}$  виконувалося з використанням середньорічних рівнів води  $H_{cep}$  [74,80,81,96] та кривих площ  $F = f(H)$  водної поверхні [74,82-84].

Природний приплив поверхневих вод  $V_{прип}$  в Куяльницький лиман є важливою складовою водного балансу. Основну частину поверхневого припливу води складає річковий стік з водозбірною басейну в період весняного водопілля, а в окремі роки – й дощові води під час злив влітку  $V_r$  [74,75,76,77,80]. Загальна площа водозбірною басейну Куяльницького лиману  $F$  становить, 2250 км<sup>2</sup>, з них 1860 км<sup>2</sup> припадає на водозбір р. В. Куяльник, яка впадає до північної частини лиману. Однак систематичні спостереження за стоком води у водотоках басейну Куяльницького лиману (в тому числі й р. В. Куяльник) не проводяться, тому єдиним методом визначення природного річкового припливу води  $V_r$  в лиман є його розрахунок через модуль середньобогаторічного поверхневого стоку води  $\bar{q}$ .

Відповідно до нормативного документа СНП 2.01.14-83 [98], середньорічний модуль поверхневого стоку  $\bar{q}$  становить 0,35 л/(с·км<sup>2</sup>), що дорівнює шару стоку  $\bar{Y} = 11,1$  мм. З урахуванням цього річні шари стоку  $Y_p$  заданої забезпеченістю  $P$ , %, можна визначити за таким співвідношенням:



$$Y_p = \bar{Y} \cdot k_P = 11,1 \cdot k_P, \quad (3.3)$$

де  $k_P$  – модульний коефіцієнт, який залежить від забезпеченості річної суми опадів  $P$ , %, та при  $C_v = 1,0$  і  $C_s/C_v = 2,0$  визначається за табл. 3.1.

Таблиця 3.1 – Залежність модульних коефіцієнтів  $k_P$  від забезпеченості  $P$ , %

$P$ , %	0,5	1,0	3,0	5,0	10	20	25	30	40	50
$k_P$	5,30	4,60	3,51	3,0	2,30	1,61	1,39	1,20	0,92	0,69
$P$ , %	60	70	75	80	90	95	97	99	99,5	
$k_P$	0,51	0,36	0,29	0,22	0,11	0,051	0,030	0,010	0,005	

Отже, річний об'єм природного припливу річкових вод  $(V_r)_p$ , млн. м<sup>3</sup>, з водозбірного басейну лиману можна визначити за рівнянням

$$(V_r)_p = Y_p \cdot F \cdot 10^{-3} = 11,1 \cdot k_P \cdot 2250 \cdot 10^{-3} = 24,96 \cdot k_P. \quad (3.4)$$

Значення модульних коефіцієнтів  $k_P$  визначаються в залежності від забезпеченості річної суми опадів  $P$ , яка обчислюється з використанням емпіричної кривої забезпеченості річних сум опадів, побудованої за даними м/ст. Одеса – ГМО за період з 1894 по 2008 рр. (рис. 3.1).

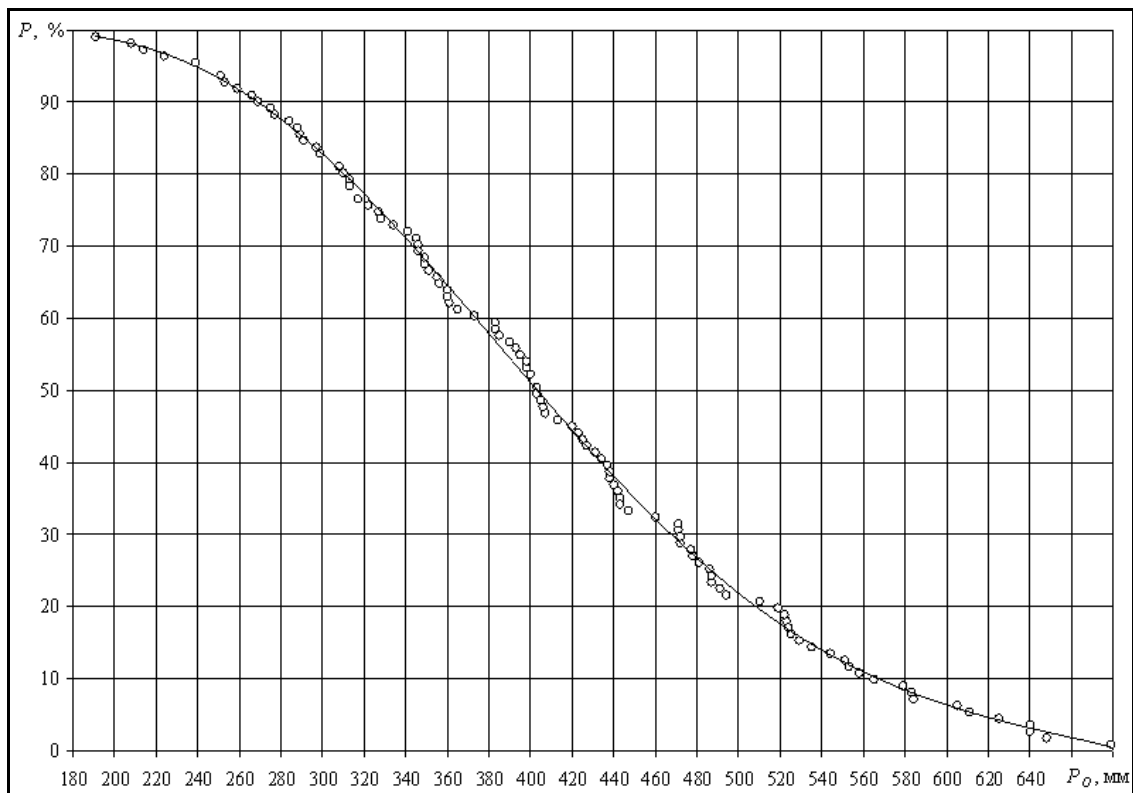


Рисунок 3.1 – Емпірична крива забезпеченості річних сум опадів за даними метеостанції Одеса – ГМО за період з 1894 по 2008 рр. [84]

Певну частину в загальній величині припливу поверхневих вод в лиман складають антропогенні стоки (скиди) води з озер пересипу  $V_{оз}$ .

В озерах на пересипу, які існують з моменту його появи, в результаті виклинювання фільтраційного потоку та випадання атмосферних опадів постійно накопичується деякий об'єм води. До будівництва об'їзної автодороги з цих озер йшло природне розвантаження води в лиман у вигляді поверхневого та фільтраційного стоку. Величину цього надходження води врахувати не можливо, оскільки стік здійснювався розосереджено по всій ширині пересипу, а його величина обумовлювалася перепадом рівнів води в морі та лимані.

Будівництво дороги, яка стала своєрідною греблею для поверхневого і фільтраційного потоків з пересипу, спричинило збільшення об'єму води в озерах. З цього ж часу помітну роль у водному режимі озер відіграє скид в них стічних вод, об'єм яких оцінити неможливо через відсутність їхнього обліку. Для відведення води з озер пересипу в південно-західній частині лиману було споруджено водовипуск у вигляді бетонного лотка-каналу з прямокутним перерізом та шириною по дну 1,20 м. Цей канал обривався в 150-200 м від урізу води лиману. На ділянці від лотка до лиману водний потік, постійно діючий впродовж року, виробив русло з чітко вираженими меандрами (крок меандр близько 20 м).

Впродовж періоду з 1986 по 1995 рр. вченими ОДУ ім. І.І. Мечникова та ОГМІ здійснювалися спостереження за скиданням води в лиман по вказаному каналу (лотку), в результаті чого встановлено, що величина скидів носить сезонний характер: у осінній та зимово-весняний періоди, коли рівень води в озерах найбільш високий, вона коливається близько  $0,25 \text{ м}^3/\text{с}$ , а влітку – знижується до  $0,16 \text{ м}^3/\text{с}$  [74]. Оцінити частку цих скидів у водному балансі Куяльницького лиману можна шляхом порівняння їх величини з витратами води р. В. Куяльник, виміряними в період весняного водопілля, наприклад, у 1995 році, коли річковий стік становив  $0,002 \text{ м}^3/\text{с}$  [74]. За деякими літературними джерелами частка об'єму цих скидів в прихідній частині водного балансу лиману в окремі роки може досягати 5 % [79,80]. Таким чином, при розрахунках річних водних балансів Куяльницького лиману було враховано об'єм скидних вод з озер пресипу в об'ємі  $V_{оз} = 6,62 \cdot 10^6 \text{ м}^3$  (середнє багаторічне значення) [74]. Наявність надходження морських вод в лиман за рахунок просочування морської води через пересип майже відсутня, вона становить – 0,03-0,04 % від прихідної частини водного балансу лиману [74,75,78], а тому може не враховуватися.

В басейні р. В. Куяльник та на інших річках і балках, які впадають в Куяльницький лиман, як відзначалося вище, існує значна кількість ставків і водосховищ – від 36 до 145 шт. [73,74,99,100], із загальним об'ємом при НПГ близько  $13,0 \text{ млн. м}^3$  і площею водного дзеркала  $7,28 \text{ км}^2$  (в період з 1960 по 1984 рр.) та близько  $10,0 \text{ млн. м}^3$  і  $3,50 \text{ км}^2$  – в 1985 р. У 2010 р., за даними

досліджень ОДЕКУ, їх кількість складала 135 шт., з загальним об'ємом (при максимальному наповненні) близько 15,6 млн. м<sup>3</sup> і площею водної поверхні – 6,26 км<sup>2</sup> [89,90,92-94].

З урахуванням об'єму цих ставків і водосховищ та сезонного регулювання їх наповнення (в залежності від водогосподарських потреб) можна визначити, що практично весь природний поверхневий стік води може затримуватися в цих водоймах.

Враховуючи це, нами для розрахунку побутового поверхневого стоку води з водозбірного басейну лиману було введено так званий коефіцієнт наповнення  $k_{wc}$  ставків і водосховищ, який дозволяє врахувати кратність наповнення всіх цих водойм і загальний об'єм забраної води  $V_{заб}$  впродовж розрахункового року. З урахуванням об'ємів забраної води  $V_{заб}$  та об'ємів випаровування з водної поверхні ставків і водосховищ  $V_{Ec}$  в басейні лиману було обчислено побутові об'єми поверхневого припливу води  $V_{ноб}$  до Куяльницького лиману.

Часовий хід річних об'ємів побутового  $V_{ноб}$  та природного  $V_{прип}$  припливу води в Куяльницький лиман ілюструється рис. 3.2, з якого видно, що природний приплив річкових вод до Куяльницького лиману ( $V_r$ ), за відсутності його регулювання у межах водозбору р. В. Куяльник та інших водотоків, становив би 35,6 млн. м<sup>3</sup>. З іншого боку, забір води на різні господарські потреби сягає у середньому 30,2 млн. м<sup>3</sup>, тобто до лиману надходить лише 15,2 % річкового стоку, а в окремі роки (головним чином маловодні) – взагалі не надходить майже нічого.

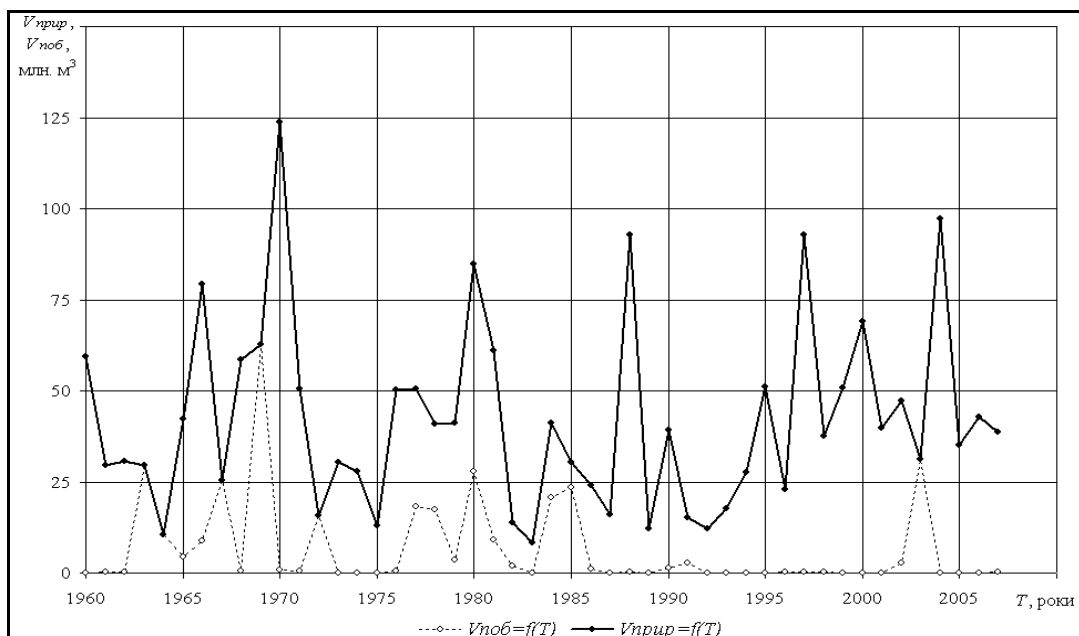


Рисунок 3.2 – Часовий хід річних об'ємів побутового  $V_{ноб}$  та природного  $V_{прип}$  припливу води в Куяльницький лиман за період з 1960 по 2007 рр. [84]

Позитивним слід вважати те, що до лиману надходять скидні води з сусідніх озерців об'ємом до 6,62 млн. м<sup>3</sup>, щорічно. Але й у цьому випадку побутовий поверхневий приплив води ( $V_{поб}$ ) становив би лише 8,37 млн. м<sup>3</sup> або 23,5 %, порівняно з природним (незарегульованим) річковим стоком.

Середньомісячні та середньорічні величини випаровування ( $E_B$ , мм) з водної поверхні Куяльницького лиману та в басейні р. В. Куяльник розраховувалися за даними метеостанції Болград на прісному оз. Ялпуг за період з 1960 по 2007 рр.

Середні багаторічні величини випаровування наведено в табл. 3.2, з якої видно, що найбільші значення випаровування за місяць припадають на літо, а саме: у червні – 131,6 мм, у липні – 151,5 мм та у серпні – 139,8 мм. Середня за період з 1960 по 2007 рр. річна величина випаровування по метеостанції Болград складає 776,7 мм. Найбільше річне випаровування спостерігалось у 1972 р. і складало 1151 мм, найменше – у 1978 р. (645 мм).

Таблиця 3.2 – Середні місячні та річні величини випаровування ( $E_B$ , мм) з поверхні оз. Ялпуг

Місяць	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Рік
$E_B$ , мм	42,8	65,7	105,5	131,6	151,5	139,8	96,6	58,2	25,1	9,9	776,7

Однак відомо, що інтенсивність випаровування з поверхні солоних водойм залежить від концентрації їх розсолів та складу солей. Для порівняння величин випаровування розсолів різної концентрації можна використовувати коефіцієнт випаровуваності  $k_s$ , який являє собою відношення величин випаровування розсолу тієї чи іншої концентрації до величини випаровування прісної води. Він завжди менше від одиниці та зменшується з підвищенням солоності води ( $S$ , ‰).

За результатами спостережень на Великому Мойнакському та Сакському соляних озерах Кримського півострова була складена таблиця перехідних коефіцієнтів для розрахунку величини випаровування з поверхні соляних водойм при мінералізації від 90 до 330 ‰ [101,102].

В діапазоні від 0 до 60 ‰ середні значення перехідних коефіцієнтів наводяться у роботі Боброва С.М. (за матеріалами досліджень на Каспійському морі) [103].

В табл. 3.3 наведені перехідні коефіцієнти для розрахунку величини випаровування з солоних водойм (у тому числі Куяльницького лиману) з різною солоністю води.

Таблиця 3.3 – Перехідні коефіцієнти  $k_S$  для розрахунку величини випаровування з солоних водойм з різною солоністю води  $S$ , ‰

$S$ , ‰	0	10	20	40	60	90	180	260	300	330
$k_S$	1,00	0,97	0,93	0,87	0,82	0,84	0,66	0,46	0,40	0,28

Середній багаторічний шар випаровування по місяцях і за рік з водного дзеркала Куяльницького лиману ( $E_K$ , мм) при різній солоності води ( $S$ , ‰) та з урахуванням перехідних коефіцієнтів  $k_S$ , наведені у табл. 3.4.

Таблиця 3.4 – Середні багаторічні значення випаровування з водного дзеркала Куяльницького лиману  $E_K$ , мм, при різній солоності води  $S$ , ‰

$S$ , ‰	0	10	20	40	60	90	180	260	300	330
$E_K$ , мм	776,7	753,0	722,0	676,0	637,0	655,0	510,0	355,0	311,0	220,0

З табл. 3.4 видно, що річний шар випаровування змінюється від 776,7 мм для прісної води до 220,0 мм – при солоності на рівні 330 ‰.

Таким чином, у середньому за період з 1960 по 2007 рр. випаровування з поверхні прісної водойми (оз. Ялпуг) становило 776,7 мм, при максимальному – 1151 мм (1972 р.) і мінімальному – 624 мм (2004 р.). У той же час, розрахункове випаровування з солоного Куяльницького лиману ( $S = 128$  ‰) було 561 мм, при максимальному значенні 994 мм (1972 р.) і мінімальному – 364 мм (1996 р.).

Співвідношення між величинами випаровування з поверхні оз. Ялпуг і лим. Куяльницького в середньому за період з 1960 по 2007 рр. склало 0,73, при максимальному – 0,87 (1969 та 1970 рр.), а найменшому – 0,45 (1996 р.).

Результати обчислення складових річних водних балансів Куяльницького лиману та нев'язкок розрахунків з 1960 по 2007 рр. свідчать про те, що у середньому прихідна частина водного балансу лиману, до якої відносяться надходження опадів на водну поверхню ( $V_{PK}$ ) та побутовий приплив води до лиману ( $V_{ноб}$ ), становить 29,7 млн. м<sup>3</sup>. При цьому, випаровування з водної поверхні Куяльницького лиману ( $V_{EK}$ ) сягає за той же час (1960-2007 рр.) близько 30,50 млн. м<sup>3</sup>. У підсумку, за умов регулювання поверхневого припливу на водозбірному басейні Куяльницького лиману, прихідна частина в період 1960-2007 рр. була меншою від витратної приблизно на 0,80 млн. м<sup>3</sup>.

Сама по собі ця різниця невелика, але в окремі періоди вона є суттєвою, що призводить до значного зниження рівнів води у лимані та зростання солоності в ньому, зокрема, як це мало місце у 2009 р.

Аналіз багаторічних змін значень складових річних водних балансів лиману за період з 1960 по 2007 рр. також можна виконати за допомогою

комплексного графіка, на якому наведені відомості про часові зміни річних об'ємів атмосферних опадів, побутового припливу поверхневих вод з басейну та випаровування з поверхні лиману (рис. 3.3).

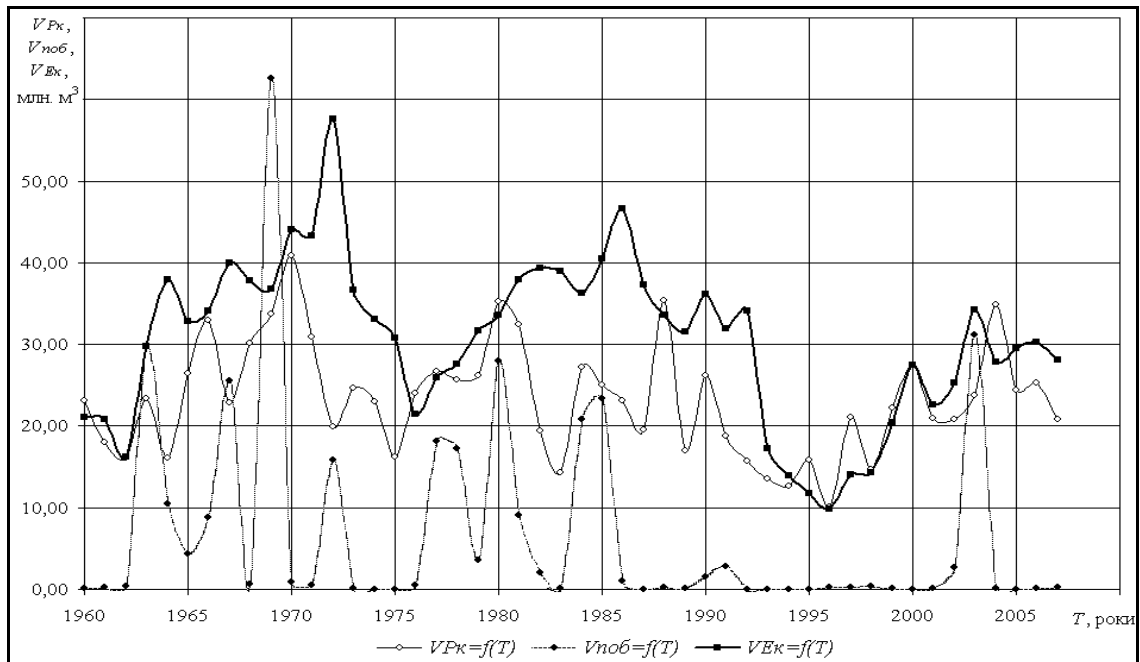


Рисунок 3.3 – Багаторічний хід складових річних водних балансів Куяльницького лиману за період з 1960 по 2007 рр. [84]

Особливістю цього комплексного графіка є те, що він свідчить про перевищення об'єму випаровування над об'ємом опадів майже у всі роки (крім 1960, 1976, 1977, 1980, 1988, 1997, 1999 та 2004).

З цього графіка також можна бачити, що річні об'єми випаровування в усі роки перевищують об'єми побутового припливу води з басейну лиману, крім 1969 р., який співпав майже з серединою багатоводного періоду, що мав місце з 1965 по 1971 рр.

Абсолютне значення нев'язки, одержане при розрахунках річних водних балансів Куяльницького лиману в середньому дорівнює 0,32 млн. м<sup>3</sup> або менше 0,01м, тобто знаходиться в межах точності вимірювання рівня води на водомірному посту. Величина майже всіх нев'язок за період з 1960 по 2007 рр. (крім аномальних за водністю 1963, 1992, 2003 та 2007 рр.) коливається від мінус 0,40 до 0,40 м. При цьому слід звернути увагу на те, що їхня величина багато в чому залежить від ступеня надійності використаних даних про атмосферні опади, які взяті по м/ст. Одеса – ГМО, причому не лише для лиману, але і його водозбору площею близько 2250 км<sup>2</sup>. Крім того, не зовсім вдалим є місцезонаження в/п Одеса – лим. Куяльницький, бо він знаходиться у нижній частині водойми (безпосередньо біля правого берега), а тому не відображає середнього рівня води у лимані при всіх румбах напрямку вітру,

коливання якого під час згінно-нагінних явищ може сягати 0,40 м і більше.

Також треба звернути увагу на те, що умови формування зимово-весняного водопілля в деякі роки в зв'язку з аномальними метеорологічними умовами (довготривалий період з від'ємними температурами повітря, що спричинює значне промерзання ґрунтів, а далі – випадіння значної кількості атмосферних опадів у вигляді снігу та їхнє інтенсивне танення й стікання по промерзлих схилах в русло річки та в лиман) призводять значного припливу води в лютому-березні-квітні, який набагато перевищує норму стоку в ці місяці року, як, наприклад, у 1963, 1969, 2003 рр. тощо [76,81,104].

Фактичні  $H_{\phi}$  та визначені моделюванням можливі природні  $H_{np}$  рівні води в лимані з 1960 по 2007 рр. (при відсутності регулювання поверхневого припливу води на басейні та умові, що лиман буде безстічною водоймою) наведені на рис. 3.4.

Порівнюючи часовий хід фактичних  $H_{\phi}$  та можливих природних  $H_{np}$  рівнів води, можна бачити, що за умов відсутності регулювання поверхневого припливу води на водозбірному басейні Куяльницького лиману, величина  $H_{np}$  протягом майже всього періоду (1960-2007 рр.) перевищує  $H_{\phi}$  в середньому на 1,80 м, а середньорічне значення рівня у 2007 р. могло б бути близько 6,31 м (за вказаних вище умов) або мінус 0,75 м БС. Але навіть такий високий рівень води в лимані буде меншим за відмітку поверхні води в Чорному морі (біля м. Одеси) приблизно на 0,30 м.

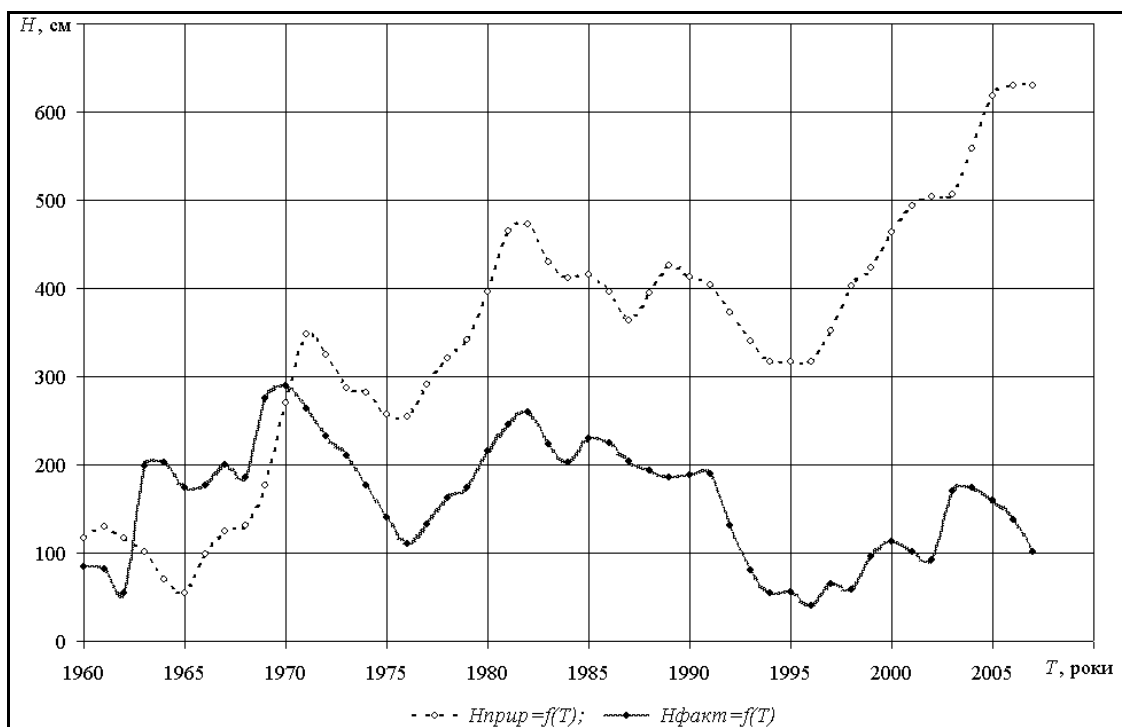


Рисунок 3.4 – Часовий хід фактичних  $H_{\phi}$  та можливих природних  $H_{np}$  рівнів води Куяльницького лиману за період з 1960 по 2007 рр. [84]

Водно-сольовий режим і гідроекологічний стан р. В. Куяльник і Куяльницького лиману головним чином залежать від співвідношення величин атмосферних опадів, випаровування і масштабів використання річкових вод. У зв'язку з тим, що при регулюванні водності майже неможливо вплинути на атмосферні опади та випаровування, то залишається один варіант гідроекологічного менеджменту – впорядкування стоку р. В. Куяльник.

За результатами експедиційних досліджень гідроекологічного стану водних об'єктів в басейні р. В. Куяльник в 2010 р., середня мінералізація води річки склала дещо більше 4 г/дм<sup>3</sup>. За середньорічними значеннями загальної мінералізації, вода в руслі річки відноситься до класу солонуватих, третьої категорії, а по критеріях іонного складу – до хлоридно-сульфатного класу, натрієвої групи, третього типу. Проте, підчас експедиційних досліджень в басейні річки нами встановлено, що в деяких штучних водоймах мінералізація води сягає майже 15 г/дм<sup>3</sup>. Це викликано декількома чинниками – припливом підземних вод з високою мінералізацією, значним випаровуванням з водного дзеркала, через накопичення біогенних елементів органічного походження (відмерлі рослини і тварини), мінеральних добрив й ін. Все це зумовило поступове накопичення солей в цих безстічних водоймах.

На основі інтегрованого таксоценотичного аналізу (гідротопічного розподілу і галотолерантності) встановлено, що на момент, який передусе зневодненню гирлової частини річки, існувала певна екологічна сталість з гідроекологічними особливостями, обумовленими відсутністю проточності (течії) та початком засолення через інсоляцію і можливих вітрових нагонів збоку лиману. Також виявлено повне порушення біоценозу низовій річки (нижче піщаного кар'єру в с. Адамовка), а верхів'я та середня частина – характеризуються високим ступенем деградації біоценозу.

Гідроекологічний моніторинг р. В. Куяльник на основі колеоптероїдного комплексу дозволив встановити, що у трофологічній структурі водяних Coleoptera є відносно невелика питома вага детрито- і сапрофагів – споживачів рослинних і тваринних залишків, тобто для пониззя річки не характерна підвищена евтрофікація з відповідним накопиченням у воді органічного вмісту [91,93,94]. Це вказує на те, що у попередні періоди існувала структурована трофічна мережа, характерна для сталих мезотрофних умов з широким діапазоном сезонних коливань стоку. Отримані дані доповнили результати гідрологічних та гідрохімічних обстежень, що у сукупності дозволило прийняти науково-обґрунтовані рішення відносно корекції ходу реабілітації водної екосистеми р. В. Куяльник та Куяльницького лиману, спрямованої на відновлення її біорізноманіття за рахунок поновлення стоку води в руслі річки.

Оцінка стоку р. В. Куяльник здійснювалася за моделлю «клімат-стік», яка призначена для визначення водних ресурсів водозборів річок з відсутністю або нестачею даних спостережень, а також при значній трансформації стоку



водогосподарською діяльністю. За результатами моделювання визначено, що шар природного річного стоку становить 12 мм (або 36 млн. м<sup>3</sup> на рік), коефіцієнт варіації – 1,2, а коефіцієнт асиметрії – 2,0. Додаткове випаровування з водної поверхні штучних водоймищ знижує середню багаторічну величину стоку на 13 %, а втрати води на їх заповнення – на 68 % [89,90,93,94]. З урахуванням впливу штучних водойм величина побутового стоку р. В. Куяльник становить приблизно 6 млн. м<sup>3</sup> за рік. У різні за водністю роки побутовий стік змінюється наступним чином: 1) у дуже багатоводні роки 5 %-ої забезпеченості зменшується на 26 %; 2) у багатоводні роки 25 %-ої забезпеченості – на 46 %; 3) у середні за водністю роки 50 %-ої забезпеченості – на 67 %; 4) у маловодні роки 75 %-ої забезпеченості та більше – побутовий стік наближується до нуля.

Шляхом моделювання річних водних балансів лиману з 1960 по 2007 рр., розраховані природні середньорічні рівні води Куяльницького лиману. Їх порівняння з рівнями, обчисленими за даними спостережень, показало, що при відсутності штучних водойм, рівень води лиману в 2007 р. склав би мінус 0,75 м БС, тобто на 0,3 м менше за рівень Чорного моря біля м. Одеси (Одеська затока).

Проте при регулюванні водно-солевого режиму р. В. Куяльник і Куяльницького лиману необхідно враховувати, що нижня, сприятлива для лікування межа солоності ропи, становить 100 ‰, а верхня – 200 ‰. Крім того, при солоності більше 250 ‰ всі специфічні організми, які мешкають в лимані, гинуть. Забезпеченість рівнів води лиману, при яких солоність буде 250 ‰ і більше, складає близько 92 % [87,88,90,93,94]. Також встановлено, що солоність ропи тісно пов'язана (у вигляді зворотної степеневі залежності) з рівнем води в лимані:

$$H = 82,2 \cdot S^{-0,86}. \quad (3.5)$$

де  $H$  – рівень води, м (над нулем графіка водомірного поста);

$S$  – солоність води Куяльницького лиману, ‰.

За цією залежністю можна визначати рівні наповнення лиману для досягнення необхідної солоності ропи в ньому, а далі, з урахуванням випаровування з водної поверхні та з використанням кривої об'ємів води лиману, щороку можна визначати який об'єм річкового стоку, сформованого під час водопілля, необхідно пропустити в лиман для підтримки впродовж року рівнів води, за яких солоність ропи буде відповідати рекреаційним і бальнеологічним вимогам, а життя у водоймі й утворення лікувальних грязей не припинятиметься.

За результатами математичного моделювання водного балансу встановлено, що для вирішення гідроекологічних проблем р. В. Куяльник і

Куяльницького лиману необхідні такі заходи:

1) здійснити ліквідацію або облаштування шлюзами тих ставків, які не використовуються в господарській або іншій діяльності, а наповнюються навесні й пересихають влітку, тим самим перешкоджають надходженню води в Куяльницький лиман;

2) для забезпечення санітарного стоку нижче гребель водойм і відновлення біорізноманіття в руслі р. В. Куяльник та її приток, а також для підтримки оптимальних рівнів і солоності води Куяльницького лиману слід визначити максимальні рівні наповнення і режим роботи тих ставків і водосховищ, які використовуються в народному господарстві та протягом року не пересихають;

3) необхідно розчистити «нове» спрямлене русло або відновити «старе» меандруюче русло р. В. Куяльник для забезпечення вільного надходження її стоку в Куяльницький лиман.

### **3.2 Моделювання водообміну Тилігульського лиману та Чорного моря через канал «лиман-море»**

Тилігульський лиман є однією з найбільших водойм в групі закритих (періодично відкритих) лиманів Північно-Західного узбережжя Чорного моря. Цей солоний лиман відомий як досить популярний рекреаційний і бальнеологічний об'єкт з великою кількістю пляжів та запасів лікувальних мінеральних магнієво-натрієвих мулових грязей. Балансові запаси лікувальних грязей лиману становлять за оцінками спеціалістів 15,8 тис. м<sup>3</sup>.

Довжина лиману сягає 80 км, середня ширина – 3,5 км. Це самий глибокий і прозорий лиман регіону – максимальна глибина сягає 21,2 м, а прозорість води – 7 м. Лиман відділений від моря піщаним пересипом шириною близько 4 км і з'єднується з морем штучно створеним в 1958 році каналом [105].

Однією з особливостей лиману є те, що на його східному і західному берегах розташовані два однойменних регіональних ландшафтних парки (РЛП), межа яких суміщена з кордоном між Одеською та Миколаївською областями.

Треба відзначити, що вже більше 30 років Тилігульський лиман входить до міжнародного списку водойм, що охороняються Рамсарською конвенцією, метою якої є захист водно-болотних угідь. Пов'язано це з тим, що флора екосистеми лиману досить різноманітна і представлена 407 видами, багато з яких занесені до Червоної книги України й інших списків охорони природи. Фауна теж досить цікава – є види плазунів та ссавців, що знаходяться під особливою охороною. Низини та мілководдя Тилігульського лиману є місцем нересту та нагулу риб, гніздування та відпочинку мігруючих птахів, що

занесені до Червоної книги України й інших. Крім цього, на лимані є значні запаси лікувальних грязей.

Основними напрямками сучасного використання лиману є рекреація і туризм, рибний промисел, а також – бальнеологія (використання лікувальних грязей). Розвитку цих напрямків багато в чому сприяє автотраса сполученням «Рені-Ростов», яка проходить через нижню частину лиману, створюючи умови для відвідування території туристами й інших напрямів діяльності людини. Але на жаль останні десятиріччя на Тилігульському лимані виникли проблеми, пов'язані з негативним впливом сільського, рибного та водного господарства в басейні й акваторії водойми.

Наприклад, надмірна розораність схилів лиману – сприяла активному розвитку ерозійних процесів на берегах водойми, широке застосування стійких пестицидів та інших отрутохімікатів у минулі роки – викликало погіршення якості води, а неконтрольований і надмірний випас худоби призвів до деградації природного рослинного покриву на водозборі лиману. Ще однією проблемою є надмірна зарегульованість річкового стоку в басейні Тилігульського лиману. Наприклад, в басейні р. Тилігул – головної водної артерії лиману, за паспортними даними 1994 р., знаходиться близько 94 ставків і водосховищ [106]. Ці штучні водойми перехоплюють близько 60 % природного річного стоку, норма якого становить близько 40 млн. м<sup>3</sup> [107], що призводить до зниження рівня води та, як наслідок, до підвищення солоності води [105].

На сьогодні до проблем лиману ще додалися чисельні стихійні сміттєзвалища та несанкціоновані скиди каналізаційних вод на берегах лиману поблизу дачних селищ, чисельність яких, до відома, сягнула майже 38 тисяч, а їх населення – близько 115 тисяч мешканців. Все це призводить до забруднення лиману, евтрофікації, погіршення якості води, гіпоксії (дефіциту кисню), і, як наслідок, до загибелі багатьох гідробіонтів, включаючи багатьох риб.

Так, влітку та восени 2010 року в лимані спостерігалися аномально високі замори риби. На узбережжі в деяких місцях виявлено до 20 кілограм мертвої риби на квадратний метр, а тривала спека щоденно погіршувала ситуацію. За даними ОДЕКУ та ОФ ІБПМ солоність води досягала 20 ‰, а температура води була вище 30 °С, що стимулювало розвиток фітопланктонних водоростей, і навіть в вересні-жовтні спостерігалось «цвітіння» води, температура води була вище 19 °С, а солоність у вершині лиману за даними ОДЕКУ близько 23 ‰ [105,108].

В деякі роки солоність води може сягати і більших значень, що відбувається при відсутності поверхневого притоку, водообміну з морем та значному випаровуванні. Відмінною особливістю 2010 року стали обставини пов'язані з аномальною погодою. Зокрема, аномально високий обсяг атмосферних опадів в кінці червня – на початку липня приніс стік поживних

речовин з прилеглих садів та городів в екосистему лиману, але засуха та аномальні високі температури з середини липня до кінця вересня 2010 року, стали причиною цвітіння води та масових заморних явищ у водоймі.

З урахуванням того, що вплинути на атмосферні опади та випаровування з водної поверхні лиману неможливо, а відновити природні умови формування стоку річок досить складно, головною метою роботи було визнано оцінку сучасних умов водообміну Тилігулу з Чорним морем та розробку рекомендацій щодо його оптимізації, як єдиного можливого шляху по забезпеченню екологічно-задовільного стану водойми. На сьогодні, цей варіант є найбільш реальним для поліпшення якості води й екологічного стану лиману та його функціонування для збереження і відновлення унікального біологічного різноманіття. Відповідно до мети роботи, визначення показників водообміну, виконувалося для періоду вільного сполучення лиману з морем через з'єднувальний канал, тобто з 1 квітня по 30 вересня 2010 року). Досягнення мети роботи виконувалося шляхом виконання таких задач:

1) зібрати та оцінити вихідні дані про стік води р. Тилігул, атмосферні опади в районі лиману, випаровування з водної поверхні лиману, рівні та солоність води в Чорному морі та Тилігульському лимані;

2) оцінити сучасні об'єми та площі водного дзеркала лиману, а також морфологічні характеристики (особливості) цієї водойми;

3) оцінити сучасні гідравліко-морфометричні характеристики з'єднувального каналу;

4) виконати розрахунок середньодобових рівнів води в лимані за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р. при сучасних умовах водообміну з морем, кліматичних умовах (атмосферні опади, випаровування з водної поверхні) та стоку р. Тилігул в 2010 р.;

5) розрахувати добові коефіцієнти водообміну та водовідновлення при сучасних умовах водообміну з морем за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.;

6) визначити середньодобові значення солоності води на різних ділянках лиману та порівняти розрахункові солоності з виміряними;

7) підібрати морфометричні характеристики каналу, при яких солоність води в лимані була б менша за ту, яка спостерігалася в ньому в 2010 році, а коливання рівнів води сприяли максимально можливому водовідновленню по всій водній товщі лиману на всіх ділянках водойми.

У багаторічному ході середньомісячних та середньорічних рівнів (*H*) лиману (рис. 3.5-3.7) можна відзначити циклічність, яка полягає в чергуванні підйомів і спадів рівня відносно середньорічного його значення. Найбільший інтерес представляють зміни рівнів води, пов'язані зі змінами об'єму води в лимані після будови з'єднувального каналу «лиман-море» (1958 р.) [96].

Так, якщо кількість води, що надходить до лиману (атмосферні опади, річкові та морські води й ін.), переважає над її витратами на випаровування,

стік води в море, то відбувається підвищення рівня води в лимані, при зворотному співвідношенні – рівень води знижується.



Рисунок 3.5 – Гідрограф середньомісячних рівнів води Тилігульського лиману ( $H$ , см) за період стаціонарних спостережень з 1936 по 1987 рр. [105]

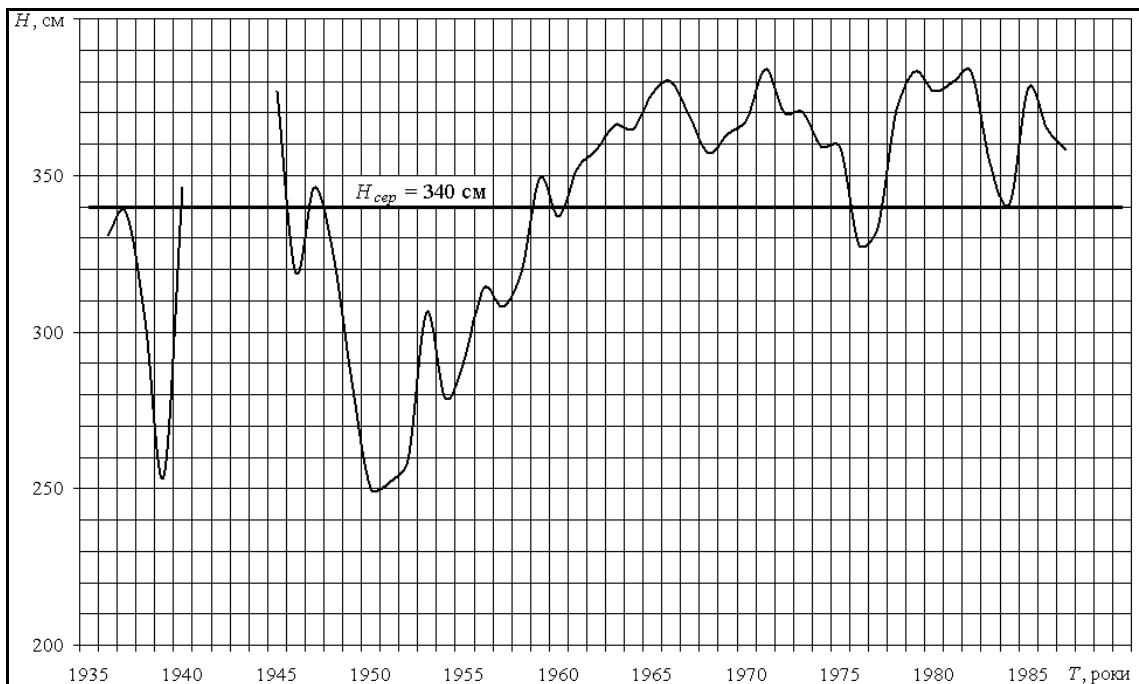


Рисунок 3.6 – Гідрограф середньорічних рівнів води Тилігульського лиману ( $H$ , см) за період стаціонарних спостережень з 1936 по 1987 рр. [105]

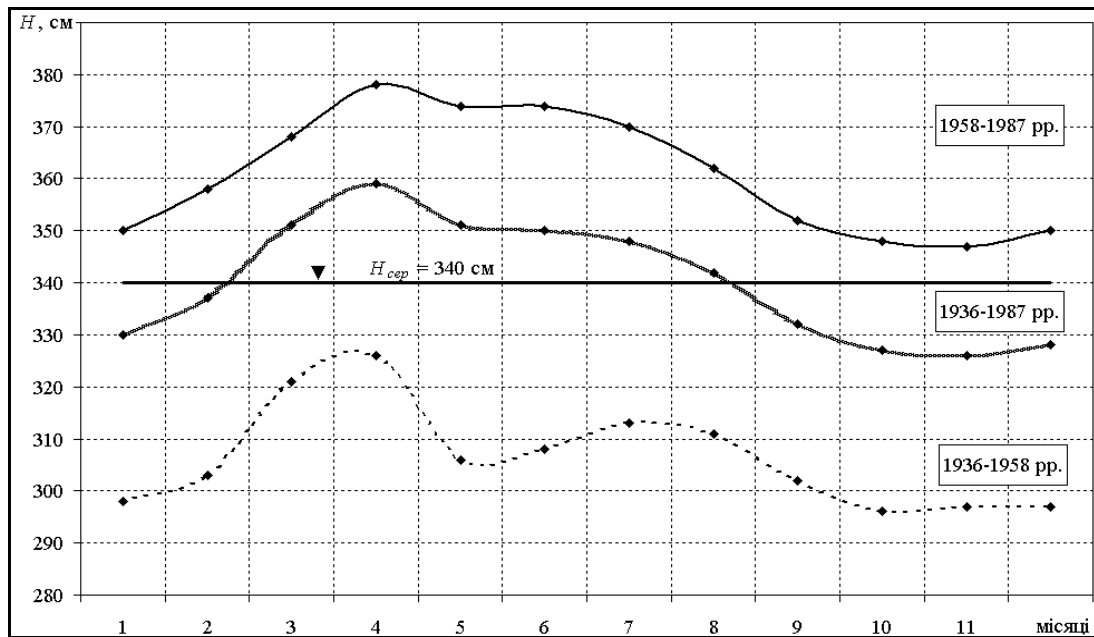


Рисунок 3.7 – Гідрографи середніх багаторічних середньомісячних рівнів води Тилігульського лиману ( $H$ , см) за період стаціонарних спостережень з 1936 по 1987 рр. (з урахуванням дії каналу «лиман-море») [105]

Найбільш високі рівні спостерігаються навесні у квітні за рахунок припливу поверхневих вод. Потім вони плавно знижуються протягом літа та восени, а в жовтні-листопаді спостерігається їх мінімум. Збільшення рівня води з грудня по квітень пов'язано зі зменшенням випаровування в зимово-весняний період, а також наявністю водного стоку р. Тилігул та інших водотоків в лиман. Упродовж періоду з травня по жовтень – відбувається зменшення об'ємів води, накопичених узимку та навесні. Особливо інтенсивне зменшення відзначається з липня по жовтень через значне випаровування, невеликі опади та майже відсутній приплив поверхневих вод.

З рис. 3.5-3.7 можна бачити, що у багаторічному ході рівня води Тилігульського лиману можна виділити три періоди:

а) 1936-1960 рр. – період, коли рівень води змінювався від 2,20 до 4,60 м;  
 б) 1961-1975 рр. – період, коли середньорічні рівні води за рахунок дії каналу «лиман-море» не знижувалися нижче свого середнього багаторічного значення, яке становить 3,40 м;

в) 1976-1987 рр. – період зі значними змінами рівня води від 3,00 до 4,30 м, коли суттєві зниження рівня води пов'язані з багаторічними перервами в роботі каналу «лиман-море», а підвищення рівня води – з річковим стоком у багатководні роки та епізодичною дією каналу.

За період спостережень середній за рік мінімальний рівень води спостерігався в 1950 р. та становив мінус 1,61 м БС, максимальний середньодобовий рівень води припадав на 1979 і 1982 рр. та становив мінус 0,24 м БС. Найбільший з спостережених строкових рівнів води дорівнює 0,62 м БС та спостережений 03.04.1963 р., а найнижчий рівень води – мінус 1,94 м БС, 28-31.12.1950 р. [105]. Середнє значення річного рівня за період спостережень склало мінус 0,67 м БС.

На жаль, стаціонарні спостереження за хімічним складом та солоністю Тилігульського лиману не ведуться. Проте, з 2001 року епізодичні спостереження за солоністю та рівнями води в Тилігульському лимані виконуються старшим науковим співробітником Одеського філіалу Інституту південних морів НАН України Адобовським В.В., яким з 2001 по 2010 р. було виконано 40 спостережень за рівнем та солоністю води лиману.

З використанням результатів спостережень В.В. Адабовського та гідрологічних даних ГМС «Южне» (табл. 3.5), які вимірюються в гирлі Григорівського лиману, здійснено аналіз зв'язку солоності води в Тилігульському лимані та Чорному морі (рис. 3.8 та 3.9).

З урахуванням даних табл. 3.5, для визначення розрахунково-прогностичних значень солоності води, побудовані емпіричні залежності солоності води в лимані та в морі  $S_l = f(S_m)$ : загальна залежність (3.8) побудована без урахування того відкрито чи ні з'єднувальний канал та для періоду, залежність (рис. 3.9) – для умов, коли канал відкрито.

Таблиця 3.5 – Солоність води Чорного моря,  $S_m$ , ‰, та Тилігульського лиману,  $S_l$ , ‰ за період з 2001 по 2010 рр.

№ п/п	Дата	Рівень води		Солоність води		Стан каналу
		в лимані	в морі	в морі	в лимані	
		$H_l$ , м БС	$H_m$ , м БС	$S_m$ , ‰	$S_l$ , ‰	
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>
1	27.03.10	-0,20	0,16	6,72	6,036	відкрито
2	20.04.10	-0,15	0,17	12,50	8,839	відкрито
3	10.06.10	-0,05	0,06	8,56	8,876	відкрито
4	26.06.10	-0,03	0,26	13,02	12,900	відкрито
5	05.06.09	-0,43	-0,03	9,35	10,400	відкрито
6	08.06.09	-0,52	0,03	10,53	8,500	відкрито
7	08.09.09	-0,60	-0,30	15,40	20,474	закрито
8	07.09.08	-0,73	-0,26	15,26	20,600	-
9	24.05.08	-0,66	0,02	7,90	11,950	відкрито

Продовження таблиці 3.5

<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
10	22.05.07	-0,23	-0,07	10,86	15,021	відкрито
11	19.07.07	-0,59	-0,14	15,78	17,119	закрито
12	12.08.07	-0,71	-0,11	12,89	19,400	-
13	31.05.06	0,08	0,20	13,55	12,615	відкрито
14	14.08.06	-0,10	-0,07	16,18	16,100	-
15	23.10.06	-0,42	-0,11	7,51	17,500	закрито
16	28.07.05	-0,14	-0,02	15,52	13,500	закрито
17	18.10.05	-0,29	-0,14	18,95	17,200	-
18	30.03.04	0,13	-0,10	16,58	15,425	відкрито
19	09.06.04	0,15	-0,02	10,53	16,520	відкрито
20	10.06.04	-	-0,02	15,13	15,360	відкрито
21	23.09.04	-0,14	-0,12	17,76	17,364	закрито
22	16.03.03	0,17	-0,11	10,79	6,091	закрито
23	19.03.03	0,30	-0,26	16,19	5,477	відкрито
24	22.04.03	0,16	-0,12	14,73	16,044	відкрито
25	26.04.03	0,14	-0,15	15,92	16,101	відкрито
26	14.05.03	0,02	-0,14	12,76	16,272	відкрито
27	05.06.03	-0,09	-0,08	17,36	13,928	відкрито
28	18.06.03	-0,13	-0,16	18,42	16,208	закрито
29	21.06.03	-	-0,02	18,42	16,168	закрито
30	22.07.03	-0,13	-0,25	16,84	16,815	закрито
31	17.09.03	-0,39	-0,20	16,31	19,179	закрито
32	12.10.03	-0,43	-0,15	13,15	16,443	закрито
33	28.10.03	-0,38	-0,40	18,02	19,634	закрито
34	03.12.03	-0,27	-0,14	12,37	10,833	відкрито
35	04.04.02	-	0,03	14,72	-	відкрито
36	04.06.02	-	-0,05	17,50	15,499	відкрито
37	27.06.02	-	-0,08	16,96	-	закрито
38	01.10.02	-	-0,13	17,23	20,145	відкрито
39	30.11.02	-	0,10	7,52	15,208	закрито
40	19.06.01	-	0,02	12,63	17,450	відкрито



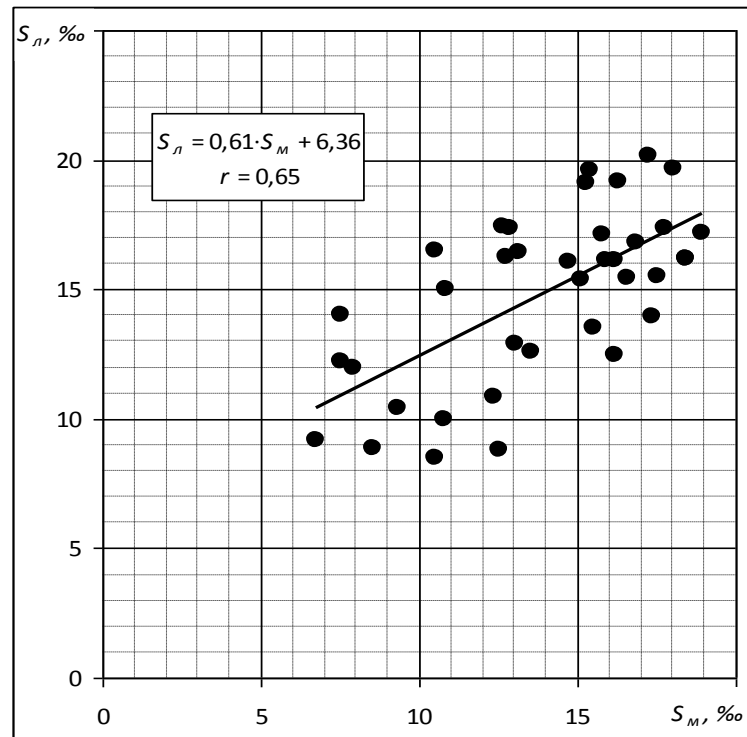


Рисунок 3.8 – Загальний зв'язок солоності води Тилігульського лиману та солоності води Чорного моря за період з 2001 по 2010 рр.

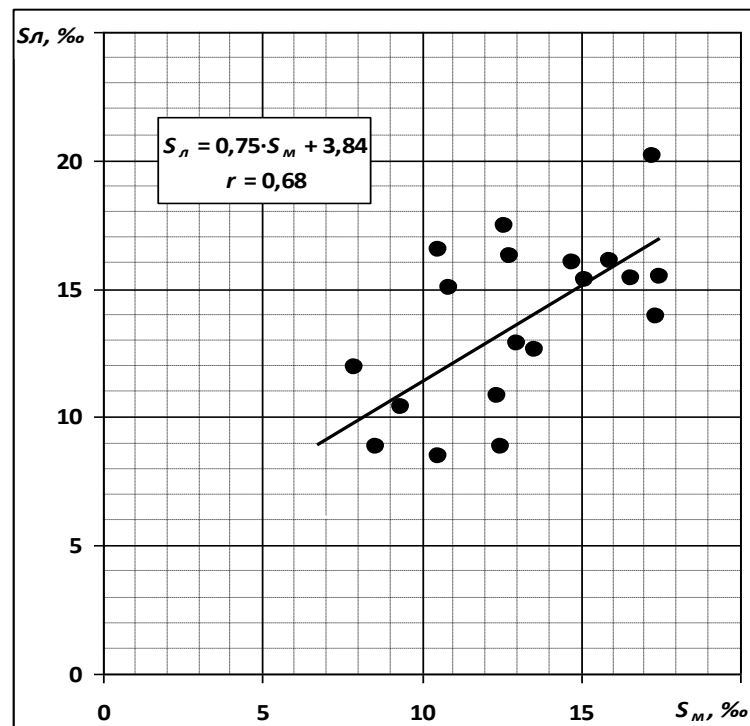


Рисунок 3.9 – Зв'язок солоності води Тилігульського лиману та солоності води Чорного моря за період з 2001 по 2010 рр.  
(для періоду відкритого каналу)

Основними чинниками, що впливають на формування гідрохімічного режиму є поверхневий стік, гідрометеорологічні умови в регіоні, динаміка водних мас і життєдіяльність гідробіонтів.

Солоність води лиману коливається в широких межах від 40,0 ‰ – в 1870 р., до 5,0 ‰ – в 1945 р. [105].

Найбільш прісні води виявлені у верхів'ях лиману, але в окремі роки солоність тут може підвищуватися до 23,0 ‰ і більше. Найбільш стабільним режим солоності є у нижній частини лиману, а сольовий режим середньої частині схильний до значних коливань, що пов'язано з впливом морських вод.

Після будівництва каналу можна виділити такі періоди:

- а) 1959-1975 рр. – коли гідрохімічний режим формувався при значному припливі морських вод через канал «лиман-море»;
- б) 1976-1999 рр. – епізодична дія каналу з багаторічними перервами;
- в) 2000-2006 рр. – багатководний період з активним водообміном між лиманом та морем;
- г) 2007-2009 рр. маловодний період з епізодичною дією каналу;
- д) 2010 р. – активний водообмін між лиманом та морем через канал, який діяв з березня по вересень, при значному поверхневому припливі води в період весняного водопілля.

Робота каналу в період з 1959 по 1975 рр. значною мірою поліпшила екологічний стан лиману, особливо в маловодні періоди, коли водно-сольовий режим формувався при значному припливі морських вод.

З 1976 по 1999 рр. канал працював епізодично, з багаторічними перервами, що вплинуло на хімічний склад води лиману. Солоність води в лимані коливалася від 5,3 до 17,7 ‰ залежно від району водойми та сезону року. Найменша солоність спостерігалася навесні – 5,5-10,0 ‰ при збільшенні поверхневого стоку з водозбірного басейну лиману.

Влітку солоність води зростала до 10,0-14,0 ‰ і вирівнювалася за глибиною водойми. Солоність води в південному районі лиману завжди була вища, ніж в північному. Восени солоність води в лимані коливалася в межах 10,0-17,0 ‰, а її вертикальний градієнт знижувався до 1,0 ‰.

Найбільш стійкий режим солоності характерний для зимового сезону (9,0-11,0 ‰ по всій акваторії лиману). З 1990 по 1994 рр. солоність води в Тилігульському лимані зростала у весняний період до 11,5-17,0 ‰, а в осінній – до 15,0-23,0 ‰.

Період з 2002 по 2003 рр. характеризується як багатководний, з активним водообміном з морем. В лимані активно розвиваються продукційні процеси, але при цьому кисневий режим, як і в попередні роки, залишався нестабільним. Навесні та влітку в поверхневому фотичному шарі води – зоні активного фотосинтезу, насичення води киснем становить понад 100 %, але в придонному шарі води окремих ділянок лиману формувалася гіпоксія.

Характерним в період з 2002 по 2003 рр. було зниження в 2-3 рази вмісту органічних речовин в порівнянні з періодом 1976-1999 рр. Вірогідніше за все, це пов'язано зі зменшенням припливу алохтонних органічних речовин з водозбірною басейну лиману та загальним зниженням антропогенного навантаження на водойму і прилеглі водоохоронні території.

Основними морфометричними характеристиками Тилігульського лиману, які необхідні для обчислення водообміну, є площа водної поверхні лиману ( $F_L$ , км<sup>2</sup>) та об'єм води лиману ( $W_L$ , млн. м<sup>3</sup>), при різних рівнях води на водомірному посту ( $H_L$ , м БС). Для обчислення цих характеристик потрібний план Тилігульського лиману в ізобатах або горизонталях (рис. 3.10) [105].

Побудова плану лиману в ізобатах виконувалася за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення Surfer 7.04.

План лиману, що наведений на рис. 3.10, побудовано при відмітці рівня води мінус 0,4 м БС. Для його побудови були використані дані батиметричної зйомки, виконаної в восени 2010 р., карти масштабу 1:500000 та 1:100000 і супутникових знімків [105,109].

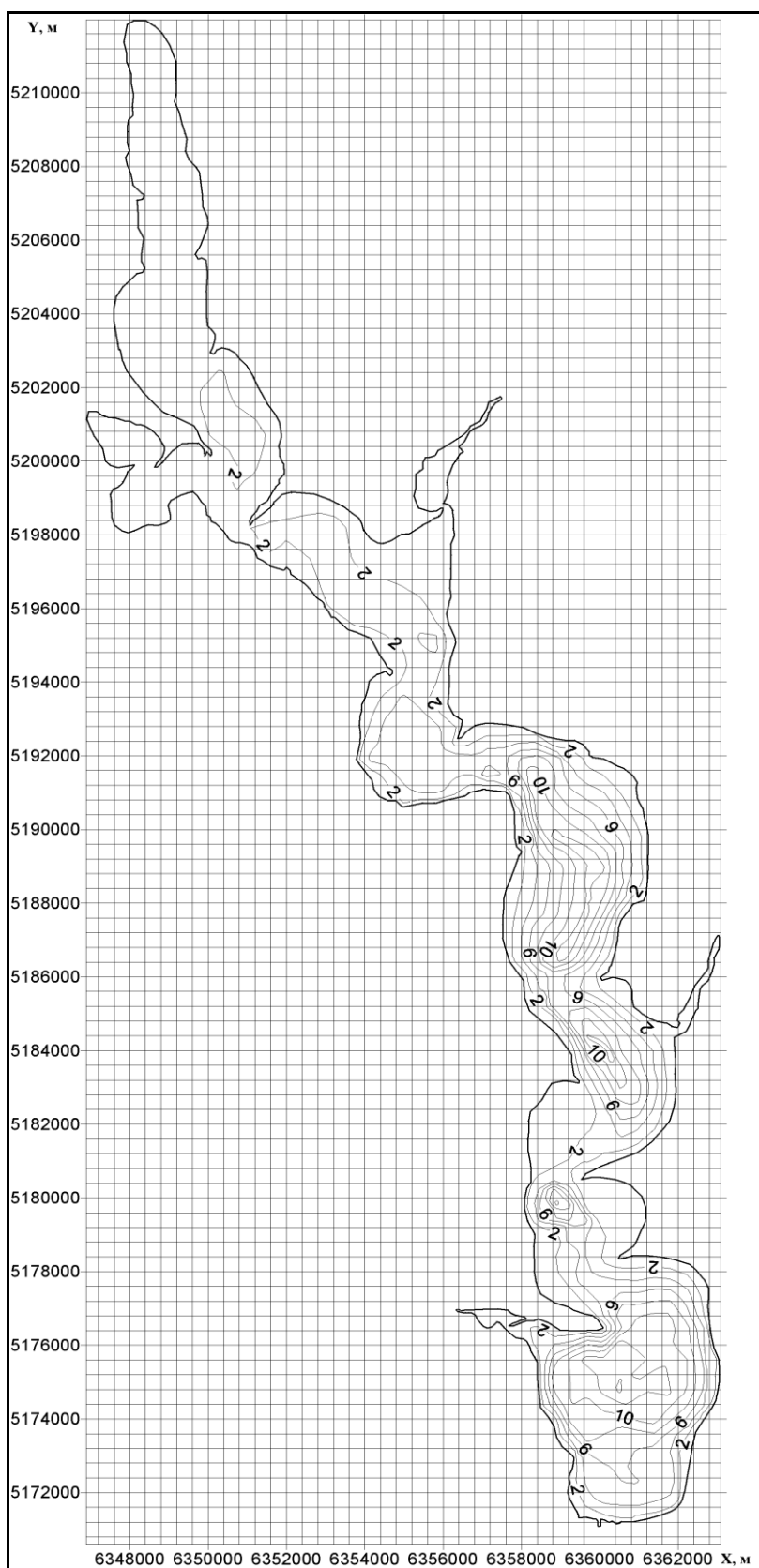


Рисунок 3.10 – План Тилігульського лиману в ізобатах (рівень води становить мінус 0,40 м БС, система координат WGS-84) [105]

Для визначення площі та об'єму Тилігульського лиману при будь-яких рівнях води будуються криві залежностей (рис. 3.11) між рівнем води в лимані та його площами  $F = f(H)$  і об'ємами  $W = f(H)$ .

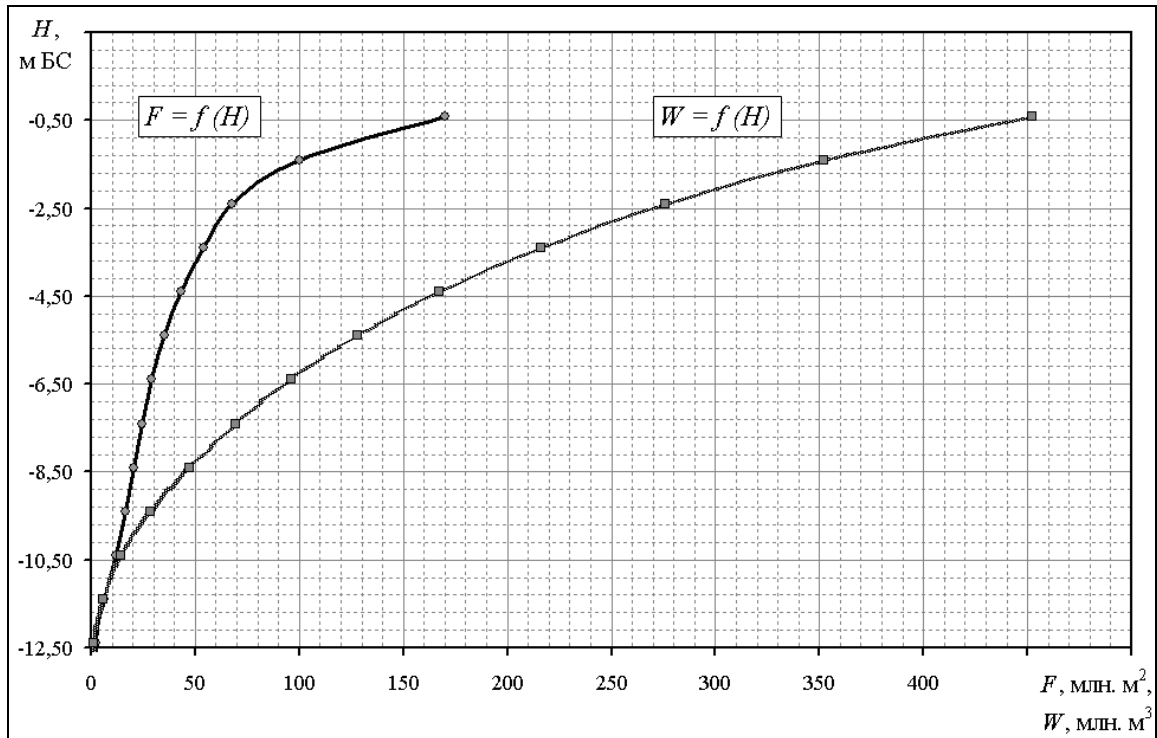


Рисунок 3.11 – Криві площ водної поверхні та об'ємів води Тилігульського лиману (за даними батиметричної зйомки восени 2010 р., картами М 1:50000 та М 1:100000) [105]

Довжина каналу «лиман-море» складає біля 3,3 км, ширина – від 20 до 40 м, середня глибина – від 1,2 до 1,6 м (в залежності від рівня води).

Західний берег каналу утворює дорожня насип, під якою прокладено два залізобетонних лотка, що дозволяють легко враховувати напрям та обсяги води, що переміщується між каналом і солоними озерами з західного боку від дороги (рис. 3.12).



Рисунок 3.12 – Супутниковий знімок пересипу лиману з озерами та каналом

Солоність води в озерах в посушливі сезони піднімалася до 80 ‰, а в інші пори року вона вище, ніж у лимані та прилеглий до лиману акваторії моря.

З використанням даних спостережень в каналі «лиман-море» [105,110] було отримано залежності між рівнем води в лимані ( $H_l$ , м БС) та середніми шириною ( $B_k$ , м), глибиною ( $h_k$ , м), площею водного перерізу ( $w_k$ , м<sup>2</sup>) каналу.

Аналітичний вид цих залежностей представлений рівняннями:

$$B_k = 24,042 \cdot H_k + 37,997, \quad (3.6)$$

$$h_k = 0,5695 \cdot H_k + 1,5207, \quad (3.7)$$

$$w_k = 54,717 \cdot H_k + 57,885, \quad (3.8)$$

де  $B_k$ ,  $h_k$ ,  $w_k$  – відповідно, середні ширина в м, глибина в м, площа водного перерізу в м<sup>2</sup>, каналу;

$H_k$  – рівень води в лимані, м БС.

Модель водного балансу Тилігульського лиману у загальному вигляді може бути представлена наступним рівнянням:

$$W_{л, i+1} = W_{л, i} + W_X + V_r \pm W_k - W_E, \quad (3.9)$$

де  $\pm W_k$  – об'єм води, яка надійшла в лиман з моря (+) або вийшла з лиману в море (–) через з'єднувальний канал, млн. м<sup>3</sup>;

$W_{л, i}$  – об'єм води в лимані на початок розрахункового періоду, млн. м<sup>3</sup>;

$W_{л, i+1}$  – об'єм води на кінець розрахункового періоду, млн. м<sup>3</sup>;

$W_X$  – об'єм атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману у вигляді дощу, млн. м<sup>3</sup>;

$V_r$  – об'єм води, який надійшов в лиман з річковим стоком, млн. м<sup>3</sup>;

$W_E$  – об'єм випаровування з водної поверхні лиману, млн. м<sup>3</sup>.

Для визначення рівня води в лимані можна використовувати наступне балансове рівняння:

$$H_{л, i+1} = H_{л, i} + X + Y_r \pm Y_k - E, \quad (3.10)$$

де  $\pm Y_k$  – шар води, який надійшов в лиман з моря (+) або вийшов з лиману в море (–) через з'єднувальний канал, м;

$H_{л, i}$  – рівень води в лимані на початок розрахункового періоду, м БС;

$Y_{л, i+1}$  – рівень води на кінець розрахункового періоду, м БС;

$X$  – шар атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману у вигляді дощу, м;

$Y_r$  – шар води, який надійшов в лиман з річковим стоком, м;

$E$  – шар випаровування з водної поверхні лиману, м.

Перехід від об'ємів води – рівняння (3.9), до рівнів (шарів) води – рівняння (3.10), та навпаки можна здійснювати з використанням кривих об'єму води та площ водної поверхні лиману (рис. 3.11). Часова мінливість рівня води в Чорному морі ( $H_m$ , м БС) та Тилігульському лимані ( $H_{л}$ , м БС), при сучасних морфометричних характеристиках каналу та за умови його відсутності, за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р. наведена на рис. 3.13 та 3.14.

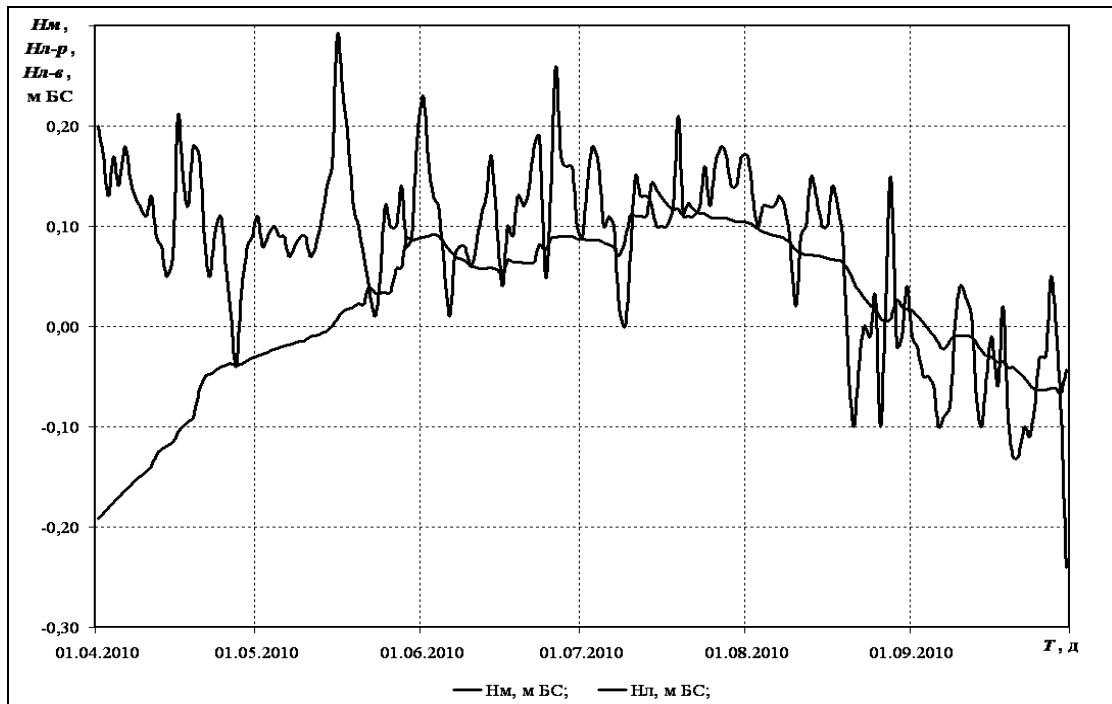


Рисунок 3.13 – Часова мінливість рівня води в Чорному морі ( $H_M$ , м БС) та Тилігульському лимані ( $H_L$ , м БС) (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

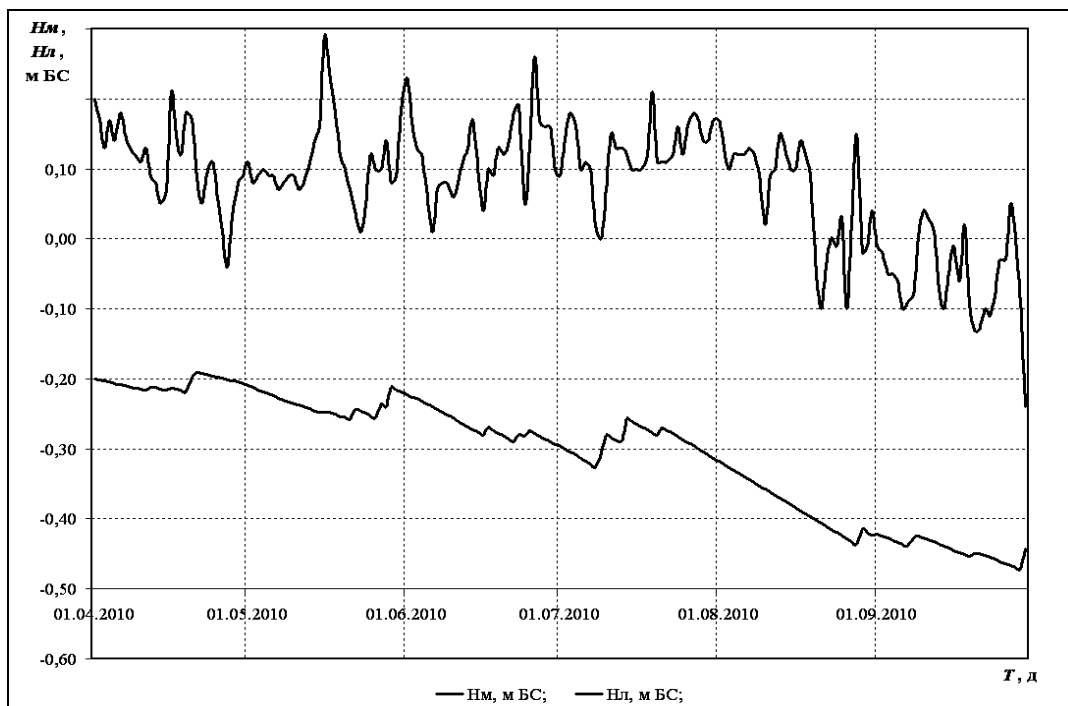


Рисунок 3.14 – Часова мінливість рівня води в Чорному морі ( $H_M$ , м БС) та Тилігульському лимані ( $H_L$ , м БС) (за умови відсутності каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.



В зв'язку з тим, що стаціонарні спостереження за витратами води в каналі «лиман-море» не виконуються, то об'єми припливу-стоку морської води через цей з'єднувальний канал обчислювалися з використанням гідравлічної формули Шезі-Маннінга [111,112]:

$$Q = F \cdot V_{сер} = \frac{F}{n} \cdot R^{\frac{2}{3}} \cdot I^{\frac{1}{2}}, \quad (3.11)$$

де  $F$  – площа водного перерізу каналу, м<sup>2</sup>;

$R$  – гідравлічний радіус русла каналу (приблизно дорівнює середній глибині каналу  $h$ ), м;

$I$  – п'єзометричний уклон водної поверхні в каналі;

$n$  – коефіцієнт шорсткості русла каналу.

Площа водного перерізу каналу  $F$  залежить від рівня води в лимані,  $H_{л, i}$ , м БС, та визначається за рівнянням (3.8).

В розрахунках прийнято, що гідравлічний радіус русла каналу  $R$  приблизно дорівнює середній глибині каналу  $h$ , яка залежить від рівня води в лимані,  $H_{л, i}$ , м БС, та визначається за рівнянням (3.7).

П'єзометричний уклон водної поверхні в каналі  $I$  визначається за наступним рівнянням:

$$I = \frac{H_{м, i} - H_{л, i}}{l}, \quad (3.12)$$

де  $H_{м, i}$  – рівень води моря на початок розрахункового періоду, м БС;

$l$  – довжина русла каналу, м ( $l \approx 3300$  м).

В розрахунках прийнято, що рівні води моря в районі Тилігульського лиману (в місці сполучення з каналом)  $H_{м}$  дорівнюють рівням води моря, які вимірюються через кожні шість годин на ГМС «Южне».

Початкове значення рівня води в лимані  $H_{л, i}$  станом на 1 квітня 2010 р. за результатами спостережень В.В. Адабовського, які виконані 26 березня 2010 р., прийнято – мінус 0,20 м БС.

Коефіцієнт шорсткості русла каналу  $n$ , у відповідності до довідникової літератури з річкової гідравліки [111,112], дорівнює 0,040, тобто значення яке приймається для порівняно чистих прямих русел в звичайних умовах з мілинами та волоченими донними наносами.

Для обчислення добових об'ємів припливу-стоку морської води через з'єднувальний канал  $\pm W_k$ , визначені за рівнянням (3.11) витрати води перемножувалися на кількість секунд в добі, тобто на 86400 с.

Часова мінливість витрат та швидкостей руху води в з'єднувальному каналі, при сучасних морфометричних характеристиках каналу, за період з 1

квітня по 30 вересня 2010 р. наведена на рис. 3.15 та 3.16.

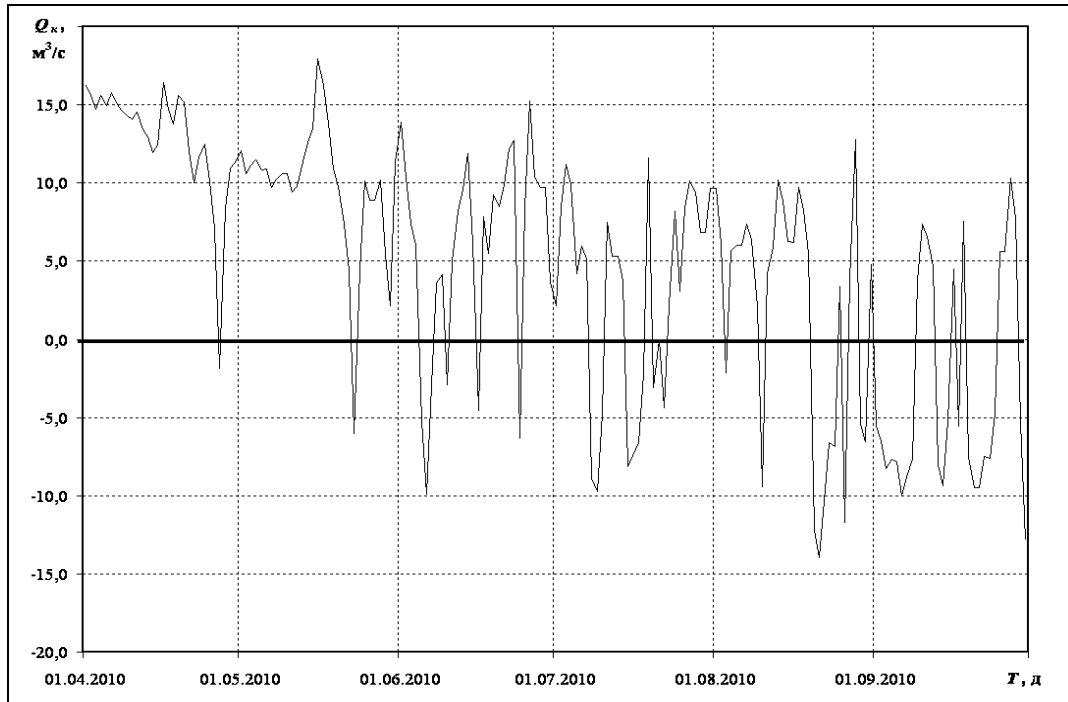


Рисунок 3.15 – Часова мінливість витрат води в з'єднувальному каналі (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

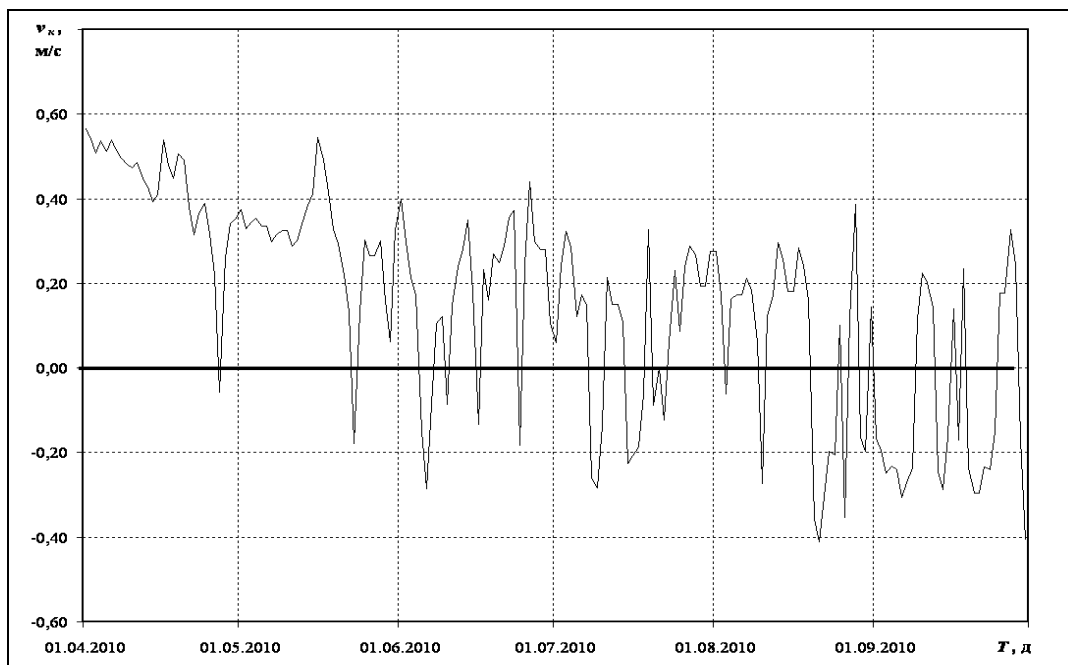


Рисунок 3.16 – Часова мінливість швидкостей руху води в з'єднувальному каналі (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

Для визначення добового об'єму води, яка надійшла в лиман з річковим стоком  $V_r$  за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р., використовувалися середньодобові витрати води р. Тилігул на гідрологічному посту в м. Березівка, які були надані Первомайською гідрометеорологічною станцією.

Шар атмосферних опадів, які випали впродовж доби на водну поверхню лиману у вигляді дощу,  $X$ , мм, визначався за даними ГМС «Южне», які були надані Гідрометеорологічним центром Чорного та Азовського морів Державної гідрометеорологічної служби МНС України, а їх об'єм – з використанням кривої площ водної поверхні лиману (рис. 3.11).

В зв'язку з тим, що спостереження за випаровуванням з водної поверхні Тилігульського лиману та сусідніх водойм не виконуються, добові шари (об'єми) випаровування  $E_{ks}$  обчислювалися з використанням середніх багаторічних місячних величин випаровування для території Одеської області, визначені за даними м./ст. Болград на оз. Ялпуг за період з 1960 по 2007 рр., приведених до солоності води 19 ‰ (табл. 3.2-3.4).

Добові значення  $E_{ks}$  обчислювалися шляхом поділу середніх багаторічних місячних величин випаровування, приведених до солоності води 19 ‰, на кількість діб в місяці. Результати розрахунків наведені на рис. 3.17.

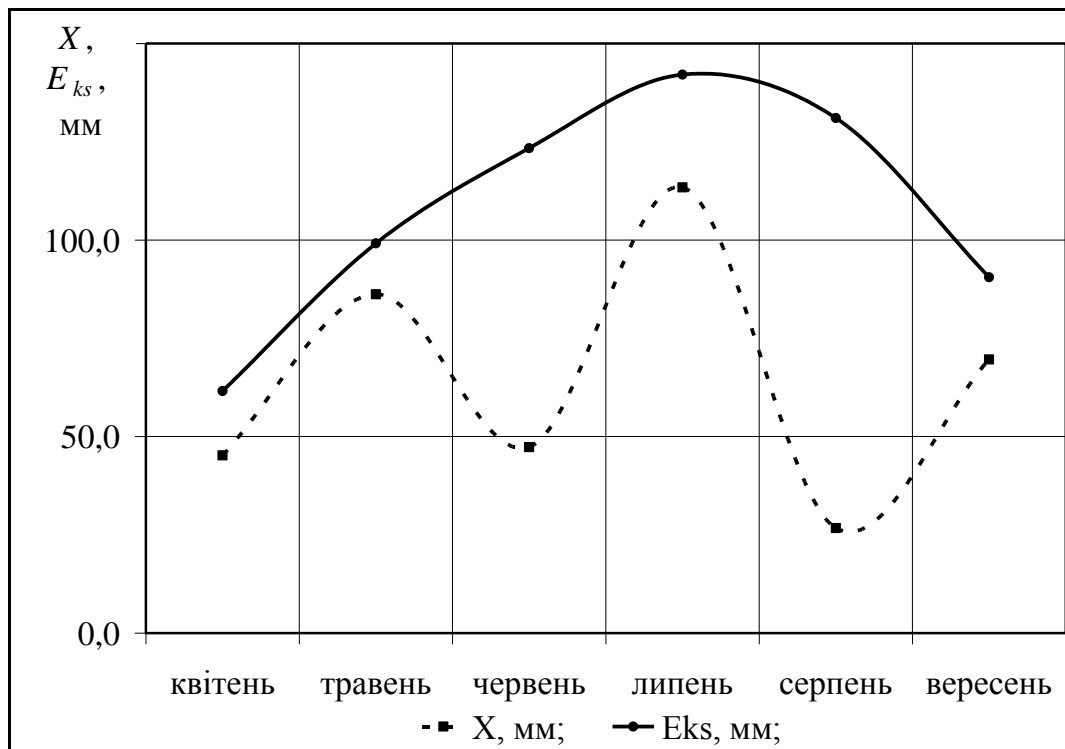


Рисунок 3.17 – Місячні суми атмосферних опадів,  $X$ , мм, та випаровування з водної поверхні,  $E_{ks}$ , мм, Тилігульського лиману за квітень-вересень 2010 р.

З рис. 3.17 можна бачити, що шар місячних сум атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману, для розрахункового періоду з 1 квітня по 30 вересня 2010 р., завжди менший за шар випаровування.

Тобто, при відсутності стоку р. Тилігул та припливу морської води через з'єднувальний канал, рівень води в лимані в середньому кожного місяця зменшувався б приблизно на 0,15-0,10 м, а до кінця вересня він би зменшився на 0,26 м.

Розрахунок добових значень коефіцієнтів водообміну  $K_{BO}$  Тилігульського лиману виконувалося за наступною формулою [75,78]

$$K_{BO} = W_{np} / V_o, \quad (3.13)$$

де  $W_{np}$  – об'єм приплив у водойму за розрахункову одиницю часу (одна доба), м<sup>3</sup>;

$V_o$  – середній за розрахунковий час (одна доба) об'єм води у водоймі, м<sup>3</sup>.

Обчислення добових величин коефіцієнтів водовідновлення  $B'$  Тилігульського лиману виконувалося за таким рівнянням [75,78]

$$B' = \frac{0,35 \cdot \sqrt{t \cdot K_L}}{l} \cdot \left( 1 + \frac{0,5 \cdot W_{np}}{V_o} \right). \quad (3.14)$$

де  $t$  – розрахунковий період водообміну, який приймався рівним 1 добі;

$l$  – відстань від гирла каналу «лиман-море» до вершини лиману (або до верхньої границі ділянки водойми, для якої виконується розрахунок величини водообміну), м;

$K_L$  – коефіцієнт турбулентної дифузії  $K_L$ , м<sup>2</sup>/с.

При обчисленні  $B'$  коефіцієнт турбулентної дифузії  $K_L$  приймався рівним 0,40 м<sup>2</sup>/с, що відповідає його значенню на подібних водоймах (лиманах) в басейні р. Дніпро, які визначені В.М. Тімченком [75,78].

Приблизно такі ж значення  $K_L$  були отримані Ю.С. Тучковенком при дослідженні впливу морфологічних характеристик з'єднувального каналу на інтенсивність водообміну та водовідновлення на різних ділянках Тилігульського лиману водами Чорного моря за допомогою чисельної трьохмірної нестационарної гідротермодинамічної моделі динаміки вод і розповсюдження домішок у водоймах [105,108].

Визначення середньодобової солоності води Тилігульського лиману виконувалося за наступним рівнянням [75,78]

$$S_{к,i} = S_{0,i} + B'_i \cdot (S_{np,i} - S_{n,i}), \quad (3.15)$$

де  $S_{к,i}$  – середня солоність лиманових вод на кінець  $i$ -го добового циклу підвищення рівня води, обумовленого виключно надходженням об'єму води з моря та перемішуванням в акваторії лиману, ‰;

$S_{пр,i}$  – солоність морської води в період  $i$ -ої доби, ‰;

$S_{н,i}$  – солоність лиманових вод на початок  $i$ -го добового циклу підвищення рівня води шляхом надходженням об'єму води з моря до акваторії лиману, ‰;

$B'_i$  – коефіцієнтів водовідновлення станом на  $i$ -ту добу.

Результати розрахунку солоності води в лимані наведені на рис. 3.18.

Основними критеріями підбору оптимальних морфометричних характеристик з'єднувального каналу були наступні:

- 1) збільшення об'єму притоку морської води через з'єднувальний канал за рахунок збільшення його глибини, а не ширини;
- 2) підвищення рівнів води в лимані за рахунок морських вод;
- 3) збільшення величин добових коефіцієнтів водовідновлення в лимані;
- 4) зменшення солоності лиманних вод.

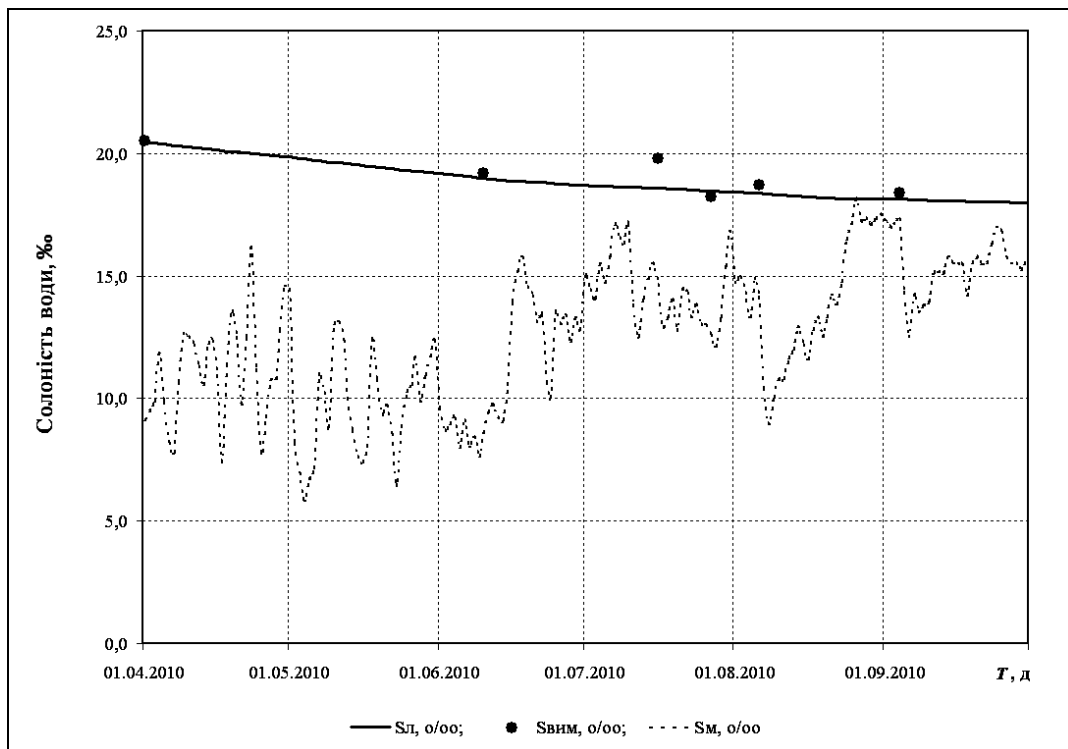


Рисунок 3.18 – Мінливість солоності води в Чорному морі та Тилігульському лимані (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

При підборі оптимальних розмірів каналу перш за все враховувалося:

1) територія пересипу лиману та озера на ньому охороняються міжнародним правом по збереженню водно-болотних угідь, тому розширення каналу до значних розмірів чи створення, наприклад, двох каналів, буде порушувати положення Рамсарської конвенції;

2) довжина моста міжнародної автодороги «Рені-Одеса-Ростов» через канал становить 40 м, тому ширина каналу повинна складати не більше 40 м.

За результатами розрахунків оптимальними є такі зміни морфометричних характеристик каналу:

1) поглиблення русла каналу на 2 м;

2) збільшення ширини каналу до 40 м (при будь-яких рівнях води в лимані чи морі).

Результати розрахунків наведені на рис. 3.19-3.23.

На рис. 3.19 показана мінливість рівня моря, що задається на морській межі каналу, і мінливість рівня води в лимані, які виміряні В.В. Адабовським та розраховані при оптимальних характеристиках каналу (поглиблення русла каналу на 2 м та збільшення ширини каналу до 40 м).

З рис. 3.19 можна бачити, що виміряні рівні води в лимані мають значно менші значення, ніж ті, які розраховані при зміні морфометричних характеристик каналу.

З рис. 3.20 та 3.21 можна бачити, що отримані за результатами гідравлічних розрахунків інтенсивність руху води (витрати та швидкості течії) в з'єднувальному каналі значно підвищилася, тобто водообмінні процеси в лимані також будуть збільшуватися.

На рис. 3.22 наведено зв'язок між коефіцієнтами водообміну та водовідновлення в лимані. Аналіз цього зв'язку вказує на те, що збільшення ширини каналу до постійної величини 40 м та поглиблення русла каналу на 2 м значно прямим чином впливає на об'єми припливу морських вод і, як наслідок, на процеси водовідновлення (переміщення та перемішування) в лимані.

При зазначеному характері мінливості швидкості та напрямку течій в лимані, об'єм морських вод, які надходять і залишаються в лимані, визначається тривалістю відрізків часу, на протязі яких потік спрямований з моря в лиман, та інтенсивністю течій в лимані. За даними Ю.С. Тучковенка [33,36] після відкриття каналу трансформовані морські води досягають центральної частини акваторії лиману через 15 діб, а північної – через 40 діб. Оскільки морські води мають меншу солоність і температуру води у порівнянні з водами лиману, то їх проникнення відбувається більш інтенсивно в поверхневому шарі лиману.

Вищезазначені висновки підтверджуються і характером мінливості солоності води на різних ділянках (частинах) лиману, наведених на рис. 3.23.

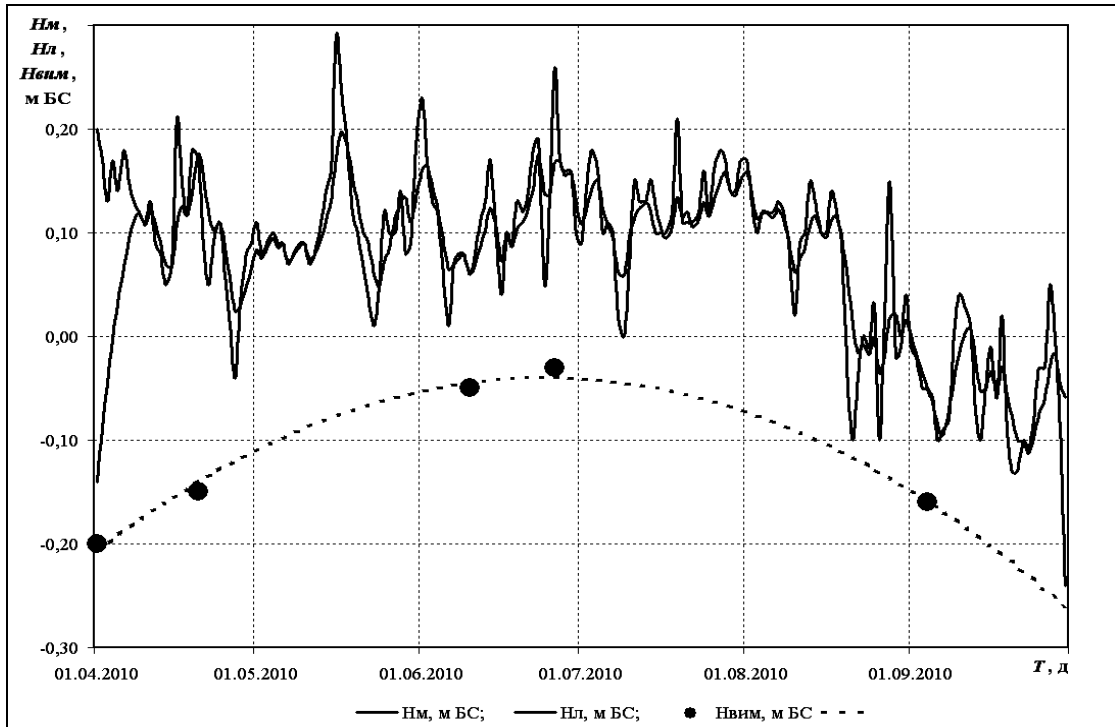


Рисунок 3.19 – Часова мінливість рівня води в Чорному морі ( $H_M$ , м БС) та Тилігульському лимані ( $H_L$ , м БС) (при поглибленні русла каналу на 2 м та збільшенні його ширини до 40 м) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

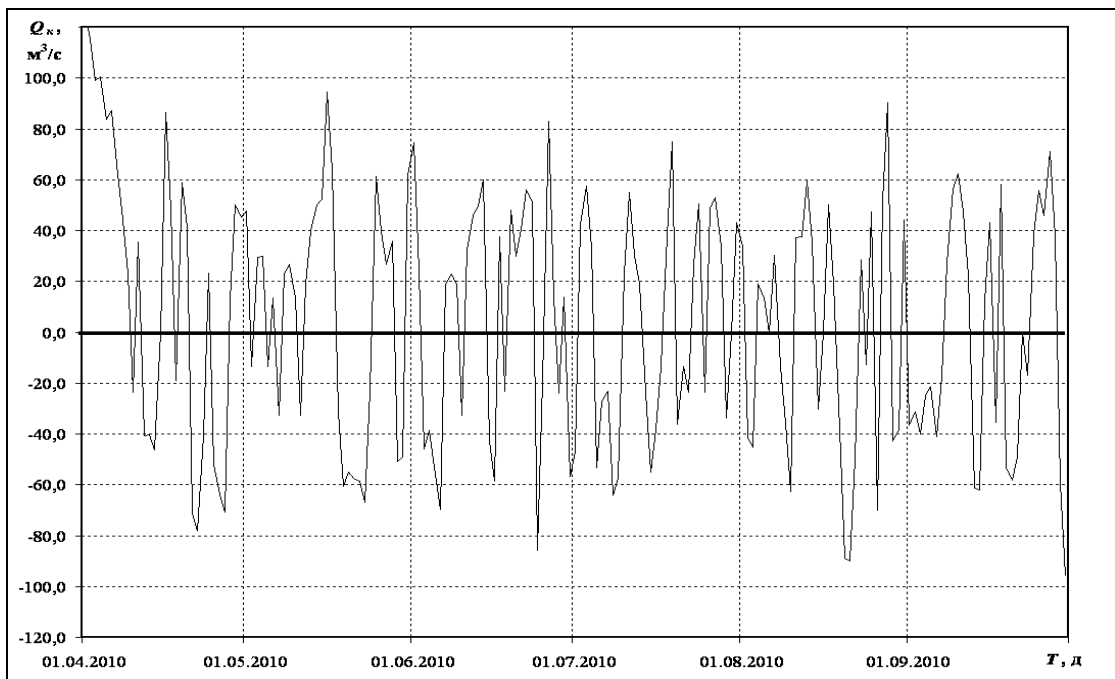


Рисунок 3.20 – Часова мінливість витрат води в з'єднувальному каналі (при поглибленні русла каналу на 2 м та збільшенні його ширини до 40 м) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

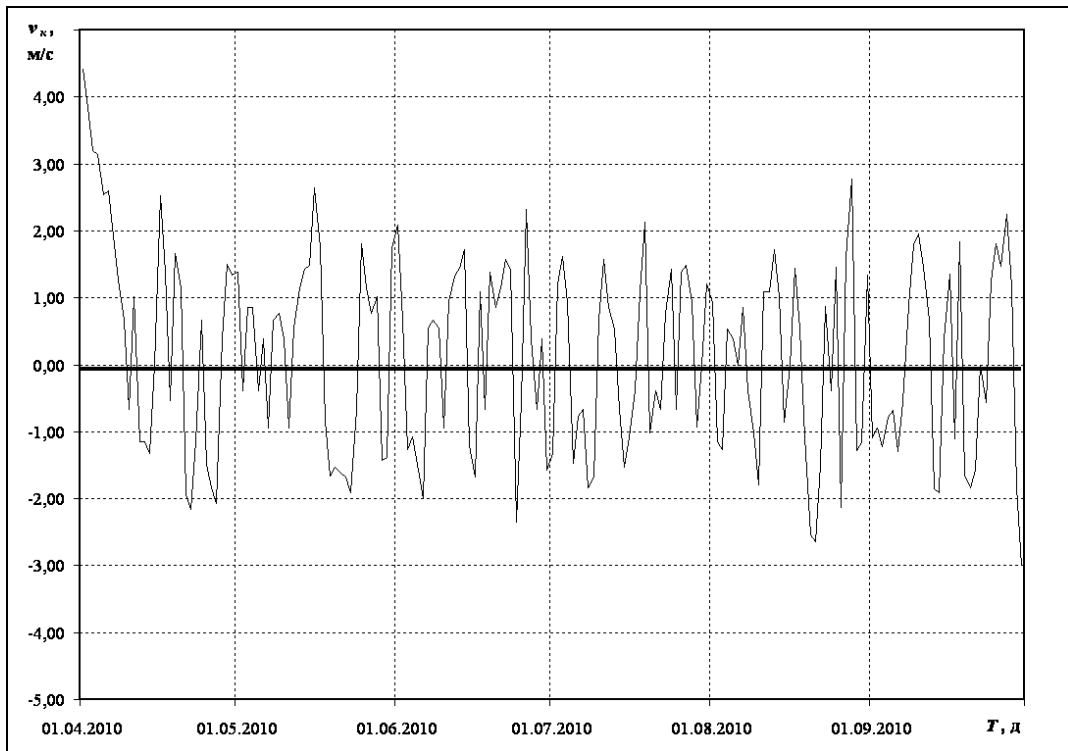


Рисунок 3.21 – Часова мінливість швидкостей руху води в з'єднувальному каналі (при поглибленні русла каналу на 2 м та збільшені його ширини до 40 м) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

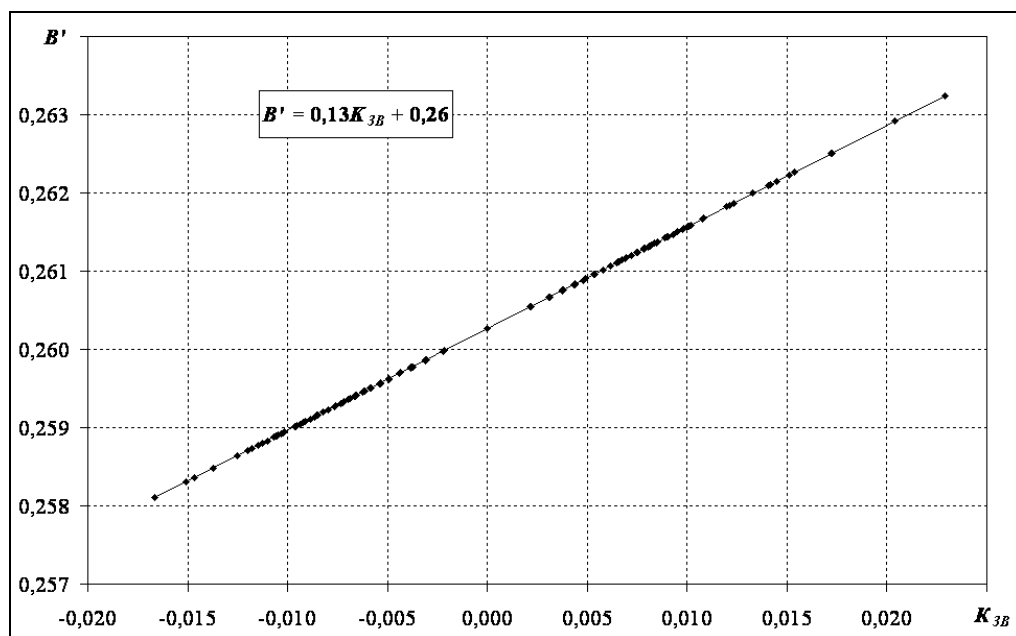


Рисунок 3.22 – Зв'язок коефіцієнтів водообміну  $K_{3B}$  та водовідновлення  $B'$  Тилігульського лиману (при поглибленні русла каналу на 2 м та збільшені його ширини до 40 м) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.



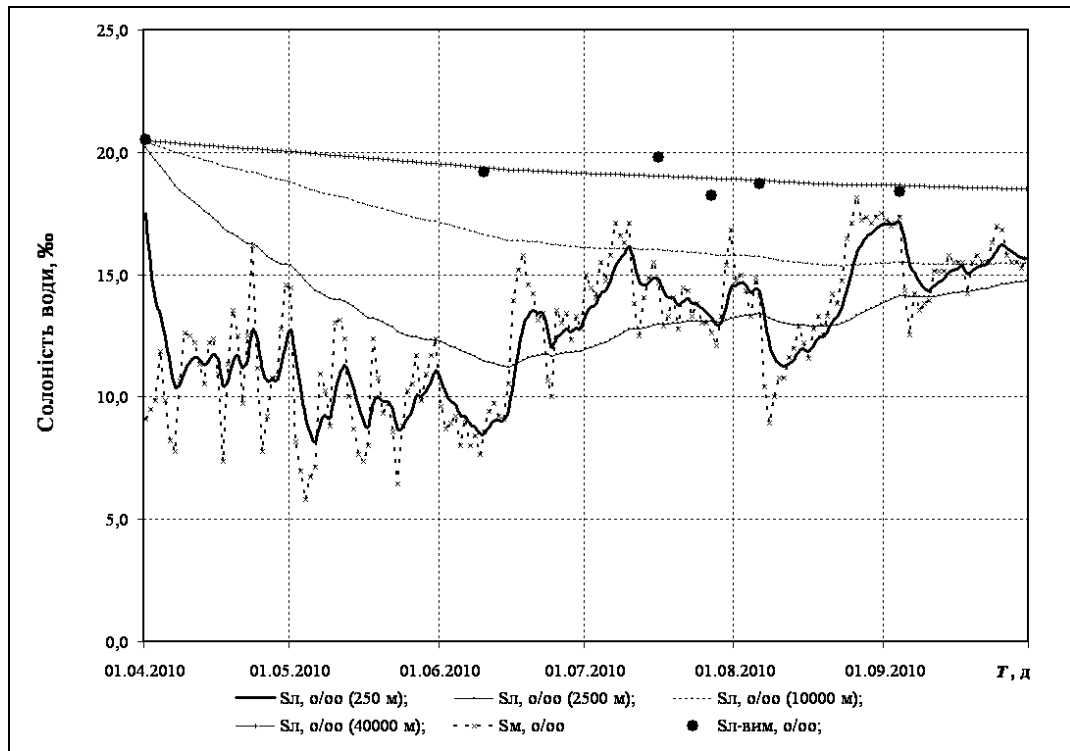


Рисунок 3.23 – Мінливість солоності води в Чорному морі та на різних ділянках Тилігульського лиману (при поглибленні русла каналу на 2 м та збільшені його ширини до 40 м) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р

Наведені результати ілюструють характер проникнення та розповсюдження трансформованих морських вод на акваторії лиману та дуже різний вплив водообміну з морем (після оптимізації морфометричних характеристик каналу) на солоність води в різних частинах лиману (південній, центральній та північній).

Видно, що після поглиблення русла каналу на 2 м та збільшення ширини каналу до 40 м солоність вод в лимані значно зменшується в південній та центральній його частинах, а в північній частині – фактично залишається незмінною.

Таким чином, при поглибленні русла каналу на 2 м та збільшенні його ширини до 40 м створюються більш сприятливі ніж сучасні гідродинамічні умови для поширення морської води на акваторії Тилігульського лиману, які позитивно впливають на гідроекологічні характеристики південної та центральної частин водойми.

В північну частину Тилігульського лиману трансформовані морські води проникають у дуже малих об'ємах і тому не можуть компенсувати підвищення солоності за рахунок випаровування.

Треба також зауважити, що в районі місця розташування з'єднувального каналу, за даними О.І. Сахненко [105], концентрація піску біля берега при

штормовому хвилюванні становить  $53 \text{ г/м}^3$ , зменшуючись у напрямку моря на південь (при вітрі силою  $11 \text{ м/с}$  та швидкості течії в прибережній смузі моря  $0,3\text{-}0,5 \text{ м/с}$ ). В зв'язку з цим, гирло та русло каналу із сторони моря постійно заноситься (замулюється) піском. При цьому, на відстані  $100 \text{ м}$  від гирла каналу середня концентрація піску в морській воді становить близько  $3 \text{ г/м}^3$  [105].

Сахненко О.І. для перешкоджання замулення каналу піском було запропоновано будівництво інженерних конструкцій у вигляді бун, перпендикулярних до берега, на відстань  $100 \text{ м}$  від берега. Це сприятиме утриманню вздовжберегового потоку піску з зовнішніх боків обмежуючих канал бун. Реалізація вказаних інженерних заходів у вигляді двох перпендикулярних до берега бун, що обмежують канал, перешкоджатиме накопиченню піску, який переноситься вздовжбереговою течією, та запобігатиме обмілінню каналу [105,108].

Основними причинами обміління водойми є відсутність поверхневого припливу води з водозбірного басейну лиману (за рахунок регулювання річкового стоку значною кількістю ставків і водосховищ й ін.), значне випаровування з водного дзеркала водойми та відсутність водообміну з морем.

У багаторічному ході рівня води лиману можна виділити такі періоди:

- а) 1936-60 рр. – період природних коливань рівня води від  $2,20$  до  $4,60 \text{ м}$ ;
- б) 1961-75 рр. – період активної роботи каналу «лиман-море», коли річні рівні води не опускалися нижче  $340 \text{ см}$  – середньобагаторічного значення;
- в) після 1976 рр. – період зі значними змінами рівня води  $3,00\text{-}4,30 \text{ м}$ , коли суттєві зниження рівня води пов'язані з багаторічними перервами в роботі каналу, а підвищення – з річковим стоком у багатоводні роки.

За результатами розрахунків середньодобових рівнів води в лимані за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р. при сучасних морфометричних характеристиках з'єднувального каналу та за умови відсутності стоку р. Тилігул й припливу морської води через канал «лиман-море», рівень води в лимані в середньому кожного місяця зменшувався б приблизно на  $0,15\text{-}0,10 \text{ м}$ , а до кінця вересня 2010 р. він би знизився на  $0,26 \text{ м}$ .

При підборі оптимальних морфометричних характеристик каналу, а саме, збільшенні ширини каналу до постійної величини  $40 \text{ м}$  та поглибленні сучасного русла каналу на  $2 \text{ м}$ , відбуваються наступні зміни:

а) вимірянні рівні води в лимані мають значно менші значення, ніж ті, які розраховані при зміні морфометричних характеристик каналу;

б) отримані за результатами гідравлічних розрахунків інтенсивність руху води в з'єднувальному каналі значно підвищується, тобто водообмінні процеси в лимані також збільшуються;

в) зв'язок між коефіцієнтами водообміну та водовідновлення в лимані вказує на те, що розширення ширини каналу до постійної величини  $40 \text{ м}$  та поглиблення русла каналу на  $2 \text{ м}$  прямим чином впливає на збільшення об'ємів

припливу морських вод і, як наслідок, на значне підвищення інтенсивності процесів водовідновлення (переміщення та перемішування) і зменшення солоності води в лимані;

з) вплив водообміну з морем на солоність води в різних частинах лиману (південній, центральній та північній), на характер проникнення і розповсюдження трансформованих морських вод в акваторію лиману дуже різний, зокрема, солоність вод в лимані значно зменшується в південній та центральній його частинах, а в північній частині – фактично залишається незмінною;

д) в північну (верхню) частину Тилігульського лиману трансформовані морські води проникають у дуже малих об'ємах і тому не можуть компенсувати підвищення солоності за рахунок випаровування.

В зв'язку з тим, що в районі морського гирла з'єднувального каналу концентрація піску у берега при штормовому хвилюванні становить  $53 \text{ г/м}^3$  (при вітрі силою  $11 \text{ м/с}$  та швидкості течії води моря  $0,3\text{-}0,5 \text{ м/с}$ ), його русло із сторони моря постійно заноситься піском, при цьому, на відстані  $100 \text{ м}$  від гирла каналу середня концентрація піску в морській воді становить  $3 \text{ г/м}^3$ .

Будівництво інженерних конструкцій у вигляді перпендикулярних до берега бун на відстані  $100 \text{ м}$  в сторону моря сприятиме утриманню вздовжберегового потоку піску з зовнішніх боків обмежуючих канал бун та перешкоджатиме накопиченню піску, який переноситься вздовжбереговою течією, запобігаючи обмілінню каналу.

### 3.3 Моделювання водообміну заплавних озер Нижнього Дністра

Після введення в експлуатацію та заповнення Новодністровського водосховища змінилися гідрологічний та гідрохімічний режими гирлової ділянки Дністра, що призвело до погіршенні гідроекологічного стану заплавної екосистеми [113-117]. Насамперед знизився водообмін у системі «русло-заплава-лиман» та самоочищення водної екосистеми нижньої течії Дністра за рахунок зменшення біомеліоративних функцій плавнів. Це спричинило погіршення якості води, призвело до формування несприятливих умов для гідробіонтів, зменшення рибних ресурсів, та деградації всієї плавневої екосистеми гирлової ділянки Дністра, як продуктивного біологічного об'єкту.

На процес водообміну в системі «русло-заплава-лиман», рух води в протоках між річкою та озерами також значно впливають згінно-нагінні явища. На цій ділянці Дністра величина згонів та нагонів становить  $0,40\text{-}0,50 \text{ м}$ , іноді досягаючи  $1,0 \text{ м}$ . Тому у сучасний період, особливо під час межені, це єдиний чинник, завдяки якому можуть підтримуватися процеси водообміну та водовідновлення, а відповідно екологічний стан цих гідробіоценозів [105].

Стан екосистеми Нижнього Дністра, у тому числі водообмін цієї ділянки

річки, за останні 35 років вивчався науковцями Інституту гідробіології НАН України (В.М. Тімченко, Л.А. Сирено та інші), Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова (Г.І. Швобс та інші) та Одеського державного екологічного університету (В.Н. Гонтаренко, О.Г. Іваненко, Є.Д. Гопченко, В.В. Белов, Н.С. Лобода, П.В. Шекк, О.М. Килимник та інші), а також іншими вченими і фахівцями, результати яких опубліковані в науково-довідниковій літературі та матеріалах водного кадастру [75,78,113-121 та інші].

Характерною особливістю природного гідроекологічного режиму Дністра, включаючи його гирлову ділянку, було періодичне проходження дощових паводків. Не дивлячись на те, що в гирловій області річки відбувалося помітне розпластування паводкових хвиль, обумовлені ними коливання водності та рівня мали дуже важливе екологічне значення. Саме завдяки такому несталому режиму здійснювалася активна промивка (водообмін) плавнів, заплавних водойм гирлової ділянки Дністра та зберігалася біорізноманіття.

Моделювання русло-заплавного водообміну виконувалося на прикладі заплавного оз. М. Турунчук, для чого було адаптовано метод В.М. Тімченка [75,78], що використовувався для розрахунку водообміну, аналогічних до дністровських, заплавних озер Нижнього Дніпра.

Для оцінки водообміну заплавного оз. М. Турунчук, з русловою системою р. Дністер було використано коефіцієнт зовнішнього водообміну за добу ( $K_{ЗВ}$ ), який розраховувався за даними про об'єм припливу-стоку води в озері за добу ( $W_{np-ct}$ , м<sup>3</sup>) та середньодобові об'єми води в озері ( $W$ , м<sup>3</sup>):

$$K_{ЗВ} = W_{np-ct} / W_{MT}, \quad (3.16)$$

де  $W_{np-ct}$  – об'єм припливу-стоку води в озері за добу, м<sup>3</sup>;

$W_{MT}$  – середньодобовий об'єм води в озері Мертвий Турунчук, м<sup>3</sup>.

Добовий об'єм припливу-стоку води в озері ( $W_{np-ct}$ , м<sup>3</sup>) можна визначити за наступним рівнянням:

$$W_{np-ct} = F_{MT} \cdot \Delta H_{MT}, \quad (3.17)$$

де  $F_{MT}$  – середньодобова площа водного дзеркала оз. М. Турунчук, м<sup>2</sup>;

$\Delta H_{MT}$  – приріст-зменшення рівня води в озері за розрахункову добу, м.

У зв'язку з тим, що приплив-стік води в оз. М. Турунчук в даний час головним чином відбувається тільки через штучний ерик Олександрівський (рис. 3.24), приріст-зменшення рівня води в озері ( $\Delta H_{MT}$ , м) за розрахункову добу можна обчислити за рівнянням В.М. Тімченка [75,78] з використанням емпіричного коефіцієнту доступності ( $k_{оз}$ ) та даних про приріст-зменшення рівня ( $\Delta H_p$ , м) в руслі Дністра (в місці сполучення ерику та річки):

$$\Delta H_{MT} = k_{oz} \cdot \Delta H_p, \quad (3.18)$$

де  $\Delta H_p$  – приріст-зменшення рівня води в руслі Дністра, в місці сполучення ер. Олександрівського та річки, м;  $k_{oz}$  – коефіцієнт доступності.



Рисунок 3.24 – Космічний знімок оз. М. Турунчук:

- I – ер. Олександрівський (діючий), II – ер. Фестивальний (періодично діючий),  
 III – ер. Старий (недіючий), IV – ер. Верхній (недіючий),  
 V – ер. Лиманний (періодично діючий)

Значення приросту-зменшення рівня води в руслі Дністра ( $\Delta H_p$ , м), в місці сполучення ер. Олександрівського та річки, розраховувалося за даними водомірного поста в с. Маяки ( $\Delta H_m$ , м), який знаходиться в 0,7 км вище місця сполучення ерику та річки. Ухили водної поверхні на цій ділянці річки становлять в різні періоди водності 1-4 ‰ [115], тобто перепад рівнів на 1 км довжини річки становить лише 1-4 мм, що знаходиться в межах точності вимірювання рівня води (1 см) на в/п. в с. Маяки.

Емпіричний коефіцієнт доступності ( $k_{oz}$ ) розраховувався за рівнянням (3.19), яке запропоновано В.М. Тімченком при розрахунках водообміну аналогічних заплавноїх озер Нижнього Дніпра [75,78]:

$$k_{oz} = 0,055 \cdot F_{заг}^{-0,205}, \quad (3.19)$$

де  $F_{заг}$  – загальний модуль опору (гідравлічний опір) русла ерика.

Гідравлічний опір ер. Олександрівського ( $F_{заг}$ ) визначається за рівнянням:

$$F_{общ} = \frac{L \cdot n^2}{B^2 \cdot h_{сер}^{3,33}} = 0,017 \cdot (1,38 \cdot H_M + 1,59)^{-3,33}, \quad (3.20)$$

де  $L$  – довжина ерику, м ( $L \approx 1500$  м);

$B$  – середня ширина ерику, м ( $B \approx 15$  м);

$n$  – коефіцієнт шорсткості ( $n \approx 0,050$ );

$h_{сер}$  – середня глибина ерику, м, що залежить від рівня води на в/п Маяки;

$H_M$  – рівень води на водпосту в с. Маяки, м БС.

Середні за розрахункову добу площі водної поверхні оз. М. Турунчук ( $F_{MT}$ , м<sup>2</sup>) та об'єми води ( $W_{MT}$ , м<sup>3</sup>) визначають в залежності від рівня води в озері ( $H_{MT}$ , см БС) за допомогою кривої площ водного дзеркала озера  $F = f(H)$  (рис. 3.25) та кривої об'ємів води  $W = f(H)$  (рис. 3.26), які побудовані за даними батиметричної зйомки від 10 серпня 2009 р.

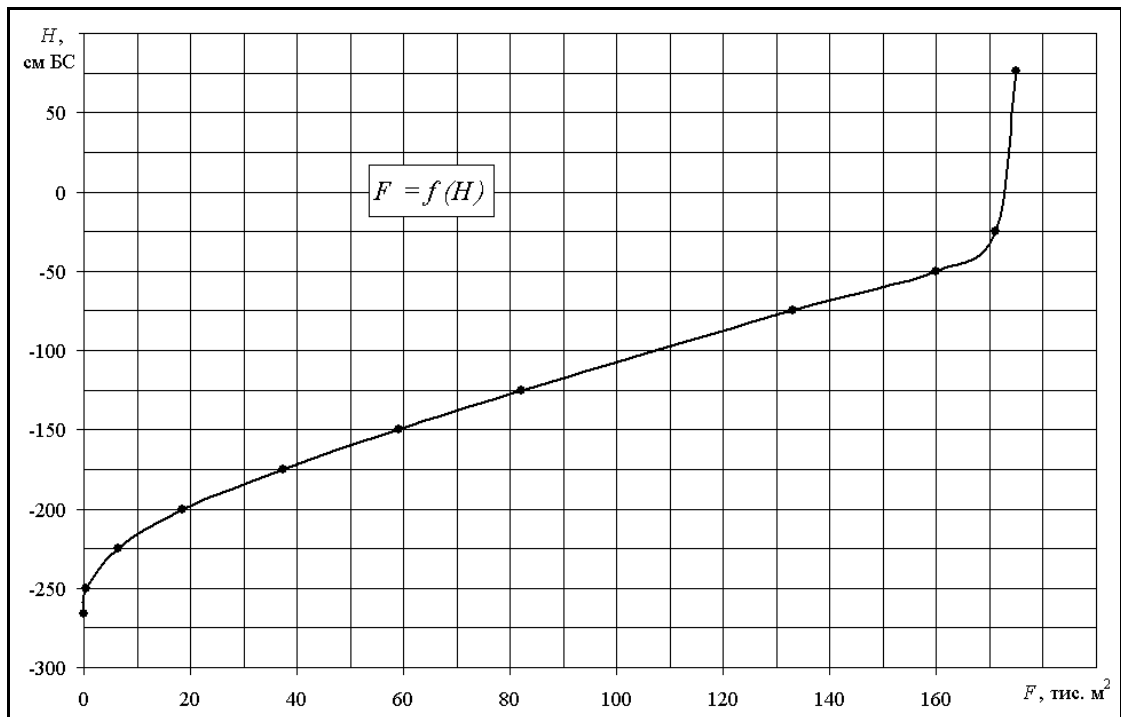


Рисунок 3.25 – Крива площ водного дзеркала  $F = f(H)$  оз. М. Турунчук

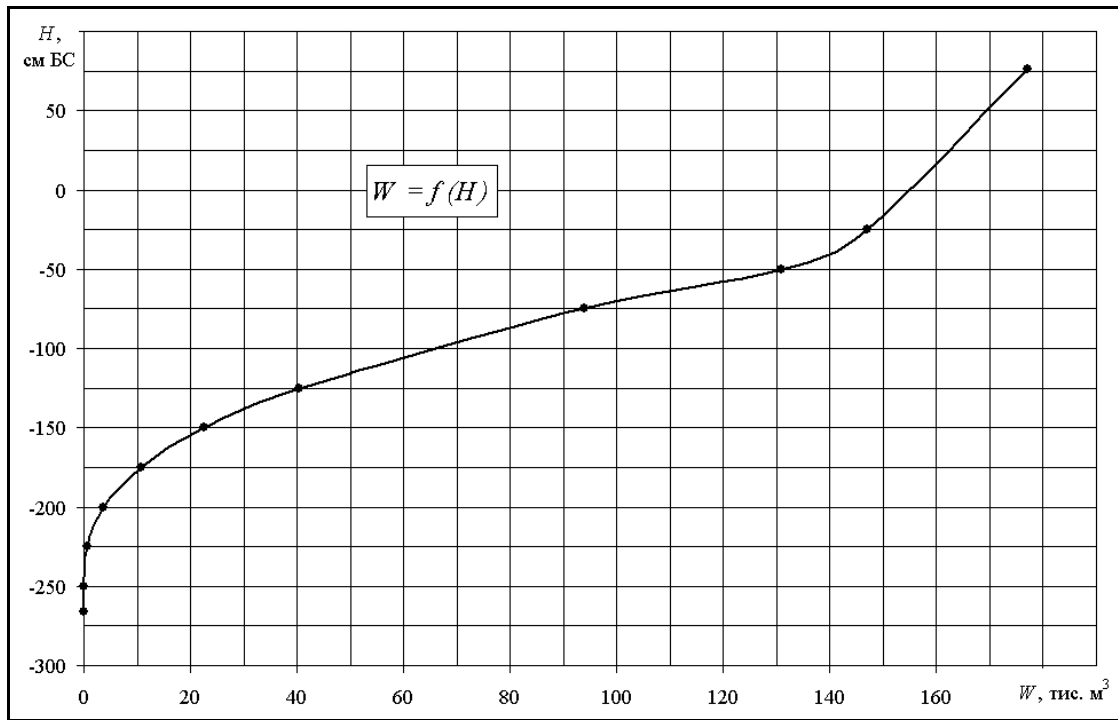


Рисунок 3.26 – Крива об'ємів води  $W = f(H)$  оз. М. Турунчук

Однак, стаціонарні спостереження за рівнем води в оз. М. Турунчук не виконуються. В зв'язку з цим, розрахунок відміток води в озері виконувався за способом наведеним нижче.

Підчас проведення батиметричної зйомки 10 серпня 2009 р. було достовірно встановлено, що відмітка поверхні води в озері дорівнювала відмітці поверхні води в руслі р. Дністер та становила, за даними на водпосту в с. Маяки, мінус 0,25 м БС, про що свідчила відсутність руху води як в порослому рослинністю ер. Фестивальному, так і, головним чином вільному від рослинності, ер. Олександрівському.

Далі шляхом послідовного додавання-віднімання величини добового приросту-зменшення рівня води в озері ( $\Delta H_{MT}$ , м), визначеної за допомогою рівнянням (3.18), до відмітки мінус 0,25 м БС, були визначенні відмітки поверхні води в озері на наступні від 10 серпня дні 2009 р. Таким же чином, але у зворотньому напрямку, визначенні рівні води на попередні від 10 серпня дні 2009 р. та для всіх діб 2008 р.

За результатами розрахунку добових коефіцієнтів водообміну озера Мертвий Турунчук для багатоводного 2008 р. та маловодного 2009 р. побудовані комплексні графіки середньодобових рівнів води на в/п в с. Маяки ( $H_{MT}$ , см), середньодобових об'ємів води ( $W_{MT}$ , тис.  $m^3$ ) в оз. М. Турунчук та добових коефіцієнтів водообміну ( $K_{ЗВ}$ , ‰) водойми (рис. 3.27 та 3.28). Також встановлені зв'язки між добовими приростами-зменшеннями рівня води на в/п.

Маяки ( $\Delta H_M$ , м) та добовими коефіцієнтами водообміну ( $K_{ЗВ}$ ) оз. М. Турунчук для багатоводного 2008 р. (рис. 3.29) та маловодного 2009 р. (рис. 3.30).

При аналізі комплексних графіків можна побачити, що річний хід добових коефіцієнтів водообміну характеризується суттєвими коливаннями відносно нульового значення – коли водообмін не відбувається. Крім того, на хід та зміну величин коефіцієнтів водообміну оз. М. Турунчук значний вплив має не хід рівнів води, а вітрові умови в гирловій ділянці Дністра (незалежно від водності річки).

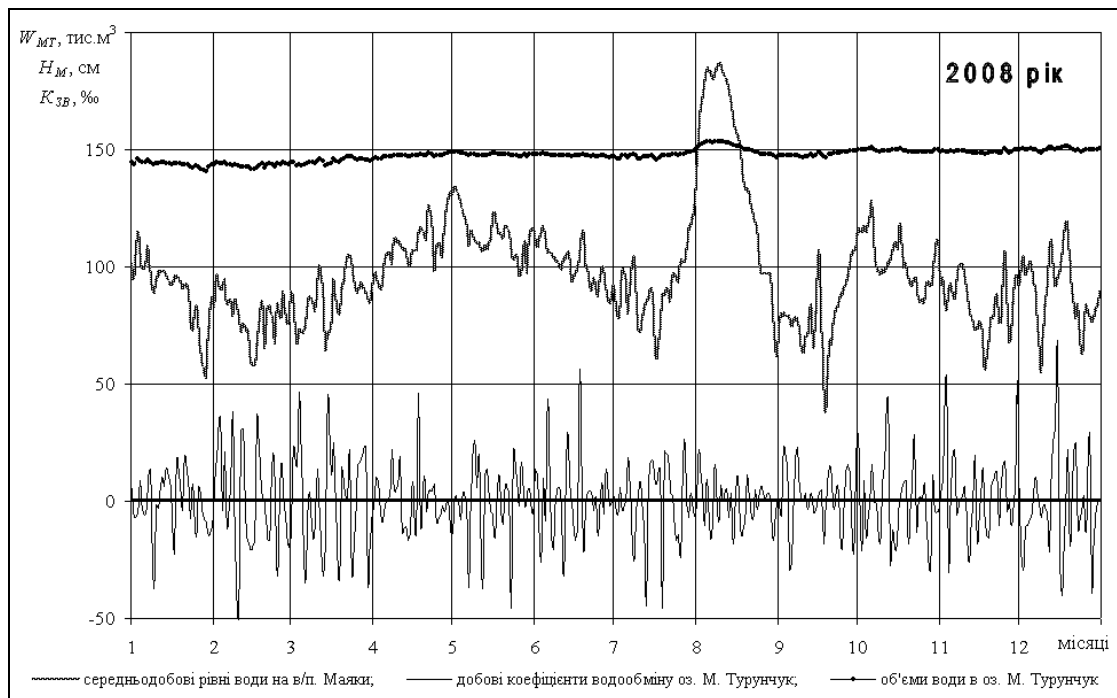


Рисунок 3.27 – Комплексний графік середньодобових рівнів води на в/п. Маяки,  $H_{MT}$ , середньодобових об'ємів води,  $W_{MT}$ , в оз. М. Турунчук та добових коефіцієнтів водообміну,  $K_{ЗВ}$ , водойми, за 2008 р.



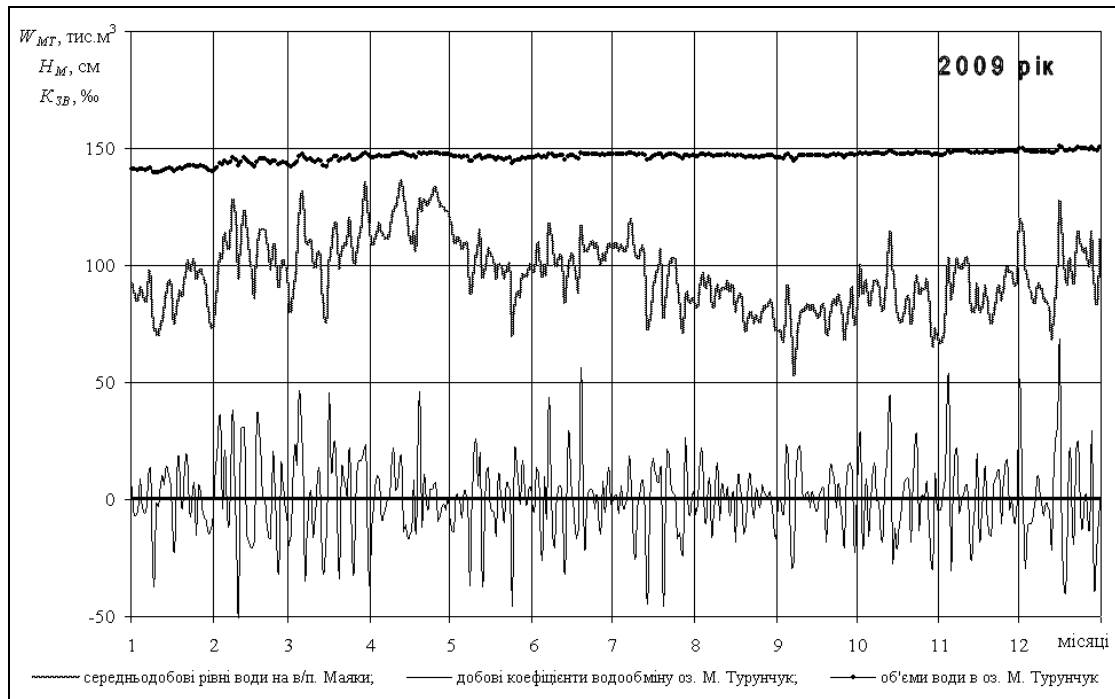


Рисунок 3.28 – Комплексний графік середньодобових рівнів води на в/п. Маяки,  $H_{MT}$ , середньодобових об'ємів води,  $W_{MT}$ , в оз. М. Турунчук та добових коефіцієнтів водообміну,  $K_{ЗВ}$ , водойми, за 2009 р.

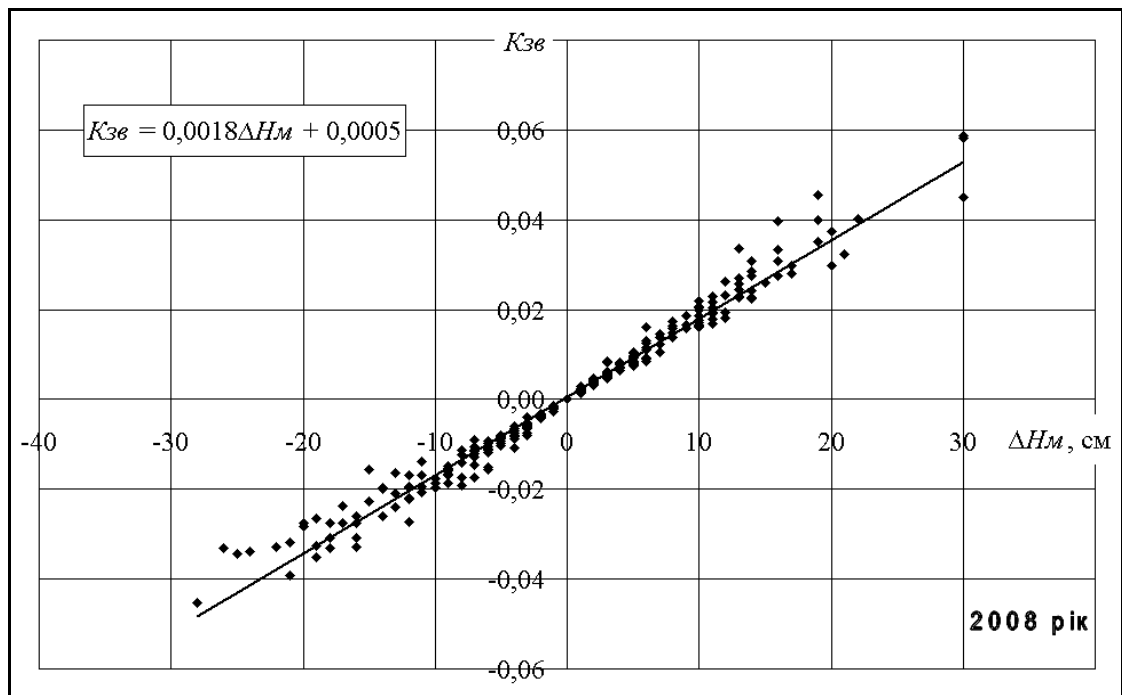


Рисунок 3.29 – Зв'язок добових приростів-зменшень рівня води на в/п. Маяки,  $\Delta H_M$ , з добовими коефіцієнтами водообміну,  $K_{ЗВ}$ , оз. М. Турунчук у 2008 р.

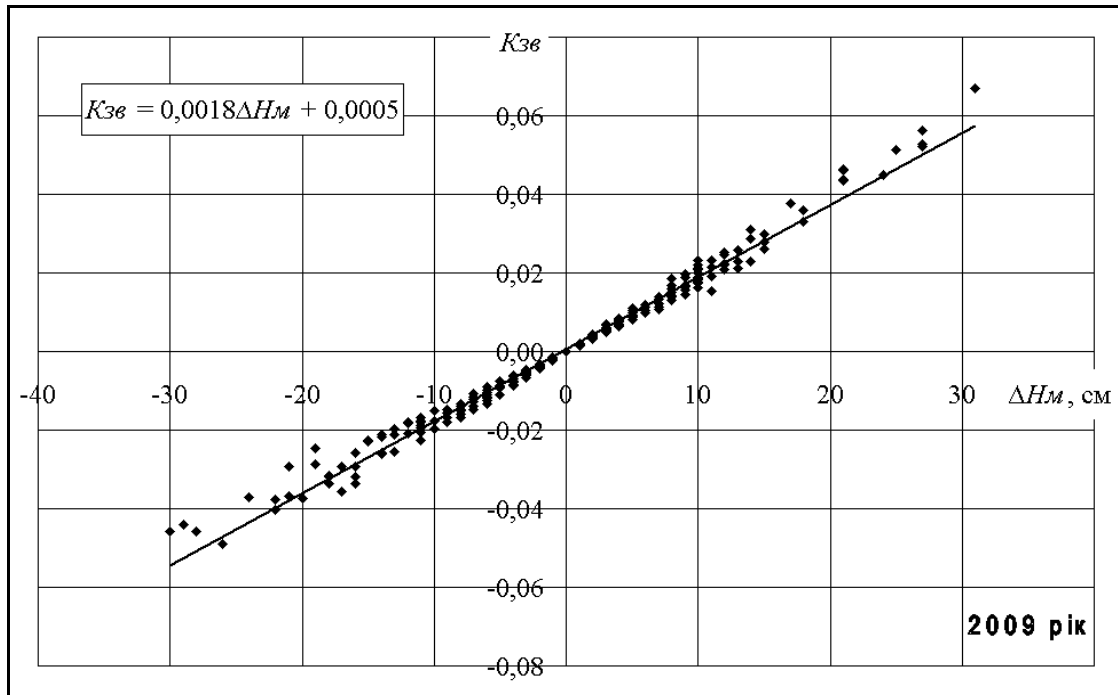


Рисунок 3.30 – Зв’язок добових приростів-зменшень рівня води на в/п. Маяки,  $\Delta H_M$ , з добовими коефіцієнтами водообміну,  $K_{3B}$ , оз. М. Турунчук у 2009 р.

Так, наприклад, підчас паводку в липні-серпні 2008 р. значне збільшення рівня води майже не вплинуло на знак коефіцієнтів водообміну, за тим тільки винятком, що амплітуда цих коливань, відносно нульового значення, зменшилася приблизно в 3 рази.

Підтвердженням цього також є графіки зв’язку добових приростів-зменшень рівня води на в/п. Маяки,  $\Delta H_M$ , з добовими коефіцієнтами водообміну,  $K_{3B}$ , оз. М. Турунчук. Побудовані окремо за даними багатоводного 2008 р. та маловодного 2009 р. вони апроксимуються однаковими лінійними залежностями, рівняння яких наведені вище ліній зв’язку на самих графіках, тобто ці прирости-зменшення рівня води формуються не загальним стоком води в річці, а головним чином вітровим згоном та нагоном води. Знайдений зв’язок тепер дозволяє для озера Мертвий Турунчук, за даними про водомірні спостереження на в/п. Маяки, обчислювати добові значення коефіцієнтів водообміну та визначити (прогнозувати) загальний екологічний стан озера.

Такий знакоперемінний хід добових  $K_{3B}$  можна пояснити також тим, що водообмін озера відбувається головним чином через одну протоку. Тільки в період дуже високих рівнів води в Дністрі, коли вода з русла річки перетікала в плавневі масиви (в серпні 2008 р.), навіть при зменшенні величин  $K_{3B}$ , спостерігалось збільшення об’ємів води в озері, куди вода надходила не тільки з ср. Олександрівського, але й з плавневого масиву, в якому знаходиться ця

водойма. При таких високих рівнях води починає діяти ер. Лиманний у вершині озера, але при зниженні рівня, його вплив на водообмін озера незначний.

Аналіз ходу середньодобових об'ємів води в озері свідчить проте, що змінюються вони не значно, знаходячись в межах від 140 до 150 тис. м<sup>3</sup>, тільки підчас високого паводку в липні-серпні 2008 р. об'єм води в озері перевищив позначку в 150 тис. м<sup>3</sup>, однак вже на початку третьої декади серпня знову знизився майже до 140 тис. м<sup>3</sup>. Це пояснюється постійною зміною припливу води в озеро (в період вітрових нагонів), стоком води з нього (по завершенню нагонів та при вітровому згоні води). Аналіз одного з таких періодів (згону-нагону) припливу-відтоку води наведено нижче.

Так, з 11 березня 2009 р. у другій половині дня, почався південний вітровий нагін (швидкість вітру 1-5 м/с), тому з 11 по 12 березня рівень води на в/п. Маяки піднявся з 0,99 м до 1,06 м. В зв'язку з тим, що 12 березня вже спостерігався штиль, рівень води з 12 по 13 березня зменшився до 1,02 м. Але з 13 по 14 березня спостерігався сильний згінний вітер (5-10 м/с), за рахунок якого рівень води за добу впав до 0,84 м. З 14 по 15 березня вітер посилювався до 10-15 м/с (не змінюючи напрямку), тому рівень води знизився аж до 0,76 м. Проте, ввечері 15 березня вітер припинився (згін також) і рівень води 16 березня вже становив 1,00 м, тобто дорівнював рівню до згону.

Під час такого згону «стара» вода з озера через ер. Олександрівський виходить, а потім – по завершенню згону, в озеро приходять той же самий об'єм води, але вже «нової». На жаль така заміна води не охоплює всю акваторію озера, тому дуже часто у верхніх та нижніх частинах водойми спостерігається евтрофікація, дефіцит розчиненого у воді кисню, замори риби, загибель інших гідробіонтів і т.п. явища.

На сьогодні водообмін оз. М. Турунчук з р. Дністр здійснюється тільки через один ер. Олександрівський – штучно проритий канал у 2000 р. Більшу частину року надходження води до озера через цей ерик відбувається головним чином за рахунок згінно-нагінних явищ.

Обчислені добові водообміни оз. М. Турунчук, за умови, що стаціонарні спостереження за рівнем води водойми не виконуються. Розрахунок виконувався шляхом послідовного додавання-віднімання величини добового приросту-зменшення рівня води в озері до відмітки мінус 0,25 м БС від 10 серпня 2009 р. для всіх діб 2008 р. та 2009 рр.

Річний хід добових коефіцієнтів водообміну характеризується суттєвими коливаннями відносно нульового значення. Це пов'язано з тим, що на водообмін озера головним чином впливає не хід рівнів води, а вітрові умови в гирловій ділянці Дністра (незалежно від водності річки).

Результати моделювання русло-заплавного водообміну для озера Мертвий Турунчук дозволяють за даними про водомірні спостереження на в/п.

Маяки, обчислювати добові значення коефіцієнтів водообміну та визначити (прогнозувати) загальний екологічний стан озера.

Знак-перемінні коливання добових  $K_{зв}$  пояснюються тим, що водообмін озера відбувається через один ерик, тільки в період дуже високих рівнів води в Дністрі, коли вода з русла річки перетікала в плавневі масиви, і тоді навіть при зменшенні величин  $K_{зв}$ , спостерігалось збільшення об'ємів води в озері, яка туди надходила не тільки з ер. Олександрівського, але й з плавневого масиву, в якому знаходиться ця водойма. Під час згону «стара» вода з озера через ер. Олександрівський виходить, а потім – по завершенню згону, в озеро приходить той же самий об'єм води, але вже «нової», але така заміна води не охоплює всю акваторію озера, тому дуже часто у верхніх та нижніх частинах водойми спостерігається евтрофікація, дефіцит розчиненого у воді кисню, замори риби, загибель інших гідробіонтів і т.п. явища.

## 4 РОЗРАХУНКИ ГІДРОГРАФІВ ПАВОДКОВОГО СТОКУ ВОДИ ТА РОЗЧИНЕНИХ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН

### 4.1 Алгоритмізація модельної схеми для обчислення гідрографів паводкового стоку води та розчинених хімічних речовин

В основу детермінованих моделей стоку, виносу речовин з водозбору і формування зовнішнього навантаження на водойму покладені закони збереження маси рідини, що рухається, а також розчинених і завислих домішок, записані у вигляді диференціальних рівнянь. Однією з основних переваг цих моделей є можливість розрахунку характеристик процесів, що вивчаються, в залежності від просторової й часової координат. Тому у відповідності з математичною основою такі моделі є моделями з розподіленими параметрами. Параметризація таких детермінованих моделей пов'язана із застосуванням емпіричних і напівемпіричних співвідношень між параметрами моделі і характеристиками водозбору [123, 124, 125 та ін.].

Однією з найбільш значних складових зовнішнього навантаження на водні об'єкти є винос агрохімікатів з різноманітних типів підстильної поверхні водозбірної території під дією дощових і талих вод. Подібне надходження хімічних елементів до річок і водойм називається розсередженим (просторовим), або дифузним, навантаженням. На відміну від навантаження «точковими» джерелами забруднення (скиди промислових, сільськогосподарських та побутових підприємств) розсереджене навантаження в значному ступені визначається характеристиками підстильної поверхні та гідрометеорологічними чинниками [123].

Завдяки такому дифузному навантаженню «площадкові» забруднення надходять на поверхню водозборів шляхом осадження частинок речовин, що переносяться повітряними потоками з місць викиду хімічних та інших промислових підприємств, а також внаслідок внесення до ґрунтів органічних і мінеральних добрив й пестицидів. Небезпечні для санітарного стану поверхневих вод сільськогосподарські хімікати, що вносяться за площею полів часто є токсичними речовинами, які практично неможливо локалізувати.

Незважаючи на нормоване внесення агрохімікатів на кожен одиницю площі удобрюваних полів, рівномірний їх розподіл можливий тільки в межах одного або декількох обмежених за розмірами полів. Внаслідок застосування системи сівозміни, а також особливості ґрунтів і рельєфу на окремих ділянках площі водозбору, норми внесення і вид добрив на них можуть суттєво розрізнятися, а деякі поля і ділянки – взагалі не удобрюватися. Таким чином, за площею водозбору навіть малих і середніх річок спостерігається строката картини нерівномірного розподілу агрохімікатів.

Інші площі забруднення також нерівномірні за територією, наприклад,

осадження речовин з атмосфери від факела викидів промислових підприємств, є найінтенсивнішим за всією переважаючих напрямів рози вітрів, і зменшується при віддаленні від місця викиду. Наявність на поверхні басейну джерел «точкових» забруднень – населених пунктів, тваринницьких ферм, різних промислових підприємств підсилює фактор нерівномірності просторового розподілу забруднювальних речовин за площею річкового водозбору.

Підсумовуючи можна зробити висновок, що модель формування виносу хімічних речовин з водозбірної території та розсереджене навантаження на водні об'єкти визначається вмістом речовин в ґрунтах, що складають водозбір, емісією речовини в водні об'єкти під дією дощових і талих вод, а також утриманням речовини в гідрографічній мережі. Аналіз результатів експериментальних досліджень показав, що для більшості водойм основний внесок у зовнішнє навантаження вносить надходження завислих та розчинених у воді речовин з водозбору. Тому модель процесів стоку та виносу речовин з водозборів повинна бути основою будь-якої моделі формування навантаження на водойму [123].

Наведені в проміжному звіті за 2010 р. [126] рівняння і залежності в цілому складають модель процесу виносу хімічних речовин поверхневим дощовим стоком. Загальна модель складається з часткових підмоделей:

- модель дощового схилового стоку;
- модель виносу розчинених хімічних речовин.

Кожна з часткових моделей є базою для розвитку процесу, що описується застосованою моделлю, тому при рішенні кінцевої задачі загальної моделі – розрахунку виносу водним потоком розчинених хімічних речовин зі схилу необхідно реалізувати поетапно спочатку модель водного стоку, а потім модель стоку хімічних речовин.

#### **4.2 Визначення оптимальних параметрів моделі для розрахунків гідрографів стоку води та хімічних речовин**

У роботі застосовувався метод оптимізації, що ґрунтується на розробленій О.Г. Іваненком [124, 127, 128, 129] діалоговій системі пошуку початкової точки оптимізації, яка відповідає реальним умовам стоку на даному водозборі, і базовій програмі оптимізації, ефективність якої перевірена на вирішенні задач оптимізації моделей багатофакторних явищ [129, 130].

Діалогова система оформлена у вигляді процедури, написаної на алгоритмічній мові «Borland C++». В процесі розрахунків в пам'ять ПЕОМ вводяться нові значення параметрів – поодиночі, або по декілька одночасно. В результаті кожного кроку оптимізації на екран монітору виводиться комплексний графік ходу дощу, стоку води та розчинених хімічних речовин

побудований за реальними ординатами гідрографу і обчислений за цією системою. Це дозволяє користувачу цілеспрямовано змінювати параметри і вводити нові їх значення в пам'ять ПЕОМ для чергового кроку розрахунку і одержання нових результатів за результатами основних показників якості процесу, які висвічуються на моніторі комп'ютера:

- Відношення обчисленого і виміряного шарів паводка –  $y_o / y_\phi$ ;
- Зсув за часом обчисленого максимуму від фактичного –  $\Delta T$ ;
- Величина критерію якості  $K$ , що показує ступінь відповідності обчисленого і спостереженого гідрографів, та визначається за формулою

$$K = \sqrt{\sum_{i=1}^N (Q_{\phi_i} - Q_{o_i})^2 / N \cdot \bar{Q}_\phi}, \quad (4.1)$$

де  $Q_{\phi_i}$  – фактична витрата паводка на  $i$ -й інтервал часу, м<sup>3</sup>/с;

$Q_{o_i}$  – обчислена витрата паводка на  $i$ -й інтервал часу, м<sup>3</sup>/с;

$\bar{Q}_\phi$  – середнє значення фактичної витрати паводка, м<sup>3</sup>/с;

$N$  – число ординат гідрографу паводка.

136. Відхилення обчисленої максимальної витрати від фактичної витрати –  $\Delta Q$ , що розраховується за формулою

$$\Delta Q = \frac{Q_{\max_o} - Q_{\max_\phi}}{Q_{\max_\phi}} \cdot 100\%, \quad (4.2)$$

де  $Q_{\max_o}$  – обчислена максимальна витрата, м<sup>3</sup>/с;

$Q_{\max_\phi}$  – фактична максимальна витрата, м<sup>3</sup>/с.

Іншим показником правильності вибору параметрів моделі є критерій якості методики, що встановлюється за відношенням  $\bar{S} / \sigma$  [131]

$$\bar{S} = \sqrt{\sum_{i=1}^N (Q_{\phi_i} - Q_{o_i})^2 / N}, \quad (4.3)$$

де  $\bar{S}$  – середня квадратична похибка перевірочних розрахунків;

$Q_{\phi_i}$  – фактична витрата паводка на  $i$ -й інтервал часу, м<sup>3</sup>/с;

$Q_{o_i}$  – обчислена витрата паводка на  $i$ -й інтервал часу, м<sup>3</sup>/с;

$N$  – число ординат гідрографа паводка;

$$\sigma = \sqrt{\sum_{i=1}^N (Q_{\phi_i} - \bar{Q}_{\phi})^2 / N}, \quad (4.4)$$

де  $\sigma$  – середнє квадратичне відхилення виміряних витрат паводка від середнього;

$Q_{\phi_i}$  – фактична витрата паводка на  $i$ -й інтервал часу, м<sup>3</sup>/с;

$\bar{Q}_{\phi}$  – середнє значення фактичної витрати паводка, м<sup>3</sup>/с;

$N$  – число ординат гідрографа паводка.

Для оцінки якості розрахунків у роботі також виконувалися обчислення забезпеченості відхилень обчислених максимальних витрат від фактичних витрат для всіх паводків.

#### 4.2.1 Результати оптимізації параметрів моделі для малих водозборів Північно-Західного Причорномор'я

Модель формування стоку для малих водозборів Північно-Західного Причорномор'я містить низку невідомих параметрів, величина яких встановлюється при наявності синхронних вимірювань опадів та витрат за умови найкращої збіжності обчисленого за моделлю гідрографа стоку з фактичним.

На першому етапі оптимізації встановлювались параметри  $K_0, D_0, \alpha, \beta$  для основних ґрунтів Північно-Західного Причорномор'я за даними штучного дощування [136]. У рівняннях [126] залежності коефіцієнта дифузії і коефіцієнта вологопровідності від вологості ґрунту параметри  $K_0, D_0, \alpha, \beta$  визначалися методами оптимізації за умови кращої збіжності обчисленої кривої інфільтрації з фактичною.

Параметри  $K_0, D_0$  одержані для різних ґрунтів та для різного характеру обробки ґрунту. Ґрунтові характеристики і одержані значення оптимальних параметрів  $K_0, D_0$  наведені в табл. 4.2. Величини  $\alpha, \beta$  коливалися від 2.9 до 3.1 в різних серіях дослідів. Тому для спрощення розрахунку були прийняті значення  $\alpha = 3, \beta = 3$ . Порівняння фактичних і обчислених за допомогою  $K_0, D_0$  кривих інфільтрації показало задовільну збіжність – похибки обчислень становили 6-20%, причому найбільші похибки спостерігалися в перших дослідях. Обчислені параметри  $K_0, D_0$  та  $\alpha, \beta$  рівняння вологопровідності (табл. 4.1) використовувалися в розрахунках гідрографа дощового стоку за



допомогою просторової моделі.

На другому етапі оптимізації була встановлена гідравлічна провідність системи «грунт – корінь» для різних культур (табл. 4.2) та опір верхнього шару ґрунту переносу водяної пари в атмосферу для основних ґрунтів регіону (табл. 4.3) [15]. Значення  $K_{SSO}$  і  $K_{SRO}$  визначалися для кожної однорідної ділянки водозбору в залежності від переважаючої рослинності й типу ґрунту. В цьому випадку за критерій якості приймалась розбіжність між обчисленими та спостереженими профілями вологості в різних точках водозбору на протязі вегетаційного періоду.

На третьому етапі оптимізації підлягало 4 параметри, з них параметри  $K_0, D_0$  контролюють загальний об'єм паводку, параметр  $a_S$  визначає час схилового стоку від даного дощу, швидкісний параметр  $a_P$  визначає час настання максимуму паводку.

Таблиця 4.1 – Значення параметрів  $D_0$ ,  $\text{cm}^2/\text{c}$  (чисельник) і  $K_0$ ,  $\text{cm}/\text{c}$  (знаменник) для основних типів ґрунтів Західного Причорномор'я та для різного характеру обробки поверхні ґрунту

Характеристика	Ґрунти				
	Чорнозем звичайний	Чорнозем південний солонцюватий	Чорнозем південний суглинистий	Темно-каштанова слабозмита	Темно-каштанова супіщана
1	2	3	4	5	6
Повна вологоємність	0.44	0.34	0.42	0.39	0.38
Максимальна гігроскопічність	0.08	0.090	0.10	0.09	0.10
Параметри для різного характеру обробки поверхні ґрунту					
Цілина	$\frac{4.8}{0.010}$			$\frac{8.0}{0.012}$	
Багаторічна заліж під випасом	$\frac{4.8}{0.008}$				
Однорічна заліж		$\frac{3.4}{0.008}$	$\frac{3.0}{0.011}$		$\frac{6.5}{0.020}$
Пар, повздовжня обробка		$\frac{3.6}{0.010}$			$\frac{7.0}{0.017}$

Продовження таблиці 4.

1	2	3	4	5	6
Пар, поперечна обробка	<u>4.9</u> 0.007		<u>3.5</u> 0.016		<u>10.0</u> 0.022
Лісосмуга природна			<u>4.0</u> 0.020		<u>23.0</u> 0.031
Лісосмуга під випасом			<u>5.5</u> 0.011		<u>18.0</u> 0.014

Таблиця 4.2 – Гідравлічна провідність системи «грунт – корінь» для різних сільськогосподарських культур

Культура	$K_{SRO}$	Культура	$K_{SRO}$
1	2	3	4
Кукурудза	$5 \cdot 10^{-9}$	Соняшник	$6 \cdot 10^{-9}$
Виноград	$2 \cdot 10^{-8}$	Яблуня	$1 \cdot 10^{-9}$
Люцерна	$2 \cdot 10^{-9}$	Буряк	$4 \cdot 10^{-10}$

Таблиця 4.3 – Параметр  $K_{SSO}$  для різних ґрунтів

№ п/п	Назва ґрунту	$K_{SSO}$ , с/м
1	2	3
1	Чорнозем звичайний важко суглинистий	30
2	Чорнозем звичайний піщано важко суглинистий	28
3	Чорнозем сухих балок	25
4	Чорнозем суглинистий	26
5	Чорнозем карбонатний	20
6	Чорнозем карбонатний на суглинку	23

Підбір параметрів був проведений на матеріалах Молдавської воднобалансової станції (МВБС) за даними 123 паводків за 1980-1986 рр., спостережених на басейнах струмків Сагайдачний та Вишневий. У табл. 4.4 показані оптимальні значення параметрів моделі.

Таблиця 4.4 – Параметри просторової моделі для басейнів МВБС

Водозбір	$K_0, \text{см/с}$	$D_0, \text{см}^2/\text{с}$	$a_S$	$a_P$
1	2	3	4	5
Стр. Сагайдачний	0.006	5.1	0.08	1.17
Стр. Вишневий	0.015	3.1	0.08	1.24

Оптимізація параметрів виконувалася таким чином, щоб цей же матеріал можна було б використати як незалежний для перевірки адекватності роботи моделі. Для цього використовувався метод «складного ножа», який полягає в наступному: з вибірки виключається один рік, а на матеріалі, що залишився проводиться оптимізація параметрів. Потім, одержані таким чином параметри, використовуються для розрахунку гідрографу за виключений з вибірки рік та визначення похибки розрахунків. Параметри  $K_0, D_0$  залежать від переважного типу ґрунтів на басейні.

На рис. 4.1, 4.2 представлені типові гідрографи стоку на водозборах струмків Сагайдачний та Вишневий, одержані на основі розрахунків за допомогою просторової моделі. На графіках показаний хід дощу і фактичні та обчислені гідрографи стоку.

Важливим показником якості розрахунків є відношення обчислених та спостережених об'ємів стоку. Як видно з табл. Б.1 та Б.2, де поміщений цей показник, в середньому об'єми стоку розрахованих та спостережених гідрографів розрізняються на 12%. Відхилення величини максимальних витрат в середньому дорівнює 17%.

Для кількісної оцінки обчислення гідрографів паводків використовувався об'єктивний критерій якості розрахунків – співвідношення  $\bar{S}/\sigma$ , яке для всіх паводків наведено в табл. 4.5.

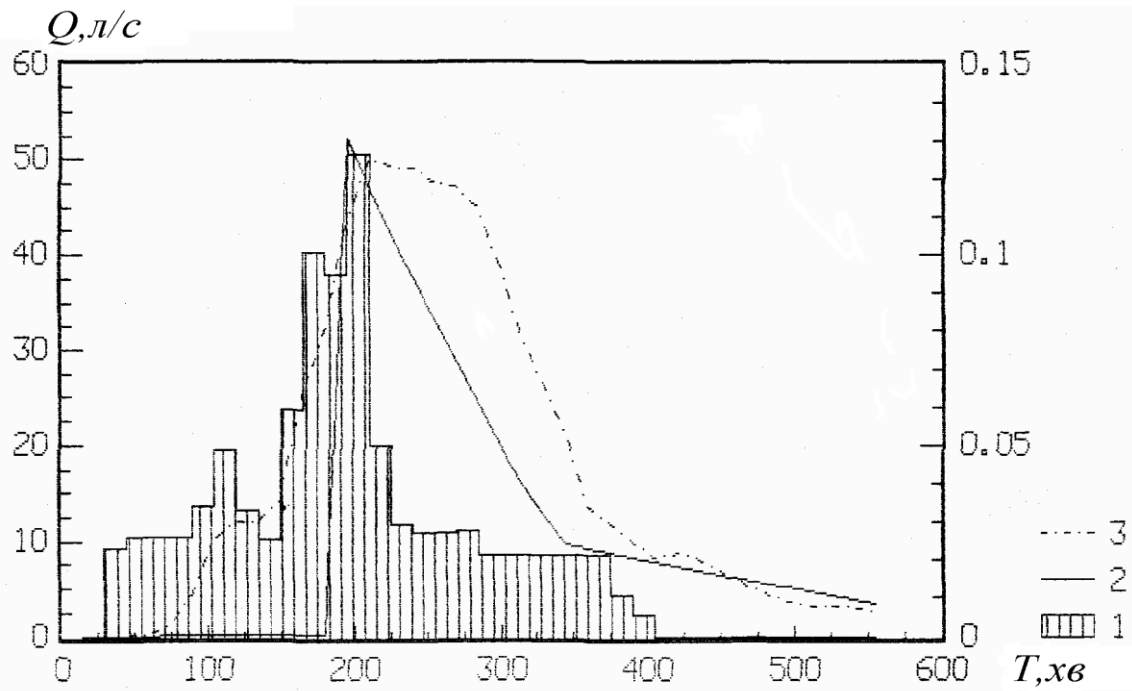


Рисунок 4.1– Хід опадів (1), фактичний (2) і обчислений (3) гідрографи паводку 14.08.1981 р. на водозборі стр. Сагайдачний (МВБС)

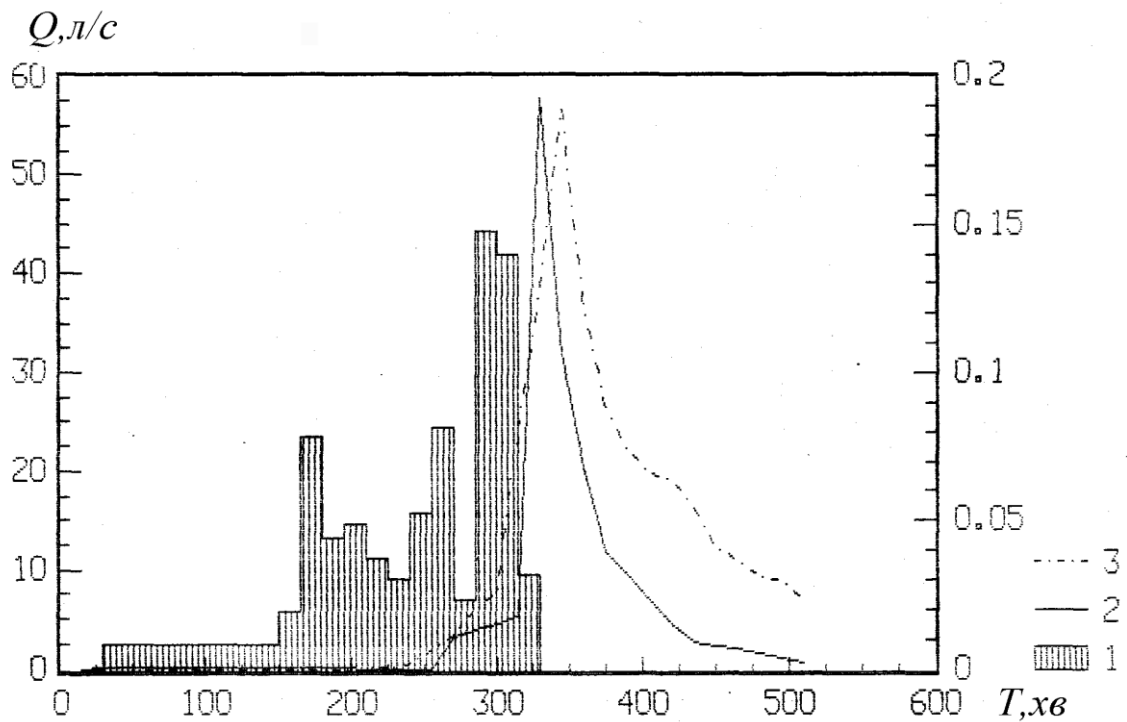


Рисунок 4.2 – Хід опадів (1), фактичний (2) і обчислений (3) гідрографи паводку 03.06.1983 р. на водозборі стр. Вишневий (МВБС)

Таблиця 4.5 – Значення критерію  $\bar{S}/\sigma$  для паводків на басейнах МВ

№ п/п	Інтервал $\bar{S}/\sigma$	Кількість випадків	Сума випадків	Забезпеченість неперевищення інтервалу $\bar{S}/\sigma$ у %
1	2	3	4	5
1	$\leq 0.40$	18	18	15
2	0.41-0.60	44	62	51
3	0.61-0.80	38	100	81
4	$\geq 0.81$	23	123	100

Як видно з табл. 4.5 критерій  $\bar{S}/\sigma$  у 81% випадків не перевищує 0.8 при кількості паводків, що дорівнює 123. Це відносить наведену методику розрахунків до задовільної [138].

#### 4.2.2 Результати оптимізації параметрів моделі для малих водозборів Українських Карпат

Аналіз результатів оптимізації параметрів моделі водного стоку [132, 133] показав, що параметри  $k_0$  та  $k_n$  формули інтенсивності інфільтрації мало змінюються при оптимізаційних розрахунках гідрографів паводків ( $\sigma_{k_0}=0.0002$ ,  $\sigma_{k_n}=0.00007$ ), тому їх можна прийняти рівними відповідно  $k_0=0.0054$  мм/хв, а параметр  $k_n=0.0024$  мм/хв.

Параметр інфільтрації  $A$ , одержаний в результаті оптимізації, зв'язувався з індексом попереднього зволоження  $I_w$ . Ця залежність може бути описана таким експоненціальним рівнянням (рис. 4.3)

$$A = 44.5e^{-0.06 \cdot I_w}. \quad (4.5)$$

Величина достовірності апроксимації залежності, зображеної на рис. 4.3, дорівнює  $R^2=0.94$ , що означає близькість значень тренду до фактичних даних.

Параметри формули швидкості поверхневого схилового стоку  $m$  та швидкості стікання підповерхневих вод  $v_0$  також мало змінюються при розрахунках ( $\sigma_m=0.0014$ ,  $\sigma_{v_0}=0.13$ ), тому їх можна прийняти рівними відповідно  $m=0.032$ ,  $v_0=0.69$ .

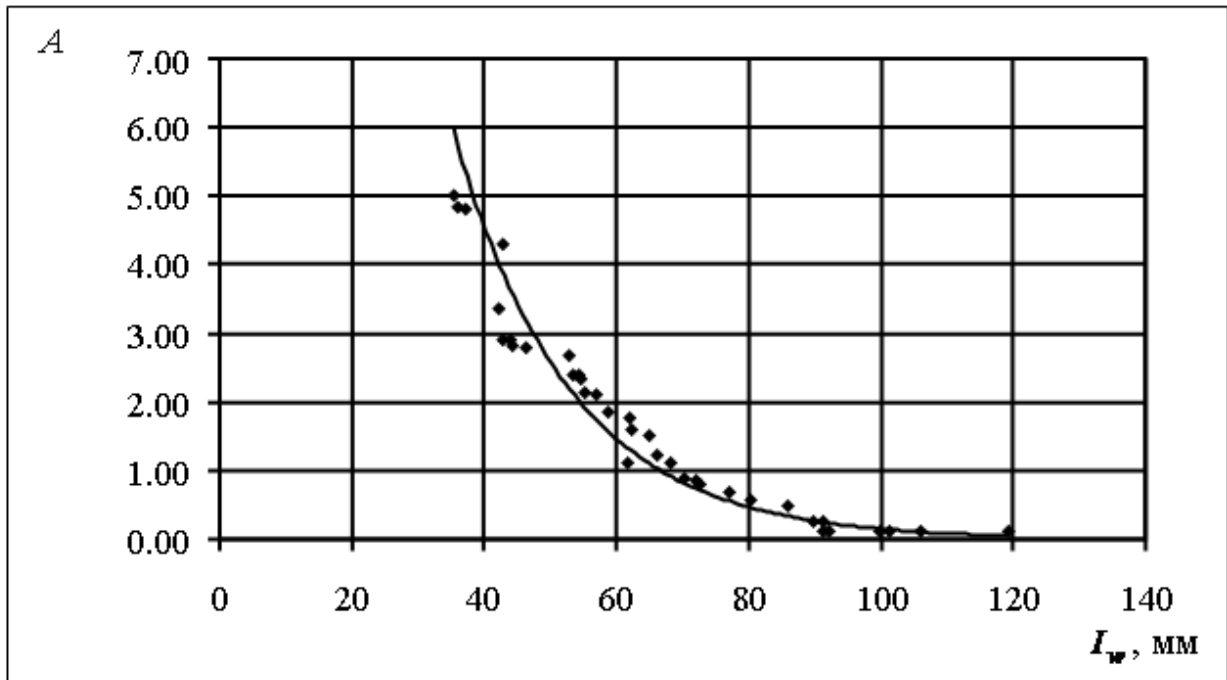


Рисунок 4.3 – Залежність параметра інтенсивності інфільтрації  $A$  від індексу попереднього зволоження  $I_w$

Для малих водозборів Українських Карпат можна прийняти загальний вираз для розрахунку ординат гідрографу схилового притоку у вигляді суми синхронних ординат гідрографів поверхневого та підповерхневого схилового притоку з врахуванням коректуючого коефіцієнту  $d$

$$q' = d \cdot q'_n + (1 - d)q'_k, \quad (4.6)$$

де  $q'_n$ ,  $q'_k$  – модулі поверхневого та підповерхневого стоку,  $\text{м}^3/\text{с} \cdot \text{км}^2$ ;

$d$  – частка площі водозбору, на якій формується поверхневий стік.

У роботі встановлений зв'язок параметра  $d$ , що характеризує частку поверхневого схилового стоку з середньою залісенністю водозбору  $f_l$ , який виражається аналітичним рівнянням

$$d = \frac{0.46}{1 + 1.49 \cdot f_l^{0.45}}. \quad (4.7)$$

За результатами оптимізації слід відзначити, що на водозборах з високою залісенністю  $f_l$  більше 90%, відносна площа  $d$  з поверхневим стоком досягає мінімального значення  $d=0.19$ , і навпаки, на водозборі без лісу, відносна площа  $d$  досягає свого максимального значення  $d=0.46$ . Це відповідає зменшенню

поширення поверхневого стоку на заліснених водозборах. Величина достовірності апроксимації залежності, представленої на рис. 4.4,  $R^2=0.98$ .

У результаті виконаної процедури оптимізації було встановлено, що русловий параметр  $a_p$  формули швидкості залежить від площі водозбору. Ця залежність може бути описана таким рівнянням

$$a_p = \frac{0.70}{(1 + F_{вод})^{0.11}} \quad (4.8)$$

Величина достовірності апроксимації залежності, зображеної на рис. 4.5, дорівнює  $R^2=0.96$ , що означає близькість значень тренду до фактичних даних.

Параметр  $a_p$  встановлювався методом оптимізації за умови мінімуму критерію якості, тобто за умови кращої збіжності обчислених гідрографів паводків та спостережених.

Оптимізація параметрів моделі стоку хімічних речовин ґрунтується на встановленні параметрів функції, що враховує надходження розчинених хімічних речовин у водний потік

$$F_i = k_i(C_{pi} - C_i) \cdot h \cdot q', \quad (4.9)$$

де  $k_i$  – коефіцієнт сорбції-десорбції заданої  $i$ -ї речовини;

$C_{pi}$  – рівноважна концентрація, мг/дм<sup>3</sup>.

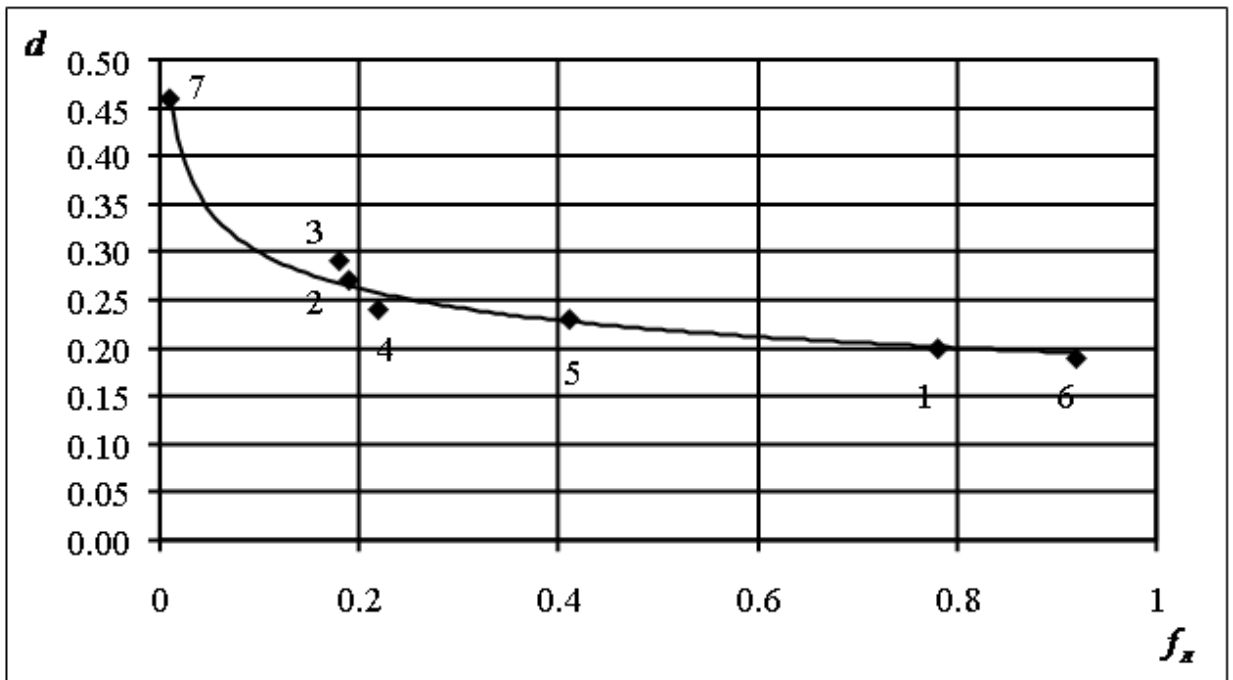


Рисунок 4.4 – Залежність частки поверхневого схилового стоку  $d$  від середнього значення залісненості  $f_{л}$  (у точок номери водозборів згідно табл. 4.6)

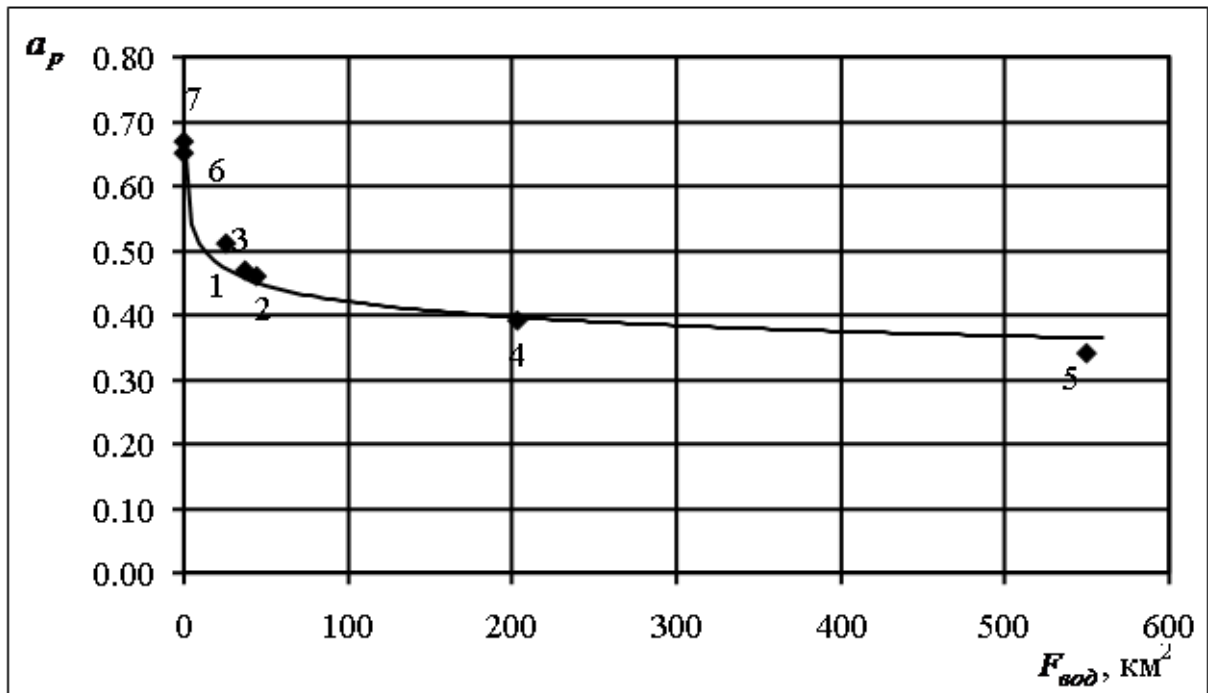


Рисунок 4.5 – Залежність оптимального значення параметра руслової швидкості  $a_p$  від площі водозбору  $F_{вод}$  (у точок номери водозборів згідно табл. 4.6)

Таблиця 4.6 – Результати оптимізації просторової моделі для річок Закарпатської воднобалансової станції (ЗВБС)

(при  $k_0=0.0054$  мм/хв;  $k_n=0.0024$  мм/хв;  $m=0.032$ ;  $v_0=0.69$  м/хв)

№	Річка – пост	$F_{вод}$ , км <sup>2</sup>	$f_l$ , %	$a_p$	$d$
1	2	3	4	5	6
1	р. Лопушна – с. Лопушне (н)	37.3	78.4	0.47	0.20
2	р. Пилипець – с. Пилипець	44.2	19.0	0.46	0.27
3	р. Студений – с. Нижній Студений	25.4	18.0	0.51	0.29
4	р. Репінка – с. Репіне	203	22.0	0.39	0.24
5	р. Ріка – смт Міжгір'я	550	41.0	0.34	0.23
6	р. Йойковець – смт Міжгір'я	0.39	92.3	0.65	0.19
7	р. Глибокий Яр – смт Міжгір'я	0.28	0.00	0.67	0.46

Рівноважна концентрація обчислюється за такою формулою

$$C_{pi} = C_{vi} / (p_i(d_i - C_{vi})), \quad (4.10)$$



де  $C_{vi}$  – концентрація солей хімічної речовини у ґрунті, мг/кг;  
 $p_i$  та  $d_i$  – чисельні коефіцієнти.

Чисельні значення коефіцієнтів встановлюються для кожної речовини окремо у лабораторних дослідженнях за даними про розчинність конкретних речовин, для нітратів і їх форм:  $p_i=0.065$ ,  $d_i=7300$ ; для фосфатів і їх форм:  $p_i=0.066$ ,  $d_i=7351$  [134].

У роботі розрахунки стоку хімічних речовин виконувалися на прикладі іонів нітриту та фосфату, оскільки саме ці біогенні елементи входять до складу всіх тканин живих організмів, але вони також є основними нестационарними джерелами забруднення річок, які під час дощових паводків змиваються з сільськогосподарських територій, тому що є основними компонентами добрив.

При оптимізації параметрів виявилось, що вони змінюються у таких межах:

$$C_{vNO_2^-} = 0.06 \div 20.0 \text{ мг/100 г}, C_{vPO_4^{3-}} = 0.50 \div 63.0 \text{ мг/100 г} [135].$$

Врахування кількості змитих під час паводків біогенних речовин є надзвичайно важливим завданням, оскільки їх концентрація у незабруднених природних водах зазвичай незначна. Проте забруднення природних річкових вод промисловими, побутовими та сільськогосподарськими стоками, призводить до значних перевищень гранично допустимих концентрацій.

### **4.3 Результати розрахунків гідрографів паводкового стоку води та розчинених хімічних речовин**

#### **4.3.1 Опис результатів обчислення гідрографів стоку для малих водозборів Північно-Західного Причорномор'я з використанням радіолокаційних даних про опади**

Просторові моделі знаходять обмежене застосування, оскільки одна з основних їх переваг, яка полягає в можливості врахування просторової мінливості вхідних параметрів, повною мірою може бути реалізована тільки за наявності повноцінної інформації про поле опадів. Радіолокаційний метод вимірювання опадів володіє істотними перевагами в порівнянні з традиційними. Він характеризується просторовим характером вимірювань і оперативністю одержання даних.

Описувана просторова модель була застосована для розрахунку дощового паводкового стоку з використанням даних про радіолокаційні вимірювання опадів [139] та за допомогою традиційних методів вимірювання опадів.

В роботі використовувалися матеріали спостережень Молдавської

воднобалансової станції на експериментальному водозборі р. Балцата, площею  $62.4 \text{ км}^2$ , що устаткований плювіографами та дані по стоку з ряду водозборів Північно-Західного Причорномор'я, площею від 179 до  $1210 \text{ км}^2$ . Ці водозбори розташовуються в зоні дії вимірювального радіолокаційного комплексу в м. Котовськ (Молдова). Комплекс включає радіолокатор системи МРЛ-2, спеціальну апаратуру «Опади», розроблену в ДАО і ЕОМ АСВТ М-6000. Цей комплекс дозволяє вимірювати інтенсивність атмосферних опадів в радіусі 100 км навколо м. Котовська через кожні 15 хв і представляти її в реальному масштабі часу у вигляді цифрової карти середньої інтенсивності опадів по ділянках площею  $2 \times 2$  і  $10 \times 10 \text{ км}^2$  за деякий інтервал часу. Це дозволяє одержати інформацію, необхідну для побудови математичної моделі формування стоку.

Водозбір стр. Сагайдачний представлений системою з 4-х квадратів  $2 \times 2 \text{ км}^2$ , водозбори других річок регіону представлені системами від 3-х (р. Когильник – м. Котовськ) до 13-ти (р. Ботна – с. Каушани) квадратів площею  $10 \times 10 \text{ км}^2$ .

В межах кожного квадрату був визначений похил у напрямку стікання та виконана схематизація типів ґрунтів у відповідності з максимальним відсотком площі, зайнятої тим або іншим ґрунтом. Гідрофізичні параметри ґрунтів бралися відповідно табл. 4.1. Для розрахунків профілів вологості на водозборі стр. Сагайдачний за початкові умови бралися виміряні профілі вологості через кожну декаду за весь теплий період, для інших водозборів в якості початкових умов використовувалася дані про середні багаторічні запаси вологи на початок весни, які становлять для цього району приблизно 0.8 величини найменшої вологоємкості.

З метою виявлення ефективності використання радіолокаційних полів в розрахунках стоку з річних водозборів в роботі були обчислені гідрографи дощових паводків на стр. Сагайдачний.

Вхідними даними про опади в першому варіанті розрахунку по просторовій моделі слугували результати радіолокаційних вимірів опадів за сім окремих дощів в басейні Сагайдачного в квітні-червні 1984 року. В другому варіанті використовувалися наземні дані за цей же період спостережень, одержані за допомогою сітки плювіографів.

Один з обчислених гідрографів показаний на рис. 4.6, зіставлення фактичних та обчислених витрат на стр. Сагайдачний з використанням наземних і радіолокаційних даних наведені в табл. 4.7.

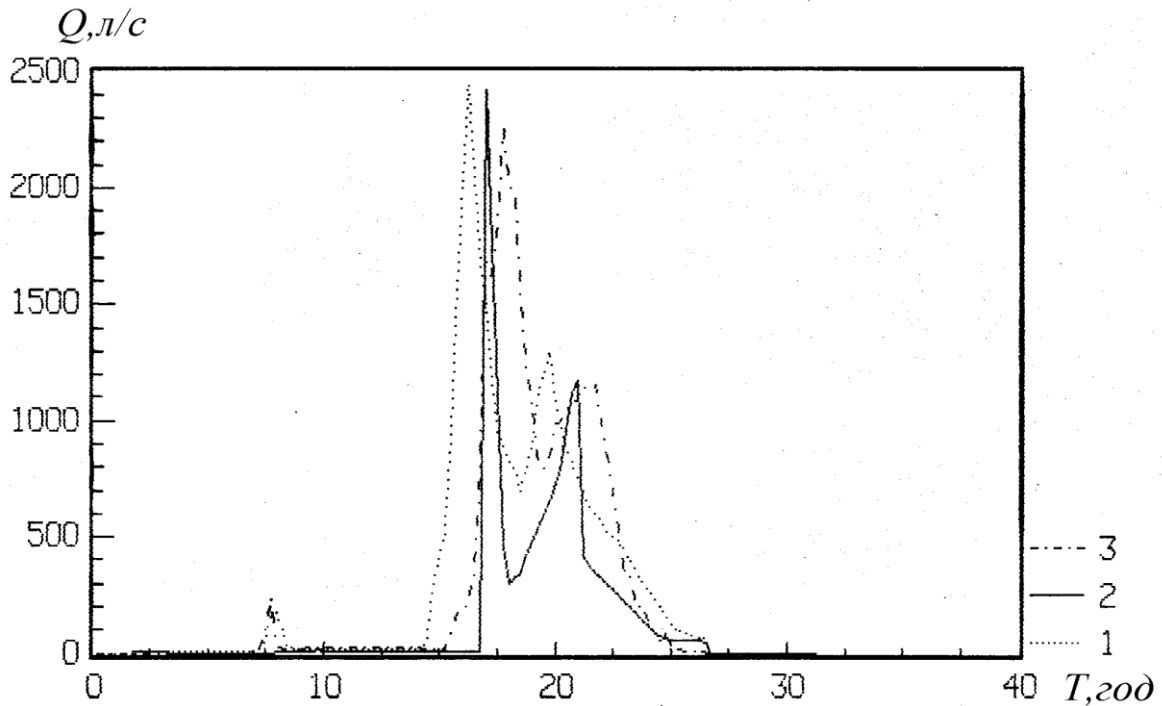


Рисунок 4.6 – Гідрографи паводку на водозборі стр. Сагайдачний МВБС за 8.06 1984р. розраховані різними способами:

1 – за даними радіолокатора; 2 – фактичний; 3 – за даними пльовіографів.

Зіставлення розрахованих (з використанням результатів радіолокаційних вимірів опадів) гідрографів з фактичними, одержаними по даних спостережень за стоком стр. Сагайдачний, показало, що перші дещо завищені в порівнянні з іншими за максимальними витратами води на 1.66-29.91%.

З рисунку також видно, що максимальна витрата паводку, обчисленого по радіолокаційних матеріалах, настає дещо раніше, ніж фактичний пік паводку. Об'єми паводків розрахованих по радіолокатору також показали значення більші за фактичні, хоча оцінний параметр  $\bar{S}/\sigma$  для шести з семи обчислених паводків показав задовільні значення (табл. 4.7).

Таблиця 4.7 – Зіставлення фактичних та обчислених витрат на стр. Сагайдачний з використанням наземних і радіолокаційних даних

№ п/п	Дата паводка	Максимальні витрати, л/с			$\frac{Q_{\max p}}{Q_{\max \phi}}$ , %	$\frac{W_p}{W_\phi}$	$\bar{S}/\sigma$
		спостережені	обчислені по пливовографу	обчислені по радіолокатору			
1	2	3	4	5	6	7	8
1	18.04.84	1500	1490	1870	24.67	0.96	0.60
2	27.04.84	29.3	31.1	34.6	16.04	1.28	0.67
3	28.04.84	126	126	145	15.08	1.21	1.51
4	14.05.84	7.12	8.87	9.34	29.91	1.34	0.68
5	22.05.84	12.5	12.9	14.2	12.00	1.37	0.53
6	8.06.84	2410	2250	2450	1.66	1.48	0.70
7	25.06.84	27.1	28.2	29.0	7.01	1.83	0.79
Середнє					15.19	1.35	0.78

Для розрахунку гідрографів на малих водозборах Північно-Західного Причорномор'я були одержані оптимальні параметри, які показані в табл. 4.8.

Таблиця 4.8 – Результати оптимізації паводків на водозборах Північно-Західного Причорномор'я

№ п/п	Ріка – пункт	Площа, км <sup>2</sup>	Параметри			
			$K_0$ , см/с	$D_0$ , см <sup>2</sup> /с	$a_S$	$a_p$
1	2	3	4	5	6	7
1	Стр. Сагайдачний	3.92	0.006	5.1	0.08	1.17
2	Стр. Вишневий	4.22	0.015	3.1	0.08	1.24
3	р. Ялпуг – с. Буджак	241	0.010	2.9	0.08	0.64
4	р. Лунга – с. Чадир-Лунга	370	0.00	4.9	0.08	0.63
5	р. Б. Сальча – с. Мусаїт	414	0.008	4.7	0.08	0.61
6	р. Когильник – м. Котовськ	179	0.016	3.7	0.08	0.66
7	р. Ботна – с. Каушани	1210	0.006	4.6	0.08	0.47
	Середнє		0.009	4.14	0.08	0.75

Аналіз розрахованих значень  $a_p$ , які наведені в табл. 4.8, дозволив одержати залежність параметру руслової швидкості  $a_p$  від площі водозбору  $F$ . Графік зв'язку показаний на рис. 4.7.

Аналітично цю залежність можна записати рівнянням

$$a_p = \frac{1.4}{F^{0.15}}, \quad (4.11)$$

яке дає середнє відхилення точок 14.8%.

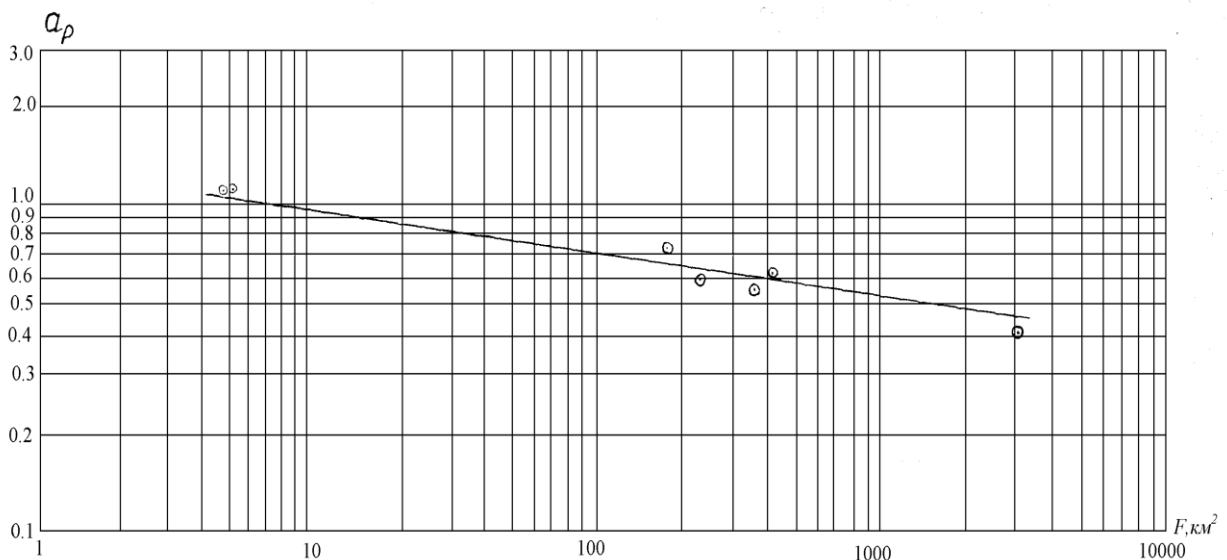


Рисунок 4.7 – Залежність параметра руслової швидкості  $a_p$  від площі водозбору  $F$

На рис. 4.8 представлений приклад розрахунку гідрографа на одному з п'яти водозборів регіону (р. Когильник – с. Котовськ) за 1984-1985 р.р. У табл. 4.9 проведено порівняння обчислених і фактичних витрат з використанням наземних і радіолокаційних даних.

Аналіз показав, що обчислені гідрографи стоку за вегетаційний період в цілому відповідають ходу фактичних. Параметр  $\bar{S}/\sigma$  для шести розрахованих гідрографів становив 0.53-0.79, а для трьох перевищив – 0.8 (табл. 4.9).

Дані розрахунки виконані на основі дуже обмеженої кількості інформації і можуть вважатися попередніми. Але і вони дозволяють зробити висновок, що застосування просторової моделі з використанням радіолокаційної інформації в основному прийнятне для обчислень гідрографів на маловивчених водозборах Північно-Західного Причорномор'я.

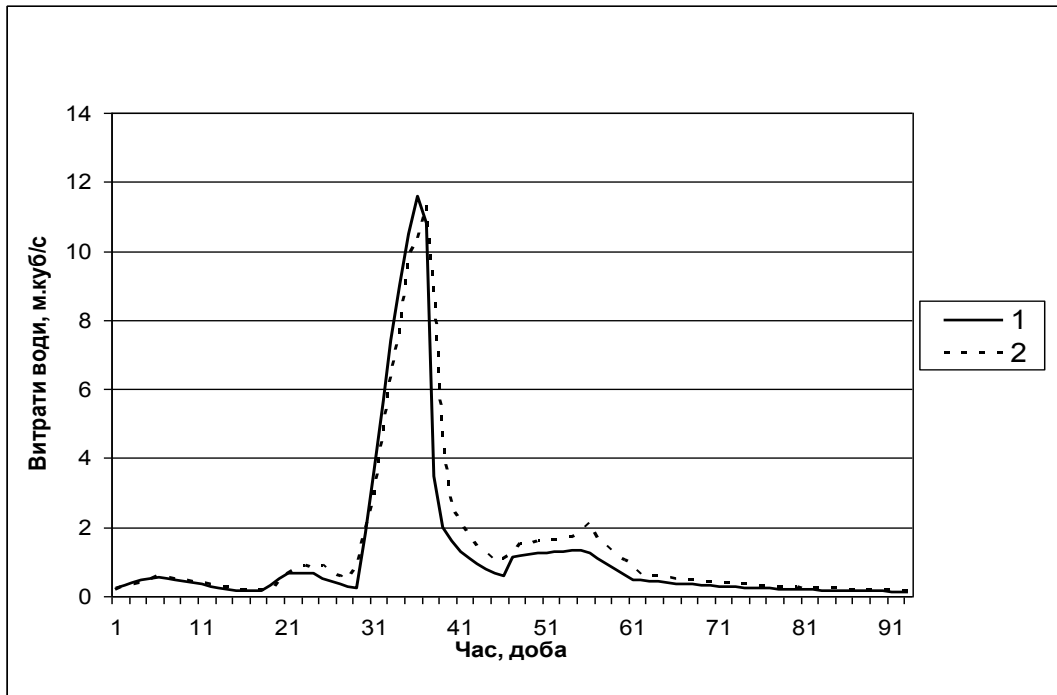


Рисунок 4.8 – Гідрографи паводкового стоку за теплий період року на водозборі р. Когильник – м. Котовськ за 1985 р.:  
1 – фактичний гідрограф; 2 – обчислений гідрограф

Таблиця 4.9 – Порівняння обчислених за даними радіолокатору і спостережених гідрографів стоку на водозборах Північно-Західного Причорномор'я

№	Річка-пункт	Рік	Макс. Витрата, м <sup>3</sup> /с		$W_r/W_0$	$S/\delta$
			$Q_0$	$Q_r$		
1	2	3	4	5	6	7
1	р. Ялпук – с. Буджак	1984	19.6	13.0	0.94	0.62
2	р. Ялпук – с. Буджак	1985	2.08	2.02	0.92	0.74
3	р. Лунга-Чадир – с. Лунга	1984	2.37	2.20	0.98	0.64
4	р. Лунга-Чадир – с. Лунга	1985	1.81	1.59	0.93	0.79
5	р. В. Сальча – с. Мусаїт	1984	1.43	1.26	0.81	1.12
6	р.Когильник – с. Котовськ	1984	10.3	9.07	0.89	0.91
7	р.Когильник – с. Котовськ	1985	11.6	11.4	1.12	0.79
8	р. Ботна – с. Каушани	1984	9.43	7.42	0.72	0.86
9	р. Ботна – с. Каушани	1985	21.5	19.1	0.96	0.53

#### 4.3.2 Опис результатів обчислення гідрографів стоку води та розчинених хімічних речовин на малих водозборах Українських Карпат

З врахуванням встановлених при оптимізації параметрів моделі були виконані перевіірочні розрахунки. У табл. Б.3 та рис. 4.9 наведені результати зіставлення обчислених максимальних витрат  $Q_0$  і шарів стоку  $y_0$  з фактичними витратами  $Q_\phi$  і шарами стоку  $y_\phi$ .

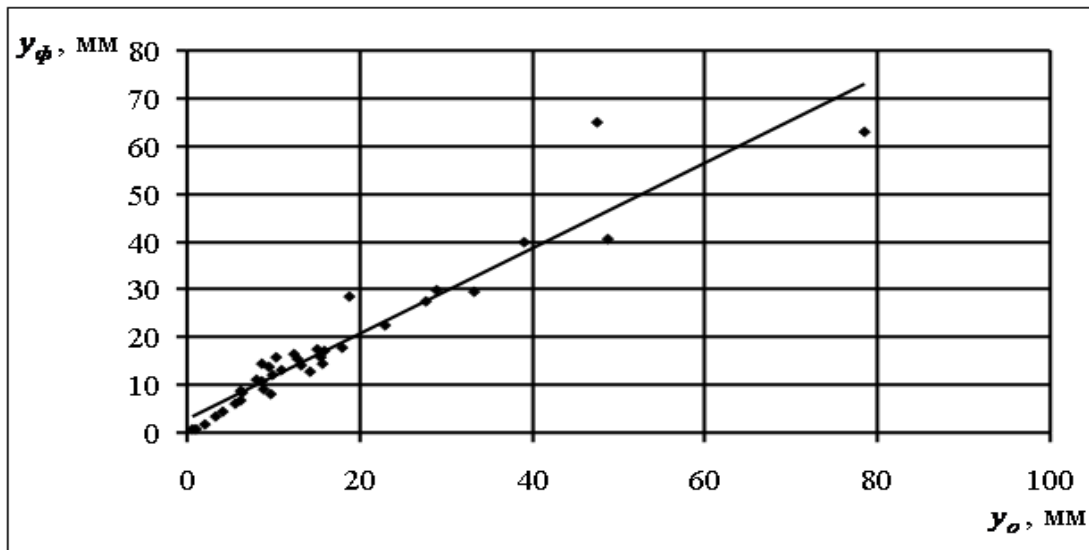


Рисунок 4.9 – Графік зв'язку фактичних  $y_\phi$  та обчислених  $y_0$  шарів стоку

Значення критерію якості розрахунку гідрографів та критерію ефективності методики розрахунків для кожного водозбору наведено у табл. Б.4.

Серед 36 паводків, використаних для оптимізації у 30 випадках, що становить 83.4% від загальної кількості паводків,  $\bar{S}/\sigma < 0.80$ , тобто розрахунки кваліфікуються як задовільні, причому в половині випадків,  $\bar{S}/\sigma < 0.50$ , тобто розрахунки кваліфікуються як хороші. 6 випадків, що залишилися, або 16.6% кваліфікуються як незадовільні, найбільше значення відхилення максимальних витрат становить  $\Delta Q_{\max} = 2.20\%$  для в/п р. Студений – с. Нижній Студений за 27 червня 1974 р., максимальне значення помилки розрахунку шарів стоку  $\Delta y = 33.6\%$  для в/п р. Йойковець – с.мт Міжгір'я за 3 серпня 1967 р., найбільша величина критерію якості досягає  $K = 0.950$  для в/п р. Йойковець – с.мт Міжгір'я за 3 серпня 1967 р., максимальне значення критерію ефективності методики  $\bar{S}/\sigma = 1.20$  для в/п р. Репінка – с. Репіне за 18 травня 1968 р. Середні значення відхилення максимальних витрат і шарів стоку становлять відповідно  $\Delta Q_{\max} = 1.76\%$  і  $\Delta y = 16.1\%$ , а середнє значення критерію ефективності методики  $\bar{S}/\sigma = 0.59$ .

Розрахунок забезпеченості відхилень обчислених максимальних витрат  $Q_o$  від фактичних  $Q_{\phi}$  наведений у табл. 4.10. Розрахунки вважаються надійними, якщо кількість випадків у межах 0-10% близька до 80%-ї забезпеченості. У даному випадку відхилення максимальних витрат до 10% забезпечено на 97.2%, отже, вимогу задоволено і розрахунок є надійним.

Таблиця 4.10 – Забезпеченість відхилень максимальних витрат  $\Delta Q_{\max}$

Межі відхилень, %	Число випадків		Забезпеченість	
	абс.	%	абс.	%
1	2	3	4	5
0-5	35	97.2	35	97.2
6-10	0	0	35	97.2
11-15	0	0	35	97.2
16-20	0	0	35	97.2
21-25	0	0	35	97.2
26-30	0	0	35	97.2
31-35	0	0	35	97.2
36-40	0	0	35	97.2
41-45	1	2.77	36	100

Розрахунок забезпеченості відхилень максимальних витрат іонів нітриту  $\Delta R_{\max}$  наведений у табл. 4.11. У даному випадку відхилення максимальних витрат до 10% забезпечено на 84.6%, отже, вимогу задоволено і розрахунок вважається надійним.

В якості прикладів обчислень на рис. 4.7, 4.8, 4.10, 4.11 наведено суміщені графіки опадів, обчисленого та фактичного стоку води та витрат розчину іонів нітриту та фосфатів.

Аналіз зіставлення гідрографів обчислених та фактичних витрат води, а також значень витрат розчину іонів нітриту показує, що в цілому вони задовільно відповідають один одному і достатньо детально відображають хід дощу в часі.

У табл. Б.5 наведені результати зіставлення обчислених максимальних витрат  $R_o$  з фактичними максимальними витратами  $R_{\phi}$  для всіх прийнятих паводків при оптимізації. За даними табл. Б.5 підраховано, що середнє значення відхилення максимальних витрат становить  $\Delta R_{\max} = 8.16\%$ .

Порівняння обчислених гідрографів стоку зі спостереженими гідрографами стоку води, фактичними значеннями витрат розчинів іонів нітриту показало їхній задовільний збіг.



Таблиця 4.11 – Забезпеченість відхилень максимальних витрат  $\Delta R_{\max}$ 

Межі відхилень, %	Число випадків		Забезпеченість	
	абс.	%	абс.	%
1	2	3	4	5
0-5	45	69.2	45	69.2
6-10	10	15.4	55	84.6
11-15	2	3.08	57	87.7
16-20	2	3.08	59	90.8
21-25	0	0	59	90.8
26-30	2	3.08	61	93.8
31-35	1	1.54	62	95.4
36-40	0	0	62	95.4
41-45	1	1.54	63	96.9
46-50	1	1.54	64	98.5
51-...	1	1.54	65	100

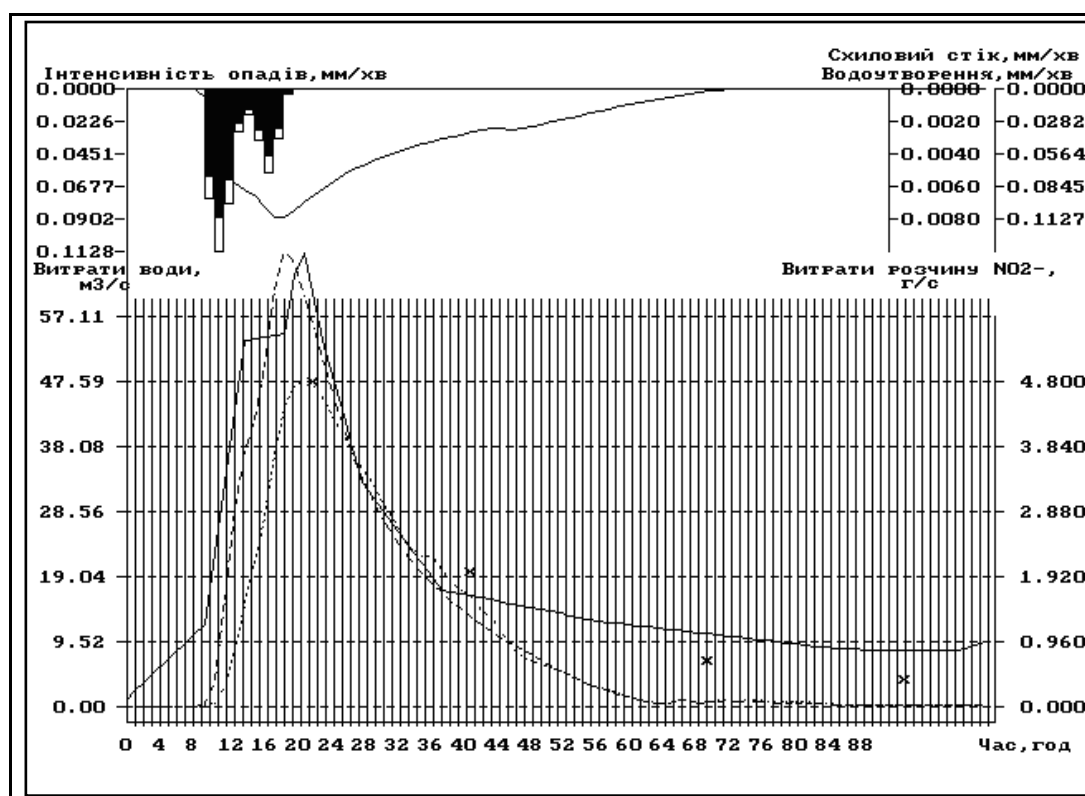


Рисунок 4.10 – Комплексний графік стоку води та розчину іонів нітриту в/п р. Репінка – с. Репіне (11.06.67)

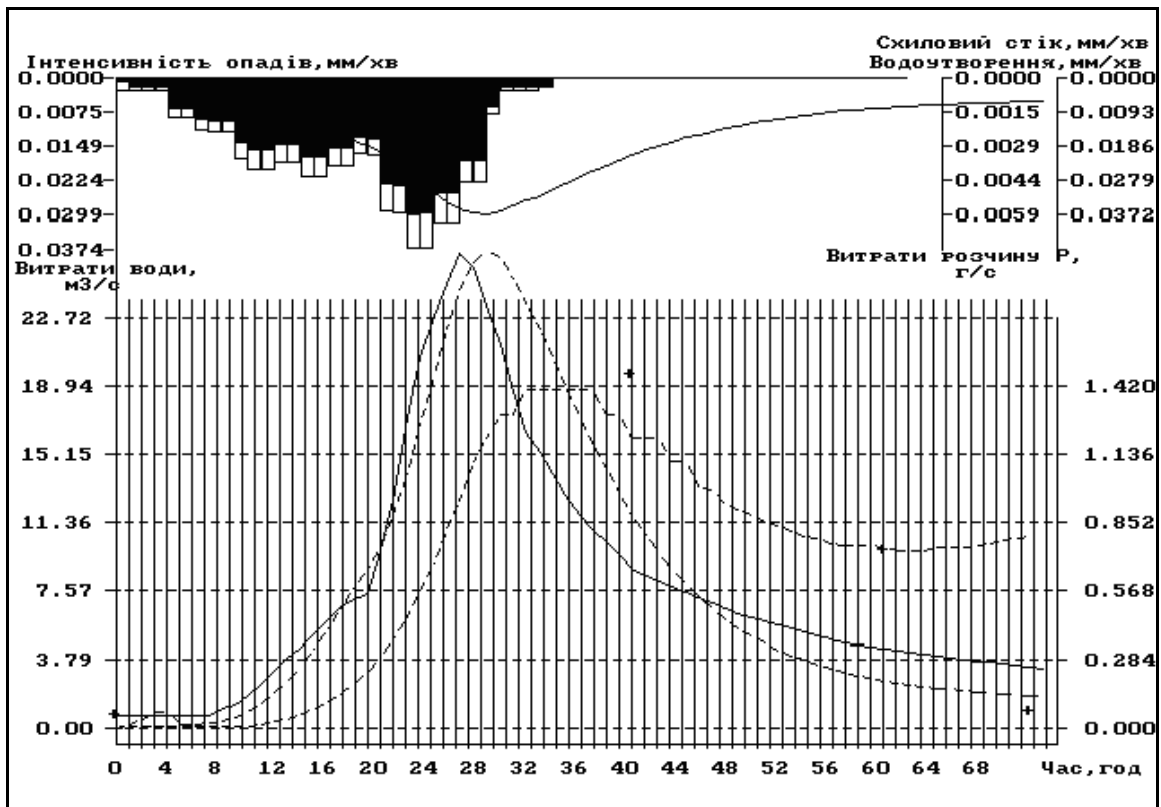


Рисунок 4.11 – Комплексний графік стоку води та розчину іонів фосфату в/п р. Пилипець – с. Пилипець (31.08.72):

- фактичний стік води;
- розрахований стік води;
- розрахований стік розчину іонів нітриту ( $\text{NO}_2^-$ ), іонів фосфату (P);
- × фактичні значення витрат розчину іонів нітриту ( $\text{NO}_2^-$ );
- + фактичні значення витрат розчину іонів фосфату (P).

Виконана перевірка моделі на незалежному матеріалі показала, що точність розрахунків для контрольних паводків і паводків, по яких здійснювалася оптимізація, приблизно однакова (79%), що вказує на стійкість встановлених параметрів моделі, та свідчить про те, що обрана просторова модель враховує основні фізичні процеси формування паводкового стоку на річках, а отже і стоку розчинених хімічних речовин з малих водозборів Українських Карпат [140].

## Висновки до розділу 4

1. За результатами виконаної діалогової поетапної оптимізації параметрів моделі водного стоку встановлено, що частину одержаних оптимальних параметрів з малою змінністю можна осереднити за територією, а інші після останнього етапу оптимізації зв'язати з місцевими фізико-географічними характеристиками водозборів.

2. На підставі виконаної оптимізації одержані аналітичні залежності параметрів моделі водного стоку для малих водозборів Українських Карпат: параметру інфільтрації  $A$  від індексу попереднього зволоження  $I_w$ , частки поверхневого схилового стоку  $d$  від залісенності водозбору  $f_l$  та параметру формули швидкості  $a_p$  від площі водозбору  $F_{вод}$ .

3. Визначено межі змін параметрів моделей, що описують надходження розчинених хімічних речовин у водний потік і подальший їх стік зі схилів у русла річок.

4. Зіставлення розрахованих за моделлю гідрографів стоку зі встановленими оптимальними параметрами і гідрографів, побудованих за фактичними даними спостережень, показало задовільний збіг гідрографів за умови мінімуму критерію якості у 83% випадків для території Українських Карпат.

5. Виконана перевірка моделі на незалежному матеріалі показала, що точність розрахунків для контрольних паводків і паводків, по яких здійснювалася оптимізація, приблизно однакова (79%), що вказує на стійкість встановлених параметрів моделі, та свідчить про те, що обрана просторова модель враховує основні фізичні процеси формування паводкового стоку на річках, а отже і стоку розчинених хімічних речовин з малих водозборів Українських Карпат.

6. В результаті узагальнення експериментального матеріалу по штучному дощуванню одержані стійкі значення параметрів моделі дифузивності та коефіцієнта фільтрації, які визначаються за типом та характером обробки ґрунту для малих водозборів Північно-Західного Причорномор'я.

7. Розрахунок зміни профілю вологості ґрунту в часовому розрізі за весь вегетаційний період сільськогосподарських культур враховує процеси випаровування та транспірації рослин. Процес транспірації регулюється параметром проникності для води системи «ґрунт – корінь», який підібраний для різних культур, а випаровування залежить від опору верхнього шару ґрунту переносу водяної пари, що пов'язано з типом ґрунту.

8. Параметри моделі схилового та руслового стоку встановлювались за даними 123 паводків, зафіксованих на водозборах МВБС, у 81% випадків критерій якості розрахунків  $\bar{S}/\sigma$  відносить результати розрахунків до

задовільних.

9. Модель розрахунку гідрографів за теплий період року була перевірена на незалежному матеріалі стоку з п'яти водозборів Північно-Західного Причорномор'я з використанням радіолокаційних полів опадів. На цих водозборах були уточнені значення параметру руслової швидкості та одержана залежність його від площі водозбору. Критерій якості шести з дев'яти розрахованих гідрографів показав задовільність обчислень за моделлю.

## ВИСНОВКИ

1. По основних напрямках досліджень, як екосистем не так і популяційне, є достатня кількість моделей. Ці моделі дозволяють вирішувати множину прикладних гідроекологічних завдань для річок, озер, лиманів, водосховищ.

Надалі слід чекати розвитку складних багатокomпонентних і ієрархічно організованих моделей, які дозволяють вирішувати комплексні екологічні завдання для водних об'єктів. Зокрема в розглянутих моделях недостатньо представлений еволюційний підхід до формування екосистем в умовах середовища, що змінюється.

2. Якість води річки Дністер у гирловій ділянці (р.Дністер – с. Маяки) відноситься до категорій брудна та дуже брудна (за індексами ГХІ та ІЗВ).

Основними забруднювачами є біогенні сполуки та хром.

Якість води р. Барабой визначається рівнем господарської діяльності на її водозборі та обсягами води р. Дністер, які щорічно подаються в НДЗС для заповнення Барабойського і Санжейського водосховищ. За різними показниками (метод ГХІ, метод ІЗВ, метод екологічної оцінки) якість води р. Барабой оцінюється як «дуже брудна» (метод ГХІ), від «помірно забрудненої» до «брудної» (метод ІЗВ). Найбільшими забруднювачами води р. Барабой є нітрити, сульфати, СПАР, завислі речовини. Водночас якість води р. Барабой з екологічних позицій оцінюється як «задовільна» за станом і «забруднена» за чистотою.

3. Аналіз якості води верхової течії річки Південний Буг, виконаний за методикою ІЗВ показав, що рівень забруднення річкових вод коливається від категорії «чисті» до «забрудненні», основною забруднювальною речовиною виявлені іони нітратів  $\text{NO}_2$ .

Оцінка якості води верхів'їв Південного Бугу, виконана за методикою ГХІ, свідчить про непридатність вод для господарсько-питних потреб, через високу концентрацію фенолів.

4. Забруднення річки Інгул обумовлене впливом м. Кіровоград. Основними забруднювальними речовинами є феноли та нафтопродукти, азот амонійний. Якість вод річки поліпшилася у останнє десятиріччя при порівнянні із роками значного антропогенного навантаження, яке відбувалося у 80-ті роки минулого сторіччя.

5. Якість води річок Псел та Ворскла характеризується як «забруднена» та помірно забруднена. Основні забруднювачі – феноли та СПАР. Високі концентрації заліза у воді обумовлені роботою гірничо-збагачувальних комбінатів, що працюють у верхній течії річок. Установлено, що для більшості розглянутих річок в період весняної повені забруднення води, зменшується, а у період межені – зростає, особливо при наявності у воді забруднювальних

речовин антропогенного походження.

6. На сьогодні водообмін оз. М. Турунчук з р. Дністр здійснюється тільки через один ер. Олександрівський – штучно проритий у 2000 р. канал. Більшу частину року надходження води до озера через цей ерик відбувається головним чином за рахунок змінно-нагінних явищ.

Обчислені добові водообміни оз. М. Турунчук, при умові що, стаціонарні спостереження за рівнем води водойми не виконуються. Розрахунок виконувався шляхом послідовного додавання-віднімання величини добового приросту-зменшення рівня води в озері до відмітки мінус 0,25 м БС від 10 серпня 2009 р. для всіх діб 2008 р. та 2009 рр.

Річний хід добових коефіцієнтів водообміну характеризується суттєвими коливаннями відносно нульового значення. Це пов'язано з тим, що на водообмін озера головним чином впливає не хід рівнів води, а вітрові умови в гирловій ділянці Дністра (незалежно від водності річки).

Результати моделювання русло-заплавного водообміну для озера Мертвий Турунчук дозволяють за даними про водомірні спостереження на в/п. Маяки, обчислювати добові значення коефіцієнтів водообміну та визначити (прогнозувати) загальний екологічний стан озера.

Знак-перемінні коливання добових  $K_{ЗВ}$  пояснюються тим, що водообмін озера відбувається через один ерик, тільки в період дуже високих рівнів води в Дністрі, коли вода з русла річки перетікала в плавневі масиви, і тоді навіть при зменшенні величин  $K_{ЗВ}$ , спостерігалася збільшення об'ємів води в озері, яка туди надходила не тільки з ер. Олександрівського, але й з плавневого масиву, в якому знаходиться ця водойма. Під час згону «стара» вода з озера через ер. Олександрівський виходить, а потім – по завершенню згону, в озеро приходиться той же самий об'єм води, але вже «нової», але така заміна води не охоплює всю акваторію озера, тому дуже часто у верхніх та нижніх частинах водойми спостерігається евтрофікація, дефіцит розчиненого у воді кисню, замори риби, загибель інших гідробіонтів і т.п. явища.

7. За результатами виконаної діалогової поетапної оптимізації параметрів моделі водного стоку встановлено, що частину одержаних оптимальних параметрів з малою змінністю можна осереднити за територією, а інші після останнього етапу оптимізації зв'язати з місцевими фізико-географічними характеристиками водозборів.

На підставі виконаної оптимізації одержані аналітичні залежності параметрів моделі водного стоку для малих водозборів Українських Карпат: параметру інфільтрації  $A$  від індексу попереднього зволоження  $I_w$ , частки поверхневого схилового стоку  $d$  від залісеності водозбору  $f_d$  та параметру формули швидкості  $a_p$  від площі водозбору  $F_{вод}$ .

Визначено межі змін параметрів моделей, що описують надходження розчинених хімічних речовин у водний потік і подальший їх стік зі схилів у русла річок.

Зіставлення розрахованих за моделлю гідрографів стоку зі встановленими оптимальними параметрами і гідрографів, побудованих за фактичними даними спостережень, показало задовільний збіг гідрографів за умови мінімуму критерію якості у 83% випадків для території Українських Карпат.

Виконана перевірка моделі на незалежному матеріалі показала, що точність розрахунків для контрольних паводків і паводків, по яких здійснювалася оптимізація, приблизно однакова (79%), що вказує на стійкість встановлених параметрів моделі, та свідчить про те, що обрана просторова модель враховує основні фізичні процеси формування паводкового стоку на річках, а отже і стоку розчинених хімічних речовин з малих водозборів Українських Карпат.

В результаті узагальнення експериментального матеріалу по штучному дощуванню одержані стійкі значення параметрів моделі дифузивності та коефіцієнта фільтрації, які визначаються за типом та характером обробки ґрунту для малих водозборів Північно-Західного Причорномор'я.

Розрахунок зміни профілю вологості ґрунту в часовому розрізі за весь вегетаційний період сільськогосподарських культур враховує процеси випаровування та транспірації рослин. Процес транспірації регулюється параметром проникності для вологи системи «ґрунт – корінь», який підібраний для різних культур, а випаровування залежить від опору верхнього шару ґрунту переносу водяної пари, що пов'язано з типом ґрунту.

Параметри моделі схилового та руслового стоку встановлювались за даними 123 паводків, зафіксованих на водозборах МВБС, у 81% випадків критерій якості розрахунків  $\bar{S}/\sigma$  відносить результати розрахунків до задовільних.

Модель розрахунку гідрографів за теплий період року була перевірена на незалежному матеріалі стоку з п'яти водозборів Північно-Західного Причорномор'я з використанням радіолокаційних полів опадів. На цих водозборах були уточнені значення параметру руслової швидкості та одержана залежність його від площі водозбору. Критерій якості шести з дев'яти розрахованих гідрографів показав задовільність обчислень за моделлю.

## ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. – К.: «Генеза», 2004. – 664 с.
2. Осадчий В.І. Відгук водних екосистем на глобальні економічні зміни в Україні // Географія в інформаційному суспільстві. Зб. Наук. праць.- Т.І. – К.: ВГЛ Обрії. – 2008. – С.199-208.
3. Тімченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины/К.: Наукова думка. – 2006. – 383 с.
4. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти.: ВЦ Київський університет, 1999. – 319 с.
5. Пеляшенко В.І., Хільчевський В.К. Загальна гідрохімія. – К., 1997.
6. Гідроекологічний моніторинг: навч. Посібник /І.П.Ковальчук, Л.П. Курганевич. – Львів: ЛПУ імені Івана Франка, 2010. -292 с.
7. Петросян Л.А., Захарова В.В. Введение в математическую экологию. –Л.: Изд-во Ленингр. Ун-та. 1986. -221с.
8. Экологический прогноз./Под ред. В.Н. Максимова. – М.: Изд-во Моск. Университета, 1986. – 200 с.
9. Школьный Є.П., Лоева І.Д., Гончарова Л.Д. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації: навчальний підручник. – К.: Міносвіти України, 1999. – 600 с.
10. Лобода Н.С. Методи статистичного аналізу у гідрологічних розрахунках і прогнозах. Навчальний посібник. – Одеса: Екологія. -2010. – 184 с.
11. Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях. Учебное пособие для студ. Вузов. – М.: Академия, 2004.-416 с.
12. Сніжко С.І. Теорія та методи аналізу регіональних гідрохімічних систем. – К.: Ніка центр, 2006. – 285 с.
13. Осадчий В.І. Відгук водних екосистем на глобальні економічні зміни в Україні // Географія в інформаційному суспільстві. Зб. Наук. праць.- Т.І. – К.: ВГЛ Обрії. – 2008. – С.199-208.
14. Алексеев Г.А. Объективные методы выравнивания и нормализации корреляционных связей. – Гидрометеиздат, Л., 1971, с. 360
15. Алибегова Ж.Д. Структура полей жидких осадков за короткие интервалы времени. – Гидрометеиздат, Л., 1975, с.133
16. Арманд А.Д. Теория поля и проблема выделения геосистем. Вопросы географии, 1975, №98, с. 92-106.
17. Белов В.В. Моделирование трансформации энергии в иерархически организованных экосистемах // Науково-технічна конференція наукових та науково-педагогічних працівників ОДЕКУ. Матеріали конференції. — Одеса: ОДЕКУ, 2005.



- 18 Белов В.В., Петрушенко В.В., Шихалеева Г.Н. Биоэнергетические аспекты устойчивости системы “растение – окружающая среда” Проблемы и перспективы развития адаптивного земледелия в XXI столетии.— Херсон, 2004, С. 190-195.
- 19 Беккер А.А., Агаев Т.Б. Охрана и контроль загрязнения природной среды.
- 20 Бефани А.Н. Основы теории ливневого стока. Труды ОГМИ, вып. IV, 1949.- 39-175 с.
- 21 Бефани А.Н. Основы теории ливневого стока. Часть II.- Труды ОГМИ, вып. XIV, Гидрометеиздат, Л., 1958, 309 с.
- 22 Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. Охрана окружающей среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 424 с.
- 23 Горев Л.Н., Пелешенко В.И., Криничный В.В. Методика оптимизации природной среды обитания».-К.: Либідь, 1992,-528 с.
- 24 Горев П.М. Основи моделювання в гідроекології. – К.: Либідь, 1996.- 336 с.
- 25 Захарова М.В. Застосування кінематичної моделі для розрахунку руслового стоку води // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2005. – Вип.49.- С.469-477.
- 26 Иванов В.А., Тучковенко Ю.С. Прикладное математическое моделирование качества вод морских шельфовых экосистем. – Севастополь: Морской гидрофизический институт, 2006. – 368 с.
- 27 Иваненко О.Г. Математичне моделювання гідроекологічних систем: Навчальний посібник. – Одеса, Вид-во «Екологія», 2006. – 141.
- 28 Иваненко О.Г, Белов В.В., Гриб О.М. Практична гідроекологія. Навчальний посібник. – Одеса: ТЕС, 2009. – 76 с.
- 29 Кондратьев С.А. О Математическая модель стока, склоновой эрозии и выноса химических веществ с малых водосборов//Современное состояние малых рек СССР и пути их использования, сохранения и восстановления. – Л.: Гидрометеиздат, 1991г.-с.61-80.
- 30 Левковский С.С. Комплексное использование и охрана водных ресурсов СССР. Киев- Изд. «Вища школа». 1982г. -222 с.
- 31 Лобода Н.С. Методи просторового узагальнення гідрологічної інформації. – Одеса: Екологія, 2008. – 88с.
- 32 Лобода Н.С., Гопченко Є.Д. Стохастичні моделі у гідрологічних розрахунках. Одеса: Екологія, 2006. – 200с.
- 33 М.Страшкраба, А.Гнаук. Пресноводные экосистемы.
- 34 Математическое моделирование. – «Мир», 1989.-373 с.
- 35 Методические рекомендации по оценке выноса биогенных веществ поверхностным стоком.- М.,изд-во ВАСХНИЛ, 1985.-32с.
- 36 Пэнтл Р. Методы системного анализа окружающей среды/ Пер. С англ. – М.: Мир, 1979. – 215 с.

- 37 Романенко В.Д., Окснюк В.Н., Жукинский В.Н., Стольберг Ф.Н., Лаврик В.И. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. – К.: Наукова Думка, 1990. – 270 с.
- 38 Сердюцкая Л.Ф. Системный анализ математическое моделирование экологических процессов в водных экосистемах. – М.: Книжный дом «Либроком», 2009. – 144 с.
- 39 Смит Дж. М. Модели в экологии/ Пер. С англ. М.: Мир, 1976. –184 с.
- 40 Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. – К.: Наукова Думка, 2006. – 384 с.
- 41 Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья. – К.: Наукова Думка, 1990, 240 с.
- 42 Швевс Г.И. Формирование водной эрозии, стока наносов и их оценка. – Л., Гидрометеиздат. 1974, 183с.
- 43 Davis H.H., Donigan J. Simulation nutrient movement// Trans. ASAE. 1979/ Vol. 22. - № 5. – P. 1081-1086.
- 44 Jorgensen S.E. Introduction – Ecological Modelling and Environmental Management , Part A. Elsevier Scientific Publishing company, Amsterdam, 1983.
- 45 Snodgrass W.J. and O’Melia C.R. Predictive Model for Phosphorus in Lakes. Environmental Science and Technology, Vol. 9, No, 10, 1975.
- 46 Никаноров А.М. Гидрохимия. – С-Пб: Гидрометеиздат, 2001. – 380 с.
- 47 Романенко В.Д., Жукинський В.М., Окснюк О.П. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. – К.: Символ – Т, 1998. – 28 с.
- 48 Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. – К.: Ніка центр, 2001. – 262 с.
- 49 Хільчевський В.К. Роль агрохімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра. – К.: ВПЦ „Київський університет”, 1996. – 222 с.
- 50 Яров Я.С. Гідрохімічний режим та екологічний стан річки Барабой // Український гідрометеорологічний журнал, 2010. – Вип. 7. – С. 200-210.
- 51 Никаноров А.М. Гидрохимия. – С-Пб: Гидрометеиздат, 2001. – 380 с.
- 52 Сніжко С.І. Інженерна гідрохімія: Навчальний посібник. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2001. – 105 с.
- 53 Тучковенко Ю.С., Лобода Н.С., Гриб О.Н. Современные проблемы водной экосистемы Тилигульского лимана и пути их решения // Труды Междунар. Науч. – практ. конф. (17-28 мая 2011 г., Пермь) “Современные проблемы водохранилищ и их водосборов.” - Т.1. – Перм. гос.университет. – Пермь, 2011. –С.167-172.
- 54 Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Колесникова Т.Х. Обзор методов оценки качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям //

- Гидрохимические материалы. – 1982. – Т. LXXXI. – С. 121-131.
- 55 Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Колесникова Т.Х. Оценка качества поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям // Гидрохимические материалы. – 1983. – Т. LXXXVIII. – С. 119-129.
- 56 Зянько Н.В., Стадник В.М., Гардаш М.В., Захарова М.В., Даус М.Є. Гідроекологічна характеристика р. Південний Буг // Матеріали студентської наукової конференції ОДЕКУ 6-16 квітня 2011 р. – Одеса: Екологія. – 2011. – С. 98-101.
- 57 Колодеєв Є.І., Гриб О.М., Яров Я.С. Гідроекологічні проблеми Північно-Західного Причорномор'я // Матеріали звітної науково-технічної конференції науково-педагогічних працівників Одеського державного екологічного університету. – Одеса: ОДЕКУ. – 2009. – С. 28-31.
- 58 Швобс Г.І., Ігошин М.І. Каталог річок і водойм України: навчально-довідковий посібник / Під ред. Є.Д. Гопченка. – Одеса: Астропринт, 2003. – 390 с.
- 59 Гребінь В.В. Регіональний ландшафтно-гідрологічний аналіз сучасного водного режиму річок України: Дис...д.Геогр.наук:11.00.07. – Київ, 2010. – 440с.
- 60 Хільчевський, В.К., Ромась І.М., Ромась М.А., В.В. Гребінь, Шевчук І.О., Чунар'юв О.В. Гідролого-гідрохімічна характеристика мінімального стоку річок басейну Дніпра. – К.: Ніка-Центр, 2007.- 184 с.
- 61 Атлас природных условий и естественных ресурсов УССР. М.: Главное управление по геодезии и картографии при Совете Министров СССР, отдел географии, - 1978. – 120с.
- 62 Доброумов Б.М., Устюжанин Б.С. Преобразование водных ресурсов и режима рек центра ЕТС. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 221с.
- 63 Вишневський В.І., Косоцький О.О. Гідрологічні характеристики річок України.- К.: - Ніка-Центр. – 2003.-324 с.
- 64 Пилип'юк В.В., Лобода Н.С. Динаміка хімічного складу р.Псел та оцінка її якості // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К. ВГЛ "Обрії", 2010. – Т.4(21). – С. 125-134.
- 65 Лобода Н.С., Пилип'юк В.В. Динаміка хімічного складу води по довжині р.Ворскла та оцінка її якості // Вісник Одеського державного екологічного університету. – Вип.12. - Одеса:ТЕС. – 2011. - С. 178-189.
- 66 Ромась М.І., Чунар'юв О.В., Шевчук І.О. До визначення антропогенних складових іонного стоку річки Південний Буг // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія – 2007. – Т.13.- С. 118-123.
- 67 Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца – К.: Урожай, 1987. – 304с.
- 68 Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні

- аспекти. – К.: ВЦ «Київський університет», 1999. – 319 с.
- 69 Чунар'ов О.В. Оцінка впливу господарської діяльності на водоресурсний потенціал басейну Південного Бугу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія – 2007. – Т.12. – С. 114-122.
- 70 Хільчевський В. К. , Чунар'ов О. В. , Ромась М. І. та ін. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу. – К. : Ніка-Центр, 2009. – 184 с.
- 71 Лобода Н. С., Яров. Я. С., Роша К. І. Оцінка якості води річки Інгул за гідрохімічними показниками // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія – 2010. – Т.4 (21).- С. 83-92.
- 72 Лобода Н.С., Романенко В.П. Оцінка хімічного складу води р.Південний Буг на протязі 1996-2006 рр. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Відповідний редактор Хільчевський В.К. – К. ВГЛ "Обрії", Т.18.2010. – С. 160-166.
73. Отчет по изучению водного баланса Куяльницкого лимана. – Одесса, ОГМИ, 1965. – 150 с.
74. Геоэкологический анализ ситуации и разработка схем мероприятий по улучшению водно-солевого режима Куяльницкого лимана: Отчёт о НИР. Од. гос. Ун-т им. И.И. Мечникова. – Одесса, 1995. – 190 с.
75. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья. – К.: Наук. думка, 1990. – 240 с.
76. Розенгурт М.Ш. Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов Одесских лиманов. – К.: Наук. думка, 1974. – 224 с.
77. Гопченко Е.Д., Романчук М.Е., Казанкова Т.В. К оценке притока поверхностных вод в Хаджибейский и Куяльницкий лиманы // Тезисы международного симпозиума. – Одесса, 1996. – С. 132.
78. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоёмов Украины. – К.: Наук. думка, 2006. – 384 с.
79. Энан А.А., Шихалеева Г.Н., Адобовський В.В., Бабинец С.К., Чурсина О.Д. Современное гидроэкологическое состояние Куяльницкого лимана (Северо-Западное Причерноморье) // Зб. Наук. ст. / За ред. В.М. Небрата. – Одеса: ІНВАЦ, 2009. – С. 247-249.
80. Энан А.А., Шихалеева Г.Н., Бабинец С.К., Кирюшкина А.Н. Экологическое состояние природной среды лиманно-морского курортного комплекса «Куяльник-Лузановка» и водной экосистемы Куяльницкого лимана. Перспективы развития // Матер. Всеукр. Наук.-практ. конф. «Екол. Міст та рекреац. Зон». – 2009. – С. 216-221.
81. Сизо А.В., Кирюшкина А.Н., Шихалеева Г.Н., Адобовский В.В. К вопросу о гидрологическом режиме и геоморфологии Куяльницкого лимана // Зб. Докл. Та ст. / За ред. В.М. Небрата. – Одеса: ІНВАЦ, 2011. – С. 288-291.

82. Гопченко Є.Д., Гриб О.М., Белов В.В., Гриб К.О., Медведева Ю.С. Аналіз сучасних морфометричних та деяких фізико-хімічних характеристик лиману Куяльник // Зб. Наук. ст. / За ред. В.М. Небрата. – Одеса: ІНВАЦ, 2009. – С. 63-65.
83. Гопченко Є.Д., Гриб О.М. Сучасні морфометричні характеристики Куяльницького лиману // Вестник Гидрометцентра Чёрного и Азовского морей. Государственная гидрометеорологическая служба Украины. – 2009. – № 2 (10). – С. 186-193.
84. Оцінка багаторічних змін складових водного балансу Куяльницького лиману для розробки рекомендацій по збереженню його природних ресурсів: Звіт з НДР. Од. держ. Екол. Ун-т. – Одеса, 2009. – 90 с.
85. Гопченко Є.Д., Гриб О.М. Оцінка складових водного балансу Куяльницького лиману та визначення причин сучасного обміління водойми // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2010. – Вип. 51. – С. 200-215.
86. Гопченко Є.Д., Гриб О.М., Белов В.В. Оцінка складових водного балансу Куяльницького лиману та визначення перспектив поліпшення його екологічного стану // Матеріали III всеукраїнської науково-практичної конференції «Географія та екологія: наука і освіта», 15-16 квітня 2010 р. – Умань: Сочінський, 2010. – С. 39-42.
87. Гриб О.М., Гопченко Є.Д., Ступак І.О. Про оптимізацію рівнів і солоності води в Куяльницькому лимані // Тези доп. Та вист. Всеукраїнської наук.-практ. конф. «Екологія міст та рекреаційних зон» (м. Одеса, 3-4 червня 2010 р.) / За ред. В. М. Небрата. – Одеса: ІНВАЦ, 2010. – С. 75-78.
88. Гопченко Є.Д., Гриб О.М. Оптимізація рівнів і солоності води Куяльницького лиману в умовах водогосподарських перетворень на його басейні // Наук. зап. Терноп. Нац. пед. Ун-ту. Сер. Біол. – 2010. – № 3 (44) – С. 50-53.
89. Лобода Н.С., Гриб О.М., Сіренко А.М. Оцінка припливу прісних вод до Куяльницького лиману // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2011. – Т. 22. – С. 51-59.
90. Гопченко Е.Д., Лобода Н.С., Гриб О.Н. Оценка состояния водохранилищ и оптимизация управления водными ресурсами в бассейне Куяльницкого лимана // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов (в 4 томах). Тр. Междунар. Науч.-практ. конф. Т. III: Управление водными ресурсами речных водосборов (17-20 мая 2011 г., г. Пермь, Россия). / Пермь: Пресстайм. – 2011. – С. 46-50.
91. Килимник А.Н., Гриб О.Н. Методология системных гидролого-сапробиотических исследований континентальных водоёмов // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов (в 4 томах). Тр.

- Международ. Науч.-практ. конф. Т. III: Управление водными ресурсами речных водосборов (17-20 мая 2011 г., г. Пермь, Россия). / Пермь: Пресстайм. – 2011. – С. 97-98.
92. Гриб О.Н., Гриб Е.А. Некоторые особенности эколого-гидрохимических показателей поверхностных вод в бассейне реки Большой Куяльник // Тези VII міжнар. Науч.-практ. конф. Мол. вч. По пробл. Водн. Екосис. «Pontus Euxinus – 2011», присв. 140-річчю ІБПМ НАН України (24-27 травня 2011 р., м. Севастополь, АР Крим, Україна) / Севастополь: ЕКОСІ-Гідрофізика, 2011. – С. 83-84.
93. Стан гідрографічної мережі річки Великий Куяльник в умовах водогосподарських перетворень на її водозбірному басейні: Звіт з НДР. Од. держ. Екол. Ун-т. – Одеса, 2011. – 165 с.
94. Гриб О.М., Лобода Н.С., Гопченко Є.Д., Килимник О.М. Гідроекологічні проблеми річки Великий Куяльник і Куяльницького лиману та рекомендації щодо їх вирішення // П'ята всеукраїнська наукова конференція «Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія» (22-24 вересня 2011 р., м. Чернівці, Україна). – Чернівці, 2011. – У друк (3 стор).
95. Техническое дело гидрологического поста Одесса на водном объекте лиман Куяльницкий. – Одесса: Гидрометцентр Чорного и Азовского морей, 2008. – 20 с.
96. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши, 1936-2007 гг. – Ч. 1 и 2. – Том 2. – Вып. 1. – 1938-2008.
97. Суточные данные по температуре воздуха и осадкам [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.cliware.ru>.
98. Пособие по определению расчётных гидрологических характеристик. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 447 с.
99. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. – К.: Урожай, 1987. – 304 с.
100. Паспорт реки Большой Куяльник. – Одесса: Госкомводхоз Украины, 1992. – 130 с.
101. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия. Крым. – Т. 6. – Вып. 4. – Л.: Гидрометеиздат, 1966. – 347 с.
102. Каганер М.С., Дюкель Н.Г. Испарение с водной поверхности на территории Украины и Молдавии. // Труды УкрНИИГМИ. – Отдельный оттиск. Водные ресурсы и баланс вод Украины и Молдавии. – 1966. – Вып. 64. – С. 155-180.
103. Бобров С.Н. К вопросу об испарении морской воды в зависимости от её солёности. // Труды института океан. – Т. XXXVII. – 1960. – 183 с.
104. Порхоренко М.М., Раевский А.Н. Особенности распределения гололёдно-изморозевых отложений на территории Украины в аномальные зимы. //

- Метеорологія, кліматологія, гідрологія. – 1975. – Вып. 11. – С. 33-37.
105. Оцінка та розрахунок гідравліко-морфометричних характеристик водообміну в системі «Тилигульський лиман ↔ Чорне море» для розробки рекомендацій по збереженню природних ресурсів лиману: Звіт з НДР. Одеський держ. Еколог. Ун-т. – Одеса, 2010. – 178 с.
106. Паспорт річки Тилигул. – Одеса: УкрЮжГИПроводХоз, 1994. – 148 с.
107. Гопченко Е.Д., Лобода Н.С. Водные ресурсы северо-западного Причерноморья (в естественных и нарушенных хозяйственной деятельностью условиях). – К.: КНТ, 2005. – 188 с.
108. Тучковенко Ю.С., Лобода Н.С., Гриб О.Н. Современные проблемы гидроэкосистемы Тилигульского лимана и пути их решения // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов (в 4 томах). Тр. Междунар. Науч.-практ. конф. Т. I: Управление водными ресурсами речных водосборов (17-20 мая 2011 г., г. Пермь, Россия). / Пермь: Пресстайм. – 2011. – С. 167-172.
109. Атлас. Черноморское побережье. – К.: Киевская военно-картографическая фабрика, 2008. – С. 40.
110. Адобовский В.В., Большаков В.Н. Влияние аномальных условий зимы 2002-2003 гг. На гидрологический режим закрытых лиманов Северо-Западного Причерноморья // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу: Зб. Наук. праць. Вип. 9. – НАН України, МГІ, ОФ ІнБПМ, Севастополь, 2003. – С. 54-58.
111. Спицын И.П., Соколова В.А. Общая и речная гидравлика. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 360 с.
112. Быков В.Д., Васильев А.В. Гидрометрия.–Л.: Гидрометеиздат, 1972.–448 с.
113. Сирено Л.А., Евтушенко Н.Ю., Комаровский Ф.Я. и др. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. – К.: Наук. думка, 1992. – 356 с.
114. Белов В.В., Гриб О.М. Екологічні проблеми заплавних водойм річки Дністер та шляхи їх вирішення (на прикладі озера Біле) // Зб. Тез доп. IV Всеукр. Наук. конф. «Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія» (29 вересня – 2 жовтня 2009 р.). – Луганськ: СНУ ім. В. Даля, 2009. – С. 5-7.
115. Белов В.В., Гриб О.М., Килимник О.М. Сучасний гідроекологічний стан гирлово-плавневої системи річки Дністер та перспективи його поліпшення // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2010. – Т. 18. – С. 180-186.
116. Белов В.В., Гриб О.М., Килимник О.М. Екологічні проблеми заплавних озер Нижнього Дністра (на прикладі озера Біле) // Причорноморський екологічний бюлетень. – 2010. – № 2 (36) – С. 85-88.
117. Гриб О.М. Проблеми водообміну в екосистемі «русло-плавні-лимани» гирлової ділянки річки Дністер та шляхи їх вирішення // Тези VII міжнар.

- Наук.-практ. конф. Мол. вч. По пробл. Водн. Екосис. «Pontus Euxinus – 2011», присв. 140-річчю ІБПМ НАН України (24-27 травня 2011 р., м. Севастополь, АР Крим, Україна) / Севастополь: ЕКОСІ-Гідрофізика, 2011. – С. 81-82.
118. Книжка КГ-1М (р. Дністер – с. Маяки), 2001-2009 рр.
119. Гідроекологічні проблеми регіонів України (Південно-західний регіон: басейни річок Дністра, Дунаю, Південного Бугу, річок Криму та лимани Північно-Західного Причорномор'я: Звіт з НДР. Од. держ. Екол. Ун-т. – Одеса, 2006. – 191 с.
120. Оцінка водообміну в системі «русло-заплава-лиман» для розробки рекомендацій щодо заходів екологічного оздоровлення гирлової ділянки річки Дністер за рахунок змінно-нагінних явищ та біомеліоративних функцій плавнів: Звіт з НДР. Од. держ. Екол. Ун-т. – Одеса, 2011. – 202 с.
121. Визначення впливу гідролого-гідрохімічних характеристик озера Біле на якість води гирлової частини річки Дністер для розробки рекомендацій щодо заходів спрямованих на відновлення та підтримання сприятливого гідрологічного режиму та санітарного стану гирлово-плавневої ділянки річки Дністер: Звіт з НДР. Од. держ. Екол. Ун-т. – Одеса, 2007. – 62 с.
122. Отчет по изучению водного баланса Куяльницкого лимана. – Одесса, ОГМИ, 1965. – 150 с.
123. Кондратьев С.А. Формирование внешней загрузки на водоемы: проблемы моделирования. – СПб.: Наука, 2007. – 253 с.
124. Иваненко А.Г. Пространственная неравномерность факторов дождевого стока и расчёт паводков: Дис... док. Геогр. наук: 11.00.07. – Одесса, 1984. – 459 с.
125. Гельфан А.Н. Динамико-стохастическое моделирование формирования талого стока. – М.: Наука, 2007. – 279 с.
126. Звіт про науково-дослідну роботу:  
Математичне моделювання гідроекологічного стану водних об'єктів України., 2010
127. Иваненко А.Г. Расчёт гидрографа дождевого паводка с учётом динамики скорости добегаания и склонового стока // Труды УкрНИГМИ. – 1983. – Вып. 194. – С. 32-41.
128. Иваненко А.Г. Расчёт гидрографа дождевого стока в горных условиях // Труды УкрНИГМИ. – 1984. – Вып. 200. – С. 38-46.
129. Иваненко А.Г. Расчёт дождевых паводков на основе учёта полей факторов стока // Водные ресурсы. – 1986. - №4. – С. 38-46.
130. Бондаренко А.М. Применение случайного поиска к оптимизации параметров модели суммарных потерь дождевого стока // Метеорология,



- климатология и гидрология. – 1986. – Вып. 22. – С. 63-67.
131. Бефани Н.Ф. Прогнозирование дождевых паводков на основе территориально общих зависимостей. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 183 с.
132. Захарова М.В. Застосування кінематичної моделі для розрахунку руслового стоку води // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2005. – Вип. 49. – С. 469-477.
133. Захарова М.В. Кинематическая модель стока воды и химических веществ // Тези доповідей III наукової конференції молодих вчених. – Одеса: ОДЕКУ. – 2003. – С.43-46.
134. Foster G.R., Lane L.J., Nowlin J.D. A model to estimate sediment yield from field sized areas: selection of parameter values in CREAMS – A field scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Managements Systems // U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report. – 1980. - №26. – P.193-195.
135. Смирнов П.М., Муравин Э.А. Агрохимия. – М.: Агропромиздат, 1991. – 288 с.
136. Даус М.Е. Расчет параметров уравнения влагопроводности по данным опытного дождевания для территории Западного Причерноморья. – Деп. Во ВНИИГМИ-МЦД, № 903 – гм89.
- 137 Даус М.Е., Даус Ю.В. Применение упрощенной модели энергообмена в системе «атмосфера-растение-почва» для расчета испарения и влажности почвы в районе Западного Причерноморья. – 1989. Деп. Во ВНИИГМИ-МЦД, № 945 – гм89.
- 138 Апполов Д.А., Калинин Г.П., Комаров В.Д. Курс гидрологических прогнозов. – Л.: Гидрометеиздат, 1979. – 320 с.
- 139 Иваненко А.Г., Даус М.Е., Конарева Л.Н. Расчет полей осадков по данным Котовского радиолокационного комплекса (МВВС). – 1989, 10 с. Деп. Во ВНИИГМИ-МЦД, № 947-гм89.
- 140 Даус М.Є., Захарова М.В. Математичне моделювання процесів виносу розчинених хімічних речовин з малих водозборів // Сборник научных трудов «Системы контроля окружающей среды». – 2010. – Вып. 13. – С. 272-277.

## Додаток А

Таблиця А.1 – Розрахунок якості води за методом ГХІ для водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового призначення р. Південний Буг – с. Сабаров

Іон	рН	Заг. жорст.	Феноли	СПАР	Si	Fe <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>3+</sup>	Cr <sup>6+</sup>	O <sub>2</sub>	БСК <sub>5</sub>	Н/п	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
ГДК	6,5-8,5	7	0,001	0,05	10	0,3	1	1	0,05	4	4	0,3	2	1
$N_i$	87	149	21	16	129	126	13	13	17	22	6	6	25	111
$N_{ГДК_i}$	0	77	12	14	4	73	0	0	0	19	1	2	1	0
$K_i$														
$H_i$	0,0	51,7	57,1	87,5	3,1	57,9	0,0	0,0	0,0	86,4	16,7	33,3	4,0	0,0
ABCD	1	4	4	4	1	4	1	1	1	4	2	3	1	1
$K_i$	1,00	1,27	11,2	5,55	0,43	4,99	0,0042	0,0074	0,30	2,01	0,56	1,10	0,30	4,80
A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> C <sub>1</sub> D <sub>1</sub>	1	1	3	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1	2
$S_i$	1	4	12	8	1	8	1	1	1	8	1	3	1	2
ЛОЗ			+											
$KIЗ$	52													
$PKIЗ$	3,7													
Клас якості	клас IV, розряд а, дуже брудна (ЛОЗ =1)													

Таблиця А.2 – Розрахунок якості води за методом ГХІ для водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового призначення р. Південний Буг – с. Лелітка

Іон	pH	Заг. жорст.	Феноли	СПАР	Si	Fe <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>3+</sup>	Cr <sup>6+</sup>	O <sub>2</sub>	БСК <sub>5</sub>	H/п	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
ГДК	6,5-8,5	7	0,001	0,05	10	0,3	1	1	0,05	4	4	0,3	2	1
$N_i$	24	97	15	33	81	110	23	22	30	24	22	17	39	118
$N_{ГДК_i}$	0	23	15	33	2	30	0	0	0	24	7	6	2	0
$K_i$														
$H_i$	0,0	23,7	100,0	100,0	2,5	27,3	0,0	0,0	0,0	100,0	31,8	35,3	5,1	0,0
ABCD	1	2	4	4	1	2	1	1	1	4	3	3	1	1
$K_i$	1,04	0,90	4,67	0,65	0,34	1,55	0,0044	0,0089	0,17	2,94	0,95	0,92	0,51	0,0249
A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> C <sub>1</sub> D <sub>1</sub>	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1
$S_i$	1	2	8	4	1	2	1	1	1	8	3	3	1	1
ЛОЗ														
$KIЗ$	37													
$PKIЗ$	2,6													
Клас якості	клас III, розряд а, брудна (без врахування числа ЛОЗ)													

Таблиця А.3 – Розрахунок якості води за методом ГХІ для водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового призначення р. Іква – с. Стара Синява

Іон	pH	Заг. жорст.	Феноли	СПАР	Si	Fe <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>3+</sup>	Cr <sup>6+</sup>	O <sub>2</sub>	БСК <sub>5</sub>	H/п	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
ГДК	6,5-8,5	7	0,001	0,05	10	0,3	1	1	0,05	4	4	0,3	2	1
$N_i$	3	14	15	27	9	43	6	12	15	3	5	15	41	45
$N_{ГДК_i}$	0	1	13	10	0	5	0	0	2	2	2	1	7	0
$K_i$														
$H_i$	0,0	7,1	86,7	37,0	0,0	11,6	0,0	0,0	13,3	66,7	40,0	6,7	17,1	0,0
ABCD	1	1	4	3	1	2	1	1	2	4	3	1	2	1
$K_i$	1,02	0,73	3,02	1,57	0,0778	0,68	0,0041	0,0077	0,35	1,44	1,40	0,57	0,69	0,0165
A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> C <sub>1</sub> D <sub>1</sub>	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
$S_i$	1	1	8	3	1	2	1	1	2	4	3	1	2	2
ЛОЗ														
$KIЗ$	32													
$PKIЗ$	2,2													
Клас якості	клас III, розряд а), брудна (без врахування ЛОЗ)													

Таблиця А.4 – Розрахунок якості води за методом ГХІ для водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового призначення р. Бужок – с. Меджибіж

Іон	pH	Заг. жорст.	Феноли	СПАР	Si	Fe <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>3+</sup>	Cr <sup>6+</sup>	O <sub>2</sub>	БСК <sub>5</sub>	Н/п	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
ГДК	6,5-8,5	7	0,001	0,05	10	0,3	1	1	0,05	4	4	0,3	2	1
$N_i$	145	138	83	90	133	70	116	102	48	140	131	52	155	148
$N_{ГДК_i}$	3	27	78	13	1	19	97	0	0	140	67	3	8	0
$K_i$														
$H_i$	2,1	19,6	94,0	14,4	0,8	27,1	83,6	0,0	0,0	100,0	51,1	5,8	5,2	0,0
ABCD	1	2	4	2	1	2	4	1	1	4	4	1	1	1
$K_i$	1,03	0,83	3,75	0,76	0,31	1,13	3,43	0,0353	0,0721	23,2	1,04	0,22	0,33	0,0523
A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> C <sub>1</sub> D <sub>1</sub>	1	1	2	1	1	1	2	1	1	3	1	1	1	2
$S_i$	1	2	8	2	1	2	8	1	1	12	4	1	1	2
ЛОЗ			+							+				
$KIЗ$	46													
$PKIЗ$	3,2													
Клас якості	клас III, розряд б), брудна (ЛОЗ =1)													

Таблиця А.5 – Розрахунок якості води за методом ГХІ для водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового призначення р. Ров – с. Демидівка

Іон	pH	Заг. жорст.	Феноли	СПАР	Si	Fe <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>3+</sup>	Cr <sup>6+</sup>	O <sub>2</sub>	БСК <sub>5</sub>	H/п	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
ГДК	6,5-8,5	7	0,001	0,05	10	0,3	1	1	0,05	4	4	0,3	2	1
$N_i$	62	70	31	35	83	80	74	64	6	71	85	37	104	100
$N_{ГДК_i}$	0	8	28	0	0	21	47	1	5	71	40	11	2	0
$K_i$														
$H_i$	0,0	11,4	90,3	0,0	0,0	26,3	63,5	1,6	83,3	100,0	47,1	29,7	1,9	0,0
ABCD	1	2	4	1	1	2	4	1	4	4	3	2	1	1
$K_i$	1,00	0,80	3,44	0,59	0,17	1,07	2,31	0,0913	0,13	2,87	1,07	0,39	0,28	0,0311
A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> C <sub>1</sub> D <sub>1</sub>	1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2
$S_i$	1	2	8	1	1	2	8	1	4	8	3	2	1	2
ЛОЗ														
$KIЗ$	44													
$PKIЗ$	3,1													
Клас якості	клас III, розряд б), брудна (без врахування числа ЛОЗ)													

## Додаток Б

Таблиця Б.1 – Оцінка обчислених витрат стр. Сагайдачний (МВБС)

№ п/п	Дата паводка	$\frac{Q_{\max p}}{Q_{\max \phi}}$ , %	$\frac{W_p}{W_\phi}$	$\bar{S}/\sigma$	№ п/п	Дата паводка	$\frac{Q_{\max p}}{Q_{\max \phi}}$ , %	$\frac{W_p}{W_\phi}$	$\bar{S}/\sigma$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	23.04.80	17.24	1.16	0.77	36	06.05.83	-9.25	1.16	1.46
2	08.05.80	15.61	0.99	0.32	37	17.06.83	-10.14	1.02	0.73
3	25.05.80	1.26	0.95	1.31	38	18.06.83	19.78	0.98	1.06
4	07.06.80	2.32	1.08	0.80	39	04.07.83	-16.82	0.71	1.38
5	09.06.80	9.12	1.02	0.43	40	13.07.83	14.38	1.17	0.35
6	16.06.80	-1.43	0.92	0.46	41	09.08.83	8.31	1.19	0.59
7	27.06.80	-3.92	1.12	0.56	42	11.08.83	-13.21	1.25	1.24
8	30.06.80	-17.11	1.19	1.17	43	18.04.84	-1.64	0.81	0.64
9	03.07.80	1.52	1.05	0.90	44	27.04.84	7.03	0.92	0.60
10	13.07.80	10.11	0.99	0.39	45	28.04.84	0.19	1.02	1.42
11	28.07.80	12.16	1.03	0.48	46	14.05.84	-19.81	0.99	0.51
12	29.07.80	-7.22	1.04	0.58	47	22.05.84	3.67	0.96	0.49
13	07.08.80	5.34	1.20	0.76	48	08.06.84	-6.26	1.21	0.73
14	14.08.80	1.76	0.80	0.79	49	25.06.84	3.43	1.03	0.36
15	16.09.80	-12.56	1.03	0.22	50	01.07.84	5.37	1.02	0.34
16	06.10.80	1.03	1.08	0.45	51	03.07.84	-11.89	0.94	0.46
17	11.10.80	-1.75	1.19	1.36	52	07.07.84	-17.73	0.92	0.44
18	14.10.80	1.63	1.13	0.77	53	08.07.84	3.52	1.11	0.53
19	06.05.81	-5.66	0.98	0.28	54	09.07.84	1.42	1.04	0.67
20	01.07.81	-2.52	0.99	0.39	55	10.09.84	12.34	0.93	0.80
21	16.09.81	-18.23	0.91	0.91	56	04.10.84	-15.66	0.96	0.38
22	12.10.81	-9.13	0.94	0.56	57	29.04.85	-3.58	0.98	0.46
23	13.10.81	-3.86	1.09	0.69	58	03.06.85	14.22	1.18	0.79
24	19.04.82	-8.65	0.80	0.78	59	09.06.85	16.73	0.96	0.43
25	25.05.82	-2.36	0.90	0.47	60	11.06.85	-7.96	0.97	0.55
26	06.06.82	-13.23	1.18	0.80	61	09.06.86	19.68	1.02	0.59
27	13.06.82	-9.15	0.81	0.46	62	27.06.86	19.05	1.12	0.80
28	15.06.82	-9.26	0.98	0.96	63	28.06.86	19.91	0.98	0.52
29	28.06.82	-17.11	1.06	1.06	64	27.07.86	18.13	0.97	0.56
30	30.06.82	0.12	0.97	1.79	65	29.07.86	13.37	1.09	1.63
31	01.07.82	-0.23	1.03	0.86	66	30.07.86	18.26	1.14	0.69
32	05.07.82	-12.36	1.14	0.54	67	31.07.86	-18.74	1.20	0.93
33	08.07.82	-14.22	0.92	0.48	68	20.08.86	-18.46	1.01	0.98
34	09.07.82	-19.86	1.06	0.43	69	25.08.86	26.12	1.19	0.54
35	10.07.82	-11.78	1.17	0.63					

Таблиця Б.2 – Оцінка обчислених витрат стр. Вишневий (МВБС)

№ п/п	Дата паводка	$\frac{Q_{\max p}}{Q_{\max \phi}}$ , %	$\frac{W_p}{W_\phi}$	$\bar{S}/\sigma$	№ п/п	Дата паводка	$\frac{Q_{\max p}}{Q_{\max \phi}}$ , %	$\frac{W_p}{W_\phi}$	$\bar{S}/\sigma$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	25.05.80	14.16	1.08	0.80	28	25.04.84	20.42	0.97	0.97
2	07.06.80	23.03	1.20	0.98	29	26.04.84	9.15	1.19	0.72
3	16.06.80	-2.27	1.11	0.96	30	30.04.84	7.09	1.04	0.38
4	25.07.80	16.82	1.06	0.79	31	08.06.84	22.78	0.93	0.35
5	29.07.80	18.08	1.02	0.77	32	09.06.84	-13.26	1.12	0.59
6	01.08.80	0.24	0.95	1.26	33	03.07.84	-11.74	1.26	0.60
7	14.08.80	9.21	1.10	1.31	34	07.07.84	5.88	1.06	0.36
8	12.05.81	-10.14	1.90	1.93	35	09.07.84	8.03	1.12	0.46
9	04.10.81	-7.14	1.19	0.80	36	04.10.84	10.13	1.03	0.52
10	12.10.81	2.96	1.19	0.76	37	05.10.84	-7.38	0.94	0.29
11	13.10.81	8.08	1.14	0.69	38	24.05.85	-15.87	1.05	0.63
12	06.06.82	8.14	1.17	0.62	39	03.06.85	14.16	1.21	0.57
13	13.06.82	6.32	1.04	0.89	40	04.06.85	19.07	1.07	0.43
14	30.06.82	-14.21	0.82	1.26	41	11.06.85	11.29	1.01	0.57
15	05.07.82	12.53	0.84	1.12	42	23.06.85	-1.34	1.02	0.33
16	10.07.82	-0.16	0.95	0.40	43	24.06.85	-7.23	1.08	0.49
17	11.07.82	1.07	1.03	0.64	44	02.07.85	10.11	1.23	0.67
18	15.07.82	28.02	0.94	0.69	45	05.07.85	19.11	1.06	0.35
19	16.07.82	-11.68	1.06	0.43	46	06.07.85	13.28	1.15	0.47
20	17.07.82	-10.83	0.98	0.68	47	31.08.85	24.31	1.05	0.76
21	05.08.82	-10.08	1.18	0.74	48	03.09.85	17.54	0.97	0.64
22	01.09.82	-7.79	1.15	0.76	49	04.09.85	-4.62	1.12	0.59
23	10.10.82	-1.46	0.92	0.94	50	01.06.86	-16.83	1.16	0.66
24	04.07.83	18.09	1.16	0.43	51	28.06.86	5.26	1.17	0.58
25	05.07.83	-9.86	0.98	0.51	52	29.07.86	-6.92	0.98	0.76
26	09.08.83	-2.12	1.05	0.54	53	30.07.86	-6.07	1.12	0.68
27	10.08.83	-11.81	1.18	1.17	54	31.07.86	-15.59	0.93	0.69



Таблиця Б.3 – Значення відхилень обчислених шарів стоку і максимальних витрат паводків від фактичних для річок ЗВБС

№	Дата паводка	$у_{ф}$ , мм	$у_{о}$ , мм	$\pm \Delta у$ , %	$Q_{\max ф}$ , м <sup>3</sup> /с	$Q_{\max о}$ , м <sup>3</sup> /с	$\pm \Delta Q_{\max}$ , %
1	2	3	4	5	6	7	8
р. Глибокий Яр – смт Міжгір'я							
1	11.06.1967	12.9	11.0	-14.7	0.12	0.12	0.00
2	18.08.1970	1.75	2.00	14.3	0.05	0.05	0.00
р. Йойковець – смт Міжгір'я							
3	03.08.1967	0.74	1.00	35.1	0.05	0.05	0.00
4	18.08.1970	0.53	0.60	13.4	0.02	0.02	0.00
р. Лопушне – с. Лопушне (н)							
5	11.06.1967	12.6	14.3	13.5	6.56	6.53	-0.49
6	04.08.1972	10.8	8.58	-20.6	6.38	6.37	-0.20
7	23.07.1973	7.91	9.81	24.0	5.92	5.89	-0.51
8	18.07.1974	3.49	3.27	-6.30	2.89	2.89	0.00
р. Пилипець – с. Пилипець							
9	11.06.1965	64.9	47.5	-26.8	26.8	26.5	-1.12
10	26.05.1972	16.4	12.4	-24.4	13.1	13.2	0.76
11	31.08.1972	22.3	23.0	3.10	26.3	26.7	1.52
12	23.07.1973	8.50	6.31	-25.8	11.4	11.3	-0.88
р. Студений – с. Нижній Студений							
13	11.06.1965	40.6	48.7	20.0	16.1	16.0	-0.62
14	11.06.1967	13.7	9.43	-31.2	4.89	4.93	0.82
15	13.05.1970	27.3	27.6	1.10	13.5	13.5	0.00
16	27.06.1974	28.3	18.8	-33.6	18.2	17.8	-2.20
17	18.07.1974	6.83	6.10	-10.7	4.70	4.72	0.43
р. Репінка – с. Репіне							
18	18.05.1968	8.57	6.25	-27.1	15.7	15.8	0.64
19	13.05.1970	29.6	33.3	12.5	80.9	81.6	0.87
20	03.08.1972	11.9	10.0	-16.0	35.3	35.3	0.00
21	04.08.1972	15.3	12.8	-16.3	33.6	33.2	-1.19
22	31.08.1972	14.1	13.3	-5.70	68.1	68.0	-0.15
23	29.07.1973	17.2	16.0	-7.00	26.9	27.1	0.74

## Продовж. таблиці Б.3

1	2	3	4	5	6	7	8
р. Ріка – смт Міжгір'я							
24	11.06.1967	17.9	18.0	0.60	131.0	131.3	0.23
25	18.05.1968	9.17	8.98	-2.10	49.2	49.1	-0.20
26	18.09.1968	62.8	78.5	25.0	543.2	546.4	0.59
27	08.06.1969	29.9	29.0	-3.00	284.9	282.0	-1.02
28	13.05.1970	39.9	39.1	-2.00	245.8	246.1	0.12
29	17.08.1970	6.10	5.48	-10.2	122.5	123.5	0.82
30	04.08.1972	15.6	10.3	-34.0	81.8	83.0	1.47
31	31.08.1972	14.3	15.7	9.80	150.5	151.5	0.66
32	23.07.1973	11.1	8.13	-26.8	106.0	105.6	-0.38
33	29.07.1973	17.5	15.1	-13.7	84.6	84.6	0.00
34	22.05.1974	15.6	15.5	-0.60	92.4	91.4	-1.08
35	18.07.1974	14.4	8.76	-39.2	105.5	150.8	42.9
36	02.08.1974	4.42	4.07	-7.90	32.3	32.1	-0.62

Таблиця Б.4 – Значення критерію якості розрахунку гідрографів та критерію ефективності методики розрахунків для річок ЗВБС

№	Дата паводка	$K$	$\bar{S}$	$\sigma$	$\bar{S}/\sigma$	$\pm \Delta T$
1	2	3	4	5	6	7
р. Глибокий Яр – смт Міжгір'я						
1	11.06.1967	0.394	0.011	0.027	0.42	1
2	18.08.1970	0.834	0.007	0.009	0.74	-1
р. Йойковець – смт Міжгір'я						
3	03.08.1967	0.950	0.048	0.008	0.94	2
4	18.08.1970	0.609	0.003	0.004	0.76	-1
р. Лопушне – с. Лопушне (н)						
5	11.06.1967	0.254	0.690	1.711	0.40	-1
6	04.08.1972	0.343	0.686	1.352	0.51	0
7	23.07.1973	0.496	0.987	0.989	1.00	2
8	18.07.1974	0.198	0.236	0.472	0.50	1
р. Пилипець – с. Пилипець						
9	11.06.1965	0.371	4.776	7.375	0.65	3
10	26.05.1972	0.445	1.786	2.687	0.66	0
11	31.08.1972	0.342	2.629	6.613	0.40	2
12	23.07.1973	0.498	2.240	2.305	0.97	3
р. Студений – с. Нижній Студений						
13	11.06.1965	0.491	2.647	3.732	0.71	0
14	11.06.1967	0.416	0.837	1.262	0.66	0
15	13.05.1970	0.180	0.893	3.586	0.25	3
16	27.06.1974	0.512	3.901	4.808	0.81	0
17	18.07.1974	0.365	0.582	0.978	0.59	1
р. Репінка – с. Репіне						
18	18.05.1968	0.318	3.197	2.671	1.20	-3
19	13.05.1970	0.472	12.445	14.991	0.83	-2
20	03.08.1972	0.316	4.401	7.706	0.57	0
21	04.08.1972	0.415	3.647	7.347	0.50	-1
22	31.08.1972	0.206	4.571	17.586	0.26	-1
23	29.07.1973	0.199	2.399	5.998	0.40	-1

Продовж. таблиці Б.4

1	2	3	4	5	6	7
р. Ріка – смт Міжгір'я						
24	11.06.1967	0.240	10.674	36.127	0.30	-2
25	18.05.1968	0.263	4.579	9.686	0.47	-1
26	18.09.1968	0.565	74.098	116.588	0.64	-2
27	08.06.1969	0.143	15.258	77.500	0.20	1
28	13.05.1970	0.426	35.905	55.826	0.64	-2
29	17.08.1970	0.304	12.137	31.135	0.39	3
30	04.08.1972	0.523	11.501	20.233	0.57	-4
31	31.08.1972	0.188	9.415	42.011	0.22	-2
32	23.07.1973	0.495	16.370	22.931	0.71	-2
33	29.07.1973	0.246	9.549	19.908	0.48	-1
34	22.05.1974	0.237	10.197	23.105	0.44	0
35	18.07.1974	0.649	31.186	42.152	0.74	1
36	02.08.1974	0.235	3.424	6.076	0.56	0

Таблиця Б.5 – Значення відхилень обчислених максимальних витрат стоку хімічних речовин від фактичних для річок ЗВБС

№	Річка – пост	Дати	$R_{\max \phi}$ , г/с	$R_{\max o}$ , г/с	$\Delta R_{\max}$ , %
іонів нітриту $\text{NO}_2^-$					
1	р. Пилипець – с. Пилипець	26.05.72	0.13	0.14	7.69
2		31.08.72	0.19	0.19	0.00
3		23.07.73	0.16	0.17	6.25
4	р. Студений – с. Н. Студений	11.06.65	0.034	0.048	41.2
5		11.06.67	0.098	0.100	2.04
6		13.05.70	0.36	0.37	2.78
7	р. Репінка – с. Репіне	11.06.67	4.66	4.80	3.00
8		18.05.68	6.46	6.50	0.62
9		13.05.70	12.2	13.0	6.56
10		18.08.70	3.06	3.10	1.31
11		03.08.72	2.39	2.40	0.42
12		04.08.72	2.01	2.00	-0.50
13		31.08.72	2.75	2.90	5.45
14	р. Ріка – смт Міжгір'я	11.06.67	1.74	1.80	3.45
15		18.07.74	0.12	0.12	0.00
16		02.08.74	0.079	0.078	-1.27
17	р. Каменка – с. Дора	03.07.68	5.07	5.00	-1.38
18		08.06.69	3.07	3.10	0.98
19		10.05.73	0.21	0.22	4.76
20	р. Прут – м. Яремча	16.07.66	8.67	9.20	6.11
21		03.07.68	32.1	33.1	3.11
22		08.05.69	8.14	8.40	3.19
іонів фосфату $\text{PO}_4^{3-}$					
23	р. Пилипець – с. Пилипець	26.05.72	1.11	0.96	-13.5
24		31.08.72	1.42	1.40	-1.41
25		23.07.73	0.14	0.14	0.00
26	р. Студений – с. Н. Студений	31.08.72	0.045	0.066	46.7
27	р. Репінка – с. Репіне	11.06.67	4.01	8.70	116.9
28		13.05.70	24.0	24.0	0.00
29		18.08.70	9.35	7.40	-20.8
30		03.08.72	2.01	2.00	-0.49
31		04.08.72	2.01	2.00	-0.49
32		31.08.72	2.02	2.10	3.96
33	р. Ріка – смт Міжгір'я	18.07.74	0.91	0.98	7.69
34		02.08.74	0.19	0.20	5.26
35	р. Каменка – с. Дора	03.07.68	0.12	0.12	0.00
36	р. Прут – м. Яремча	29.05.66	77.4	83.1	7.36
37		16.07.66	13.1	13.1	0.00