УДК 502.3
КП XXXXXX
№ держреєстрації 0110U008225
Інв. №

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
Ректор ОДЕКУ
_____ С.М. Степаненко
2012.12.20

ЗВІТ
ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ
АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЇ ТА ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА
(заключний)

Керівник НДР
д. геогр. н., проф. Ю.С. Тучковенко
2012.12.14

2012

Рукопис закінчено 14 грудня 2012 р.
Результати цієї роботи розглянуто Науково-технічною радою ОДЕКУ
протокол від 2012.12.14 №___

СПИСОК АВТОРІВ

Науковий керівник, проректор з наукової роботи, доктор географічних наук, професор	2012.12.14	Ю. Тучковенко (реферат, вступ, висновки)
Відповідальний виконавець, кандидат географічних наук, доцент кафедри гідроекології та водних досліджень	2012.12.14	О. Гриб (перелік умовних позначень, символів одиниць, скорочень і термінів, розд. 2.4, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, перелік посилань)
Кандидат географічних наук, доцент кафедри гідроекології та водних досліджень	2012.12.14	М. Захарова (розд. 4.2)
Кандидат географічних наук, доцент кафедри прикладної екології	2012.12.14	А. Волков (розд. 3.1)
Кандидат географічних наук, доцент кафедри фізики атмосфери та кліматології	2012.12.14	Є. Галич (розд. 1.1, 1.2, 1.3)
Кандидат географічних наук, доцент кафедри екологічного права і контролю	2012.12.14	О. Бургаз (розд. 1.4)
Старший викладач кафедри екологічного права і контролю	2012.12.14	П. Грудєв (розд. 3.2)
Кандидат географічних наук, асистент кафедри океанології та морського природокористування	2012.12.14	О. Сахненко (розд. 2.3)
Кандидат географічних наук, асистент кафедри гідроекології та водних досліджень	2012.12.14	Н. Отченаш (розд. 2.2)
Старший викладач кафедри гідроекології та водних досліджень	2012.12.14	Я. Яров (розд. 4.5, п. 4.5.1)
Асистент кафедри гідрології суші	2012.12.14	М. Гопцій (розд. 2.1)
Асистент кафедри менеджменту природоохоронної діяльності	2012.12.14	О. Жавнерчик (розд. 3.6)
Асистент кафедри менеджменту природоохоронної діяльності	2012.12.14	О. Многодєтна (розд. 3.5)
Завідуюча лабораторії хімії навколишнього середовища	2012.12.14	К. Гриб (розд. 4.7, 4.9)

Аспірант кафедри гідроекології та водних досліджень	2012.12.14	А. Яцкевич (розд. 4.3)
Аспірант кафедри гідроекології та водних досліджень	2012.12.14	Ю. Тернова (розд. 4.4)
Аспірант кафедри гідроекології та водних досліджень	2012.12.14	В. Дімов (розд. 4.6)
Аспірант кафедри прикладної екології	2012.12.14	Ю. Томашпільська (розд. 3.3)
Аспірант кафедри прикладної екології	2012.12.14	О. Катеруша (розд. 3.4)
Аспірант кафедри менеджменту природоохоронної діяльності	2012.12.14	М. Товкан (розд. 3.7)
Методист деканату факультету заочної форми навчання	2012.12.14	І. Катинська (розд. 4.1)
Магістр кафедри гідроекології та водних досліджень (МЕГ-53)	2012.12.14	В. Куковиця (розд. 2.4.1)
Магістр кафедри гідроекології та водних досліджень (МЕГ-53)	2012.12.14	Р. Купчак (розд. 2.4.3)
Магістр кафедри гідроекології та водних досліджень (МЕГ-63)	2012.12.14	В. Бабій (розд. 4.5, п. 4.5.2)
Магістр кафедри гідроекології та водних досліджень (МЕГ-63)	2012.12.14	Т. Железняк (розд. 4.5, п. 4.5.3)

Нормоконтролер С. Малацьковська

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 295 с., 215 рис., 31 табл., 175 джерел.

Об'єкт дослідження – поля геопотенціальних висот та озону Південної півкулі; прибережні зони океанів; промислові міста та території техногенного навантаження України; трансформаційні процеси, економічний інструментарій та інвестиції в природоохоронній діяльності; водні екосистеми річок Дністер, Тиса, Південний Буг, Барабою, гідроекосистеми Куяльницького, Хаджибейського та Тілігульського лиманів, прибережна акваторія Чорного моря у м. Одеса.

Мета роботи – визначення та аналіз актуальних проблем метеорології, гідрології та океанології, екології навколишнього середовища; обґрунтування науково-методичної бази дослідження цих проблем; апробація розрахункових схем досліджень та розробка науково-обґрунтованих рекомендацій щодо вирішення визначених проблем на прикладі окремих об'єктів і процесів.

Методи дослідження – методи математичного моделювання та аналізу; структурний та ландшафтно-екологічний підходи.

Результати і новизна – визначені актуальні проблеми в галузі гідрометеорології й охорони навколишнього середовища та обґрунтовано науково-методичну базу їх дослідження, здійснена апробація розрахункових схем зазначених вище досліджень та для окремих об'єктів і процесів розроблені науково-обґрунтовані рекомендації щодо їх вирішення.

Основні конструкторські, технологічні і техніко-експлуатаційні характеристики і показники – надійність вихідної інформації, розрахункових схем та характеристик, запропонованих методів досліджень забезпечуються використанням даних спостережень стаціонарної мережі Загальнодержавної системи спостережень і контролю за станом навколишнього середовища (Державної гідрометеорологічної служби Міністерства надзвичайних ситуацій України, Державного агентства водних ресурсів України й інш.), Всесвітньої метеорологічної організації (ВМО), інших міжнародних установ, пов'язаних з гідрометеорологічною діяльністю та охороною навколишнього середовища, а також науково-обґрунтованою методичною базою дослідження актуальних проблем в галузі гідрометеорології й охорони навколишнього середовища.

Ступінь впровадження – отримані результати знайдуть застосування у підрозділах Міністерства охорони навколишнього природного середовища України, Міністерства надзвичайних ситуацій України та дозволять удосконалити існуючу систему моніторингу за станом навколишнього середовища, а також передбачити негативний вплив на природні об'єкти господарської та іншої діяльності людини, крім цього, вони будуть впроваджені в навчальний процес ОДЕКУ при підготовці фахівців з гідрометеорології, охорони навколишнього середовища та збалансованого природокористування.

Зв'язок з іншими роботами – науково-дослідними роботами Одеського державного екологічного університету та Українського науково-дослідного протичумного інституту в галузі розрахунків негативного впливу антропогенної діяльності на природні об'єкти та оцінки природних і штучних екосистем.

Рекомендації по використанню результатів роботи – моделі та результати розрахунків пропонуються для практичного використання при складанні гідрометеорологічних прогнозів, оцінки та передбачення екологічного стану екосистем, при розробці заходів по раціональному використанню та відновленню природних ресурсів і збереженню навколишнього середовища у підрозділах Міністерства охорони навколишнього природного середовища України, Міністерства надзвичайних ситуацій України й інших наукових, виробничих і навчальних установах та організаціях.

Галузь використання – охорона навколишнього природного середовища, гідрометеорологія, водне господарство, сільське господарство, рибне господарство, рекреація та туризм й інш.

Значущість роботи і висновки – результати досліджень, методики та моделі, наведені в роботі, дають можливість здійснювати моделювання та прогнозування гідрометеорологічних умов, оцінювати та передбачувати екологічний стан екосистем, розробляти заходи по раціональному використанню, відновленню та збереженню природних ресурсів конкретних екосистем і навколишнього середовища в цілому.

Пропозиції щодо подальшого розвитку дослідження – продовження наукових досліджень в цьому напрямку за участю молодих вчених ОДЕКУ (науково-педагогічних працівників, аспірантів і магістрів кафедр), а також врахування результатів цієї роботи при розробці та впровадженні регіональних і державних програм, спрямованих на збереження, відновлення та раціональне використання природних ресурсів конкретних екосистем і навколишнього середовища в цілому.

МОДЕЛЮВАННЯ, РАНЖУВАННЯ, ВОДООБМІН, ЗАБРУДНЮВАЛЬНІ РЕЧОВИНИ, КОРЕЛЯЦІЯ, ОЗОН, ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА, ЯКІСТЬ ВОДИ

ЗМІСТ

Стор.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ 8
ВСТУП 10
1 МЕТЕОРОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ СТРУКТУР ПОЛІВ ГЕОПОТЕНЦІАЛЬНИХ ВИСОТ ТА ОЗОНУ ПІВДЕННОЇ ПІВКУЛІ 11
1.1 Загальні особливості циркуляційних атмосферних процесів Південної півкулі 12
1.2 Кореляційний і компонентний аналіз метеорологічних полів та головні компоненти 16
1.3 Статистична структура полів геопотенціальних висот у нижній стратосфері Південної півкулі 19
1.4 Компонентний аналіз полів загального вмісту озону 29
1.4.1 Власні значення і власні вектори полів ЗВО 30
1.4.2 Головні компоненти полів ЗВО 36
1.4.3 Згладжені часові ряди головних компонент ЗВО 40
1.4.4 Аномалії структури полів ЗВО 48
2 МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ В ГІДРОЛОГІЇ, ГІДРОЕКОЛОГІЇ ТА ОКЕАНОЛОГІЇ 56
2.1 Математичні моделі, що використовуються в гідрології для нормування розрахункових характеристик паводків та водопіль 56
2.1.1 Моделі, що засновані на геометричній схематизації гідрографів стоку паводків і водопіль 56
2.1.2 Реалізація математичної моделі розрахунку максимального стоку дощових паводків на прикладі річок Прикарпаття 66
2.2 Методи стохастичного та нейромережевого моделювання в гідрології 70
2.2.1 Основні положення теорії нейронних мереж 71
2.2.2 Нейромережеві моделі побутового стоку при водогосподарських перетвореннях 75
2.3 Моделювання літодинамічних процесів в прибережній зоні м. Одеса 79
2.4 Математичне моделювання гідроекологічних процесів та стану водних об’єктів на основі балансових методів 84
2.4.1 Моделювання водно-сольового режиму Куяльницького лиману 84
2.4.2 Моделювання водно-сольового режиму Тілігульського лиману 93
2.4.3 Моделювання водно-сольового режиму Хаджибейського лиману 108
2.4.4 Моделювання водообміну заплавних озер Нижнього Дністра 111

3 ЕКОЛОГІЯ ТЕХНОГЕННИХ РАЙОНІВ ТА ОПТИМІЗАЦІЯ ПРИРОДООХОРОННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ 120
3.1 Комплексне ранжування територій та акваторій за рівнем техногенного навантаження 120
3.2 Оцінка антропогенного навантаження на повітряний басейн м. Одеса .. 127
3.3 Оцінка рекреаційного навантаження на об'єкти природно-заповідного фонду гірських регіонів України 147
3.4 Можливості використання біокліматичних показників в рекреаційній географії на прикладі прибережної зони Одеської області 155
3.5 Економічний інструментарій природоохоронної діяльності (на прикладі аналізу досвіду країн Європейського Союзу) 158
3.6 Забезпечення економіко-екологічної трансформації охорони земельних ресурсів 168
3.7 Суть і значення процесу управління екологічними ризиками 179
4 ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ, ЯКІСТЬ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН РІЧОК 187
4.1 Дослідження мінералізації вод р. Тиса на ділянці м. Рахів – м. Чоп 187
4.2 Факторний аналіз гідрохімічних показників якості вод басейну р. Тиса (Закарпатська область) 195
4.2.1 Теоретичні основи методу факторного аналізу 195
4.2.2 Результати факторного аналізу 198
4.3 Факторний аналіз показників якості води в басейні р. Південний Буг.... 208
4.4 Дослідження деградації заплавних земель гирлової ділянки р. Дністер . 213
4.5 Особливості гідрохімічного режиму р. Барабой та його водосховищ..... 218
4.5.1 Гідрохімічний режим р. Барабой 218
4.5.2 Гідрохімічний режим Санжейського водосховища 229
4.5.3 Гідрохімічний режим Барабойського водосховища 236
4.6 Зв'язок Дністровської ГЕС та водного режиму Нижнього Дністра 255
4.7 Особливості гідрохімічного режиму Нижнього Дністра 244
4.8 Оцінка впливу морфометричних характеристик русла та вітрових умов на режим рівнів води водойм Нижнього Дністра 255
4.9 Гідроекологічний стан та якість води Нижнього Дністра 269
ВИСНОВКИ 272
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ 283

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

БАТ – біологічно активна температура
БС – Балтійська система висот
в/п, водпост – водомірний пост
вдсх – водосховище
ВМО – Всесвітня метеорологічна організація
ВНІГМІ-СЦД – Всеросійський науково-дослідний інститут гідрометеорологічної інформації, світовий центр даних
га – гектар
ГЕС – гідроелектростанція
ГІС – Географічна інформаційна система
ГМО – гідрометеорологічна обсерваторія
ЕЕТ – еквівалентно-ефективна температура
ЕНПК – Ель-Ніньо-Південне коливання
єр. – єрик
ЄС – Європейський союз
ЄТС – Європейська територія колишнього союзу
зах. д. – західна довгота
ЗВО – загальний вміст озону
ЗР – забруднювальна речовина
ІЗВ – індекс забруднення вод
інш. – інші, інше
КВП – контрольно-вимірювальний пост
км – кілометри
ЛК – ландшафтний комплекс
м – метри
м абс. – позначка в метрах в абсолютній системі висот
м. – місто
м/п – метеорологічний пост
м/ст. – метеорологічна станція
МГР – Міжнародний геофізичний рік
млн. – мільйон, мільйони
МНС України – Міністерство надзвичайних ситуацій України
МУВГ – міжрайонне управління водного господарства
НДЗС – Нижньодністровська зрошувальна система
НДІ – науково-дослідний інститут
НДР – науково-дослідна робота
НЕЕТ – нормальна еквівалентно-ефективна температура

НПР – нижній підпірний рівень
о.Д. – одиниця Добсона
ОГГМЕ – Одеська гідрогеолого-меліоративна експедиція
ОГМІ – Одеський гідрометеорологічний інститут
од. – одиниця
ОДЕКУ – Одеський державний екологічний університет
ОДУ – Одеський державний університет ім. І.І. Мечникова
оз. – озеро
ОНУ – Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова
ООВУВГ – Одеське обласне виробниче управління з водного господарства
ООН – Організації об’єднаних націй
ОФ ІБПМ – Одеська філія Інституту біології південних морів
ПЗФ – природно-заповідний фонд
ПЗЧМ – північно-західна частина Чорного моря
півд. ш. – південна широта
півн. ш. – північна широта
ПК – персональний комп’ютер
ПЛК – природно-ландшафтний комплекс
ППО – Південна полярна область
ПТОАЗК – Південно-Тихоокеансько-Атлантичне зональне коливання
р. – річка, рік
РЕЕТ – радіаційно-еквівалентно-ефективна температура
рр. – річки, роки
с. – селище, село
смт – селище міського типу
СН-435-72 – нормативний документ «Строительные Нормы – 435-72»
СНиП 2.01.14-83 – нормативний документ «Строительные Нормы и Правила 2.01.14-83»
СРСР – Союз Радянських Соціалістичних Республік
ст. – століття, сторіччя
сх. д. – східна довгота
т – т, тонни
тис. – тисяча, тисячі
УкрНДГМІ – Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут
УкрНДІкурортології – Український науково-дослідний інститут курортології та рекреації
УкрПівденДІПроВодГосп – Український південний державний інститут проектування водного господарства
ЦДА – центр дії атмосфери
шт. – штука, штуки

ВСТУП

НДР «Актуальні проблеми гідрометеорології та охорони навколишнього середовища» присвячена визначенню та аналізу актуальних проблем метеорології, гідрології та океанології, екології навколишнього середовища; обґрунтування науково-методичної бази дослідження цих проблем; апробація розрахункових схем досліджень та розробка науково-обґрунтованих рекомендацій щодо вирішення визначених проблем на прикладі окремих об’єктів і процесів.

Надійність вихідної інформації, розрахункових схем та характеристик, запропонованих методів досліджень наведених в НДР забезпечуються використанням даних спостережень стаціонарної мережі Загальнодержавної системи спостережень і контролю за станом навколишнього середовища (Державної гідрометеорологічної служби МНС України, Державного агентства водних ресурсів України та інших), Всесвітньої метеорологічної організації (ВМО), а також інших міжнародних установ, пов’язаних з гідрометеорологічною діяльністю та охороною навколишнього середовища.

На *першому етапі* роботи – в 2010 р., були визначені конкретні актуальні проблеми гідрометеорології та охорони навколишнього середовища, обґрунтовано науково-методичну базу їх дослідження.

На *другому етапі* виконання НДР – в 2011 р., здійснена апробація розрахункових схем зазначених вище досліджень та для окремих об’єктів і процесів розроблені науково-обґрунтовані рекомендації щодо їх вирішення.

На *третьому етапі* – в 2012 р., виконано узагальнення результатів моделювання, розрахунків, оцінки та прогнозування екологічного стану певних екосистем для розробки заходів по раціональному використанню та відновленню природних ресурсів і збереженню навколишнього середовища.

Результати НДР знайдуть застосування у підрозділах Міністерства охорони навколишнього природного середовища України, МНС України та дозволять удосконалити існуючу систему моніторингу за станом навколишнього середовища, а також передбачити негативний вплив на природні об’єкти господарської та іншої діяльності людини.

1 МЕТЕОРОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ СТРУКТУР ПОЛІВ ГЕОПОТЕНЦІАЛЬНИХ ВИСОТ ТА ОЗОНУ ПІВДЕННОЇ ПІВКУЛІ

Кліматичні зміни, які відбувалися протягом минулого сторіччя, стали свого роду стимулом, який спричинив значне зростання зусиль фахівців у вивченні процесів взаємодії різних ланок кліматичної системи, особливо атмосфери і океану. Не дивлячись на значні успіхи, досягнуті світовою гідрометеорологічною науковою спільнотою, залишається ще багато нез'ясованих питань щодо особливостей структури великомасштабних атмосферних процесів і чинників, які їх визначають. Особливо це стосується Південної півкулі, більша частина якої покрита Південним океаном, де розташовується найзначніший за площею та інтенсивністю «холодильник» – Антарктида. Починаючи з середини минулого сторіччя, дослідження гідрометеорологічного режиму Антарктиди та його впливу на циркуляцію атмосфери виконуються вченими багатьох країн під егідою Всесвітньої метеорологічної організації (ВМО). До цих досліджень приєдналися й українські вчені, після того, як Україна одержала у володіння антарктичну науково-дослідну станцію «Академік Вернадський», розташовану в районі Антарктичного півострова.

В порівнянні з Північною півкулею циркуляційні атмосферні процеси в Південній півкулі вивчені вкрай недостатньо. Тому дослідження їх особливостей в значному за територією секторі півкулі, є актуальними, особливо, якщо врахувати значні зміни регіонального клімату Антарктичного півострова в другій половині минулого сторіччя.

У Резолюції Міжнародної конференції «Україна в Антарктиці – національні пріоритети та глобальна інтеграція» (м. Київ, 23-25 травня 2008 р.) вказується, що «*…наукові дослідження в Антарктичному регіоні є серед головних пріоритетів світової науки. Продемонстрований на конференції науковий потенціал українських дослідників та запропоновані учасниками з різних країн напрямки міжнародної кооперації дозволяють з оптимізмом дивитися на перспективу участі України в майбутніх антарктичних дослідженнях*».

У попередні роки, циркуляційні особливості Південної полярної області (ППО) детально досліджувались в роботах Арктичного і Антарктичного НДІ (м. Санкт-Петербург). Були виконані типізації великомасштабних процесів за традиційними методиками Г.Я. Вангенгейма [1, 2]. Однак, недостатньо робіт присвячено регіональним синоптичним процесам в районі Антарктичного півострова. На сучасному етапі досліджень типізації виконуються за допомогою об'єктивних критеріїв, за даними нового покоління, наприклад, ре-аналізу.

Тенденції клімату полярних областей обох півкуль завжди були під пильною увагою дослідників, у зв'язку з важливістю останніх як «холодильників» в формуванні глобальної кліматичної системи. Зміни, що відбуваються протягом останніх десятиліть в Арктиці і Антарктиці, загалом можуть бути порівняні з ефектом відомого «полярного посилення» [3], що відчувалося в істотному підвищенні температури повітря і зменшенні морських льодів на початку XX ст.

Найважливішим на даному етапі досліджень є питання про збереження зміни тенденцій клімату і можливості їх достовірного прогнозу, хоча б на найближче майбутнє. Успіх, досягнутий протягом останніх років в моделюванні і передбаченні явища Ель-Ніньо-Південне коливання (ЕНПК), дозволяє прогнозувати аномалії погоди в різних районах планети [4, 5, 6], в тому числі і Південній півкулі, але, знов-таки, ступінь обумовленості цим явищем циркуляції тропосфери в окремих регіонах ППО доки ще детально не визначена. Цьому питанню присвячено дослідження і у рамках представленого розділу НДР.

Фізико-географічні особливості району дослідження полягають у тому, що вони обумовлюються такими факторами:

а) великомасштабною циркумполярністю рухів в тропосфері, стратосфері і океані;

б) формуванням регіональних змін океанської, тропосферної циркуляції, і режиму погоди через неоднорідність орографії Антарктичного півострова (у літературі півострів вважають гляціокліматичним розділом [7]);

в) наявністю різних форм зледеніння, у тому числі покривні, вивідних, шельфових льодовиків, і малих льодовиків, оточуючих Антарктичний архіпелаг, а також специфічного розподілу морських льодів;

г) розташуванням півострова в крайовій зоні озонової дірки, котра регулярно активізується протягом весняних сезонів;

д) функціонуванням земних і морських екосистем на багато чисельних архіпелагах і островах берегової зони Антарктичного півострова.

1.1 Загальні особливості циркуляційних атмосферних процесів Південної півкулі

Циркуляційні процеси Південної півкулі почали ретельно досліджуватися з часу Міжнародного геофізичного року (МГР) 1957-1959 рр.

На даний момент визнано, що найбільш якісним масивом метеорологічних даних у вузлах регулярної сітки для Південної півкулі є ре-аналіз ERA-40.

Тому для аналізу зміни великомасштабній атмосферній циркуляції від десятиліття до десятиліття 1961-2000 рр. було використано середні поля атмосферного тиску ре-аналізу ERA-40 в центральні місяці зимового і літнього сезонів.

Кліматичні особливості в Південній півкулі більшою мірою формуються під впливом Антарктиди. Особливості цього континенту визначаються його навколополюсним положенням, великими абсолютними висотами і властивостями сніжно-крижаної поверхні. Сукупність цих умов призводить до неповторних ніде більше на земній кулі поєднань географічних умов, атмосферної циркуляції і сонячної радіації – чинників, під впливом яких формується клімат.

В результаті сильного вихолодження в центрі материка створюється область підвищеного тиску – антарктичний антициклон. Він визначає природні умови Центральної Антарктиди.

Протягом багатьох років вчені дотримувалися теорії льодовикового антициклону. Ця теорія припускала розвиток у нижніх шарах атмосфери стійкого антициклону, холодного повітря, що супроводжується стоком, від центру, а над ним – полярного циклону, в якому вітри спрямовані до центру.

Сучасні дослідження показали, що антициклон над Антарктидою займає шар невеликої потужності, і перехід льодовикового антициклону у вище розміщений циклон спостерігається на висоті близько 2-3 км.

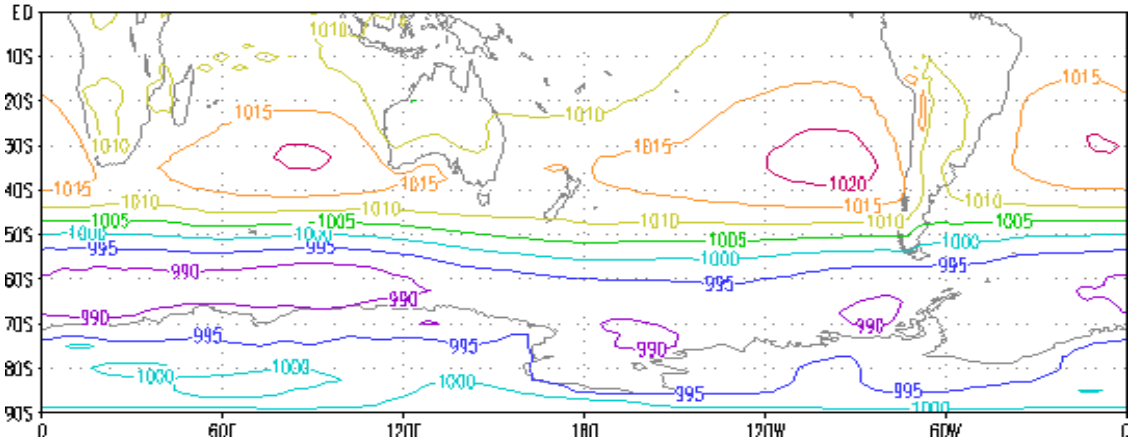
В області антарктичного антициклону спостерігаються вітри східної складової, а в циклоні – західної. Південний полярний антициклон – це явище, що періодично повторюється. Антициклони в 60-70 % випадків зосереджені над східною Антарктидою. Антарктичний антициклон – це мінлива і нестійка особливість циркуляції атмосфери Антарктики.

Дослідження тропосферної циркуляції стали пріоритетними впродовж останніх десятиліть у зв’язку з тим, що вона в цілому пояснює сучасну мінливість клімату на різних часових масштабах (в межах сторіччя і окремих десятиліть) [8-10]. Потепління у ряді районів помірних і полярних широт північної півкулі, включаючи Атлантико-Європейский сектор, Арктику і центральну Сибір, пов’язано із змінами положення і інтенсивності центрів дії атмосфери (ЦДА) [11]. Найбільш інтенсивне потепління в Південній півкулі зареєстроване в районі Антарктичного півострова, де розташовується найбільша кількість працюючих станцій в межах ППО.

Порівняння середніх полів тиску і їх аномалій за даними ре-аналізу NCEP/NCAR і ВНІГМІ-СЦД (м. Обнінськ), вказує на те, що в помірних широтах Південної півкулі існує більш виражене західно-східне перенесення, ніж в північній півкулі, з поясом низького тиску уздовж 60-70° півд. ш., причому північна частина Антарктичного півострова (Земля Грейама) розташовується в зоні його впливу.

За даними ре-аналізу, усередненим за 1960-1990 рр. [12], в січні в тропічній зоні Південної півкулі виражено три центри підвищеного тиску з центральною ізобарою 1020 гПа, а в червні Атлантичний максимум з'єднується з Індійським, причому якщо середній тиск залишається сталим, то площа максимумів значно зменшується (рис. 1.1).

А



Б

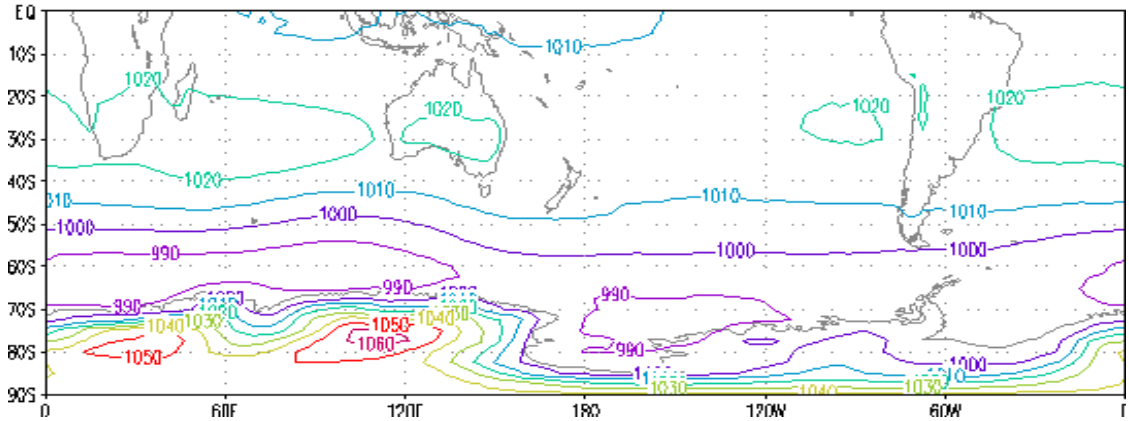


Рисунок 1.1 – Середні поля атмосферного тиску поверхні 1000 гПа в Південній півкулі за період 1960-1990 рр. (А – січень, Б – липень) [12]

Згідно з осередненими даними ВНІГМІ-СЦД за аналогічний період, впродовж обох сезонів чітко виявляються чотири тропічні центри дії [12]. Найбільш стабільний ЦДА в східній частині Тихого океану, оскільки «західний» ЦДА над Тихим океаном може не виявлятися в окремі сезони. У січні атмосферний тиск в ЦДА над океанами однаковий – 1020 гПа, а в зимовий період найбільш інтенсивним стає Індійський ЦДА, середні значення тиску в ньому досягають 1027 гПа, які на 7 гПа вище, ніж за даними ре-аналізу. Другим за інтенсивністю в червні є Південно-Атлантичний ЦДА (1024 гПа), значення якого перевищує на 4 гПа, визначеного за даними ре-аналізу.

Найбільш активний циклогенез спостерігається в районі між 40-70° півд. ш. В середньому, в червні, за даними ре-аналізу 1960-1990 рр., відзначено дві значні області низького тиску: над морем Роса і в східному секторі ППО, а в січні виділяються кліматичні циклони над морями Беллінсгаузена і Росса, з центральними ізобарами 990 гПа. Як взимку, так і влітку, в районі Антарктичного півострова формується барична гребінь. На картах ВНІГМІ-СЦД кліматичні циклони над морями виражені в обидва сезони, з центральною ізобарою 985 гПа в червні та 987 гПа в січні.

Дані ре-аналізу, усереднені за періоди 1977-1998 рр. та 1957-1977 рр. [12], показали деяке зниження середніх значень тиску в ППО, яке інтенсивніше виявляється в районах кліматичних циклонів над морями Росса (мінус 4 гПа) і Уедделла (рис. 1.2), що вказує на посилення циклонічної активності в цьому районі.

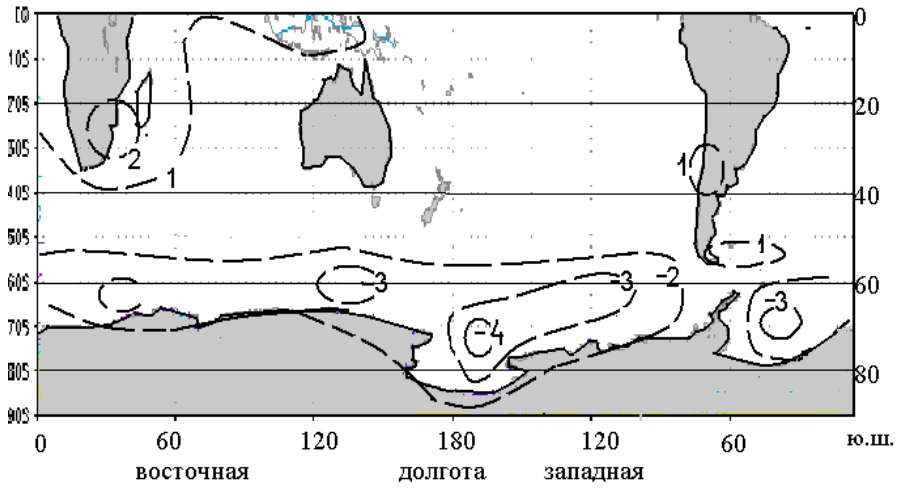


Рисунок 1.2 – Аномалії атмосферного тиску в Південній півкулі за 1977-1998 рр., порівняно з періодом 1957-1977 рр. [12]

Позитивні аномалії тиску відзначаються тільки для Південної Африки і окремих районів Південної Америки. Ці результати узгоджуються із загальним результатом про перехід до негативної тенденції тиску в ППО з початку 1980 рр., як за даними інструментальних вимірювань, так і інших масивів ре-аналізу ERA-40 і ECMWF [13], у тому числі і за даними геопотенціальних висот середньої тропосфери.

1.2 Кореляційний і компонентний аналіз метеорологічних полів та головні компоненти

Поля метеорологічних величин, представляються у вигляді матриці центрованих величин ΔX (розмірністю $n \times m$):

$$\Delta X = \begin{pmatrix} \Delta x_{11} \Delta x_{12} \ldots \Delta x_{1j} \ldots \Delta x_{1m} \\ \Delta x_{21} \Delta x_{22} \ldots \Delta x_{2j} \ldots \Delta x_{2m} \\ \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots \\ \Delta x_{i1} \Delta x_{i2} \ldots \Delta x_{ij} \ldots \Delta x_{im} \\ \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots \\ \Delta x_{n1} \Delta x_{n2} \ldots \Delta x_{nj} \ldots \Delta x_{nm} \end{pmatrix}, \tag{1.1}$$

$$\Delta x_{ij} = x_{ij} - \overline{x}_i . \tag{1.2}$$

де n – число вузлів регулярної сітки точок;

m – кількість полів.

На основі зазначеної сукупності полів розраховується матриця коваріацій

$$K_x = \frac{1}{m} \Delta X \Delta X' , \tag{1.3}$$

де $'$ – індекс, який позначає операцію транспонування матриці ΔX .

Як відомо, на головній діагоналі матриці K_x розташовуються дисперсії метеорологічної величини у відповідній точці поля [14].

Значну інформацію про статистичну структуру метеорологічних полів дозволяє отримати компонентний аналіз. Він полягає, по-перше, у визначенні ортогонального базису n – вимірного евклідового простору, який являє собою упорядковану систему власних векторів матриці коваріації. Система власних векторів визначається шляхом розв’язання повної проблеми власних значень. Основне рівняння цієї проблеми має вигляд:

$$K_x W_i = \lambda_i W_i , \tag{1.4}$$

де W_i – i-тий власний вектор;

λ_i – відповідне власне значення.

В ортогональному базису W можна провести розкладання сукупності центрованих метеорологічних полів ΔX. Ця операція визначається таким матричним рівнянням:

$$W'\Delta X = Z, \tag{1.5}$$

де $Z = \left\{ Z_{ij} \right\}_{n \times m}$ – матриця компонентів полів у базису W.

При розв'язанні повної проблеми власних значень отримують не тільки, як вже зазначалося, систему власних векторів W_i $(i = \overline{1,n})$, але й систему відповідних цим векторам власних значень λ_i $(i = \overline{1,n})$. Власні значення – це дійсні, додатні та прості числа. Ці їх властивості дають можливість розташувати їх у порядку зменшення, тобто $\lambda_1 > \lambda_2 > \lambda_3 > \ldots > \lambda_n$. Ця властивість власних значень дуже важлива, оскільки

$$\lambda_i = \sigma^2_{Z_i}, \quad (i = \overline{1,n}). \tag{1.6}$$

Тобто власні значення мають сенс дисперсій ортогональних компонентів метеорологічних полів.

Крім того,

$$\sum_{s=1}^{n} \lambda_s = \sum_{s=1}^{n} \sigma^2_{Z_s} = \sum_{s=1}^{n} \sigma^2_{X_s}, \tag{1.7}$$

де $\sigma^2_{X_s}$ - дисперсія метеорологічної величини у s-тому вузлі сітки точок.

Але відповідно до рівняння (1.6) і властивості власних значень, а саме: $\sigma^2_{Z_1} > \sigma^2_{Z_2} > \sigma^2_{Z_3} > \ldots > \sigma^2_{Z_n}$, тобто дисперсії ортогональних компонент метеорологічних полів є упорядкованими, у той час коли дисперсії $\sigma^2_{X_s}$ – такої властивості не мають.

Як відомо, чим більшим є масштаб збурень у полях метеорологічної величини, що вивчається, тим більше значення має дисперсія, яка характеризує мінливість цієї величини. Тому $\lambda_1 = \sigma^2_{Z_1}$ відбиває властивості найбільш великомасштабних процесів у цьому полі, які містяться у ортогональних компонентах $Z_{11}, Z_{12}, Z_{13}, ..., Z_{1m}$.

Власне значення $\lambda_2 = \sigma_{Z_2}^2$ характеризує властивості процесів меншого масштабу, як і послідовність других ортогональних компонентів $Z_{21}, Z_{22}, Z_{23}, ..., Z_{2m}$. Таким чином, можна визначити за допомогою формули

$$\eta = \frac{\sum_{i=1}^{k} \lambda_i}{\sum_{i=1}^{n} \lambda_i}. \tag{1.8}$$

Кількість k ортогональних компонентів, сумарна дисперсія котрих $\sum_{i=1}^{k} \lambda_i$ ураховує η долю сумарної дисперсії вихідного метеорологічного поля. Ці перші k ортогональних компонентів називають головними компонентами. Саме вони утримують основну інформацію про статистичну структуру полів метеорологічної величини, що досліджується. Останні $n-k$ ортогональні компоненти характеризують дрібномасштабні збурення та шумову компоненту.

Оскільки головні компоненти отримують шляхом ортогонального перетворення кожного вихідного вектора (поля) відповідним власним вектором, то перші k власні вектори також відбивають впливи відповідних великомасштабних процесів, формуючих метеорологічні поля. Причому перший власний вектор $W_1 = \{W_{s1}\}$ $(s = \overline{1,n})$ характеризує особливості процесів найбільшого масштабу, другий власний вектор $W_2 = \{W_{s2}\}$ $(s = \overline{1,n})$ – меншого масштабу і т. д. Виявленню зазначених особливостей цих процесів допомагає аналіз структури полів цих власних векторів.

Більшість метеорологічних величин являють собою нестаціонарні випадкові процеси. Багаторічні змінення характеру кліматоформуючих факторів призводить до виникнення трендів, а також великомасштабних коливань, які можуть бути виявленими за допомогою процедури згладжування часових рядів. Одним із видів згладжування є ковзне осереднення [14], яке у загальному вигляді можна зобразити формулою

$$Z(t_k) = \frac{1}{l} \sum_{i=k-l/2}^{k+l/2} \alpha_i Z(t_i), \tag{1.9}$$

де α_i – ваговий множник;

l – кількість точок, по яких виконується згладжування, $k = 1 + \frac{l}{2}; 2 + \frac{l}{2}; \ldots; N' + \frac{l}{2}; \quad N' = N - l + 1;$

N – кількість членів ряду $Z(t_i)$.

Ваговий множник потрібно вибирати таким, щоб найбільшу вагу мала точка, яка знаходиться на середині відрізка згладжування, а зі збільшенням відстані від цієї точки ваги α_i – зменшувалися. Цій вимозі відповідає тригонометричний ваговий множник.

$$\alpha_i = 1 + \cos\frac{2\pi(k-i)}{l}. \tag{1.10}$$

Він і буде використовуватися при згладжуванні часових рядів $Z(t)$ головних компонентів метеорологічних полів.

1.3 Статистична структура полів геопотенціальних висот у нижній стратосфері Південної півкулі

Циркуляційні процеси над акваторією Південного океану і, особливо у високих широтах Південної півкулі ще мало вивчені, проте вони мають велику роль у формуванні і розвитку великомасштабних компонентів загальної циркуляції атмосфери, а, отже, і кліматичної системи в цілому. У науково-дослідній роботі [12] представлені результати досліджень особливостей статистичної структури полів геопотенціальних висот ізобаричних поверхонь АТ-925, АТ-850, АТ-500 і АТ-200 гПа.

Наша задача полягає у тому, щоб отримати більш детальну інформацію про характер циркуляційних процесів у стратосфері Південної півкулі, яку можна було б використовувати при складанні прогнозів атмосферних явищ різної завчасності та моделюванні майбутнього клімату планети. Зазначена інформація складається з полів середньомісячних значень висот ізобаричної поверхні АТ-100.

Для дослідження статистичної структури полів геопотенціальних висот були використані дані ре-аналізу ERA-40 в Південній півкулі, задані вузлах регулярної сітки точок 2,5° на 2,5° за період 1958-2002 рр. Апаратом дослідження є методи багатовимірного статистичного аналізу.

Нижче наведені результати досліджень полів середніх значень і мінливості геопотенціальної висоти ізобаричної поверхні АТ-100.

Поля середніх значень геопотенціальної висоти поверхні АТ-100 характеризуються загальними рисами: у всі місяці року вони мають вигляд майже концентричних ізогіпс, практично паралельних кругам широт з градієнтом спрямованим від Південного полюса до екватору. На рис. 1.3-1.6 в якості прикладу представлені поля середніх значень для центральних місяців сезонів ізобаричної поверхні АТ-100.

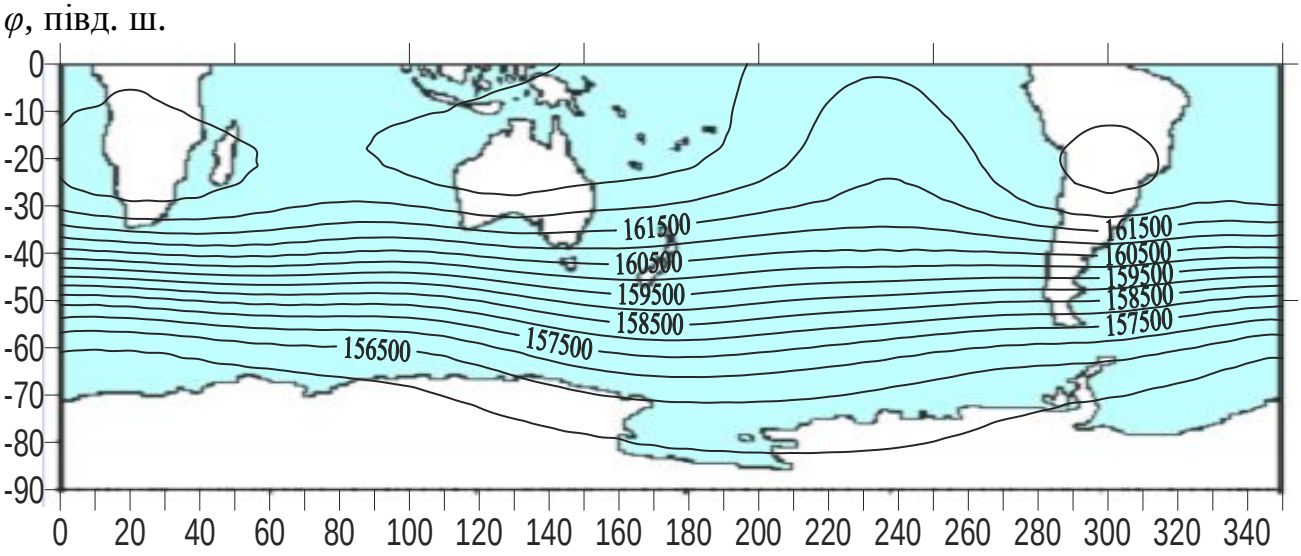


Рисунок 1.3 – Поле середніх значень геопотенціальних висот ізобаричної поверхні АТ-100 гПа для літа Південної півкулі (у січні)

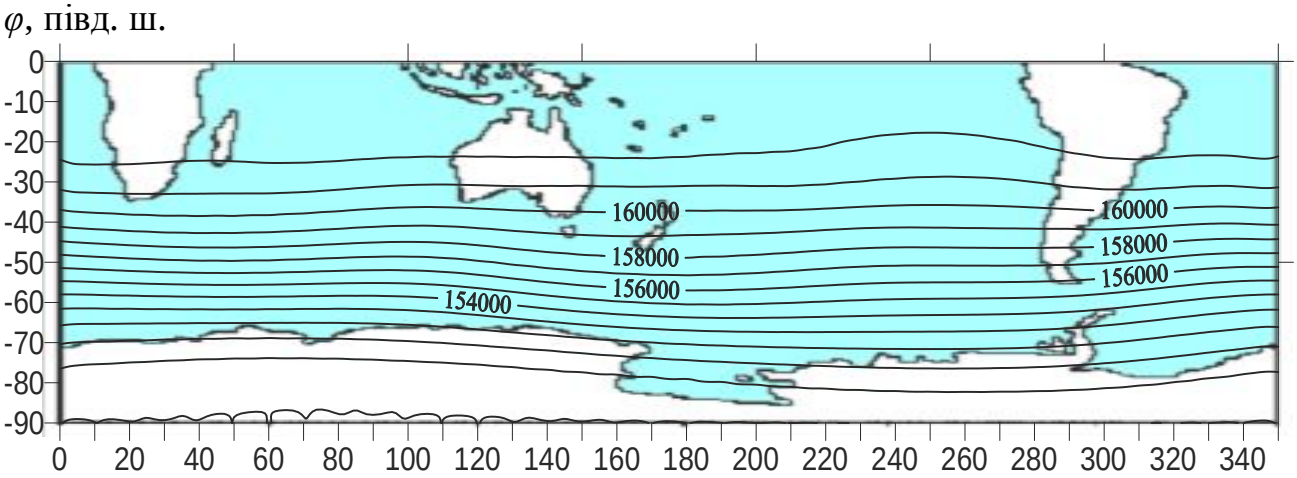


Рисунок 1.4 – Поле середніх значень геопотенціальних висот ізобаричної поверхні АТ-100 гПа (у квітні)

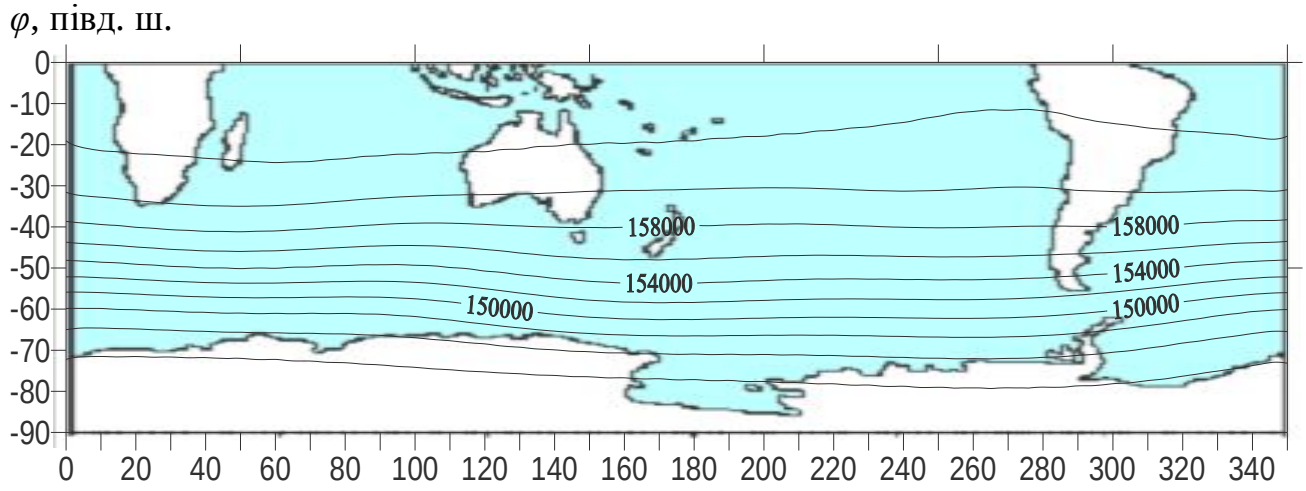


Рисунок 1.5 – Поле середніх значень геопотенціальних висот ізобаричної поверхні АТ-100 гПа для зими Південної півкулі (у липні)

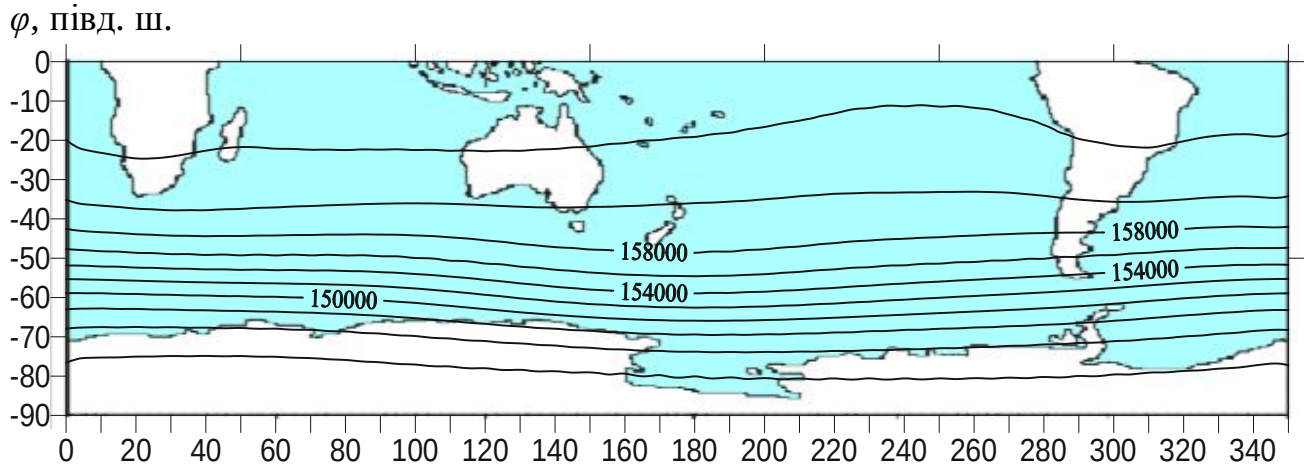


Рисунок 1.6 – Поле середніх значень геопотенціальних висот ізобаричної поверхні АТ-100 гПа (у жовтні)

Поля середніх значень виразно виявляють субтропічну смугу високого тиску з двома центрами: Південно-Атлантичним і Південно-Тихоокеанським субтропічними антициклонами. Уздовж 60º півд. ш. розташовується смуга зниженого тиску.

В літні, осінні і зимові місяці в цій області формуються кліматичні центри зниженого тиску: один з них розташовується над акваторією моря Амундсена, другий – над акваторією моря Роса.

Весною ці центри об’єднуються в одну область зниженого тиску, а зона великих горизонтальних градієнтів значень геопотенціальних висот розширяється від 70º півд. ш. до 40º півд. ш.

У тепле півріччя пояс великих градієнтів, звужується і розташовується між паралелями 35 і 55° півд. ш., а в холодне півріччя розповсюджується практично на весь даний простір. Сезонні відмінності середніх полів полягають ще у тому, що в холодне півріччя меридіональні градієнти геопотенціалу збільшуються (рис. 1.4 та 1.5).

Порушується також зональна структура середніх полів геопотенціалу в теплий період в тропічній зоні Південної півкулі: чітко виявляються гребені високого тиску (рис. 1.3), особливо над південною частиною Тихого океану (Південно-Тихоокеанський і Південно-Атлантичний антициклони).

На рис. 1.7, в якості прикладу представлено поле мінливості геопотенціальних висот ізобаричної поверхні АТ-100 для зими (червень).

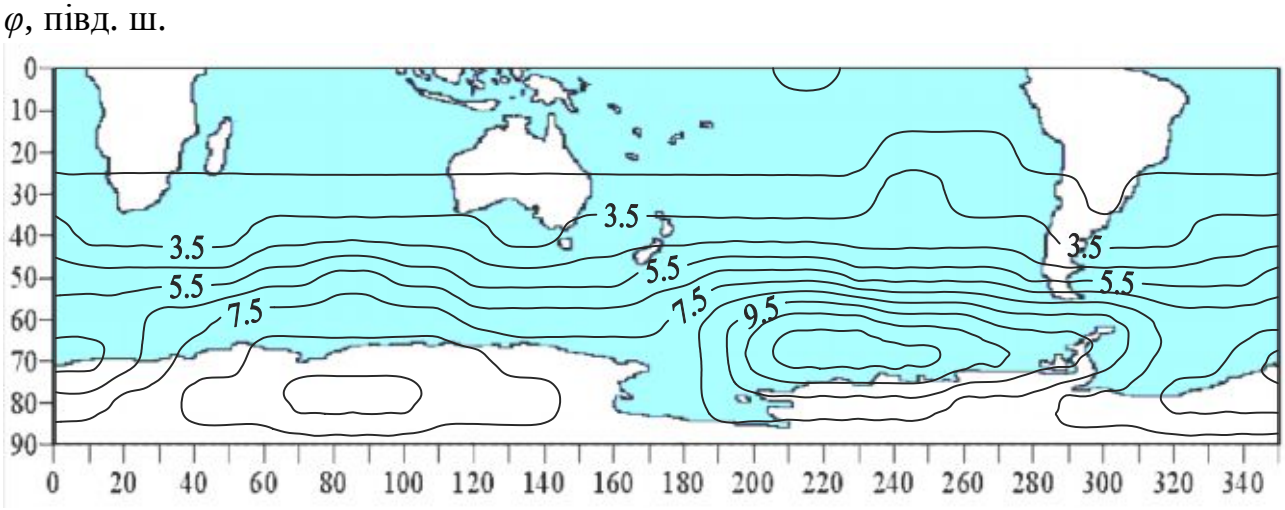


Рисунок 1.7 – Поля мінливості геопотенціалу ізобаричної поверхні АТ-100 (у червні)

Найбільша мінливість спостерігається над акваторією моря Амундсена і витягується у вигляді гребеня високих значень уздовж 60-70° півд. ш. над протокою Дрейка, відображаючи переважаючі траєкторії циклонічних вихорів, які переміщаються із заходу на схід під дією західно-східного перенесення.

Аналогічний вигляд мають поля середньоквадратичних відхилень в інші місяці року.

Важливі особливості структури і динаміки найбільш великомасштабних атмосферних процесів вдається виявити, застосовуючи компонентний аналіз. З метою визначення найбільш великомасштабних процесів було здійснено ортогональне перетворення у базису власних векторів матриць коваріацій геопотенціальних висот ізобаричної поверхні АТ-100 гПа.

Аналіз власних значень, показав, що кількість головних компонент (Z_i), дисперсії яких вичерпують основну частину (більше 70 %) сумарної дисперсії полів геопотенціальних висот вказаних поверхонь дорівнює трьом, а величина дисперсії, що припадає на кожну з них, залежить від пори року (рис. 1.8).

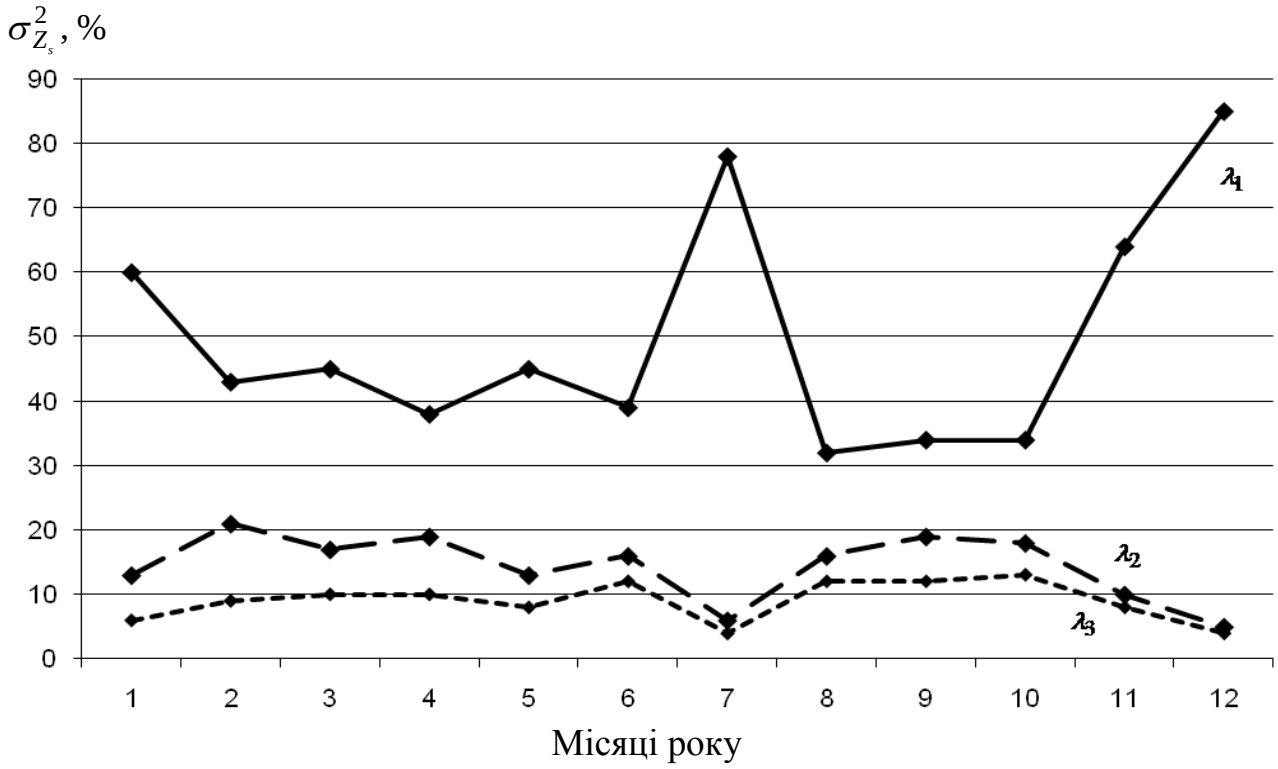


Рисунок 1.8 – Відсоток дисперсії перших трьох власних значень геопотенціальної висоти ізобаричної поверхні АТ-100 гПа

У різні місяці року частка дисперсій перших трьох головних компонент, виявляється різною: на початку весни, в літні місяці (листопад-лютий) і у липні основна частка мінливості припадає на перше власне значення, а в інші місяці навантаження на першу головну компоненту зменшується до 45-35 % від сумарної дисперсії і зростає внесок у формування циркуляційних процесів другої і третьої компоненти.

Ці результати підтверджуються структурою полів першого власного вектора, які є характеристикою найбільш великомасштабних процесів загальної циркуляції атмосфери (ЗЦА). В якості прикладу на рис. 1.9 та 1.10 представлені поля першого власного вектора ізобаричної поверхні АТ-100 гПа для центральних місяців літнього і зимового сезонів.

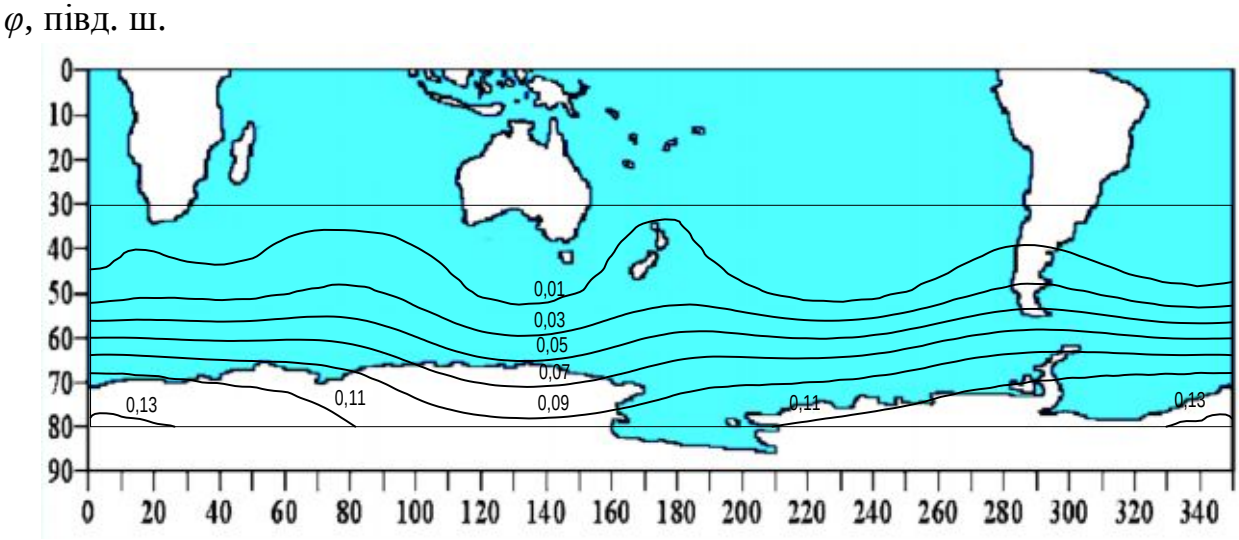


Рисунок 1.9 – Поле першого власного вектора ізобаричної поверхні АТ-100 (у січні)

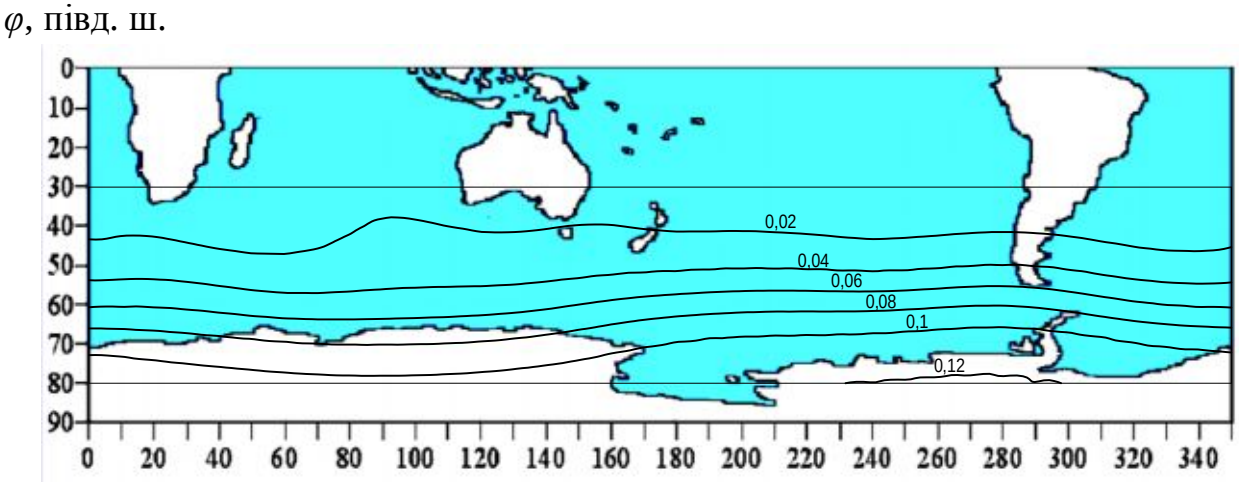


Рисунок 1.10 – Поле першого власного вектора ізобаричної поверхні АТ-100 (у липні)

Вони мають вид ліній, практично паралельних кругам широт з невеликими горизонтальними градієнтами. З наближенням до зимового сезону збільшуються меридіональні градієнти в полях першого власного вектора, що може характеризувати посилення інтенсивності стратосферного циркумполярного вихору і починаючи з осені оформляється біполярна структура з центрами над морем Беллінсгаузена – Антарктичним півостровом і землею Уілкса. Така структура зберігається протягом всієї зими і ранньої осені. Біполярна структура відображає інтенсифікацію вихрової компоненти ЗЦА в стратосфері, яка є основним механізмом міжширотного обміну.

Збільшення інтенсивності вихрової компоненти особливо виразно виявляється в полях другого і третього власного вектора, які представлені на рис. 1.11 та 1.12.

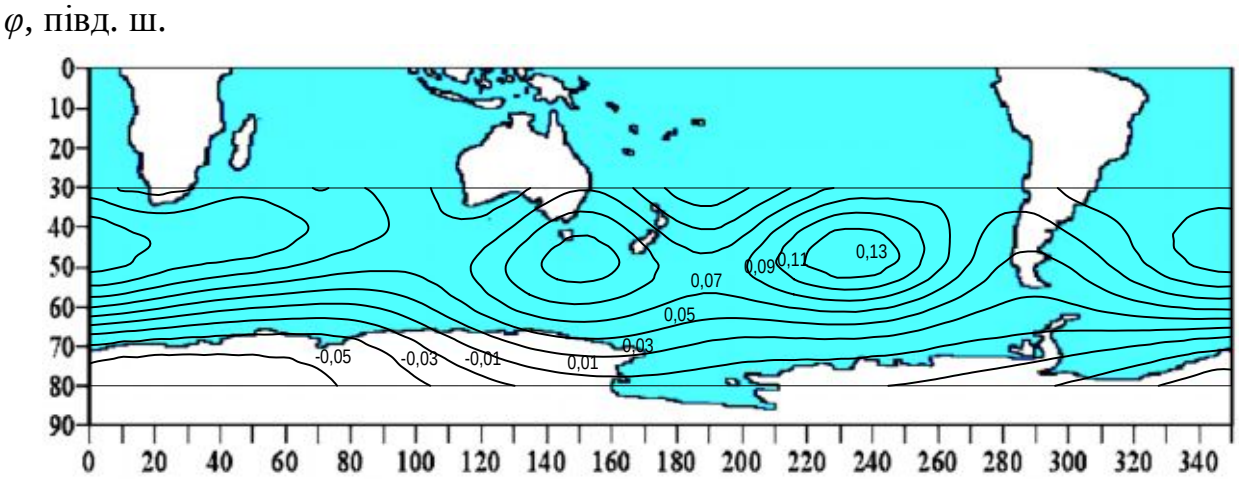


Рисунок 1.11– Поле другого власного вектора ізобаричної поверхні АТ-100 (у січні)

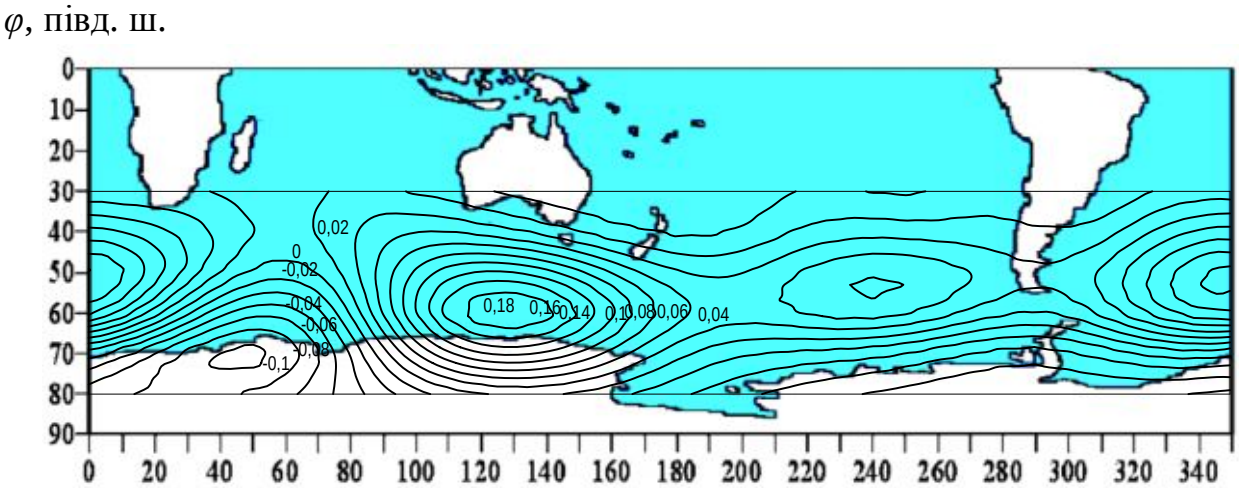


Рисунок 1.12 – Поле другого власного вектора ізобаричної поверхні АТ-100 (у липні)

Оскільки друга головна компонента, відображає процеси розвитку вихрової структури в системі загальної циркуляції атмосфери у відзначених акваторіях Південного океану, то певну біполярну моду можна розглядати як раніше виявлене [12] Південно-Тихоокеансько-Атлантичне зональне коливання (ПТОАЗК).

Певну цікавість викликають часові ряди головних компонент. Вони відображають характер зміни з часом великомасштабних атмосферних процесів в стратосфері в даний період. Перша головна компонента (Z_1) характеризує зміну з часом інтенсивності західно-східного перенесення, а друга головна компонента (Z_2) – тенденції зміни вказаної вище осциляції, пов'язаної з вихровою компонентою. Графіки часових рядів головних компонент геопотенціальної висоти ізобаричної поверхні АТ-100 свідчать про те, що вони містять не тільки коливання, які обумовлені циркуляційними процесами в даному регіоні, але і шумову компоненту. Позбавитися від неї можна шляхом операції фільтрації за допомогою ковзного осереднення. В якості вагового множника можна використовувати косинус-фільтр [14]. Період згладжування часових рядів головних компонент 4 роки.

Для різних сезонів згладжені ряди перших двох головних компонент полів геопотенціальної висоти АТ-100 гПа мають значні відмінності. Їх вигляд свідчить про те, що в розглянутий період великомасштабні характеристики ЗЦА Південної півкулі відбувалися по-різному.

Влітку (січень) до 1978 року, спостерігався тренд зростання першої головної компоненти, потім тренд зменшення (рис. 1.13). Це означає, що влітку в перший період відбувалося посилення з часом зональної циркуляції в стратосфері, в другий період – її послаблення [15].

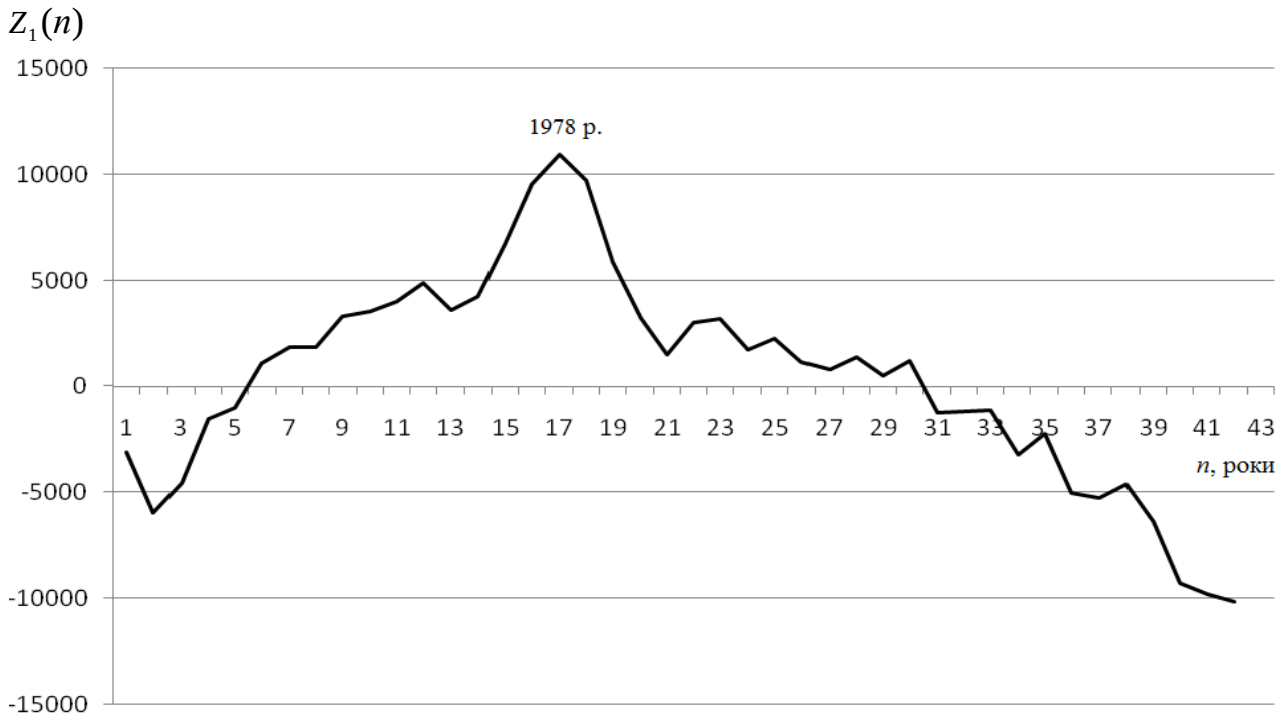


Рисунок 1.13 – Згладжений ряд першої головної компоненти ізобаричної поверхоні АТ-100 гПа за період 1960-2000 рр. (у січні)

Восени швидкість падіння тренду першої головної компоненти в другу половину терміну зменшилася, а взимку практично у весь даний період спостерігається тренд зростання першої головної компоненти (рис. 1.14), тобто посилення інтенсивності зонального потоку (липень).

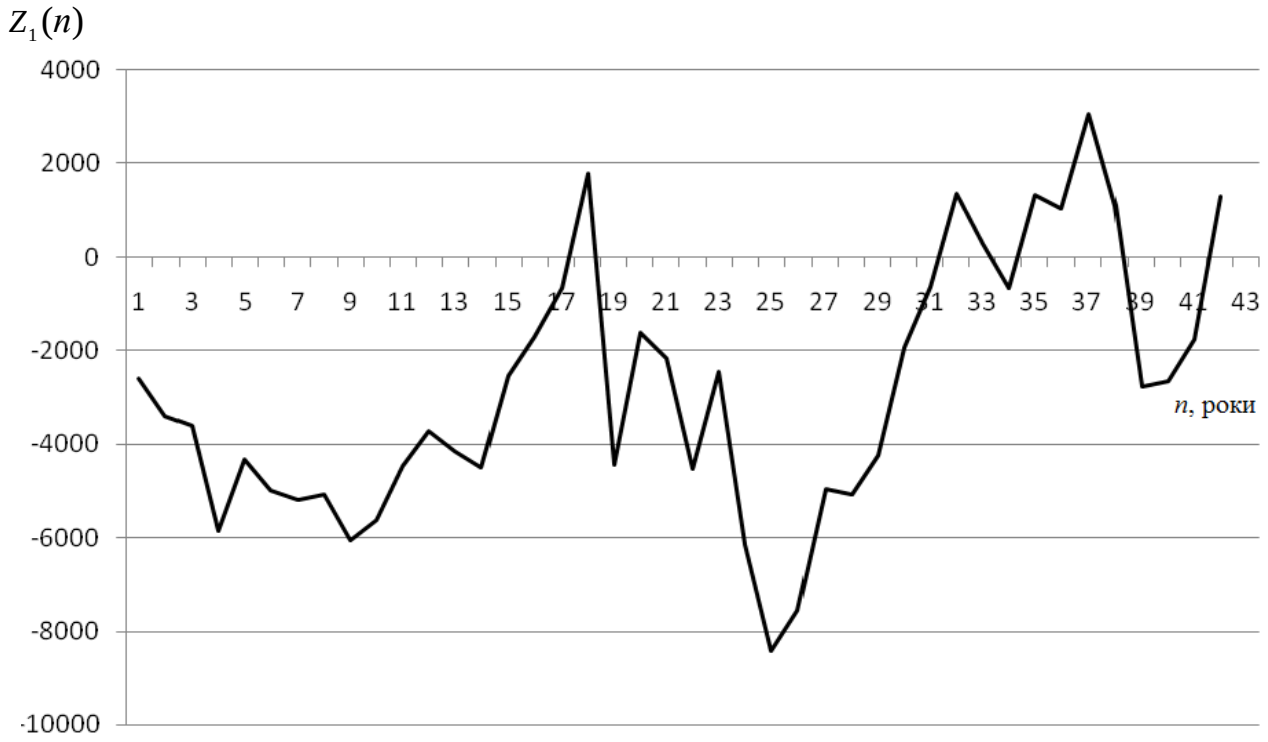


Рисунок 1.14 – Згладжений ряд першої головної компоненти ізобаричної поверхоні АТ-100 гПа за період 1960-2000 рр. (у липні)

Також необхідно відзначити, що по піках амплітуд виявляється гармоніка з періодом 18 років, тобто інтенсифікація зонального потоку має циклічність подібну до циклу сонячної активності. Навесні знов виявляється поступовий перехід до літнього типу тренду.

Аналіз часового ряду другої головної компоненти показав, що влітку до початку 80-х років, так само як і в часовому ряді першої головної компоненти, відбувалося різке збільшення значень (рис. 1.15), тобто вихрової складової стратосферної ЗЦА, а після 80-х років її різке зменшення, а починаючи з 1990 років знову поступове зростання значень другої головної компоненти [15].

Лінійний тренд падіння значень другої головної компоненти спостерігався навесні починаючи з 70-х рр. XX ст. Взимку (липень) виразно виявляється періодична компонента (8-10 років) коливань інтенсивності вихрової компоненти (рис. 1.16). Вона ж виявляється і восени (березень) на фоні практично не змінного після 1980 р.

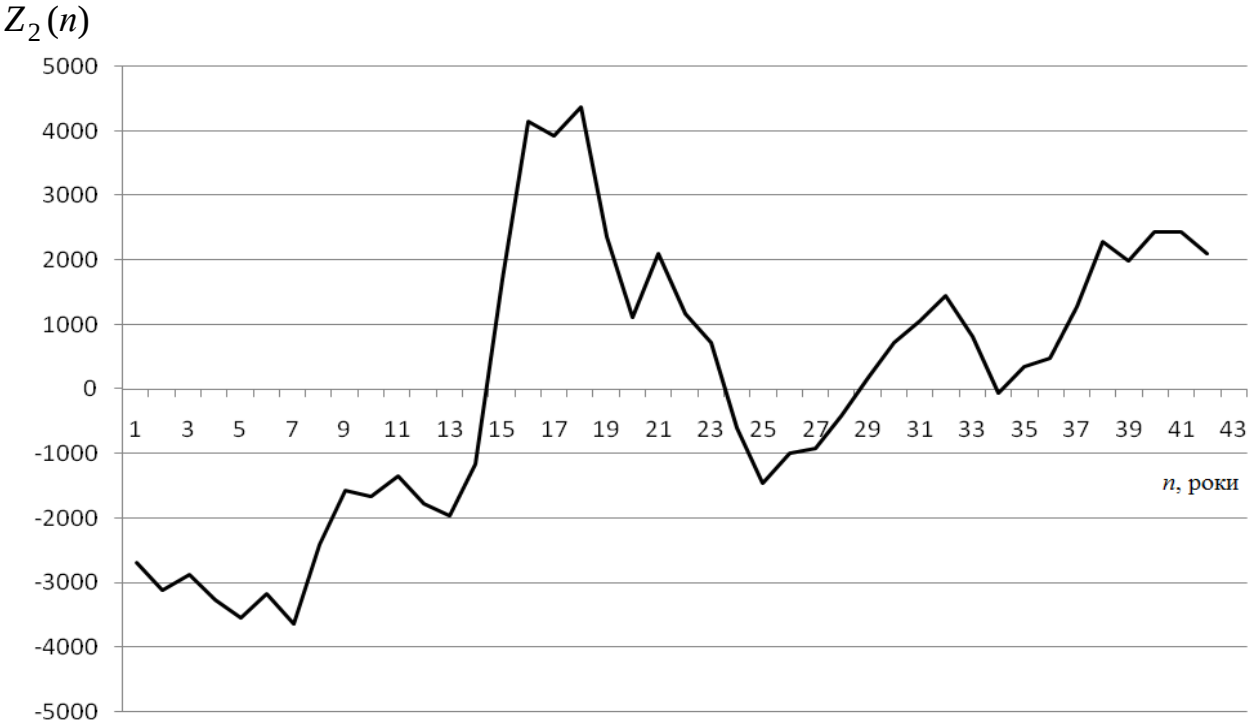


Рисунок 1.15 – Згладжений ряд другої головної компоненти ізобаричної поверхні АТ-100 гПа за період 1960-2000 рр. (у січні)

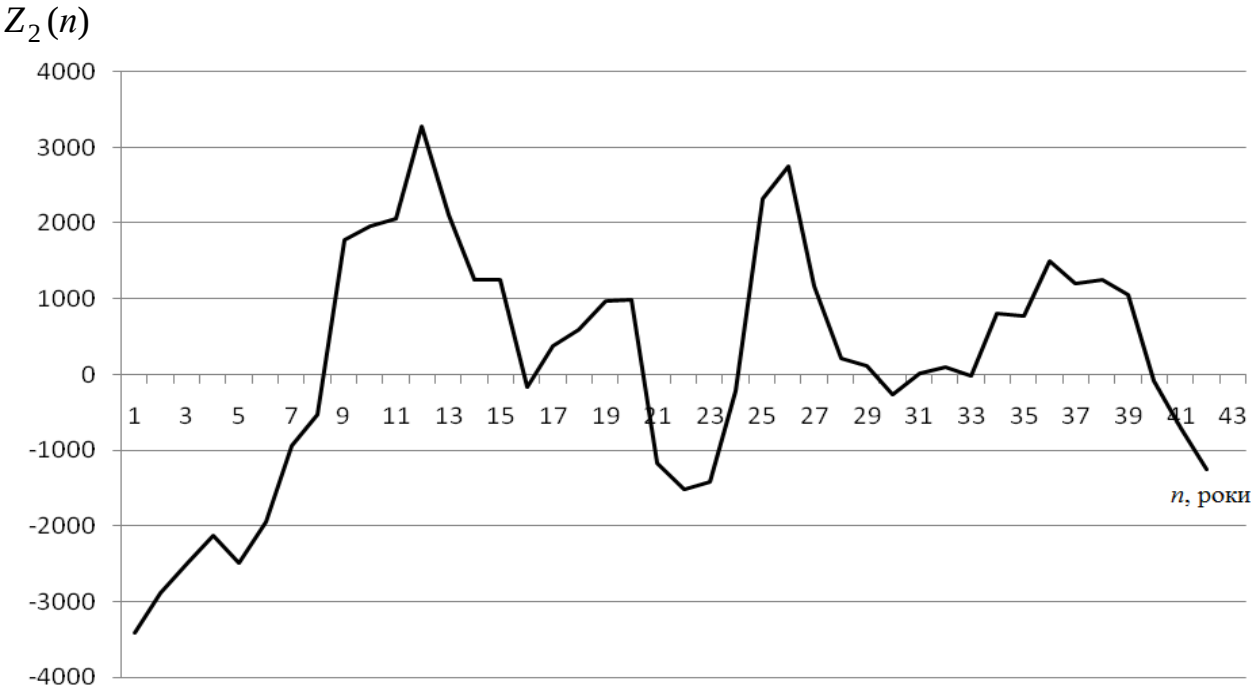


Рисунок 1.16 – Згладжений ряд другої головної компоненти ізобаричної поверхні АТ-100 гПа за період 1960-2000 рр. (у липні)

Аналіз згладжених часових рядів головних компонент надає можливість більш детально проаналізувати особливості розвитку циркуляційних процесів у досліджуваному регіоні, а саме виявленню довгоперіодних коливань та трендових складових.

1.4 Компонентний аналіз полів загального вмісту озону

В якості вихідної, була використана інформація європейського центру середньострокових прогнозів погоди. Вихідні дані представляють собою середньомісячні дані загального вмісту озону у вузлах регулярної сітки точок з просторовим дозволом 2,5° широти на 2,5° довготи для періоду з 1957 по 2002 рр. Інформація отримана з веб сайту ECMWF [13] і є даними ре-аналізу ERA-40 для Західного сектору південної півкулі, а саме для сектора, обмеженого координатами: $0 \leq \lambda \leq 120^{o}$ зах. д., $0 \leq \varphi \leq 90^{o}$ півд. ш.

Дані про загальний вміст озону представлені у одиницях Добсона (о.Д.). Дослідження статистичної структури полів загального вмісту озону виконувалось за допомогою методу багатовимірного статистичного аналізу, а саме – кореляційного аналізу, описаного у розділі 1.2.

Космічні спостереження, що пов’язані з дослідження озонового шару, виконувалися вже в перших польотах космонавтів; проте набагато більше інформації надають автоматичні засоби спостережень зі штучних супутників Землі. Спостереження з космосу дозволяють досить точно по спектру відбитої та розсіяної радіації вимірювати ЗВО на освітленій Сонцем території і менш точно (у порівнянні з озонозондами) – вертикальний розподіл озону. Регулярні супутникові спостереження розпочалися наприкінці 1970-х років, коли стали проявлятися найбільш значні змінювання озонового шару. В даний час по ЗВО є дані апаратури TOMS зі штучних супутників Землі «Nimbus-7» за 1978-1993 рр., «Метеор-3» – за 1991-1994 рр. і «Earth Probe» – з 1996р. і по даний час [16].

Все це дозволяє здійснювати регулярний, оперативний і досить надійний моніторинг озонового шару в глобальному масштабі і, зокрема, будувати глобальні карти ЗВО. Вважається, що в середньому по Землі абсолютна похибка вимірювань ЗВО за допомогою апаратури TOMS на супутниках «Nimbus-7» і «Earth Probe» становить близько 3%, випадкова – 2% і похибка, що обумовлюється дрейфом параметрів апаратури – 1,5% за 14 років, а на супутнику «Метеор-3» – 3,3 і 1% за 3 роки відповідно. В полярних областях внаслідок низьких зенітних кутів Сонця можливі і більші похибки. Наземні спостереження використовуються в основному для градуювання і контролю супутникових, а також оцінок довгочасних змінювань озонового шару.

Похибки таких вимірювань за допомогою спектрофотометрів Добсона і Брюєра оцінюються в 1-1,5%.

З 2005 року і по сьогоднішній день TOMS-програму продовжує більш сучасний спектрометр OMI, що розташовується на супутнику Aura. Багаточисельні порівняння цих даних з результатами вимірювань наземних приладів показали, що інформація носить довірчий характер і може бути використана для аналізу. Об'єм інформації, що отримується в результаті обробки даних із Всесвітнього банку TOMS, оновлюється щоденно, постійно збільшується [17].

Основною метою досліджень стало виявлення основних особливостей статистичної структури полів загального вмісту озону в західному секторі південної півкулі.

1.4.1 Власні значення і власні вектори полів ЗВО

Як було показано в розділі 1.2, n-вимірні матриці коваріацій випадкових фізичних величин дають можливість отримати систему ортонормованих власних векторів $W_i(i=1,n)$, які в сумі представляють базис n-вимірного евклідового простору, і відповідних їм власних значень $\lambda_i(i=\overline{1,n})$. Це дозволяє провести розклад n-вимірних векторів – полів фізичної величини у вказаному базису, який дає відповідну сукупність ортогональних компонент цих полів. Дисперсіями ортогональних компонент, як було вказано вище, є власні значення λ_i. Їх аналіз дозволяє з системи ортогональних компонент виділити головні компоненти, тобто ті, дисперсії яких вичерпують найбільшу частку сумарної дисперсії полів, а, відповідно, ті, що відображають найбільш значущу інформацію про перетворення структури полів фізичної величини, що розглядається. Таким чином, встановлення необхідної для аналізу процесів кількості головних компонент визначається декількома першими власними значеннями, яких цілком достатньо для характеристики сумарної дисперсії вихідних полів. На основі розглянутих матриць коваріацій за допомогою алгоритму, що ґрунтується на методі Якобі [18, 19], були отримані власні значення для кожного місяця і відповідні їм власні вектори ЗВО. Відносні значення (по відношенню до сумарної дисперсії)

$$\eta = \frac{\lambda_i}{\sum_{i=1}^{n} \lambda_i} = \frac{\lambda_i}{\sum_{i=1}^{n} \sigma_{x_i}^2} \quad (i = 1,2,3), \tag{1.11}$$

приводяться на рис. 1.17.

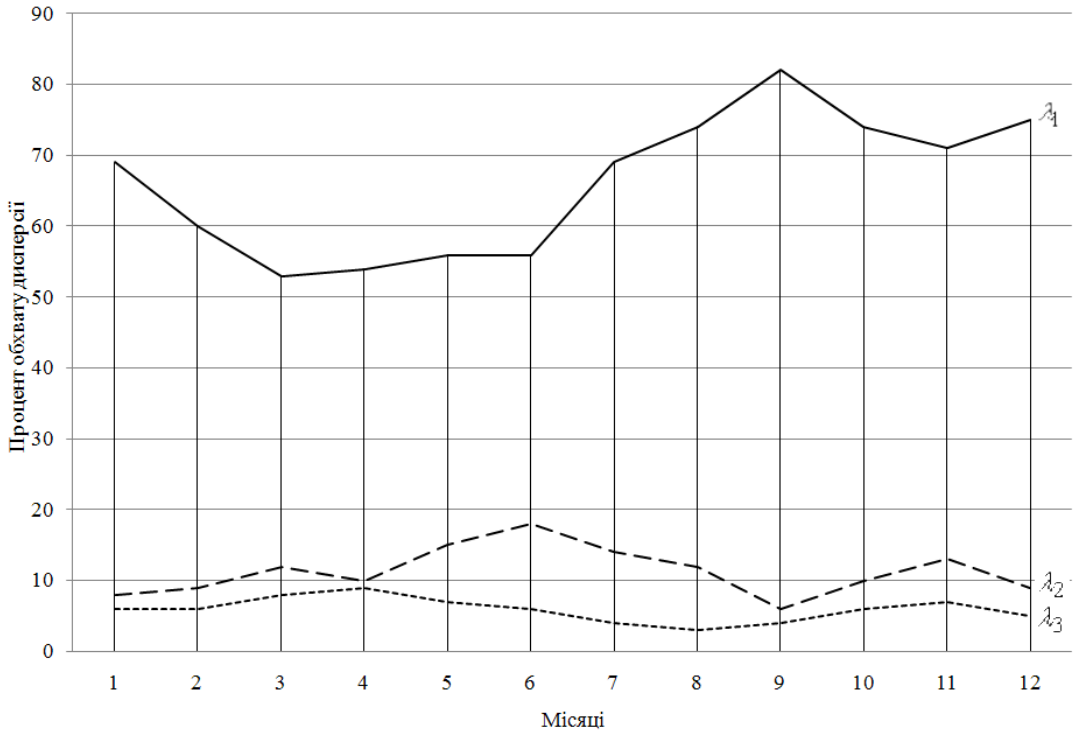


Рисунок 1.17 – Відсоток обхвату дисперсії першої, другої і третьої головної компоненти загального вмісту озону в Західному секторі (0-120º зах. д.) Південної півкулі:
λ_1 – перше власне значення; λ_2 – друге; λ_3 – третє.

З рис. 1.17 витікає, що переважаючу частку сумарної дисперсії вичерпує перше власне значення. На його частку припадає від 82 до 53 % сумарної дисперсії полів ЗВО, тоді як другому власному значенню відповідає від 6 до 18 %, а третьому – всього лише від 3 до 9 %. Таким чином, основну інформацію про особливості процесів формування полів ЗВО в Західному секторі Південної півкулі несуть на собі перші два власні вектори, а отже і перші дві ортогональні компоненти полів ЗВО, тобто дві головні компоненти. Перш за все, проаналізуємо власні значення і власні вектори.

Координати власних векторів впорядковані, тобто кожна з них належить до певного вузла регулярної сітки точок. Ця їх властивість дає можливість власні вектори зображати у вигляді полів.

Як випливає з рис. 1.17 спостерігається добре виражений часовий хід перших двох власних значень: найменші величини першого власного значення припадають на період осені і початку зими, а найбільші в зимово-весняний період. Найбільші величини другого власного значення мають місце в місяці зими. З цього виходить, що особливості формування полів ЗВО у вказаний період року визначаються більш великомасштабними процесами, ніж в осінній

період. Ці процеси, мабуть, повинні знайти віддзеркалення в полях перших двох власних векторів, які відповідають розглянутим вище власним значенням.

Поля першого власного вектора мають велику схожість з відповідними полями середніх квадратичних відхилень. Як приклад на рис. 1.18 і 1.19 наводяться поля перших власних векторів для січня і липня. Ця схожість пояснюється тим, що, як було показано, велику частину сумарної дисперсії вичерпують перші власні значення, а поля відповідних їм власних векторів цей факт відображають.

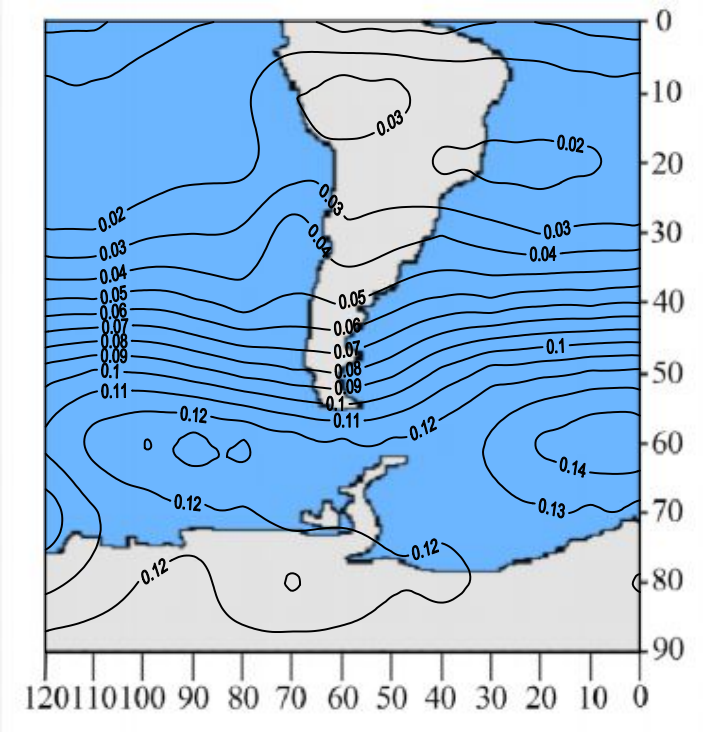


Рисунок 1.18 – Поле першого власного вектору ЗВО (січень)

Другі власні вектори характеризують більш дрібномасштабні процеси формування полів ЗВО, оскільки відповідні їм власні значення обумовлюють менше 20 % сумарної дисперсії полів ЗВО.

Полям другого власного вектора притаманна низка особливостей. По-перше, у всі місяці вони містять лише одну змінну знаку, тобто розділяються на області позитивних і негативних значень. Це є свідоцтвом хорошої обумовленості матриць коваріацій полів ЗВО. По-друге, має місце трансформація структури цих полів, що виразно виявляється.

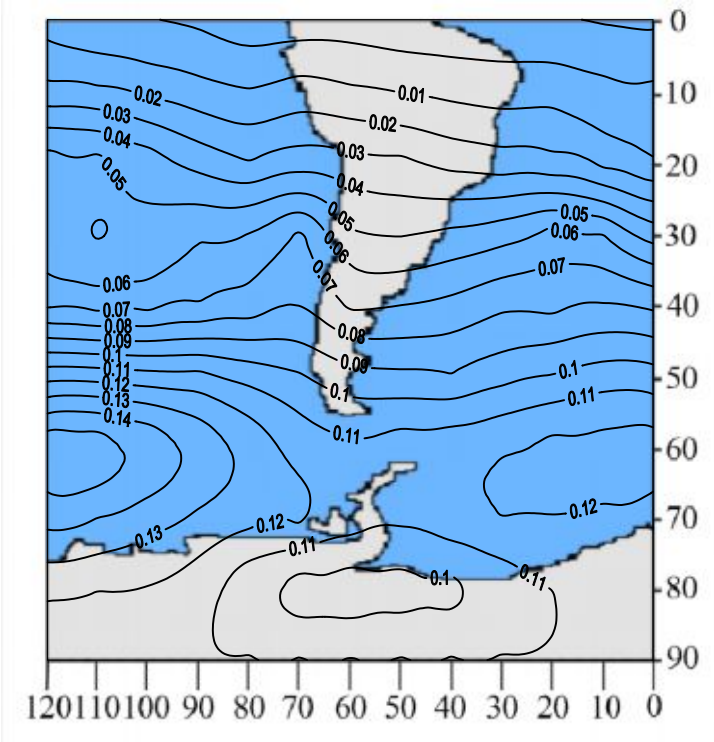


Рисунок 1.19 – Поле першого власного вектора ЗВО (липень)

У січні спостерігається добре виражена пучність в південно-західній частині даного регіону, що охоплює частину материка з Антарктичним півостровом і прилеглу акваторію південної частини Тихого океану, а решта частини регіону охоплена негативними значеннями з центром над приекваторіальною акваторією південної Атлантики (рис. 1.20).

У осінні місяці (рис. 1.21) область позитивних значень поступово переміщується на північний схід і збільшується за площею, так що до зими (рис. 1.22) формується пояс позитивних значень компонент другого власного вектора з віссю на 40-45° півд. ш., а над узбережжям Антарктиди і прилеглим морям (море Беллінсгаузена, море Уедделла) розташовується зона з негативними їх значеннями. Протягом весни зона позитивних значень знов поступово переміщується до південного заходу, в ній посилюються градієнти, так що до середини (рис. 1.23) і до кінця весни – початку літа формується область позитивних значень координат другого власного вектора, що охоплює південь акваторії Тихого океану, південну частину Південної Америки, велику частину прибережної частини Антарктиди, Антарктичний півострів зокрема. Ця область відрізняється дуже великими горизонтальними градієнтами другого власного вектору, тобто другої ортогональної функції.

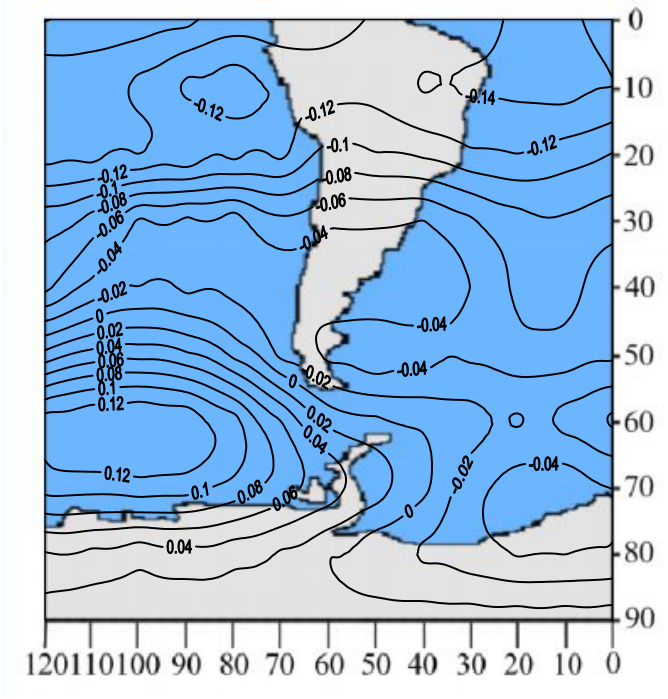


Рисунок 1.20 – Поле другого власного вектора ЗВО (січень)

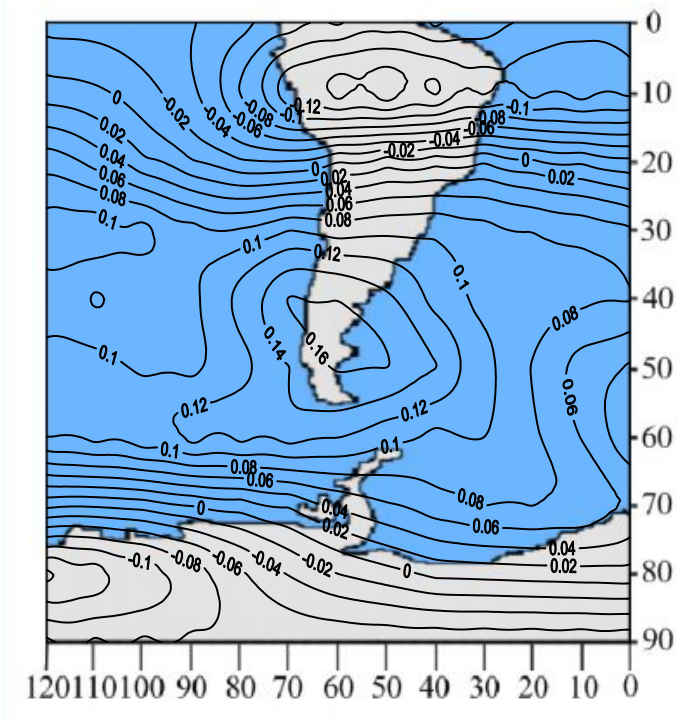


Рисунок 1.21 – Поле другого власного вектора ЗВО (березень)

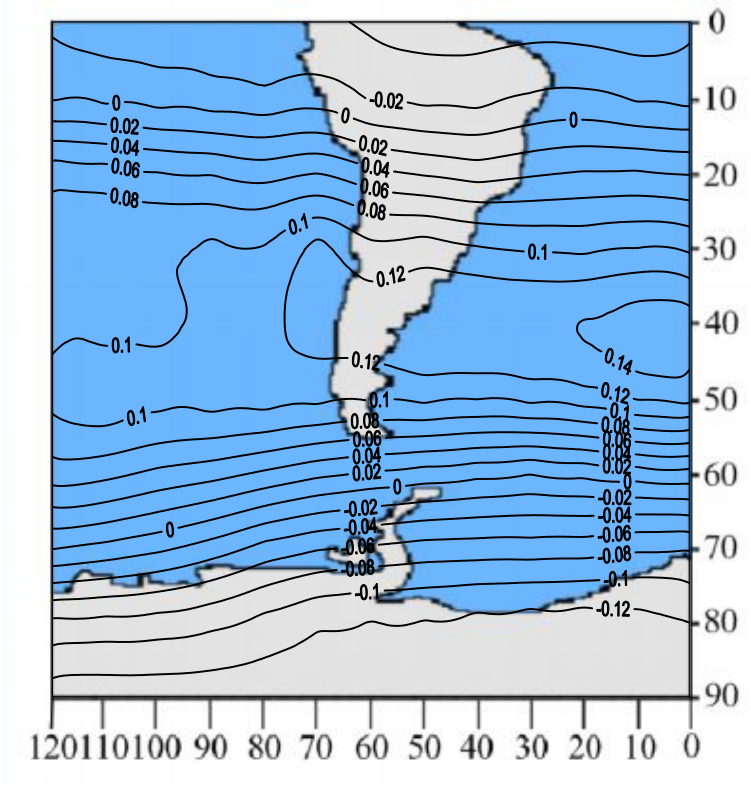


Рисунок 1.22 – Поле другого власного вектора ЗВО (липень)

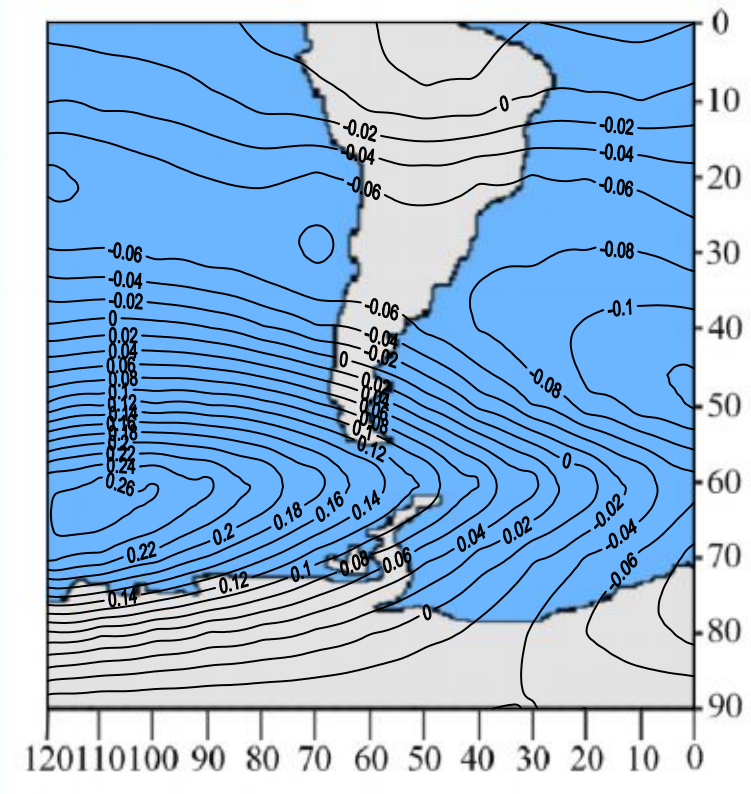


Рисунок 1.23 – Поле другого власного вектора ЗВО (жовтень)

Поля третього власного вектора мають велику схожість з полями другого власного вектора. Це не викликає здивування, оскільки треті власні значення мало відрізняються від других і вносять ще менший внесок до сумарної дисперсії полів ЗВО.

Слід відзначити, що така структура полів другого і третього власних векторів, яка формується в період кінця зими і навесні, збігається з періодом весняного мінімуму вмісту озону у високих широтах південної півкулі.

1.4.2 Головні компоненти полів ЗВО

Шляхом ортогонального перетворення полів ЗВО в базису власних векторів були отримані ортогональні компоненти полів ЗВО. Показано, що більше 80 % сумарної дисперсії полів вичерпують перші три власні значення, а, отже, основна змістовна інформація про особливості статистичної структури полів і особливості її формування міститься в трьох головних компонентах. Оскільки ортогональному перетворенню піддавалося кожне поле середньомісячних значень ЗВО, то це дозволило сформувати часові послідовності головних компонент цих полів $Z_1(t)$, $Z_2(t)$, $Z_3(t)$ (рис. 1.24-1.26).

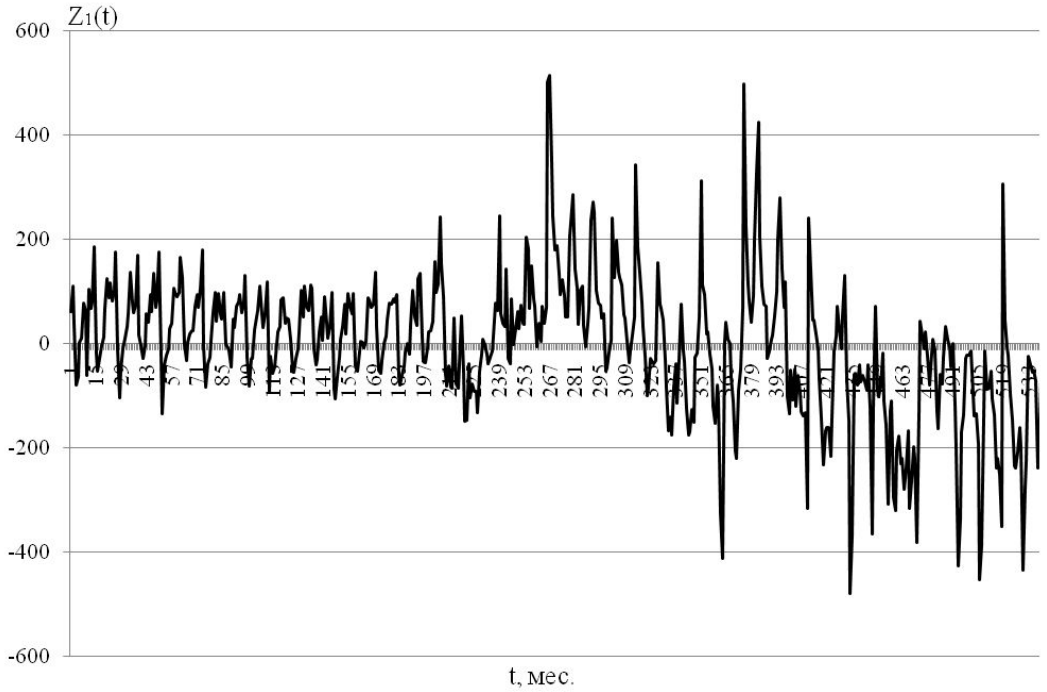


Рисунок 1.24 – Часовий ряд першої головної компоненти полів ЗВО

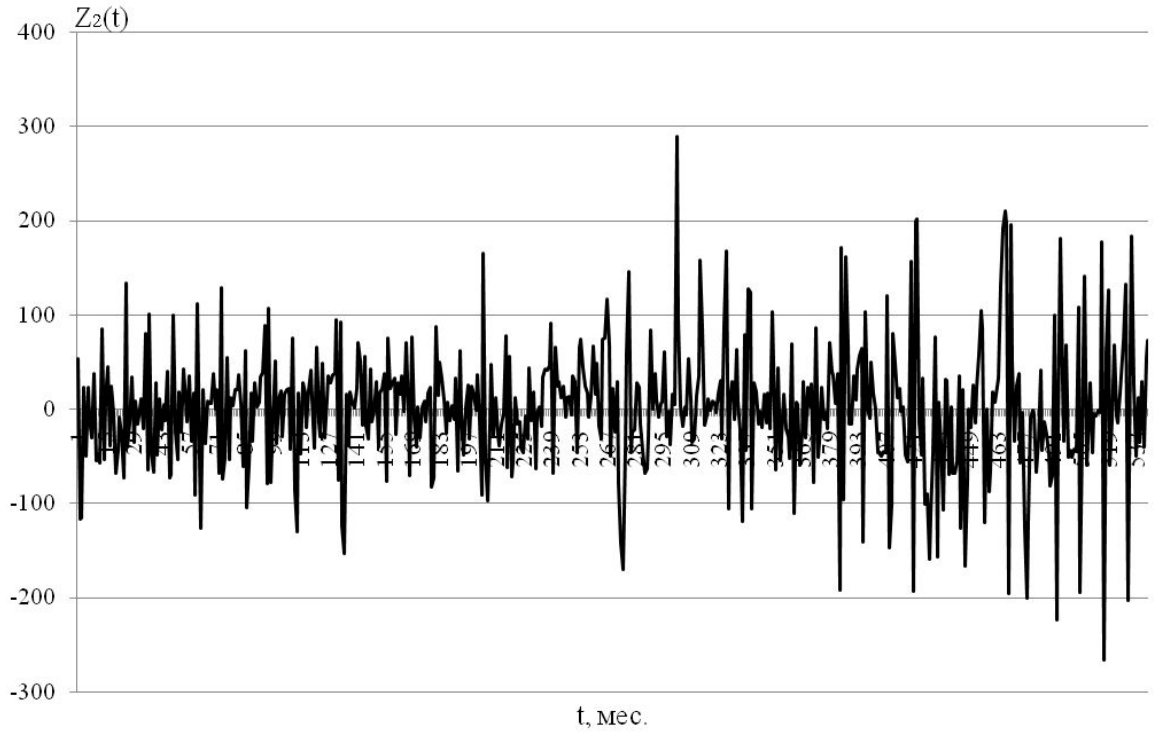


Рисунок 1.25 – Часовий ряд другої головної компоненти полів ЗВО

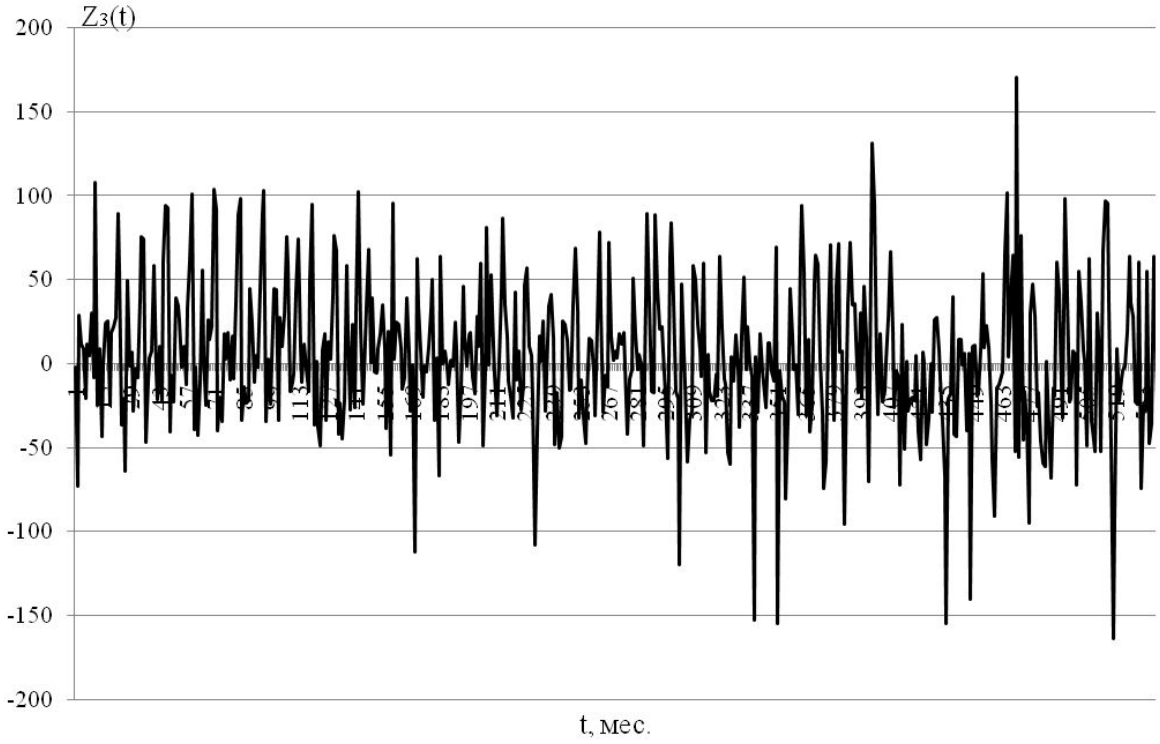


Рисунок 1.26 – Часовий ряд третьої головної компоненти полів ЗВО

Результати розрахунків дали можливість отримати амплітудно-частотні характеристики $A(\omega_k)$ для кожного із процесів $Z_i(t)\,(i=1,2,3)$. При цьому вважались значущими з ймовірністю $p=0.68$ періодичності з частотою ω_k, амплітуди для яких виходять за рівень значень $\bar{A}+\sigma_A$, де $\bar{A}$ – середнє значення амплітуд суперпозиції, а σ_A – їх середнє квадратичне відхилення. Для кожного значущого коливання з частотою ω_k були розраховані періоди T_i та початкові фази φ_k. Амплітудно-частотна характеристика для першої головної компоненти представлена на рис. 1.27, а характеристики виявлених періодичностей в табл. 1.1.

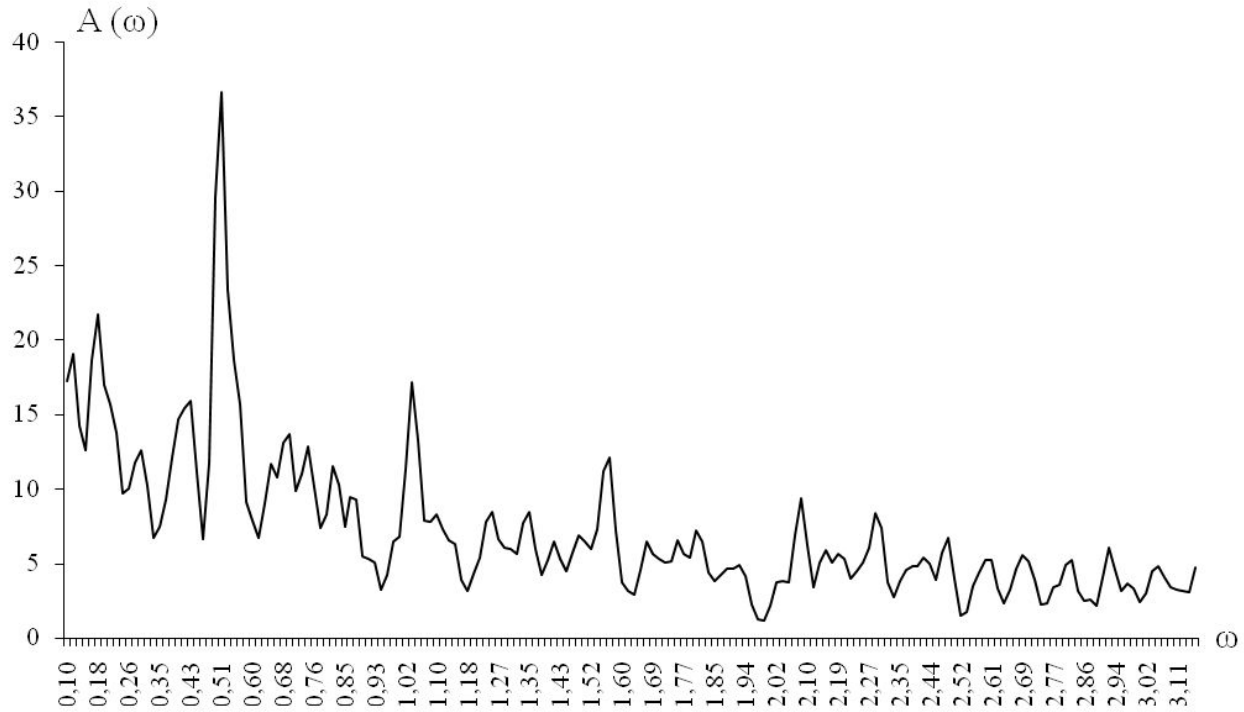


Рисунок 1.27 – Амплітудно-частотна характеристика першої головної компоненти ЗВО

Як випливає з рис. 1.27 і табл. 1.1, в часових рядах головних компонент полів ЗВО приховані статистично значущі періодичності. У першій і другій головних компонентах найбільші амплітуди коливань, як свідчать відповідні амплітудно-частотні характеристики і дані табл. 1.1, припадають на періоди 4-6 років. Крім того, в часовому ряді першої головної компоненти виявляються квазідворічна, річна і піврічна періодичності.

Таблиця 1.1 – Приховані періодичності в часових рядах головних компонент полів загального вмісту озону в Західному секторі Південної півкулі

k	ω_k, місяць$^{-1}$	T_k, місяць	T_k, рік	A_k, о.Д.
Перша головна компонента				
6	0,112	56,1	4,7	19,0
10	0,179	35,1	2,9	21,7
17	0,296	21,2	1,8	12,5
25	0,43	14,6	1,2	15,9
30	0,514	12,2	1,0	36,6
41	0,698	9,0	0,8	13,6
44	0,748	8,4	0,7	12,8
61	1,032	6,1	0,5	17,1
Друга головна компонента				
5	0,095	65,9	5,5	8,6
30	0,514	12,2	1,0	10,5
34	0,58	10,8	0,9	7,5
61	1,032	6,1	0,5	13,3
124	2,086	3,0	0,3	16,2
128	2,153	2,9	0,2	8,0
Третя головна компонента				
3	0,062	101,6	8,5	5,9
30	0,514	12,2	1,0	6,2
34	0,58	10,8	0,9	5,2
52	0,882	7,1	0,6	4,4
57	0,965	6,5	0,5	5,2
93	1,567	4,0	0,3	5,5
159	2,672	2,4	0,2	4,5

Річні і піврічні циклічності, а також циклічності сезонного характеру мають місце в часових рядах другої і третьої головних компонент. Звертає на себе увагу наявність в третій головній компоненті коливання з квазідев’ятирічним періодом, який близький до тих, що спостерігаються в атмосферних і океанічних процесах так званої декадної осциляції. Як буде показано нижче, коливання з періодом 8-10 років присутні і в згладжених часових рядах перших двох головних компонент.

1.4.3 Згладжені часові ряди головних компонент ЗВО

Аналіз періодичностей, виявлених в часових рядах головних компонент полів ЗВО дає підстави виконувати проводити згладжування часових рядів з обґрунтованими періодами згладжування. У роботі [20] показано, що згладжування часових послідовностей повинне здійснюватися, якщо оператором згладжування є ковзаюче усереднювання, з періодом, який відповідає одній з періодичностей, що міститься в часовому ряду. При цьому у згладженому часовому ряду виявляються, окрім трендів, коливання з періодом, рівним вибраному дослідником періодом згладжування, а також періодичності з більшим періодом, а дрібніші коливання фільтруються. При цьому від вибраного періоду згладжування залежать якості оператора згладжування. Чим менше період згладжування, тим більшою є реакція фільтру, але тим гірше його якості і навпаки. Вказані особливості ковзаючого усереднювання приводять до того, що при дуже великому періоді згладжування з детермінованої основи процесу фільтрується певна частина періодичних компонент, яка переходить у випадкову компоненту процесу. Навпаки, якщо період згладжування малий, частина випадкової компоненти процесу переходить в детерміновану основу, а частина випадкової компоненти що залишилася, набуває властивості «білого шуму».

Період згладжування l при згладжуванні вихідних часових рядів вибраний, відповідно до викладених вище рекомендацій, довжиною відрізку в 4 роки ($l = 48$ точок).

Згладжені ряди дають можливість прослідкувати як відбувалася зміна структури полів ЗВО в другій половині XX і на початку XXI сторіч. При цьому ще раз підкреслимо, що перша головна компонента відображає найбільш великомасштабні особливості структури цих полів.

Згладжені ряди першої головної компоненти приводяться, як приклади, для центральних місяців сезонів Південної півкулі на рис. 1.28-1.31.

У місяці літа (рис. 1.28) до 1976 р. перша головна компонента з 1960 р. має невеликі негативні значення. Потім відбувається різке її зростання і на протязі 4-5 років вона вже перевищує 150 о.Д. Після 1976 р. відбувається швидке її зменшення і до кінця даного періоду перша головна компонента полів ЗВО досягає мінус 30-50 о.Д. Картина змін за часом першої головної компоненти типова у всі місяці літнього сезону, зокрема грудні і лютому.

Таке швидке зростання, а потім падіння першої головної компоненти неможливо пояснити збільшенням точності вимірювань ЗВО за рахунок розвитку супутникових систем спостереження, оскільки вказаний феномен зміни великомасштабної компоненти полів ЗВО існує на протязі близько 40 років.

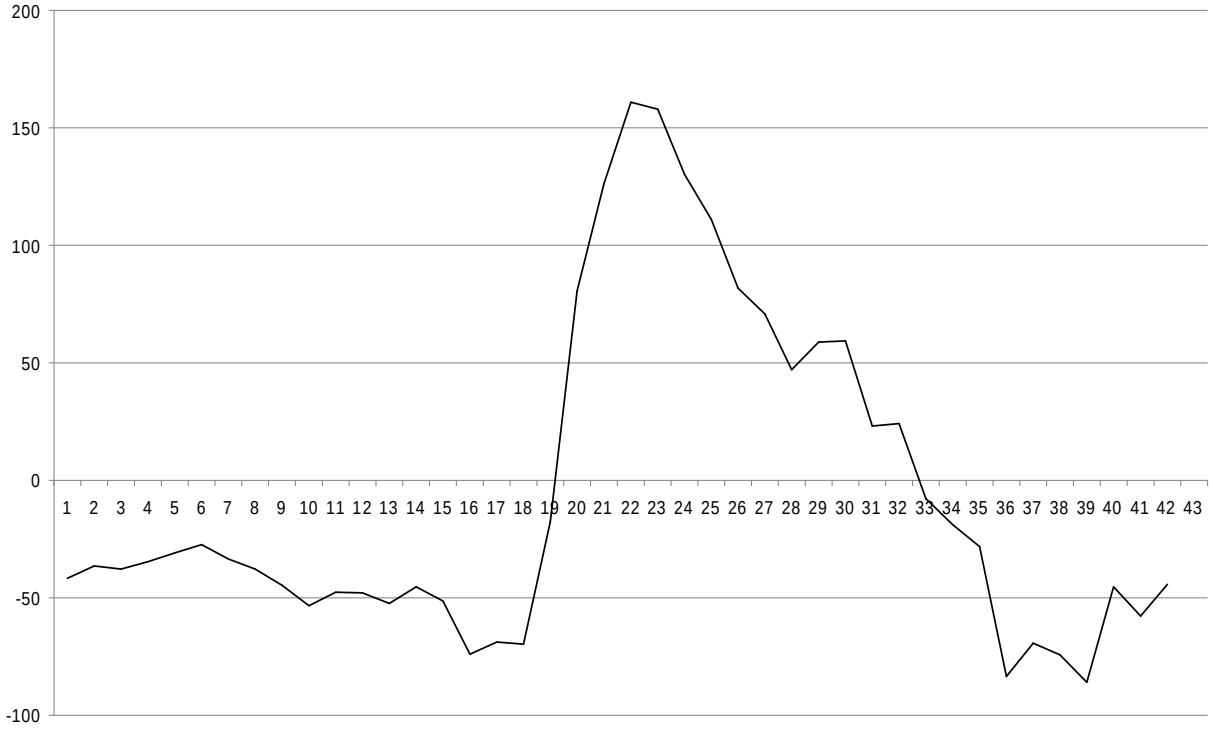


Рисунок 1.28 – Згладжений ряд першої головної компоненти ЗВО, січень

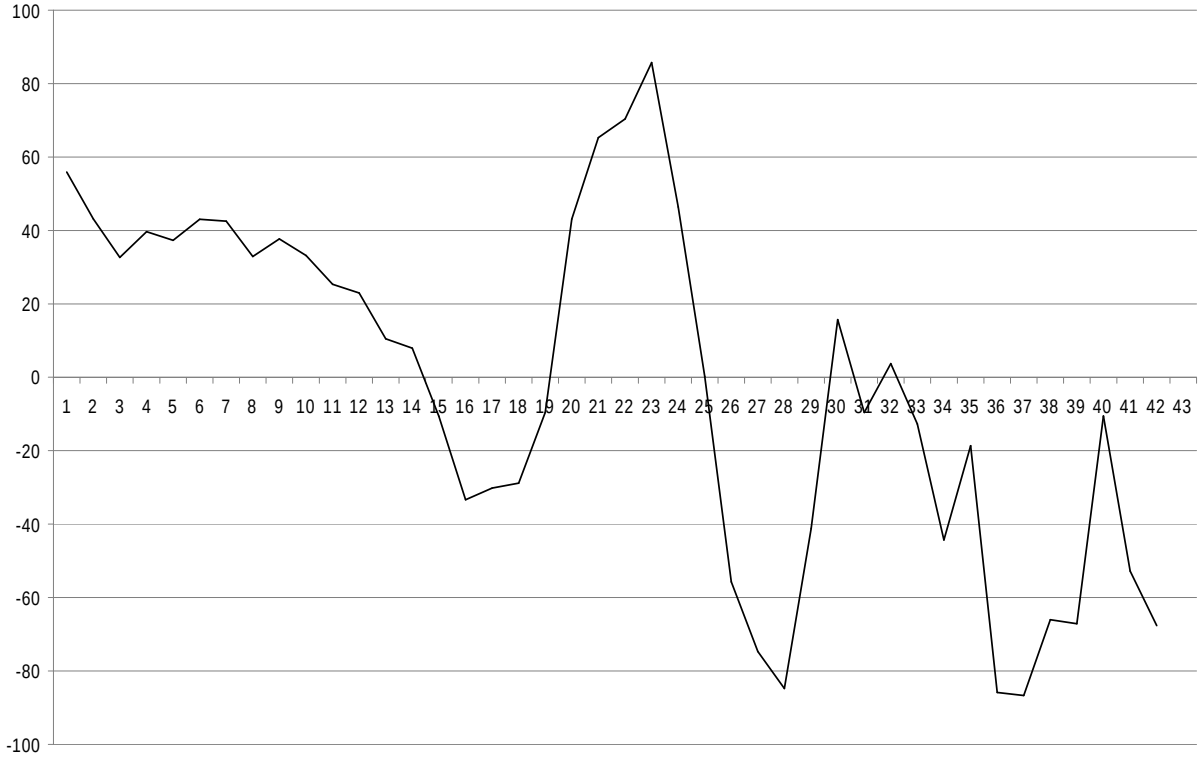


Рисунок 1.29 – Згладжений ряд першої головної компоненти ЗВО, квітень

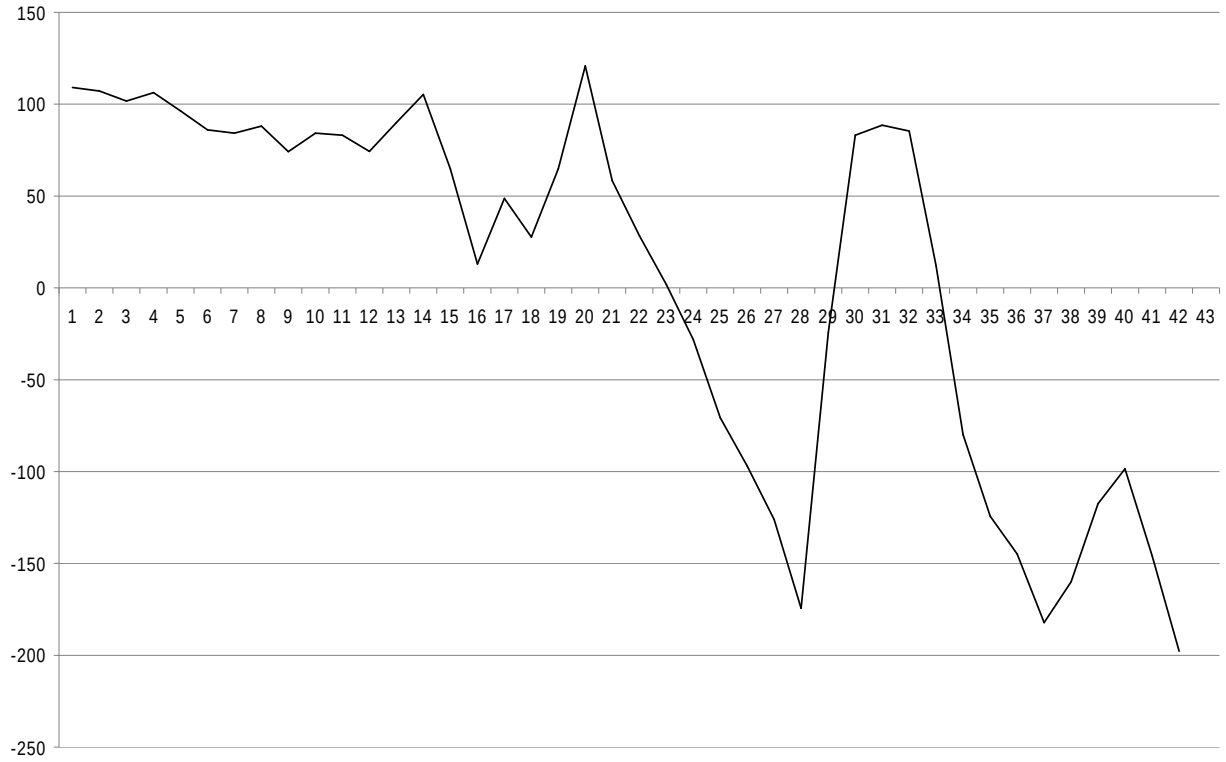


Рисунок 1.30 – Згладжений ряд першої головної компоненти ЗВО, липень

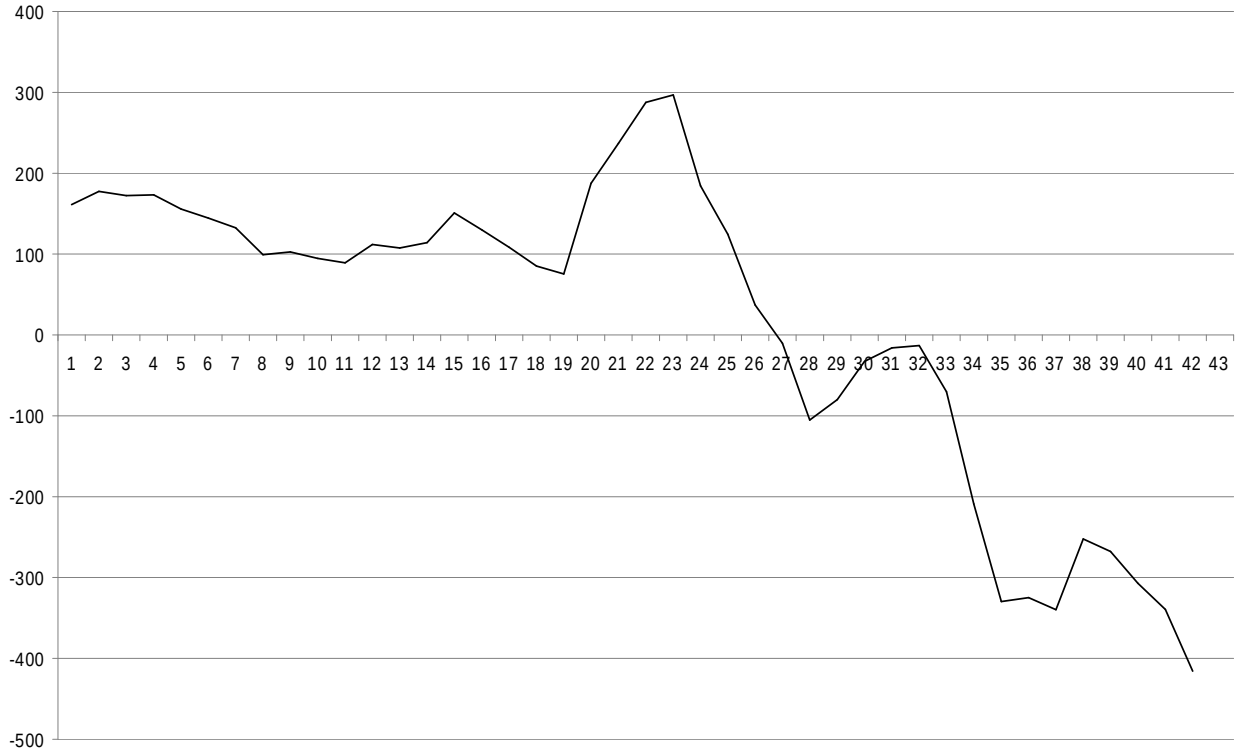


Рисунок 1.31 – Згладжений ряд першої головної компоненти ЗВО, жовтень

Мабуть, потрібно шукати інший чинник, який привів би до такої стрибкоподібної зміни великомасштабних характеристик полів ЗВО. Можна вважати, що таким чинником є зміна циркуляційних процесів в стратосфері в другій половині XX століття, що позначилося на умові надходження озону в стратосфері з тропічного «резервуару».

Об'єктивність існування вказаного максимуму в 80-і роки минулого сторіччя підтверджують і графіки згладжених часових рядів першої головної компоненти в місяці осіннього сезону (березень-травень). Ілюстрацією цього є рис. 1.29. Крім того, з нього виходить, що в місяці осені протягом даного періоду формується все більш виразний тренд поступового падіння найбільш великомасштабної складової полів ЗВО, на тлі якого добре виявляється квазідесятирічне коливання з амплітудою, що зменшується. Відзначена структура часових рядів першої головної компоненти спостерігається в місяці зими (рис. 1.30) і весни (рис. 1.31.). Лише у листопаді-місяці пізньої весни Південної півкулі – структура часового ряду першої головної компоненти полів ЗВО перебудовується і стає подібною до структури літніх типів.

Оскільки внесок дисперсії другої головної компоненти становить близько 20 % сумарної дисперсії полів ЗВО лише в зимові місяці, тобто в період з травня по серпень, а в решту місяців її внесок незначний, розглянемо структуру згладжених рядів другої головної компоненти полів ЗВО тільки в ці місяці. Вони представлені на рис. 1.32-1.35. Видно, що в травні з середини 60-х, а в червні з середини 70-х років протягом всього даного періоду спостерігається тренд зменшення другої головної компоненти полів ЗВО, на який накладаються добре виражені коливання з періодом 8-10 років (рис. 1.32, 1.33). Надалі структура часового ряду змінюється. У липні тренд падіння в 1983 р. змінюється на тренд зростання (рис. 1.34). У серпні з'являється безперервний тренд зростання (рис. 1.35). Як у липні, так і в серпні на вказані тренди накладаються добре виражені коливання з періодом 8-10 років.

Як вказувалося вище, друга головна компонента відображає вплив на формування структури полів ЗВО процесів меншого масштабу, ніж перша головна компонента. Оскільки в зимовий сезон в помірних і високих широтах розвивається інтенсивна циклонічна діяльність в тропосфері, яка розповсюджується і в нижню стратосферу, то можна зробити припущення, що структура другої головної компоненти обумовлена саме цими процесами.

Після виключення з часових рядів детермінованої основи (трендової компоненти і довгохвильових коливань) були отримані часові послідовності квазістаціонарних приростів перших трьох компонент полів ЗВО. Для кожної з них за допомогою швидкого перетворення Фур'є були розраховані їх енергетичні спектри. Вони представлені на рис. 1.36-1.38.

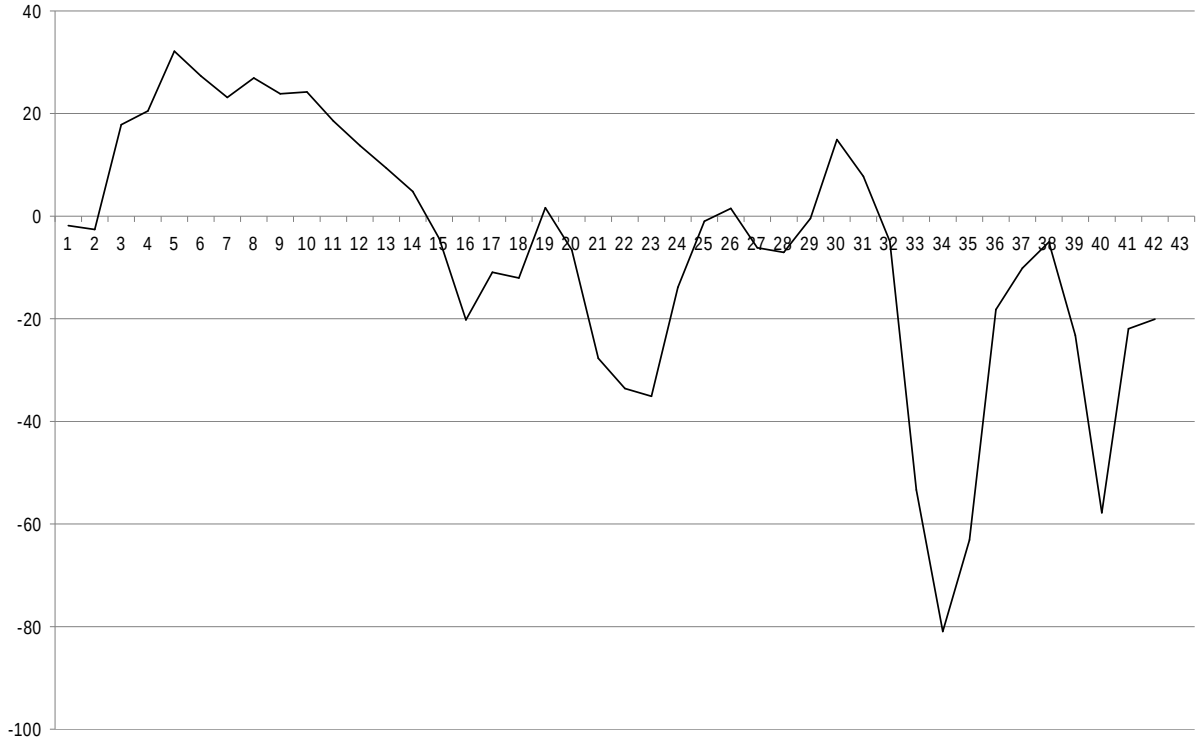


Рисунок 1.32 – Згладжений ряд другої головної компоненти ЗВО, травень

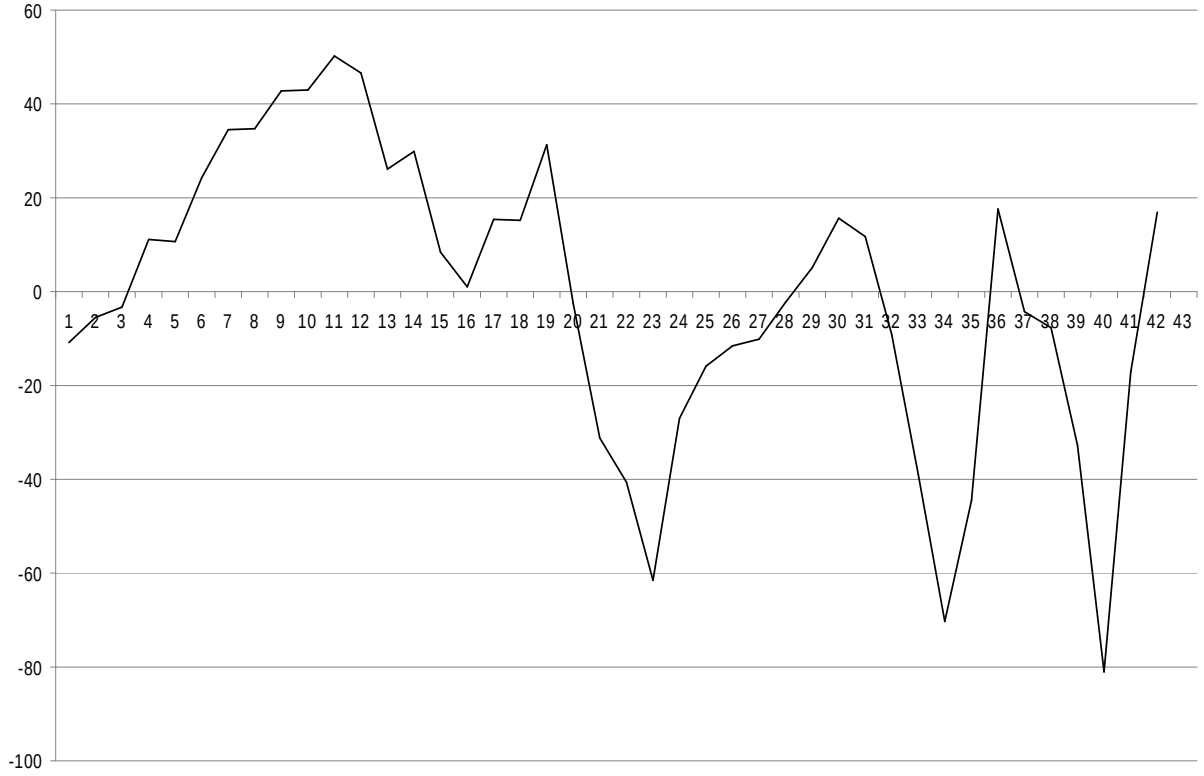


Рисунок 1.33 – Згладжений ряд другої головної компоненти ЗВО, червень

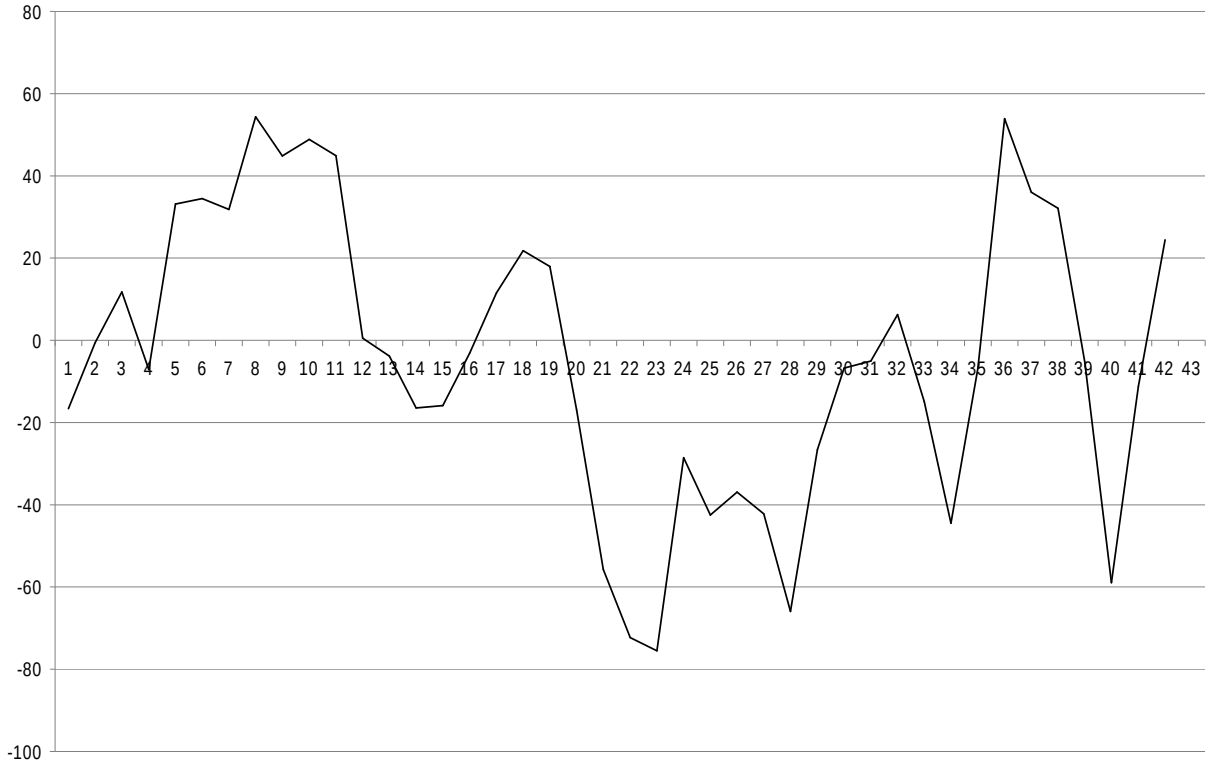


Рисунок 1.34 – Згладжений ряд другої головної компоненти ЗВО, липень

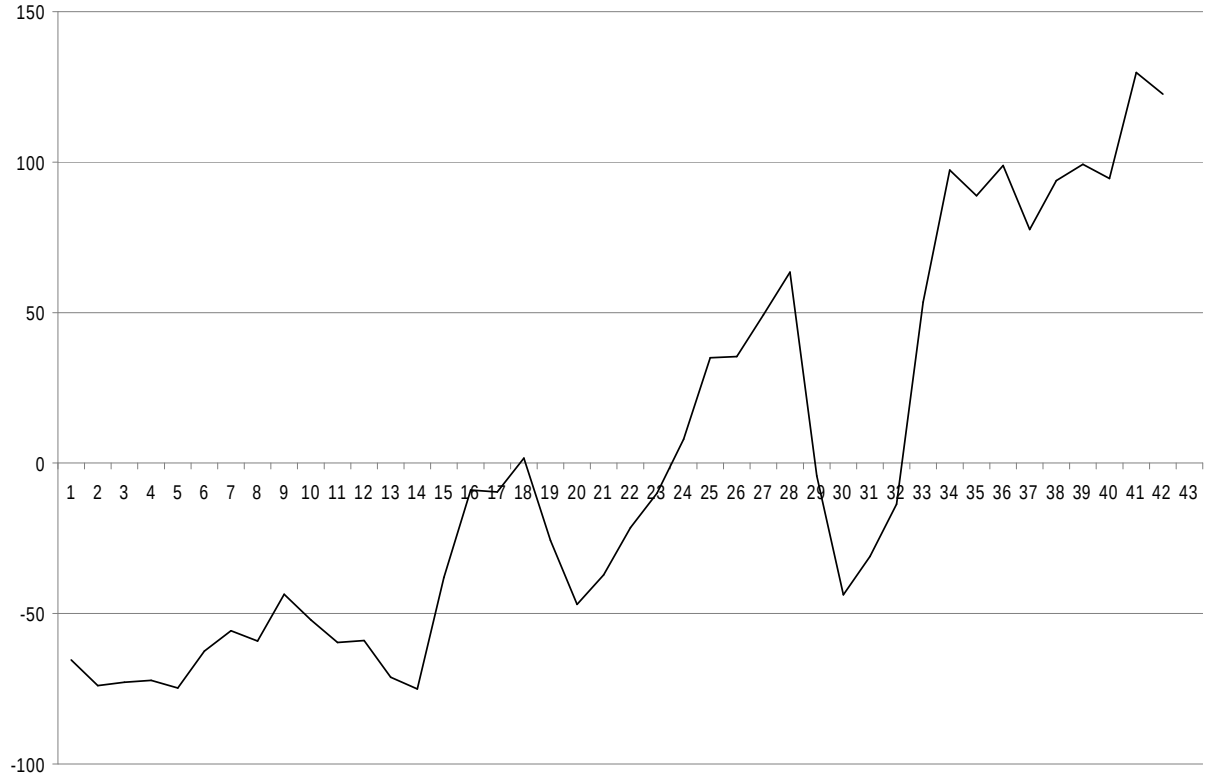


Рисунок 1.35 – Згладжений ряд другої головної компоненти ЗВО, серпень

На рис. 1.36. міститься спектральна щільність квазістаціонарного приросту першої головної компоненти. Він свідчить про те, що в спектрі першої головної компоненти чітко виявляються коливання з періодом 3-4 місяці (сезонна компонента), 4 роки, 7-8 років.

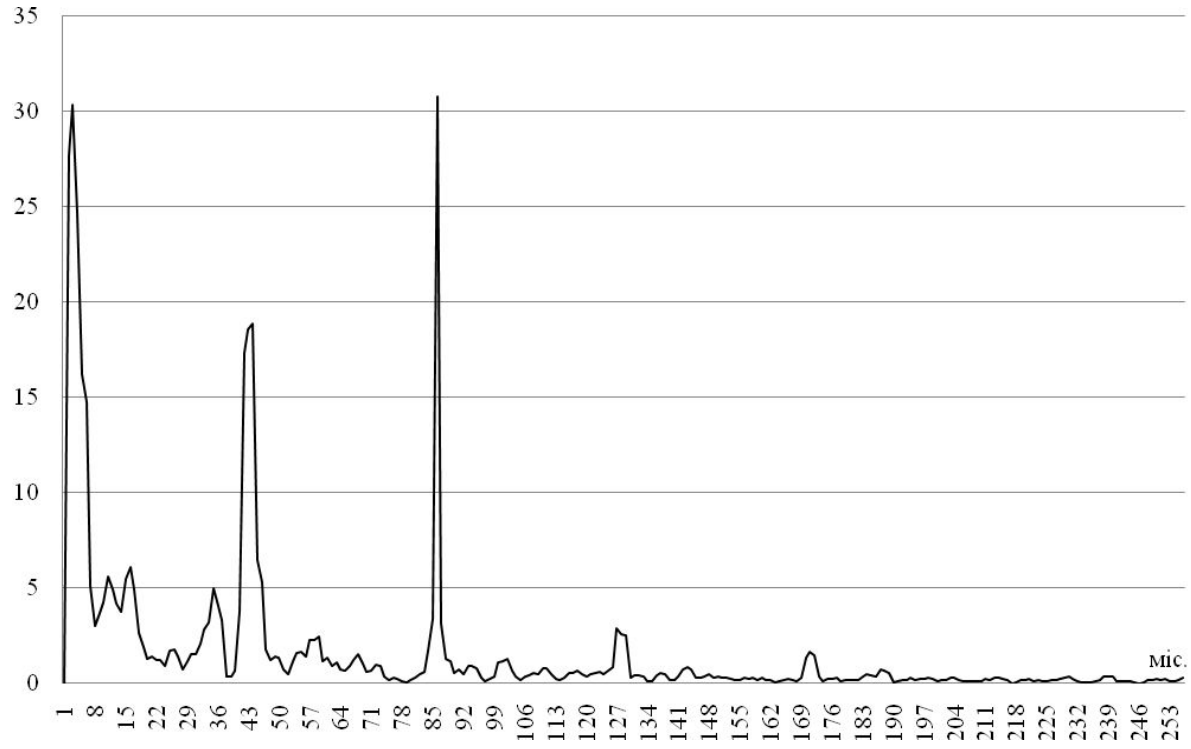


Рисунок 1.36 – Спектральна щільність першої головної компоненти ЗВО

У спектрах другої головної компоненти виразно виявляються коливання з періодами 4, 11-12 і 20 років (рис. 1.37). Що стосується третьої головної компоненти, то в її енергетичному спектрі значною мірою виділяється лише одна – 3-4 річна періодичність. Сплески енергії коливань, що є на спектрограмі (рис. 1.38), на інших періодах є статистично незначущими.

Таким чином, як випливає з представлених на рис. 1.36-1.38 спектральних щільностей, результатів процедури виділення в початкових часових рядах прихованих періодичностей (табл. 1.1), а також згладжених часових рядів, полям ЗВО властивий цілий спектр періодичних коливань: від сезонних, пов’язаних, скоріше за все, з впливом на концентрацію озону в тропосфері і стратосфері вихорів синоптичного масштабу, до флуктуацій, що мають квазірічні і багаторічні періоди коливань, зокрема сумірних з періодами сонячної активності.

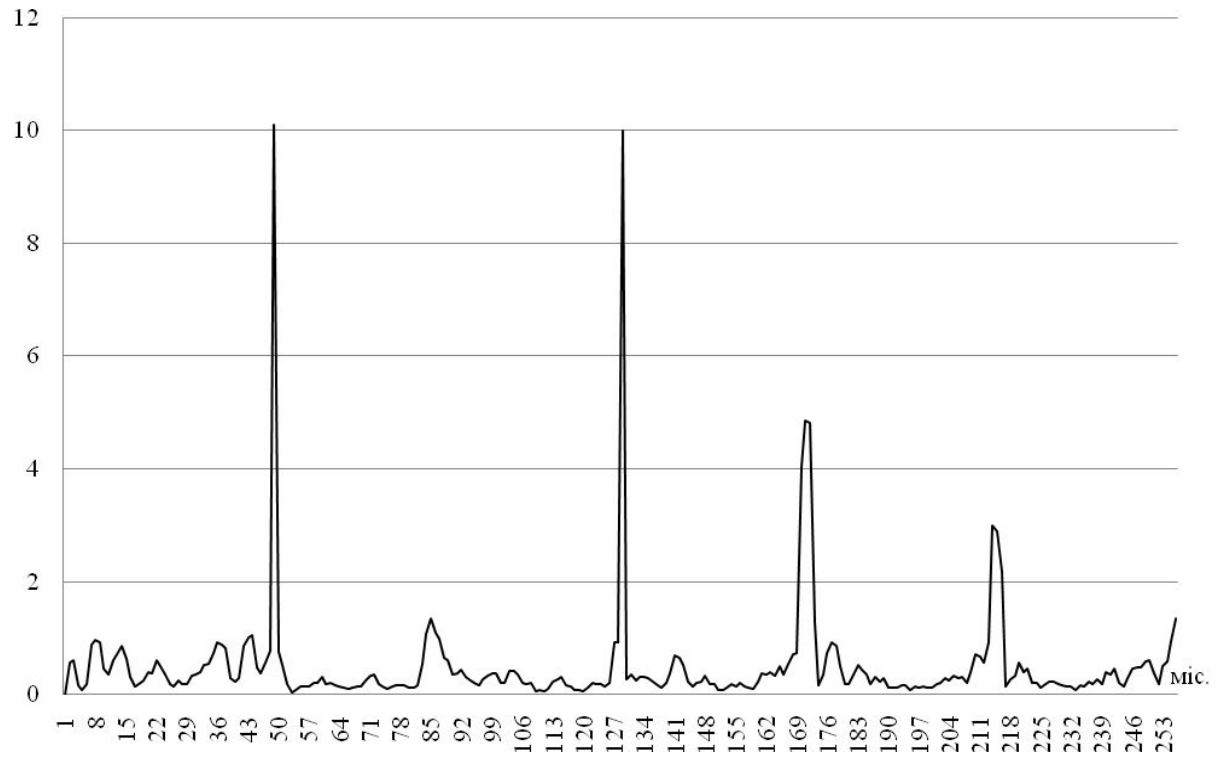


Рисунок 1.37 – Спектральна щільність другої головної компоненти ЗВО

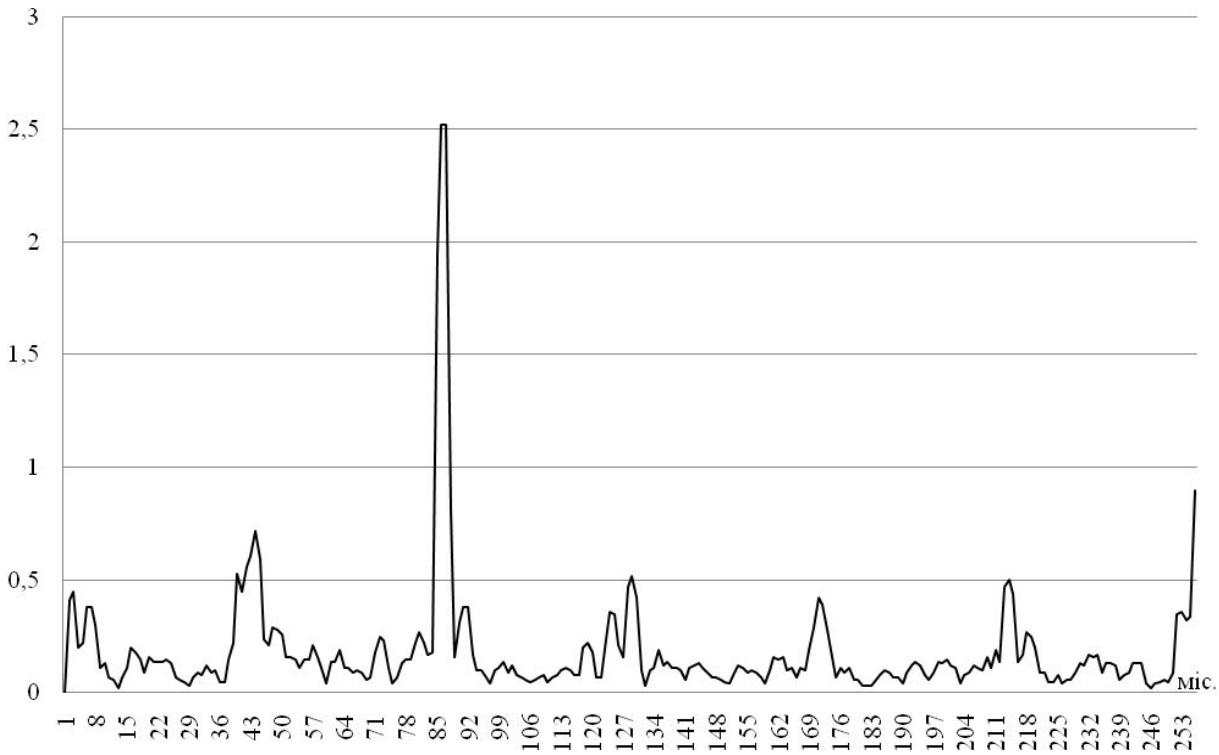


Рисунок 1.38 – Спектральна щільність третьої головної компоненти ЗВО

Великомасштабні періодичності визначаються характером перетворень протягом року меридіональної циркуляції, а також інтенсивністю процесів в стратосфері, безпосередньо пов'язаних із зміною інтенсивності фотохімічних реакцій в кисневому циклі, яка визначається інтенсивністю випромінювання жорсткого ультрафіолету протягом року в стратосфері низьких і високих широт. Останнє, як відомо, великою мірою залежить від сонячної активності.

1.4.4 Аномалії структури полів ЗВО

Як було вказано, головні компоненти відображають основні особливості статистичної структури полів ЗВО. Аналіз згладжених часових рядів для різних сезонів в Південній півкулі показав, що їм властиві певні тренди і довгоперіодні коливання. Дуже цікавим є розглянути які відгуки спостерігаються в полях ЗВО на зміни головних компонент. Відповідь на це питання можна отримати, якщо провести обернене перетворення згладжених значень головних компонент в базису власних векторів матриць коваріацій.

Для вирішення цього завдання розглянемо вектор

$$\tilde{Z}(t_i) = \begin{pmatrix} Z_1(t_i) \\ Z_2(t_i) \\ \vdots \\ Z_k(t_i) \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \end{pmatrix}, \qquad (1.12)$$

де k – це номер останньої головної компоненти вектора ортогональних компонент $Z(t_i)\,(i=\overline{1,m})$, число яких обумовлюють сумарну дисперсію полів ЗВО.

Обернене перетворення векторів головних компонент $\tilde{Z}(t_i)$ у базису власних векторів $W=\left\{W_{ij}\right\}$ $(i, j \in \overline{1,n})$ дозволяє отримати ту частину полів ЗВО $\Delta\tilde{X}(t_i)$, яка є великомасштабною їх складовою. Це перетворення має наступний вигляд

$$\Delta\tilde{X}(t_i) = W \cdot \tilde{Z}(t_i) \qquad (1.13)$$

В якості компонент $Z(t_i)$ виступають перші головні компоненти $Z_1(t_i)$ в ті місяці, коли їх внесок являється переважаючим, або перша та друга головні компоненти $Z_1(t_i)$ і $Z_2(t_i)$, коли друге власне значення, яке є дисперсією другої головної компоненти, дає помітний внесок в сумарну дисперсію полів ЗВО (в нашому випадку у травні-серпні). Оскільки компоненти n-вимірного вектору $\Delta\tilde{X}(t_i)$ це центровані величини, то отримані в результаті перетворення поля в кожний момент часу t_i є полями відхилень від розглянутих вище осереднених полів ЗВО, тобто є аномаліями цих полів.

Був проведений ряд чисельних експериментів, які полягають у наступному. В центральний місяць зими (липень) та в центральний місяць літа (січень) за значеннями перших двох головних компонент, дисперсії яких, в сумі становлять близько 80 % сумарної дисперсії полів ЗВО, розраховувалися аномалії полів ЗВО. Розрахунки виконувалися для значень головних компонент у певні роки (t_i), що належать до трендів спаду та росту згладжених значень. Отримані таким чином поля аномалій ЗВО представлені на рис. 1.39-1.42 за липень та на рис. 1.43-1.46 за січень. З рис. 1.39 випливає, що коли в липні 1968 р. Z_1 та Z_2 додатні, аномалії поля ЗВО також додатні у всьому регіоні, що розглядається, причому найбільші значення аномалій утворюють зону збільшених значень з віссю вздовж 50-55° півд. ш. Положення цієї зони аномалій збігається з положенням середньоширотного поясу високих значень ЗВО у липневому полі середніх значень ЗВО. В 1979 р., коли вже на низхідному тренді перша головна компонента ще додатна, а друга, також на низхідному тренді, близька до нуля, поле аномалій також складається зі значень більших нуля, але найбільші за величиною аномалії зміщуються в високі широти південної полярної області (рис. 1.40). Зовсім іншу структуру мають поля аномалій у липні 1989 та 1996 рр., коли $Z_1 < 0$ і $Z_2 < 0$ на загальному низхідному тренді. Весь регіон, що розглядається, покритий, за винятком приекваторіальної зони, від'ємними аномаліями ЗВО (рис. 1.41), причому утворюється пояс найбільших від'ємних аномалій в середніх широтах там, де на карті середніх значень розташовується зона найбільших значень ЗВО. Це свідчить про те, що в липні цього року фактичне поле загального вмісту озону значно відрізняється за своєю структурою від середнього поля ЗВО. Цей результат цілком узгоджується з полем середніх квадратичних відхилень, які характеризують мінливість ЗВО. В липні 1996 р. перша головна компонента на загальному низхідному тренді також від'ємна, однак друга головна компонента в цей час розташовується на висхідній частині лінійного тренду, що сформувався після 1982 р., і має невелике додатне значення. В результаті, у всьому регіоні, що розглядається аномалії ЗВО від'ємні, однак їх найбільші значення зміщуються на 70-80° півд. ш. (рис. 1.42).

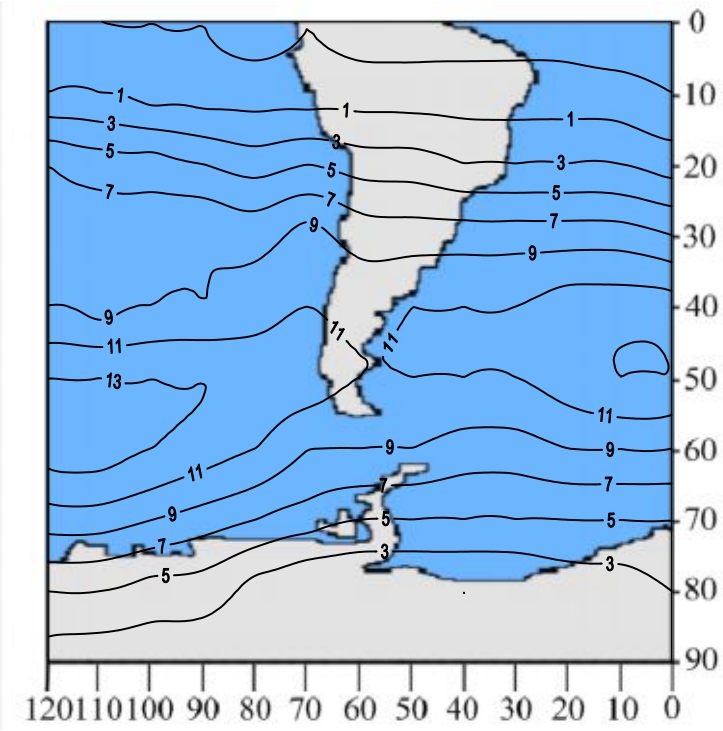


Рисунок 1.39 – Поле аномалій ЗВО (1968 р., липень)

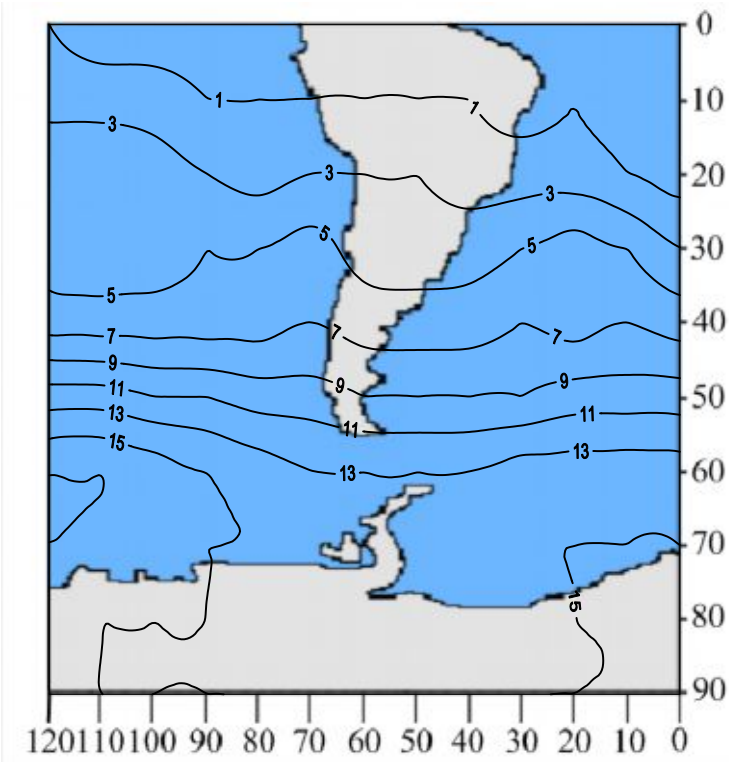


Рисунок 1.40 – Поле аномалій ЗВО (1979 р., липень)

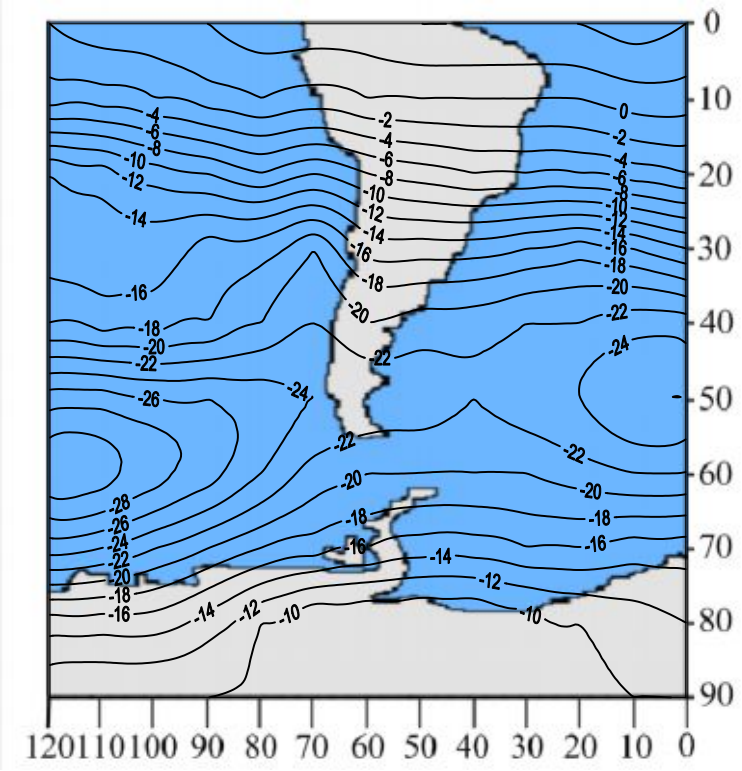


Рисунок 1.41 – Поле аномалій ЗВО (1989 р., липень)

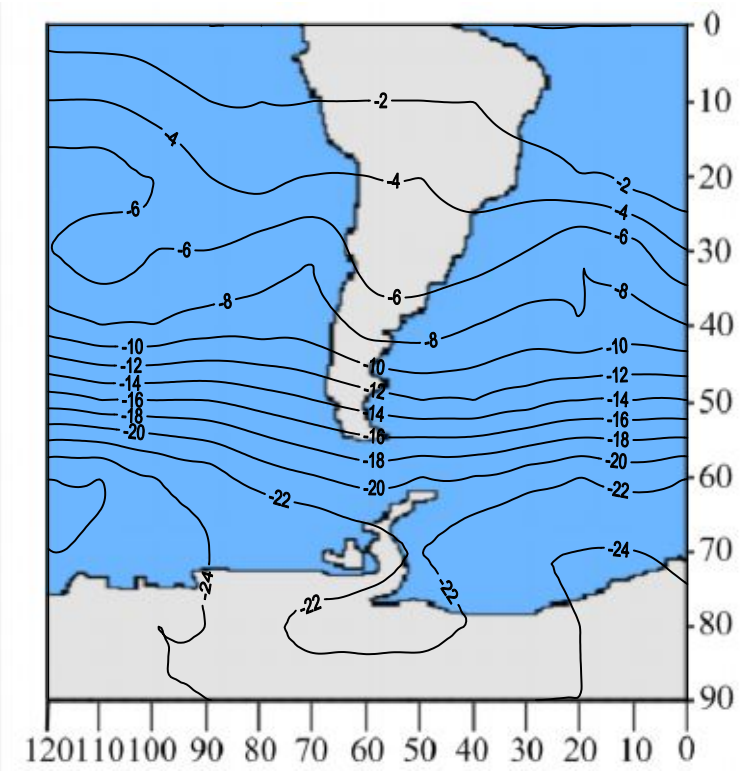


Рисунок 1.42 – Поле аномалій ЗВО (1996 р., липень)

У період з 1960 по 1978 рік перша головна компоненту перебуває в області від'ємних значень. У січні 1968г., що належить до цього періоду, поле від'ємних аномалій, як випливає з рис. 1.43, охоплює всю область південної полярної зони аж до 30-35° півд. ш. Лише у тропічній зоні мають місце позитивні аномалії ЗВО. Це свідчить про те, що у вказані періоди часу поля ЗВО мали менший загальний фон в порівнянні з середніми полями ЗВО, а оскільки основна частка в них належить стратосферному озону, то і його загальна концентрація, мабуть, була нижча, ніж в пізніші роки минулого сторіччя. Цікавим є той факт, що області найменших концентрацій озону спостерігалися над акваторіями південних Тихого і Атлантичного океанів, що прилягають до Антарктичного материка.

У літні місяці, коли найбільший внесок в сумарну дисперсію дає дисперсія першої головної компоненти (перше власне значення), а впливом другої і третьої головних компонент можна знехтувати, аномалії полів ЗВО визначалися з урахуванням тільки першої головної компоненти. Цікавим є й той факт, що згладжені часові ряди у всі місяці літа (грудень, січень, лютий) однотипні. Розрахунки аномалій полів ЗВО виконувалися для центрального місяця літа – січня. Відповідні поля аномалій приводяться на рис. 1.43-1.46.

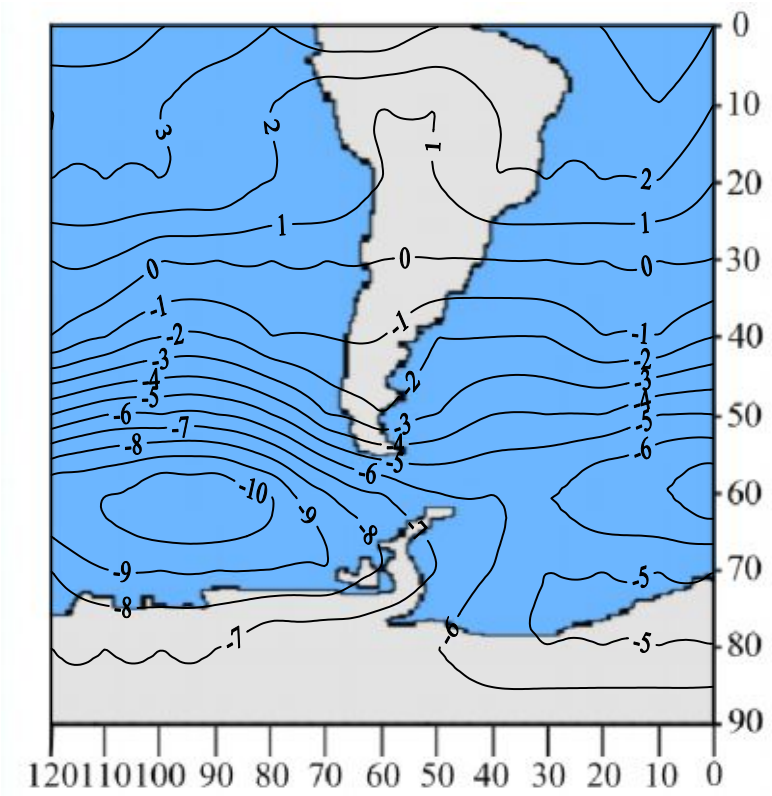


Рисунок 1.43 – Поле аномалій ЗВО (1968 р., січень)

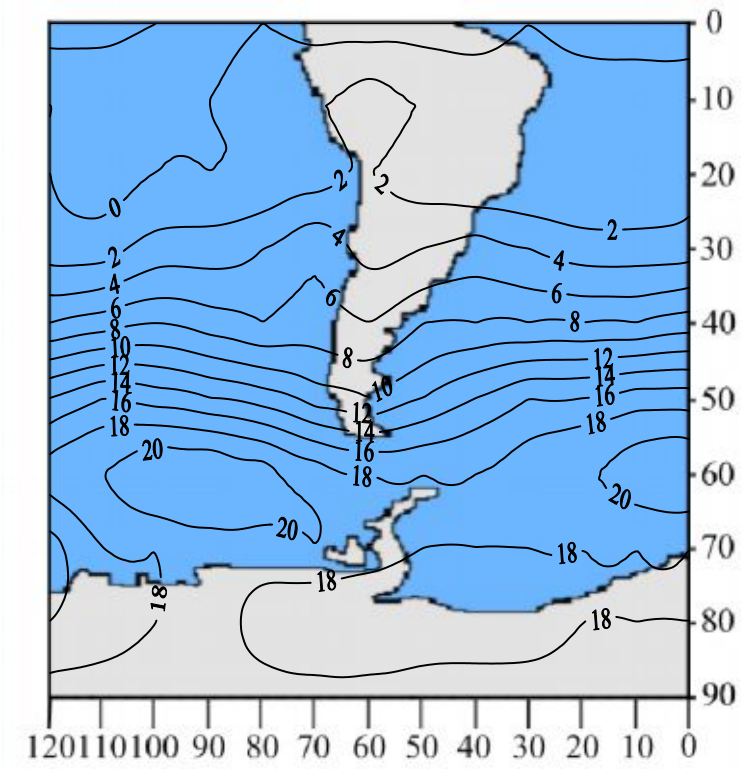


Рисунок 1.44 – Поле аномалій ЗВО (1979 р., січень)

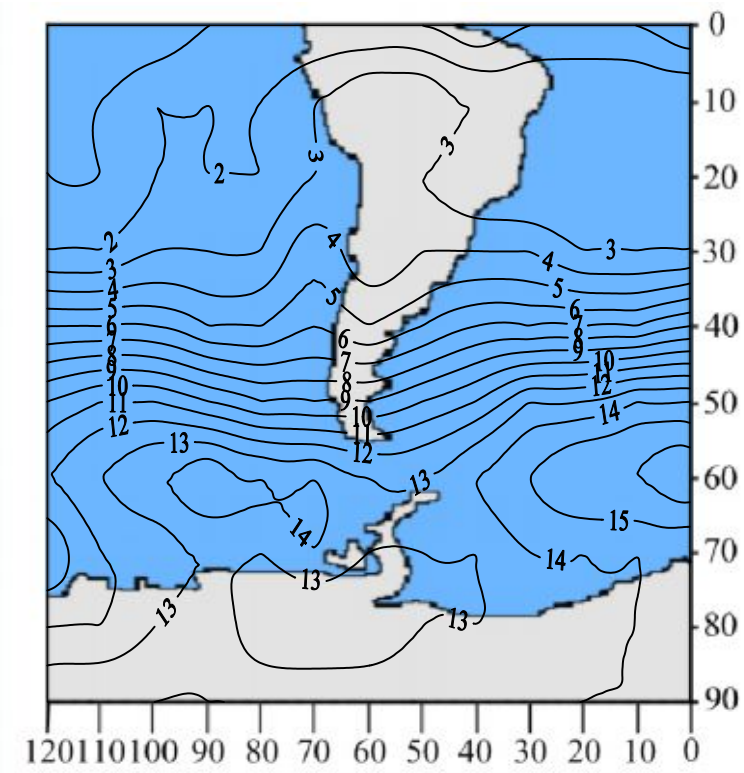


Рисунок 1.45 – Поле аномалій ЗВО (1989 р., січень)

Після 1978 р. до 1984 р., спостерігається швидке зростання першої головної компоненти і її значення стають більше нуля. Відповідний відгук такого роду на структуру полів ЗВО виявляється також виразно. Як випливає з рис. 1.44, в січні 1979 р., розташованого на вказаному тренді швидкого зростання першої головної компоненти, вся західна частина південної полярної області покрита додатними аномаліями ЗВО з максимальними значеннями аномалій над Антарктидою і прилеглими акваторіями Південного океану. Схожі по структурі поля аномалій ЗВО мають місце і в січні 1989 р., коли перша головна компоненту також додатна, але розташовується на швидко низхідній гілці тренда (рис. 1.45). Звертає увагу достатньо вузька зона великих меридіональних градієнтів аномалій ЗВО, що утворилася. У січні 1996 р., коли на низхідній гілці тренда в цей час $Z_1(t)$ набуває вже від'ємних значень, негативні аномалії ЗВО знов покривають весь даний регіон, у тому числі і тропічну зону (рис. 1.46).

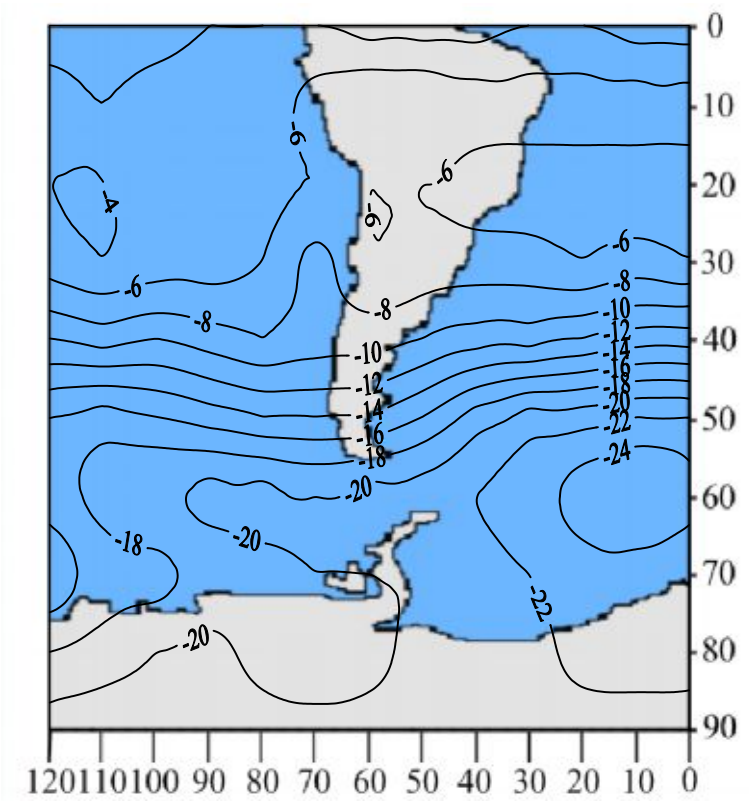


Рисунок 1.46 – Поле аномалій ЗВО (1996 р., січень)

Для підтвердження описаної вище тенденції зміни аномалій ЗВО на низхідній гілці тренда наприкінці минулого сторіччя приведемо ще поля аномалій за грудень 1998 р. (рис. 1.47).

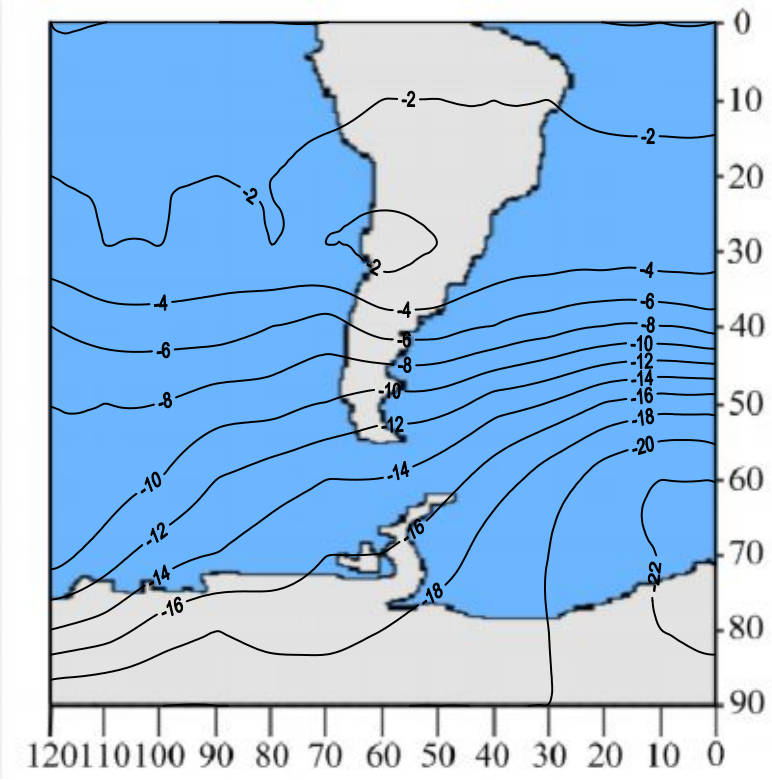


Рисунок 1.47 – Поле аномалій ЗВО (1998 р., грудень)

2 МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ В ГІДРОЛОГІЇ, ГІДРОЕКОЛОГІЇ ТА ОКЕАНОЛОГІЇ

2.1 Математичні моделі, що використовуються в гідрології для нормування розрахункових характеристик паводків та водопіль

Математичні моделі в гідрології отримали найбільшого розвитку в практиці гідрологічних розрахунків і прогнозів. Зокрема, при розрахунках максимального стоку річок, пов’язаного з весняним водопіллям і дощовими паводками, використовуються моделі, засновані на геометричній схематизації схилових і руслових гідрографів або на теорії руслових ізохрон.

2.1.1 Моделі, що засновані на геометричній схематизації гідрографів стоку паводків і водопіль

Геометричні моделі паводків і водопіль базуються на описанні гідрографів стоку, що представлені в редукційному вигляді [21]:

- схиловий стік

$$q'_t = q'_m \left[1 - \left(\frac{t}{T_0} \right)^n \right]; \tag{2.1}$$

- русловий стік

$$q_t = q_m \left(1 - \left(\frac{t}{T_0} \right)^m \right), \tag{2.2}$$

де q'_t, q_t – ординати редукційних гідрографів схилового припливу і руслового стоку;

q'_m, q_m – їх максимальні значення;

T_0 і T_n – тривалість схилового і руслового стоку.

Інтегрування рівнянь (2.1) і (2.2) та нескладні узагальнення їх, дають змогу отримати базове рівняння

$$q_m = q'_m \frac{k_0 Y_m}{\left(1 + {t_p}/{T_0} \right)} k_n k_m, \tag{2.3}$$

де k_0 – коефіцієнт схилової трансформації паводків та водопіль, причому

$$k_0 = \frac{n+1}{n}\frac{1}{T_0}; \tag{2.4}$$

$\frac{n+1}{n}$ – коефіцієнт часової нерівномірності схилового припливу;

T_0 – тривалість схилового припливу;

t_p – тривалість руслового добігання;

k_m – коефіцієнт трансформації форми гідрографів стоку

$$k_m = \frac{m+1}{m} \Big/ \frac{n+1}{n}; \tag{2.5}$$

k_n – коефіцієнт русло-заплавного регулювання паводків і водопіль

$$k_n = \frac{T_0 + t_p}{T_n}. \tag{2.6}$$

За регіональних умов, які дозволяють осереднювати T_0, рівняння (2.3) набуває більш спрощеного вигляду, а саме

$$q_m = \frac{k_0 Y_m}{(F+1)^{n_1}}, \tag{2.7}$$

де $\frac{1}{(F+1)^{n_1}} = \frac{k_n k_m}{1 + t_p / T_0}$ – інтегральний параметр загальної редукції максимальних модулів в залежності від площі водозборів.

Якщо прийняти до уваги, що $k_0 Y_m = q'_m$, то (2.7) перепишеться у вигляді

$$q_m = \frac{q'_m}{(F+1)^{n_1}}. \tag{2.8}$$

Структура (2.8) свого часу була запропонована Д.І. Кочеріним, як варіант просторового узагальнення матеріалів спостережень за характеристиками максимального стоку весняного водопілля у межах ЄТС. Подальший розвиток вона отримала у наукових працях К.П. Воскресенського та О.О. Соколова.

У 1972 році на її базі було підготовлено нормативний документ СН-435-72 по розрахунках характеристик максимального стоку на території колишнього СРСР.

Нормативний документ СН 2.01.14-83 [22], який вийшов у світ у 1984р., фактично повторив попередню рекомендацію.

Структура (2.8) у нормативних документах використана у дещо модифікованому вигляді, а саме при площах $F > 200$ км^2

$$q_m = q_{200}\left(\frac{200}{F}\right)^{n_2}. \tag{2.9}$$

Параметр q_{200} є максимальним модулем, приведеним до площі $F = 200$ км^2. У нормативному документі він був узагальнений шляхом побудови відповідних карт. Незважаючи на значне поширення редукційних формул у багатьох країнах світу, вони мають і суттєві недоліки:

1) сама структурна база формули (2.7) не може бути застосована в умовах, коли T_0 залежить від географічного положення водозборів (особливо це стосується весняного водопілля), від кліматичних, а також місцевих факторів (залісеності та заболоченості);

2) картування приведеного модуля q_{200} взагалі методично не коректне, оскільки дощові паводки дуже обмежені у просторі.

Більш досконалими є формули, в основу яких покладена теорія руслових ізохрон. Вона зазвичай реалізується в одному з двох варіантів:

1) шляхом вирішення диференціального рівняння формування стоку. Цей науковий підхід знайшов своє використання у працях М.А. Веліканова, Г.А. Олексеєва, А.В. Огієвського, А.М. Бєфані та інш.;

2) в результаті обґрунтування і вирішення рівнянь, які описують розгорнуту модель руслових ізохрон.

У загальному вигляді диференціальне рівняння можна представити таким чином

$$V_\partial \frac{\partial \omega}{\partial x} + \frac{\partial \omega}{\partial t} = q'_t, \tag{2.10}$$

де V_∂ – швидкість руху паводкової хвилі;

ω – площа поперечного перерізу русла у перерізі ізохрони, яка віддалена на відстань x від вододілу;

У такій редакції рівняння (2.10) застосовується для опису процесів формування стоку на елементарних водозборах.

Для розгалужених річкових систем більш досконалим і узагальненим є рівняння А.М. Бєфані.

$$V_{\partial}\frac{\partial\omega}{\partial x}+\frac{\partial\omega}{\partial t}=\alpha B_t q'_t, \qquad (2.11)$$

де B_t – ширина басейна по ізохронах руслового добігання, яка є функцією відстані від витоку;

α – коефіцієнт густоти гідрографічної мережі.

Вирішення рівняння (2.11) показало, що розрахункові формули залежать від співвідношення тривалості схилового припливу T_0 і часом руслового добігання t_p. Зокрема,

- при $t_p / T_0 < 1.0$

$$q_m=\frac{Y_{t_p}}{t_p}k_1; \qquad (2.12)$$

- при $t_p / T_0 \geq 1.0$

$$q_m=\frac{Y_m}{t_p}k_2; \qquad (2.13)$$

де Y_{t_p} – «діючий шар стоку», який бере участь у формуванні q_m;

Y_m – шар стоку за паводок або водопілля;

k_1 і k_2 – гідрографічні коефіцієнти, причому

$$k_1=\frac{\int_0^{t_p} q'_t\, B_t dt}{B_{cp}\int_0^{t_p} q'_t\, dt}, \qquad (2.14)$$

а

$$k_2=\frac{\int_0^{T_0} q'_t\, B_t dt}{B_{cp}\int_0^{T_0} q'_t\, dt}, \qquad (2.15)$$

B_{cp} – середня ширина водозбору.

Як показав досвід використання формули А.М. Бєфані, гідрографічні коефіцієнти мають суттєвий вплив на кінцевий результат. Нижню границю гідрографічний коефіцієнт має на рівні 1.0 (при $t_p / T_0 = 0$), а верхню – відповідно до співвідношення $\frac{m+1}{m} = \frac{B_m}{B_{cp}}$.

Оскільки «діючий шар стоку» Y_{t_p} є частиною загального шару стоку Y_m, то можна узагальнити розрахункове рівняння у вигляді

$$q_m = \frac{Y_m}{t_p} \varphi k_\Gamma , \tag{2.16}$$

де $\varphi = \frac{Y_{t_p}}{Y_m}$ – коефіцієнт повноти схилового припливу, який бере участь у формуванні максимальних витрат води Q_m;

k_Γ – гідрографічний коефіцієнт, причому $k_\Gamma = k_1$ при $t_p / T_0 < 1.0$ та $k_\Gamma = k_2$ при $t_p / T_0 \geq 1.0$.

В залежності від співвідношення t_p / T_0 коефіцієнт φ може набувати значення:

- при $t_p / T_0 < 1.0$

$$\varphi = \frac{n+1}{n} \frac{t_p}{T_0} \left[1 - \frac{1}{n+1} \left(\frac{t_p}{T_0} \right)^n \right]; \tag{2.17}$$

- при $t_p / T_0 \geq 1.0$

$$\varphi = 1.0; \tag{2.18}$$

Балансове рівняння (2.11) для руслових систем з урахуванням русло-заплавного регулювання запишеться у вигляді [23]

$$V_{\partial}\frac{\partial\omega}{\partial x}+\frac{\partial\omega}{\partial t}(\omega+\omega_n+\delta\omega_a)=B_x q'_t\,, \qquad (2.19)$$

де ω – площа живого перерізу потоків, узятих в момент t по ізохроні, що перетинає головну річку на відстані x від витоку;

ω_n – переріз водної маси, акумульованої в усіх заплавах, що перетинаються ізохроною B_t;

ω_a – загальний переріз всіх алювіальних вод, гідравлічно зв'язаних з русловим;

q'_t – модуль припливу, який рівномірно розподілений за територією;

δ – коефіцієнт вільної пористості алювія (гравітаційна вологоємність).

При допущені наявності лінійного зв'язку між ω, з однієї сторони, та ω_n і ω_a, з іншої [23], інтегрування (2.19) приводить до більш загального випадку, у порівнянні з (2.16), а саме

$$q_m=\frac{Y_m}{t_p}\varphi k_{\Gamma}\varepsilon'_n\,, \qquad (2.20)$$

де ε'_n – коефіцієнт русло-заплавного регулювання максимального модуля стоку

$$\varepsilon'_n=\frac{1}{(1+a_p)}\,; \qquad (2.21)$$

$a_p=a_1+\delta a_2$ – кутові коефіцієнти відповідних зв'язків між ω та ω_n і ω_a.

Коефіцієнт русло-заплавного регулювання ε'_n є функцією, яка залежить від площі водозборів, та плавно зменшується при її наростанні, тобто $\varepsilon'_n=\varepsilon_F$. Тоді,

$$q_m=\frac{Y_m}{t_p}\varphi k_{\Gamma}\varepsilon_F\,. \qquad (2.22)$$

Цікавим є операторний варіант структури розрахункової формули максимального стоку. В ній послідовно розглядаються етапи формування паводків та водопіль на річках, починаючи із схилового стоку, - першої фази трансформації вологи, що надходить до водозборів, а в свою чергу під впливом

ефектів руслового розпластування потоку та русло-заплавного регулюванням (друга фаза трансформації) перетворюється у русловий гідрограф.

Щодо першого оператора, то використовуються його фінальні характеристики – максимальний модуль припливу q'_m, шар стоку Y_m, тривалість припливу T_0, коефіцієнт нерівномірності схилового припливу $\frac{n+1}{n}$, який дорівнює

$$\frac{n+1}{n} = \frac{q'_m T_0}{Y_m F}. \tag{2.23}$$

Розглянемо елементарний водозбір, який моделюється у вигляді прямокутника з руслом посередині. Це дещо спрощує структуру (2.22), так як $k_\Gamma = 1.0$. Тоді з урахуванням того, що для одномодального паводку коефіцієнт повноти схилового припливу φ можна представити рівнянням (2.17), формула (2.22) запишеться у вигляді

а) при $t_p / T_0 < 1.0$

$$q_m = \frac{n+1}{n}\frac{1}{T_0} Y_m \left[1 - \frac{1}{n+1}\left(\frac{t_p}{T_0}\right)^n\right]\varepsilon_F; \tag{2.24}$$

б) при $t_p / T_0 \geq 1.0$

$$q_m = \frac{Y_m}{t_p}\varepsilon_F. \tag{2.25}$$

З урахуванням (2.4) при $t_p / T_0 < 1.0$ отримаємо операторну структуру

$$q_m = q'_m \left[1 - \frac{1}{n+1}\left(\frac{t_p}{T_0}\right)^n\right]\varepsilon_F. \tag{2.26}$$

Множник у квадратних дужках є одна з двох трансформаційних функцій максимального модуля схилового припливу при переміщенні паводкових хвиль

по русловій мережі, що обумовлена часом руслового добігання t_p. Позначимо її через $\psi\left(t_p/T_0\right)$. Отже, при $t_p < T_0$

$$\psi\left(t_p/T_0\right) = 1 - \frac{1}{n+1}\left(\frac{t_p}{T_0}\right)^n. \qquad (2.27)$$

Для отримання трансформаційної функції при $t_p \geq T_0$ помножимо чисельник та знаменник (2.25) на k_0, тоді

$$q_m = q'_m \frac{n}{n+1}\frac{T_0}{t_p}\varepsilon_F, \qquad (2.28)$$

а

$$\psi\left(t_p/T_0\right) = \frac{n}{n+1}\frac{T_o}{t_p}. \qquad (2.29)$$

При $t_p/T_0 = 0$, як видно з (2.27),

$$\psi\left(t_p/T_0\right) = 1{,}0. \qquad (2.30)$$

З урахуванням (2.27) та (2.29),

$$q_m = q'_m \psi\left(t_p/T_0\right)\varepsilon_F r, \qquad (2.31)$$

де r – коефіцієнт трансформації максимальних витрат води під впливом озер, водосховищ та ставків проточного типу, який можна визначити згідно рекомендацій СНиП 2.01.14-83 [22]

$$r = \frac{1}{1 + c' f'_{оз}}, \qquad (2.32)$$

c' – параметр, величина якого залежить від середнього шару стоку за паводок;

$f'_{оз}$ – середня зважена по водозбору озерність.

Максимальний модуль схилового припливу q'_m дорівнює

$$q'_m = k_p \frac{n}{n+1} \frac{1}{T_0} Y_m, \tag{2.33}$$

де k_p – коефіцієнт розмірності.

За такою ж схемою перетвориться (2.22) у його загальному вигляді, описуючи процес формування максимального стоку на розгалуженій річковій мережі. З цією метою використаємо параметрично задані рівняння для φ (2.17), а $k_Г$ – (2.14) та (2.15), вирішивши які отримаємо:

$$k_1 = \frac{1 - \dfrac{m+1}{(n+1)(m+n+1)} \left(\dfrac{t_p}{T_0} \right)^n}{1 - \dfrac{1}{n+1} \left(\dfrac{t_p}{T_0} \right)^n}; \tag{2.34}$$

$$k_2 = \frac{m+1}{m} - \frac{n+1}{m(m+n+1)} \left(\frac{T_0}{t_p} \right)^m . \tag{2.35}$$

Тоді трансформаційна функція $\psi\left(t_p / T_0 \right)$ буде записана у вигляді

а) при $t_p / T_0 = 0$

$$\psi\left(t_p / T_0 \right) = 1{,}0; \tag{2.36}$$

б) при $0 < t_p / T_0 < 1.0$

$$\psi\left(t_p / T_0 \right) = 1 - \frac{m+1}{(n+1)(m+n+1)} \left(\frac{t_p}{T_0} \right)^n; \tag{2.37}$$

в) при $t_p / T_0 \geq 1.0$

$$\psi\left(t_p / T_0\right) = \frac{n}{n+1}\frac{T_0}{t_p}\left[\frac{m+1}{m} - \frac{n+1}{m(m+n+1)}\left(\frac{T_0}{t_p}\right)^m\right]. \qquad (2.38)$$

Аналіз рівнянь (2.36)-(2.38) показує, що функція $\psi\left(t_p / T_0\right)$ залежить не лише від співвідношення t_p / T_0, але також від форми графіків припливу (n) та водозборів (m).

Функція русло-заплавної трансформації, з урахуванням (2.36)-(2.38), у параметричному вигляді запишеться так:

а) при $t_p / T_0 = 0$

$$\varepsilon_F = 1{,}0; \qquad (2.39)$$

б) при $0 < t_p / T_0 < 1.0$

$$\varepsilon_F = q_m / q'_m \left[1 - \frac{m+1}{(n+1)(m+n+1)}\left(\frac{t_p}{T_0}\right)^n\right]^{-1}; \qquad (2.40)$$

в) при $t_p / T_0 \geq 1.0$

$$\varepsilon_F = q_m / q'_m \left\{\frac{n}{n+1}\frac{T_0}{t_p}\left[\frac{m+1}{m} - \frac{n+1}{m(m+n+1)}\left(\frac{T_0}{t_p}\right)^m\right]\right\}^{-1}. \qquad (2.41)$$

Згідно [24], співвідношення q_m / q'_m є редукційною кривою, яку інтегрально можна виразити через площу водозборів F, наприклад,

$$q_m / q'_m = \frac{1}{(F+1)^{n_1}}. \qquad (2.42)$$

Перевагою формули вигляду (2.31) слід визнати те, що усі складові загальної трансформації, які входять у її праву частину, є безрозмірними. Це дає можливість уніфікувати параметри розрахункової схеми.

2.1.2 Реалізація математичної моделі розрахунку максимального стоку дощових паводків на прикладі річок Прикарпаття

Об’єктом дослідження є річки Прикарпаття (праві притоки Дністра). Досліджуваний район розташовується в дуже складній в кліматичному відношенні території. В формуванні клімату велику роль відіграють Карпати, розташовані у південно-західній частині України.

Різновид висот над рівнем моря, велике розчленування місцевості, напрям та експозиція схилів сприяють своєрідному розподілу метеорологічних величин у горах. В Карпатах утворюється своєрідний гірський клімат, що зумовлює добре виражену вертикальну зональність гідрометеорологічних величин.

Згідно географічного положення і кліматичних умов, досліджуваний район перебуває в зоні розвинутої зливової діяльності. Щорічно в тій або іншій частині території спостерігається короткочасне випадіння великої кількості опадів, які є причиною формування значних, часто катастрофічних, дощових паводків.

Для реалізації використані дані по стоку дощових паводків 35 водозборів Прикарпаття з площами від 35,1 (р. Дуба – с. Дуба) до 24600 км^2 (р. Дністер – м. Заліщики) і періодами спостережень від 19 до 93 років.

У відповідності з рекомендаціями нормативного документу СНиП 2.01.14-83 [22], статистична обробка максимальних витрат води та шарів стоку виконувалася двома методами – моментів та найбільшої правдоподібності. Їх аналіз показав, що за обома методами одержані практично однакові значення коефіцієнтів варіації. Точність вхідних даних максимального стоку дощових паводків 1 %-ї ймовірності щорічного перевищення на річках Прикарпаття оцінюється на рівні 20.0 %.

Як вже зазначалося вище, для розробки методики розрахунку характеристик максимального стоку дощових паводків на річках Прикарпаття була обрана структура операторного типу [25, 26], яка усуває деякі недоліки, що виникають при використанні нормативного документу СНиП 2.01.14-83.

Складовими моделі (2.31) є гідрограф схилового припливу, функція руслового добігання і русло-заплавне регулювання, які підлягають визначенню.

Максимальний модуль схилового припливу у (2.31) визначається як

$$q'_m = 0{,}28\frac{n+1}{n}\frac{1}{T_0}Y_m. \qquad (2.43)$$

При побудові формул максимального стоку, як вже відзначалось, найбільша складність полягає у визначенні саме параметра схилового припливу T_0. Його фізичний зміст визначено досить чітко, оскільки T_0 є тривалістю схилового стоку. Однак, через розріджену мережу водно-балансових станцій та високу мінливість T_0 за територією використати досить простий спосіб для її визначення неможливо. Більш того, в розрахункових побудуваннях взагалі йдеться не просто про тривалість припливу, а про параметр, що задовольняє умови формування паводків рідкісної повторюваності. Тому матеріали водно-балансових станцій слід розглядати як допоміжні та, головним чином, для контролю масштабу параметра T_0, що визначається зворотним шляхом за даними стаціонарної мережі станцій та постів [27].

При визначенні тривалості схилового припливу T_0 постає потреба й у визначенні коефіцієнта нерівномірності схилового припливу $\frac{n+1}{n}$. Він встановлюється за методом, який свого часу був запропонований Є.Д. Гопченком [28], і базується на даних мережі гідрологічних станцій і постів.

Для обґрунтування $\frac{n+1}{n}$ використовуються коефіцієнти нерівномірності руслового стоку $\frac{m_1+1}{m_1}$. Екстраполяція залежності $\frac{m_1+1}{m_1} = f(F)$ (рис. 2.1) на вісь ординат є шукане значення параметра $\left(\frac{m_1+1}{m_1}\right)_{F=0} = \frac{n+1}{n}$. Для річок Прикарпаття $\frac{n+1}{n} = 8{,}86$, а $n = 0{,}13$.

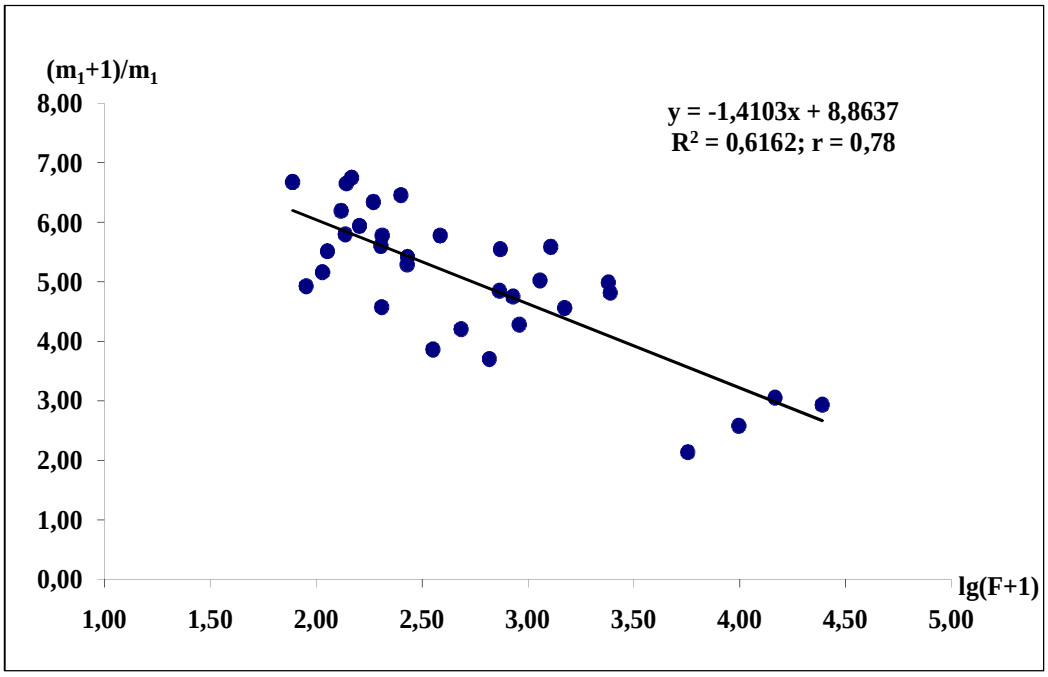


Рисунок 2.1 – Залежність коефіцієнта нерівномірності схилового припливу від площі водозбору для річок Прикарпаття

На кафедрі «гідрології суші» ОДЕКУ розроблено прикладне програмне забезпечення, яке спрощує процедуру визначення розрахункової тривалості схилового припливу за допомогою ПК. Отримані значення перевірені на залежність від місцевих факторів (висотного положення водозборів, залісеності і заболоченості), впливу яких на T_0 не виявлено [29]. Оскільки величина T_0 на досліджуваній території мало змінюється від водозбору до водозбору, це, за критерієм Гауса, дало змогу осереднити розрахункову тривалість схилового припливу T_0 для річок Прикарпаття в період дощових паводків на рівні 66 годин (приблизно 3 доби).

Приступаючи до узагальнення $Y_{1\%}$ за територією, необхідно також проаналізувати вплив місцевих факторів, згідно рекомендацій [30]. Впливу залісеності та заболоченості на величину максимальних шарів стоку дощових паводків не виявлено. Але з рис. 2.2 видно, що шар стоку 1 %-ої забезпеченості загалом підкоряється висотній закономірності, причому із збільшенням висоти водозборів $Y_{1\%}$ також збільшується.

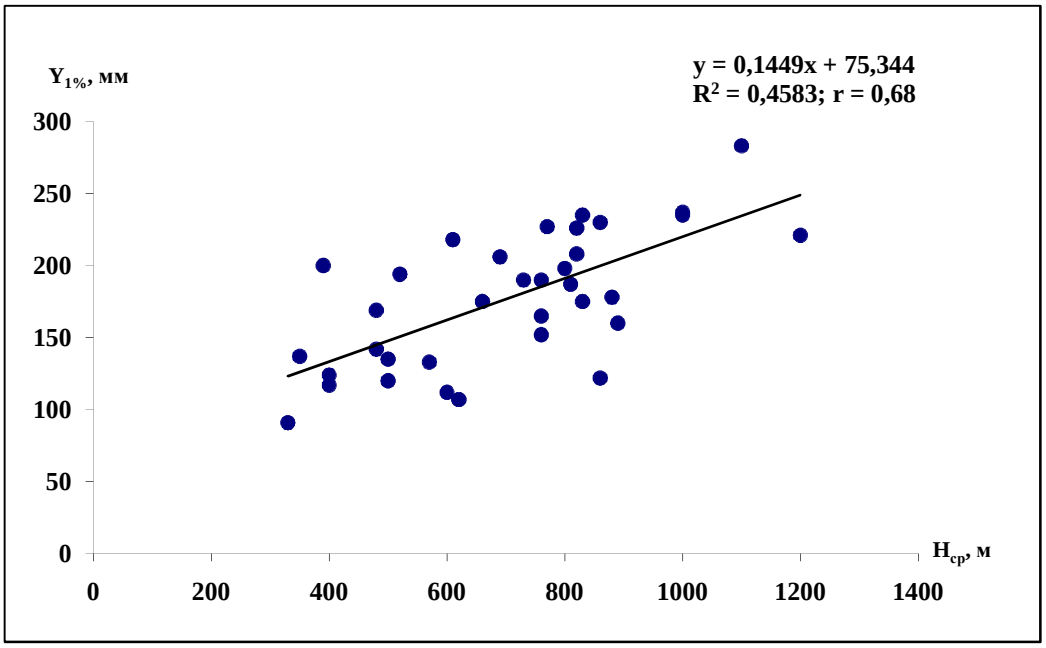


Рисунок 2.2 – Залежність шарів стоку 1 %-ої забезпеченості від висотного положення водозборів річок Прикарпаття

На регіональному рівні для оцінки розрахункових шарів стоку $Y_{1\%}$ можна рекомендувати рівняння

$$Y_{1\%} = 195 + 0{,}15(H_{cp} - 800)\,. \qquad (2.44)$$

Для визначення складових параметрів (2.31), що залишилися, розрахункові формули були зазначені вище. В результаті стало можливим трансформаційну функцію $\psi\left({t_p}/{T_0}\right)$, коефіцієнт русло-заплавного регулювання ε_F та коефіцієнт загальної редукції ${q_m}/{q'_m}$ для річок Прикарпаття представити на спільному графіку (рис. 2.3).

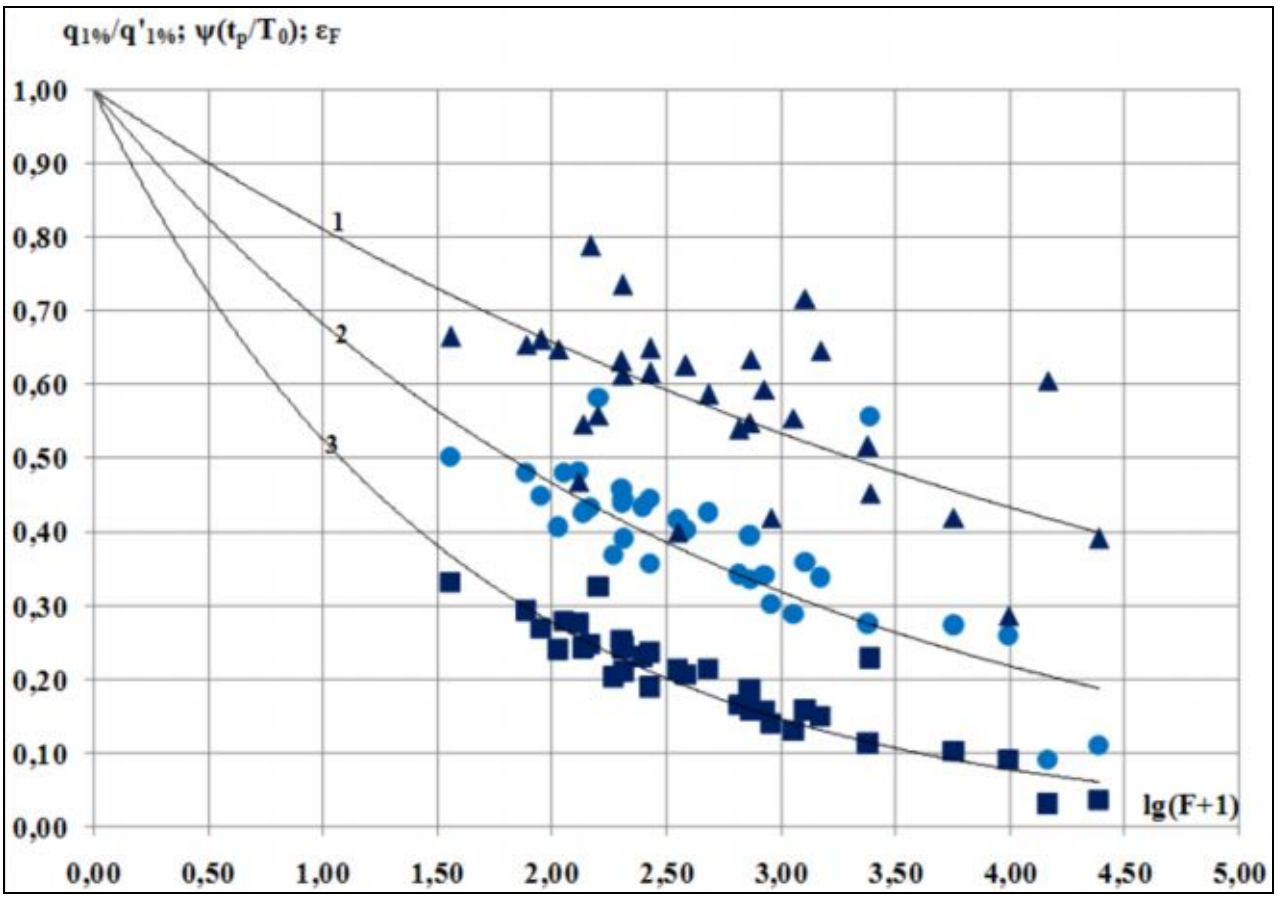


Рисунок 2.3 – Трансформаційні функції максимального стоку дощових паводків у межах річок Прикарпаття:

$$1\text{-}\varepsilon_F, \quad 2\text{-}\psi\left({t_p}/{T_0}\right), \quad 3\text{-}{q_m}/{q'_m}$$

Точність запропонованої методики знаходиться на рівні точності вихідної інформації по максимальному стоку дощових паводків річок Прикарпаття.

2.2 Методи стохастичного та нейромережевого моделювання в гідрології

Для розрахунків і прогнозів стану водних ресурсів в умовах водогосподарських перетворень широко використовується імітаційне моделювання. В Одеському державному екологічному університеті розроблена стохастична модель річного стоку при наявності таких антропогенних впливів як зрошення, осушення, перекидання стоку, водоспоживання [31, 32]. Основним завданням моделювання є отримання «функцій відгуку» водозборів на водогосподарські перетворення.

При імітаційному стохастичному моделюванні функція відгуку представлялася у вигляді графічної залежності статистичних параметрів стоку від основних кількісних показників масштабів водогосподарського освоєння території (наприклад, відносної площі зрошуваних земель, відносної площі штучних водойм, тощо) [33]. При значному числі показників рівня водогосподарського освоєння водозборів було виконано аналітичне узагальнення результатів імітаційного моделювання, при якому були побудовані рівняння множинних регресій, які описують зміни значної частини показників зрошуваних водозборів (відносна площа зрошення, відносне зволоження ґрунту, положення зрошуваних масивів відносно водозбору і т. д.) [31]. Певну цікавість при побудові «функцій відгуку» становить нейромережне моделювання. Перевага останнього полягає в оперативному отриманні цієї функції після ретельного навчання системи.

2.2.1 Основні положення теорії нейронних мереж

Нейронні мережі увійшли до практики скрізь, де потрібно вирішувати завдання прогнозування, класифікації або управління [34-41]. Такий вражаючий успіх визначається декількома причинами, наведеними нижче.

Нейронні мережі – це виключно потужний метод моделювання, що дозволяє відтворювати надзвичайно складні залежності. Зокрема, нейронні мережі нелінійні за своєю природою. Протягом багатьох років лінійне моделювання було основним методом моделювання в більшості областей, оскільки для нього добре розроблені процедури оптимізації. У завданнях, де лінійна апроксимація незадовільна, лінійні моделі працюють погано.

Простота у використанні. Нейронні мережі навчаються на прикладах. Користувач нейронної мережі підбирає показові дані, а потім запускає алгоритм навчання, який автоматично сприймає структуру даних. При цьому від користувача, зазвичай, потрібний будь-який набір евристичних знань про те як слід відбирати і готувати дані, вибирати потрібну архітектуру мережі й інтерпретувати результати.

Нейронні мережі привабливі з інтуїтивної точки зору, оскільки вони засновані на спрощеній біологічній моделі нервових систем. Тим часом вже «прості» нейронні мережі, які будує система ST Neural Networks, є потужною зброєю в арсеналі фахівця з прикладної статистики.

Складовою частиною нейронної мережі є нейрон. Відображення сутності біологічних нейронних систем потребує визначення штучного нейрону [42, 43].

Він засвоює вхідні сигнали (початкові дані або вихідні сигнали інших нейронів нейронної мережі) через декілька вхідних каналів. Кожний вхідний сигнал проходить через з’єднання, що має певну інтенсивність (або вагу); ця вага відповідає синаптичній активності біологічного нейрона. З кожним

нейроном пов’язане певне порогове значення. Обчислюється зважена сума входів, з неї віднімається порогове значення і в результаті виходить величина активації нейрону (вона також називається пост-синаптичним потенціалом нейрону – PSP).

Сигнал активації перетворюється за допомогою функції активації (табл. 2.1) і в результаті можна отримати вихідний сигнал нейрону.

Якщо при цьому використовувати ступінчасту функцію активації (тобто, вихід нейрона дорівнює нулю, якщо вхід від’ємний, і одиниці, якщо вхід нульовий або додатній), то такий нейрон функціонуватиме так само як природний нейрон (відняти порогове значення із зваженої суми і порівняти результат з нулем – це те ж саме, що порівняти зважену суму з пороговим значенням).

Насправді, порогові функції рідко використовуються в штучних нейронних мережах. Треба пам’ятати, що ваги можуть бути від’ємними, а це означає, що синапс надає нейрону не збуджуючу, а гальмівну дію.

Це був опис окремого нейрона. Тепер виникає питання: як сполучати нейрони один з одним? Якщо мережа передбачається для використання, то у неї мають бути входи (приймаючі значення тих, що цікавлять нас змінних із зовнішнього світу) і виходи (прогнози або сигнали, що управляють). Окрім цього, в мережі може бути ще багато проміжних (прихованих) нейронів, що виконують внутрішні функції. Вхідні, приховані і вихідні нейрони мають бути зв’язані між собою.

Ключове питання тут – зворотний зв’язок. Проста мережа має структуру прямої передачі сигналу: сигнали проходять від входів через приховані елементи і врешті-решт приходять на вихідні елементи.

Така структура має стійку поведінку. Якщо ж мережа рекурентна (тобто містить зв’язки, що ведуть назад від останніх до перших нейронів), то вона може бути нестійка і мати дуже складну динаміку поведінки.

Якість роботи нейронної мережі сильно залежить від того, які навчальні дані є перед нею в процесі навчання. Такі дані повинні бути типовими для завдання, вирішенню якого навчається мережа [34, 44-46]. Навчання часто виявляється унікальним процесом, коли прийнятні рішення багатьох проблем можуть бути отримані лише в процесі багаточисленних експериментів.

Розробникам вирішення на основі нейронної мережі потрібне наступне:

- обрати відповідну модель мережі;
- визначити топологію мережі (тобто число елементів і їх зв’язків);
- вказати параметри навчання.

Таблиця 2.1 – Перелік функцій активації нейронів

Назва	Формула	Область визначення
Порогова	$f(s)=\begin{cases}0, & s<0,\\ 1, & s\geq 0\end{cases}$	0, 1
Знакова (сигнатурна)	$f(s)=\begin{cases}1, & s>0,\\ -1, & s\leq 0\end{cases}$	-1, 1
Сигмоїдальна (логістична)	$f(s)=\dfrac{1}{1+e^{-s}}$	(0, 1)
Напівлінійна	$f(s)=\begin{cases}s, & s>0,\\ 0, & s\leq 0\end{cases}$	(0, ∞)
Лінійна	$f(s)=s$	(-∞, ∞)
Радиальна базисна (Гауссова)	$f(s)=e^{-s^2}$	(0, 1)
Напівлінійна з насиченням	$f(s)=\begin{cases}0, & s\leq 0,\\ s, & 0<s<1,\\ 1, & s\geq 1\end{cases}$	(0, 1)
Лінійна з насиченням	$f(s)=\begin{cases}-1, & s\leq -1,\\ s, & -1<s<1,\\ 1, & s\geq 1\end{cases}$	(-1, 1)
Гіперболічний тангенс (сигмоїдальна)	$f(s)=\dfrac{e^{s}-e^{-s}}{e^{s}+e^{-s}}$	(-1, 1)
Трикутна	$f(s)=\begin{cases}1-\lvert s\rvert, & \lvert s\rvert\leq 1,\\ 0, & \lvert s\rvert>1\end{cases}$	(0, 1)

Дані, що використовуються для навчання нейронної мережі, зазвичай поділяються на дві категорії: одні завершення використовуються для навчання, а інші – для тестування. Насправді реальні якості нейронної мережі виявляються лише під час тестування, оскільки успішне навчання мережі повинне означати відсутність ознак неправильної роботи мережі під час її тестування. Процес тестування розробляється так, щоб в його ході для даної мережі можна було б оцінити здатність узагальнювати отримані знання. Узагальнення в такому випадку означає здатність мережі вірно виконувати

завдання з даними, які є хоча й аналогічними, що пред'являлися мережі в процесі навчання, але все таки відмінними від них.

Один із найпоширеніших алгоритмів навчання – алгоритм зворотного поширення похибки (back propagation) [42, 43]. Це ітеративний градієнтний алгоритм навчання, який використовується з метою мінімізації середньоквадратичного відхилення поточного виходу і бажаного виходу багатошарових нейронних мереж.

Алгоритм зворотного поширення використовується для навчання багатошарових нейронних мереж з послідовними зв'язками. Нейрони виконують зважене (з синаптичними вагами) підсумовування елементів вхідних сигналів; до даної суми додається зсув нейрону. Над отриманим результатом виконується активаційною функцією потім нелінійне перетворення. Значення функції активації є вихід нейрону.

У багатошарових мережах оптимальні вихідні значення нейронів всіх шарів, окрім останнього, як правило, невідомі, і трьох- або складніший персептрон вже неможливо навчити, керуючись лише величинами похибок на виходах нейромереж. Найбільш прийнятним варіантом навчання в таких умовах виявився градієнтний метод пошуку мінімуму функції похибки з розглядом сигналів похибки від виходів нейронних мереж до її входів, у направленні, зворотному прямому поширенню сигналів в звичайному режимі роботи. Цей алгоритм навчання нейромереж отримав назву процедури зворотного поширення.

У цьому алгоритмі функція похибки є сумою квадратів розузгодження (похибки) бажаного виходу мережі і реального. При обчисленні елементів вектора-градієнта використаний своєрідний вид похідних функцій активації сигмоїдального типу. Алгоритм діє циклічно (ітеративно) і його цикли прийнято називати епохами. На кожній епосі на вхід мережі по черзі подаються всі навчальні спостереження, вихідні значення мережі порівнюються з цільовими значеннями і розраховується похибка. Значення похибки, а також градієнту поверхні похибок використовується для корегування вагових коефіцієнтів, після чого всі дії повторюються. Початкова конфігурація мережі вибирається випадковим чином, і процес навчання припиняється, або коли пройдена певна кількість епох, або коли похибка перестане зменшуватися (користувач може сам вибрати потрібну умову зупинки).

Процедура, що була розглянута, може бути легко узагальнена на випадок мережі з довільною кількістю шарів і нейронів в кожному шарі. Звернемо увагу, що в такій процедурі спочатку відбувається корекція вагових коефіцієнтів для вихідного нейрона, а потім – для нейронів прихованого шару, тобто від кінця мережі до її початку. Звідси і назва – зворотне поширення похибки.

2.2.2 Нейромережеві моделі побутового стоку при водогосподарських перетвореннях

Нейронні мережі були застосовані для прогнозування та передбачення стану водних об’єктів в умовах додаткового випаровування з поверхні штучних водойм. При наявності на водозборі забору води за рахунок місцевих водних ресурсів для цілей забезпечення населення водою [32, 47].

Нейромережеве моделювання виконується в два етапи:

- навчання мережі;
- тестування навченої мережі.

Типовою формою навчання є кероване навчання, коли для кожного набору даних, які подаються в процесі навчання на вхід мережі, відповідний вихідний набір відомий. Зазвичай на початку навчання вагові коефіцієнти нейромережі встановлюються рівними випадковим малим значенням (наприклад, із діапазону [-0.3, +0.3]).

В процесі навчання на вхід мережі подаються зразок за зразком, і в результаті їх обробки вагові коефіцієнти корегуються доки, доти для всіх вхідних зразків похибки не стануть менше деякого прийнятного достатньо малого значення. На завершення процесу мережа тестується на даних, що не були представлені у фазі навчання. В результаті можна оцінити, наскільки якісно мережа працює з даними, які в процесі навчання їй були невідомі.

Для моделювання на основі нейромережевої моделі необхідно обрати відповідну модель мережі, визначити її топологію (число елементів та їх зв’язки), вказати параметри навчання.

При моделюванні стану водних об’єктів в умовах додаткового випаровування з поверхні штучних водойм використовувався наступний набір даних: норма кліматичного стоку, співвідношення ресурсів тепла та вологи, відносна площа штучних водойм; на виході – вибірки у вигляді коефіцієнтів антропогенного впливу. Необхідно відзначити, що моделювання для рівнинної та передгірської частин Кримського півострову проходили окремо від гірської частини (табл. 2.2).

При моделюванні стану водних об’єктів при наявності на водозборі забору води за рахунок місцевих водних ресурсів для цілей водозабезпечення населення водою використовувався наступний набір даних: кількість населення, площа водозбору, норма кліматичного стоку, середня висота водозбору, норма водокористування (табл. 2.3).

Таблиця 2.2 – Навчання нейронної мережі на основі використання результатів стохастичного моделювання в умовах додаткового випаровування з поверхні штучних водойм

f, %	Значення коефіцієнтів антропогенного впливу $K_{\overline{У}}$		Похибка
	Стохастичне моделювання	Нейромережеве моделювання	
1	***2***	***3***	***4***
$\overline{У}_{КЛ}$ =10 мм			
0	1	0,95	0,05
0,2	0,95	0,92	0,03
0,4	0,90	0,90	0
0,6	0,86	0,87	0,01
0,8	0,82	0,83	0,01
1,0	0,78	0,80	0,02
1,2	0,74	0,76	0,02
1,4	0,70	0,72	0,02
1,6	0,67	0,68	0,01
1,8	0,64	0,64	0
2,0	0,61	0,61	0
2,2	0,58	0,57	0,01
2,4	0,55	0,54	0,01
2,6	0,52	0,51	0,01
2,8	0,50	0,49	0,01
3,0	0,47	0,46	0,01
3,2	0,45	0,44	0,01
3,4	0,43	0,42	0,01
3,6	0,41	0,40	0,01
3,8	0,39	0,38	0,01
4,0	0,37	0,37	0
4,2	0,35	0,36	0,01
4,4	0,33	0,34	0,01
4,6	0,32	0,33	0,01
4,8	0,30	0,31	0,01
5,0	0,29	0,30	0,01

Продовження таблиці 2.2

1	***2***	***3***	***4***
$\overline{У}_{КЛ}$ =20 мм			
0	1	0,94	0,06
1	0,84	0,85	0,01
2	0,70	0,73	0,03
3	0,58	0,59	0,01
4	0,49	0,48	0,01
5	0,41	0,39	0,02
6	0,34	0,33	0,01
7	0,28	0,28	0
8	0,24	0,24	0
9	0,20	0,21	0,01
10	0,17	0,19	0,02
$\overline{У}_{КЛ}$ =30 мм			
0	1,00	0,95	0,05
1	0,86	0,87	0,01
2	0,74	0,76	0,02
3	0,64	0,65	0,01
4	0,55	0,55	0
5	0,47	0,46	0,01
6	0,41	0,39	0,02
7	0,35	0,34	0,01
8	0,30	0,30	0
9	0,26	0,26	0
10	0,22	0,24	0
$\overline{У}_{КЛ}$ =40 мм			
0	1	0,95	0,05
1	0,77	0,81	0,04
2	0,60	0,61	0,01
3	0,47	0,45	0,02
4	0,36	0,35	0,01
5	0,28	0,28	0
6	0,22	0,24	0,02

Продовження таблиці 2.2

1	*2*	*3*	*4*
$\overline{У}_{КЛ}$ =50 мм			
0	1	0,96	0,04
1	0,81	0,84	0,03
2	0,66	0,67	0,01
3	0,54	0,53	0,01
4	0,44	0,43	0,01
5	0,36	0,36	0
6	0,29	0,31	0,02

Таблиця 2.3 – Порівняння коефіцієнтів антропогенного впливу на основі використання стохастичної моделі та нейронної мережі при заборі води з місцевих водних ресурсів для цілей водозабезпечення населення м. Ялта

N, чол.	Значення коефіцієнтів антропогенного впливу $K_{\overline{У}}$		Похибка
	Стохастичне моделювання	Нейромережеве моделювання	
0	1	0,95	0,05
10000	0,86	0,89	0,03
20000	0,76	0,79	0,03
30000	0,66	0,66	0,00
40000	0,56	0,53	0,03
50000	0,46	0,41	0,05
60000	0,37	0,30	0,07
70000	0,27	0,22	0,05

2.3 Моделювання літодинамічних процесів в прибережній зоні м. Одеса

Проблеми моделювання літодинамічних процесів в прибережних мілководих акваторіях з берегозахисними спорудами розглянуті в роботах В.А. Іванова [48, 49] та В.В. Фоміна [49]. На сьогодні практично відсутні роботи по сумісному моделюванню хвиль, течій і переміщення донного матеріалу в прибережній рекреаційній зоні м. Одеса.

У роботах [50-52] приведені результати досліджень вітрового хвилювання і циркуляції вод, виконані методом моделювання природних процесів на прибережних акваторіях м. Одеса різного ступеня ізольованості від моря берегозахисними спорудами. Однією з підзадач обґрунтування реконструкції існуючих хвилеломів в прибережних акваторіях м. Одеса є чисельний розрахунок літодинаміки з урахуванням берегозахисних споруд.

Тому метою цього розділу НДР є проведення аналізу морфодинамічних процесів, що протікають на прибережних акваторіях м. Одеса під час проходження штормів. Для сумісного опису гідро- і літодинамічних процесів в прибережній зоні з урахуванням впливу ухилів дна на переміщення донного матеріалу, а також нерозмиваємості меж бергозахисних споруд, використовувався комплекс чисельних моделей.

Для повноти опису гідродинамічних процесів в прибережній зоні моря використовувалися наступні види моделей: еволюції параметрів вітрового хвилювання, вітро-хвильової динаміки вод і переміщення наносів на мілководді. Кожна модель застосовувалася для вирішення свого окремого завдання, але, в цілому, ці моделі дозволяють досягти кінцевий результат за рахунок того, що гідродинамічна модель використовує як початкову інформацію результати, отримані за допомогою моделі трансформації хвилювання. Як блок розрахунку вітрового хвилювання виступає спектральна модель SWAN третього покоління, заснована на вирішенні рівняння балансу хвилевої енергії. Просторові поля середньої висоти, довжини, періоду вітрових хвиль, розраховані з урахуванням трансформації і обвалення хвиль на берегозахисних спорудах малої січної площі [50], використовуються як вхідна інформація для гідродинамічного блоку комплексу. Вирішення рівнянь гідро- і літодинамічного блоків моделі здійснювалося спільно, при обміні інформацією про складові середньої швидкості течії і глибини водойми, що змінюються.

Вітро-хвильова циркуляція вод в прибережній зоні моря описується усередненими по глибині і періоду вітрових хвиль рівняннями Рейнольдса [52]. Потік імпульсу при обваленні вітрових хвиль враховує компоненти хвилевої радіаційної напруги. Чисельні методи вирішення початкових рівнянь наведені в [53]. З метою коректної апроксимації градієнтів хвильової радіаційної напруги в районі берегозахисних споруд, при їх розрахунку реалізована неявна схема 1-го порядку точності.

Для розрахунку розповсюдження завислих наносів в морському середовищі використовувалося рівняння перенесення в неконсервативній формі. Зміна позначок дна в часі визначалася процесами локального розмиву і седиментації, а також дивергенцією витрати донних наносів.

Розраховувалася інтенсивність акумуляції наносів і розмиву дна на акваторії типового одеського пляжу з різними конструкціями берегозахисних споруд при штормових вітрах тривалістю до 6 годин.

Спочатку максимальні позначки глибин на ділянках від берега до хвилелому, приведені до нуля Балтійської системи, варіювали від 2,5 м до 3,0 м. Розрахункова область пляжної акваторії обмежувалася перпендикулярними до берега бунами [50]. На рідких межах задавалися складові вектора швидкості вздовжберегової течії, розраховані на великомасштабній сітці по моделі [54], відповідні силі східного вітру 14 м/с. На твердій межі бралося, що $U = V = 0$. Просторовий крок становив 10 м.

Моделювався підхід вітрових хвиль по нормалі до лінії хвилелому. Потік мінеральної суспензії у водну товщу з дна при вітро-хвольовому каламутненні набагато перевищує концентрацію суспензії у вздовжбереговому потоці за хвилеломом. Тому на даних інтервалах часу вздовжбереговим потоком опадів через бічні межі розрахункової області можна нехтувати.

Середній діаметр частинок, що складають донні ґрунти, вважався рівним 0,00017 м, щільність частинок 2600 кг/м^3 розміри нерівностей дна – 0,03 м, пористість ґрунтів – 0,4. Коефіцієнт горизонтальної турбулентної дифузії домішки K_L = 10 м^2/с.

В результаті проведених розрахунків була отримана просторова картина абразійно-акумулятивних процесів, що протікають на досліджуваній ділянці прибережної зони, характерною межею яких є наявність вогнищ розмиву, що чергуються, в зонах з підвищеними значеннями швидкостей течій і акумуляції наносів – в зонах ослаблення течій.

У разі вільного водообміну і незахищеності пляжу від дії відповідних по нормалі до берега вітрових хвиль, відбувається типове для незахищених від хвилювання акваторій переформовування берегового профілю. Над береговою мілиною дно зазнає розмив з подальшим винесенням піску у бік моря і його акумуляцією на прибережному мілководді (рис. 2.4, а та 2.5, а). В результаті ерозії під дією вітрових хвиль, що обрушуються, і індукованих ними течій, берегова межа наступає на сушу з акумуляцією піску безпосередньо за зоною розмиву вузької берегової смуги. Як відомо, після закінчення певного часу після шторму береговий профіль повертається в рівноважний стан.

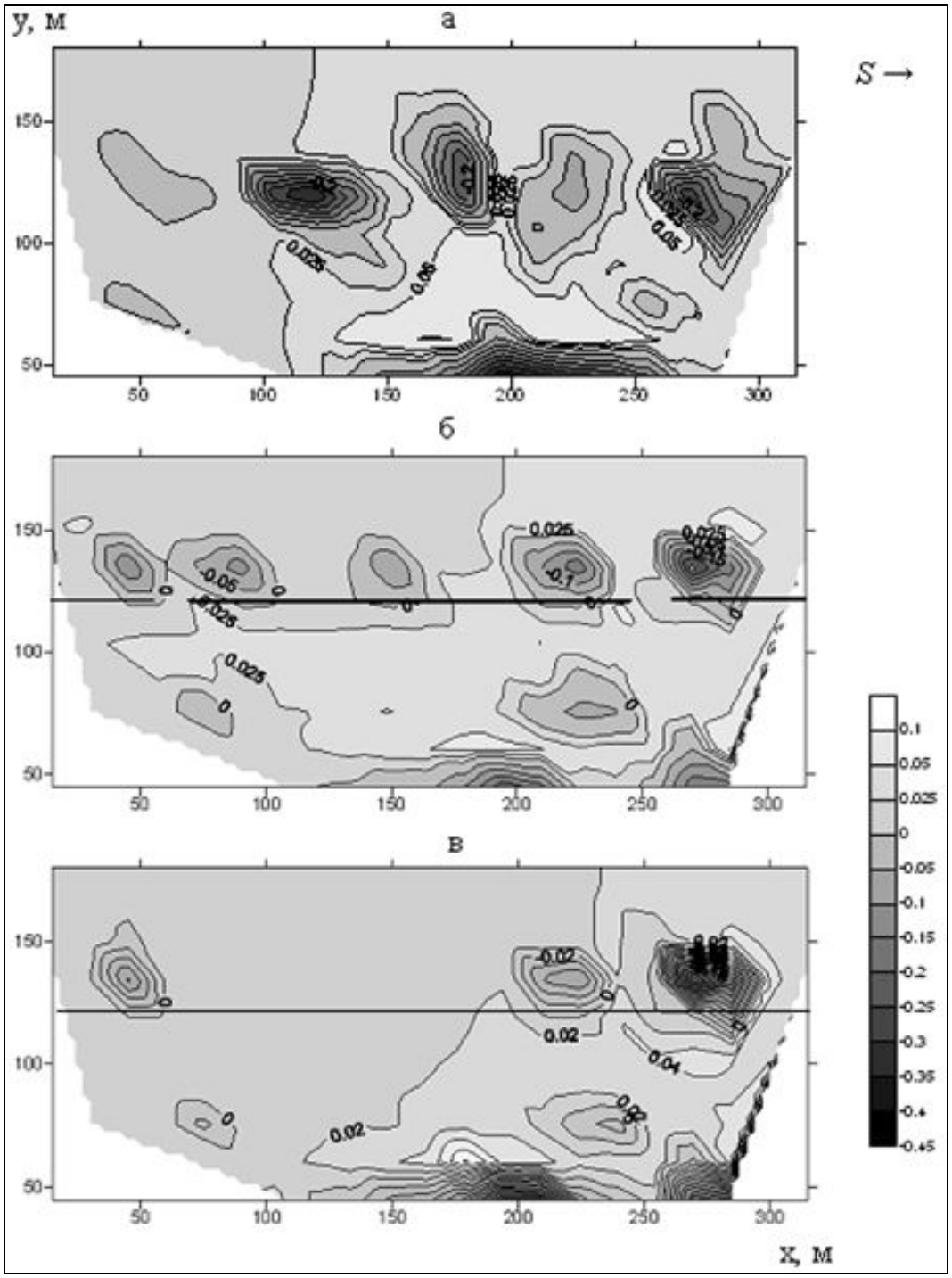


Рисунок 2.4 – Деформації дна акваторії типового пляжу м. Одеса, м (y = 120 м – лінія розташування хвилелому):
а – під дією східного вітру і хвилювання після 3 годин дії шторму (крок по осях становить 15 м), при вільному водообміні з морем;
б – стінках хвилеломів, розділених 10-ти метровими проломами;
в – суцільній стінці хвилелому

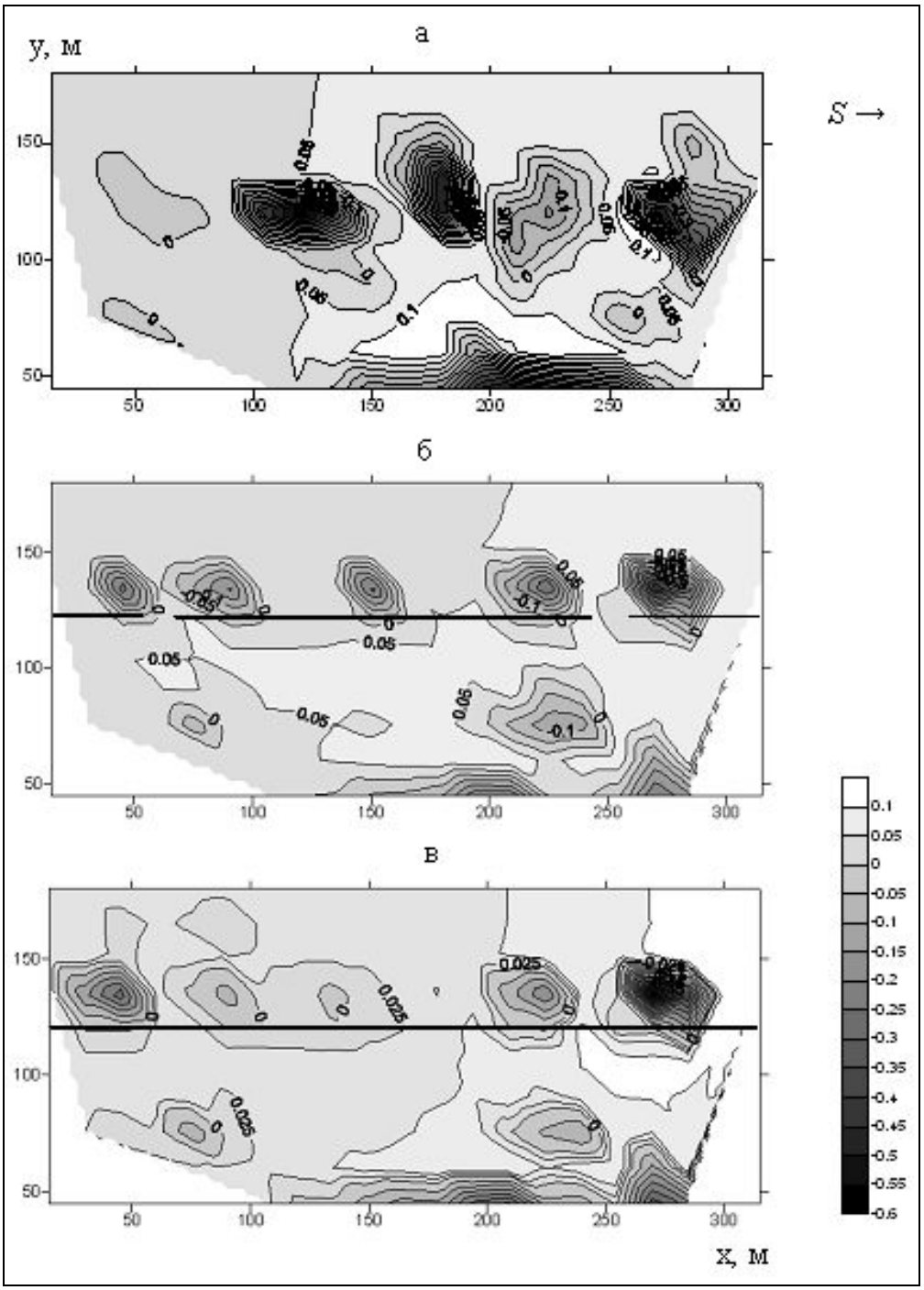


Рисунок 2.5 – Деформації дна акваторії типового пляжу м. Одеса, м (у = 120 м – лінія розташування хвилелому):
а – під дією східного вітру і хвилювання після 6 годин дії шторму (крок по осях становить 15 м) при вільному водообміні з морем;
б – стінках хвилеломів, розділених 10-ти метровими проломами;
в – суцільній стінці хвилелому

У разі суцільної стінки хвилелому, розрахунки показали, що між берегом і хвилеломом під час шторму розвиваються в основному процеси акумуляції (рис. 2.15, в). Над вузькою береговою смугою, із зовнішнього морського боку хвилелому, а також на ділянках, що прилягають до молів, зосереджені зони розмиву дна. Під дією хвиль і течій зі швидкостями, що перевищують нерозмиваючі значення, відбувається скаламутнення донного матеріалу і подальше його перенесення течіями. Накопиченню донних опадів з внутрішньої сторони хвилелому сприяє ослаблення течій [52]. Тенденції обміління ділянки акваторії між хвилеломом і берегом мають місце в реальних умовах і чіткіше виявляються, коли хвилі розповсюджуються по нормалі до берега [49].

За наявності в хвилеломі двох проломів 10-ти метрової довжини відбудеться посилення проточності вод прибережної акваторії [50, 51]. Відбувається посилення «нестійкості» берегової зони (рис. 2.4, б та 2.5, б) в порівнянні з випадком суцільної стінки. Унаслідок збільшення динамічної активності вод відбувається інтенсивніший перерозподіл піску в межах обмеженої хвилеломами акваторії.

Із зовнішнього морського боку хвилеломів орбітальні швидкості хвилевих рухів у дна досягають 70 см/с [50], що приводить до розмиву дна (рис. 2.4, б та 2.5, б).

Максимальні величини розмиву після 3 годин дії шторму можуть досягати 41, 34 та 30 см на граничних з бунами і хвилеломами ділянках, відповідно за відсутності хвилелому, стінках, що чергуються, і суцільному хвилеломі.

Інтеграція за площею акваторії шарів розмиву і акумуляції піску після проходження модельованого шторму показала, що, як і у разі суцільної стінки, над береговою мілиною процеси акумуляції переважають над ерозійними.

Використовуючи комплекс чисельних гідродинамічних моделей вітро-хвильової циркуляції вод і переміщення донного матеріалу в прибережній зоні моря [52, 55], проведено чисельне моделювання зон розмиву і акумуляції піску при проходженні штормів над пляжними акваторіями м. Одеса. Проведені експерименти показують, що комплекс моделей дозволяє оцінити особливості морфодинамічних процесів в береговій зоні моря в умовах зарегульованого режиму наносів, відображає тенденції обміління ділянки акваторії між хвилеломом і берегом, і може використовуватися для прогнозу еволюції динаміки берегової зони в результаті антропогенних дій.

2.4 Математичне моделювання гідроекологічних процесів та стану водних об’єктів на основі балансових методів

Цей розділ НДР присвячено методам оцінки і математичного моделювання водообміну та водовідновлення водних об’єктів Півдня України, екологічний стан яких на сьогодні характеризується як кризовий. Це Куяльницький, Хаджибейський і Тілігульський лимани та заплавні озера Нижнього Дністра.

2.4.1 Моделювання водно-сольового режиму Куяльницького лиману

Куяльницький лиман належить до групи закритих і є одним з найдавніших 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 займалася низка вчених та спеціалістів (В.М. Біциллі, І.Ф. Бурлай, О.І. Молдованов, Г.І. Швебс, В.М. Тімченко 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 [56-64]. В 1961-1965 рр. водний баланс лиману вивчали вчені ОГМІ [56, 57]. 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) [58, 59], 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. Швебса) [57, 59], які пов'язані з геоекологічним аналізом для розробки заходів по поліпшенню водно-сольового режиму лиману.

У сучасний період (останні десять років) вивченням екологічного стану та складових водного балансу Куяльницького лиману, зокрема причин обміління водойми та катастрофічного збільшення солоності води, займаються науковці та спеціалісти ОДЕКУ [62, 63], Фізико-хімічного інституту захисту навколишнього середовища та людини МОН України та НАН України (під керівництвом А.А. Енана) [64, 65] і деякі інші.

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

$$\pm \Delta W = W_1 - W_2 = V_{Ек} - (V_{Рк} + V_{поб}), \qquad (2.45)$$

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

W_1 – об'єм води в лимані на початок розрахункового періоду, млн. м^3;

W_2 – об'єм води на кінець розрахункового періоду, млн. м^3;

$V_{Ек}$ – об'єм випаровування з водної поверхні лиману, млн. м^3;

$V_{Рк}$ – об'єм атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману у вигляді дощу або снігу, млн. м^3;

$V_{поб}$ – об'єм води, яка надійшла в лиман з річковим (поверхневим, схиловим і підземним) стоком V_r та стоком з озер пересипу $V_{оз}$, млн. м^3.

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 [57, 62, 63]. 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 сягають 20-40 см та більше [57, 58, 66, 67].

Для обчислення об'єму атмосферних опадів $V_{Рк}$, 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 [68]. 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. ОдесаГМО розташована на відстані майже 10 км від лиману. Тому вченими ОДЕКУ та ОНУ ім. І.І. Мечникова в попередніх дослідженнях цієї проблеми [57 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 $V_{Pк}$, млн. м^3, які випадали на водну поверхню лиману, визначається таким чином

$$V_{Pк} = P_K \cdot F_{Hсер} \cdot 10^{-3} = k \cdot P_O \cdot F_{Hсер} \cdot 10^{-3} = 0{,}94 \cdot P_O \cdot F_{Hсер} \cdot 10^{-3}, \qquad (2.46)$$

де $V_{Pк}$ – об'єм атмосферних опадів за рік, млн. м^3;

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

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

$F_{Hсер}$ – середньорічна площа водного дзеркала лиману, млн. м^2.

Визначення $F_{Hсер}$ виконувалося з використанням середньорічних рівнів води $H_{сер}$ [57, 64, 67] та кривих площ $F = f(H)$ водної поверхні [57, 63].

Природний приплив поверхневих вод $V_{прир}$ в Куяльницький лиман є важливою складовою водного балансу. Основну частину поверхневого припливу води складає річковий стік з водозбірного басейну талих вод в період весняного водопілля, а в окремі роки – й дощові води під час злив влітку V_r [57, 58, 60, 61, 64]. Загальна площа водозбірного басейну Куяльницького лиману F становить, 2250 км^2, з них 1860 км^2 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 здійснюються, тому єдиним методом визначення природного річкового припливу води V_r в лиман є його розрахунок через модуль середньобагаторічного поверхневого стоку води $\overline{q}$. При цьому у величині річкового припливу води V_r в лиман буде враховано як об'єм схилових та поверхневих вод, так і підземних. Відповідно до нормативного документа СНиП 2.01.14-83 [69], середньорічний модуль поверхневого стоку $\overline{q}$ становить 0,35 л/(с·км^2), що дорівнює шару стоку $\overline{Y}$=11,1 мм. З урахуванням цього річні шари поверхневого стоку Y_p можна визначити за таким співвідношенням:

$$Y_p = \overline{Y} \cdot k_P = 11{,}1 \cdot k_P, \qquad (2.47)$$

де k_P – модульний коефіцієнт, який залежіть від забезпеченості річної суми опадів P, %, та при C_v = 1,0 і C_s/C_v = 2,0 визначається за табл. 2.4.

Таблиця 2.4 – Залежність 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^3, з водозбірного басейну лиману можна визначити за рівнянням

$$(V_r)_p = Y_p \cdot F \cdot 10^{-3} = 11{,}1 \cdot k_P \cdot 2250 \cdot 10^{-3} = 24{,}96 \cdot k_P. \qquad (2.48)$$

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. 2.6).

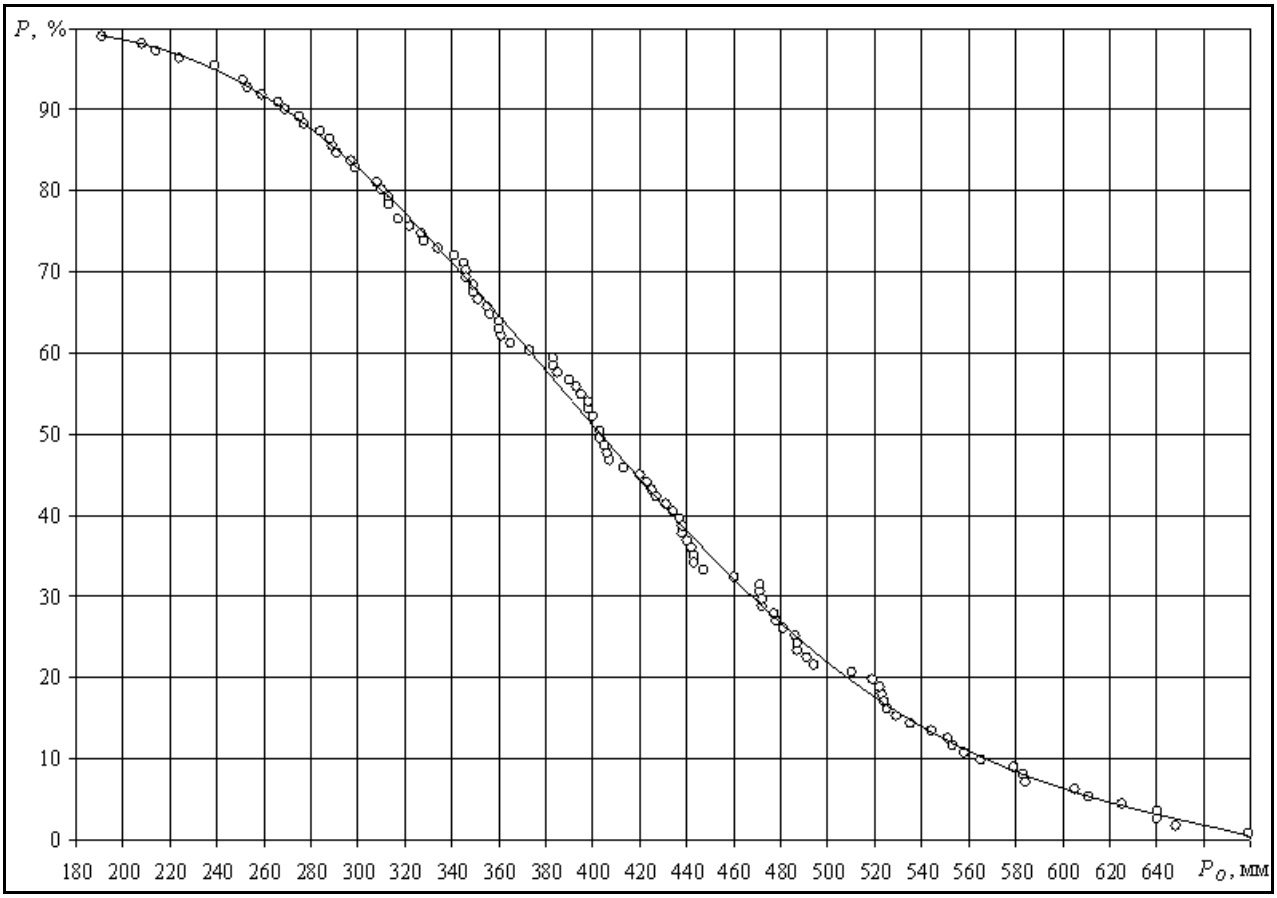


Рисунок 2.6 – Емпірична крива забезпеченості річних сум опадів за даними метеостанції Одеса-ГМО за період з 1894 по 2008 рр. [130]

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 м^3/с, а в літній період – знижується до 0,16 м^3/с [57]. 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 м^3/с [57]. За деякими літературними джерелами частка об'єму цих скидів у прибутковій частині водного балансу лиману в окремі роки може досягати 5 % [64, 65]. Таким чином, при розрахунках річних водних балансів Куяльницького лиману було враховано об'єм скидних вод з озер пересипу в об'ємі $V_{оз}$ = 6,62·10^6 м^3 (середнє багаторічне значення) [57].

Наявність надходження морських вод в лиман за рахунок просочування морської води крізь пересип майже відсутня – 0,03-0,04 % від прибуткової частини водного балансу лиману [57, 58, 61], 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. [56, 57, 70, 71], із загальним об'ємом при НПГ близько 13,0 млн. м^3 і площею водного дзеркала 7,28 км^2 (в період з 1960 по 1984 рр.) та близько 10,0 млн. м^3 і 3,50 км^2 – з 1985 р. по теперішній час. Ці штучні водойми призначені для забезпечення водою зрошувальних систем та рибогосподарських потреб.

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

Враховуючи це, 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 $V_{поб}$ до Куяльницького лиману.

Середньомісячні та середньорічні величини випаровування ($E_Б$, 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.

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 Сакських соляних промислах Кримського півострова була складена таблиця перехідних коефіцієнтів для розрахунку величини випаровування з поверхні соляних водойм при мінералізації від 90 до 330 ‰ [72]. В діапазоні від 0 до 60 ‰ середні значення перехідних коефіцієнтів наводяться у роботі Боброва С.М. (за матеріалами досліджень на Каспійському морі) [73].

В табл. 2.5 наведені перехідні коефіцієнти для розрахунку величини випаровування з солоних водойм (у тому числі Куяльницького лиману) з різною солоністю води.

Таблиця 2.5 – 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

Отже, прибуткова частина водного балансу Куяльницького лиману формується за рахунок атмосферних опадів $V_{Pк}$, які випали на водну поверхню лиману у вигляді дощу або снігу, та води $V_{поб}$, що надійшла з річковим (поверхневим, схиловим і підземним) стоком V_r та скинута з озер пересипу $V_{оз}$, а витратна – формується тільки за рахунок випаровування з водної поверхні водойми $V_{Eк}$.

За солоністю (мінералізацією) води Куяльницький лиман можна поділити на три частини: північну, середню та південну. Північна частина лиману навесні більш схильна до впливу річкового стоку, тому тут мінералізація нижча, ніж в південній і середній. У південній частині, де спостерігається дифузія солей з відкладень лиманового мулу, концентрація ропи найбільша. Центральна частина займає проміжне положення. Різниця в концентрації ропи між частинами лиману незначна (менше 1 г/дм^3), внаслідок мілководості лиману та сильного перемішування водних мас вітром.

В зв'язку з тим, що стаціонарні строкові спостереження за мінералізацією води Куяльницького лиману не виконуються (або не публікуються), як, наприклад, дані про рівні та температури води водойми, оцінити режим солоності ропи лиману можливо лише за даними наведеними в науковій літературі.

Солоність води Куяльницького лиману тісно пов'язана з водним режимом водойми, тому, з урахуванням цього, для визначення середньомісячних значень солоності води за період надійних стаціонарних спостережень за рівнем води в лимані (з січня 1936 р. по липень 2012 р.), використані емпіричні залежності $S = f(H)$ солоності від рівня води у водоймі.

Для періоду з січня 1936 р. по червень 1941 р. та з червня 1944 р. по грудень 2008 р. використана залежність $S = f(H)$, встановлена у 1995 р. в роботі [57], яка апроксимується в аналітичному виді наступним степеневим рівнянням

$$S = 23330 \cdot (10 + H)^{-3,5506}, \qquad (2.49)$$

де S – солоність води (ропи), ‰;

H – рівень води (відмітка поверхні води), м БС.

Для періоду з січня 2009 р. по липень 2012 р. використана уточнена залежність $S = f(H)$, встановлена у 2009 р. в роботі [63], яка апроксимується в аналітичному виді наступним степеневим рівнянням

$$S = 161 \cdot H^{1,12}. \qquad (2.50)$$

де S – солоність води (ропи), ‰;

Н – рівень води над нулём гр. в./п., м ум.

З використанням середньомісячних рівнів води та залежностей (2.49) і (2.50) були визначені середньомісячні величини солоності ропи Куяльницького лиману для періоду з січня 1936 р. по липень 2012 р. (рис. 2.7).

З рис. 2.7 видно, що рівень води в Куяльницькому лимані з 2008 р. мав сталу тенденцію до зменшення, а відмітка рівня води в лимані в 2009-2012 рр. знижувалась до відміток мінус 6,50 м БС та нижче. Це призвело до катастрофічного обміління лиману і пересихання деяких частин його акваторії.

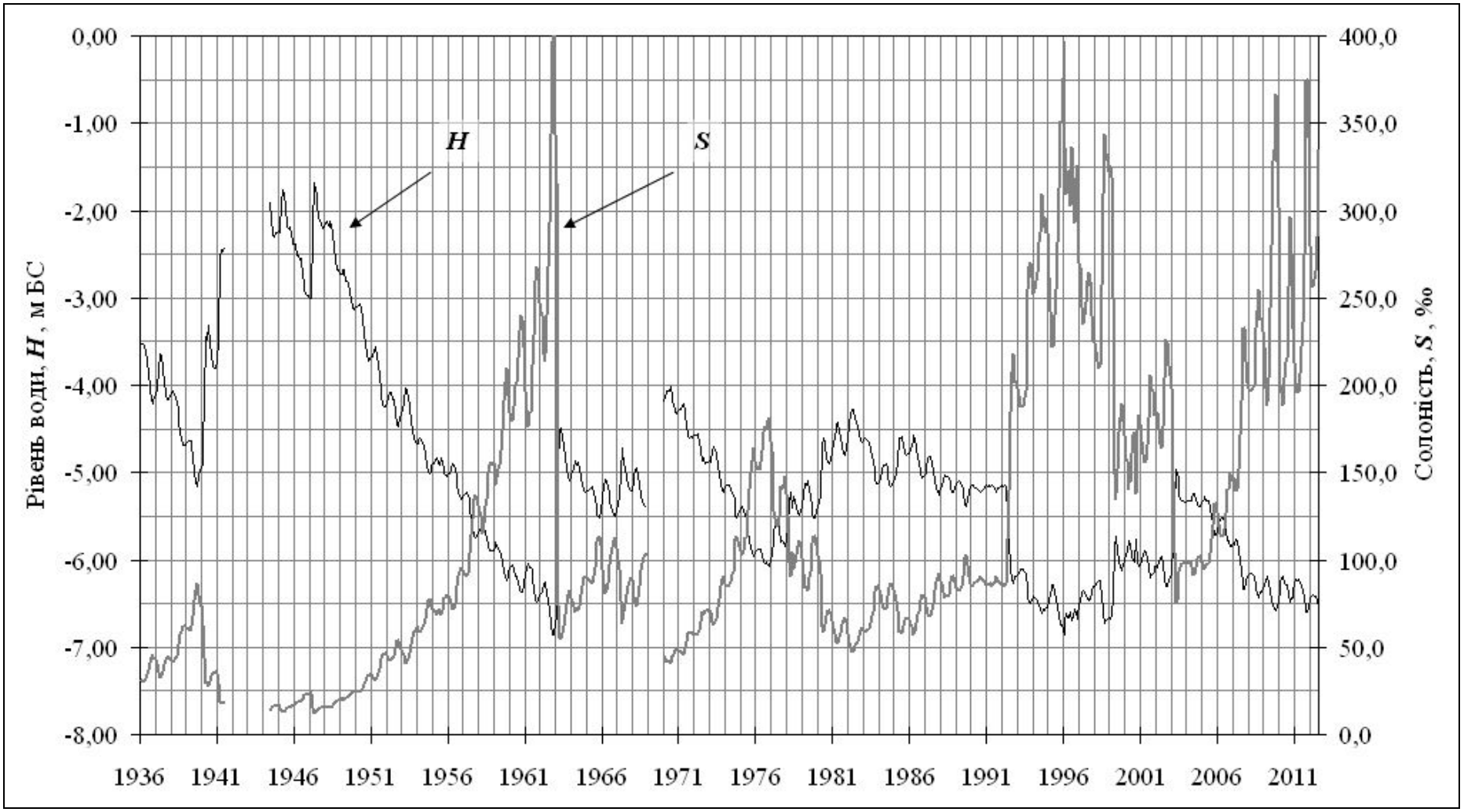


Рисунок 2.7 – Багаторічний хід середньомісячних рівнів і солоності води Куяльницького лиману за період з січня 1936 р. по липень 2012 р.

Ропа гіперсолоного Куяльницького лиману при зниженні рівнів води в літні періоди 2009-2012 рр. перетворювалась в перенасичений («кріпкий») водно-сольовий розчин, мінералізація якого за даними ОДЕКУ в серпні 2009 р. сягала 390 ‰ (рис. 2.7), а з квітня по серпень 2012 р. зросла з 266 до 365 ‰, «опріснюючись» тільки в періоди весняного водопілля та короткочасних інтенсивних зливових опадів, як, наприклад, в кінці травня 2012 р., коли солоність ропи лиману зменшилась до 206 ‰ (рис. 2.8).

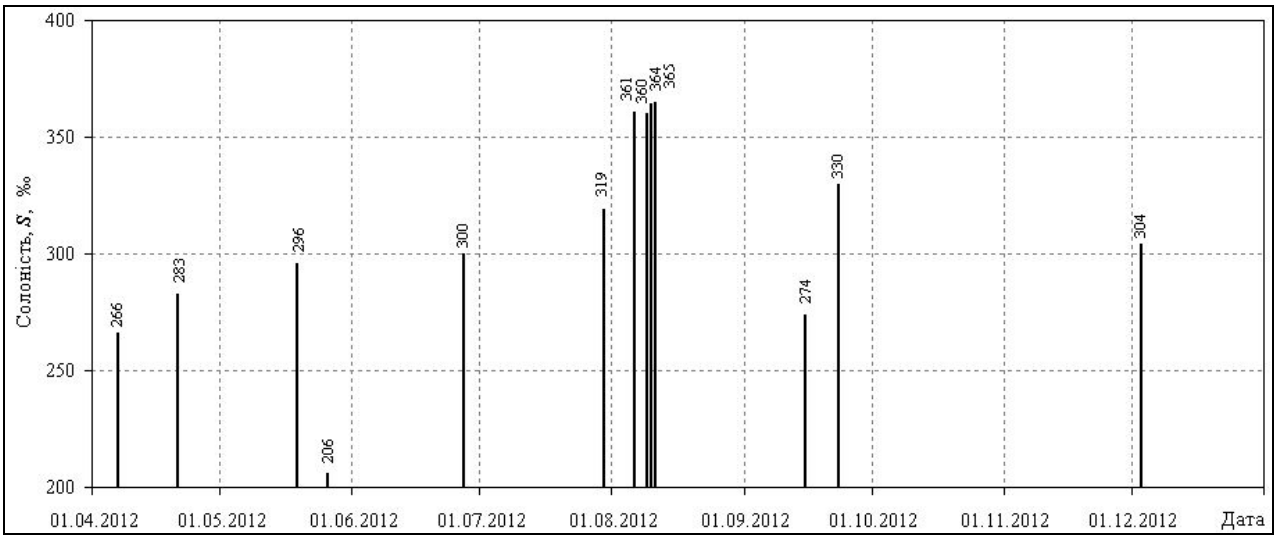


Рисунок 2.8 – Хід солоності ропи Куяльницького лиману за період з квітня по грудень 2012 р. (цифри над точками – солоність ропи, *S*, ‰)

В умовах такого водно-сольового режиму Куяльницького лиману в літні періоди у водоймі відбувається самосадка розчинених в ропі лиману солей та утворення «соляної пустелі» (насамперед у верхній частині), як, наприклад, в липні-серпні 2009-2012 рр. Отже, такий водно-сольовий режим Куяльницького лиману може привести до наступних головних наслідків для екосистеми та природних (насамперед, біологічних і бальнеологічних) ресурсів водойми:

– повне зникнення своєрідної флори та фауни лиману при солоності ропи більше 200 ‰, наприклад, зябраногого рачка – артемія (*Artemia Salina*), та червоно-буре «цвітіння» води за рахунок масового розвитку та відмирання (деструкції) фітопланктонної зеленої водорості *Dunaliella Salina*, як, наприклад, в період з травня по жовтень 2012 р.;

– втрата унікальних за лікувальними властивостями запасів грязей та ропи лиману (пелоїди Куяльницького лиману визнані еталонними у світі);

– зниження рекреаційного та бальнеологічного потенціалу Одеської області, втрата лиману як курорту державного значення, відомого на весь світ.

2.4.2 Моделювання водно-сольового режиму Тілігульського лиману

Тілігульський 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 цього лиману складають за оцінками спеціалістів 15,8 тис. м^3.

Однак у сучасний період в Тілігульському лимані спостерігається значне підвищення солоності води, що спричинює масові загибелі риби, під загрозою зникнення опинилися близько 30 видів риб водойми, 208 видів водоростей і багатьох інших представників унікальної флори та фауни лиману, який ще в 1971 р. включено до міжнародного списку водно-болотних угідь, що охороняються Рамсарською конвенцією.

Крім того в прибережній смузі лиману мешкають рідкісні види змій, фазани, зайці, лисиці та навіть вовки й інші біонти, які також є складовою унікальної екосистеми лиману, а розташована на лимані «Коса Стрільця» є загальнозоологічним заповідником [75].

На сьогодні водно-сольовий режим Тілігульського лиману залежіть головним чином від об’єму поверхневого припливу води зі стоком р. Тілігул, співвідношення кількості атмосферних опадів, що випадають на водне дзеркало лиману та об’єму випаровування з нього, а також об’єму морських вод, які надходять до водойми через з’єднувальний обловно-запускний канал [58].

Однак треба зауважити, що вплинути якимось чином на кількість атмосферних опадів та об’єм випаровування неможливо. Збільшити водний стік річок водозбірного басейну Тілігульського лиману в умовах глобальних змін клімату та значного регулювання їх природного стоку води на сьогодні також майже виключено (в басейні р. Тілігул в різні роки налічувалося штучних ставків і водосховищ від 114 шт. – в 1987 р. [70] до 94 шт. – в 1994 р. [76]).

Для моделювання водообміну Тілігульського лиману використовувалися результати гідрологічних спостережень на водомірних постах Гідрометеорологічного центра Чорного та Азовського морів [67] на Тілігульському лимані в м. Коблево та на р. Тілігул в смт Березівка, результати метеорологічних спостережень на м/п Южне (за 2003 р.), а також по м/ст. Одеса-ГМО (1894-2008 рр.) з електронних ресурсів мережі Інтернет [68] та науково-довідникову літературу [61, 77, 78, 79] й картографічний матеріал масштабом М 1:100000 та М 1:50000 [60]. При обчисленні водообміну використовувався метод В. М. Тімченка [58, 61].

Отримані результати дозволять розробити, а у подальшому здійснити, заходи щодо відновлення біологічного різноманіття та збереження екологічно-

задовільного стану лиманного комплексу за рахунок підтримки оптимального водообміну в системі «Тілігульський лиман ↔ Чорне море» з використанням з'єднувального облвно-запускного каналу «лиман-море».

Найбільш оптимальним для оцінки водообміну закритих лиманів є використання коефіцієнту зовнішнього водообміну за рік ($K_{ЗВ}$), який розраховується за наступним виразом [61]

$$K_{ЗВ} = W_{пр} / W, \tag{2.51}$$

де $W_{пр}$ – об'єм припливу води у лиман за рік, км^3;

W – середньорічний об'єм води у лимані, км^3.

Середньорічні об'єми води у Тілігульському лимані (W, км^3) визначаються в залежності від середньорічного рівня води в лимані (H, см) за допомогою кривої об'ємів $W = f(H)$.

Об'єм припливу води у Тілігульський лиман за рік ($W_{пр}$, км^3) можна визначити за наступним рівнянням

$$W_{пр} = W_{оп} + W_{пов} + W_{м}, \tag{2.52}$$

де $W_{оп}$ – об'єм атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману, за рік, км^3;

$W_{пов}$ – об'єм води, яка надійшла в лиман впродовж року з поверхневим припливом води з його водозбірного басейну, км^3;

$W_{м}$ – об'єм припливу морських вод до лиману за рік, км^3.

Об'єм атмосферних опадів ($W_{оп}$, км^3) які випали на водну поверхню лиману за рік, обчислюється як добуток річних сум опадів (P, мм), взятих по найближчій метеостанції, наприклад, м/ст. Одеса-ГМО, та середньорічних площ водного дзеркала лиману (F, км^2), які залежіть від середньорічних рівнів води (H, м БС) і визначаються за допомогою кривої площ $F = f(H)$.

Об'єм води, яка надійшла в лиман впродовж року з поверхневим припливом води з його водозбірного басейну ($W_{пов}$, км^3) можна визначити за рівнянням, запропонованим В.М. Тімченко [58]

$$W_{пов} = (0{,}047 \cdot (P - E) + 47{,}6)/1000, \tag{2.53}$$

де P – річна сума атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману, за рік, мм;

E – шар випаровування з поверхні лиману за рік, мм, визначення якого пояснюється нижче.

Об'єм випаровування з водної поверхні лиману за рік ($W_{вип}$, км^3) обчислюється як добуток річних шарів випаровування (E, мм), взятих по

найближчій метеостанції, де виконуються такі спостереження, наприклад, по м/ст. Болград на прісному оз. Ялпуг, та середньорічних площ водного дзеркала лиману (F, км^2), які залежать від середньорічного рівня води (H, см) і визначається за допомогою кривої площ $F = f(H)$.

Однак, для солоного Тілігульського лиману треба врахувати вплив солоності води на шар випаровування, що виконується відповідно до методики, яка викладена нижче. Солоність води Тілігульського лиману та прилеглих до нього озер пересипу в залежності від водності коливалася в діапазоні від 0,24 до 40 ‰ [75].

Для води з солоністю в діапазоні від 0 до 60 ‰ середні значення перехідних коефіцієнтів для розрахунку випаровування з водної поверхні водойм наводяться у роботі Боброва С. М. З урахуванням цих даних в табл. 2.6 наведені перехідні коефіцієнти (k_S) для розрахунку величини випаровування, при різній солоності води (S, ‰).

Таблиця 2.6 – Перехідні коефіцієнти k_S при різній солоності S, ‰

S, ‰	0	10	20	40
k_S	1,00	0,97	0,93	0,87

Солоність води Тілігульського лиману, за попередніми даними, можна визначити за рівняннями (2.54) – при існуючому водообміні з морем, а за (2.55) – при відсутності водообміну:

$$S = 0{,}04 \cdot H - 7{,}48, \tag{2.54}$$

$$S = 0{,}20 \cdot H + 83{,}71, \tag{2.55}$$

де S – середня солоність води в лимані, ‰;

H – рівень води над «0» графіка водомірного поста в лимані, см.

Об’єм припливу морських вод до лиману за рік ($W_м$, км^3) можна визначити з використанням зв’язку добових об’ємів припливу води з моря через канал в лиман при південних вітрах (2.56), який встановлено за даними про виміряні добові об’єми припливу води (Q, тис. м^3/д) через канал [79] та напрямок і швидкість вітру, при сполученні лиману з морем:

$$Q_{пр} = 8 \cdot 10^{-48} \cdot H^{18,7}, \tag{2.56}$$

де $Q_{пр}$ – добовий об’єм припливу води з моря в лиман, тис. м^3/д;

H – рівень води над «0» графіка водомірного поста в лимані, см.

Перед використанням цієї залежності необхідно визначити наявність сполучення лиману з морем та обчислити кількість діб в році з вітрами з південного сектору (повторювальність напрямків вітру), наприклад, за даними м/ст. Одеса-ГМО або інших метеостанцій чи пунктів гідрометеорологічних спостережень.

Таким чином, для поліпшення водно-сольового режиму та екологічного стану Тілігульського лиману треба якнайскоріше забезпечити оптимальну для гідроекологічного режиму водойми роботу каналу «лиман-море», попередньо збільшивши його глибину до таких позначок, при яких навіть в періоди з мінімальними рівнями води в лимані, при необхідності буде відбуватися вільний перетік води з моря в лиман.

В 2010 р. за даними Одеського державного екологічного університету (ОДЕКУ) та Одеської філії Інституту біології південних морів (ОФ ІБПМ) солоність води у Тілігульському лимані сягала 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 ‰ [80, 81].

В деякі роки солоність води може сягати і більших значень, що відбувається при відсутності поверхневого притоку, водообміну з морем та значному випаровуванню. Відмінною особливістю 2010 р. стали обставини пов’язані з аномальною погодою.

З урахуванням того, що вплинути на атмосферні опади та випаровування з водної поверхні лиману неможливо, а відновити природний стік річок вірогідніше за все «ніхто» не дасть, тому оптимальним є оцінка відновлення водообміну Тілігульського лиману з Чорним морем та розробка 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. Визначення показників водообміну, виконувалося для періоду вільного сполучення Тілігульського лиману з морем через з’єднувальний канал (з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.).

У багаторічному ході середньомісячних та середньорічних рівнів (*H*, см) лиману (рис. 2.9 та 2.10) можна відзначити циклічність, що полягає в чергуванні підйомів і спадів рівня відносно середньорічного його значення.

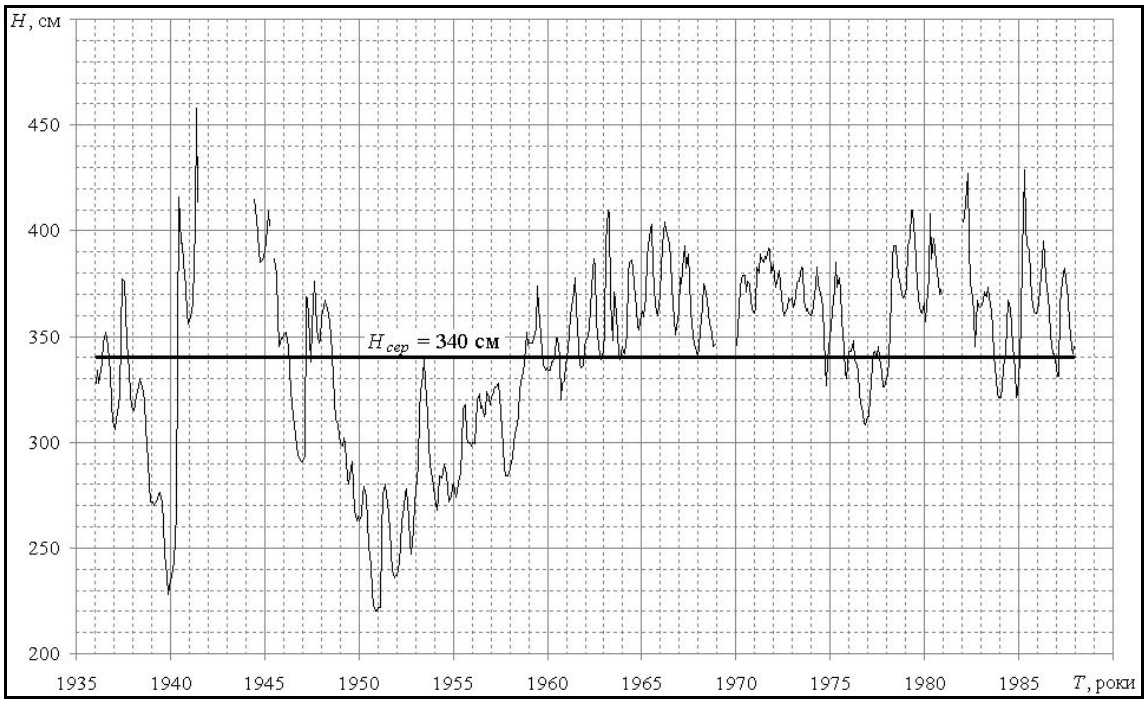


Рисунок 2.9 – Гідрограф середньомісячних рівнів води Тілігульського лиману (*H*, см) за період стаціонарних спостережень з 1936 по 1987 рр. [80]

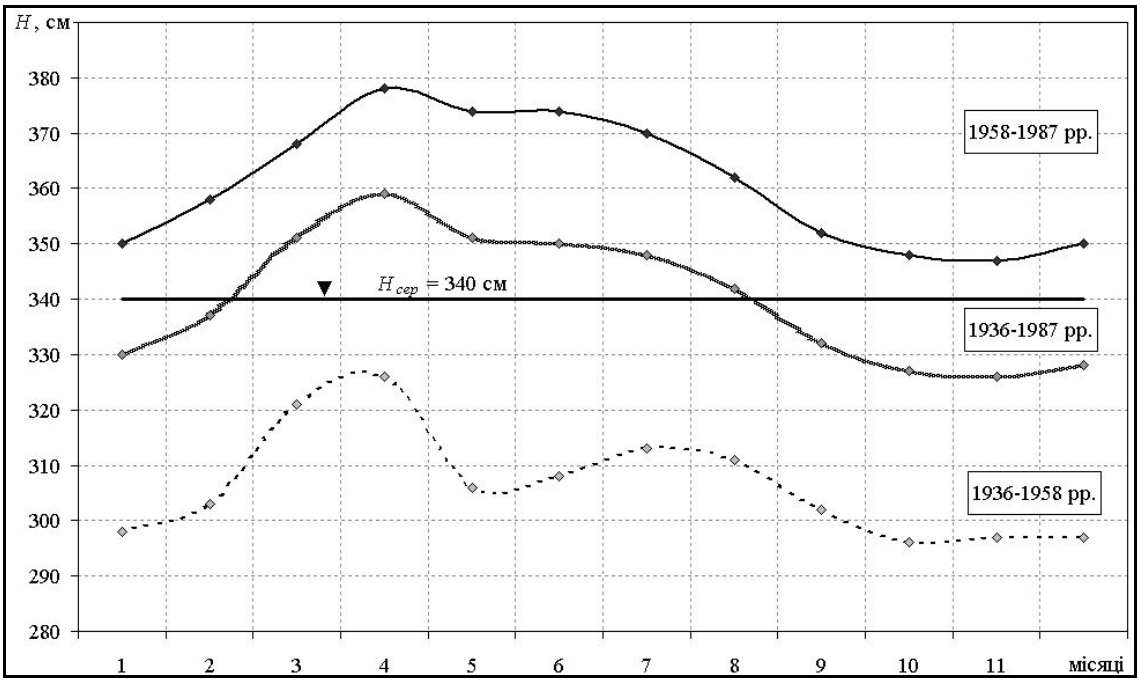


Рисунок 2.10 – Гідрографи середніх багаторічних середньомісячних рівнів води Тілігульського лиману (*H*, см) за період стаціонарних спостережень з 1936 по 1987 рр. (з урахуванням дії каналу «лиман-море») [80]

Найбільшу цікавість представляють зміни рівнів води, пов’язані зі змінами об’єму води в лимані після будови з’єднувального каналу «лиман-море» (1958 р.) [82].

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 й ін., то відбувається підвищення рівня води в лимані, при зворотному співвідношенні – рівень води знижується.

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 в лиман р. Тілігул та інших водотоків. 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. 2.9-2.10 можна бачити, що у багаторічному ході рівня води Тілігульського лиману можна виділити три періоди: а) 1936-1960 рр. – період, коли рівень води змінювався від 220 до 460 см; б) 1961-1975 рр. – період, коли середньорічні рівні води, за рахунок дії каналу «лиман-море», не знижувалися нижче свого середнього багаторічного значення, яке становить 340 см; в) 1976-1987 рр. – період зі значними змінами рівня води від 300 до 430 см, коли суттєві зниження рівня води пов’язані з багаторічними перервами в роботі каналу «лиман-море», а підвищення рівня води – з річковим стоком у багатоводні роки та епізодичною дією каналу.

За період спостережень середній за рік мінімальний рівень води спостерігався в 1950 р. та становив мінус 161 см БС, максимальний середньодобовий рівень води припадає на 1979 і 1982 рр. – мінус 24 см БС. Найбільший з спостережених строкових рівнів води дорівнює 62 см БС та спостережений 03.04.1963 р., а найнижчий рівень води – мінус 194 см БС, 28-31.12.1950 р. [80]. Середнє значення річного рівня за період спостережень склало мінус 67 см БС.

Нажаль, стаціонарні спостереження за хімічним складом та солоністю Тілігульського лиману не ведуться. Проте, з 2001 року епізодичні спостереження за солоністю та рівнями води в Тілігульському лимані виконуються старшим науковим співробітником ОФ ІБПМ 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», які вимірюються в гирлі Григоровського лиману, здійснено аналіз зв’язку солоності води в Тілігульському лимані та

Чорному морі $S_л = f(S_м)$: без врахування відкрито чи ні з'єднувальний канал (рис. 2.11) та для періоду, коли канал відкрито (рис. 2.12).

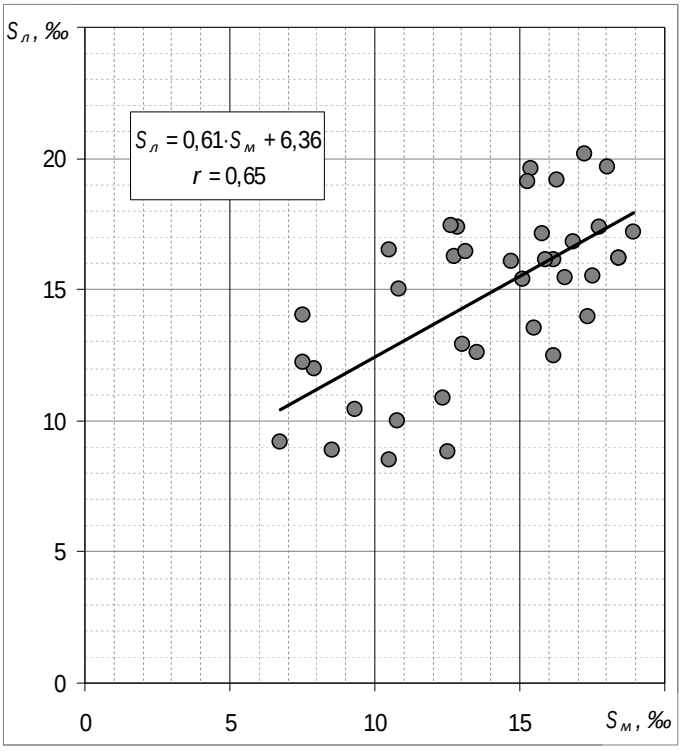


Рисунок 2.11 – Загальний зв'язок солоності води Тілігульського лиману та солоності води Чорного моря за період з 2001 по 2010 рр.

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. [80]. Найбільш прісні води спостерігаються 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. – багатоводний 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.

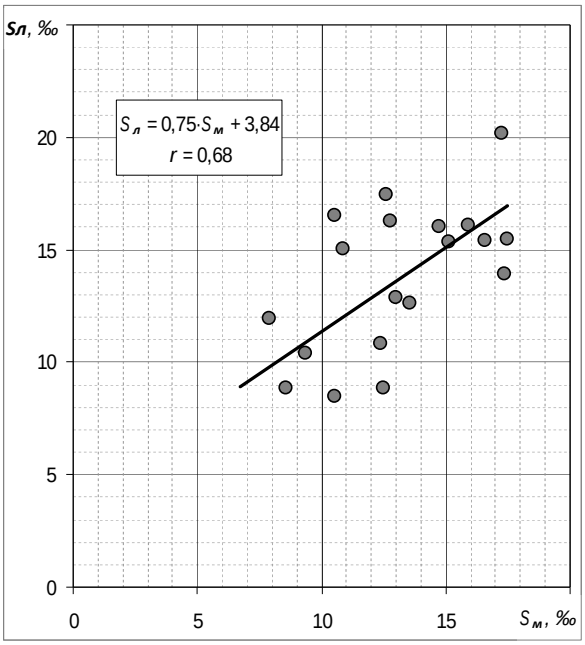


Рисунок 2.12 – Зв’язок солоності води Тілігульського лиману та солоності води Чорного моря за період з 2001 по 2010 рр. (для періоду відкритого каналу)

Робота каналу в період з 1959 по 1975 рр. значною мірою поліпшила екологічний стан лиману, особливо в маловодні періоди, коли водно-сольовий режим почав 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 Тілігульському 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 Тілігульському 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 багатоводний, 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 водозбірного басейну лиману та загальним зниженням антропогенного навантаження на водойму і прилеглі водоохоронні території.

Основними морфометричними характеристиками Тілігульського лиману, які необхідні для обчислення водообміну, є площа водної поверхні лиману ($F_л$, км^2) та об'єм води лиману ($W_л$, млн. м^3), при різних рівнях води на водомірному посту ($H_л$, м БС). Для обчислення цих характеристик потрібний план Тілігульського лиману в ізобатах або горизонталях [80].

Для визначення площі та об'єму лиману при будь-яких рівнях води використані криві залежностей між рівнем води в лимані та його площами і об'ємами [80].

Довжина каналу становить близько 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 [80].

Солоність води в озерах в посушливі сезони піднімалася до 80 ‰, а у інші пори року вона вище, ніж у лимані та прилеглій до лиману акваторії моря. З східної сторони межа каналу на значному протязі плавневими озерами.

З використанням даних спостережень в каналі «лиман-море» [80, 83] було отримано залежності між рівнем води в лимані ($H_л$, м БС) та середніми шириною ($B_к$, м), глибиною ($h_к$, м), площею водного перерізу ($w_к$, м^2) каналу.

Аналітична вид цих залежностей представлений рівняннями

$$B_к = 24{,}042 \cdot H_к + 37{,}997, \tag{2.57}$$

$$h_к = 0{,}5695 \cdot H_к + 1{,}5207, \tag{2.58}$$

$$w_к = 54{,}717 \cdot H_к + 57{,}885, \tag{2.59}$$

де $B_к$, $h_к$,$w_к$ – відповідно, середні ширина в м, глибина в м, площа водного перерізу в м^2, каналу;

$H_к$ – рівень води в лимані, м БС.

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

$$W_{л,\, i+1} = W_{л,\, i} + W_X + V_r \pm W_к - W_E\,, \tag{2.60}$$

де ± $W_к$ – об'єм води, яка надійшла в лиман з моря (+) або вийшла з лиману в море (–) через з'єднувальний канал, млн. м^3;

$W_{л,\,i}$ – об'єм води в лимані на початок розрахункового періоду, млн. м^3;

$W_{л,\,i+1}$ – об'єм води на кінець розрахункового періоду, млн. м^3;

W_X – об'єм атмосферних опадів, які випали на водну поверхню лиману у вигляді дощу, млн. м^3;

V_r – об'єм води, яка надійшла в лиман з річковим стоком, млн. м^3;

W_E – об'єм випаровування з водної поверхні лиману, млн. м^3.

Часові мінливості рівня води в Чорному морі ($H_м$, м БС) та Тілігульському лимані ($H_л$, м БС), при відкритому каналі (з сучасними морфометричними характеристиками) та за умови, коли канал закритий, за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р. наведені відповідно на рис. 2.13 та 2.14.

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 [84, 85]

$$Q = F \cdot V_{сер} = \frac{F}{n} \cdot R^{\frac{2}{3}} \cdot I^{\frac{1}{2}}, \qquad (2.61)$$

де F – площа водного перерізу каналу, м^2;

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 залежіть від рівня води в лимані, $H_{л,\,i}$, м БС, та визначається за рівнянням (2.57), в якому вона позначена як $w_к$.

В розрахунках прийнято, що гідравлічний радіус русла каналу R приблизно дорівнює середній глибині каналу h, яка залежіть від рівня води в лимані, $H_{л,\,i}$, м БС, та визначається за (2.56), в якому вона позначена як $h_к$.

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

$$I = \frac{H_{м,\,i} - H_{л,\,i}}{l}, \qquad (2.62)$$

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 Тілігульського лиману (в місці сполучення з каналом) $H_м$ дорівнюють рівням води моря, які вимірюються через кожні шість годин на ГМС «Южне».

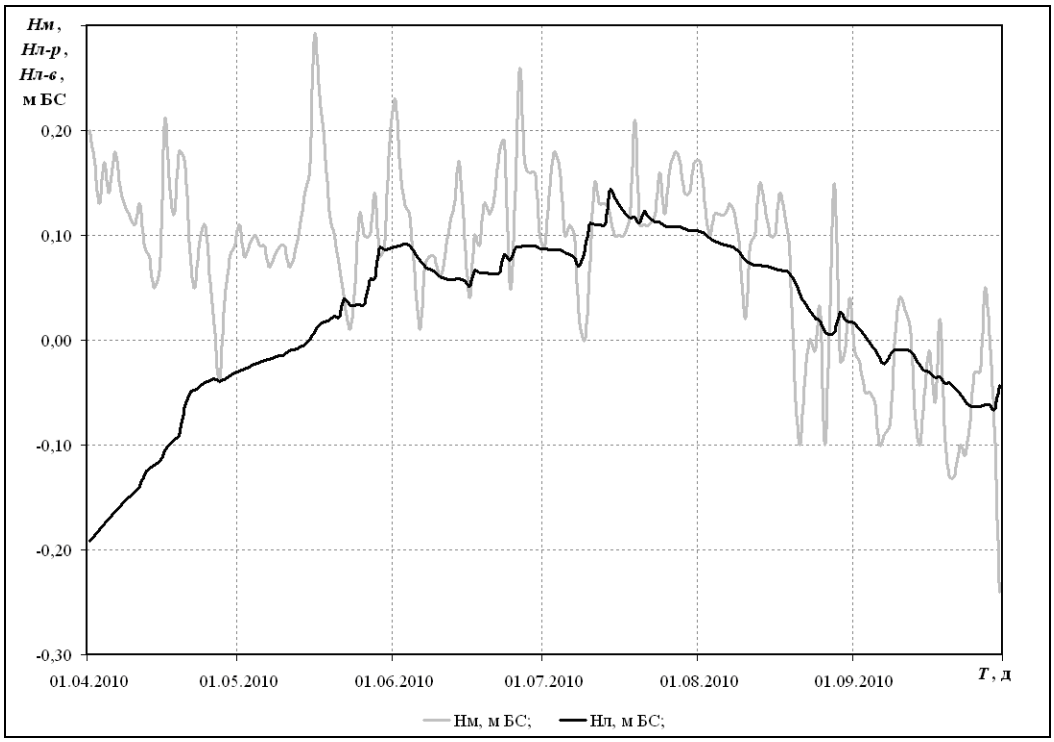


Рисунок 2.13 – Часова мінливість рівня води в Чорному морі ($H_м$, м БС) та Тілігульському лимані ($H_л$, м БС) (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

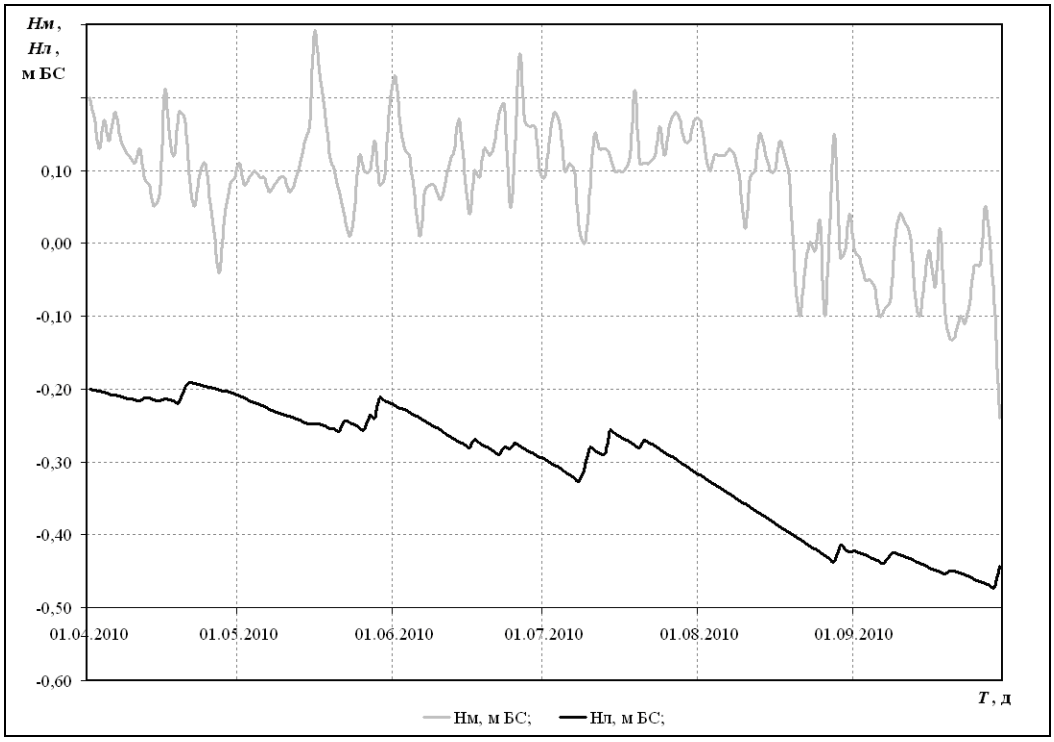


Рисунок 2.14 – Часова мінливість рівня води в Чорному морі ($H_м$, м БС) та Тілігульському лимані ($H_л$, м БС) (за умови відсутності каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

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 [84, 85], 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 ± $W_к$, визначені за рівнянням (2.61) 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. 2.15 та 2.16.

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. Тілігул на гідрологічному посту в м. Березівка, які були надані Первомайською гідрометеорологічною станцією.

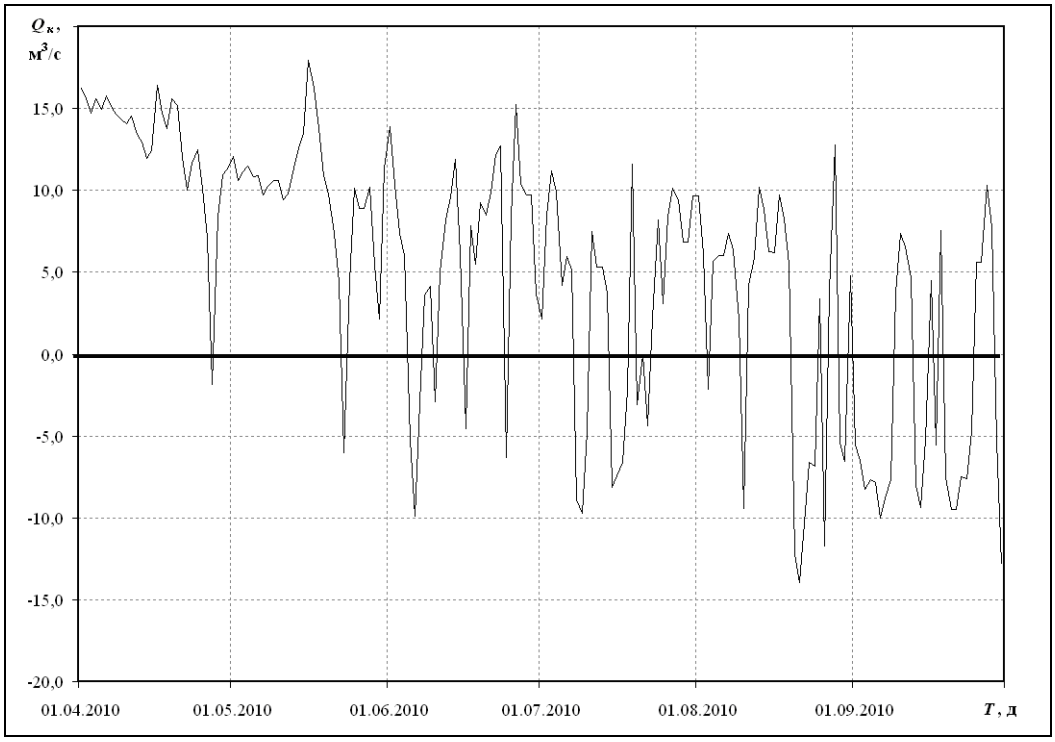


Рисунок 2.13 – Часова мінливість витрат води в з'єднувальному каналі (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

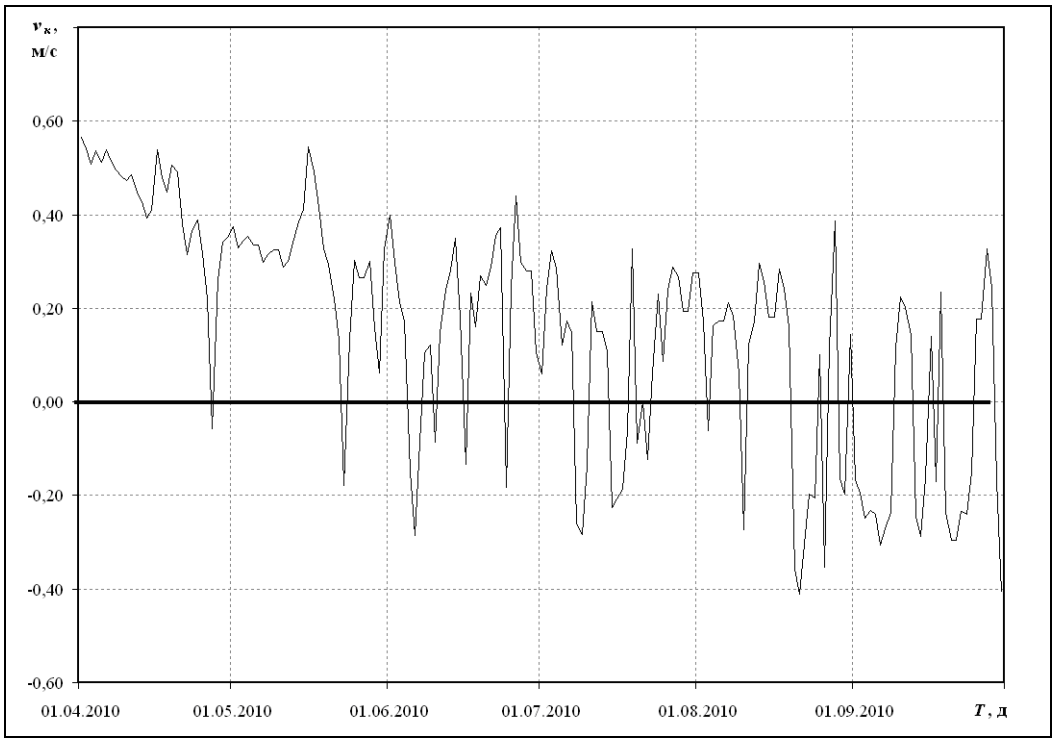


Рисунок 2.14 – Часова мінливість швидкостей руху води в з’єднувальному каналі (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

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 [80]. В зв’язку з тим, що спостереження за випаровуванням з водної поверхні Тілігульського лиману та сусідніх водойм не виконуються, то 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 ‰ [80].

Добові значення E_{ks} обчислювалися шляхом поділу середніх багаторічних місячних величин випаровування, приведених до солоності води 19 ‰, на кількість діб в місяці (рис. 2.17). З рис. 2.15 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. Тілігул та припливу морської води через з’єднувальний канал, рівень води в лимані в середньому кожного місяця зменшувався б приблизно на 1,5-10 см, а до кінця вересня він би зменшився на 26 см.

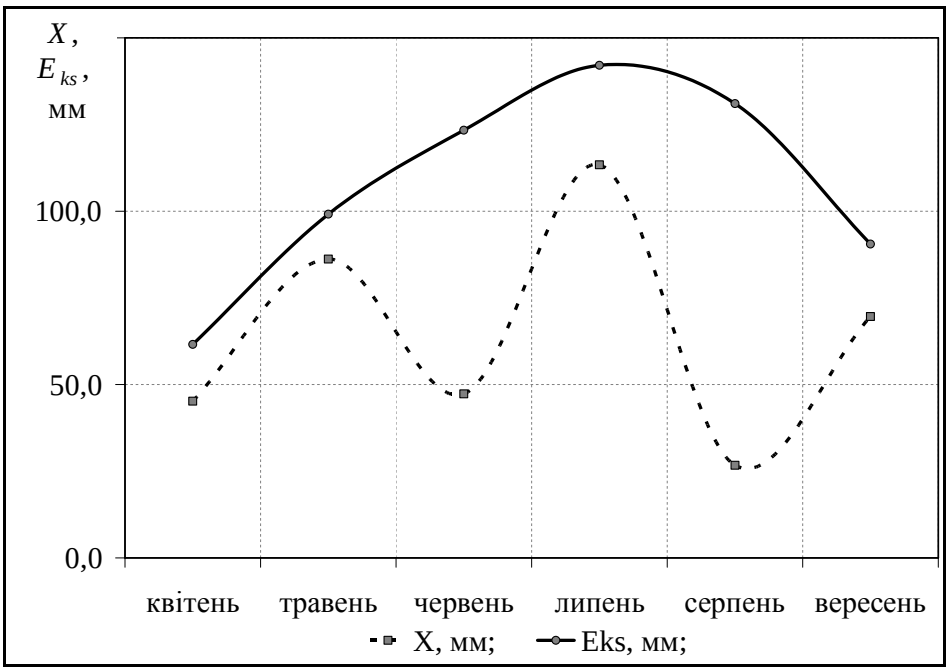


Рисунок 2.17 – Суми атмосферних опадів, *X*, мм, та випаровування з водної поверхні, E_{ks}, мм, Тілігульського лиману в квітні-вересні 2010 р.

Розрахунок добових значень коефіцієнтів водообміну K_{BO} Тілігульського лиману виконувалося за наступною формулою [24, 25]

$$K_{BO} = W_{np} / V_o, \tag{2.63}$$

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

V_o – середній за розрахунковий час (одна доба) об'єм води у водоймі, м^3.

Обчислення добових величин коефіцієнтів водовідновлення B' Тілігульського лиману виконувалося за таким рівнянням [86, 87]

$$B' = \frac{0,35 \cdot \sqrt{t \cdot K_L}}{l} \cdot \left(1 + \frac{0,5 \cdot W_{np}}{V_o}\right). \tag{2.64}$$

де t – розрахунковий період водообміну, який в розрахунках 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^2/с.

При обчисленні B' коефіцієнт турбулентної дифузії K_L приймався рівним 0,40 м^2/с, що відповідає його значенню на подібних водоймах (лиманах) в басейні р. Дніпро, які визначені В.М. Тімченком [86, 87].

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 Тілігульського лиману водами Чорного моря за допомогою чисельної трьохмірної нестаціонарної гідротермодинамічної моделі динаміки вод і розповсюдження домішок у водоймах [20, 21].

Визначення середньодобової солоності води Тілігульського лиману виконувалося за наступним рівнянням [86, 87]

$$S_{к,i} = S_{0,i} + B'_i \cdot (S_{пр,i} - S_{п,i}), \qquad (2.65)$$

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, ‰;

$S_{п,i}$ – 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. 2.18.

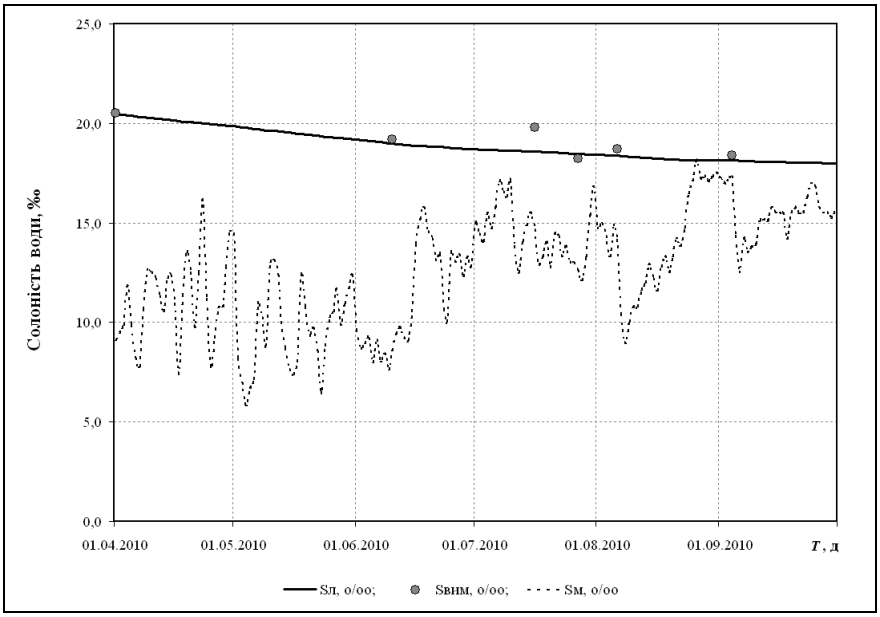


Рисунок 2.18 – Мінливість солоності води в Чорному морі та Тілігульському лимані (при сучасних морфометричних характеристиках каналу) за період з 1 квітня по 30 вересня 2010 р.

Треба відзначити, що в районі з'єднання каналу та Чорного моря, за даними О.І. Сахненко [80], концентрація піску у берега при штормовому хвилюванні становить 53 г/м^3, зменшуючись у напрямку моря на південь (при вітрі силою 11 м/с та швидкості течії в прибережній смузі моря 0,3-0,5 м/с).

В зв'язку з цим, гирло та русло каналу із сторони моря постійно заноситься (замулюється) піском. При цьому, на відстані 100 м від гирла каналу середня концентрація піску в морській воді становить близько 3 г/м^3 [80].

2.4.3 Моделювання водно-сольового режиму Хаджибейського лиману

Моделювання водно-сольового режиму Хаджибейського лиману виконувалось з використанням рівняння сольового балансу, яке у загальному вигляді можна представити як:

$$\Delta R = R_{ХЛ,i+1} - R_{ХЛ,i} = R_{P,i} + R_{r,i} + R_{СБО,i} - R_{C,i}, \qquad (2.66)$$

де $R_{ХЛ,i}$ та $R_{ХЛ,i+1}$ – кількість солей в лимані, відповідно, на початку i-го та наступного i+1-го року, тис. т;

$R_{P,i}$ – кількість солей, яка надійшла в лиман з атмосферними опадами в продовж i-го року, тис. т;

$R_{r,i}$ – кількість солей, яка надійшла в лиман з річковим стоком в продовж i-го року, тис. т;

$R_{СБО,i}$ – кількість солей, яка надійшла в лиман зі скидами СБО «Північна» в продовж i-го року, тис. т;

$R_{C,i}$ – кількість солей, яка винесена з лиману до моря та штучних водойм в гирлі р. Свинна в продовж i-го року, тис. т.

Прихідну частину сольового балансу лиману $R_{прих,i}$ складають: $R_{P,i}$, $R_{r,i}$ та $R_{СБО,I}$, а витратну $R_{витр,i}$ – тільки $R_{C,i}$.

Обчислення середньорічної кількості солей в лимані $R_{ХЛ,1960}$ на початок розрахункового періоду (1960 р.) виконувалося за рівнянням:

$$R_{ХЛ,1960} = V_{ХЛ,1960} \cdot S_{ХЛ,1960}, \qquad (2.67)$$

де $R_{ХЛ,1960}$ – середньорічна кількість солей в лимані в 1960 р., 14,2 млн. т;

$V_{ХЛ,1960}$ – середньорічний об'єм води в лимані в 1960 р., 462,2 млн. м^3;

$S_{ХЛ,1960}$ – середньорічна солоність води в лимані в 1960 р., 34,0 ‰.

Для наступних років розрахункового періоду середньорічна кількість солей в лимані $R_{ХЛ,i+1}$ визначалась за рівнянням:

$$R_{ХЛ,i+1} = R_{ХЛ,i} + R_{P,i} + R_{r,i} + R_{СБО,i} - R_{C,i}. \qquad (2.68)$$

Кількість солей, яка надійшла в лиман з атмосферними опадами $R_{P,i}$, в продовж i-го року, визначалась за рівнянням:

$$R_{P,i} = V_{P,i} \cdot \overline{S}_P, \tag{2.69}$$

де $V_{P,i}$ – об'єм атмосферних опадів, які випали на водне дзеркало лиману в продовж i-го року, млн. м^3;

$\overline{S}_P$ – середня багаторічна солоність (мінералізація) води атмосферних опадів, за даними м/ст. Одеса – ГМО, 0,035 ‰.

Кількість солей, яка надійшла в лиман з річковим стоком $R_{r,i}$, в продовж i-го року, визначалась за рівнянням:

$$R_{r,i} = V_{r,i} \cdot \overline{S}_r, \tag{2.70}$$

де $V_{r,i}$ – об'єм річкових вод, які надійшли до лиману в продовж i-го року, млн. м^3;

$\overline{S}_r$ – середня багаторічна солоність (мінералізація) річкових вод в гирлах рр. М. Куяльник та Свинна, за даними паспортів цих річок, 1,966 ‰.

Кількість солей, яка надійшла в лиман зі скидами СБО «Північна» $R_{СБО,i}$, в продовж i-го року, визначалась за рівнянням:

$$R_{СБО,i} = V_{СБО,i} \cdot \overline{S}_{СБО}, \tag{2.71}$$

де $V_{СБО,i}$ – об'єм скидних вод СБО «Північна», які надійшли до лиману в продовж i-го року, млн. м^3;

$\overline{S}_{СБО}$ – середня багаторічна солоність (мінералізація) скидних вод СБО «Північна», за даними вимірювань ОДЕКУ, 1,000 ‰.

Для визначення кількості солей, яка винесена з лиману до моря та штучних водойм в гирлі р. Свинна $R_{C,i}$ в продовж i-го року, використовувалося емпіричне рівняння:

$$R_{C,i} = V_{C,i} \cdot \left(\frac{3}{4} S_{ХЛ,i} + \frac{1}{2} \overline{S}_{СБО} \right), \tag{2.72}$$

де $V_{C,i}$ – об'єм води, яка скинутої води з лиману до моря та штучних водойм в гирлі р. Свинна, в продовж i-го року, млн. м^3.

Середньорічна солоність води в лимані $S_{ХЛ,i}$, ‰, визначалась за рівнянням:

$$S_{ХЛ,i} = R_{ХЛ,i} / V_{хл,i}. \tag{2.73}$$

Результати обчислення сольових балансів Хаджибейського лиману у вигляді багаторічного ходу середньорічних рівнів H_i, м БС та солоності води $S_{ХЛ,i}$, ‰ за період з 1960 по 2010 рр. наведені на рис. 2.19.

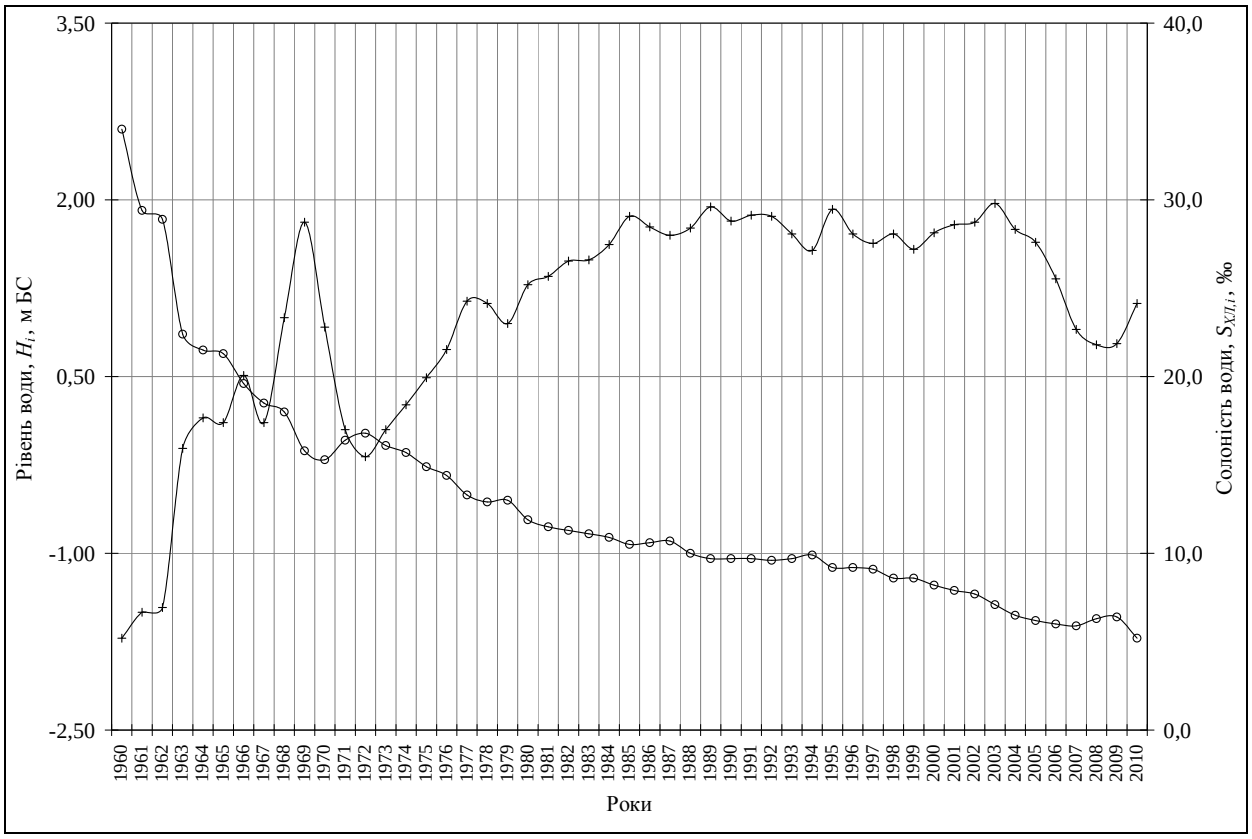


Рисунок 2.19 – Багаторічний хід середньорічних рівнів та солоності води Хаджибейського лиману за період з 1960 по 2010 рр.:

H_i, м БС; $S_{ХЛ,i}$, ‰

Для перевірки достовірності обчислення річних сольових балансів Хаджибейського лиману за період з 1960 по 2010 рр. була побудована залежність між розрахованими ($S_{розр}$, ‰) та фактичними ($S_{факт}$, ‰) значеннями солоності води в лимані (рис. 2.20).

З рис. 2.20 видно, що розраховані та фактичні величини солоності води знаходяться на лінії рівних значень, що свідчить про високу точність розрахунку водних і сольових балансів.

Таким чином, з урахуванням того, що на сьогодні гідроекологічний стан Хаджибейського лиману головним чином обумовлений його водним режимом, отримані дані можна використати при розробці заходів для забезпечення задовільного гідрологічного та гідрохімічного стану водойми шляхом управління його водним режимом.

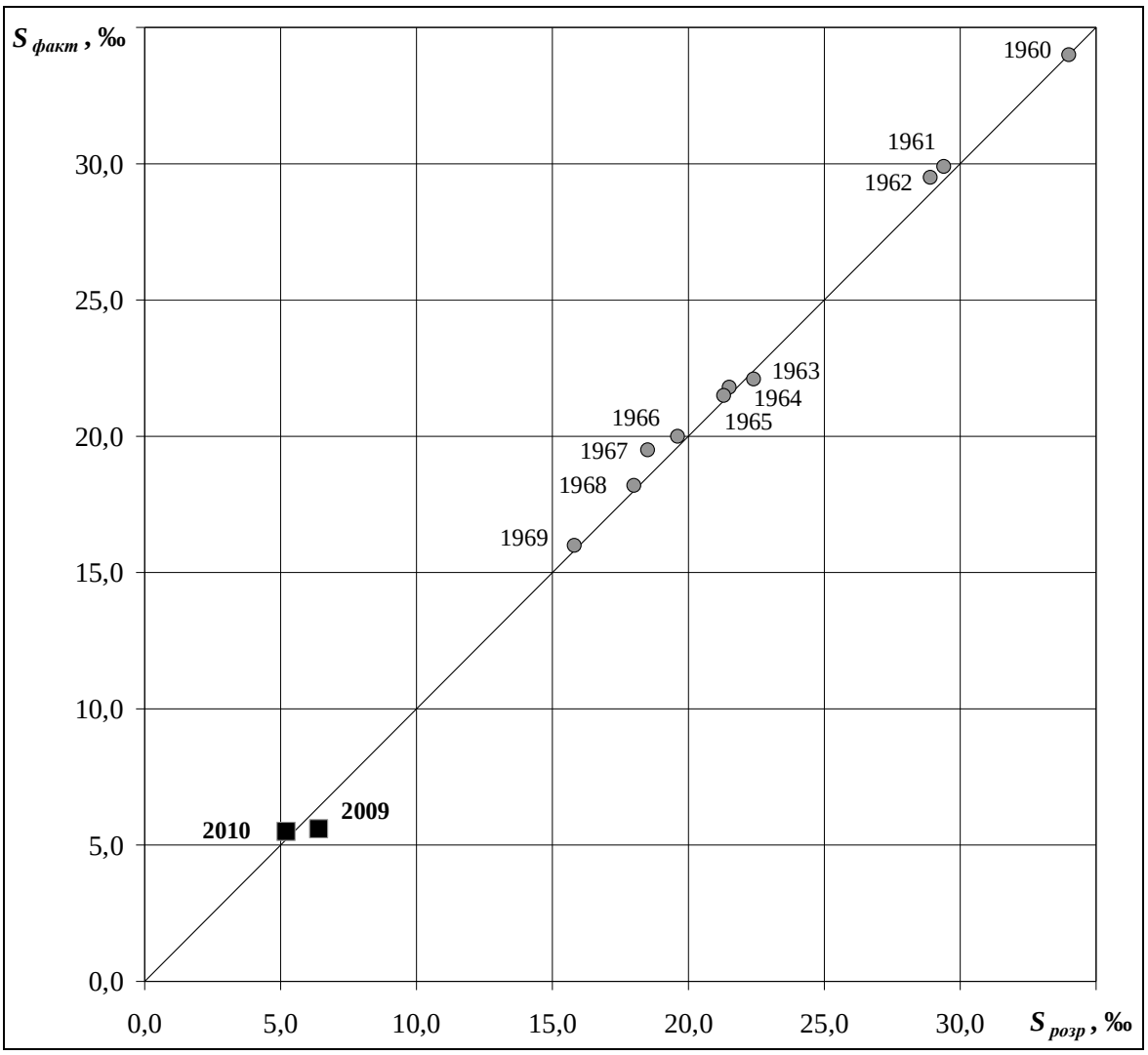


Рисунок 2.20 – Залежність між розрахованими ($S_{розр}$, ‰) та фактичними ($S_{факт}$, ‰) значеннями солоності води Хаджибейського лиману:
1960-1969 рр. – за даними М.Ш. Розенгурта; 2009-2010 рр. – за даними ОДЕКУ

2.4.4 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 [88]. 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 40-50 см, іноді досягаючи 1,0 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 [89].

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. Швебс та інші) та Одеського державного екологічного університету (В.Н. Гонтаренко, О.Г. Іваненко, Є.Д. Гопченко, В.В. Бєлов, 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 [58, 61, 77, 88, 90, 91 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 зберігалося біорізноманіття.

Моделювання русло-заплавного водообміну виконувалося на прикладі заплавного оз. М. Турунчук, для чого було адаптовано метод В.М. Тімченка [87], 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 ($W_{пр\text{-}ст}$, м^3) та середньодобові об’єми води в озері (W, м^3):

$$K_{ЗВ} = W_{пр\text{-}ст} / W_{МТ}, \tag{2.74}$$

де $W_{пр\text{-}ст}$ – об’єм припливу-стоку води в озері за добу, м^3;

$W_{МТ}$ – середньодобовий об’єм води в озері Мертвий Турунчук, м^3.

Добовий об’єм припливу-стоку води в озері ($W_{пр\text{-}ст}$, м^3) можна визначити за наступним рівнянням:

$$W_{пр\text{-}ст} = F_{МТ} \cdot \Delta H_{МТ}, \tag{2.75}$$

де $F_{МТ}$ – середнядобова площа водного дзеркала оз. М. Турунчук, м^2;

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

У зв'язку з тим, що приплив-стік води в оз. М. Турунчук на сьогодні головним чином відбувається тільки через штучний єрик Олександрівський (рис. 2.21), приріст-зменшення рівня води в озері (ΔH_{MT}, м) за розрахункову добу можна обчислити за рівнянням В.М. Тімченко [87] з використанням емпіричного коефіцієнту доступності ($k_{оз}$) та даних про приріст-зменшення рівня (ΔH_p, м) в руслі Дністра (в місці сполучення єрику та річки):

$$\Delta H_{MT} = k_{оз} \cdot \Delta H_p, \tag{2.76}$$

де ΔH_p – приріст-зменшення рівня води в руслі Дністра, в місці сполучення єр. Олександрівського та річки, м; $k_{оз}$ – коефіцієнт доступності.

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

Рисунок 2.21 – Супутниковий знімок оз. М. Турунчук

Значення приросту-зменшення рівня води в руслі Дністра (ΔH_p, м), в місці сполучення єр. Олександрівського та річки, розраховувалося за даними водомірного поста в с. Маяки ($\Delta H_м$, м), який знаходиться в 0,7 км вище місця сполучення єрику та річки. З урахуванням того, що ухили водної поверхні на цій ділянці річки становлять в різні період водності 1-4 ‰ [89], тобто перепад

рівнів на 1 км довжини річки становить лише 1-4 мм, а це в межах точності вимірювання рівня води (1 см) на в/п в с. Маяки.

Емпіричний коефіцієнт доступності ($k_{оз}$) розраховувався за рівнянням (2.77), яке запропоновано В.М. Тімченком при розрахунках водообміну аналогічних заплавних озер Нижнього Дніпра [87]

$$k_{оз} = 0{,}055 \cdot F_{заг}^{-0{,}205}, \qquad (2.77)$$

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

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

$$F_{общ} = \frac{L \cdot n^2}{B^2 \cdot h_{сер}^{3,33}} = 0{,}017 \cdot \left(1{,}38 \cdot H_M + 1{,}59\right)^{-3,33}, \qquad (2.78)$$

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

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

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

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

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

Середні за розрахункову добу площу водної поверхні оз. М. Турунчук (F_{MT}, м^2) та об'єми води (W_{MT}, м^3) визначають в залежності від рівня води в озері (H_{MT}, см БС) за допомогою кривої площ водного дзеркала озера $F = f(H)$ (рис. 2.22) та кривої об'ємів води $W = f(H)$ (рис. 2.23), які побудовані за даними батиметричної зйомки від 10 серпня 2009 р.

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

Підчас проведення батиметричної зйомки 10 серпня 2009 р. було достовірно встановлено, що позначка поверхні води в озері дорівнювала позначки 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 єр. Фестивальному, так і, головним чином вільному від рослинності, єр. Олександрівському.

Далі шляхом послідовного додавання-віднімання величини добового приросту-зменшення рівня води в озері (ΔH_{MT}, м) до позначки мінус 0,25 м БС, визначаються позначки поверхні води в озері на наступні від 10 серпня 2009 р. дні. Таким же способом, але у зворотному напрямку, визначенні рівні води на попередні від 10 серпня дні 2009 р. та для всіх діб 2008 р.

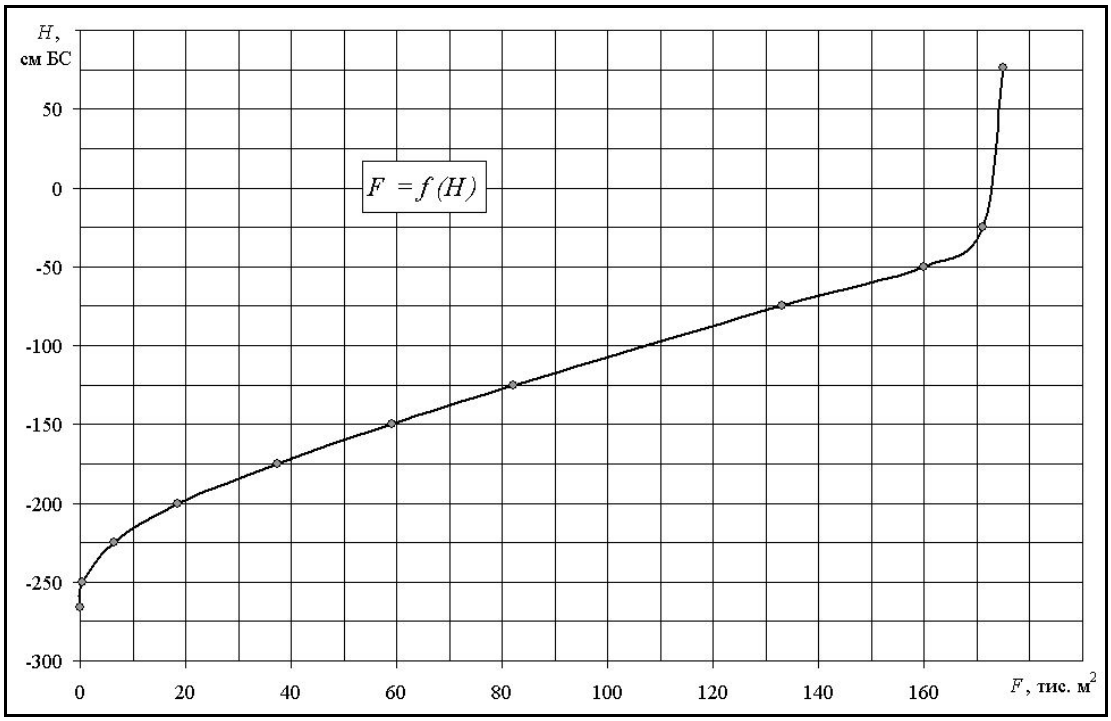


Рисунок 2.22 – Крива площ водного дзеркала *F = f(H)* оз. М. Турунчук

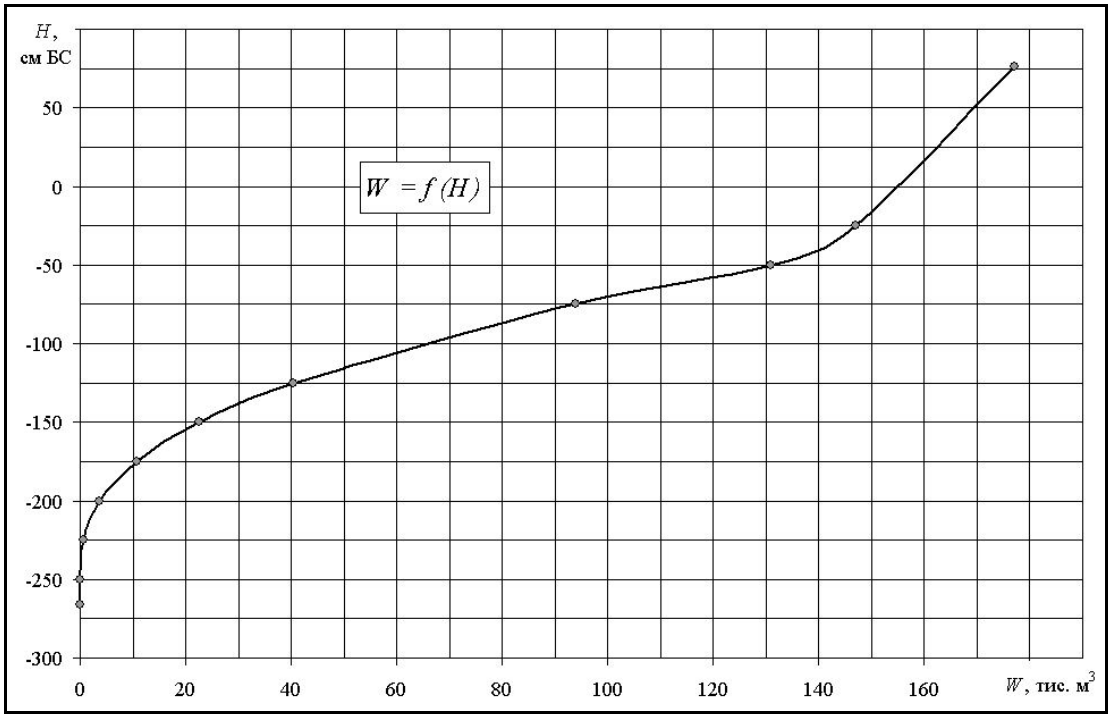


Рисунок 2.23 – Крива об’ємів води *W = f(H)* оз. М. Турунчук

Отже, встановлено, що на сьогодні водообмін озера М. Турнчук з Дністром здійснюється тільки через один єрик Олександрівський – штучно проритий у 2000 р. канал. Більшу частину року надходження води до озера через цей єрик відбувається головним чином за рахунок згінно-нагінних явищ.

Запропоновано метод обчислення водообміну оз. М. Турунчук, при умові що, стаціонарні спостереження за рівнем води водойми не виконуються.

Результати моделювання русло-заплавного водообміну для озера Мертвий Турунчук дозволяють за даними про водомірні спостереження на водомірному посту в с. Маяки, обчислювати добові значення коефіцієнтів водообміну та визначити (прогнозувати) загальний екологічний стан озера.

Для моделювання водообміну плавневого оз. М. Турунчук з русловою системою Нижнього Дністра адаптовано метод В.М. Тімченка [86, 87], що використовувався для розрахунку водообміну, аналогічних до дністровських, заплавних озер Нижнього Дніпра.

За результатами розрахунку добових коефіцієнтів водообміну озера 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. м^3) в оз. М. Турунчук та добових коефіцієнтів водообміну ($K_{ЗВ}$, ‰) водойми (рис. 2.24 та 2.25). Також встановлені зв'язки між добовими приростами-зменшеннями рівня води на в/п Маяки (ΔH_M, м) та добовими коефіцієнтами водообміну ($K_{ЗВ}$) оз. М. Турунчук для багатоводного 2008 р. (рис. 2.26) та маловодного 2009 р. (рис. 2.27).

З рис. 2.24-2.27 можна бачити, 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).

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, ΔH_M, з добовими коефіцієнтами водообміну, $K_{ЗВ}$, 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 оз. М. Турунчук, за даними про водомірні спостереження на в/п Маяки, обчислювати добові значення коефіцієнтів водообміну та визначити (прогнозувати) загальний екологічний стан озера.

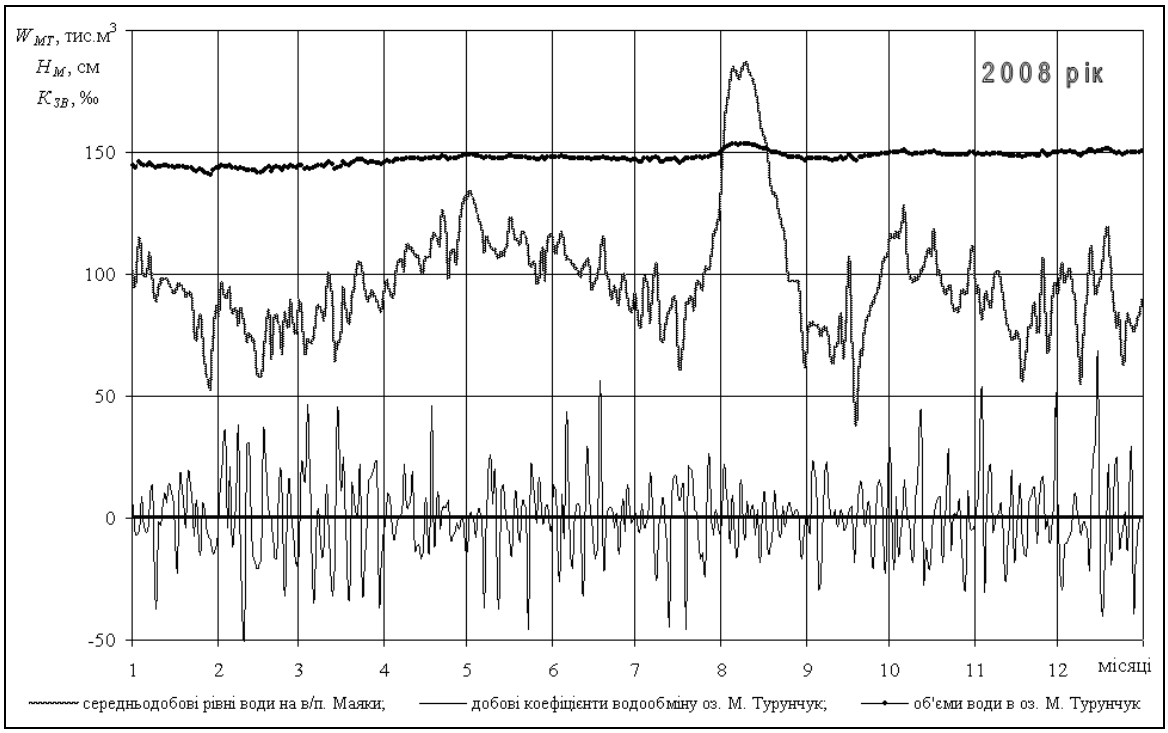


Рисунок 2.24 – Комплексний графік середньодобових рівнів води на в/п Маяки, H_{MT}, середньодобових об’ємів води, W_{MT}, в оз. М. Турунчук та добових коефіцієнтів водообміну, $K_{ЗВ}$, водойми, за 2008 р.

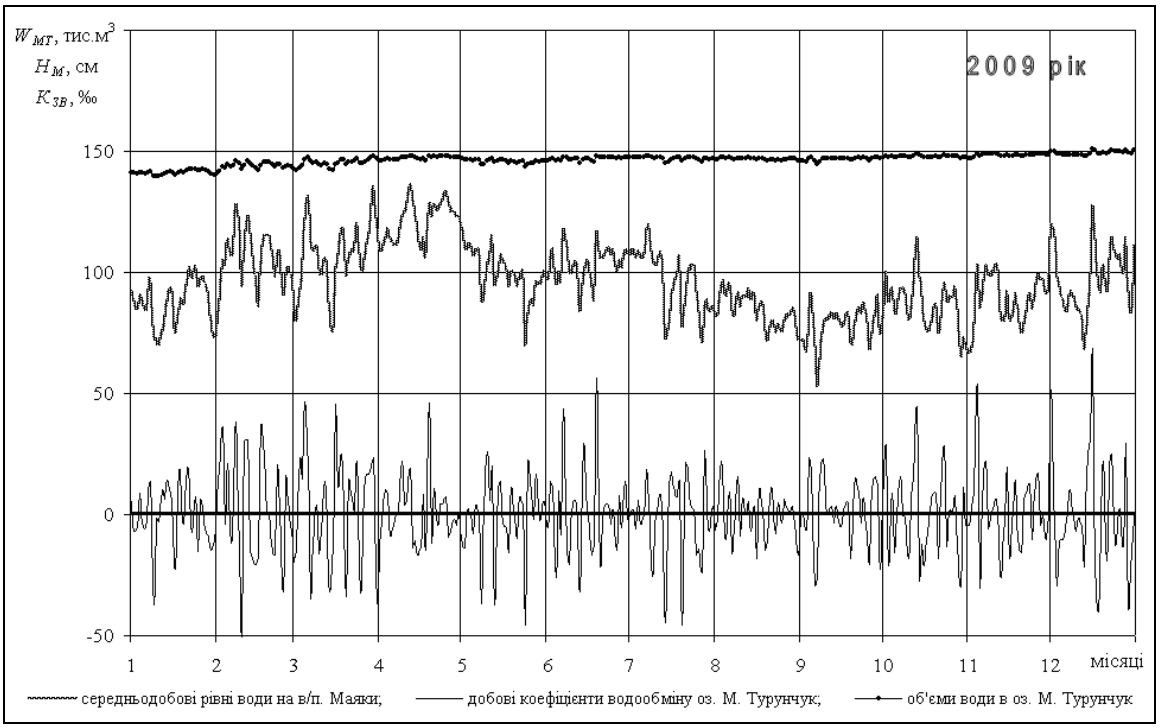


Рисунок 2.25 – Комплексний графік середньодобових рівнів води на в/п Маяки, H_{MT}, середньодобових об’ємів води, W_{MT}, в оз. М. Турунчук та добових коефіцієнтів водообміну, $K_{ЗВ}$, водойми, за 2009 р.

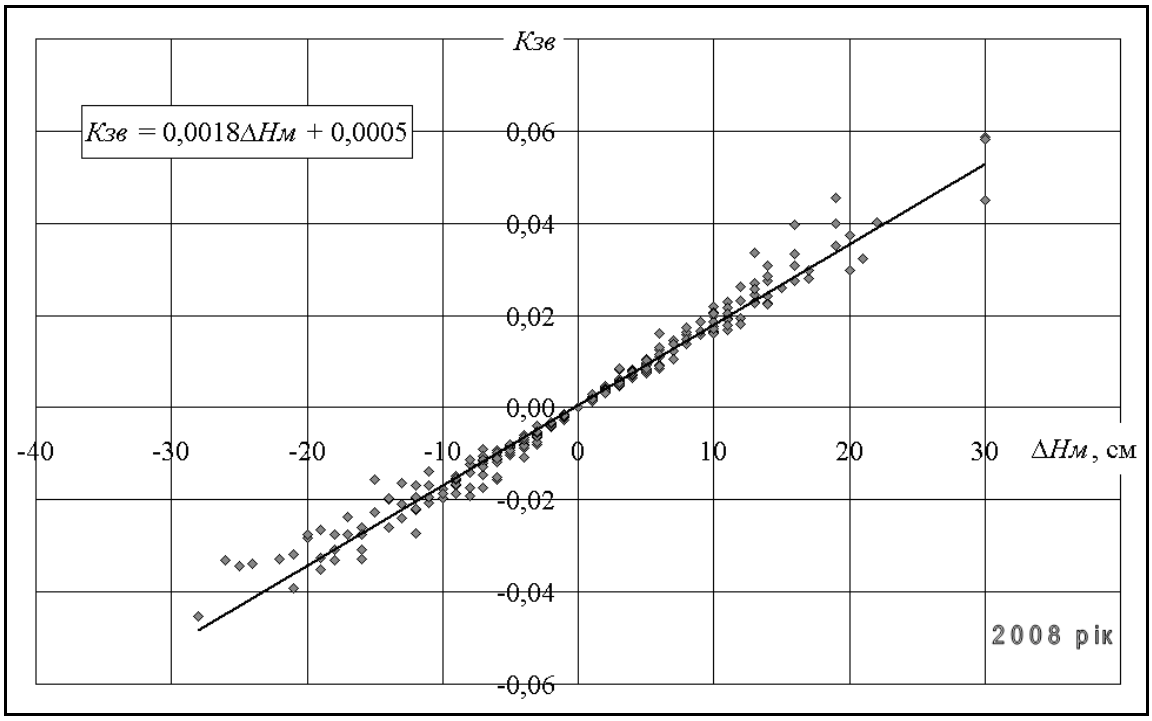


Рисунок 2.26 – Зв’язок добових приростів-зменшень рівня води на в/п Маяки, ΔH_M, з добовими коефіцієнтами водообміну, $K_{ЗВ}$, оз. М. Турунчук у 2008 р.

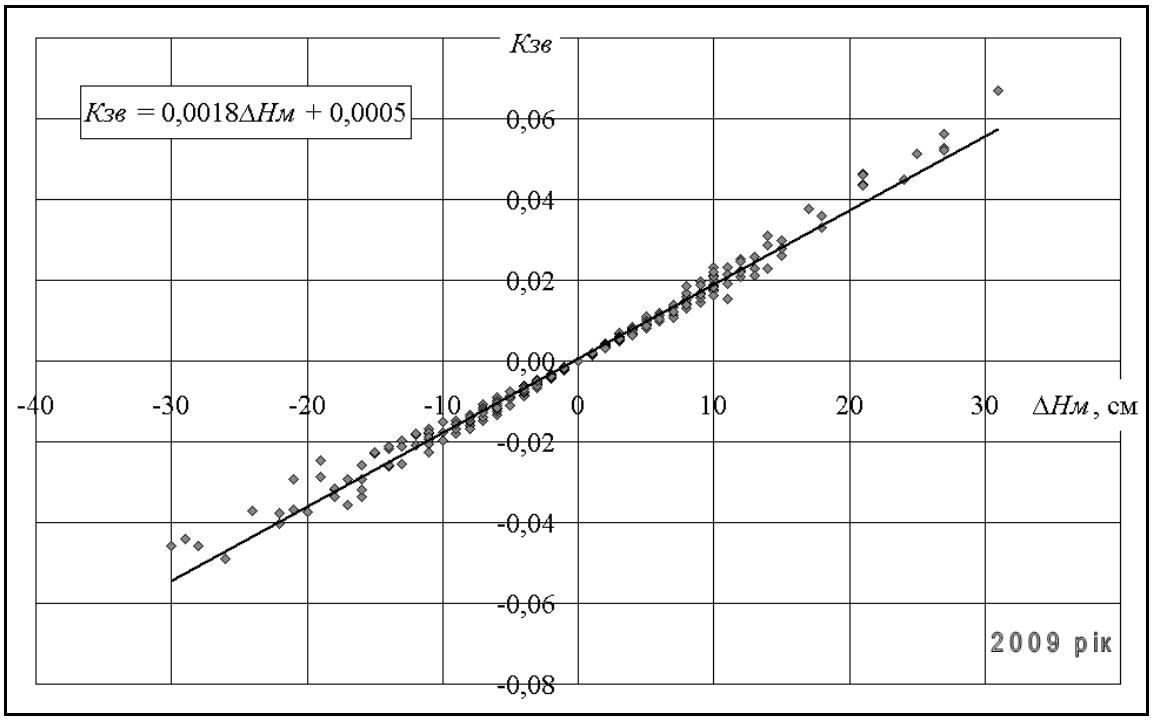


Рисунок 2.27 – Зв’язок добових приростів-зменшень рівня води на в/п Маяки, ΔH_M, з добовими коефіцієнтами водообміну, $K_{ЗВ}$, оз. М. Турунчук у 2009 р.

Такий знак-перемінні хід добових $K_{ЗВ}$ 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 $K_{ЗВ}$, спостерігалося збільшення об'ємів води в озері, яка туди надходила не тільки з єр. Олександрівського, але й з плавневого масиву, в якому знаходиться ця водойма. При таких високих рівнях води починає діяти єр. 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^3, тільки підчас високого паводку в липні-серпні 2008 р. об'єм води в озері перевищив позначку в 150 тис. м^3, однак вже на початку третьої декади серпня знову знизився майже до 140 тис. м^3. Це пояснюється постійною зміною припливу води в озеро (в період вітрових нагонах), стоком води з нього (по завершенню нагонів та при вітрового згону 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 99 см до 106 см. В зв'язку з тим, що 12 березня вже спостерігався штиль, рівень води з 12 по 13 березня зменшився до 102 см. Але з 13 по 14 березня спостерігався сильний згінний вітер (5-10 м/с), за рахунок якого рівень води за добу впав до 84 см. З 14 по 15 березня вітер посилився до 10-15 м/с (не змінюючи напрямку), тому рівень води знизився аж до 76 см. Проте, ввечері 15 березня вітер припинився (згін також) і рівень води 16 березня вже становив 100 см, тобто дорівнював рівню до згону.

Під час такого згону «стара» вода з озера через єр. Олександрівський виходить, а потім – по їх завершенню згону, в озеро приходить той же самий об'єм води, але вже «нової». Нажаль 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.

3 ЕКОЛОГІЯ ТЕХНОГЕННИХ РАЙОНІВ ТА ОПТИМІЗАЦІЯ ПРИРОДООХОРОННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ

3.1 Комплексне ранжування територій та акваторій за рівнем техногенного навантаження

Ранжування територій та акваторій за рівнем техногенного навантаження неможливо без врахування негативного впливу на водні об’єкти. Завдяки географічному положенню Одеської області районування повинно охоплювати не лише територію регіону, але також включати частину акваторії Чорного моря, що прилегла до Одеської агломерації. Найважливішим принципом при розв’язанні задач практичного районування є його безперервність, тобто кожен об’єкт обов’язково повинен бути віднесений до будь-якого класу, і в сітці районів не повинно бути «білих плям».

Районування має служити до конкретної мети і головною задачею екологічного районування територій є формування підстав для обґрунтування пріоритетів впровадження заходів, що спрямовані на підтримку екологічної привабливості регіонів і покращення якості умов мешкання.

Проблема районування території Одеської області ускладнюється нерівномірністю розподілу джерел забруднення, аналогічна ситуація стосується розподілу якості морських вод Одеської агломерації, оскільки північно-західна частина Чорного моря (ПЗЧМ) розташовується в зоні впливу великих населених пунктів та інших берегових джерел забруднення. Вирішення цього завдання ускладнюється наявністю значної кількості точкових джерел, що забруднюють акваторію ПЗЧМ і неоднорідністю їх розподілу. Вирішення проблеми забруднення морського середовища вимагає виявлення найбільш важливих джерел техногенного забруднення, що може бути досягнуте за допомогою аналізу полів значень окремих гідрохімічних параметрів та забруднювальних речовин (ЗР).

В силу актуальності, проблеми забруднення ПЗЧМ присвячено багато дослідження, спрямовані на аналіз стану морських екосистем [92] і розробки підходів до збору відповідної інформації [93, 94]. Деякі дослідники зупиняються на докладному аналізі стану водного середовища по окремому виду забруднення [95], однак більшу цікавість становлять роботи, що використовують комплексний аналіз стану розглянутих акваторій [96]. Особливу увагу слід також приділити сучасному інструментарію, який може бути використаний для обробки і аналізу просторово-орієнтованої інформації [97, 98]. У якості вихідних даних щодо розподілу рівня техногенного навантаження на природні води можуть бути використані данні щорічних статистичних збірників України [99] і данні офіційного сайту Державної служби статистики України [100] (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Скидання забруднених зворотних вод у природні поверхневі водні об’єкти по районах області у 2010 р. *

Район	Обсяг скидання зворотних вод, млн. $м^3$
Ананьївський	0,0
Арцизький	0,2
Балтський	–
Білгород-Дністровський	0,0
Біляївський	1,6
Березівський	0,1
Болградський	–
Велико-михайлівський	0,1
Іванівський	0,0
Ізмаїльський	2,3
Кілійський	31,4
Кодимський	0,1
Комінтернівський	–
Котовський	–
Красноокнянський	0,0
Любашівський	–
Миколаївський	–
Овідіопольський	0,1
Роздільнянський	0,0
Ренійський	6,3
Савранський	–
Саратський	0,1
Тарутинський	0,0
Татарбунарський	0,1
Фрунзівський	0,0
Ширяївський	–

* – без урахування викидів по місту Одеса

Аналіз якості морських вод виконувався на підставі даних моніторингу якості вод Чорного моря в зоні діяльності Державної інспекції з охорони довкілля Північно-Західного регіону Чорного моря за 2011 рік. Для оцінки якості морських вод були використані середньорічні значення визначуваних показників В якості вихідних даних для побудови картографічного матеріалу були використані значення окремих гідрохімічних параметрів в наступних точках відбору проб морської води: № 1 (30º44' сх. д., 46º21' півн. ш., СБО «Південна»); № 2 (30º45' сх. д., 46º32' півн. ш., нафтова гавань); № 3

(30º46' сх. д., 46º33' півн. ш., Крижанівка); № 4 (30º38' сх. д., 46º16' півн. ш., Іллічівський судноремонтний завод); № 5 (30º39' сх. д., 46º14' півн. ш., Санжейка); № 6 (30º50' сх. д., 46º22' півн. ш., мис В. Фонтана); № 7: 30º46' сх. д., 46º33' півн. ш., Лузанівка); № 8 (30º50' сх. д., 46º22' півн. ш., акваторія моря навпроти мису В. Фонтана).

В якості показників якості морської води були розглянуті: біохімічне споживання кисню ($БСК_5$); розчинений кисень (O_2); іон амонію (NH_4^+); нітрат-іон (NO_3^-); нітрит-іон (NO_2^-); нафтопродукти (НП).

Модифікований індекс забруднення води (ІЗВ) розраховувався з двох обов'язкових характеристикам ($БСК_5$, O_2), а інші чотири характеристики (NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, НП) розглядалися по найбільшим відносинам до ГДК

$$ІЗВ = (1/6)\sum_{i=1}^{6}\frac{C_i}{ГДК_i}, \qquad (3.1)$$

де C_i – значення концентрації i-го інгредієнта.

Для створення електронних карт і візуалізації просторових даних в роботі були використані ГІС пакети MapInfo [101] та Idrisi for Windows, які належать до інструментальних ГІС настільного типу і мають розширені аналітичні можливості і не поступається потужним професійним ГІС пакетам [102]. Основною перевагою пакетів є: можливість проведення комплексного просторового аналізу, включаючи докладну статистичну обробку вихідного матеріалу; створення систем підтримки прийняття рішень; реалізація різних алгоритмів інтерполяції просторово-орієнтованих даних і т.д.

У даній роботі, для отримання згладжених полів концентрацій був використаний, модуль INTERPOL основною функцією якого є побудова інтерпольованих поверхонь на підставі точкових даних. Картування Одеської області за скиданням забруднених зворотних вод у природні поверхневі водні об'єкти представлено на рис. 3.1. Із наведеного матеріалу видно, що найбільший рівень техногенного навантаження на природні води відповідає південна частина області. База даних, що характеризує якість морських вод, була сформована на підставі аналізу проб води в мережі контрольних точок, розташованих уздовж узбережжя Одеської агломерації. Схема розташування точок відбору проб води представлена на рис. 3.2.

На першому кроці, за даними координатної прив'язки, на карту були нанесені точки відбору проб морської води. Було отримано шість векторних зображень, що містять точкові дані, які характеризують значення відповідних інгредієнтів за 2011 рік. Нанесені на карту точкові дані не дозволяють сформувати загальне уявлення про картину забруднення, і наступний крок припускав розрахунок інтерпольованих полів по кожному з показників.

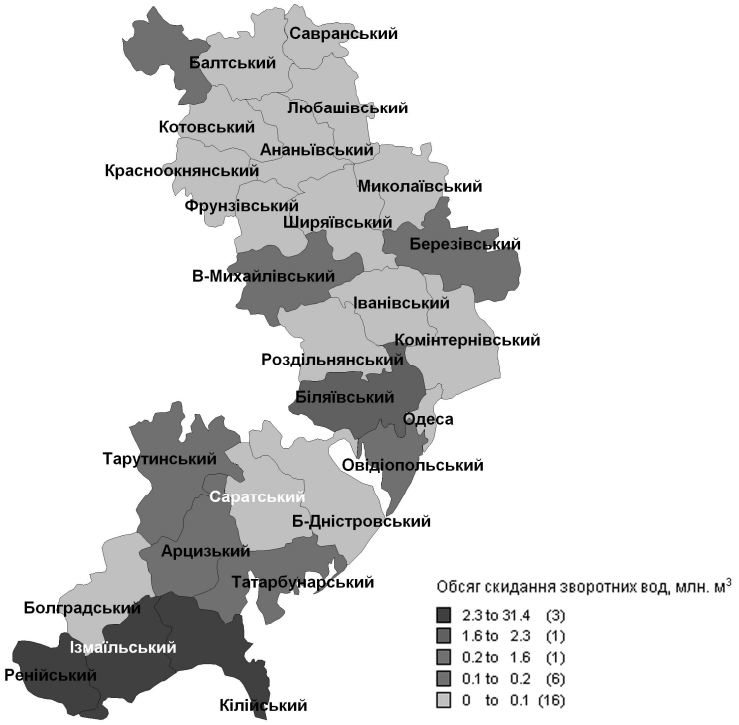


Рисунок 3.1 – Скидання забруднених зворотних вод у природні поверхневі водні об’єкти по районах області у 2010 р

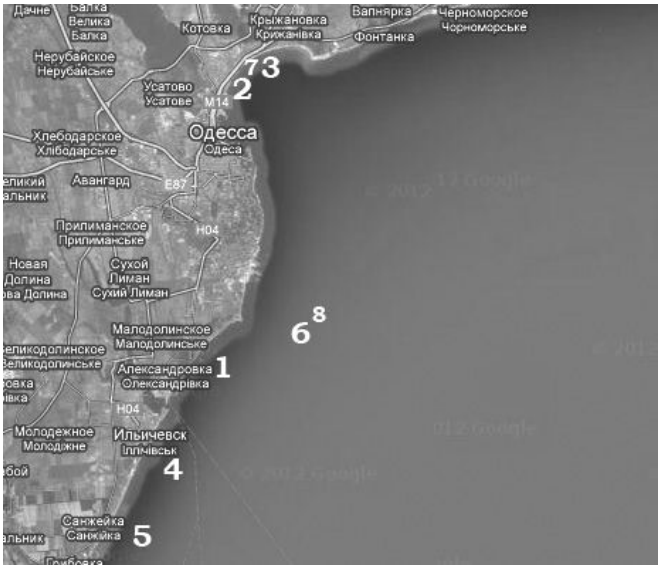


Рисунок 3.2 – Схема розташування точок відбору проб води

На рис. 3.3 представлено розподіл біохімічного споживання кисню ($БСК_5$). Як видно з карти максимальні значення спостерігаються в місці скидання стічних вод після станції біологічної очистки (СБО) «Південна», де значення перевищують ГДК більш ніж у 2 рази. Картина розподілу розчиненого кисню (O_2) є більш згладженої і представлений на рис. 3.4 діапазон у всіх точках перевищує мінімально допустиме значення. Розподіл іона амонію (NH_4^+) представлено на рис. 3.5, максимальні значення також припадають на першу точку відбору, тобто в безпосередній близькості від точки скиду стічних вод СБО «Південна». Важливо відзначити, що для даного інгредієнта концентрації в межах розглянутої акваторії у багато разів перевищують ГДК. Концентрації нітратів (NO_3^-) у воді розглянутої акваторії мінімальні. Як видно з рис. 3.6, максимум концентрації NO_3^- припадає на ділянку між с. Грибівка і м. Іллічівськ, однак ці максимальні значення в 6 разів нижче встановленої норми (ГДК). Конфігурація поля розподіл нітрит-іона (NO_2^-) повторює поле концентрації NH_4^+ (рис. 3.7) Проте в порівнянні з концентраціями іона амонію в даному випадку ГДК перевищується в 3 рази. Остання карта демонструє розподіл нафтопродуктів (рис. 3.8) – перевищень ГДК не спостерігалось.

Рисунок 3.3 – Просторовий розподіл $БСК_5$

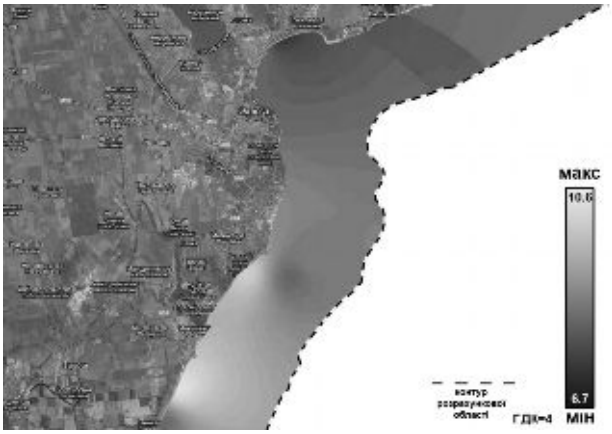


Рисунок 3.4 – Просторовий розподіл концентрацій розчиненого кисню

Як видно з отриманих полів концентрацій, максимальні значення спостерігаються в безпосередній близькості від скидання комунальних стічних вод СБО «Південна», отже, є основним джерелом забруднення розглянутої акваторії. Накладення отриманих згладжених растрових карт просторового розподілу шести показників якості морської води (рис. 3.9), дозволило виконати розрахунок модифікованого індексу забруднення води, представленого на рис. 3.10.

Рисунок 3.5 – Просторовий розподіл концентрацій NH_4^+

Рисунок 3.6 – Просторовий розподіл концентрацій NO_3^-

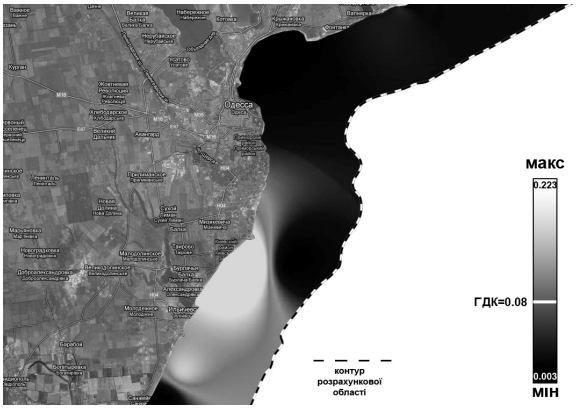


Рисунок 3.7 – Просторовий розподіл концентрацій NO_2^-

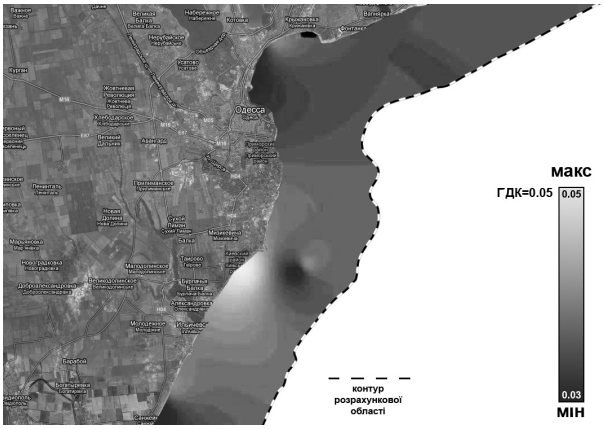


Рисунок 3.8 – Просторовий розподіл концентрацій нафтопродуктів

Згідно скиданню забруднених зворотних вод у природні поверхневі водні об’єкти найбільш забрудненою є південна частина Одеського регіону; для морських вод узбережжя Одеської агломерації джерело, що надає максимальний внесок у забруднення розглянутої акваторії розташоване в безпосередній близькості з точкою відбору проб № 1 (зона впливу СБО «Південна»). Також порівняно високі значення деяких показників спостерігалися в точці № 4 відповідній зоні впливу Іллічівського судноремонтного заводу.

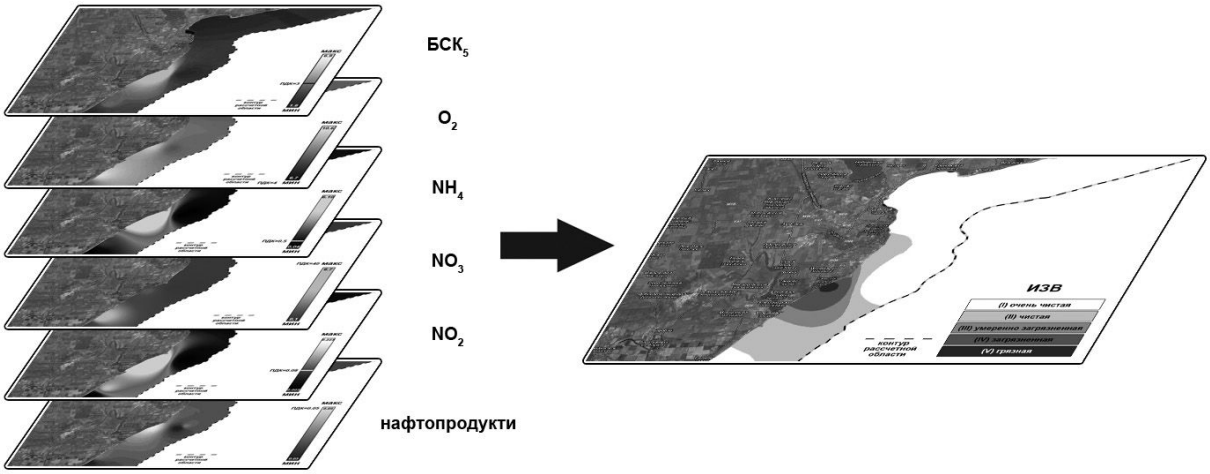


Рисунок 3.9 – Схема накладення картографічного матеріалу

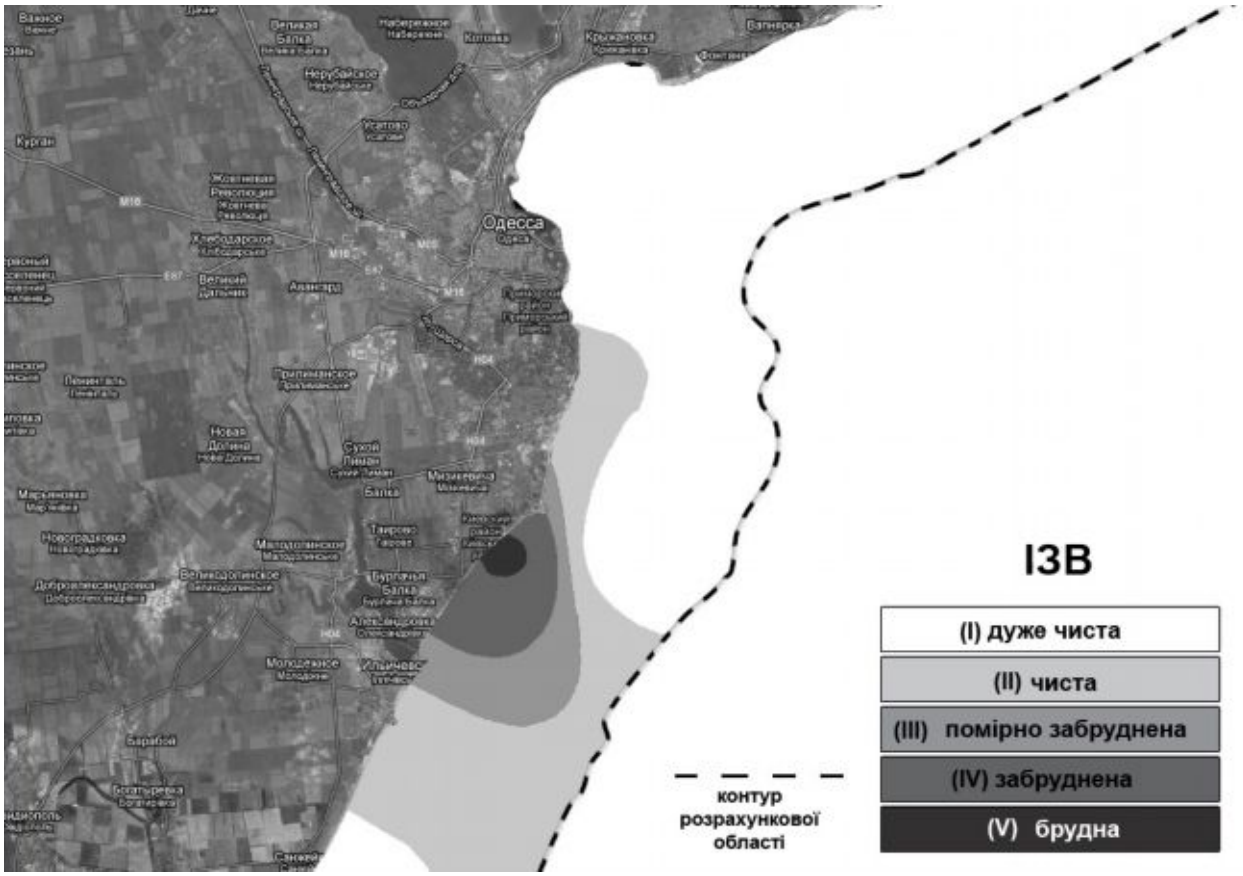


Рисунок 3.10 – Просторовий розподіл модифікованого індексу забруднення води

3.2 Оцінка антропогенного навантаження на повітряний басейн м. Одеса

Наявність промислових та автотранспортних джерел обумовлюють значне навантаження на повітряний басейн великого міста. Показники цього навантаження можуть значно змінюватися навіть за невеликі інтервали часу. Це може бути пов’язано з перерозподілом в структурі галузей промисловості в умовах економічної кризи. Наслідком цього стають зміни в показниках викидів забруднювальних речовин для відповідних напрямків виробництва. Нормування виробничого антропогенного навантаження – один з ефективних шляхів зниження надходження в навколишнє середовище забруднювальних речовин.

При екологічному нормуванні антропогенного навантаження існує необхідність врахування можливостей всіх елементів біосфери. Робота такого плану повинна включати визначення необхідної якості навколишнього середовища, припустимих навантажень на біосферу та її елементи і виробку нормативів по обмеженню антропогенного впливу [103].

При виробленні підходів до визначення допустимих навантажень на елементи біосфери, виникає задача екологічного нормування різноманітних впливів і навантажень. Важливе місце в процесі нормування посідає оцінка виникаючого навантаження на екосистеми і людину по відношенню до критичного і припустимого навантаження. Ці поняття ґрунтуються на критеріях припустимого і критичного діяння.

Нормування припустимих навантажень на об’єкти навколишнього середовища базується на санітарно-гігієнічному підході, тобто на необхідності захисту в першу чергу людини. Підхід заснований на порівнянні величин антропогенного впливу з універсальними стандартами (наприклад, гранично-допустимими концентраціями забруднювальних речовин). За цими стандартами в основному і ведеться нормування викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря, скиди у водойми і т. інш.

Одним з найважливіших елементів регулювання якості природного середовища є механізм обмеження, шляхом зменшення викидів забруднювальних речовин в атмосферу через нормування антропогенного навантаження.

Процес нормування в такій складній системі як атмосфера багато в чому засновується на результатах теоретичного і експериментального вивчення закономірностей розповсюдження домішок, що викидаються джерелами забруднення. З цією метою використовуються різні математичні моделі [104].

Для вирішення задач, пов’язаних з оцінкою допустимого, з точки зору санітарних умов, навантаження на атмосферне повітря, необхідним є моделювання полів концентрацій забруднювальних речовин. Для цього

можливо використати дифузійну модель, що основана на вирішенні рівняння турбулентної дифузії. Ця модель дозволяє досліджувати розповсюдження домішок від джерел різного типу при заданих метеорологічних параметрах атмосферного повітря, а саме виконувати нормування викидів шкідливих речовин джерел забруднення з метою дотримання санітарно-гігієнічного рівня чистоти повітряного басейну промислового міста.

Оцінка антропогенного навантаження може виконуватися як за даними розрахунків розсіювання забруднювальних речовин у атмосфері, так і шляхом статистичної обробки інструментальних вимірювань стану забруднення атмосферного повітря, які здійснює Держкомгідромет.

Одними з головних «джерел» інформації, за даними якої органи Мінприроди України виконують оцінку і урахування навантаження на повітряний басейн, є характеристики промислових стаціонарних джерел забруднення, тобто документи, що обґрунтовують обсяги викидів, для отримання дозволу на викиди забруднювальних речовин в атмосферу.

Відповідно до чинного законодавства України про охорону атмосферного повітря, для отримання дозволу на викиди, у числі інших заходів, виконується оцінка впливу викидів забруднювальних речовин на стан забруднення атмосферного повітря. Така оцінка здійснюється за даними результатів розрахунків розсіювання шкідливих речовин в атмосферному повітрі, з використанням методики ОНД-86, та даними, одержаними при проведенні інструментальних вимірів на межі санітарно-захисної зони, в зоні відпочинку, на інших територіях тощо [105]. Оцінка стану забруднення атмосфери за документами на отримання дозволу певною мірою також може бути проведена шляхом порівняння значень фактичних викидів з нормативами гранично-допустимих викидів, значеннями технологічних нормативів. Характеристики необхідні для розрахунків розсіювання (значення фактичних викидів, технічні та технологічні параметри джерел викидів, характеристики установок очистки газу, характеристики неорганізованих джерел тощо.), отримуються за результатами проведення інвентаризації викидів забруднювальних речовин на підприємстві.

Узагальнення результатів оцінок стану забруднення повітря викидами по кожному підприємству, дозволяє виконати загальну оцінку антропогенного навантаження на повітряний басейн промислового міста від великої кількості підприємств.

Оцінка антропогенного навантаження, що виконується органами Мінприроди, може також, як вже відзначалося, виконуватись за даними моніторингу атмосферного повітря. Систематизація і обробка даних спостережень дозволяє отримувати певні статистичні характеристики забруднення атмосфери (наприклад, визначення фонових концентрацій), які можуть бути використані з метою оцінки рівнів її забрудненості. Згідно з

Постановою Кабінету Міністрів України «Про порядок організації та проведення моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря» № 343 від 09.03.99 р., за результатами спостережень також виконується оцінка складу та обсягів викидів забруднювальних речовин [105, 106].

Проведення екологічного аудиту також дозволяє певною мірою отримати дані, необхідні для виконання оцінки антропогенного навантаження на повітряний басейн. Оцінка може здійснюватися на основі виконаних розрахунків приземних концентрацій, перевірки відповідності фактичних параметрів обґрунтованим рівням гранично-допустимих викидів тощо [107].

Одеса є великим портовим, одним з найбільших промислових і курортно-туристичних центрів України, що формує високе техногенне навантаження на повітряний басейн. В місті розташовано більше 600 промислових підприємств різних напрямків виробництва: машинобудування, хімії, нафтохімії, переробки продукції сільського господарства. Основними шкідливими речовинами, що надходять до атмосфери є окис вуглецю (CO), сірчаний ангідрид (SO_2), оксиди азоту (NO_X), пил, фенол, формальдегід тощо.

В останнє десятиліття внаслідок загального спаду промислової діяльності основним забруднювачем атмосферного повітря став автотранспорт. Причиною цього є швидке зростання автомобільного парку в місті. Станом на кінець 2002 року викиди автотранспорту становили близько 82 % від загальної кількості викидів забруднювальних речовин, що надходять до атмосфери. Різниця між викидами стаціонарних і пересувних джерел поступово збільшується. Наприклад у 2000 році викиди пересувних джерел становили близько 79,5 %, у 2001 році – вже 82,7 % [108]. Таким чином, викиди стаціонарних джерел зараз становлять лише п’яту частину від загальної кількості викидів, але дослідження антропогенного навантаження на повітряний басейн від стаціонарних джерел мають велике значення для розробки природоохоронних заходів.

Для проведення досліджень стану забруднення повітряного басейну створено базу даних стаціонарних джерел викидів промислових підприємств м. Одеса. Основні характеристики джерел забруднення атмосферного повітря визначені шляхом інвентаризації, проведеної за період з 1998 до 2003 років. Дані інвентаризації були люб’язно надані Державним управлінням екології та природних ресурсів в Одеській області.

Базу даних створено для чотирьох основних інгредієнтів, а саме: CO, NO_2, SO_2, пилу. До бази даних було включено викиди 529 підприємств. Вона містить технічні характеристики (висота і діаметр джерел викидів); технологічні характеристики (потужність викиду, температура викиду, об’єм газоповітряної суміші); кількість та координати розташування джерел викидів у міській системі координат. Розраховані валові викиди основних забруднювальних речовин для кожного підприємства.

З метою встановлення впливу кожної галузі виробництва на стан забруднення повітряного басейну міста Одеси, в подальшому процесі роботи було оброблено інформацію за напрямками виробництв і визначено показники антропогенного навантаження для кожного з них (табл. 3.2).

Таблиця 3.2 – Показники антропогенного навантаження за напрямками виробництв

Кількість підпри-ємств	Загальна кількість джерел, од.	Внесок підприємств в забруднення атмосфери CO, %	Внесок підприємств в забруднення атмосфери SO_2, %	Внесок підприємств в забруднення атмосфери NO_2, %	Внесок підприємств в забруднення атмосфери пил, %	Середній внесок підприємств в забруднення атмосфери, %
Теплові електростанції та котельні*						
94	1177	22,58	25,996	42,11	12,084	25,692
Підприємства машинобудівної промисловості**						
118	3644	37,081	17,407	12,594	30,193	24,318
Підприємства хімічної промисловості						
22	1050	13,972	8,069	38,655	1,108	15,451
Підприємства будівної промисловості						
48	918	4,43	2,84	1,793	40,127	12,297
Підприємства харчової промисловості						
49	1235	9,959	18,4	3,16	7,075	10,9
Санітарно-технічні споруди та установи комунального призначення***						
162	1905	9,63	15,01	0,886	2,445	6,995
Підприємства деревообробного виробництва						
14	120	0,505	0,345	0,149	5,449	1,625
Підприємства та об’єкти сільськогосподарського призначення						
1	16	0,004	5,22	0,459	0,238	1,48
Підприємства легкої промисловості						
19	241	0,483	1,86	0,091	0,672	0,777
Каналізаційні та очисні споруди						
2	16	0,021	0,07	0,03	0,009	0,0325

* включаючи санаторно-курортні підприємства;

** включаючи підприємства металообробної та металургійної промисловості;

*** включаючи автотранспортні підприємства, станції технічного обслуговування та автозаправні станції

Найбільше впливає на забруднення атмосферного повітря міста теплоенергетичний комплекс. Середній внесок підприємств цієї галузі в забруднення атмосфери основними забруднювальними речовинами становить 25,7 %. Найменшим середнім внеском характеризуються каналізаційні та очисні споруди – 0,03 %. Таким чином, внесок теплоенергетичних підприємств Одеси складає більш ніж четверту частину від викидів стаціонарних джерел.

Аналізуючи внесок підприємств в забруднення атмосфери по кожному з інгредієнтів, необхідно відзначити, що найбільше антропогенне навантаження на стан повітряного басейну викидами CO (37,1 %) справляють підприємства машинобудівної промисловості, такі як – Центроліт, завод жовтневої революції (ЗЖР), завод пресових автоматів (Пресмаш) тощо.

Найбільший внесок викидами SO_2 (26,0 %) справляють підприємства теплоенергетичної галузі, насамперед Одеська ТЕЦ-1, Одеський морський торгівельний порт, залізнична станція «Одеса-Головна», котельні санаторію «Росія».

Підприємства теплоенергетичної галузі також мають найбільший показник антропогенного навантаження викидами NO_2 (42,1 %) – Одестеплокомуненерго, Одеські теплові мережі, Одеська ТЕЦ-1. Високий відсоток за цим показником мають також підприємства хімічної промисловості (38,6 %), насамперед Одеський припортовий завод, Одеський нафтопереробний завод.

Слід зазначити, що за даними інших досліджень [109] відмічається зростання викидів двоокису азоту стаціонарними джерелами міста в останні декілька років.

Найбільший внесок в забруднення атмосфери пилом (40,1 %) справляють підприємства будівної промисловості – Одеський цементний завод, Одеське дорожньо-будівне управління «Дорстрой», Одеський завод керамічних виробів.

Значний внесок забруднювальних речовин в атмосферне повітря становлять викиди таких підприємств, як Одеський нафтопереробний завод (АТ «Лукойл»), Одеський припортовий завод, Одеський морський торгівельний порт, Одеський цементний завод (ЗАТ «Одесацемент»), підприємства теплоенергетики, викиди від яких у 2002 році становили близько 49,0 % валових викидів всіх підприємств.

В останні декілька років спостерігається процес деякого збільшення викидів від стаціонарних джерел. Наприклад, у 2002 році у повітряний басейн міста надійшло близько 24,7 тисяч тон шкідливих речовин, у порівнянні з 2001 роком обсяги викидів зросли на 3,9 тисяч тон (на 18,6 %).

Таким чином, чітка тенденція щодо зменшення інтенсивності забруднення атмосферного повітря від стаціонарних джерел, характерна для останнього десятиліття, яка пов’язана з загальним спадом промислової діяльності вже не простежується. Навпаки, поступове нарощування обсягів

виробництва промислової продукції деяких галузей призводить до збільшення обсягів викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря міста. Серед основних причин такої ситуації слід відзначити відновлення робіт підприємств, які раніше не працювали і мають дуже зношені основні фонди виробництв, недосконалість технологічних процесів більшості з основних промислових підприємств, недостатнє забезпечення їх очисними спорудами та устаткуванням.

Ситуація зі збільшенням кількості викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря, обумовлених швидким зростанням кількості автотранспортних засобів у місті, а також поступовим нарощуванням обсягів виробництва основних видів промислової продукції, потребує як найшвидшого вирішення.

Разом з оцінкою вкладу низки підприємств в забруднення повітряного басейну міста цікаві результати дає аналіз статистичної структури полів кореляції найбільш поширених в атмосферному повітрі міста домішок, які потрапляють в повітряний басейн від усіх джерел викидів, розташованих на міській території, включаючи і транспорт.

Так, аналіз статистичної структури поля кореляції сірчаного ангідриду SO_2 дозволяє дійти певних висновків.

Аналіз статистичної структури поля кореляції для SO_2 як для газоподібної домішки здійснювався для кожного окремого місяця.

Оскільки основні джерела забруднення розташовані в північно-західній частині міста, а також враховуючи найбільшу повторюваність вітру північно-західного напрямку для Одеси, аналіз статистичної структури полів виконувався для 4-го типу атмосферних процесів.

При цьому типу переносу з одного боку шкідливі речовини виносяться з промислових районів міста в центральну і прибережну частини, а з іншого – випадаючі опади та нестійка стратифікація атмосфери сприяють очищенню повітря від SO_2.

Для проведення дослідження використанні данні середньодобових значень концентрацій, отримані за даними строкових спостережень на всіх контрольно-вимірювальних постах (КВП) міста за період 2005-2009 рр. для кожного місяця.

Отримана матриця кореляції концентрацій SO_2 розрахована по даним вимірів на всіх 8 КВП міста. При побудові та аналізі карт вихідними значеннями є значення кореляції в вузлах регулярної мережі точок с координатами x та y.

При аналізі структури в якості центральної точки (полюса) при побудові поля кореляції обраний пост №8, розташований в курортній зоні міста, прийнятий на мережі КВП Одеси за фоновий.

Для періоду 2005-2006 рр. при заданих умовах переносу домішки у всіх сезонах року спостерігається приблизно один тип поля кореляції – значущі кореляційні зв'язки витягнуті з заходу на схід, покриваючи південну та центральну частину міста.

Разом з тим поле кореляції не є однорідним. Північні та північно-західні райони перебувають у протифазі з основною частиною міста, тут коефіцієнт кореляції малий і змінює знак на протилежний, що характерно для всіх місяців року.

Характерне також і те, що у холодний період року структура поля кореляції дещо відрізняється від теплого – вона більш однорідна. В період з квітня по жовтень напрямок ізоліній змінюється та характеризуються наявністю значних змін величин значень кореляції – наявністю спалахів з від'ємними значеннями коефіцієнту кореляції, так званих «стокових» областей в північній та північно-західній частині міста.

В зимовий період тенденція «затухання» кореляційного зв'язку більш згладжена, що обумовлює наявність більшої кількості джерел викидів SO_2 в цей період, більш рівномірне їх розташування по території міста (рис. 3.11-3.22).

Для періоду часу 2007-2009 рр. зберігається приблизно одна структура поля кореляції. Територія міста характеризується значною зміною величин значень кореляції. При цьому південна та південно-східна частина міста характеризується наявністю ізоліній зі значними кореляційними зв'язками з районом розташування посту КВП №8, з переходом в центральній частині міста у протифазу (зі сходу на захід) і наявністю спалахів з від'ємними значеннями коефіцієнта кореляції в північно-західній частині міста.

Що стосується сезонного ходу зміни структури полів кореляції, тут не можна виділити будь-яку чітку тенденцію до закономірності в структурі або у формуванні структури полів, за винятком лише декількох літніх місяців (рис. 3.23-3.46).

Таким чином, структура полів кореляції не дає чіткого ствердження про визначальний вплив на рівень забруднення повітряного басейну міста при заданих атмосферних процесах розглянутих вище промислових джерел викидів SO_2 та їх розташування.

Цікавим також є статистичний аналіз поля кореляції концентрації оксиду вуглецю (CO). Аналіз статистичної структури поля кореляції концентрації CO здійснювався для кожного місяця року.

Як і у випадку з SO_2, основні джерела забруднення розташовані в північно-західній частині міста, враховуючи також найбільшу повторюваність вітру північно-західного напрямку для Одеси, аналіз статистичної структури полів виконувався для 4-го типу атмосферних процесів.

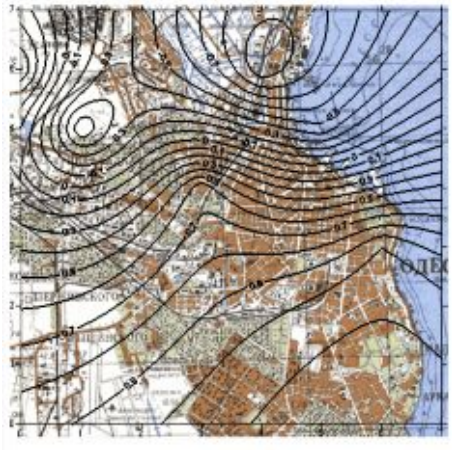


Рисунок 3.11 – Поле кореляції концентрації SO_2, січень 2005 р.

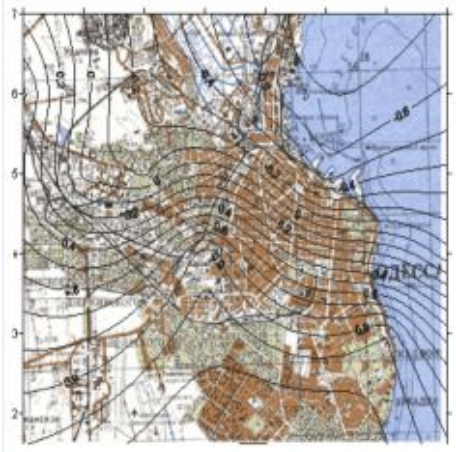


Рисунок 3.12 – Поле кореляції концентрації SO_2, лютий 2005 р.

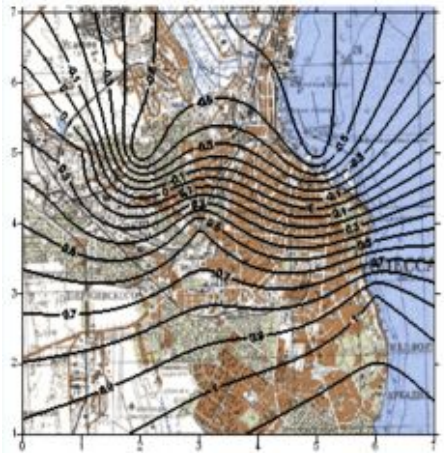


Рисунок 3.13 – Поле кореляції концентрації SO_2, березень 2005 р.

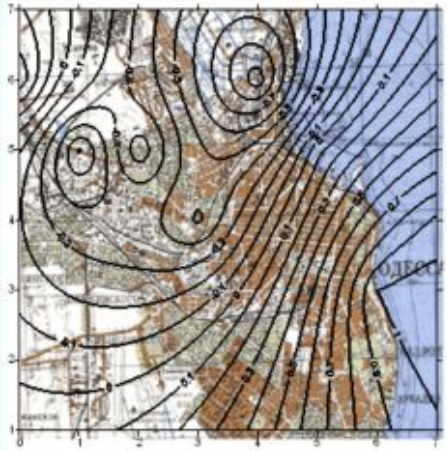


Рисунок 3.14 – Поле кореляції концентрації SO_2, квітень 2005 р.

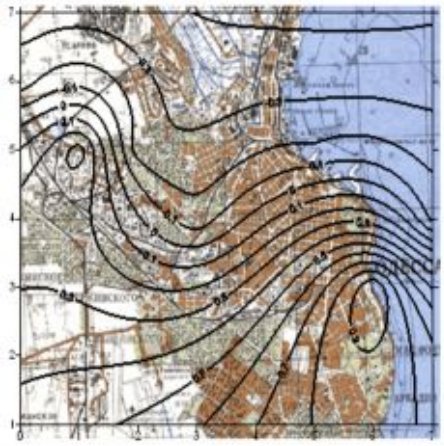


Рисунок 3.15 – Поле кореляції концентрації SO_2, травень 2005 р.

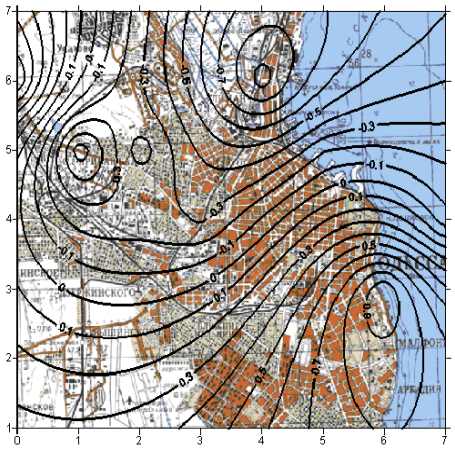


Рисунок 3.16 – Поле кореляції концентрації SO_2, червень 2005 р.

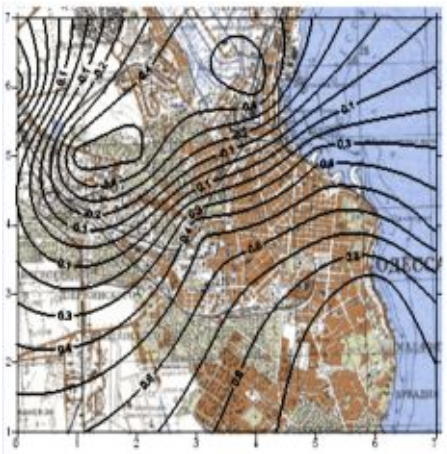


Рисунок 3.17 – Поле кореляції концентрації SO_2, липень 2005 р.

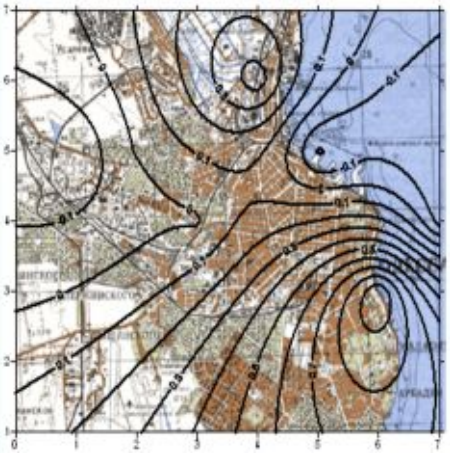


Рисунок 3.18 – Поле кореляції концентрації SO_2, серпень 2005 р.

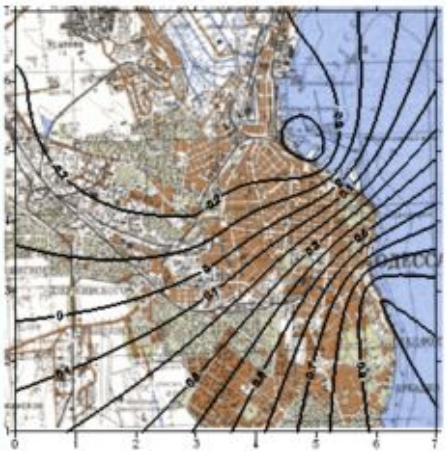


Рисунок 3.19 – Поле кореляції концентрації SO_2, вересень 2005 р.

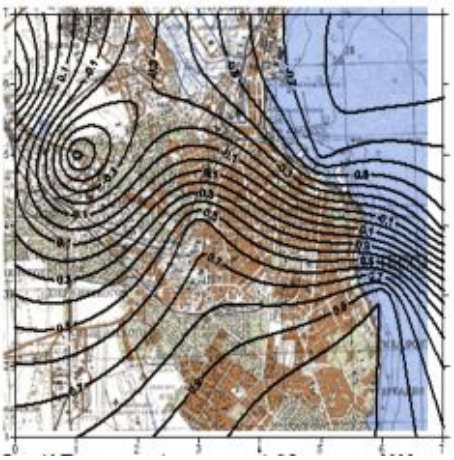


Рисунок 3.20 – Поле кореляції концентрації SO_2, жовтень 2005 р.

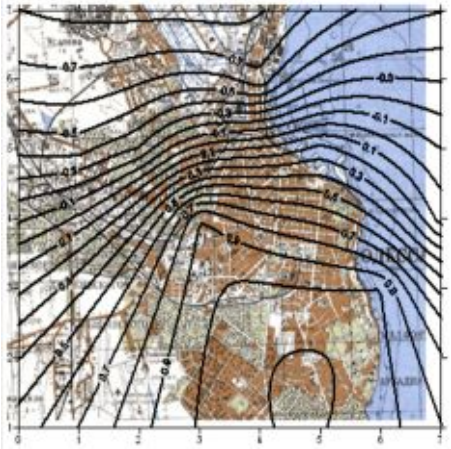


Рисунок 3.21 – Поле кореляції концентрації SO_2, листопад 2005 р.

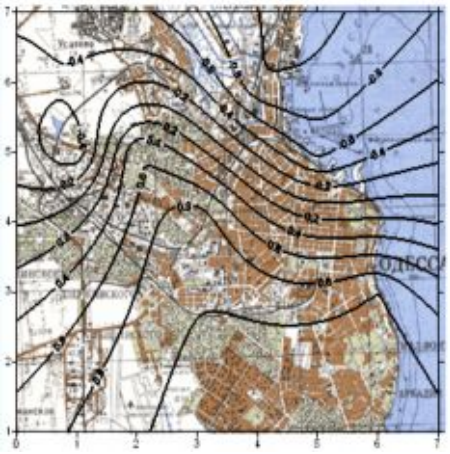


Рисунок 3.22 – Поле кореляції концентрації SO_2, грудень 2005 р.

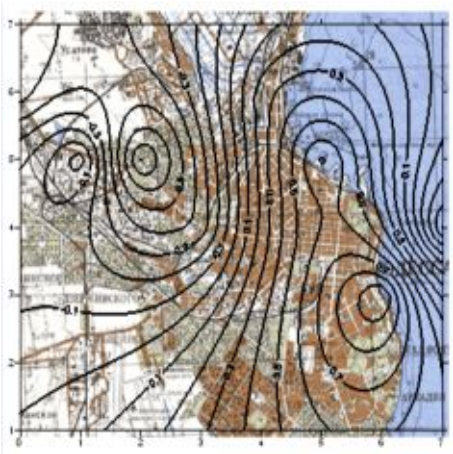


Рисунок 3.23 – Поле кореляції концентрації SO_2, січень 2007 р.

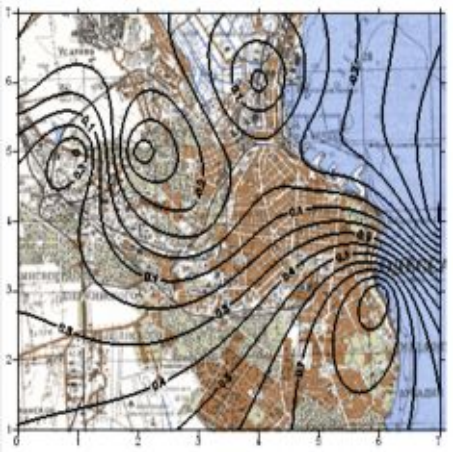


Рисунок 3.24 – Поле кореляції концентрації SO_2, лютий 2007 р.

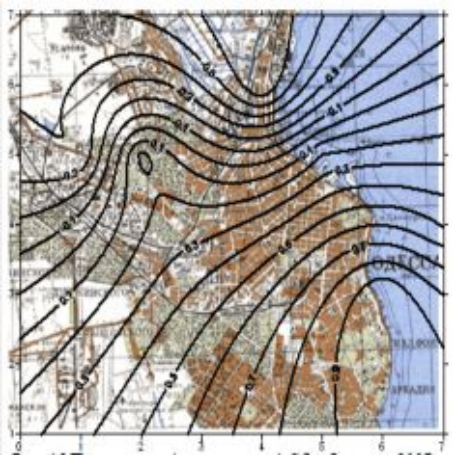


Рисунок 3.25 – Поле кореляції концентрації SO_2, березень 2007 р.

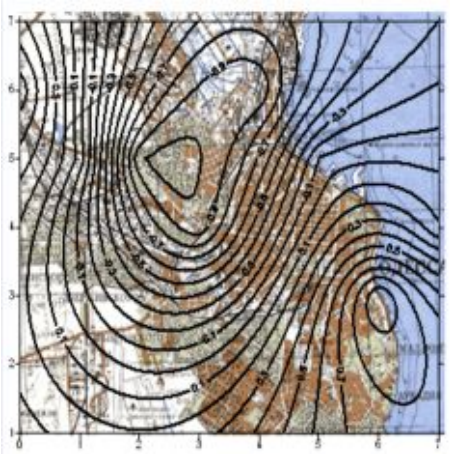


Рисунок 3.26 – Поле кореляції концентрації SO_2, квітень 2007 р.

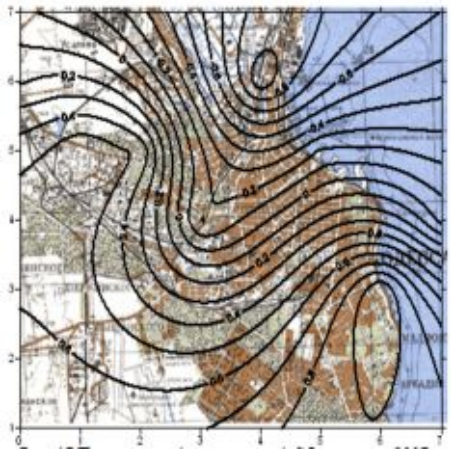


Рисунок 3.27 – Поле кореляції концентрації SO_2, травень 2007 р.

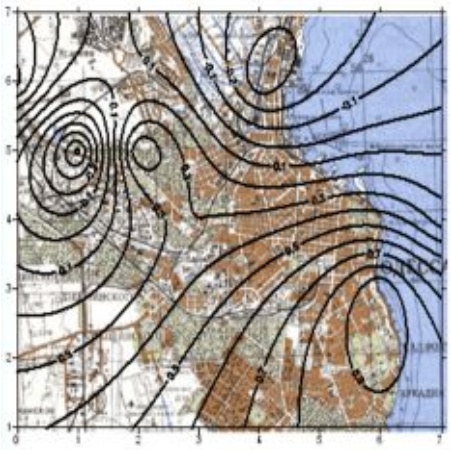


Рисунок 3.28 – Поле кореляції концентрації SO_2, червень 2007 р.

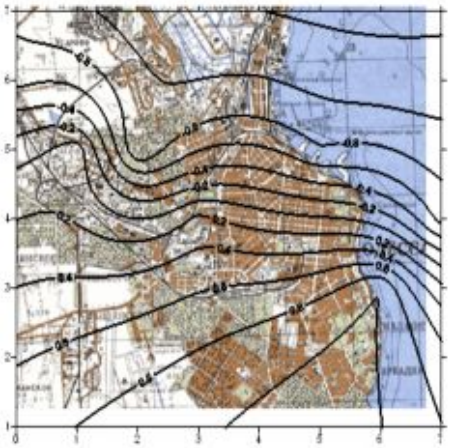


Рисунок 3.29 – Поле кореляції концентрації SO_2, липень 2007 р.

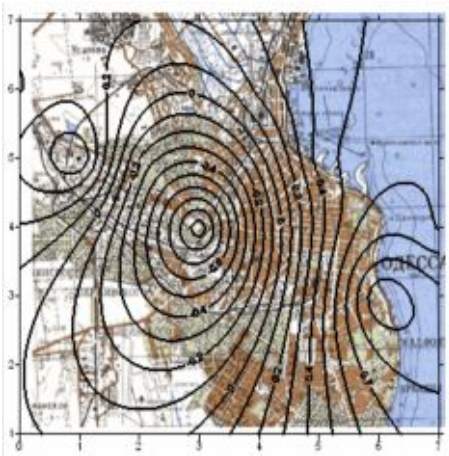


Рисунок 3.30 – Поле кореляції концентрації SO_2, серпень 2007 р.

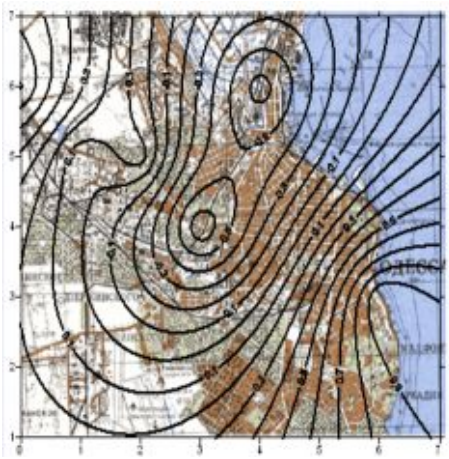


Рисунок 3.31 – Поле кореляції концентрації SO_2, вересень 2007 р.

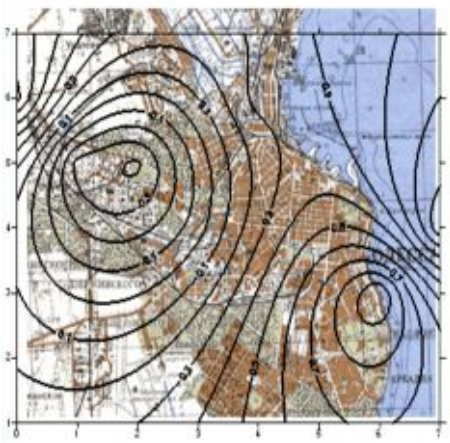


Рисунок 3.32 – Поле кореляції концентрації SO_2, жовтень 2007 р.

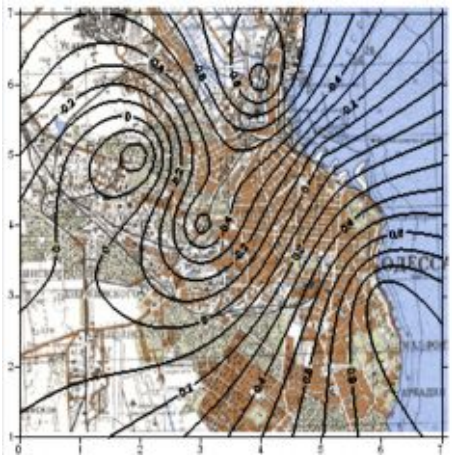


Рисунок 3.33 – Поле кореляції концентрації SO_2, листопад 2007 р.

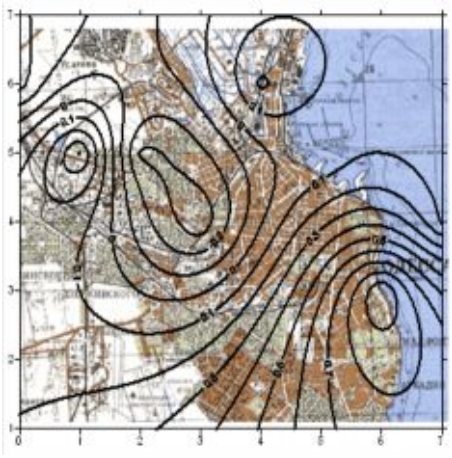


Рисунок 3.34 – Поле кореляції концентрації SO_2, грудень 2007 р.

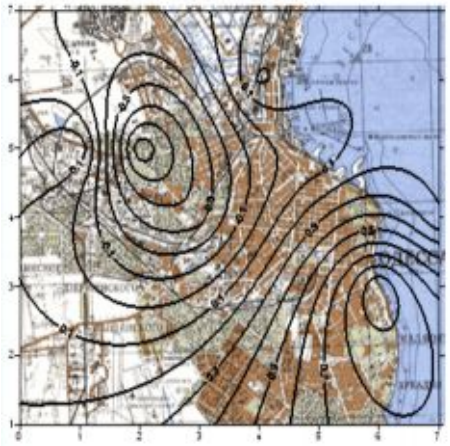


Рисунок 3.35 – Поле кореляції концентрації SO_2, січень 2009 р.

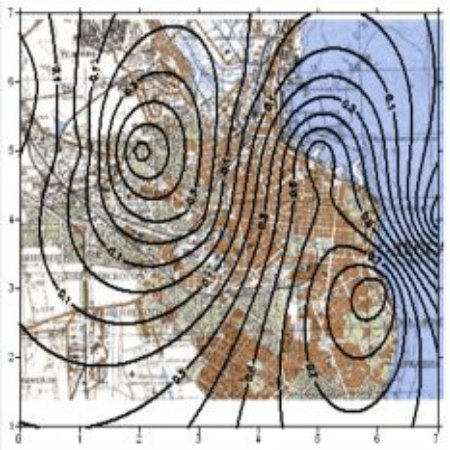


Рисунок 3.36 – Поле кореляції концентрації SO_2, лютий 2009 р.

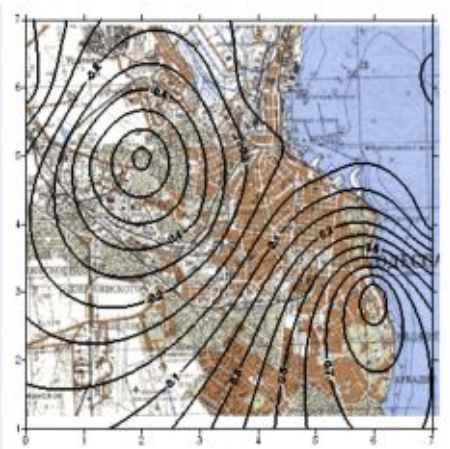


Рисунок 3.37 – Поле кореляції концентрації SO_2, березень 2009 р.

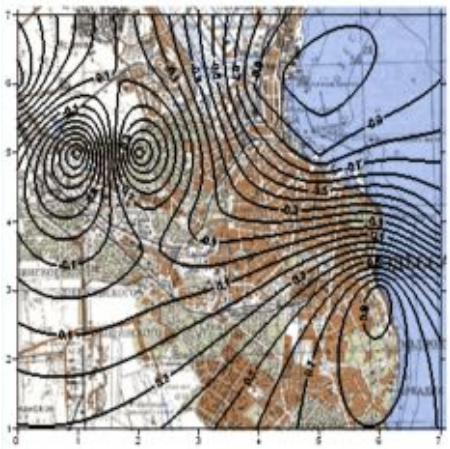


Рисунок 3.38 – Поле кореляції концентрації SO_2, квітень 2009 р.

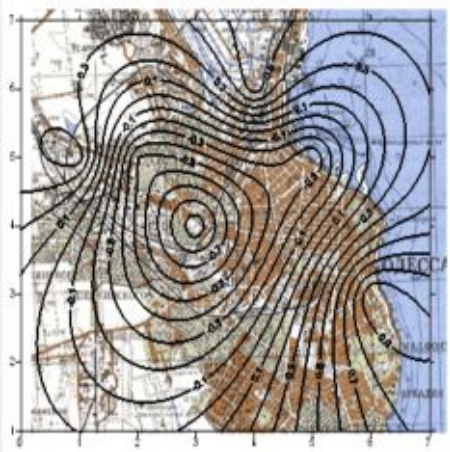


Рисунок 3.39 – Поле кореляції концентрації SO_2, травень 2009 р.

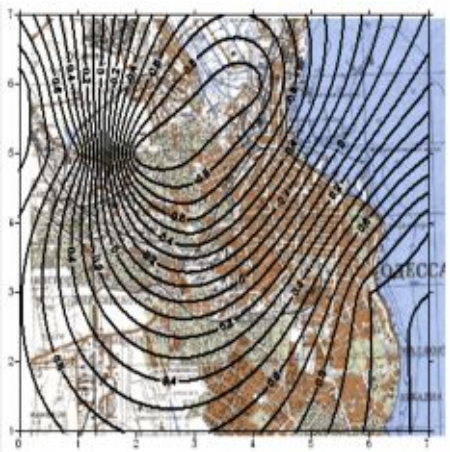


Рисунок 3.40 – Поле кореляції концентрації SO_2, червень 2009 р.

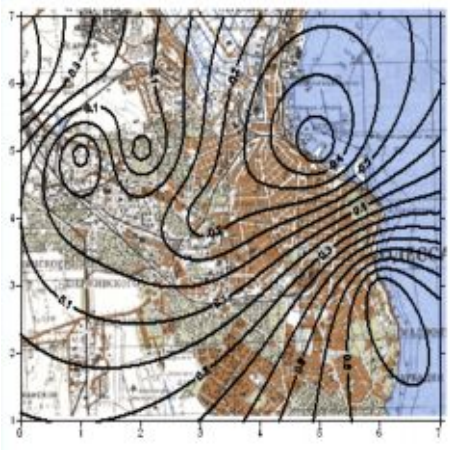


Рисунок 3.41 – Поле кореляції концентрації SO_2, липень 2009 р.

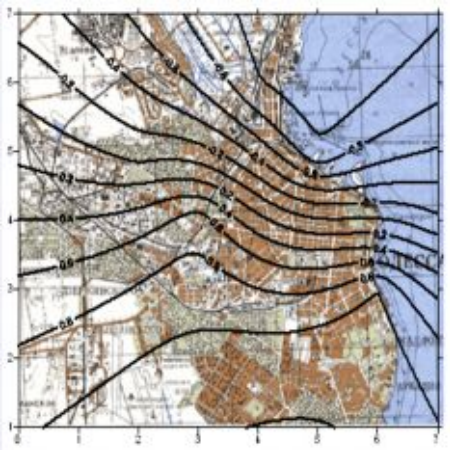


Рисунок 3.42 – Поле кореляції концентрації SO_2, серпень 2009 р.

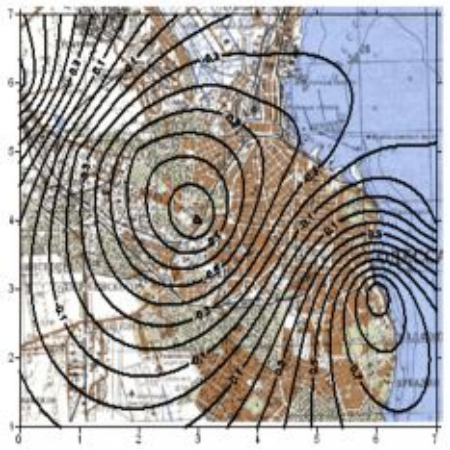


Рисунок 3.43 – Поле кореляції концентрації SO_2, вересень 2009 р.

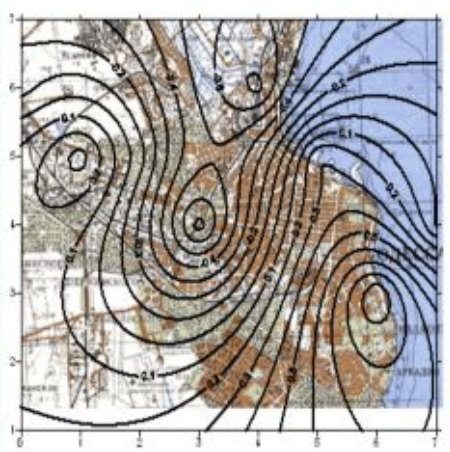


Рисунок 3.44 – Поле кореляції концентрації SO_2, жовтень 2009 р.

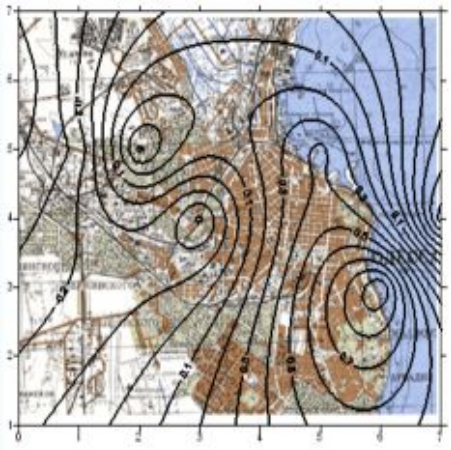


Рисунок 3.45 – Поле кореляції концентрації SO_2, листопад 2009 р.

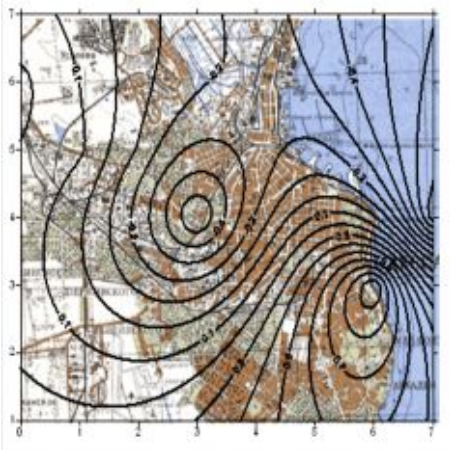


Рисунок 3.46 – Поле кореляції концентрації SO_2, грудень 2009 р.

Для проведення дослідження використанні дані середньодобових значень концентрацій, отримані за даними строкових спостережень на всіх КВП міста за період 2005-2009 рр. для кожного місяця. Отримана матриця кореляції концентрацій СО розрахована по даних вимірювань на всіх 8 КВП міста. При аналізі також в якості центру кореляції обраний КВП №8, прийнятий на мережі КВП м. Одеси за фоновий (рис. 3.47-3.58).

За результатами аналізу у 2005 р. спостерігалася ситуація коли значущі кореляційні зв'язки витягнуті з південного-заходу на північний-схід, покриваючи південну частину міста. Для всіх сезонів року характерною є неоднорідність поля кореляції – північні та північно-західні райони перебувають у протифазі з іншою частиною міста. При цьому для центральної частини міста характерною є зміна знаку кореляційного зв'язку.

Разом з тим сезонна неоднорідність є більш вираженою в теплий період року (травень-жовтень). Структура поля кореляції починаючи з травня характеризується наявністю осередків з від'ємними значеннями коефіцієнтів кореляції, т. з. «стокових областей» в північно-західній частині міста. Найбільш чітко така ситуація виявляється в серпні-жовтні.

В цей період осередки з від'ємними значеннями коефіцієнтів кореляції переміщуються в центральну частину міста, а область позитивних значень кореляційного зв'язку значно звужена і спостерігається вздовж узбережжя. В листопаді поле кореляції має вже більш однорідну структуру. Позитивні кореляційні зв'язки покривають більшість центральної частини міста.

В 2007 році тенденція більшої однорідності структури поля кореляції в холодний період зберігається. Однак, з квітня відбувається формування осередків від'ємних значень коефіцієнтів кореляції в центральній частині міста. Для 2008-2009 рр. структура полів кореляції в цілому подібна до ситуації 2007 р. З березня-квітня і до жовтня спостерігаються «стокові» області в центральній та північно-західній частині міста.

В жовтні структура поля стає більш однорідною – значущі кореляційні зв'язки спостерігаються для більшої частини міста (рис. 3.59-3.82).

Таким чином, для досліджуваного періоду більш вираженою однорідністю за часом характеризується період 2007-2009 рр., ніж 2005-2006 рр.

В цілому, аналіз статистичної структури поля концентрації СО дозволяє стверджувати, що за досліджуваний період характерний вираз мають два типа структури поля кореляції концентрації СО – для холодного (листопад-березень) та теплого (квітень-жовтень) періоду року.

Умови формування полів концентрації СО визначаються характером і розташуванням джерел забруднення та станом граничного шару атмосфери.

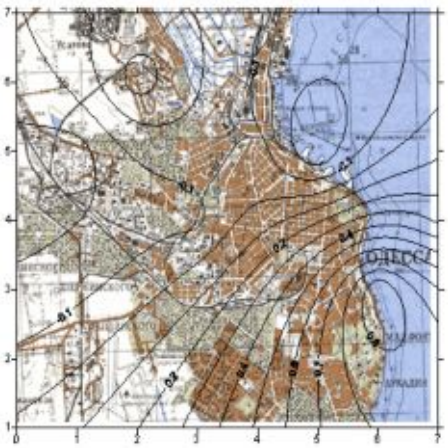


Рисунок 3.47 – Поле кореляції концентрації СО, січень 2005 р.

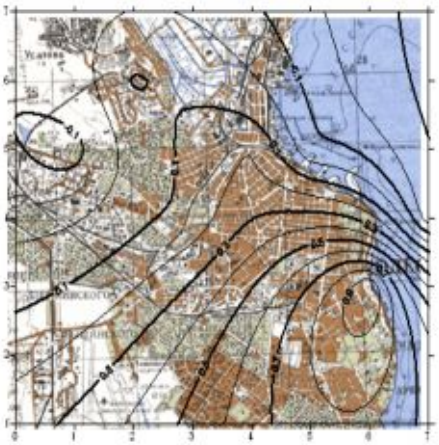


Рисунок 3.48 – Поле кореляції концентрації СО , лютий 2005 р.

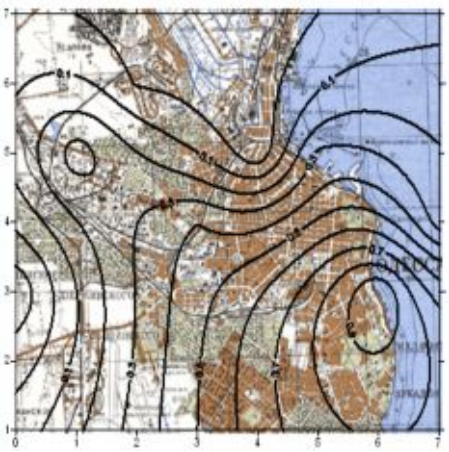


Рисунок 3.49 – Поле кореляції концентрації СО, березень 2005 р.

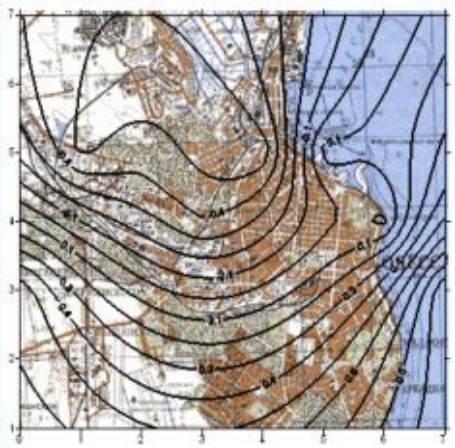


Рисунок 3.50 – Поле кореляції концентрації СО, квітень 2005 р.

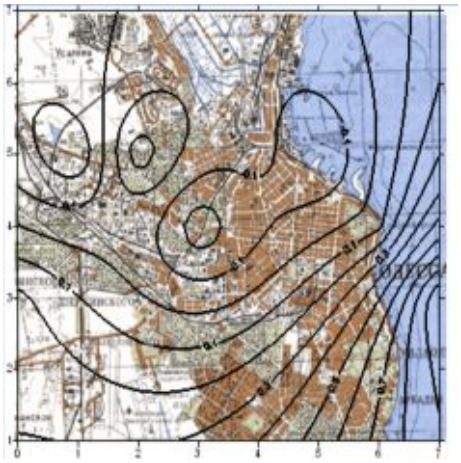


Рисунок 3.51 – Поле кореляції концентрації СО, травень 2005 р.

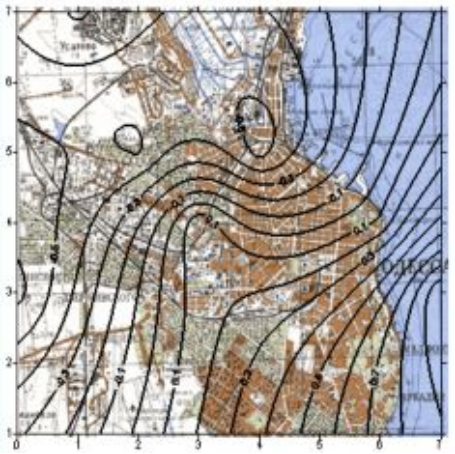


Рисунок 3.52 – Поле кореляції концентрації СО, червень 2005 р.

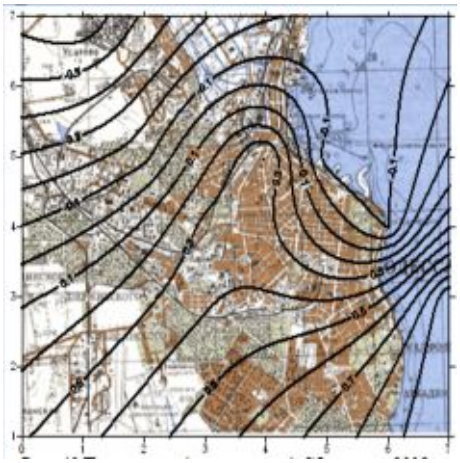


Рисунок 3.53 – Поле кореляції концентрації СО, липень 2005 р.

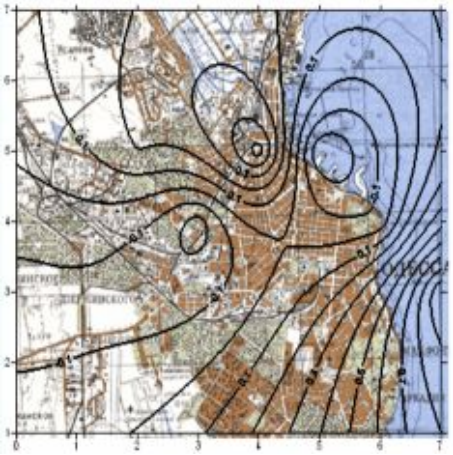


Рисунок 3.54 – Поле кореляції концентрації СО, серпень 2005 р.

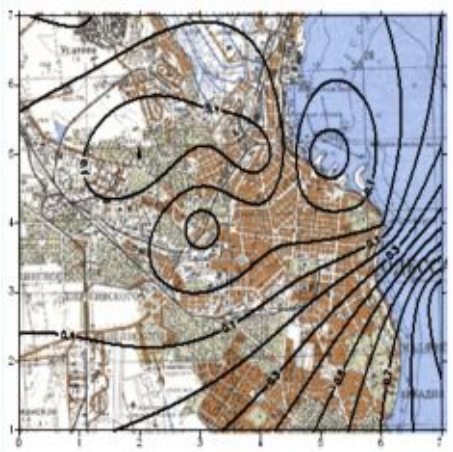


Рисунок 3.55 – Поле кореляції концентрації СО, вересень 2005 р.

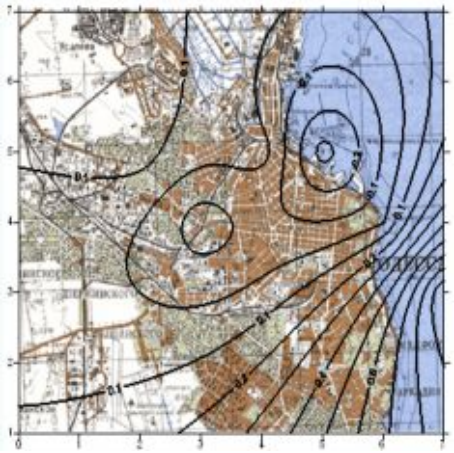


Рисунок 3.56 – Поле кореляції концентрації СО, жовтень 2005 р.

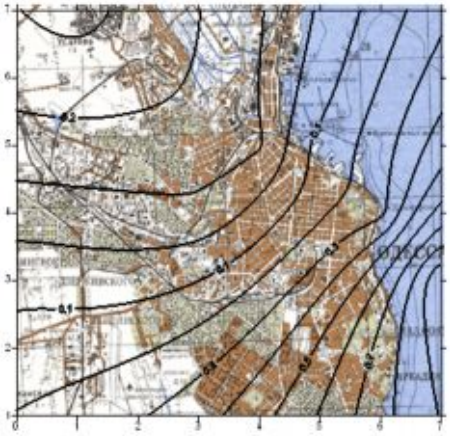


Рисунок 3.57 – Поле кореляції концентрації СО, листопад 2005 р.

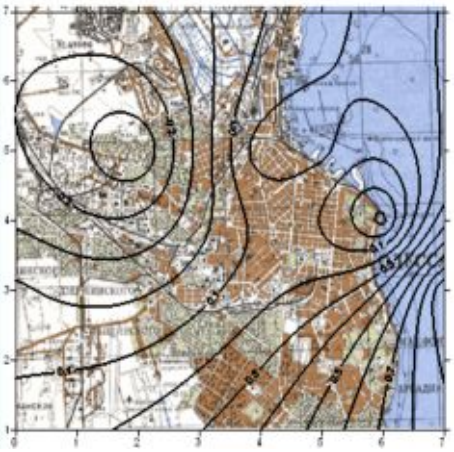


Рисунок 3.58 – Поле кореляції концентрації СО, грудень 2005 р.

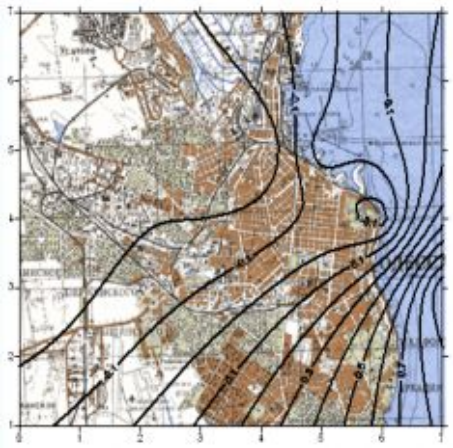


Рисунок 3.59 – Поле кореляції концентрації СО, січень 2007 р.

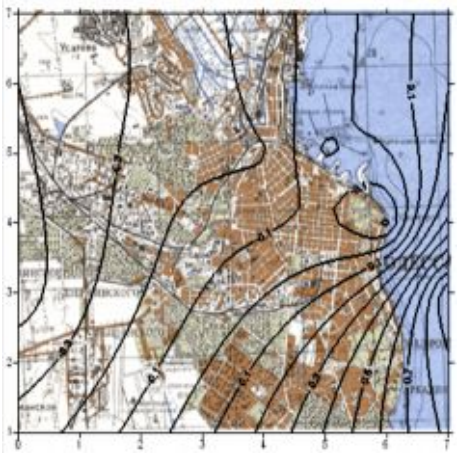


Рисунок 3.60 – Поле кореляції концентрації СО, лютий 2007 р.

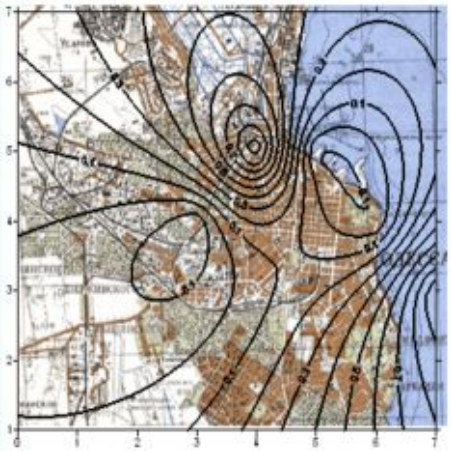


Рисунок 3.61 – Поле кореляції концентрації СО, березень 2007 р.

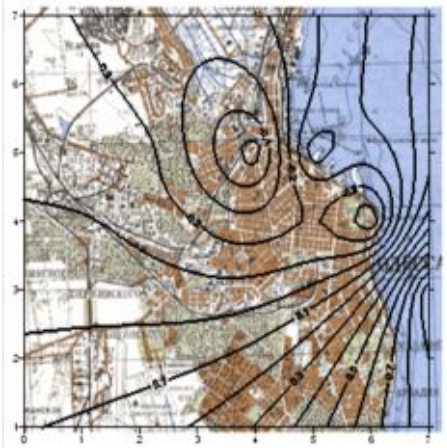


Рисунок 3.62 – Поле кореляції концентрації СО, квітень 2007 р.

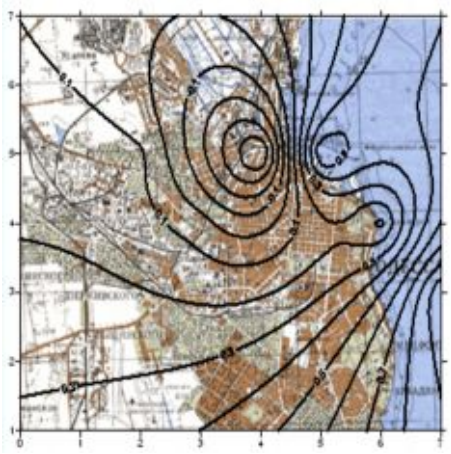


Рисунок 3.63 – Поле кореляції концентрації СО, травень 2007 р.

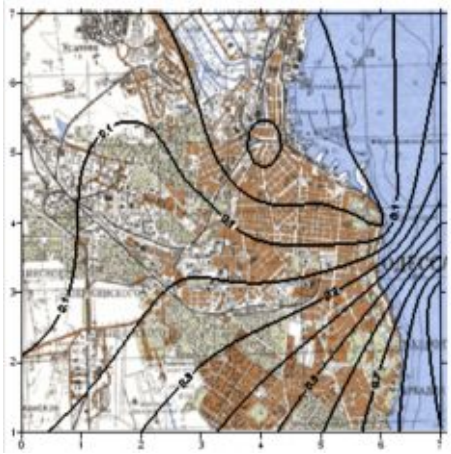


Рисунок 3.64 – Поле кореляції концентрації СО, червень 2007 р.

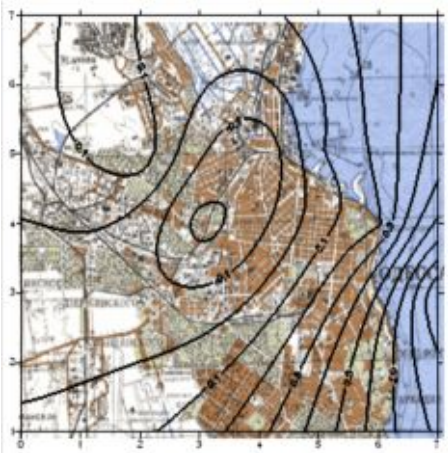


Рисунок 3.65 – Поле кореляції концентрації СО, липень 2007 р.

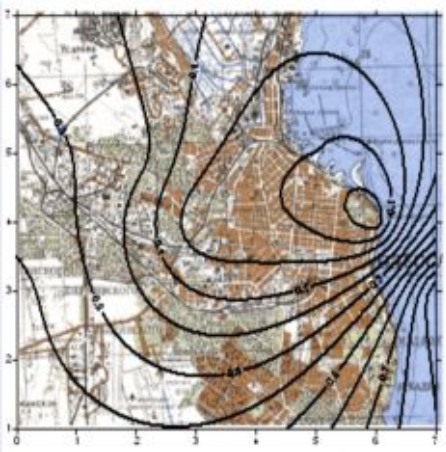


Рисунок 3.66 – Поле кореляції концентрації СО, серпень 2007 р.

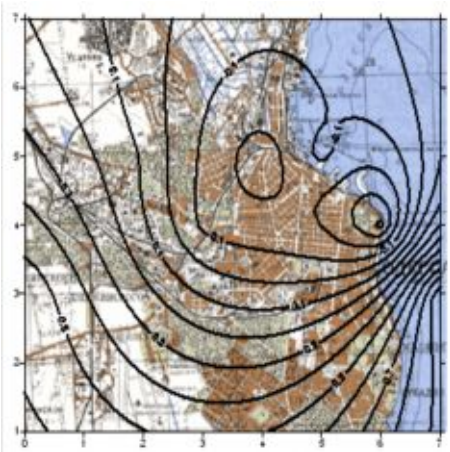


Рисунок 3.67 – Поле кореляції концентрації СО, вересень 2007 р.

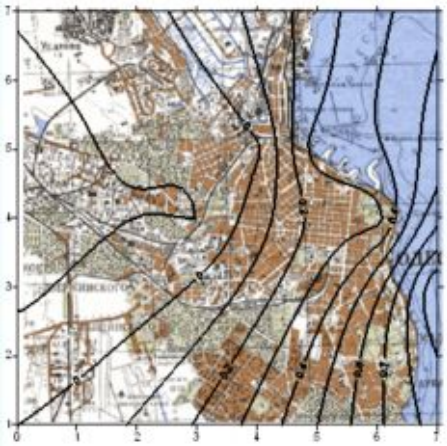


Рисунок 3.68 – Поле кореляції концентрації СО, жовтень 2007 р.

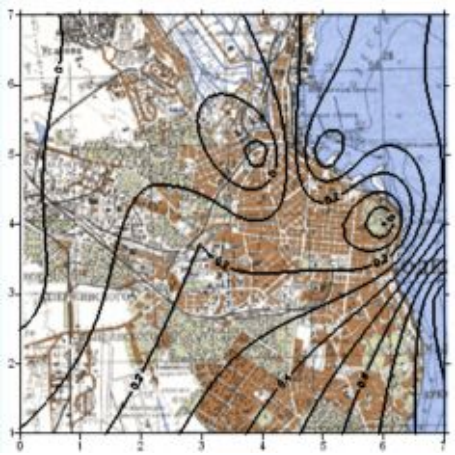


Рисунок 3.69 – Поле кореляції концентрації СО, листопад 2007 р.

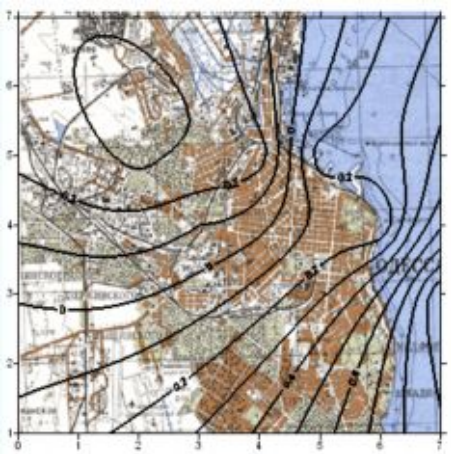


Рисунок 3.70 – Поле кореляції концентрації СО, грудень 2007 р.

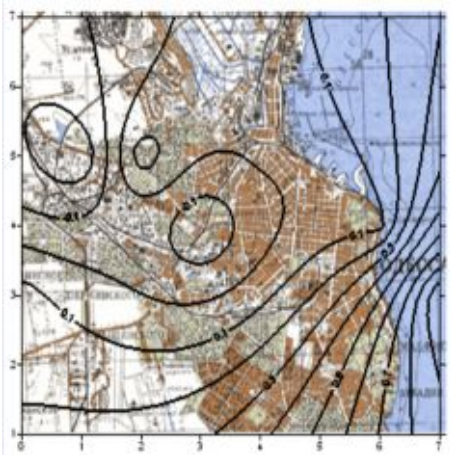


Рисунок 3.71 – Поле кореляції концентрації СО, січень 2009 р.

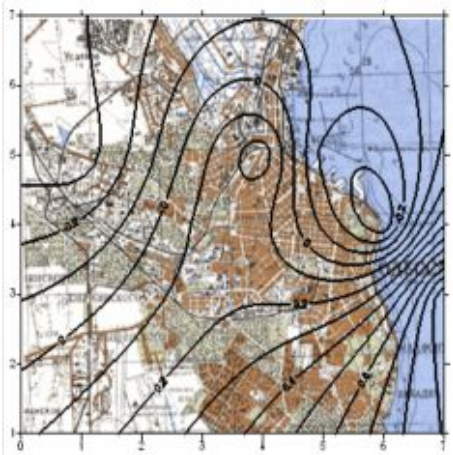


Рисунок 3.74 – Поле кореляції концентрації СО, квітень 2009 р.

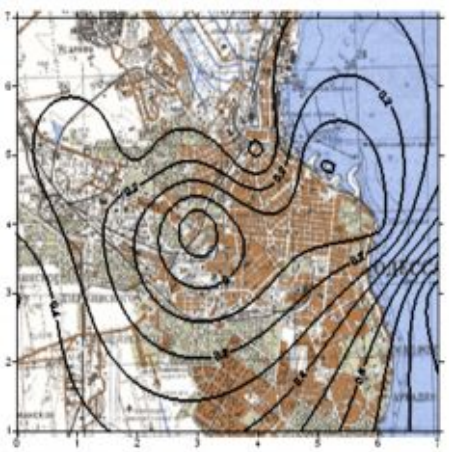


Рисунок 3.72 – Поле кореляції концентрації СО, лютий 2009 р.

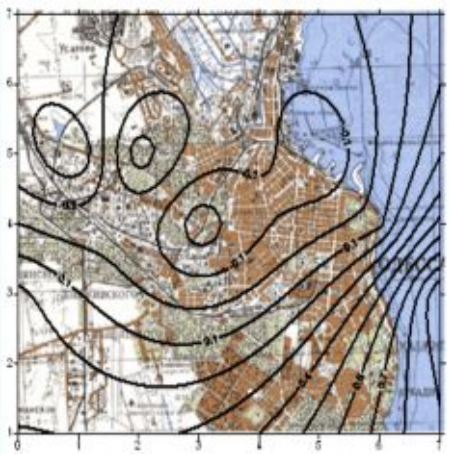


Рисунок 3.75 – Поле кореляції концентрації СО, травень 2009 р.

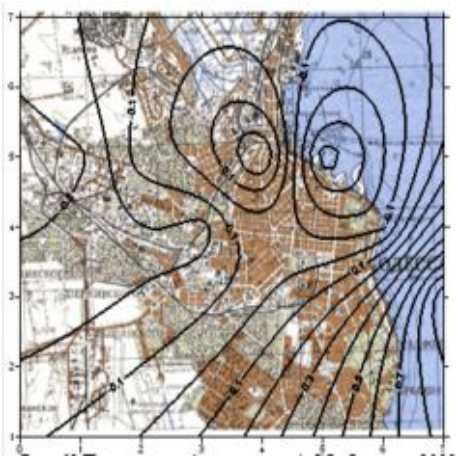


Рисунок 3.73 – Поле кореляції концентрації СО, березень 2009 р.

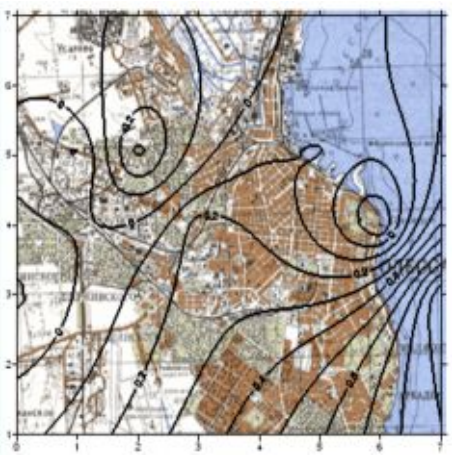


Рисунок 3.76 – Поле кореляції концентрації СО, червень 2009 р.

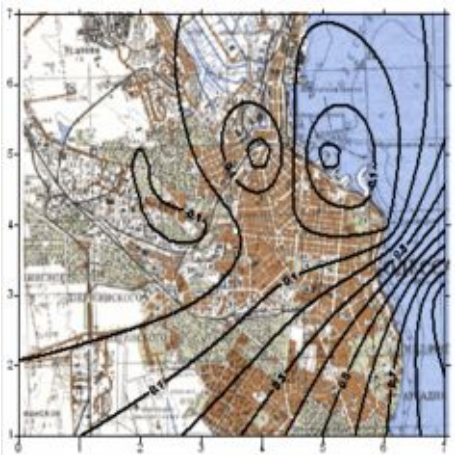


Рисунок 3.77 – Поле кореляції концентрації СО, липень 2009 р.

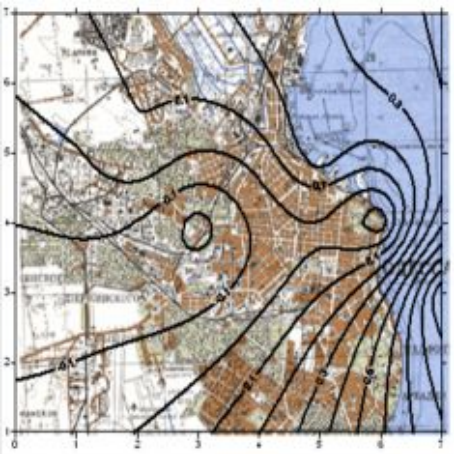


Рисунок 3.78 – Поле кореляції концентрації СО, серпень 2009 р.

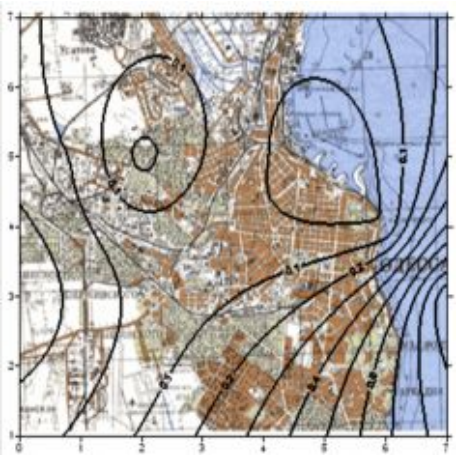


Рисунок 3.79 – Поле кореляції концентрації СО, вересень 2009 р.

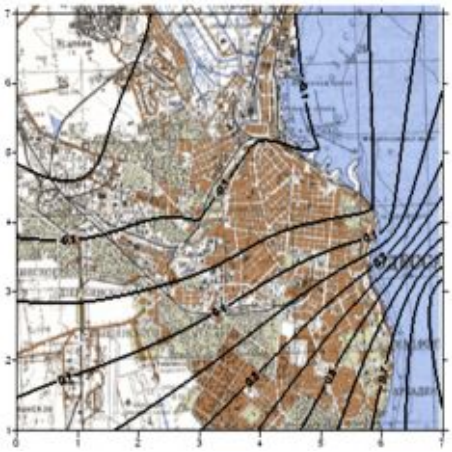


Рисунок 3.80 – Поле кореляції концентрації СО, жовтень 2009 р.

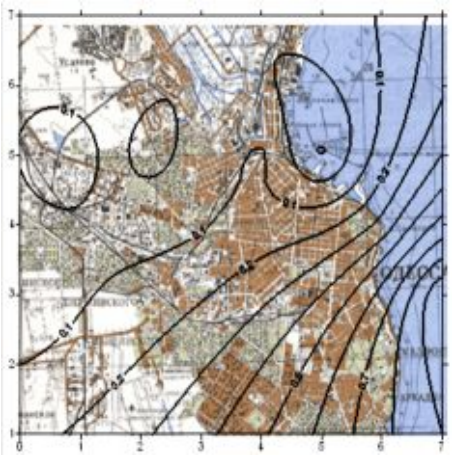


Рисунок 3.81 – Поле кореляції концентрації СО, листопад 2009 р.

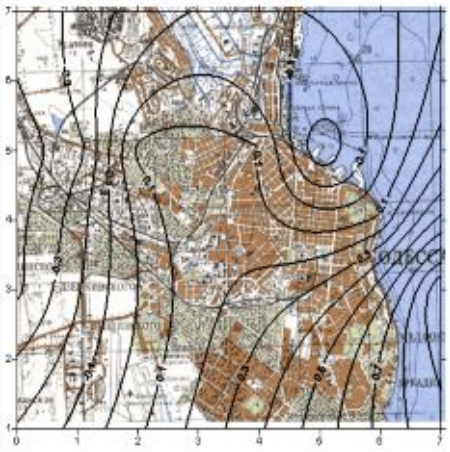


Рисунок 3.82 – Поле кореляції концентрації СО, грудень 2009 р.

3.3 Оцінка рекреаційного навантаження на об’єкти природно-заповідного фонду гірських регіонів України

Одним з видів використання територій та об’єктів природно-заповідного фонду України відповідно до Ст. 9 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» при умові дотримання природоохоронного режиму є використання їх в оздоровчих та інших рекреаційних цілях. Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища» для організації масового відпочинку населення і туризму передбачаються рекреаційні зони, які разом з територіями та об’єктами природно-заповідного фонду, курортними і лікувально-оздоровчими зонами утворюють єдину територіальну систему і підлягають особливій охороні. З рекреаційною метою в межах НПП виділяються функціональні зони стаціонарної та регульованої рекреації. В межах зони регульованої рекреації проводяться короткочасний відпочинок та оздоровлення людей, огляд особливо мальовничих і пам’ятних місць. У цій зоні облаштовуються екологічні стежки та організовуються туристичні маршрути. В зоні стаціонарної рекреації проводяться довготривалий відпочинок, організований туризм, санаторно-курортне лікування.

Постійне збільшення рекреаційних потреб населення викликає необхідність вирішення багатьох питань, пов’язаних з визначенням характеристик природно-рекреаційного потенціалу та регламентованого, екологічно збалансованого природокористування і, відповідно, оптимального задоволення попиту людей у рекреації. До таких показників належить рекреаційне навантаження на природні ландшафтні комплекси.

Рекреаційне навантаження – агрегатний показник безпосереднього впливу рекреантів, їх транспортних засобів, будівництва рекреаційних споруд на природні, ландшафтні комплекси. Розрізняють допустимі (оптимально та гранично-допустимі) і деструкційні (критичні та катастрофічні) рекреаційні навантаження. При допустимих навантаженнях у природі зумовлюються зміни зворотного характеру, ландшафтні комплекси здатні до самовідновлення, але при цьому втрачаються деякі ландшафтні елементи і взаємозв’язки (в лісових ЛК, наприклад – зрідження пологу деревостану і підросту, збіднення видового складу травостою). При критичних і катастрофічних рекреаційних навантаженнях відбуваються незворотні зміни інваріанту (від лат. Invarians – незмінний) ЛК, корінна ломка ландшафтної просторово-часової структури.

При допустимих навантаженнях у природі зумовлюються зміни зворотного характеру, ландшафтні комплекси здатні до самовідновлення, але при цьому втрачаються деякі ландшафтні елементи і взаємозв’язки (в лісових ЛК, наприклад – зрідження пологу деревостану і підросту, збіднення видового складу травостою. При критичних і катастрофічних рекреаційних

навантаженнях відбуваються незворотні зміни *ландшафтного комплексу* (ЛК), корінна ломка ландшафтної просторово-часової структури.

Перевищені, необґрунтовано високі рекреаційні навантаження, які є однією з форм прояву антропогенізації природного середовища, спричинюючи рекреаційну дигресію, негативно позначаються на природних ландшафтних комплексах, що недопустимо в межах природно-заповідних територій. При визначенні міри рекреаційних навантажень на ландшафтні комплекси територій ПЗФ беруться геоекологічні принципи:

- збереження ландшафтного різноманіття в процесі рекреаційного природокористування;
- повсюдність і профілактичність природоохоронних заходів;
- оптимізація взаємодії людини з природою;
- раціональне використання пейзажної різноманітності ЛК, що передбачає рівномірне територіальне розподілення рекреантів.

У процесі досліджень рекреаційних навантажень враховується сезонна циклічність функціонування природно-заповідних установ, що пов’язана з відповідними змінами в потоках відпочиваючих, характером їх діяльності, неоднаковою стійкістю ландшафтних комплексів та їх компонентів до антропогенного впливу протягом року, а також береться до уваги добова ритміка використання даної рекреаційної території.

На початковому етапі механізм визначення міри рекреаційного навантаження на природні ландшафтні комплекси включав інвентаризаційну характеристику (оцінку) природного середовища відповідної території за його двома складовими: природними компонентами і (або) їх територіальними поєднаннями – ландшафтними комплексами. Покомпонентний аналіз починається з ведучого компонента – літогенного, що включає літологічну будову території з відповідним рельєфом і визначає характер інших компонентів. За літогенним компонентом аналізується атмогенний, що становить собою приземний шар повітря з особливостями погоди і клімату. Наступними аналітичними компонентами в порядку послаблення ландшафтоутворюючої функції є гідрогенний, едафогенний і біогенний. Біогенний компонент ландшафтних комплексів виступає найменш стійким щодо екзогенних впливів і, зокрема, рекреаційних. Від нього вверх в компонентній градації протидія цим впливам зростає до найбільш «консервативного» – літогенного.

Єдиного кадастру (банку норм) рекреаційних навантажень на ландшафтні комплекси , як і зводу методик нормування, досі не існує. Наявні довідники, посібники, методичні рекомендації часто не містять посилань на методи їх одержання, не є достатньо науково обґрунтованими, не мають регіональних коефіцієнтів використання, Як правило, відсутня екологічна експертиза норм

навантажень на природні ландшафтні комплекси. Слабко освоєний і світовий досвід нормування [110].

Збереження навколишнього середовища та прийняття управлінських рішень, рекреаційне використання природних ресурсів територій природно-заповідного фонду (ПЗФ) вимагає певних регулюючих заходів. Регулювання рекреаційного навантаження – це один з методів збереження, раціонального використання і відтворення природно-ландшафтних комплексів (ПЛК), їх рослинного і тваринного світу, культурної та естетичної цінності об’єктів і територій ПЗФ. Таке регулювання неможливе без встановлення науково-обґрунтованих і зважених нормативів рекреаційного навантаження на природні комплекси ПЗФ. Тим не менш, існуючі в даний час нормативи, які визначають рівень рекреаційних навантажень на природні комплекси, не становлять єдиної системи.

Нами були проаналізовані: методики визначення рекреаційної місткості територій, розроблені М.В. Копач, І.М. Яковенко; методики, розкриті в посібниках з рекреаційної географії А.С. Кускова, В.Л. Голубєвої, І.Т. Твердохлєбова; «Критерії та методи для оцінки оптимальної рекреаційного навантаження на водні об’єкти Кеннета» Р. Портера; «Кількісна оцінка навантаження при неорганізованої рекреаційної діяльності» Енді Джонса й ін.

Найбільш прийнятними для регіонів України є «Методичні рекомендації щодо визначення максимального рекреаційного навантаження природних комплексів і об’єктів у межах природно-заповідного фонду України з зонально-регіональному розподілу» [110]. Відповідно до типу окремого ПЛК або об’єкта ПЗФ методичними рекомендаціями передбачено визначення його ступеня стійкості та стадії дигресії, оскільки максимальна рекреаційне навантаження залежить також від цих показників. У методичних рекомендаціях наведена матрична таблиця зміни величини максимального рекреаційного навантаження на природні комплекси та об’єкти у межах ПЗФ в залежності від стадії рекреаційної дигресії і ступеня стійкості.

Важливою ланкою механізму визначення величини рекреаційного навантаження є регламентування відвідування і перебування рекреантів на природно-заповідній території. Одним з параметрів допустимого рекреаційного навантаження є кількість рекреантів, при якій з врахуванням часу їх перебування не відбувається суттєвих змін в просторовій ландшафтній структурі. Стан рослинності є основним індикатором при визначенні допустимого рекреаційного навантаження на ЛК. Для основних типів лісових ландшафтних комплексів величини цих навантажень визначаються за спеціальною методикою.

Рекреаційне навантаження виражається кількістю людей (або людино-днів) на одиниці площі або рекреаційному об’єкті за певний проміжок часу

(переважно за день або рік) в залежності від виду відпочинку. Для визначення рекреаційного навантаження використовуються наступні параметри:

а) одночасна кількість відпочиваючих (об'єднаних одним видом відпочинку) на одиниці площі за обліковий період – *P* (люд./га);

б) сумарний час кожного виду відпочинку на одиниці площі за обліковий період – *i* (год./га);

в) тривалість облікового періоду в годинах – *T* (1 рік – 8760 годин).

Вказані одиниці пов'язані між собою наступною функціональною залежністю

$$i = TP. \tag{3.2}$$

Визначення величин рекреаційних навантажень виконується разовими вибірковими методами – моментним і хронометричним. Можна використовувати також розрахункові методи, розроблені для конкретних соціальних і природних умов на основі емпірично встановлених п'яти стадій рекреаційних дигресій.

Перша стадія дигресії характеризується непорушеною, пружною під ногами підстилкою, певним набором характерних для даного типу ландшафту трав'яних видів, а також багаточисельним різновіковим підростом.

На *другій стадії дигресії* присутні стежинки, які займають ще не більше 5 % площі. Починається витоптування підстилки.

На *третій стадії дигресії* притоптані ділянки займають до 10-15 % всієї площі. Потужність підстилки значно зменшена. Остання обставина разом із збільшенням освітлення (за рахунок розрідження верхньої частини дерев, підросту і підліску) призводить до проникнення лучних і навіть рудеральних видів під покрівлю лісу. Збережений підросток мало диференційований, майже немає паростків ціноутворюючих порід.

На *четвертій стадії дигресії* біогеоценоз набуває своєрідної структури, яка характеризується утворенням полянок і стежок. На полянах повністю зруйнована підстилка, розростаються лугові трави, відбувається ущільнення ґрунту. Затоптані ділянки займають 15-20 % площі.

На *п'ятій стадії дигресії* затоптана площа збільшується до 60-100 % території. Значна частина площі без рослинності, зберігаються лише плями, фрагменти бур'янів і однорічних рослин. Підросток майже повністю відсутній. Різко збільшене освітлення під покрівлею. Всі збережені дорослі дерева хворі або з механічними пошкодженнями, в переважній їх більшості коріння оголені і виступають на поверхню ґрунту.

Межа стійкості біогеоценозу, яка визначається його здатністю до самовідновлення при існуючих рекреаційних навантаженнях, перебуває між III і IV стадіями дигресії. Очевидно, що біогеоценози, які мають різну стійкість до

рекреаційних навантажень, з неоднаковою силою можуть протистояти рекреаційній дії. Інакше кажучи, якщо різні біогеоценози володіють різною стійкістю, то однакові стадії рекреаційної дигресії досягаються в них при різних значеннях навантаження. У відповідності з цим слід визначити і норми допустимих рекреаційних навантажень, тобто таких навантажень, при яких біогеоценоз ще зберігається в стійкому стані.

Оптимально та гранично-допустимі рекреаційні навантаження на ландшафтні комплекси визначаються також методами моделювання і пробних площ. Базовим при цьому є метод пробних площадок, який дозволяє оцінити вплив певного виду відпочинку на ландшафтні комплекси і ґрунтується на зв'язку рекреаційних навантажень з відповідними змінами природних ЛК, їх продуктивності. Визначення рекреаційних навантажень даним методом виконується шляхом обліку часу перебування рекреантів на пробних площах в основному для обґрунтування та уточнення нормативів цих навантажень на ландшафтні комплекси відповідних територій. Після закінчення облікових робіт у визначені дні обчислюється середнє рекреаційне навантаження на 1 га в середньому за день сприятливого для рекреації (комфортного) періоду [110].

В використаних нами «Методичних рекомендаціях…» [110] рекреаційного навантаження на природні комплекси територій і об'єктів природно-заповідного фонду України передбачено зонально-регіональний розподіл природних ландшафтів відповідно до п'яти лісорослинних зон України: Полісся, Лісостеп, Степ, Карпати, Крим. В кожній лісорослинній зоні виділено округи (15 округів), а кожний округ поділено на ландшафтні райони (разом 41 район).

«Методичними рекомендаціями…» [110] умовно визначено в кожному ландшафтному районі три типи ландшафтів природних комплексів природно-заповідного фонду: парковий, лісовий і нелісовий.

До *лісового типу ландшафту* природних комплексів природно-заповідного фонду віднесені: ліси, чагарники природно-заповідного фонду, залісненні прибережні зони, тощо.

До *нелісового типу ландшафту* природних комплексів віднесені: степовий і лучний фітоценотичний фонд; полонини, пасовища, галявини, заплави річок, незалісненні прибережні зони, яри, балки, пагорби.

Природні комплекси та об'єкти ПЗФ, що мають рекреаційний потенціал, можуть бути представлені не одним типом ландшафтів.

«Методичними рекомендаціями…» [110] визначення максимального щоденного рекреаційного навантаження на водні об'єкти (моря, водосховища, річки, озера) не враховується.

Відповідно до типу ландшафту окремого природного комплексу або об'єкту ПЗФ «Методичними рекомендаціями…» [110] передбачено визначення його ступеню стійкості та стадії дигресії, оскільки максимальне рекреаційне

навантаження окремо взятого об’єкту ПЗФ залежить також від цих показників. Методом регресивного аналізу отримана матрична таблиця зміни рекреаційного навантаження у межах стадій рекреаційної дигресії в залежності від класів стійкості. На перетині осей параметрів відповідного ступню стійкості та стадії дигресії матричної таблиці визначено максимальне рекреаційне навантаження в день на ділянці площею 1 га.

Величиною максимального рекреаційного навантаження природних комплексів та об’єктів враховано вільне відвідування їх рекреантами; тобто навантаження на природний комплекс або об’єкт ПЗФ під час вільного пересування по території, періодичні зупинки, огляд цікавих місць, тощо. Розрахунок нормативів не передбачає знищення або пошкодження флори: ламання гілок і дерев, зривання квітів, знищення будь-яких представників фауни, свідоме засмічення, розведення багаття, завдавання інших видів шкоди природним комплексам.

Методичними рекомендаціями рекомендується за один день умовно приймати світловий день тривалістю 8 год.

Для визначення величини максимального рекреаційного навантаження під час інших видів рекреаційного використання природних комплексів та об’єктів ПЗФ можуть бути застосовані перехідні коефіцієнти: туризм – 0,25; масовий відпочинок – 0,60.

Величини максимального рекреаційного навантаження на природні комплекси і об’єкти у межах природно-заповідного фонду України за зонально-регіональним розподілом природних ландшафтів представлені в додатку А «Методичних рекомендацій…» [110]. В залежності від біологічних властивостей деревних, чагарникових та трав’яних рослин і природних умов, в яких вони зростають, методичними рекомендаціями визначено п’ятибальну шкалу ступеня стійкості природних комплексів, об’єктів, їх ділянок до рекреаційних навантажень. Ступінь стійкості залежить також від умов місцезростання: рівнинні, гірські умови та нелісові комплекси.

«Методичними рекомендаціями…» [110] при визначенні ступеню стійкості природних комплексів до рекреаційних навантажень у рівнинних умовах враховуються переважаючі породи (сосна, ялина, дуб, береза тощо), категорії земель (ландшафтні поляни, пасовища, сіножаті тощо) та типи лісорослинних умов. Крім того, при визначенні ступеню стійкості природних комплексів до рекреаційних навантажень у гірських умовах враховуються переважаючі породи (шпилькові, твердолистяні, м’ягколистяні), категорії земель (ландшафтні поляни, пасовища, сіножаті тощо) та крутість схилів (у градусах). При визначенні вихідних ступенів стійкості у рівнинних і гірських умовах може застосовуватися їх коригування (зниження ступеню стійкості на 1 або 2 бали) відповідно до наступних факторів: вологість рослинних умов,

наявність ерозійних процесів, висота насаджень, їх санітарний стан. Після коригування ступінь стійкості не може бути більше 5 балів.

Територію природного заповідника Ґорґани можна віднести до комбінованого типу ландшафту, що включає лісовий та нелісовий типи. Тут зустрічаються шпилькові, твердолистяні, м'яколистяні. Рослинність представлена ялицево-буково-смерековими лісами з переважанням бука і ялиці, що підіймаються до висот 850-900 м; смереково-ялицево-буковими лісами, з переважанням смереки, що підіймаються до висот 950-1000 м; смерековими лісами, що підіймаються до 1200-1300 м. Від висот 1350 м підіймається чагарникове криволісся із сосни гірської («жерепу»), а вище 1670 м – кам'яні розсипища, альпійських лук і полонин немає. По долинах річок, на терасах, розміщуються післялісові луки, які виникли в результаті вирубування лісів, а зруби використовувались як сінокоси або пасовища. Отже, при крутизні схилів від 5 і вище градусів в Ґорґанах ступінь стійкості природних комплексів до рекреаційного навантаження перебуває в межах від 2 до 5. Оскільки перша ступінь найбільш висока, то доцільно сказати, що в даному випадку ступінь стійкості 2.

Оскільки в даному природному комплексі зустрічаються як лісові типи ландшафту, так і не лісові, то стадія рекреаційної дигресії характеризується для обох типів [39]:

а) *для лісового типу* – трав'яний і моховий покрив мало пошкоджений, його ярусність збереглася; підстилка не пошкоджена, дерева, підріст і підлісок в задовільному та доброму стані, тобто коефіцієнт рекреації складає 6-10 %, а стадія дигресії 2;

б) *для нелісового типу* – лучний покрив мало пошкоджений, його ярусність збереглася, коефіцієнт рекреації становить 6-10 %, а стадія дигресії 2.

Отже, стадія дигресії даного об'єкту природно-заповідного фонду 2.

Оскільки Ґорґани – це район Зовнішніх Карпат з буковими і темно-хвойними-буковими лісами, лучною рослинністю, то в структурі лісового фонду монокультурами є ялини, порослеві бучини, грабняки, березняки, осинники, вільшаники. Підлісок виражений слабо, в ньому домінують бузина чорна, козяча верба, жимолость, бересклет бородавчатий, ліщина. В трав'яному покриві розповсюджені герань Роберта, лютик степовий, шалфей клійкий, проліска багаторічна, копитень європейський, осика волосиста. Саме тому для лісового типу ландшафту максимальне рекреаційне навантаження становить 8,1 люд-день/га, для нелісового – 5,5 люд-день/га.

Для природно-заповідних територій Криму оцінку максимального рекреаційного навантаження можна провести на прикладі Кримського природного заповідника. За схемою фізико-географічного районування гірсько-лісова частина території заповідника належить до Кримського гірсько-лісового краю Кримської гірської ландшафтної країни, а «Лебедині острови» – до

Кримського степового краю Південно-степової підзони Степової зони. На території заповідника розташовуються вершини Чатирдаг (1527 м), Кемаль-Егерек (1529 м), Демір-Капу (1542 м) і найвища гора Криму Роман-Кош (1545 м). Найвищі гори складені ясно-сірими, сірими і темними щільними вапняками. У вапняках та пісковиках зустрічаються скам'янілі рештки тварин, що збереглися з юрського періоду. Наявність вапнякових порід зі значною тріщинуватістю, розчленованість рельєфу, значна кількість атмосферних опадів сприяли розвитку і розповсюдженню різноманітних форм карсту: понорів, колодязів, шахт, гротів, печер тощо. На порівняно невеликій площі заповідника розташовані декілька природно-кліматичних зон. Більше половини лісових угідь (53 %) займає дубовий ліс, 23 % – бук і 13 % – сосновий. Рослинність заповідника розміщується поясами залежно від висоти ділянок над рівнем моря. Нижній пояс до висоти 450 м сформований дубом пухнастим з підліском із граба східного, а на ділянках північної експозиції – дерену справжнього. До висоти 700-750 м над рівнем моря простягається пояс лісів дуба скельного, звичайними супутниками якого є граб звичайний та ясен звичайний. Вище, до самої яйли, або до вузької смуги лісів із сосни Сосновського, лежить пояс букових, грабово-букових та грабових лісів (780-1200 м над рівнем моря). Звичайним супутником бука біля верхньої межі цих лісів є ендемічний для Криму вид – клен Стевена.

На висоті 1200 м над рівнем моря лісова рослинність поступається місцем степам і лукам. Навесні тут квітують шафран кримський, сон кримський, пізніше – зірочки Кальє, первоцвіт звичайний. Домінують у степу костриця борозниста та осока низька.

Ступінь стійкості даного регіону 3-4. Наявний бур'ян або лучні трави, не характерні для лісорослинних умов (рудеральних рослин). Ярусність покриву ще зберігається. Підстилка частково пошкоджена. Підріст, який зберігся, мало диференційований. Майже нема сходів корінних лісоутворюючих порід. Лучний покрив пошкоджено на значній площі. Кількість лучних трав зменшилась. Наявність бур'яну або лучних трав, не характерних для рослинних умов ділянки. Ярусність покриву ще зберігається. Отже, коефіцієнт рекреації – 11-30 %, а стадія дигресії – 3 [110].

Даний район належить до південнокримського гірського району з сосновими (сосна кримська), дубовими (дуб пухнастий), ялівцевими лісами, заростями грабняку і скумпії та лучною рослинністю. Тут дуже сухі і сухі суборевi типи лісорослинних умов. Дуб пухнастий і грабняк мають висоту до 3 м. В їх трав'яному покриві в найбільш затінених місцях вже переважають лісові види, хоча в цілому панують степові. Тому максимальне рекреаційне навантаження становить для лісового типу ландшафту – 1,0 люд-день/га, для нелісового – 0,7 люд-день/га.

При обґрунтуванні величини рекреаційних навантажень на ЛПК території ПЗФ України з метою досягнення конкретних соціально-екологічних цілей враховуються, крім екологічних, також соціально-економічні аспекти, реальні можливості існуючого стану розвитку громадського господарства. Величини рекреаційних навантажень повинні бути спрямовані на збереження та відновлення здоров'я і працездатності рекреантів на час відпочинку. Контроль рекреаційних навантажень здійснюється відповідними органами і службами охорони з метою оптимізації режиму рекреаційного використання природно-заповідних територій шляхом регулювання періодичності та тривалості видів рекреаційної діяльності, а також за допомогою інших організаційно-господарських заходів.

3.4 Можливості використання біокліматичних показників в рекреаційній географії на прикладі прибережної зони Одеської області

Для біокліматичних оцінок найчастіше застосовуються комплексні показники, що відбивають тепловий стан людини, оскільки клімат і погода впливають, насамперед, на термічний режим організму і його функціональна діяльність багато в чому залежить від умов теплообміну з навколишнім середовищем. Ці показники дозволяють оцінити біокліматичні ресурси конкретних територій, визначити їхній рекреаційний потенціал, розв'язати низку окремих задач, пов'язаних з оптимізацією біокліматичних умов [111].

Як правило, біокліматичні індекси визначають діапазон значень метеорологічних факторів, за яких людина буде почуватися комфортно або дискомфортно. Тобто біокліматичні індекси – це показники суб'єктивного сприйняття комфорту/дискомфорту. Тепловий комфорт виникає тоді, коли складаються такі метеорологічні умови, за яких терморегуляторна система організму зазнає найменшого напруження, тобто має місце фізіологічний спокій. Одним з найоб'єктивніших показників дискомфорту є стан шкіри (тремтіння, посиніння, почервоніння, сильне потовиділення тощо) [112].

У біокліматології для оцінки комплексних метеорологічних умов, що визначають тепловідчуття людини, використовується, насамперед, система розрахункових ефективних температур: еквівалентно-ефективних (ЕЕТ), радіаційно-еквівалентно-ефективних (РЕЕТ) температур тощо.

ЕЕТ – це така температура, при якій у нерухомому і насиченому вологою повітрі тепловідчуття людини таке ж, як при даному сполученні температури повітря, відносної вологості і швидкості вітру. Тепловідчуття одягненої й оголеної людини за тих самих метеорологічних умов різне, тому розроблено дві шкали ЕЕТ – «основна шкала» для оголеної людини (еквівалентно-ефективна температура – ЕЕТ) і «нормальна шкала» для людини, одягненої в звичайний,

стандартний одяг (нормальна еквівалентно-ефективна температура – НЕЕТ). ЕЕТ зазвичай розраховується за формулою Б.А. Айзенштата [111]. Нормальна еквівалентно-ефективна температура (НЕЕТ) розраховується за формулою Місенарда [113] або за формулою, запропонованою І.В. Бутьєвою.

РЕЕТ враховує вплив на людину чотирьох метеорологічних факторів: температури повітря, відносної вологості, швидкості вітру і сонячної радіації. РЕЕТ можна розрахувати за формулою Г.В. Шелейховського або на основі ЕЕТ і НЕЕТ (формули І.В. Бутьєвої) [110].

Біологічно активна температура (БАТ) враховує вплив комплексу наступних метеорологічних величин: температури повітря, відносної вологості, швидкості вітру, сумарної сонячної радіації і довгохвильової радіації від підстильної поверхні, атмосфери і всіх навколишніх предметів (стін будівель, зелених насаджень, водойм і т.інш.). Біологічно активну температуру можна розрахувати за формулами І.В. Бутьєвої. Границі тепловідчуття людини по БАТ: оптимальна – від 10 до 22 ºС, низька – < 10 ºС і висока – > 22 ºС [110].

В даній роботі були використані результати метеорологічних спостережень за температурою (*t*), відносною вологістю (*f*) та швидкістю вітру (*v*) о 12 годині за кожен день трьох літніх місяців за п’ять років (2003-2007 рр.) на чотирьох станціях, розташованих у прибережній зоні Одеської області (Одеса, Іллічівськ, Білгород-Дністровський, Вилкове). За згаданими вище методиками нами були розраховані чотири біокліматичних показника: ЕЕТ, НЕЕТ, РЕЕТ і БАТ. В табл. 3.3 показані отримані результати розрахунків, а саме – середні місячні значення цих індексів.

З аналізу даної таблиці випливає, що за показником ЕЕТ найкомфортнішими є липень та серпень в Одесі, Іллічівську та Білгород-Дністровську, а також червень у Вилковому (для Вилкового загалом характерні вищі значення всіх біокліматичних показників, порівняно з іншими трьома містами). Тому саме в ці періоди в даних містах найдоцільніше проводити рекреаційні процедури, зокрема аеротерапію.

За НЕЕТ комфортні умови спостерігались у всіх містах протягом всіх літніх місяців, крім Вилкового, в якому комфортно лише у червні.

РЕЕТ дозволяє оцінити наскільки підходять умови для проведення геліотерапії. Результати дослідження показали, що липень та серпень у Вилковому є небажаними для геліотерапії. Найкращі умови для неї у Білгород-Дністровську, які тривають усі три літні місяці. Іллічівськ та Одеса мають також сприятливі умови для проведення геліотерапії, особливо в червні та липні. Хворим з ішемічною хворобою серця рекомендується приймати сонячні ванни в червні у Білгород-Дністровську, а при гіпертонічній хворобі 1-ої стадії або при затяжній і хронічній пневмонії 1-ої стадії, хронічному бронхіті 1-ої стадії тощо – упродовж всього літа в Білгород-Дністровську, протягом червня та липня (серпень також підходить, але в меншій мірі) в Іллічівську та Одесі.

Таблиця 3.3 – Середні місячні значення ЕЕТ, НЕЕТ, РЕЕТ і БАТ (ºС)

Місяць	Рік	ІЛЛІЧІВСЬК				ОДЕСА			
		ЕЕТ	НЕЕТ	РЕЕТ	БАТ	ЕЕТ	НЕЕТ	РЕЕТ	БАТ
червень	2003	16,5	20,2	25,7	22,2	17,2	20,8	26,3	22,8
	2004	13,2	17,5	22,9	19,5	15,1	19,1	24,5	21,1
	2005	13,3	17,6	23,0	19,6	15,3	19,2	24,7	21,2
	2006	16,8	20,5	26,0	22,5	17,0	20,6	26,1	22,6
	2007	19,1	22,3	27,9	24,3	19,8	22,8	28,4	24,8
липень	2003	15,9	19,8	25,2	21,8	17,7	21,1	26,7	23,1
	2004	16,2	19,9	25,4	21,9	17,7	21,1	26,7	23,1
	2005	19,0	22,2	27,8	24,2	19,8	22,8	28,4	24,8
	2006	20,7	23,6	29,2	25,6	20,3	23,2	28,9	25,2
	2007	19,7	22,8	28,4	24,8	20,8	23,7	29,3	25,7
серпень	2003	19,2	22,4	28,0	24,4	19,9	22,9	28,5	24,9
	2004	18,1	21,5	27,0	23,5	18,8	22,1	27,6	24,1
	2005	19,0	22,2	27,7	24,2	19,5	22,6	28,2	24,6
	2006	21,1	23,9	29,5	25,9	19,9	22,9	28,5	24,9
	2007	21,0	23,8	29,4	25,8	20,9	23,7	29,4	25,7
Місяць	Рік	БІЛГОРОД-ДНІСТРОВСЬКИЙ				ВИЛКОВЕ			
		ЕЕТ	НЕЕТ	РЕЕТ	БАТ	ЕЕТ	НЕЕТ	РЕЕТ	БАТ
червень	2003	15,8	19,6	25,1	21,6	21,2	23,9	29,6	25,9
	2004	12,3	16,9	22,2	18,9	18,7	21,9	27,5	23,9
	2005	13,6	17,9	23,3	19,9	18,8	22,1	27,6	24,1
	2006	15,4	19,3	24,8	21,3	20,0	23,0	28,6	25,0
	2007	16,7	20,3	25,8	22,3	21,7	24,4	30,0	26,4
липень	2003	15,8	19,7	25,2	21,7	21,9	24,5	30,2	26,5
	2004	16,3	20,0	25,5	22,0	21,5	24,2	29,9	26,2
	2005	17,9	21,3	26,9	23,3	22,3	24,9	30,5	26,9
	2006	18,8	22,1	27,6	24,1	22,0	24,6	30,3	26,6
	2007	19,7	22,7	28,3	24,7	23,9	26,1	31,8	28,1
серпень	2003	19,0	22,2	27,8	24,2	23,2	25,6	31,3	27,6
	2004	17,3	20,8	26,3	22,8	22,2	24,7	30,4	26,7
	2005	19,6	22,7	28,3	24,7	23,1	25,5	31,2	27,5
	2006	18,5	21,8	27,4	23,8	22,6	25,1	30,8	27,1
	2007	18,2	21,5	27,1	23,5	23,7	26,0	31,7	28

За БАТ оптимальні умови спостерігаються здебільшого в червні в Одесі, Іллічівську та Білгород-Дністровську [113, 114].

3.5 Економічний інструментарій природоохоронної діяльності (на прикладі аналізу досвіду країн Європейського Союзу)

Вже багато років економіка України розвивається з величезними структурними диспропорціями. Сучасна економічна система не досить ефективна, тому створюються умови нераціонального використання природних ресурсів та надмірного споживання енергії, вона зорієнтована скоріше на виробництво та валові показники, ніж на збереження та заощадливого використання ресурсів. Ці чинника та низький рівень екологічної свідомості суспільства призвели до значної деградації навколишнього середовища України, надмірного забруднення поверхневих та підземних вод, атмосферного повітря, а також нагромадження в землях великої кількості шкідливих відходів виробництва. За таких умов вагомого значення набуває пошук оптимальних взаємозв'язків між економікою країни та навколишнім середовищем, між задоволенням потреб суспільства та захистом довкілля.

Для того, щоб поліпшити екологічну ситуацію, що сталася в Україні, необхідно здійснити екологічне оновлення устаткування, інфраструктури виробництва, реформувати системи управління охороною навколишнього середовища, удосконалити законодавчо-правові та економічні механізми регулювання виробничої діяльності юридичних та фізичних осіб щодо охорони, використання природних ресурсів та їх відходів. Проте формування ефективної системи управління охороною довкілля неможливе без досконалого вивчення зарубіжного досвіду, порівняльного аналізу даних, виявлення специфічних особливостей і причин, які визначають вибір конкретних механізмів управління. Тому актуальним буде проаналізувати досвід країн Європейського Союзу, які докорінно змінили систему державного управління охороною природного середовища. Дотримання вимог у сфері захисту навколишнього природного середовища стало невід'ємною складовою роботи будь-якого бізнесу не лише в Україні, але й в багатьох країнах світу, й передусім в країнах ЄС, де захист довкілля є одним з найголовніших пріоритетів.

Для вирішення вітчизняних проблем в сфері охорони навколишнього природного середовища багато українських вчених звертаються до зарубіжного досвіду управління в цій сфері, серед яких Данилишин Б.М., Веклич О.О., Галушкіна Т.П., Гіряєва В.М., Дорогунцов С.І., Хвесик М.А., Горбач Л.М., Пастушенко П.П., Гетьман А.П., Герасіна Л.М., Данильян О.Г., Лазор О., Серебрянський Д., Ющенко Ю., Шевчук В. та інш. Але, незважаючи на велику кількість публікацій, проблема розроблення ефективних механізмів управління охороною навколишнього природного середовища в Україні потребує подальшого вдосконалення.

На сьогодні у країнах ЄС налічується понад 150 різних механізмів управління охороною довкілля, які поділяються на адміністративні, економічні, ринкові і засновані на активній участі громадськості. Серед найбільш розповсюджених механізмів управління природоохоронною діяльністю в країнах ЄС частіше всього використовуються економічні інструменти (рис. 3.83). До екологічних платежів належать такі, як платежі за забруднення атмосферного повітря, водних ресурсів, шумове забруднення, утилізація відходів тощо. Ці платежі впроваджуються практично у всіх країнах Європейського Союзу і в сучасних умовах екологічні платежі розглядаються в якості одного з основних інструментів для боротьби з промисловим забрудненням. До платежів за споживання природних ресурсів належать такі: платежі за споживання водних, мінерально-сировинних, земельних і рибних ресурсів. Застосування таких платежів відповідає найбільш ефективним заходам природоохоронної діяльності. Тому що відбувається не боротьба з уже виниклим забрудненням навколишнього середовища, а попередження виникнення забруднення на початкових стадіях процесу виробництва шляхом стимулювання виробників до максимально ефективного і раціонального використання ресурсів (наприклад, за допомогою впровадження маловідходних технологій). Тому управління використанням природних ресурсів має пріоритетне значення порівняно з контролем забруднення.

Система застав являє собою систему надбавок до роздрібних цін на товари, утилізація яких доцільна для періоду експлуатації. Система застави застосовується у більшості країн ЄС (Франції, Німеччині, Італії, Фінляндії, Австрії, Великобританії та інш.) при формуванні цін на використання беззаставної тари. У Швеції система застави використовується при продажу автомобілів. Завдяки цим заходам, більше 90 % реалізованих у Швеції автомобілів згодом здається на утилізацію.

Пільгові кредити і субсидії видаються, як правило, на конкурсній основі для вирішення різних природоохоронних програм. У деяких країнах компаніям надаються субсидії, якщо вони відмовляються від застосування пестицидів і отруйних хімікатів. В останні роки в країнах Західної Європи спостерігається тенденція до відмови від державних субсидій при реалізації добрив. У минулі роки часткове субсидування покупки добрив розглядалося в якості одного із ефективних заходів підтримки аграрного сектора. Тепер же відмова субсидіювати споживання добрив сприймається як спосіб, за допомогою якого можна зберегти ґрунти від забруднення внаслідок надмірного використання добрив і заохотити біологічні методи збільшення врожайності.

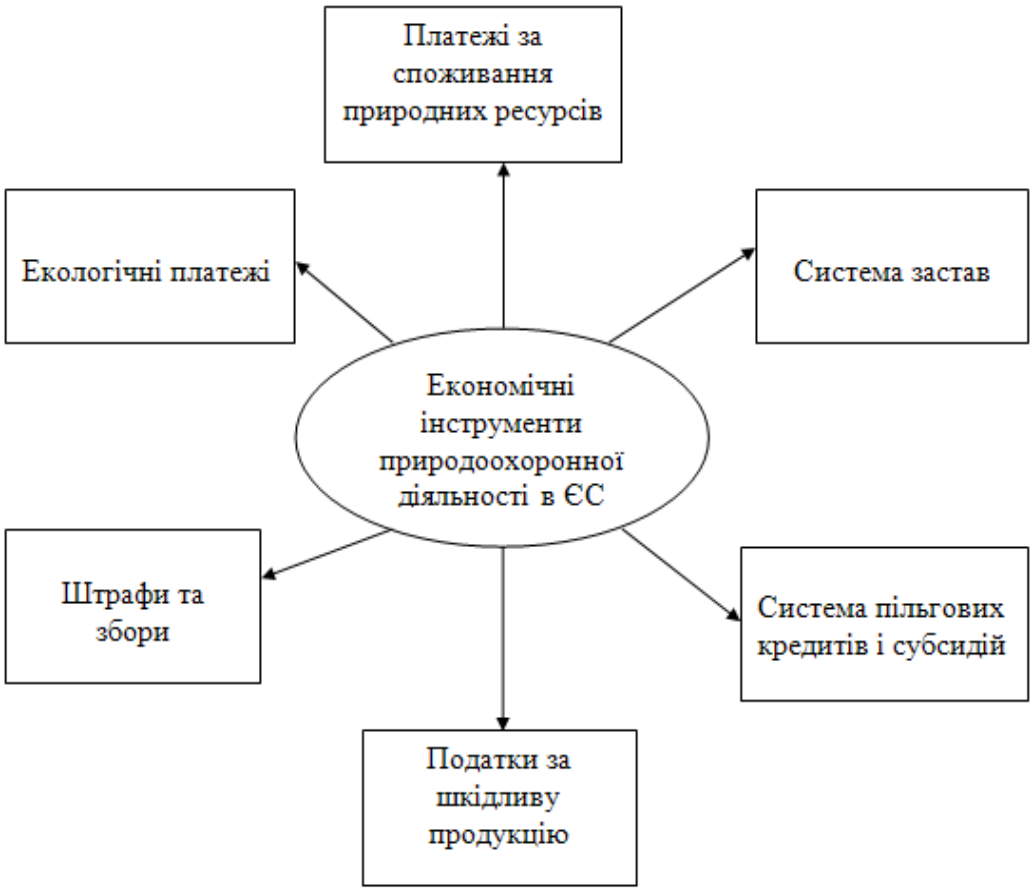


Рисунок 3.83 – Економічні інструменти природоохоронної діяльності в країнах Європейського Союзу

За шкідливу продукцію, таку як різні види пального, тару, міндобрива, пестициди, миючі засоби та інші необхідно додатково сплачувати податки. Так, у Франції, Німеччині, Італії, Фінляндії, Австрії, Великобританії сплачуються податки на мастильні масла, сиру нафту і нафтопродукти. Цей податок регулює збір, зберігання і утилізацію використаних масел. У Норвегії і Швеції введено податок на мінеральні добрива і пестициди. У Нідерландах застосовується податок на паливо, надходження від якого використовуються для фінансування державних природоохоронних витрат і стимулювання зниження викидів двоокису сірки. За рахунок податку покривається 50 % витрат Міністерства екології, включаючи витрати на запобігання і відшкодування збитку, субсидування впровадження передових прогресивних технологій з очищення і переробки, а також фінансування розміщення хімічних відходів [115]. За адміністративні порушення природоохоронного законодавства стягуються на постійній основі штрафи, якщо не застосовуються виплати або платежі, а також місцеві збори за утилізацію, очищення твердих та стічних відходів.

Для стимулювання приватних інвестицій в природоохоронну сферу в країнах ЄС використовується механізм прискореної амортизації, який дозволяє знизити податкові платежі корпорацій, стабілізує їх фінансове положення і знижує ризик, пов'язаний з використанням нової техніки. Так, у Німеччині діє система прискореної амортизації очисних споруд і обладнання, а також обладнання, що дозволяє знижувати шумове забруднення. Рівень прискореної амортизації становить 60 % в перший рік і 10 % в подальші чотири роки, в той час як загальноприйнята норма становить 6,67 % [116]. Введення прискореної амортизації в зарубіжних країнах сприяло найшвидшому накопиченню капіталу для оновлення морально застарілої техніки і переходу на обладнання, що мінімально шкодить навколишньому середовищу. У Франції 50 % очисного обладнання амортизується за один рік, в Італії до 45 % обладнання – за три роки. Транспортні податки посідають особливе місце в системі екологічного оподаткування багатьох розвинених європейських країн. Максимальні розміри автомобільного податку мають такі країни, як Данія, Нідерланди, Фінляндія, мінімальний – Німеччина, Італія, Португалія. Транспортні податки на автомобілі, які працюють на дизельному паливі значно перевищують суму податку на бензинові авто (табл. 3.4) [115].

Таблиця 3.4 – Сума транспортних податків за період експлуатації автомобіля в деяких країнах Європи

Країна	Сума податку з автомобіля на бензин, євро	Сума податку з автомобіля на дизель, євро
Бельгія	7845	9916
Німеччина	6950	7845
Данія	29286	34753
Італія	5696	6545
Нідерланди	16661	23208
Португалія	5348	9200
Швеція	7814	12248
Фінляндія	13539	19920
Англія	11824	12248

Ці надходження зараховуються до бюджетів європейських країн і частка з них використовується надалі за цільовим призначенням:

- поліпшення екологічних стандартів автомобілів;
- розвиток альтернативної транспортної інфраструктури;
- розробка і впровадження альтернативних видів палива;
- будівництво нових і ремонт існуючих дорожніх шляхів.

Лідером серед європейських країн у галузі охорони навколишнього середовища вважається Німеччина. На сьогоднішній день нормативна база охорони навколишнього середовища в Німеччині включає багаточисельні законодавчі акти, правові положення. Серед них федеральний закон про охорону природи і ландшафтне планування, закони про емісії, про генну техніку, про включення в плани економічного розвитку питань охорони навколишнього середовища [116].

Особлива увага в Німеччині приділяється екологічному навчанню виробничого персоналу. Охорона навколишнього середовища є сферою, що забезпечує робочі місця значної частки німецького населення. Щороку зростає кількість підприємств, екологічних і ресурсозберігаючих технологій, що займаються розробкою, або що пропонують послуги в галузі охорони навколишнього середовища. Чимало підприємств приваблює покупців знаками екологічно чистої продукції. Німецький екологічний знак «Блакитний ангел» став успішним інструментом позначення екологічно чистої продукції. При цьому критерії формуються так, що тільки особливо екологічно чисті продукти отримують право ввести цей знак і рекламувати свою екологічну чистоту.

Останніми роками головні акценти в політиці охорони навколишнього середовища були зроблені на поступову відмову від використання атомної енергії, скорочення викидів вуглекислого газу, розвиток виробництва із замкнутим циклом. Німеччина посідає провідні позиції по скороченню емісії вуглекислого газу. У Німеччині особливо заохочується використання поновлюваних джерел енергії, вживання енергозберігаючих технологій, стимулюються капіталовкладення в технології, засновані на використанні сонячної енергії і енергії вітру. Для цього передбачені спеціальні пільгові кредити і дотації.

На сьогоднішній день Німеччина є однією з ведучих країн-експортерів безпечних для навколишнього середовища технологій. У промисловості, житлово-комунальному господарстві велика увага приділяється розробці технологій, що дозволяють досягти максимального зниження забруднення води. Заохочується перехід сільськогосподарських підприємств на екологічно чисте землеробство.

Скорочується використання добрив, зменшуються ризики, пов’язані з використанням для захисту рослин отрутохімікатів. Промисловість активно впроваджує товари з рослинної сировини: фасонні деталі для автомобілів з льону, упаковки з картопляного крохмалю тощо.

На сучасному етапі розвитку Україна перебуває в досить складній ситуації: з одного боку, необхідно дотримуватися положень міжнародних угод із забезпеченням екологічних вимог, а з іншого – не припиняти темпів індустріального виробництва заради економічного зростання. Але як свідчить досвід членів ЄС, маючи за орієнтир європейський вимір екологічної політики,

в України є значний потенціал гармонізувати в майбутньому екологічну та економічну складові сталого розвитку [117].

Головним органом у системі центральних органів виконавчої влади з питань охорони навколишнього природного середовища, раціонального використання, відтворення і охорони природних ресурсів, здійснення державного контролю за використанням та охороною земель, екологічної безпеки, заповідної справи, поводження з відходами, формування, збереження та використання екологічної мережі, геологічного вивчення та забезпечення раціонального використання надр, а також топографо-геодезичної та картографічної діяльності є Міністерство охорони навколишнього природного середовища України.

Основними нормативно-правовими актами у сфері охорони навколишнього середовища є:

- Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25 червня 1991 року №1264-XII, який визначає правові, економічні та соціальні основи організації охорони навколишнього природного середовища в інтересах нинішнього і майбутніх поколінь.
- Закон України «Про екологічну експертизу» від 9 лютого 1995 року №45/95-ВР , метою якого є запобігання негативному впливу антропогенної діяльності на стан навколишнього природного середовища та здоров’я людей, а також оцінка ступеня екологічної безпеки господарської діяльності та екологічної ситуації на окремих територіях і об’єктах.
- Постанова Кабінету Міністрів від 27 липня 1995 року № 554 «Про перелік видів діяльності та об’єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку», який затверджує перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку, для яких здійснення державної експертизи є обов’язковим.

На сучасному етапі розвитку екологічної діяльності і компетенції Європейського Союзу правові основи здійснення політики європейських країн в сфері навколишнього середовища закладають положення Договору про заснування Європейського Співтовариства. (Розділ XIX «Навколишнє середовище», ст. 174-176). Захист навколишнього середовища є однією з найважливіших цілей ЄС. Амстердамський договір 1997 р., який вніс чергові зміни до змісту установчого договору Співтовариства, закріпив також принцип екологічної орієнтованості діяльності ЄС (ст. 6).

Цей принцип передбачає інтеграцію цілей і принципів екологічної політики Європейського Союзу у здійсненні інших політик Співтовариства (сільське господарство, транспорт, спільний ринок, регіональна політика та ін.) [118].

Екологічна політика та право навколишнього природного середовища країн ЄС існують і розвиваються протягом останніх тридцяти років.

Розвиток правового регулювання цієї сфери відносин сьогодні відбувається у трьох магістральних напрямах:

- створення і забезпечення функціонування організаційного механізму охорони навколишнього середовища (унормування права навколишнього середовища на рівні Співтовариства, впровадження єдиних правил оцінки впливу на навколишнє середовище, збирання і обробка екологічної інформації, а також моніторинг навколишнього середовища через Європейське агентство з навколишнього середовища, екологічна сертифікація Співтовариства, екологічний менеджмент і екологічний аудит);
- створення і розвиток економічного механізму охорони навколишнього середовища (система фінансування екологічних заходів LIFE, «зелені» податки Співтовариства в енергетиці);
- становлення механізму захисту екологічних прав особи.

На основі аналізу екологічної політики та права навколишнього природного середовища ЄС можна зробити наступні висновки. По-перше, на сучасному етапі розвитку діяльність ЄС у галузі охорони навколишнього середовища зумовлена трьома особливостями:

- екологічна компетенція ЄС є спільною з державами-членами;
- екологічна діяльність ЄС нерозривно пов’язана з іншими напрямами інтеграції;
- екологічній діяльності властивий «дуалізм компетенції», який виражається в тому, що повноваження в цій галузі надані Союзу установчим договором для досягнення цілей екологічної політики ЄС (ст. 174-176), підтримки функціонування внутрішнього ринку (ст. 95).

По-друге, в рамках екологічної політики пройшов свою апробацію принцип субсидіарності – один із базових принципів діяльності Європейського Співтовариства.

По-третє, хоча функціонування кожного з інститутів ЄС (Ради, Комісії, Європейського Парламенту, Суду ЄС, Рахункової палати ЄС) дещо зачіпає проблеми навколишнього середовища, в структурі органів ЄС створено спеціальну екологічну установу – Європейське агентство з навколишнього середовища [118].

Аналіз положень Договору про заснування ЄС свідчить про те, що захист навколишнього природного середовища є однією з основних цілей, напрямів і принципів діяльності Союзу і наділяє ЄС відповідною компетенцією. Європейське співтовариство проводить різноманітні заходи в галузі екології, створено значний масив правових норм Співтовариства в цій галузі (директиви, регламенти, рішення Суду ЄС та інш.). Більше того, нині помітні спроби кодифікації вторинного права Співтовариства в галузі екології. Не буде перебільшеним твердження про те, що в праві ЄС сьогодні відбувається становлення механізму охорони екологічних прав громадян, зокрема, права

громадян на екологічну інформацію, права на участь у прийнятті екологічних рішень і права на доступ до правосуддя у справах екологічного характеру.

В основу екологічної політики країн ЄС покладені такі принципи: превентивних дій; запобігання забрудненню; відшкодування збитків, заподіяних навколишньому середовищу; «забруднювач сплачує» та інш.

Найважливішими актами ЄС у сфері природоохоронної діяльності можна назвати:

а) Директиву 2001/42/ЄС від Європейського Парламенту та Ради від 27 червня 2001 року про оцінку впливу деяких програм на навколишнє середовище, ціль якої полягає у забезпеченні високого рівня охорони навколишнього природного середовища і сприянні інтегруванню міркувань стосовно навколишнього природного середовища при підготовці та ухваленні проектів та програм шляхом забезпечення, відповідно до вимог цієї Директиви, проведення оцінювання стану навколишнього природного середовища при впровадженні окремих проектів та програм, які можуть суттєво вплинути на стан навколишнього природного середовища.

б) Директиву Європейського Парламенту та Ради 2004/35/ЄС від 21 квітня 2004 року про екологічну відповідальність за попередження та ліквідацію шкоди навколишньому середовищу, яка має на меті встановити для попередження та ліквідації наслідків екологічної шкоди рамки екологічної відповідальності, що ґрунтуються на принципі «забруднювач-платник», а також:

в) Базове Рішення Ради 2003/80/ЄС від 27 січня 2003 року про захист навколишнього середовища через кримінальне право.

Основи у співпраці між Україною і Європейським Союзом у сфері охорони навколишнього природного середовища було закладено ще у 1994 році відповідно до Угоди про партнерство і співробітництво між ЄС та його державами-членами і Україною [119]. Необхідність тісної співпраці з європейською спільнотою у сфері охорони навколишнього природного середовища обумовлена не тільки визначеними нею екологічними стратегіями, але й потребами самої України у подоланні кризового стану, що формувався протягом тривалого часу через нехтування законами відтворення природно-ресурсного комплексу.

У вітчизняному законодавстві залишаються неврахованими деякі базові принципи системи екологічного управління ЄС, зокрема, принцип перестороги, принцип корпоративного екологічного управління, принцип інтегрованого підходу та принцип комплексного міжсередовищного підходу у формуванні політики у сфері охорони довкілля. Також слід зазначити, що в ЄС заходи у сфері охорони довкілля поширюються на ширше коло об’єктів охорони та джерел забруднення. Отже, подальша адаптація законодавства України до європейських стандартів повинна відбуватися шляхом поступового розширення кола об’єктів охорони та джерел забруднення [120].

Труднощі у процесі адаптації вітчизняного правового механізму до правового простору ЄС виникають значною мірою через низький рівень екологічної правосвідомості суспільства, насамперед його політичного і економічного менеджменту, на який, в свою чергу впливає відсутність сталої, організаційно й законодавчо забезпеченої концепції правового виховання населення в цілому та екологічно-правового виховання зокрема і як наслідок:

- нехтування європейськими стандартами екологічно ощадливого виробництва;
- нерозвиненість системи заохочень і стимулів для впровадження підприємцями екологічних технологій;
- декларативна підтримка громадських екологічних ініціатив, а здебільшого їх ігнорування;
- слабке фінансування природоохоронних програм, а то й використання запланованих щодо них коштів на інші витрати;
- стабільне зростання кримінальної статистики у природоохоронній сфері.

Найбільшу тривогу викликає той факт, що на фоні збільшення кількості протиправних дій у сфері охорони довкілля з боку пересічних громадян частішають випадки злочинної недбалості або умисного укривання таких дій з боку представників органів влади, які власне покликані забезпечувати цю охорону [121]. Загалом в останні роки можна спостерігати зростаючу зацікавленість держави в розвитку правовиховної системи, через що пожвавилося й дослідження проблем правового виховання населення [122], включаючи і його екологічний складник.

Про оновлення парадигми правотворчості в природоохоронному напрямку свідчить прийнятий 21 грудня 2010 р. Закон України «Про основні засади державної екологічної політики до 2020 року» [123]. Він визначає мету і принципи державної екологічної політики, стратегічні цілі та завдання, інструменти та етапи реалізації національної екологічної політики, що має суттєве значення для побудови ефективної системи екологічно-правового виховання. Зокрема у законі йдеться про посилення ролі екологічного управління в системі державного управління України з метою закріплення рівноцінності та гармонізації трьох фундаментальних складників розвитку – економічного, екологічного й соціального. Це зумовлює орієнтування на:

- пріоритети сталого розвитку;
- відповідальність нинішнього покоління за збереження довкілля на благо прийдешніх поколінь;
- державну підтримку та стимулювання вітчизняних суб’єктів господарювання, які мають здійснювати модернізацію виробництва, спрямовану на зменшення негативного впливу на навколишнє природне середовище.

Особливе значення має те, що серед стратегічних цілей екологічної політики першою визначено підвищення рівня суспільної екологічної свідомості, і в межах її досягнення передбачається виконання таких завдань:

- розроблення до 2015 р. і реалізація Стратегії екологічної освіти з метою сталого розвитку українського суспільства та економіки України;
- формування до 2015 р. організаційного механізму місцевого, регіонального та найвищого державного рівнів управління процесом активного залучення громадськості до екологічної освіти з метою сталого розвитку, екологічної просвіти та виховання;
- включення питань формування екологічної культури, екологічної освіти та просвіти в державні цільові, регіональні та місцеві програми розвитку.

Отже, навколишнє природне середовище є одним з найважливіших питань як для України, так і до країн ЄС та усіх країн світу. Якщо брати за зразок природоохоронну діяльність країн ЄС, тоді Україні доведеться встановити нові стандарти чистого навколишнього середовища, адаптувати національне законодавство до європейського екологічного права, а також забезпечити механізми ефективної реалізації таких положень. Україна має бути готовою до збільшення витрат на екологізацію економіки. Між тим, фінансування природоохоронної сфери на сьогоднішній день залишається недосяжним щодо європейських показників. На жаль, дотепер продовжує діяти залишковий принцип фінансування природоохоронної діяльності. Занадто багато підприємців та чиновників виходять з того, що витрати на охорону навколишнього природного середовища не окупаються або окупаються не так швидко, як хотілося би, і тому в них не зацікавлені. Між тим, європейська практика свідчить про високу ефективність вкладень у природоохоронні проекти, які дають економіці ефект за відвернуту шкоду, у 10-15 разів перевищуючий ці вкладення. Переробка відходів, очистка стічних вод, рекультивація земель за сприятливого інвестування можуть бути серйозним джерелом прибуткової частини бюджету, а їх екологічна та соціальна значущість не викликає сумнівів.

Таким чином, можна констатувати, що Україна, на жаль, перебуває ще далеко від європейських стандартів заходів з охорони навколишнього природного середовищем. Але застосування досвіду реалізації економічних інструментів природоохоронної діяльності саме європейських країн сприятиме більш ефективному, екологобезпечному використанню природно-ресурсного потенціалу нашої країни. Поступова адаптація вітчизняної законодавчої бази до законодавства ЄС є реальним чинником реформування системи управління охороною навколишнього природного середовища України. Наближуючись до євростандартів, українське суспільство поступово буде просуватися у напрямку виховання в громадян екологічної правосвідомості та екологічно культури.

3.6 Забезпечення економіко-екологічної трансформації охорони земельних ресурсів

Швидкі технологічні зміни та зростання населення зумовлюють необхідність трансформації охорони земельних ресурсів з врахуванням глобальних проблем довкілля. Однією з причин глобального потепління виступають зміни в землекористуванні, оскільки історичні тенденції зменшення площі лісів, зростання площ орної землі та урбанізація спричиняють прямий вплив на парниковий ефект. Будь яка трансформація охорони земельних ресурсів повинна враховувати природні процеси і взаємозв'язки, а саме енергетичний баланс, геохімічний режим, вологообмін, біологічний кругообіг для наукового обґрунтування і розв'язання соціально-економічних завдань, оскільки проблема охорони земельних ресурсів і їх відтворення по суті пов'язані з безпекою генофонду нації.

Втрата цінних продуктивних земель, зниження родючості ґрунтів і їх деградація є усвідомленою загрозою національній безпеці України, тому раціоналізація використання земельно-ресурсного потенціалу і трансформація охорони земельних ресурсів в сфері особливо цінних і охоронюваних територій є запорукою сталого соціально-економічного розвитку нашої держави.

Тісний зв'язок стану земельних ресурсів з багатьма фундаментальними характеристиками і процесами глобальних проблем довкілля спричиняє підсилений інтерес, тому що руйнування лісових територій є вирішальним фактором впливу на зміну клімату, зменшення біологічного різноманіття, а інтенсифікація сільськогосподарської діяльності є фактором деградації земель і опустелювання. Таким чином стан земельного покриву спричиняє значний вплив на клімат, біогеохімічні процеси, гідрологічні процеси і різноманіття існуючих видів.

Проблеми охорони земельних ресурсів на сьогодні складають вагому галузь наукових досліджень [124, 125, 126, 127], як і вплив зміни клімату на землекористування [128], проте питання взаємозв'язку трансформації охорони земельних ресурсів для вирішення проблем забезпечення кліматичної безпеки ще недостатньо досліджені, що і обумовило мету цього розділу НДР, оскільки спроможність передбачення і проектування майбутнього стану земельних ресурсів є обов'язковою вимогою кількісного прогнозування інших глобальних змін. Взаємозв'язок стану земельних ресурсів і зміни клімату підкреслений в міжнародних документах наведених нижче.

Міжнародна програма «Геосфера-Біосфера» та Програма людських вимірів глобальних змін у довкіллі (International Geosphere-Biosphere Programme – IGBP and Human Dimensions of Global Environmental Change Programme – HDP) відзначили важливість вивчення змін землекористування та

у 1991 році була сформована робоча група з дослідження даної проблеми. В рекомендаціях зазначалась необхідність створення міждисциплінарної дослідної програми з метою прогнозування майбутнього стану земельних ресурсів.

В 2001 році у Марракеші представники 170 країн світу остаточно узгодили договір по запобіганню глобальному потеплінню (Кіотський протокол) від 1997 року згідно якого до 2012 року було прийнято завдання зменшення викидів шести видів парникових газів на 5 % від рівня 1990 року. (Кіотський протокол – міжнародна угода, прийнята в Кіото (Японія) в грудні 1997 на додаток до Рамкової конвенції ООН про зміну клімату (РКЗК). Сесія UNFCCC у Дурбані 2011 року – створення нової робочої групи, яка до 2015 року розробить новий інструмент регулювання, покликаний замінити Кіотський протокол). Також була внесена пропозиція про можливість збільшення обсягів викидів за умови збільшення зелених територій, які будуть їх поглинати.

В Україні в листопаді 2010-го за рішенням Ради національної безпеки і оборони було підготовлено Національний план адаптації до змін клімату на 2011-2013 роки, однак для його впровадження в держбюджеті не передбачено інвестицій.

Кліматична безпека передбачає відсутність недопустимого ризику, тобто відсутність дій, станів і процесів, які прямо або опосередковано призводять до заподіяння шкоди навколишньому природному середовищу, населенню або матеріальним об’єктам. Кліматична безпека виступає як інтегрована категорія, яка визначається комплексною дією фізико-біологічних, технологічних, економічних, правових та соціальних факторів. На даний час більшість експертів вважає, що якщо глобальному потеплінню завадити неможливо, а погодно-кліматичні умови, зумовлюють ресурсно-екологічну безпеку держави, яка є частиною системи національної безпеки, то основну увагу необхідно приділити запобіганню та пом’якшенню його наслідків. Невпинне зростання в майбутньому середньої річної температури може призвести до видозміни частини природно-кліматичного ландшафту України, особливо чутливим до цих трансформацій стане наш регіон, де можливі тривалі посухи і опустелювання.

Взаємозв’язок і взаємовплив стану земельних ресурсів і клімату загальновідомий – на землекористування впливають такі фактори довкілля як ґрунти, клімат, топографія і рослинність, а такі кліматичні фактори як тепло, волога і енергія вітру мають першочергове значення для розвитку рослин і впливають на встановлення системи землеробства, спеціалізацію сільського господарства, а енергія вітру і просторове розміщення рослин впливає на організацію території через створення полезахисних смуг, меж полів тощо. Вилучення будь-якого елементу ландшафту послаблює функціонування

системи в цілому, наприклад трансформація лісових насаджень в ріллю супроводжується зміною вологообміну в атмосфері і ґрунті та підсиленням процесів ерозії і площинного змиву.

Поступова трансформація клімату може інтенсифікувати такі негативні фізико-географічні процеси, як підтоплення, яроутворення, зсуви, ерозію, збільшення середніх температур зимових місяців і, як наслідок, зростання загальної нестійкості погоди, зростання кількості циклів «заморожування-танення» ґрунту [128].

Практика землекористування, як зазначено в роботі [127] повинна базуватися на принципі цілеспрямованого перетворення ландшафтів для забезпечення оптимальних умов співіснування людини і екосистем та запровадження комплексу заходів щодо захисту земельних ресурсів від деградаційних процесів.

Організація ж територій повинна спрямовуватися на створення комплексу сприятливих умов для комплексного землекористування і охорони земельних ресурсів, тобто господарські навантаження на територію потрібно регулювати у відповідності зі структурою ландшафтів і їх стійкістю до зовнішніх впливів з пріоритетом зеленого покриття та розширення системи природних охоронюваних територій і об’єктів [125].

Рослинний покрив виконує захисні і регулюючі функції, протидіє розвитку ерозії і зменшує пов’язані з цим ризики зниження родючості ґрунтів і продуктивності угідь. Таким чином він виступає основним компонентом, який забезпечує функціонування, самовідновлення і самоочищення територій. Тому збереження і збільшення вкритих рослинністю територій є першочерговою умовою при трансформації охорони земельних ресурсів. Трансформаційні процеси в охороні земельних ресурсів повинні забезпечити оптимальне співвідношення між видами угідь (рілля, луки, ліси, водні угіддя, селітебні території), їх раціональне просторове розміщення, а також насичення структурними елементами екологічного призначення – екосистемами буферного типу, до яких належать лісові насадження, які виконують роль біогеохімічних бар’єрів, грунтоводоохоронні, кліматорегулюючі та інші функції, підвищують видову різноманітність і екологічну ємність, сприяють відновленню процесів саморегуляції [126].

Таким чином, з позиції забезпечення кліматичної безпеки дуже актуальним для України є завдання оцінки трансформації земельних відносин у сфері охоронюваних територій, задля якої використовуються такі методичні підходи:

- розробка принципів виділення контрольних територій;
- розробка і використання класифікатора по ключових характеристиках територій;
- загальна оцінка існуючого типу землекористування;

- опис біологічної цінності територій;
- оцінка факторів ризику для територій;
- рекомендації по оптимізації природокористування [129].

У відповідності до Регіональної програми формування національної екологічної мережі в Одеській області на 2005-2015 роки [130], формування національної та регіональних екологічних мереж виступає найважливішою складовою трансформації охорони земельних ресурсів, як інструмент створення «біосферних вікон», захисних або буферних зон задля забезпечення вимог екологічної безпеки. Основна увага приділяється заходам по таким напрямкам, як встановлення меж та розвиток територій і об’єктів природно-заповідного фонду, лісовідновні заходи та заліснення територій, регулювання використання об’єктів рослинного і тваринного світу з метою їх невиснажливого використання та відтворення тощо.

Для комплексного вирішення питання забезпечення кліматичної безпеки необхідне розширення межі національної екологічної мережі шляхом:

- створення об’єктів природно-заповідного фонду на територіях, що відповідають критеріям особливо цінних природних комплексів та об’єктів;
- збільшення площі існуючих територій і об’єктів природно-заповідного фонду;
- збереження природного ландшафту на ділянках, що мають історико-культурну цінність;
- включення до програм екологічного оздоровлення басейнів річок щодо створення та упорядкування водоохоронних зон і прибережних захисних смуг водних об’єктів, запровадження особливого режиму використання земель на ділянках витоку річок;
- формування транскордонних природоохоронних територій міжнародного значення;
- створення захисних лісових насаджень та полезахисних лісових смуг, залуження земель;
- консервація сильно деградованих і забруднених земель з наступною їх натуралізацією;
- збереження природних ландшафтів на землях промисловості, транспорту, зв’язку і оборони;
- збільшення площі лісів;
- встановлення спеціального режиму охорони і використання територій національної екологічної мережі [131].

Сучасне землевпорядкування повинно базуватися на екологічній стійкості кожної території в інтересах охорони навколишнього природного середовища, інтенсифікувати землеробство необхідно на кращих землях і скорочувати виробництво в гірших умовах агроландшафтів з вилученням

непридатних, сильно деградованих земель з обігу задля консервації, створення заказників, національних парків, рекреаційних зон тощо.

В Україні вже сформована нормативно-правова база для створення національної та регіональних екологічних мереж: у 2000р. прийнято закон «Про програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки», а в 2004р. – закон «Про екологічну мережу». Кабінет міністрів України у 2000 р. зобов'язав регіональні органи державної влади розробити для АР Крим та всіх областей регіональні програми формування екомереж. Перші розробки показують, що частка земель під екомережами може становити 20-30 % території регіонів і більше [132].

Екомережа включає такі структурні елементи як ключові, сполучні, буферні та відновлювані території з визначенням природних коридорів регіонального, національного та міжнародного значення. Ключові території – це об'єкти та території природно-заповідного фонду, території та землі які є місцями перебування або зростання видів тваринного і рослинного світу, занесених до Червоної та Зеленої книги України, водно-болотні угіддя, вони забезпечують збереження компонентів ландшафтного біорізноманіття. Сполучні території виступають як екокоридори, поєднуючи ключові території, забезпечують міграцію тварин та обмін генетичного матеріалу, вони включають землі водного, лісового фонду, полезахисні лісові смуги та інші захисні насадження, які не належать до земель лісового фонду. Буферні території забезпечують захист ключових та сполучних територій від зовнішніх впливів. Відновлювані території включають порушені, деградовані і малопродуктивні землі, для яких необхідні першочергові заходи щодо відновлення порушеного природного стану.

Схема регіональної екомережі Одеської області включає елементи екологічних мереж різних рівнів – міжнародного (Всеєвропейська екомережа – Нижньо-Дунайський та Азово-Чорноморський природні регіони), загальнодержавного (Національна екомережа України – природні коридори: Азово-Чорноморський, Прибережно-Дністровський, Південно-Український, Галицько-Слобожанський, Прибережно-Бузький), і регіонального (Кодимсько - Савранський, Кодимсько-Слобідсько-Байталівський, Слобідсько-Ягорлицький, Кучурганський, Велико-Куяльницький, Тилігульський, Нижньо-Дунайський, Ялпузький, Катлабузький, Киргиз-Китайський, Сасик-Когильницький, Хаджидерський та Чорноморський прибережно-морський коридори).

Безумовно, що ядром екомереж повинні стати землі природно-заповідного фонду, частка яких нормативно встановлена в Україні на рівні 5 %. Проте для Одеській області, виходячи з рекреаційної значущості територій, цього нормативу недостатньо, оптимальний його рівень повинен становити до 10 %, враховуючи інтенсивність техногенних навантажень.

Динаміка площ земельних угідь в складі національної екомережі

відображена в табл. 3.5. Природно-заповідний фонд Одеської області станом на 01.01.2011 р. становив 120 територій та об'єктів загальною площею 154577,72 га (в 2009 році – 118 територій та об'єктів загальною площею 154496,125 га), враховуючи те, що 10 об'єктів загальною площею 8961,25 га перебувають у складі інших природно-заповідних територій, фактично займана ПЗФ площа в області становить – 145616,522 га, тобто 4,41 % від загальної площі Одеської області (в 2009 році – 4,38 % від загальної площі Одеської області). Збільшення площ природно-заповідного фонду Одеській області відбулось за рахунок створення національного природного парку «Тузловські лимани» у Татарбунарському районі (Указ Президента України від 01.01.2010 р. № 1/2010), 2-х ботанічних пам'яток природи місцевого значення «Дуб Лемме» і «Липа Лемме» у м. Одеса (рішення Одеської обласної ради від 24.02.2010 р. № 1042-V) та розширення територій ландшафтного заказника місцевого значення «Березівський» і заповідного урочища «Чабанка» у Кодимському районі (рішення Одеської обласної ради від 24.02.2010 р. № 1041-V) [133].

Таблиця 3.5 – Динаміка структури природно-заповідного фонду Одеської області

Території та об'єкти ПЗФ	На 01.01.2009 р		На 01.01.2010 р		На 01.01.2011 р	
	од.	Площа, га	од.	Площа, га	од.	Площа, га
Всього	119	126507,797	118	154496,125	120	154577,72
Фактична площа		117546,547		145534,875		145616,522
% фактичної площі ПЗФ від площі області		3,528		4,38		4,41

Зміни в структурі ПЗФ Одеській області наведені в табл. 3.6.

На виконання Програми формування національної екологічної мережі Одеської області на 2005-2015 роки з обласного фонду охорони навколишнього природного середовища в 2010 році використано – 322,9 тис. грн., а з Державного фонду охорони навколишнього природного середовища фінансування заходів взагалі не здійснювалося. Основними здійсненими заходами було встановлення меж та розвиток територій і об'єктів природно-заповідного фонду, лісовідновні заходи та заліснення територій, охорона біологічного і ландшафтного різноманіття. Проблемним залишається питання встановлення меж територій та об'єктів природно-заповідного фонду загальнодержавного значення, які повинні фінансуватися лише з державного бюджету.

Таблиця 3.6 – Структура природно-заповідного фонду Одеської області в динаміці

№ п/п	Найменування об’єктів ПЗФ	Об’єкти природно-заповідного фонду станом на 01.01.2010						Об’єкти природно-заповідного фонду станом на 01.01.2011					
		Загальнодержавного значення		Місцевого значення		Всього		Загальнодержавного значення		Місцевого значення		Всього	
		од.	Площа	од.	Площа	од.	Площа	од.	Площа	од.	Площа	од.	Площа
1	***2***	***3***	***4***	***5***	***6***	***7***	***8***	***9***	***10***	***11***	***12***	***13***	***14***
1	Біосферні заповідники	1	51547,9	-	-	1	51547	1	51547,9	-	-	1	51547,9
2	Національні природні парки	2	49176,1	-	-	2	49176,1	2	49176,1	-	-	2	49176,1
3	Дендрологічні парки	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	Регіональні ландшафтні парки	-	-	2	15320	2	15320	-	-	2	15320	2	15320
5	Заказники – всього, в т.ч.:	8	11913	28	11010,92	36	22923,92	8	11913	28	11041,92	36	22954,92
	ландшафтні	1	8397	20	7169,518	21	15566,52	1	8397	20	7200,52	21	15597,52
	лісові	-	-	1	8,4	1	8,4	-	-	1	8,4	1	8,4
	ботанічні	4	2550	4	3403	8	5953	4	2550	4	3403	8	5953
	загальнозоологічні	2	572	-	-	2	572	2	572	-	-	2	572
	орнітологічні	1	394	1	390	2	784	1	394	1	390	2	784
	ентомологічні	-	-	2	40	2	40	-	-	2	40	2	40
	гідрологічні	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	загальногеологічні	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовження табл. 3.6

1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*
6	Пам’ятки природи	2	10,17	45	11,575	47	21,745	2	10,17	47	11,215	49	21,385
7	Ботанічні сади	1	16	-	-	1	16	1	16	-	-	1	16
8	Парки-пам’ятки садово-паркового мистецтва	1	49	23	1606,96	24	1655,97	1	49	23	1606,96	24	1655,97
9	Заповідні урочища	-	-	4	13828	4	13828	-	-	4	13879	4	13828
10	Зоологічні парки	1	6,5	-	-	1	6,5	1	6,5	-	-	1	6,5
	РАЗОМ	16	112718,67	102	41777,45	118	154496,125	16	112718,67	104	41859,102	120	154577,757

Серед видів антропогенної діяльності, що негативно впливають на структурні елементи екомережі, біологічне та ландшафтне різноманіття найбільш поширеними в Одеській області є:

- несанкціонована забудова узбереж моря, лиманів, озер і річок;
- надмірна розораність території, яка поширюється і на схилові, грунто- й водозахисні землі;
- нерегламентоване випасання худоби на пасовищах долинно-терасових комплексів, на схилових землях і в лісосмугах;
- розробка будівельних матеріалів та інших видів корисних копалин;
- прогресуюча деградація полезахисних лісосмуг, пов'язана з їх вирубанням і недостатнім поновленням;
- надмірне рекреаційне навантаження приморського узбережжя та інших рекреаційних ділянок;
- інтенсивне забруднення сільськогосподарських земель та інших угідь хімікаліями, промисловими та побутовими відходами [133].

У відповідності до Указу Президента України «Про деякі заходи щодо збереження та відтворення лісів і зелених насаджень» [134], райдержадміністрації повинні визначити ділянки під заліснення на місці деградованих та техногенно-забруднених земель, земель після рекультивації, відпрацьованих кар'єрів, і особливо звернути увагу на не залісені землі, які є перспективними для оголошення їх територіями та об'єктами природно-заповідного фонду або резервами наступного заповідання. Збільшення лісистості території особливо шляхом залісення еродованих і непридатних для сільськогосподарського використання земель виступає заходом зменшення «парникового» ефекту, покращення екологічної ситуації та підвищення естетичної цінності ландшафтів. Практичне втілення цих заходів представлено в табл. 3.7.

Таблиця 3.7 – Динаміка лісовідновлення та створення захисних лісонасаджень в Одеській області, га

Показник	2008	2009	2010
Лісовідновлення, лісорозведення на землях лісового фонду	667	922	419
Створення захисних лісонасаджень на непридатних для с/г землях	2047	2440	3005
Створення полезахисних лісових смуг	-	-	-
Загальна площа деградованих та малопродуктивних земель можливих для лісорозведення			33886

У відповідності до даних табл. 3.7. площа створення лісових культур в 2010 році становила 3424 га, з них лісовідновлення (разом з природним поновленням) 419 га, лісорозведення (створення нових лісів) – 3005 га, що на 105 га більше, ніж в 2009 році, проте проведені заходи становлять лише 10 % від необхідного обсягу.

При оптимальному співвідношенні і просторовому розміщенні лісові насадження, які мають високу біологічну продуктивність та значний екосферний вплив, сприяють підтриманню кількісних і якісних параметрів інших компонентів – води, ґрунту, повітря – на оптимальному екологічному рівні, тобто відновлюють екологічну рівновагу.

Через інтенсифікацію сільського господарства лісистість території постійно зменшувалася і сьогодні нагальною необхідністю виступає повернення цього процесу у зворотний бік, про що і йдеться в Постанові Кабінету Міністрів України від 28.02.2001 року про «Першочергові заходи щодо створення захисних лісових насаджень на неугіддях і басейнах річок», згідно з якою до 2015 року поставлено завдання створення 299,5 тис. га захисних лісових насаджень.

З природоохоронної точки зору, залісення пошкоджених ерозією і забруднених територій принесе найбільший ефект завдяки зменшенню навантаження на довкілля. Саме залісення збагачує ландшафтну картину, підвищує рекреаційний потенціал територій та збільшує кількість екологічних природних ніш. Залісення також позитивно впливає на водний режим і мезоклімат території. Особливу увагу необхідно приділити науковому обґрунтуванню вибору порід дерев і способу створення лісових насаджень з врахуванням типів лісорослинних умов і лісових асоціацій та існуючих біотипів на місцях залісення.

Лісові полезахисні смуги виступають захистом ґрунтів від вітрової та водної ерозії і, як наслідок, засобом підвищення урожайності сільськогосподарських угідь, оскільки витрати, пов’язані з їх створенням, окупаються додатковою прибавкою врожаю за один вологий рік наполовину, а в посушливий рік повністю. Проте створення полезахисних лісових смуг в Одеській області не виконувалося з 2000 року.

Лісосмуги виконують роль екологічних коридорів на ділянках екологічної мережі, з’єднують збережені ділянки степів, що розташовуються в заповідниках, заказниках, заповідних урочищах, пам’ятках природи. Захисні лісонасадження виступають важливим елементом екомережі, це закріплюючі насадження на схилах степових балок, ярів, крутих берегів річок, взагалі прибережні захисні смуги, насадження водоохоронних зон, рекультивативні насадження на місцях кар’єрів, сміттєзвалищ, деградованих та забруднених земель, захисні придорожні смуги. Захисні лісосмуги вздовж залізниць та автодоріг з одного боку захищають електролінії та лінії зв’язку від

пошкоджень, ґрунти від вітрової ерозії, захищають потяги від зустрічного вітру, що економить до 30 % енергії, а з другого боку, виконують важливі екологічні функції, захищаючи прилеглі населені пункти від можливих аварій з негативними екологічними наслідками, від забруднення хімічними речовинами з вагонів та цистерн. Для питань кліматичної безпеки це важливо тим, що 1 га захисних лісосмуг вздовж залізниць протягом сезону поглинає до 7 т вуглецевих сполук та виділяє до 5 т кисню, тобто очищає 18 млн. $м^3$ повітря, поглинаючи при цьому до 50 т пилу [124].

Таким чином, стосовно питань кліматичної безпеки можна зазначити, що залісення еродованих і непридатних для сільськогосподарського використання земель має значення для адсорбції емісії парникових газів, так як дерева є швидкими акумуляторами атмосферних забруднень і створення захисного бар'єру при виникненні загроз повеней, ерозії, опустелювання та інших природно-антропогенних ризиків.

Залишається актуальною проблема створення, відновлення, охорони зелених насаджень міст та інших населених пунктів з врахуванням природних умов та антропогенних впливів, оскільки належним доглядом охоплений малий відсоток зелених насаджень. Урбанізація спричиняє знищення значної кількості насаджень під час будівництва, розширення вулиць тощо, проте протягом останніх років в ході проведення акцій, спрямованих на поліпшення стану довкілля та проведення озеленення за підтримкою міських органів виконавчої влади, органів місцевого самоврядування, громадських організацій цей процес дещо уповільнився. Динаміка озеленення населених пунктів наведена у табл. 3.8.

Таблиця 3.8 – Озеленення населених пунктів Одеської області, га

Заходи	Рік					
	2000	2006	2007	2008	2009	2010
Створено нових зелених насаджень, га	2,400	19,400	926,60	751,66	2019,0	1613,1
Проведено ландшафтну реконструкцію насаджень, га	-	-	114,91	12,370	-	-
Проведено догляд за насадженнями, га	2560,0	1175,6	3223,0	4554,2	4067,7	-

Інформація за даними райдержадміністрацій та міськвиконкомів міст обласного значення, Головного управління розвитку інфраструктури та енергозабезпечення облдержадміністрації.

На сьогодні майже в усіх районах Одеської області стан утримання зеленого господарства у населених пунктах характеризується порушенням законодавчих положень, а саме:

- відсутні програми розвитку та збереження зелених зон у населених пунктах на перспективу, що не сприяє розвитку зеленого господарства у населених пунктах [135, 136];
- відсутні правила і заходи благоустрою, що негативно відбивається на естетичному стані, екологічних і санітарних показниках мікроклімату області;
- не ведеться облік зелених насаджень та об'єктів благоустрою зеленого господарства;
- не має достовірних даних щодо кількісних і якісних характеристик зелених насаджень для розробки заходів розвитку зелених зон населених пунктах;
- відсутні компетентні виконавчі органи при місцевих радах;
- відсутні спеціалізовані підприємства в галузі утримання зеленого господарства, внаслідок чого відсутній належний догляд за існуючими зеленими насадженнями [137];
- відсутні комісії з обстеження зелених насаджень з метою їх подальшого видалення, що призводить до їх безконтрольного знищення [136].

Таким чином, трансформація охорони земельних ресурсів для зниження викидів парникових газів повинна бути спрямована на створення зелених насаджень для активізації механізмів самоочищення і саморегуляції. Стратегічні пріоритети в управлінні кліматичною безпекою повинні бути спрямовані на довгострокову трансформацію, нагальною необхідністю виступає активізація механізмів забезпечення кліматичної безпеки запровадженням інституційних, організаційно-правових, економіко-екологічних важелів та різних типів природоохоронних програм, які на сьогодні мають лише декларативний характер.

3.7 Суть і значення процесу управління екологічними ризиками

Управління екологічними ризиками є, напевно, найскладнішим завданням в теорії ризиків. Це обумовлено складним механізмом формування екологічних ризиків всіх родів, що включають взаємодію економічної діяльності людини, біотопів і біоценозів на деякій території.

Управління ризиком вирішує два основних завдання: 1) аналіз величини екологічного ризику і прийняття рішень, спрямованих на її зниження до меж, відповідних прийнятного рівня ризику; 2) аналіз ціни екологічного ризику і реалізація методів її зниження.

Для зниження ступеня впливу ризиків, у тому числі і екологічних, до прийнятного рівня здійснюється управління ризиками в ході реалізації будь-якої діяльності господарським об’єктом. Це в свою чергу збільшує ймовірність успішної реалізації процесу діяльності.

Під управлінням екологічними ризиками як управлінського аспекту діяльності господарського об’єкта слід розуміти повторювану на всьому протязі життєвого циклу даної діяльності послідовність дій, які сприяють збереженню стійкості процесів господарської діяльності наслідків, пов’язаних з погіршенням стану навколишнього природного середовища.

На думку Н.Е.Дєєвої в основі концепції управління екологічним ризиком покладені наступні принципові положення: повністю виключити екологічний ризик неможливо, завжди зберігається ймовірність його виникнення; ризик можна запобігти, знизити або прийняти; управління ризиком, досягнення його результативності передбачає застосування різних за формою, дієвості законодавчо-правових, організаційно-економічних, техніко-технологічних методів; незалежно від форм прояву екологічного ризику найбільш ефективним є здійснення системних, що охоплюють всі рівні можливих проявів, заходів. Зниження ступеня ризику може відбуватися або зовнішніми, або внутрішніми методами, пов’язаними зі зменшенням несприятливого впливу тих або інших факторів на виробництво [138].

У принципах управління ризиком закладені стратегічні і тактичні цілі. У стратегічних цілях виражено прагнення до досягнення максимально можливого рівня добробуту суспільства в цілому, а в тактичних – прагнення до збільшення безпеки населення, тривалості життя. У них обумовлюються як інтереси груп населення, так і кожної особистості в захисті від надмірного ризику.

Так принцип оптимізації співвідношень вигоди і збитку формує стратегічну мету управління екологічним ризиком на господарському об’єкті – прагнення до підвищення рівня добробуту суспільства (максимізація матеріальних і духовних благ) при обов’язковій умові: ніяка практична діяльність, спрямована на реалізацію мети, не може бути виправдана, якщо вигода від неї для суспільства в цілому не перевищує викликуваного нею збитку (виправданість практичної господарської діяльності).

Принцип оптимізації захисту від небезпеки полягає в тому, що тактична мета управління екологічним ризиком – це прагнення до збільшення середньостатистичної тривалості майбутнього життя, протягом якої особистість може вести повнокровне і діяльне життя в стані фізичного, душевного і соціального благополуччя (оптимізація захисту).

Принцип регіональності говорить: політика в області управління екологічним ризиком буде ефективною і послідовною тільки в тому випадку, якщо в управління даним видом ризиків включений весь сукупний спектр існуючих у регіоні небезпек і вся інформація про прийняті рішення в цій

області без будь-яких обмежень доступна найширшим верствам населення (регіональний імператив).

Принцип екологічного імперативу стверджує, що політика в галузі управління екологічним ризиком повинна реалізовуватися в рамках суворих обмежень техногенного впливу на природні екосистеми (екологічний імператив). Мочалова Л.А. в своїй роботі стверджує, що управління екологічними ризиками господарського об'єкта повинно здійснюватися в рамках системи екологічного менеджменту на стадіях планування, організації і реалізації екологічних дій та заходів, сприяючи оптимізації прийнятих управлінських рішень [139].

Об'єктивною основою для побудови системи управління екологічними ризиками на підприємстві, на думку автора, є концепція прийнятного ризику. В основу змісту даної концепції входять три різночасних рівня екологічного ризику:

- початковий рівень екологічного ризику, тобто рівень ризику ідеї, задуму з розвитку господарської діяльності без урахування заходів по його аналізу; це ризик непізнаний, неоцінений і, отже, досить високого рівня внаслідок неготовності менеджера до виникаючих екологічних подій;
- оцінений рівень екологічного ризику з урахуванням заходів щодо його аналізу, в результаті яких отримана реальна оцінка рівня ризику; це ризик, проаналізований і, отже, більш низького рівня внаслідок готовності менеджера до екологічних наслідків;
- кінцевий (фінальний, прийнятний) рівень екологічного ризику з урахуванням розроблених і проведених активних і пасивних заходів щодо зниження його початкового рівня.

Таким чином, управління екологічним ризиком господарського об'єкта – це своєрідне балансування між рівнем можливих втрат і потенційною вигодою від реалізації екологічно ризикового господарського рішення за допомогою застосування різноманітних способів впливу на рівень екологічного ризику.

При управлінні екологічними ризиками підприємства слід враховувати їхню природу. У цьому зв'язку, слідуючи міркувань відомого в даній області фахівця К.А. Олійника [140], підприємство виступає в якості екологічного об'єкта, що є специфічною соціальною групою, а виникаючі при його функціонуванні екологічні ризики характеризуються як ймовірності зміни його стійкості і/або загибелі (банкрутства) внаслідок змін у навколишньому середовищі.

Основна мета управління екологічним ризиком полягає у визначенні шляхів зменшення даного ризику при заданих обмеженнях на ресурси і час. Модель управління екологічним ризиком на думку Чулкова Н.А. складається з чотирьох частин і етапів [141].

Перший етап пов'язаний з характеристикою екологічного ризику. На початковому етапі наводиться порівняльна характеристика ризиків з метою встановлення пріоритетів. На завершальній фазі оцінки екологічного ризику встановлюється ступінь небезпеки (шкідливості).

Другий етап – визначення прийнятності екологічного ризику. Ризик зіставляється з низкою соціально-економічних чинників: вигоди від того або іншого виду господарської діяльності; втрати, обумовлені використанням виду діяльності; наявність і можливості регулюючих заходів з метою зменшення негативного впливу на середовище та здоров'я людини.

Процес порівняння спирається на метод «витрати-вигоди».

У зіставленні «не ризикових» факторів з «ризиковими» виявляється суть процесу управління ризиком. Можливі три варіанти прийнятих рішень: ризик прийнятний повністю; ризик прийнятний частково; ризик неприйнятний повністю. У двох останніх випадках необхідно встановити пропорції контролю, що входить до завдання третього етапу процедури управління ризиком.

Третій етап – визначення пропорцій контролю – полягає у виборі однієї з «типових» заходів, що сприяє зменшенню (в першому і в другому випадку) або усунення (в третьому випадку) ризику.

Четвертий етап – прийняття регулюючого рішення – визначення нормативних актів (законів, постанов, інструкцій) і їх положень, відповідних реалізації того «типового» заходу, який був встановлений на попередній стадії. Даний елемент, завершуючи процес управління ризиком, одночасно пов'язує всі його стадії, а також стадії оцінки ризику в єдиний процес прийняття рішень, у єдину концепцію ризику.

Проаналізувавши усе вищевикладене можна представити наступну схему процесу управління екологічним ризиком (рис. 3.84).

Процес управління ризиком базується на результатах кількісного оцінювання ризику, яке дозволяє:

- зіставляти альтернативні проекти потенційно небезпечних об'єктів та технологій;
- виявляти найбільш небезпечні фактори ризику, які діють на даному об'єкті;
- створювати бази даних і бази знань для експертних систем підтримки прийняття технічних рішень і розробки нормативних документів;
- визначати пріоритетні напрямки інвестицій, спрямованих на зниження ризику і зменшення небезпеки.

Як видно з рис. 3.84, спочатку здійснюється порівняння результатів оцінки ризику для розглянутої ситуації та відповідних критеріїв. Після цього порівняння визначаються варіанти зниження ризику, кожен з яких оцінюється з урахуванням витрат на його реалізацію.

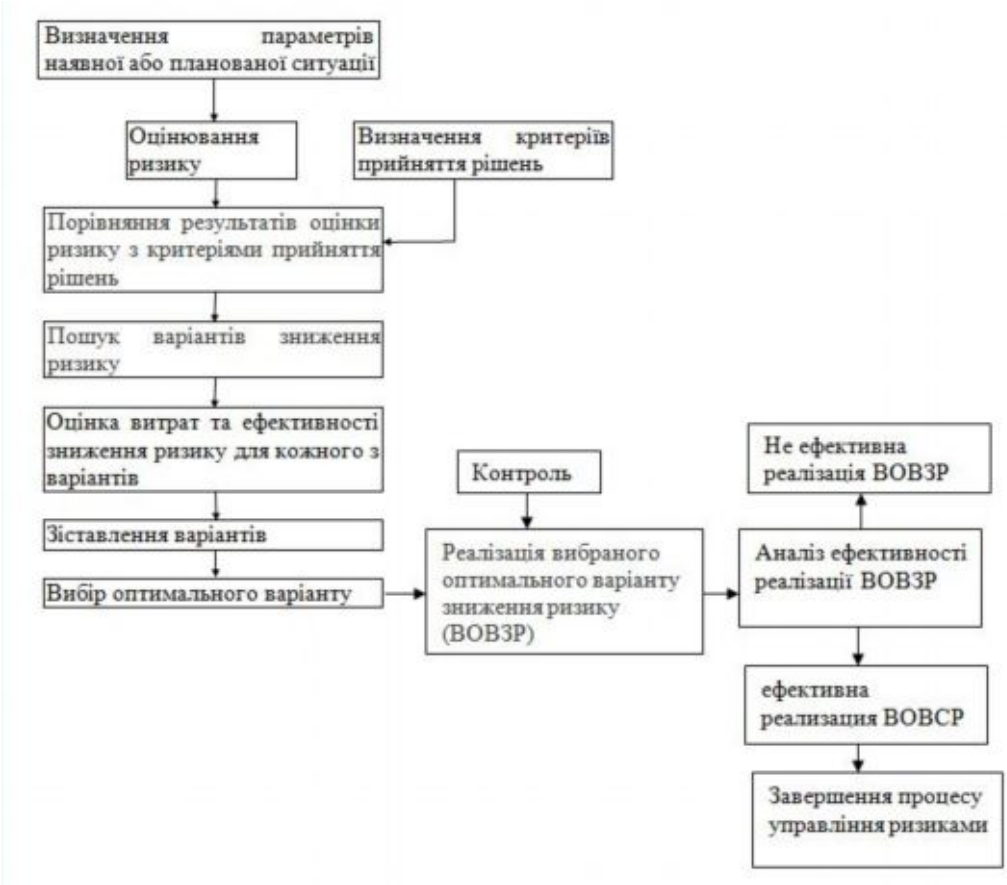


Рисунок 3.84 – Схема процесу управління екологічним ризиком

Оцінка варіантів є ітеративною операцією, вона повторюється до тих пір, поки не буде вибрано оптимальне рішення. Особливу увагу слід приділяти етапу оцінки ризику. Мета такого розгляду – уникнути або звести до мінімуму гостроту екологічних проблем, які можуть виникнути в ході реалізації якої діяльності. Тому в більшості розвинених країн екологічна оцінка стала невід'ємною частиною всіх етапів оцінки проекту господарської діяльності та контролю за його реалізацією. Саме екологічна оцінка здатна:

- гарантувати, що особа, яка приймає рішення про можливість фінансової підтримки господарської діяльності, обізнана про екологічні наслідки її реалізації та бере їх до уваги при прийнятті рішення;
- запобігти виникненню екологічних ризиків, що загрожують успішному здійсненню господарської діяльності;
- забезпечити облік всіх витрат і зобов'язань у розрахунках економічної ефективності здійснення даної діяльності із зазначенням тих з них, які сприяють вирішенню екологічних проблем;
- підтвердити екологічну ефективність реалізації господарської діяльності, що виражається, в тому числі і в поліпшенні стану навколишнього середовища або її окремих компонентів.

Мета проведення екологічної оцінки полягає в зборі, обробці і представленні всієї інформації про плановану або вже здійснюваної діяльності в такому вигляді, у якому підприємець або особа, яка фінансує дану діяльність, може зробити висновок про те, що розглянуті варіанти розвитку є екологічно прийнятними і забезпечують стійкий стан навколишнього середовища, і, у свою чергу, будь-які несприятливі впливу на навколишнє середовище були своєчасно виявлені і враховані. Екологічна оцінка повинна гарантувати, що реалізація господарської діяльності не призведе до несприятливих екологічних і пов'язаних з ними соціальних і економічних наслідків.

Важливим моментом в екологічній оцінці є визначення витрат, пов'язаних з екологічним ризиком, так звана ціна екологічного ризику, яку деякі методичні посібники пропонують визначати як добуток обсягу екологічного ризику R на питомий економічний еквівалент втрат внаслідок прогнозованого натурального екологічного збитку $Y_З$ [142]

$$C = R \cdot Y_З, \tag{3.3}$$

При цьому у випадку нанесення шкоди кільком складовим навколишнього середовища економічний збиток розраховується як сума

$$Y_З = \sum_i C_i \cdot W_i, \tag{3.4}$$

де W_i – узагальнена складова прогнозованого натурального збитку;

C_i – ціна i-ої складової натурального збитку на одиницю виміру.

Ризик забруднення навколишнього середовища можна визначити як двовимірну величину, що включає як імовірність виникнення екологічної ситуації, що приводить до ризику, так і пов'язані з нею збитки. Критерій ризику у формалізованому вигляді може мати такий вигляд

$$R = \overline{P} \cdot \overline{Y} = p_1 \cdot Y_1 + p_2 \cdot Y_2 + ... + p_n \cdot Y_n, \tag{3.5}$$

де p_i – ймовірність виникнення i-ої ситуації, i = 1,2, ..., n;

Y_i – збиток від i-ої ситуації.

Якщо розглядати окремо кожну складову ризику забруднення навколишнього середовища, то цю формулу можна представити в наступному вигляді

$$\begin{aligned} R &= p_1 \cdot (Y_а + Y_в + Y_о) + p_2 \cdot (Y_а + Y_в + Y_о) + ... + p_n \cdot (Y_а + Y_в + Y_о) = \\ &= \sum_{i=1}^{n} p_n \cdot (Y_а + Y_в + Y_о), \end{aligned} \tag{3.6}$$

де Y_a – збиток від забруднення атмосферного повітря,

$Y_в$ – збиток від забруднення водних об'єктів,

Y_o – збиток від розміщення відходів.

Спираючись на Податковий кодекс України від 2 грудня 2010 року № 2755, розділ VIII «Екологічний податок» [143], можна визначити даний ризик за такою формулою

$$R = \sum_{i=1}^{n} p_{kj} \cdot \left(M_j \cdot Нап_j + M_j \cdot Нвв_j \cdot Кос + Нопj \cdot M_j \cdot K_T \cdot Ко\right)$$
$$R = \sum_{i=1}^{n} p_{kj} \cdot M_j \cdot \left(Нап_j + Нвв_j \cdot Кос + Нопj \cdot K_T \cdot Ко\right), \quad (3.7)$$

де p_{kj} – ймовірність виникнення k-ої ситуації, при якій здійснюється забруднення навколишнього середовища j-ою речовиною, k = 1,2, ..., n;

M_j – фактичний обсяг викиду j-ої забруднювальної речовини, т;

$Нап_j$ – ставка податку у поточному році за т j-ої забруднювальної речовини в атмосферному повітрі, у гривнях з копійками;

Нввп – ставка податку у поточному році за т j-ої забруднювальної речовини у водні об'єкти, у гривнях з копійками;

$Нопj$ – ставка податку у поточному році за розміщення ти відходів j-ої забруднювальної речовини, у гривнях з копійками;

Кос – коефіцієнт, який становить 1,5 і застосовується у разі скидання забруднювальної речовини у ставки та озера (в іншому випадку коефіцієнт дорівнює 1);

K_T – коригуючий коефіцієнт, який враховує розташування місця розміщення відходів (в межах населеного пункту або на відстані менше, ніж 3 км від таких меж K_T = 3; на відстані від 3 км і більше від меж населеного пункту K_T = 1);

Ко – коригуючий коефіцієнт, що дорівнює 3 і застосовується у разі розміщення відходів на звалищах, які не забезпечують повного виключення забруднення атмосферного повітря або водних об'єктів.

В результаті вдається з єдиних економічних позицій оцінити збиток від забруднення атмосфери, водного басейну, а також від деградації земель, розміщення відходів.

Процес оцінки екологічного ризику створює можливості для координації дій конкретного ініціатора проекту із заходами, виконуваними в рамках державної екологічної політики, діями органів місцевого самоврядування, спрямованими на поліпшення стану навколишнього середовища, з галузевими

природоохоронними планами, супроводжує всі стадії проектно-інвестиційного циклу, дозволяє своєчасно виявляти і вирішувати проблеми екологічного характеру, зменшує кількість обов'язкових екологічних умов, що включаються у фінансовий договір, оскільки відповідні заходи можуть бути прийняті заздалегідь або уточнені при розробці проекту господарської діяльності і допомагає уникати додаткових витрат і затримок через раптової появи екологічних або пов'язаних з ними соціальних та економічних проблем.

Ключову роль в управлінні екологічними ризиками виконують методи, якими підприємство керується при прийнятті тих або інших рішень. Однак до теперішнього часу формальні методи аналізу, оцінки і прогнозу ризику опинилися найчастіше непридатними через малий об'єм вихідної інформації про потенційних ущербах і їх зв'язками з екологічними і енвіронментальними факторами. У таких умовах повинні використовуватися, і використовуються, універсальні евристичні методи управління ризиками [144].

Отже, метод ухилення від ризику, який означає, що не можна проводити ризиковані в екологічному відношенні експерименти з впровадження чужорідних організмів для їх економічної експлуатації. Це може призвести і часто призводить до непередбачуваних екологічних ризиків.

Управління екологічними ризиками має вписуватися в загальну систему управління економічною діяльністю деякій території, тобто це питання є прерогативою сектора влади, який встановлює правила гри для комерційного сектора і населення. У таких умовах основним методом управління екологічними ризиками є репресивний напрямок. Комерційний сектор несе фактичну відповідальність за саму наявність екологічних ризиків в повній мірі. Однак на практиці така готовність відсутня. Більш того, часто в комерційному секторі відсутнє саме розуміння саме екологічних збитків, і визнаються тільки енвіронментальні ризики. Підприємства висловлюють готовність сплачувати за забруднення і тільки. За наслідки впливів цих забруднень на екосистеми, життя і здоров'я людини вони сплачувати не готові. Очевидно, що в такому випадку їм довелося б відшкодовувати набагато більші збитки, обґрунтованість яких могла б бути набагато вищою. Прийняття концепції відшкодування саме екологічних, а не енвіронментальних збитків для багатьох підприємств означало б крах.

Важливим методом управління екологічними ризиками для комерційного сектора є екологічне страхування. Воно може бути обов'язковим і добровільним. В Україні для небезпечних виробництв існує перелік діяльності та об'єктів, на які поширюється обов'язкове екологічне страхування. Однак практика такого страхування наштовхується на труднощі адекватної оцінки екологічних ризиків, а також на надійність самих страхових компаній.

4 ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ, ЯКІСТЬ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН РІЧОК

4.1 Дослідження мінералізації вод р. Тиса на ділянці м. Рахів – м. Чоп

Не зважаючи на те, що по мінералізації води річок накопичені численні матеріали спостережень, систематизовані узагальнення у багатьох випадках майже відсутні. Значною мірою це стосується й річок Закарпаття, однією з найбільших серед них є трансгранична водна артерія – р. Тиса з притоками (рис. 4.1).

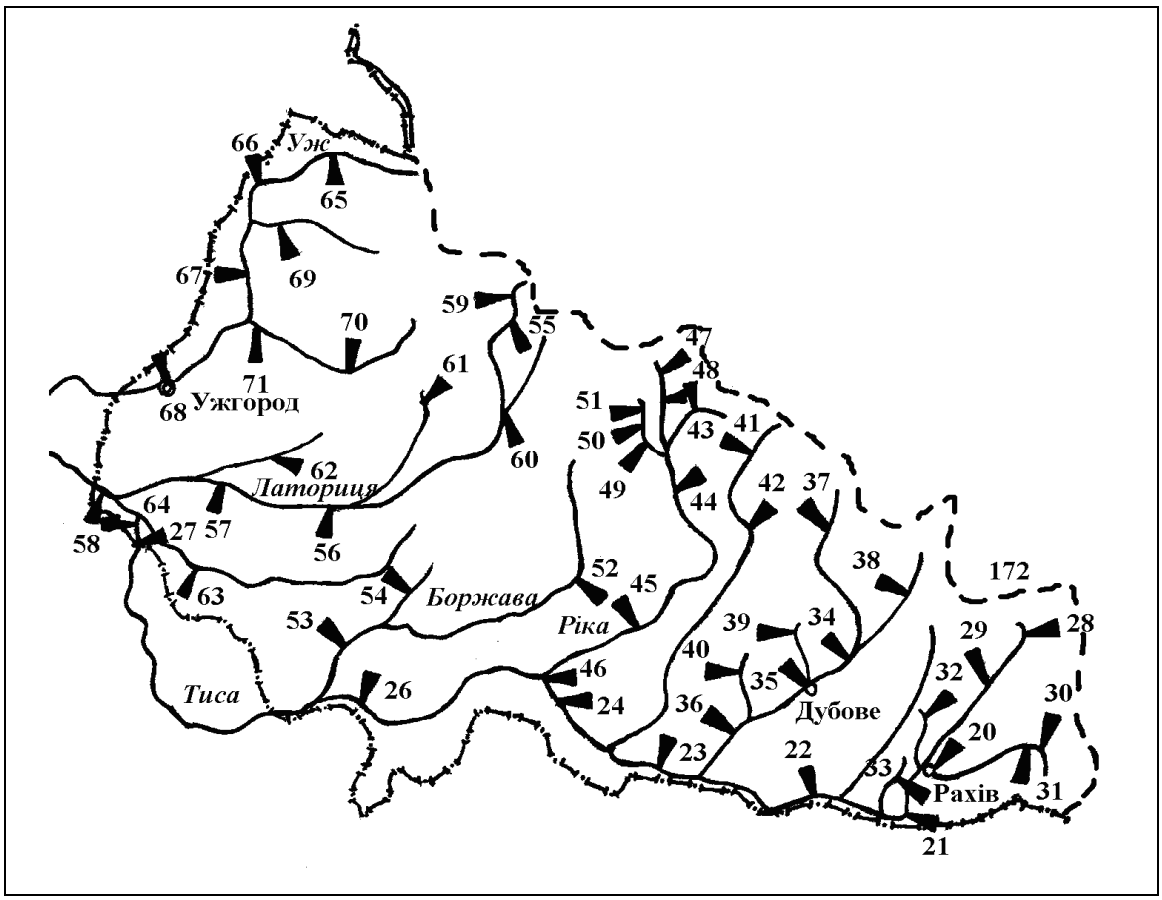


Рисунок 4.1 – Гідрографічна мережа в басейні р. Тиса

Басейн р. Тиси розташований на території п’яти країн: України, Румунії, Словаччини, Угорщини і Сербії.

Утворюється вона злиттям річок Чорна Тиса і Біла Тиса (у 4 км вище м. Рахів), а впадає в р. Дунай з лівого берега. Загальна довжина річки 966 км, площа водозбору ≈ 157000 км^2, в межах України, відповідно, 201 км і 12700 км^2, загальне падіння річки – 336 м, середній уклон – 1,2 ‰.

По території України вона протікає головним чином в західному напрямку, частково по кордону з Угорщиною та Румунією.

Абсолютні позначки місцевості коливаються від 102 до 2061 м, тому кліматичні характеристики різних частин басейну дуже відрізняються.

Найбільша кількість опадів припадає на східну частину басейна, зокрема, у верхів'ях річок Тересва і Теребля – до 1500 мм на рік. З просуванням до низини їх кількість зменшується до 700 мм.

Ґрунтоутворюючі породи – четвертинні відклади і продукти вивітрювання третинних осадових порід. На закарпатській низовині поширені давньоалювіальні суглинкові і супіщані відклади надзаплавних терас, сучасні ж заплавні тераси складені галечниками і супісками. В умовах підсиленої промивчастості формується підзолистий процес, при застої вод у ґрунті розвивається оглеїння. Ґрунтовий шар у басейні р. Тиса незначний (50-60 см) і характеризується великою розмаїтістю.

За механічним складом ґрунти належать до піщано-легкосуглинкових і середньосуглинкових, пильовато-середньосуглинкових і потужносуглинкових; у гірських районах іноді є домішки щебеню.

Розподіл і зміна рослинності по території Закарпаття пов'язані зі зміною кількості тепла і вологи, тому на рівнині зміна рослинного покриву підпорядкована горизонтальній зональності, в гірських системах – вертикальній поясності. Характерний ряд поясів: передгірський (широколистяні ліси), низькогірський (букові ліси), верхньогірський (темнохвойні ліси), субальпійський (соснове криволісся), високогірський (мохово-лишайникові верещатники і лугові пустища).

Одним з вирішальних факторів у сучасному територіальному розміщенні рослинного покриву є господарська діяльність людини. Під її впливом зменшилася лісистість передгірських і низькогірських районів, значно знизилася верхня межа лісу, змінилися видовий склад, просторова структура та продуктивність лісових і лучних співтовариств.

В 2002 році Кабінет Міністрів України затвердив Державну програму «Ліси України», яка визначає розвиток лісового господарства країни до 2015 року.

Систематичні вимірювання гідрохімічних величин у воді р. Тиси здійснюються у 5 пунктах, короткий опис яких наводиться нижче.

Річка Тиса – м. Рахів. У пункті 2 створи. Перший розташований на відстані 600 м вище за місто, другий – на 3 км нижче (0,2 км нижче за місце злиття річок Чорна Тиса і Біла Тиса). Головні джерела забруднення – житлово-комунальне господарство, лісокомбінат, карт фабрика.

Річка Тиса – м. Тячів. У пункті один створ, розташований в межах міста, у 2 км нижче впадання р. Тячівець. Головне джерело забруднень – житлово-комунальне господарство.

Річка Тиса – м. Хуст. У пункті один створ, розташований в межах міста (0,5 км вище гирла р. Ріка). Головне джерело забруднень – житлово-комунальне господарство.

Річка Тиса – смт Вілок. У пункті один створ, розташований в межах смт Вілок.

Річка Тиса – м. Чоп. У пункті один створ, розташований на кордоні з Угорщиною. Головне джерело забруднень – житлово-комунальне господарство.

Характерною рисою річок Закарпаття є значна мінливість в часі гідрологічних характеристик – добре виражений паводковий режим з різкими коливаннями стоку води, наносів і інтенсивності руслових процесів.

Хімічний склад води річок і тимчасових водотоків змінюється в часі залежно від переваги в річковому стоці вод різних генетичних категорій: поверхневих, ґрунтово-поверхневих, підземних. У період весняного водопілля (лютий-березень) відбувається сніготанення і дощові опади, коли проходить до 50-80 % стоку річок. Формування хімічного складу відбувається під впливом вод поверхнево-схилового стоку, що стікають по крижаній кірці або замерзлій поверхні, і вод ґрунтово-поверхневого стоку, що стікають у річки з відталих шарів ґрунту. Їхнє співвідношення й динаміка визначають загальний хімічний склад вод, але вплив ґрунтово-поверхневого стоку все-таки більший. Водопілля ускладнюється випаданням дощів і проходженням паводків.

Річки, водойми, підземні води широко використовуються для питного і промислового водопостачання, зрошування, гідроенергетики, лісосплаву, рибо- і птахорозведення.

Техногенний вплив промислового виробництва, розвиток комунального і сільського господарства на річки взагалі і закарпатські, зокрема, суттєво зростає.

Відомості про кількість проб води для проведення хімічного аналізу наводяться у табл. 4.1. Вони охоплюють період, починаючи по більшості постів з 80-х років XX століття. Як видно з таблиці, накопичений значний фактичний матеріал – майже від 100 проб води і більше.

З табл. 4.1 видно, що в цілому є досить велика кількість відібраних і опрацьованих проб води на вміст в ній гідрохімічних показників. Але в той же час мають місце труднощі, які пов’язані з різною періодичністю і з неврахуванням тривалості руслового добігання води між гідрологічними постами. Тому на перший план виступають питання науково-методичного змісту. Виконавець розділу НДР скористався досвідом О.А. Альокіна [145]. Він полягає у встановленні залежності між середньорічною мінералізацією і модулем стоку. Зокрема, ним узагальнені матеріали спостережень по 53 крупних і середніх річках СРСР. У цій же праці наводиться вдалий приклад залежності між мінералізацією і витратами води (по р. Дніпро – у м. Смоленська, 1950-1955 рр.). Описується вона рівнянням гіперболічного типу.

Таблиця 4.1 – Параметри рівняння (4.1)

№ п/п	Річка – пост	F, км^2	Кіль-кість проб, m	a	b	R^2	R	Зна-чу-щість	Обл. викорис-тання, м^3/с
1	р. Тиса – м. Рахів (в)	1070	181	237	-0,143	0,0089	0,0943	С	< 800
2	р. Тиса – м. Рахів (н)	1070	123	200	-0,148	0,0096	0,0980	С	< 800
3	р. Тиса – м. Тячів (в)	6470	99	278	-0,27	0,1079	0,3285	С	< 550
4	р. Тиса – м. Тячів (н)	6470	98	286	-0,344	0,1205	0,3471	С	< 550
5	р. Тиса – м. Хуст (в)	7690	180	251	-0,064	0,0628	0,2506	С	< 2000
6	р. Тиса – м. Хуст (н)	7690	101	250	-0,093	0,0584	0,2417	С	< 2000
7	р. Тиса – смт Вілок	9140	237	248	-0,054	0,0335	0,1830	С	< 2500
8	р. Тиса – м. Чоп	33000	118	291	0,0009	0,00008	0,0089	А	< 8000

Примітка: А – коефіцієнт кореляції незначущий;
С – коефіцієнт кореляції суттєво значущий.

Побудовані по всіх гідрологічних постах на р. Тиса (окремо по верхніх і нижніх їх місцях положення) подібні залежності свідчать про одну особливість – вимірюваннями висвітлені головним чином у меженні (або наближені до них) періоди, що утруднює опис їх характеру, в усьому діапазоні Q. У першому наближенні прийняті лінійні рівняння вигляду

$$I = a - bQ, \tag{4.1}$$

де I – мінералізація води, мг/дм^3;
Q – витрата води при відборі проб, м^3/с;
a і b – емпіричні параметри.

Середні багаторічні верхні граничні значення мінералізації $a = I_0$ за довжиною р. Тиса змінюються незначно – від 200 мг/дм^3 (р. Тиса – м. Рахів, нижній пост) до 291 мг/дм^3 (р. Тиса – м. Чоп). Коефіцієнти регресії залежностей $I = f(Q)$ коливаються у більш широкому діапазоні – від (-0,054) по посту смт Вілок до (-0,344) – по посту м. Тячів, нижній створ. Практично відсутня залежність по посту м. Чоп. По параметру $a = I_0$ слід також зауважити, що суттєвого впливу населених пунктів (по даних проб, відібраних вище та нижче міст і смт) не відзначається. Але по окремих пробах зафіксовані величини мінералізації, які в рази перевищують I_0. Прикладом є дані по 23.12.1994 р. на містах відбору проб у м. Рахів. При витраті води $Q = 16{,}2$ м^3/с зафіксована мінералізація 1120 мг/дм^3, а нижче – 1230 мг/дм^3. На жаль, у цей день та у наближені дати вимірювання мінералізації не здійснювались не тільки на постах, що знаходяться нижче за течією р. Тиса, а навіть і у самому м. Рахів.

Для того, щоб дослідити особливості часових рядів мінералізації в окремих пунктах р. Тиса, було здійснене обчислення їх середньорічних значень у кожному році, використовуючи залежність (4.1) і табл. 4.1 параметрів a і b. У подальшому, застосовуючи статистичні методи (зокрема, метод моментів), були визначені середні багаторічні величини мінералізації $\overline{I}$ і коефіцієнти варіації Cv. Типовий часовий хід середньорічних величин мінералізації води за період 1949-2007 рр. на р. Тиса ілюструється прикладом по посту м. Рахів, вище міста (рис. 4.2).

Внутрішньорічний розподіл мінералізації по довжині річки має майже однаковий характер (рис. 4.3).

Вихідні дані по кожному посту представлені у модульних коефіцієнтах, тобто у вигляді безрозмірного відношення ($k_i = \frac{I_i}{\overline{I}}$), де I_i – середні багаторічні величини мінералізації і i-тому місяці, $\overline{I}$ – середня багаторічна мінералізація в кожному пункті за період спостережень. Як видно з рис. 4.3, тільки навесні (в період березень-травень) спостерігається деяке зменшення мінералізації (на 5-12 %), а в інші місяці вона перебуває біля норми. Дещо більше виражена часова мінливість витрат води, про що свідчить рис. 4.4. З метою уніфікації даних вони представлені модульними коефіцієнтами ($k = \frac{Q_i}{\overline{Q}}$), де Q_i – середні багаторічні витрати води в i-тому пункті, $\overline{Q}$ – середньобагаторічна величина витрати води у кожному пункті.

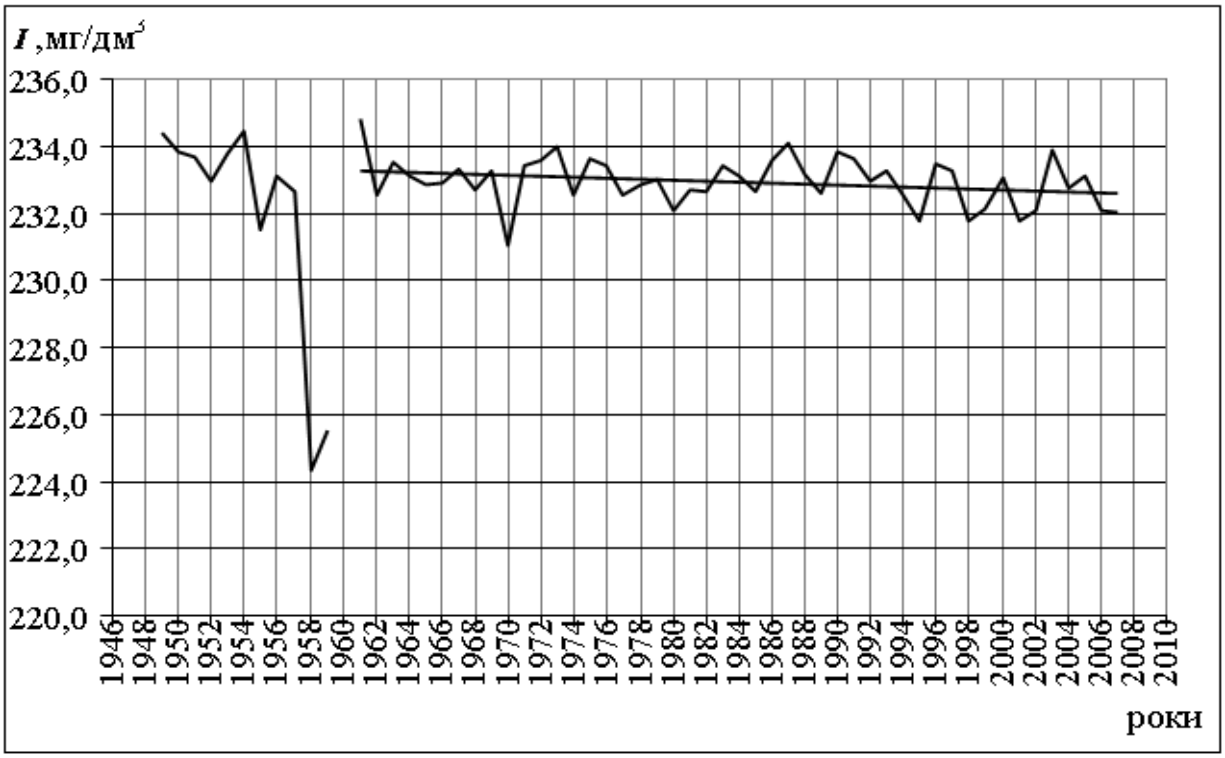


Рисунок 4.2 – Часова змінність середньорічних величин мінералізації води (р. Тиса – м. Рахів, вище міста)

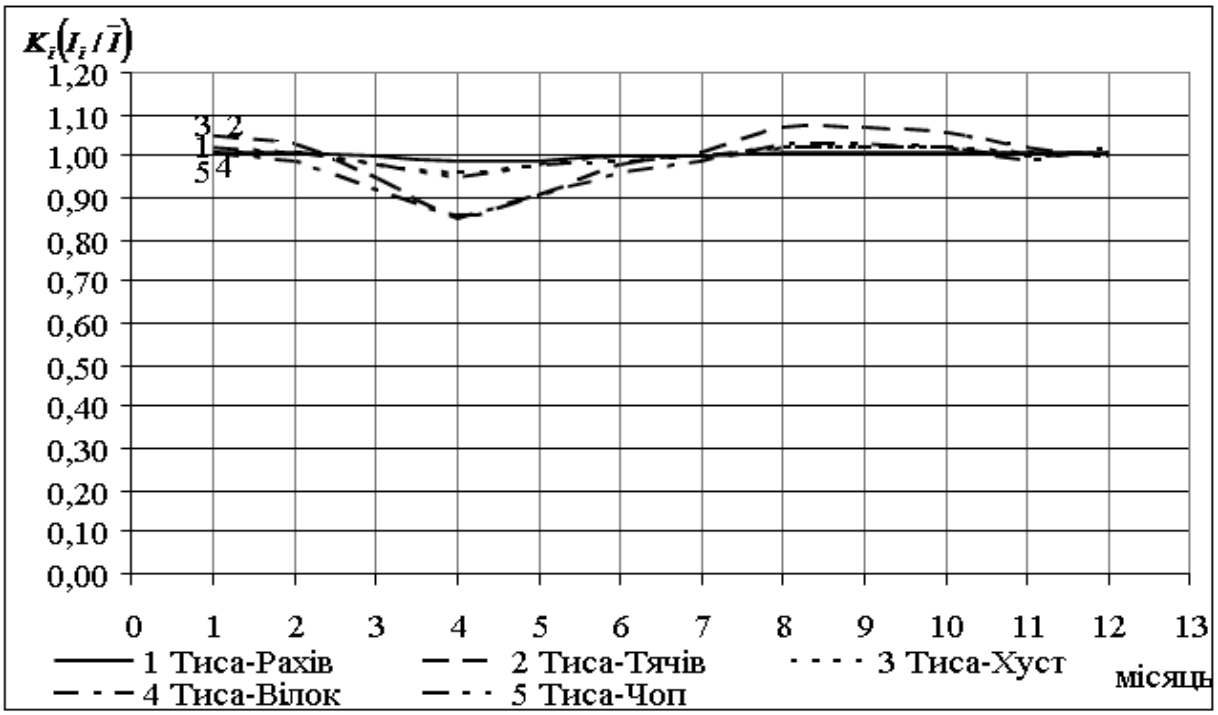


Рисунок 4.3 – Часова мінливість середньобагаторічної мінералізації по постах р. Тиси

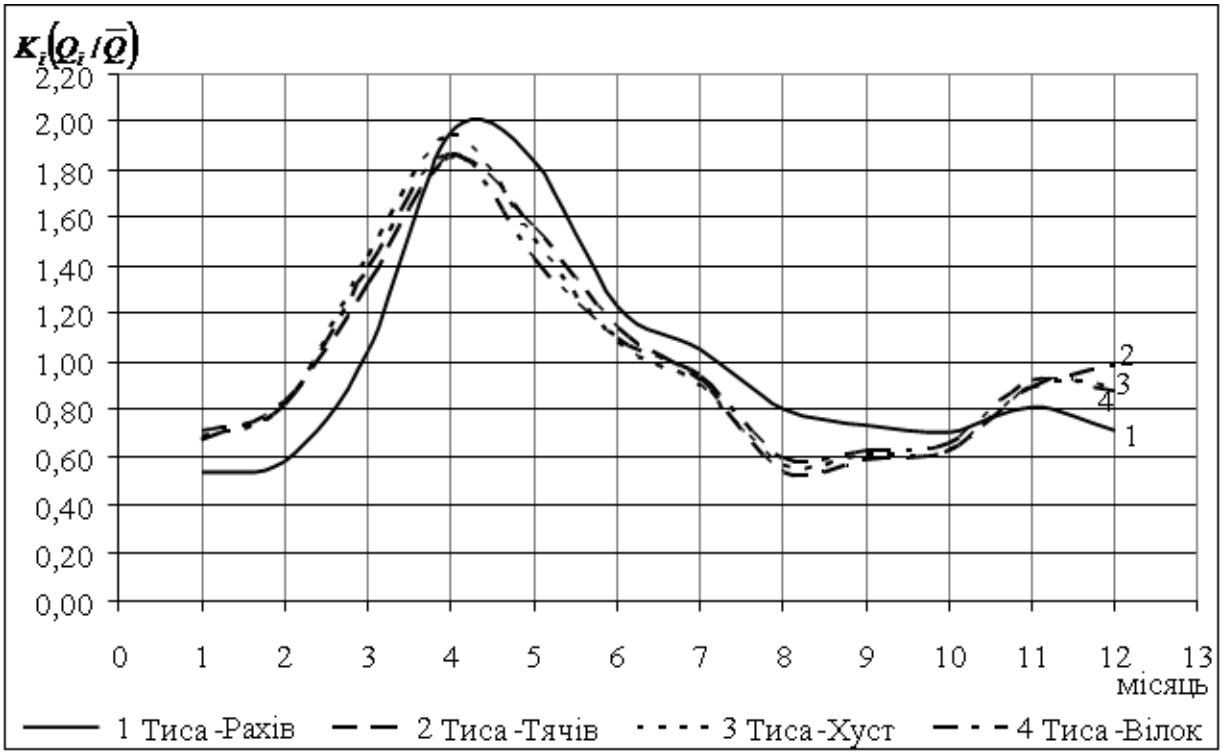


Рисунок 4.4 –Часова мінливість середньобагаторічних витрат води по постах р. Тиси

Має місце деяка закономірність збільшення мінералізації $\bar{I}$ за довжиною р. Тиса (рис. 4.5). По створах, які розташовуються вище населених пунктів, $\bar{I}$ зростає від 216 мг/дм^3 (м. Рахів) до 335 мг/дм^3 (м. Чоп). По постах, розташованих нижче населених пунктів спостерігається така ж закономірність $\bar{I}$, але на ділянці Рахів – Тячів мінералізація на вході в місто Рахів дещо менша, ніж на виході, а на ділянці Тячів – Вілок, навпаки, – вища.

Коефіцієнти варіації місячних величин мінералізації $Cv(I)$ в цілому є невеликими (рис. 4.6), але у внутрішньорічному розподілі є особливість. Найбільш низькі значення мінералізації притаманні пункту Рахів (0,012), найбільш високі (0,234) – пункту Тячів, на інших постах $Cv(I)$ перебуває у межах 0,02-0,068. Спостерігається зростання коефіцієнтів варіації від зимових до літніх місяців.

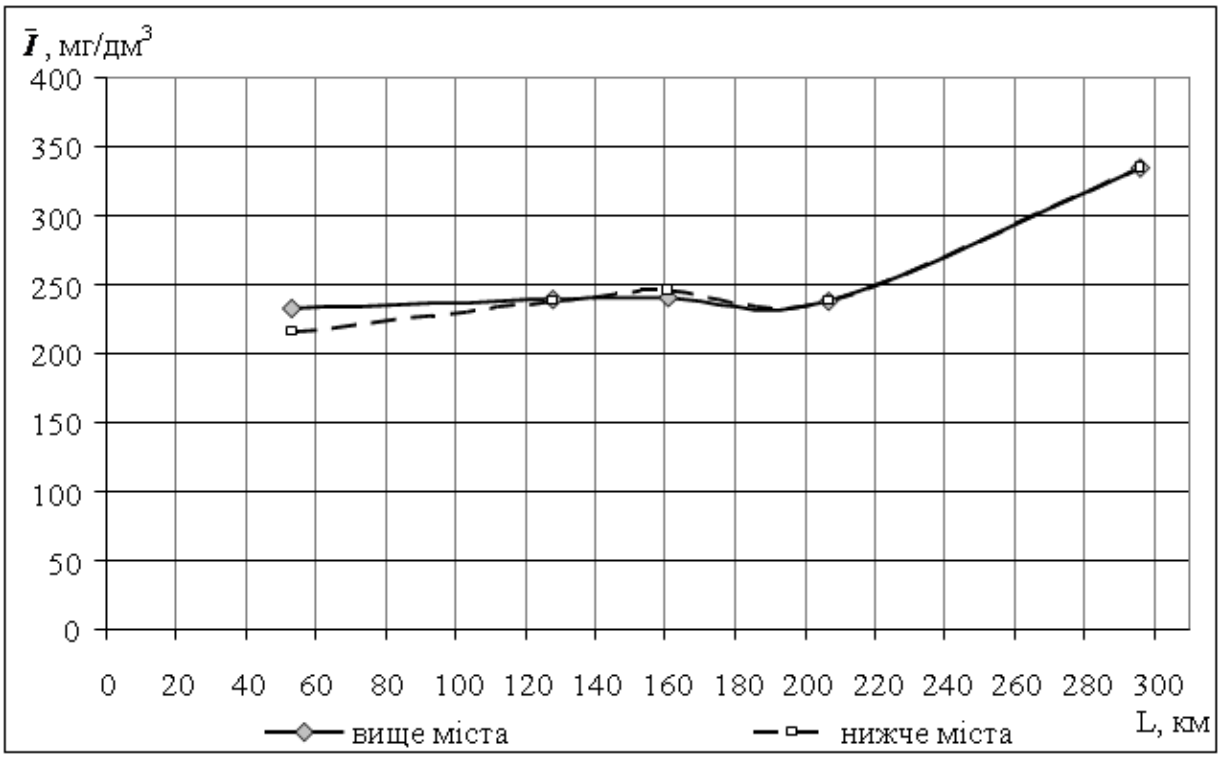


Рисунок 4.5 – Зміна середніх багаторічних величин мінералізації за довжиною р. Тиса

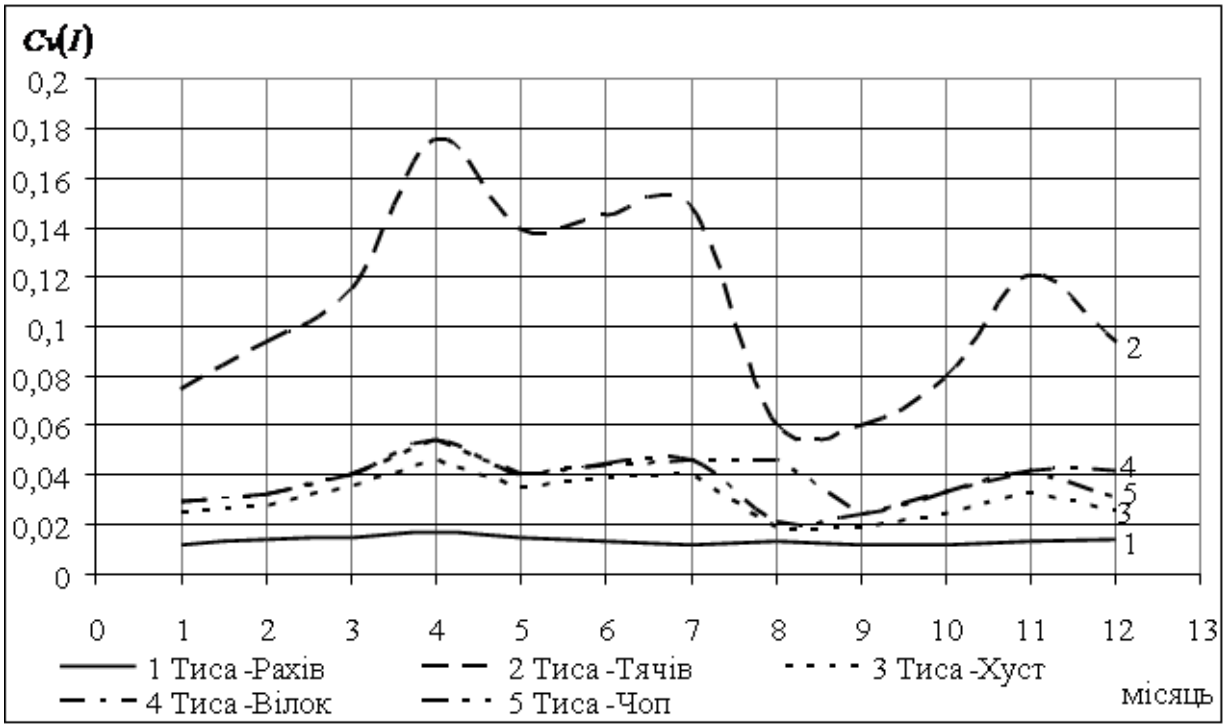


Рисунок 4.6 – Часова змінність коефіцієнтів варіації в рядах мінералізації води р. Тиса (нижче населених пунктів)

Коефіцієнти варіації місячних величин води $Cv(Q)$ коливаються у значному діапазоні, порівняно з мінералізацією – від 0,35 до 1.19 (рис. 4.7). Найбільші значення $Cv(Q)$ притаманні водпостам м. Рахів і м. Тячів. Чітко простежується сезонність у часовому ході $Cv(Q)$. Підвищені $Cv(Q)$ мали місце у зимові місяці (січень-лютий), потім у весняний період (березень-травень) вони суттєво зменшуються, а починаючи з червня, знову підвищуються (причому, значно), наприкінці літнього сезону $Cv(Q)$ – дещо знижуються, а в зимові місяці (жовтень-грудень) – знову зростають [146, 147].

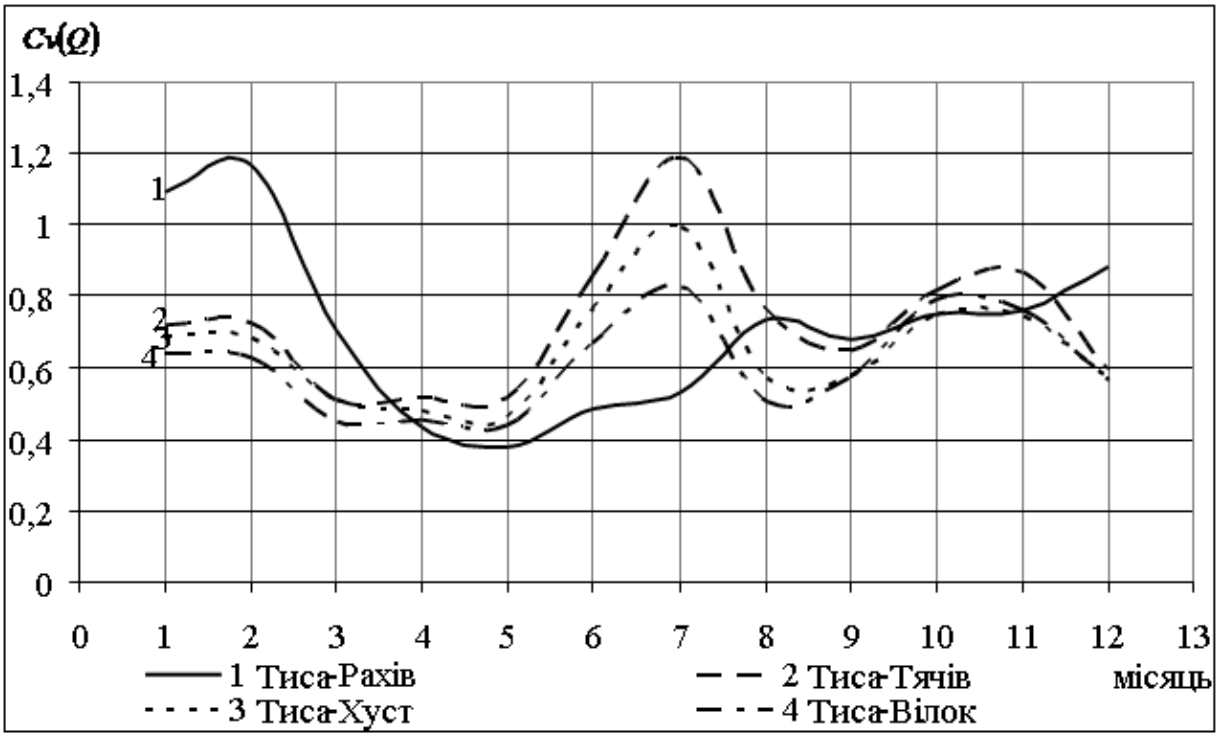


Рисунок 4.7 – Часова змінність коефіцієнтів варіації в рядах витрат води по постах р. Тиса

4.2 Факторний аналіз гідрохімічних показників якості вод басейну р. Тиса (Закарпатська область)

4.2.1 Теоретичні основи методу факторного аналізу

Оскільки показники якості води мають різну природу та відрізняються за шкідливістю, то саме факторний аналіз найбільш зручний для дослідження різноманітних аспектів формування якості поверхневих вод. Факторна модель дає можливість адекватно розрахувати структуру зв’язків між відносно

невеликою кількістю досліджуваних показників за допомогою меншої кількості факторів. Це дозволяє наблизити модель до реальних умов за рахунок введення до її структури нових факторів [148].

В факторному аналізі висувається гіпотеза про те, що дані спостережень є лише непрямими характеристиками явища, яке вивчається, і це явище можна описати за допомогою невеликої кількості деяких параметрів або властивостей. Такі теоретичні параметри або властивості називаються факторами. Фактори є однаковими для всіх розглядуваних показників якості річкових вод, але входять до кожного з них із своєю вагою. Зазначені властивості не повністю описують вихідні змінні, оскільки залишається частина інформації, яку називають залишками [149].

Задачею сучасного факторного аналізу є вираження показників-змінних x_j (j=1, 2, …, m), що характеризують якість води, через набір факторів F_i (i=1, 2, …, p), одержаних з тих же показників x_j, причому $p << m$, тобто чисельність факторів буде значно меншою ніж кількість початкових змінних.

Основна модель факторного аналізу дозволяє представити дані спостережень у вигляді лінійних комбінацій факторів [148, 149, 150, 151, 152]

$$x_j = \sum_{i=1}^{p} a_{ij} F_i + v_j, \ (j=1, 2, \ldots, m), \tag{4.2}$$

де F_i – загальні фактори;

a_{ij} – факторні навантаження;

v_j – характерні фактори.

Показник x_j лінійно залежить від p загальних факторів – F_1, …, F_p і характерного фактора v_j. Характерний фактор v_j дозволяє врахувати специфіку показників якості води, а також виявити помилку в їх вимірюваннях. Параметри a_{ij} – факторні навантаження, які мають вигляд коефіцієнтів кореляції та вказують на тісноту зв’язків між факторами F_i та початковими показниками x_j.

З гідроекологічних позицій вираз (4.2) можна прокоментувати таким чином: концентрація будь-якого показника якості води формується головним чином за рахунок дії будь-якого загального (головного) фактора та частково за рахунок характерних (другорядних) факторів [151].

Застосування процедури факторного аналізу з використанням ПК дозволяє одержати узагальнені фактори, які безпосередньо не вимірюються та містять основну інформацію про початкові показники якості води. Таким

чином, початкова кореляційна матриця за допомогою факторного аналізу перетворюється в матрицю факторних навантажень. Після розрахунку факторів виникає необхідність їх ранжування за значущістю. Фактор вважається тим важливішим, чим більш він варіює на сукупності всіх об'єктів. Оскільки характеристикою зміни випадкової величини є її динаміка, то чим більшою є дисперсія фактора, тим він є важливішим. Пошук факторних навантажень та дисперсій залишків відбувається шляхом ітераційного процесу [149].

Сума квадратів навантажень по усіх виділених чинниках розраховується таким чином

$$h_j^2 = \sum_{i=1}^{p} a_{ij}^2 . \tag{4.3}$$

Отримана величина визначає повноту представлення i-тої змінної в усіх чинниках F_i.

Повний вклад фактора S_p (у відсотках) в сумарну дисперсію змінних визначається виразом

$$S_p = \frac{\sum_{j=1}^{m} a_{ij}^2}{m} \cdot 100\% , \tag{4.4}$$

де m – кількість змінних.

Загальний внесок усіх виділених чинників в сумарну дисперсію досліджуваних змінних обчислюється так

$$S = \sum_{i=1}^{p} S_p . \tag{4.5}$$

Для підвищення результатів інтерпретації факторів необхідно отримати велику контрастність в матриці факторних навантажень. Метод такого підвищення результату носить назву методу обертання факторів. Якщо почати обертати координатні осі, які утворюють фактори, то хоча ці чинники і не будуть впорядкованими за величиною з'ясовної ними дисперсії, проте з'явиться можливість отримати контрастніші факторні навантаження. Для досягнення цієї мети застосовується метод ортогонального обертання, який має назву VARIMAX, або «варімакс» (варімаксне обертання). Цей метод полягає в максимізації дисперсії квадратів факторних навантажень для кожного фактора,

що призводить до збільшення великих і зменшення маленьких значень факторних навантажень [150, 151]

$$\sum_i \left[\sum_j a_{ij}^4 / m - \left[\sum_j a_{ij}^2 / m \right]^2 \right] \to \max . \qquad (4.6)$$

В результаті одержується простіша структура для кожного фактора, тобто чим сильніше розходяться квадрати факторних навантажень до координатних осей, тим більшим буде значення цільової функції обертання і, тим чіткіше буде виконана інтерпретація чинників.

Виконавши усі процедури факторного аналізу відносно початкового масиву даних можна здійснити «стиснення» цього масиву, спираючись на результати аналізу і експертні оцінки імовірнісних процесів, які можуть бути ідентифіковані за розрахунковими факторами. В результаті проведених процедур початковий масив даних зменшує свою розмірність у геометричній прогресії. Далі можна перейти безпосередньо до виділення головних факторів формування якості води [148].

4.2.2 Результати факторного аналізу

Для практичної реалізації процедури факторного аналізу були використані результати спостережень за такими гідролого-гідрохімічними показниками, як витрати води (*Q*), головні іони (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}+K^{+}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}), мінералізація (Sum_I), виміряні концентрації біогенних речовин (P_{min}, P_{sum}, NO_2^{-}, NO_3^{-}, NH_4^{+}, N_{sum}, Si^{4+}, Fe^{3+}), показники, які характеризують забруднення води (перманганатна окислюваність (ПО), хімічне споживання кисню (ХСК), біхроматна окислюваність (БО), жорсткість (Ж), $БСК_5$, феноли, нафтопродукти (НП), синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР)) та концентрації важких металів (Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cr^{6+}, Pb^{2+}, Cd^{2+}), а також іони Mn^{2+}, F^{-}, що вимірюються в системі Державної гідрометеорологічної служби МНС України на 10 постах, розташованих в басейні р. Тиса:

- р. Латориця – с. Підполоззя (1963-2008 рр.);
- р. Віча – с. Неліпино (1963-2008 рр.);
- р. Уж – м. Ужгород (1953-2008 рр.);
- р. Репінка – с. Репіне (1958-2008 рр.);
- р. Ріка – смт Міжгір’я (1957-2008 рр.);
- р. Теребля – с. Колочава (1957-2008 рр.);

- р. Тиса – смт Вилок (1961-2008 рр.);
- р. Тиса – м. Рахів (1949-2008 рр.);
- р. Тиса – м. Тячів (1963-2003 рр.);
- р. Тиса – м. Хуст (1965-2008 рр.).

Керуючись методикою проведення факторного аналізу, за допомогою універсальної інтегрованої системи, призначеної для статистичного аналізу STATISTICA, було виконано побудову факторної моделі та зроблено узагальнення одержаних результатів. Використовуючи метод головних компонент, було сформовано таблицю власних значень (табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Таблиця власних значень

Фактори	Власні значення	% загальної дисперсії	Кумулятивні власні значення	Кумулятивні власні значення у %
1	9.06	29.21	9.06	29.21
2	6.30	20.32	15.36	49.53
3	4.51	14.54	19.86	64.07
4	3.13	10.11	22.99	74.18
5	2.79	9.00	25.79	83.18
6	1.99	6.44	27.78	89.62
7	1.52	4.89	29.30	94.51

Аналізуючи табл. 4.2 було відзначено, що власне значення для першого фактора дорівнює 9.06, тобто частка дисперсії, що може бути пояснена першим фактором дорівнює приблизно 29.2 %, другий фактор містить близько 20.3 % від загальної дисперсії, третій і четвертий – 14.5 % і 10.1 % відповідно. Останні три фактори містять не більше 20 % від загальної дисперсії. У відповідності з критерієм Кайзера у моделі слід залишити фактори з власними значеннями більше 1. З табл. 4.2 виходить, що у відповідності з цим критерієм необхідно обрати для подальшого узагальнення результатів всі сім факторів.

Для впевненості щодо використання у моделі саме семи факторів було побудовано графік власних значень (рис. 4.8), з метою застосування критерію осипи Кеттєля, який стверджує, ґрунтуючись на методі Монте-Карло, що точка, де безперервне падіння власних значень сповільнюється і після якої рівень інших власних значень відбиває тільки випадковий «шум» є підставою для вибору кількості факторів, що будуть піддаватися подальшому аналізу.

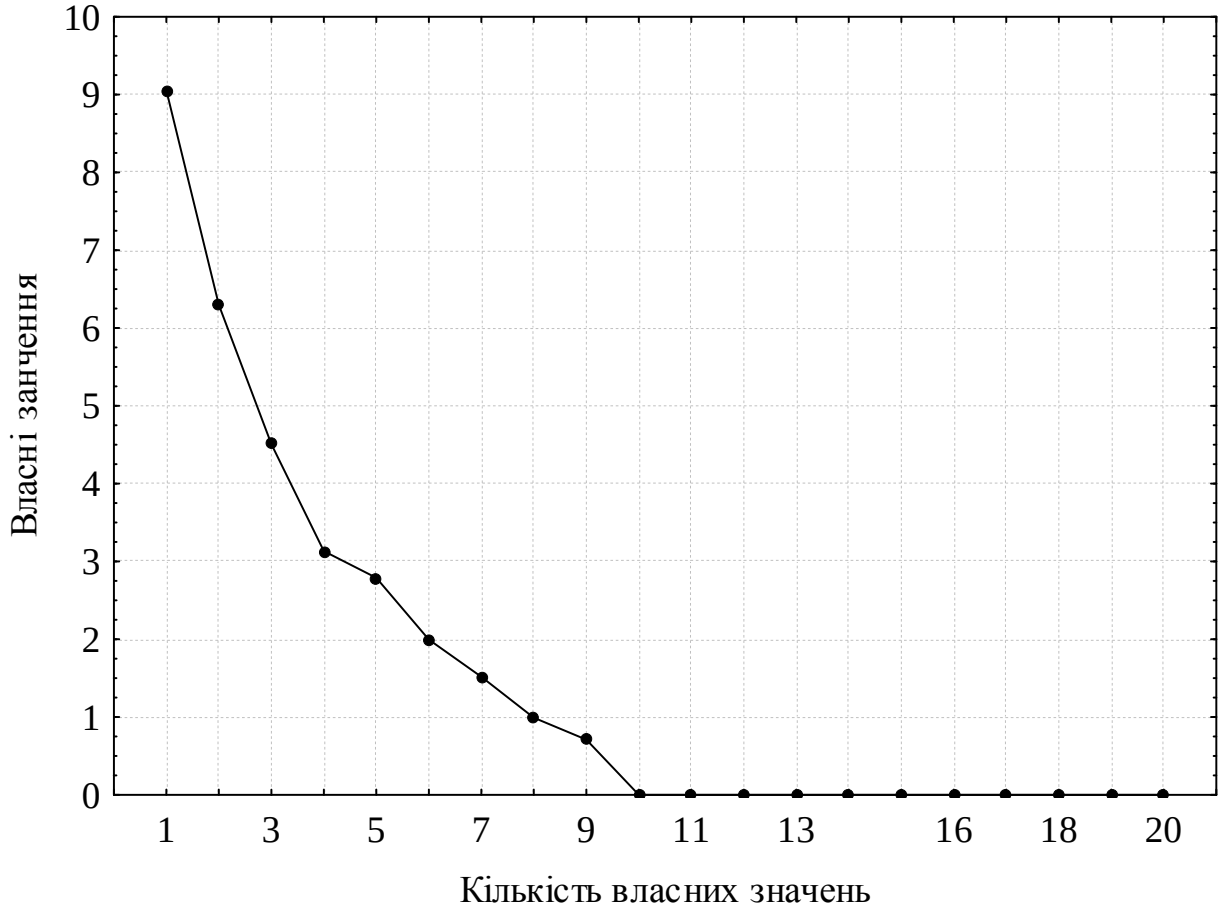


Рисунок 4.8 – Графік власних значень

Аналіз рис. 4.8 підтвердив попередній висновок щодо кількості обраних для аналізу факторів, оскільки починаючи з восьмого фактору, рівень власних значень дорівнює 1 та поступово знижується до величин, значення яких коливаються близько 0 та можуть вважитися випадковим явищем.

Наступним етапом використання методу головних компонент є виділення тих показників, що найкращим чином характеризують ті фізико-хімічні процеси, які є домінуючими у водній екосистемі. Виділення цих показників відбувалося на основі матриці факторних навантажень, представленої в табл. 4.3.

Як видно з табл. 4.3 в межах семи груп факторів після процедури «стиснення» гідролого-гідрохімічних показників з 31 первинної кількості для подальшого аналізу було рекомендовано 18. Однак виділені показники через достатньо велику розбіжність в межах кожної групи факторів не дали змогу інтерпретувати їхній вплив на якість води. Тому з метою пошуку реально існуючих факторів формування якісного стану річок басейну з виділених пріоритетних показників було складено вторинну інформаційну матрицю для виконання повторної процедури факторного аналізу.

Таблиця 4.3 – Факторні навантаження гідролого-гідрохімічних показників поверхневих вод басейну р. Тиса

Показники	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6	a_7
Q	-0.07	**-0.76**	-0.48	-0.25	-0.02	0.17	-0.26
Ca^{2+}	**0.85**	0.31	-0.31	0.19	-0.10	0.12	0.11
Mg^{2+}	**0.77**	0.28	-0.12	-0.25	0.41	-0.18	-0.04
$Na^{+}+K^{+}$	-0.20	-0.55	**-0.73**	-0.31	0.14	0.01	-0.07
HCO_3^{-}	0.57	**0.77**	-0.17	0.13	0.08	-0.15	-0.05
SO_4^{2-}	0.61	-0.17	0.51	-0.26	0.41	0.14	-0.18
Cl^{-}	0.09	**-0.76**	-0.59	-0.24	0.04	-0.04	0.03
Sum_I	**0.80**	0.13	-0.43	-0.17	0.24	-0.16	-0.20
P_{min}	**-0.90**	0.29	0.18	0.01	0.20	0.16	0.04
P_{sum}	0.20	0.22	-0.49	0.65	-0.04	0.08	-0.18
NO_2^{-}	-0.62	0.15	-0.68	0.02	-0.01	-0.12	-0.16
NO_3^{-}	-0.41	-0.63	-0.13	0.49	0.08	-0.21	0.34
NH_4^{+}	0.66	-0.15	0.33	0.08	0.15	0.54	0.13
N_{sum}	0.56	-0.51	0.42	0.14	0.39	0.11	0.24
Si^{4+}	0.12	-0.35	-0.11	0.39	0.67	0.06	0.26
Fe^{3+}	0.16	0.46	-0.24	**0.72**	-0.30	0.02	-0.20
ПО	**-0.92**	0.21	0.16	0.10	0.12	0.16	-0.03
БО	-0.09	**-0.82**	0.09	0.45	-0.07	0.18	-0.10
Ж	**-0.89**	0.30	0.17	0.01	0.21	0.16	0.04
$БСК_5$	0.58	0.51	0.10	0.43	-0.34	-0.10	0.07
Феноли	0.17	-0.17	-0.15	-0.58	-0.41	0.54	-0.03
НП	0.50	0.01	0.17	0.30	0.50	0.53	-0.28
СПАР	0.17	-0.37	**0.72**	-0.22	-0.08	-0.43	-0.17
Cu^{2+}	0.05	**-0.78**	-0.28	0.47	0.05	0.08	0.23
Zn^{2+}	0.24	-0.36	**0.76**	-0.03	-0.09	-0.37	-0.01
Cr^{6+}	0.14	-0.13	0.30	0.03	-0.69	0.59	-0.17
Mn^{2+}	**-0.90**	0.28	0.18	0.01	0.20	0.16	0.04
F^{-}	0.01	0.57	-0.002	-0.04	0.58	0.09	-0.28
ХСК	-0.19	-0.50	0.50	0.45	-0.18	-0.19	-0.40
Pb^{2+}	**-0.90**	0.28	0.18	0.01	0.20	0.16	0.04
Cd^{2+}	-0.33	-0.40	-0.03	0.17	0.22	-0.14	**-0.74**

В табл. 4.4, яка є результуючою таблицею факторних навантажень, розрахованих після варімаксного обертання факторів визначених методом головних компонент, показано розподіл навантажень на ознаки окремих факторів кількість яких була зменшена до чотирьох.

Таблиця 4.4 – Факторні навантаження гідролого-гідрохімічних показників поверхневих вод басейну р. Тиса

Показники	a_1	a_2	a_3	a_4	h_j
Q	0.12	**-0.90**	0.02	0.30	0.91
Ca^{2+}	**0.82**	0.32	0.39	-0.14	0.96
Mg^{2+}	0.69	0.07	-0.02	-0.61	0.85
$Na^{+}+K^{+}$	0.04	**-0.94**	0.27	0.08	0.96
HCO_3^{-}	0.48	0.57	0.38	-0.50	0.95
Cl^{-}	0.32	**-0.90**	0.07	0.24	0.97
Sum_I	**0.83**	-0.13	0.21	-0.42	0.92
P_{min}	**-0.98**	0.08	0.10	-0.09	0.99
Fe^{3+}	0.20	0.63	0.57	0.30	0.85
ПО	**-0.97**	0.09	0.09	0.05	0.96
БО	0.04	-0.25	-0.21	**0.89**	0.90
Ж	**-0.98**	0.09	0.11	-0.10	0.99
СПАР	0.11	0.05	**-0.97**	0.02	0.96
Cu^{2+}	0.22	-0.43	0.11	**0.77**	0.83
Zn^{2+}	0.18	0.25	**-0.92**	0.19	0.97
Mn^{2+}	**-0.98**	0.08	0.10	-0.08	0.99
Pb^{2+}	**-0.98**	0.08	0.10	-0.09	0.99
Cd^{2+}	-0.25	-0.43	-0.12	0.29	0.34
Загальна дисперсія	7.17	3.87	2.65	2.60	
Частка загальної дисперсії	0.40	0.21	0.15	0.14	

Варімаксне обертання дозволило обернути фактори таким чином, щоб обрати найпростішу для інтерпретації факторну структуру (рис. 4.9).

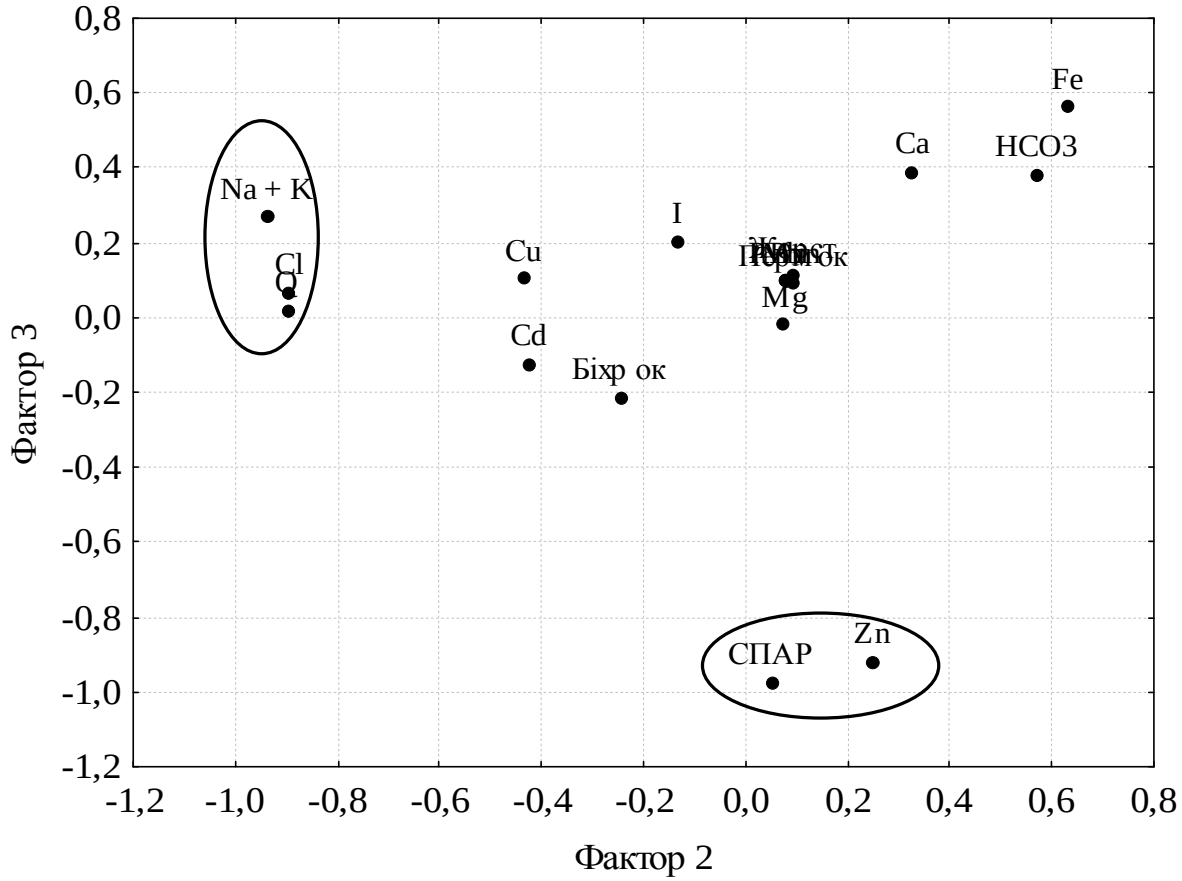


Рисунок 4.9 – Приклад розподілу факторних навантажень після варімаксного обертання

В табл. 4.4 фактори ранжовані у порядку зменшення їх абсолютних величин, які виражаються величиною загальної дисперсії фактора на показниках, які він містить та значущістю фактора, яка характеризує внесок певного фактора у формування загальної дисперсії всіх показників, включених до факторного аналізу і може бути виражена у відсотках.

Так, наприклад, значущість першого фактора у формуванні загальної дисперсії 18 показників, включених до процедури факторного аналізу становить близько 40 %, другого фактору – 21 %, на третій і четвертий припадає відповідно 15 % і 14 % від загальної дисперсії.

Величина сум квадратів факторних навантажень h_j є загальною частиною дисперсії відповідних показників. Вона визначає наскільки повно кожен з показників відбитий в чотирьох комплексних характеристиках – факторах. Як видно з табл. 4.4 найбільш повно відбиті такі показники, як: іони марганцю (на 99.0 %), свинцю і фосфор мінеральний (на 98.9 %), жорсткість (на 98.7 %), хлориди (на 97.2 %), достатньо високо – іони заліза (на 85.2 %), магнію (на 84.6 %), міді (на 83.5 %), а слабкіше всього – іони кадмію (на 34 %).

Це означає, що відмінності в якості води різних ділянок басейну по показнику іону кадмію не пов’язані тісно ні з одним з включених у дослідження показником.

Проведення повторної процедури факторного аналізу дозволило виявити факторну структуру, представлену чотирма факторами та 14 характерних показників формування якісного стану вод річок басейну Тиси, які наведені у табл. 4.5.

Таблиця 4.5 – Факторні навантаження характерних гідролого-гідрохімічних показників поверхневих вод басейну р. Тиса

Фактори	Показники	a_1	a_2	a_3	a_4
Фактор 1 F_1	Sum_I	**0.83**	-0.13	0.21	-0.42
	Ca^{2+}	**0.82**	0.32	0.39	-0.14
	Mn^{4+}	**-0.98**	0.08	0.10	-0.08
	Pb^{2+}	**-0.98**	0.08	0.10	-0.09
	P_{min}	**-0.98**	0.08	0.10	-0.09
	Ж	**-0.98**	0.09	0.11	-0.10
	ПО	**-0.97**	0.09	0.09	0.05
Фактор 2 F_2	Na^{+}+K^{+}	0.04	**-0.94**	0.27	0.08
	Q	0.12	**-0.90**	0.02	0.30
	Cl^{-}	0.32	**-0.90**	0.07	0.24
Фактор 3 F_3	СПАР	0.11	0.05	**-0.97**	0.02
	Zn^{2+}	0.18	0.25	**-0.92**	0.19
Фактор 4 F_4	БО	0.04	-0.25	-0.21	**0.89**
	Cu^{2+}	0.22	-0.43	0.11	**0.77**

Кожен з визначених показників є характерним представником виділеної групи і може слугувати індикатором для подальшого пошуку і інтерпретації факторів та процесів формування якісного стану водних об’єктів.

Чим більшим є факторне навантаження на певний показник, тим чутливіше він реагує на дію того або іншого фактора і може вважатися репрезентативним показником щодо його подальшого використання для описання процесів всередині водної екосистеми, визначення факторів впливу, їх ідентифікації та моделювання.

Виявлені в дослідженні фактори можна інтерпретувати таким чином. Перший фактор F_1 з одного боку відбиває такі показники, як мінералізацію, кальцій, жорсткість, що характеризують макрокомпонентний склад річкових

вод, з іншого боку біогенні та органічні речовини – фосфор мінеральний і перманганатна окислюваність та деякі мікроелементи – марганець і свинець.

Описуючи ознакову структуру першого фактору необхідно відзначити його біполярну дію, яка характеризується додатним зв'язком з мінералізацію і кальцієм, та від'ємним – з іншими показниками, такими як: марганець, свинець, фосфор мінеральний, жорсткість та перманганатна окислюваність. Тобто цей фактор спричиняє протилежну дію на визначені за допомогою факторного аналізу найбільш значущі показники якісного стану річкових вод басейну Тиси, що зумовлює певні труднощі в його трактуванні.

Однак, проаналізувавши характеристики першого фактору можна ідентифікувати його пряму дію як надходження мінералізації та іонів кальцію з опадами рідкого та твердого походження, що формують поверхневий русловий стік. Його протилежна дія може бути пояснена переважанням у річковому басейні інших факторів.

Так вміст біогенів за рахунок сполук мінерального фосфору та органіки може бути відображений процесами змиву з поверхні річкового водозбору з поверхнево-схиловим стоком, а поява солей кальцію і магнію, що характеризуються поняттям жорсткості, та мікроелементів солей важких металів є результатом вимивання підземним водами гірських порід, які складають підстильну поверхню басейну.

Розглядаючи другий фактор F_2 можна звернути увагу, що його дія характеризується оберненими зв'язками з такими тісно взаємопов'язаними характеристиками водно-сольового складу води, як показник водного стоку, натрій, калій та хлориди. Такий прояв є свідченням переважання процесів розчинення перелічених іонів.

Третій фактор F_3 відзначається показниками-індикаторами антропогенної діяльності, такими як СПАР і цинк. Останній четвертий фактор F_4 містить показник біохроматної окислюваності та мідь, які також можна інтерпретувати як характеристики забруднення.

Застосування методу факторного аналізу дозволило одержати групи показників якості води з двома бажаними властивостями. Перше – це сильна кореляція показників в кожній групі, друге – відсутність кореляції або її повна відсутність між показниками, що ходять в різні групи.

Розглядаючи результати аналізу формування узагальнених інтегральних показників якості води річок басейну Тиси під впливом чотирьох головних факторів, не можна не звернути увагу, що початкова матриця показників має просторову структуру. Вона була сформована на основі гідролого-гідрохімічних параметрів, які є багатофакторною характеристикою 10 річкових водозборів. Факторний аналіз дозволяє розглянути та інтерпретувати й просторові особливості формування факторів.

Математичний апарат факторного аналізу дає змогу розрахувати просторову структуру факторного навантаження, тобто визначити значення того або іншого фактора в будь-якому пунктів, визначити його роль в формуванні якісної характеристики в межах конкретного річкового водозбору. Виконані розрахунки представлені у вигляді просторової матриці факторних навантажень, розрахованої без використання процедури «варімакс» (табл. 4.6) та графічно інтерпретовані (рис. 4.10).

Таблиця 4.6 – Просторовий розподіл факторних навантажень чотирьох головних факторів за пунктами моніторингу

Пункти	a_1	a_2	a_3	a_4	h_j
р. Віча – с. Неліпино	**0.82**	-0.14	0.43	0.08	0.89
р. Латориця – с. Підполоззя	**0.76**	0.39	0.09	0.12	0.76
р. Уж – м. Ужгород	-0.11	-0.31	-0.03	**0.94**	0.99
р. Репінка – с. Репіне	**0.94**	0.11	0.09	-0.24	0.96
р. Ріка – смт Міжгір’я	0.64	0.60	-0.37	-0.04	0.91
р. Теребля – с. Колочава	-0.31	-0.54	**-0.71**	-0.31	0.98
р. Тиса – смт Вилок	-0.64	0.44	0.26	0.02	0.67
р. Тиса – м. Рахів	0.18	**-0.75**	0.53	-0.23	0.94
р. Тиса – м. Тячів	**-0.72**	0.11	0.54	-0.20	0.86
р. Тиса – м. Хуст	-0.47	**0.79**	0.09	-0.04	0.85
Загальна дисперсія	3.86	2.31	1.49	1.15	
Частка загальної дисперсії	0.39	0.23	0.15	0.12	

Описуючи результати наведені в табл. 4.6 слід відзначити, що внесок досліджуваних пунктів моніторингу у формування гідролого-гідрохімічних параметрів водної екосистеми Тиси на 39 % визнається дією першого фактора, при чому лише один зв’язок характеризується від’ємним значенням.

Другий фактор містить в собі 23 % інформації про розглядуваний водний об’єкт. Аналіз ознакових навантажень цього фактора показує, що він має достатньо значущий біполярний зв’язок з пунктами, розташованими в м. Рахів та м. Хуст.

Третій та четвертий фактори містять невелику частку інформації 15 % та 12 % відповідно. Однак, навантаження третього фактора на формування гідролого-гідрохімічного стану є достатньо значущим в пункті с. Колочава, а дуже значущим є факторне навантаження в м. Ужгород.

Як видно з табл. 4.6 найбільш повно відображені в чотирьох визначених факторах такі пункти моніторингу: р. Уж – м. Ужгород (на 99 %), р. Теребля – с. Колочава (на 98 %), р. Репінка – с. Репіне (на 96 %), р. Тиса – м. Рахів (на 94 %), р. Ріка – смт Міжгір'я (на 91 %), достатньо високо – р. Віча – с. Неліпино (на 89 %), р. Тиса – м. Тячів (на 86 %), р. Тиса – м. Хуст (на 85 %), а слабкіше всього – р. Тиса – смт Вилок (на 67 %).

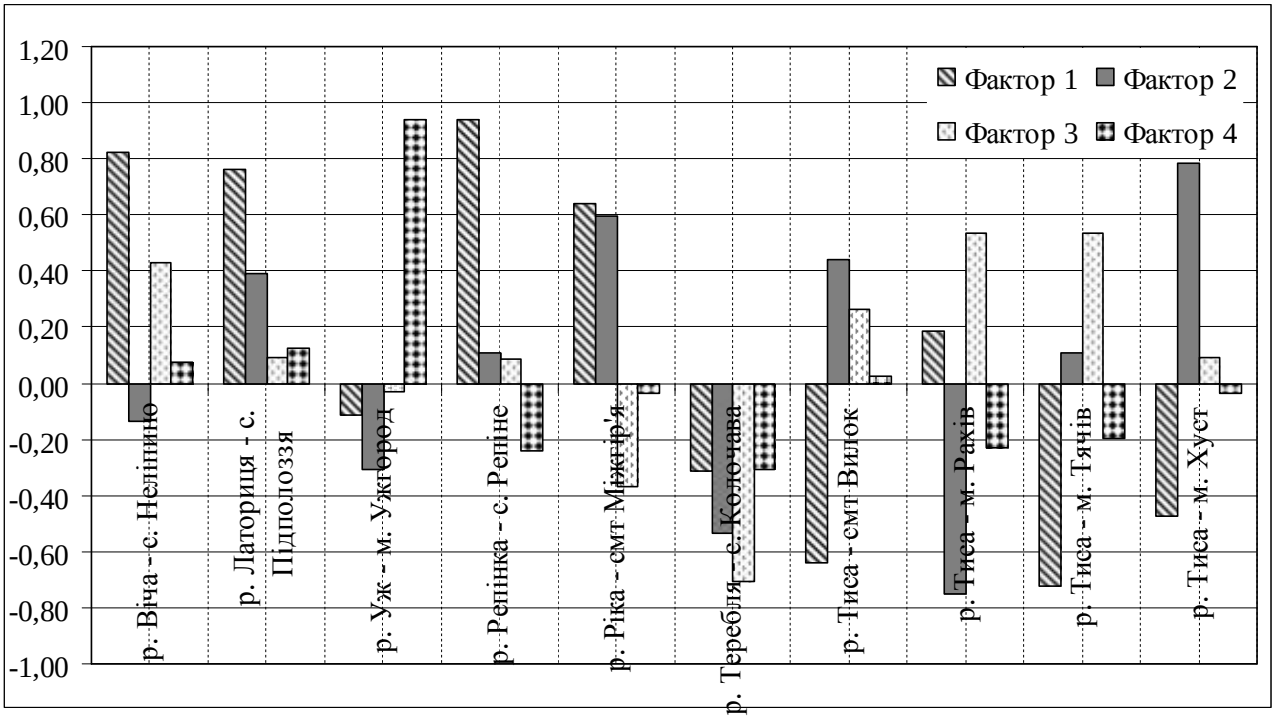


Рисунок 4.10 – Діаграма розподілу дії різних факторів у формуванні показників якості вод річок басейну Тиси

Аналіз рис. 4.10 показує, що найбільш значущою є дія четвертого фактору, який інтерпретується як характеристика антропогенного забруднення, проявляється при формування показників якісного стану води річки Уж в пункті м. Ужгород, з такою же силою розкривається дія першого фактору, що ідентифікується як поверхневий русловий стік, у формуванні гідролого-гідрохмічних показників річки Репінка в пункті с. Репіне та річки р. Віча в пункті с. Неліпино.

На інших пунктах моніторингу за хімічним складом річкових вод, розташованих в басейні р. Тиса, прояв факторів є значно меншим, що добре ілюструється діаграмою, зображеною на рис. 4.10.

4.3 Факторний аналіз показників якості води в басейні р. Південний Буг

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.

Установлення якості води за відповідними критеріями та виявлення закономірностей просторово-часового розподілу гідрохімічних характеристик р. Південний Буг з використанням методів багатовимірного статистичного аналізу.

Річка Південний Буг належить до головних річок України, забезпечуючи водою населення і промисловість п’яти областей України. Довжина становить 806 км, площа басейну – 63700 км^2. Виток річки розташовується в Хмельницькій області, а впадає вона в Бузький лиман м. Миколаїв [153].

З точки зору геоморфологічного районування верхня й середня частини басейна розташовується на Подольській і Придніпровській височинах, а нижня – на Причорноморській низовині. Основними притоками р. Південний Буг є: рр. Бужок, Вовк, Снивода, Ров, Соб, Савранка, Кодима, Чичиклія, Синюха, Інгул [154].

Річка Південний Буг розташована в зоні недостатнього зволоження (по басейну зволоженість зменшується від 700 до 450 мм, максимально можливе випаровування або теплоенергетичний еквівалент змінюється від 750 до 1000 мм. Норма річного зонального стоку знижується з північного заходу до південного сходу від 120 до 10 мм. Норма інфільтрації опадів у підземні водоносні горизонти (за В.Г. Сорокіним) зменшується від 50 мм у верхній частині до 1,5 мм у нижній частині водозбору [155]. Отже, середня багаторічна величина річного підземного припливу до русел річок буде зменшуватись навіть за умов зростання площі водозбору.

Поверхневий стік складає переважну частину живлення річки. Норма поверхневого стоку (за А.М. Бєфані) змінюється у межах водозбору від 70 до 15 мм у напрямі з північного заходу на південний схід [156]. Значний рівень зарегульованості, великі масштаби водогосподарських перетворень, наявність промислових об’єктів у басейні р. Південний Буг обумовлюють погіршення якості води.

За допомогою методу факторного аналізу були виявлені основні процеси, що визначають формування гідрологічного режиму р. Південний Буг.

Основна перевага методу факторного аналізу полягає в тому, що як згадувалося вище безліч корельованих змінних описується набагато меншим числом факторів [157].

На початковому етапі дослідження було складено базу даних гідролого-гідрохімічних спостережень за період 1949-2006 рр. в створах: с. Лелетка, с. Сабаров, м. Первомайськ, смт Олександрівка, м. Миколаїв.

На другому етапі було встановлено комплекс басейнових характеристик розглянутих створів – так, площа розглянутих водозборів змінюється від 400 км^2 до 63700 км^2, озерність близька до 1 %, заболоченість змінюється від 2 до 6 %, залісеність – від 7 до 11 %, ступінь розораності території становить від 60 до 80 %.

Для аналізу впливу басейнових факторів на просторово-часовий розподіл концентрацій забруднювальних речовин у р. Південний Буг був обраний метод множинної регресії з покроковим вибором предикторів. Як потенційні предиктори, які можуть відображати вплив басейнових факторів на формування полів концентрації, були обрані: площа водозбору, озерність, заболоченість, залісеність. Як інтегральна характеристика водності річки розглядалась норма річного стоку, представлена у вигляді витрат та модулів річного стоку (табл. 4.7). Значення розрахованих концентрацій для суми іонів та для інших забруднювальних речовин (Fe, Si, F, Cu, Zn, Cr) визначалися за період з 1949 по 2006 рр. Кількість відібраних на постах гідрохімічних проб становить 1744.

Перевищення ГДК за концентрацією заліза відмічається на 4-х розглянутих постах, окрім р. Південний Буг – м. Миколаїв (відповідно до комунально-побутових вимог). Але в створі Південний Буг – м. Миколаїв спостерігається перевищення ГДК за вмістом міді.

На всіх постах виявлено перевищення ГДК за концентраціями заліза і хрому відповідно до рибогосподарських вимог. Аналізуючи отримані результати дослідження (табл. 4.7) можна зробити висновки:

а) пошук оптимальних предикторів на базі моделей множинної лінійної регресії показав, що у більшості випадків найкращим предиктором при описі залежності концентрацій забруднювальних речовин від показників басейнових факторів є залісеність;

б) тіснота лінійних зв’язків концентрацій забруднювальних речовин із залісеністю перевищують значення 0,7;

в) достовірність отриманих рівнянь множинної регресії підвищується при урахуванні логарифма площі водозабору як оптимального предиктору для концентрацій Si та Zn, при цьому коефіцієнти множинної регресії зростають до 0,90-0,98;

г) залежність концентрацій забруднювальних речовин від водності виражена слабко: значення коефіцієнтів кореляції зазвичай не перевищує 0,5 і є значущою для просторового розподілу концентрацій Fe та Si.

Таблиця 4.7 – Рівняння множинної лінійної регресії

Вид рівняння регресії	Коефіцієнт множинної кореляції *r*
$C_{сер\mathrm{Si}} = 245 \lg q + 1{,}56$	0,75
$C_{сер\mathrm{Si}} = 1{,}88\lg(F+1) + 5{,}42\lg q - 8{,}52$	0,92
$C_{\mathrm{Zn}} = 0{,}1024 \lg(F+1) - 0{,}412 f_{л} - 0{,}0061$	0,87
$C_{\mathrm{Zn}} = 1{,}04 f_{оз} - 0{,}197 f_{л} + 0{,}1803 \lg(F+1) - 1{,}53$	0,98
$C_{\mathrm{Cr}} = 0{,}625 - 0{,}0616 f_{л}$	-0,72
$C_{\mathrm{Cu}} = 3{,}47 - 0{,}3453 f_{л}$	-0,73
$C_{сер\ \mathrm{Ph}} = 9{,}32 - 0{,}1522 f_{л}$	-0,92
$C_{сер\ \mathrm{Psum}} = 0{,}299 - 0{,}122 \lg q$	-0,54
$C_{сер\ \mathrm{Psum}} = 1{,}17 - 0{,}377 \lg q - 0{,}1618 \lg(F+1)$	0,845
$C_{сер\ \mathrm{NO2}} = 0{,}746 f_{б} - 1{,}54$	0,77
$C_{сер\ \mathrm{NO2}} = 1{,}55 f_{б} + 3{,}89 \lg(F+1) - 20{,}8$	0,91
$C_{сер\ \mathrm{NO2}} = 1{,}48 f_{б} + 0{,}49 f_{л} + 3{,}95\lg(F+1) - 25{,}5$	0,99
$C_{сер\ \mathrm{NO3}} = 4{,}31 - 3{,}96 f_{оз}$	-0,88
$C_{сер\ \mathrm{NH4}} = 0{,}288 f_{л} - 1{,}52$	0,85
$C_{ср\ \mathrm{Nsum}} = 0{,}302 f_{л} - 1{,}17$	0,75
$C_{сер\ \mathrm{Nsum}} = 0{,}318 f_{л} - 0{,}967 \lg q - 0{,}690$	0,88
$C_{сер\ \text{БСК5}} = 5{,}36 - 0{,}492 f_{б}$	-0,95
$C_{сер\ \text{БСК5}} = 6{,}70 - 0{,}467 f_{б} - 0{,}153 f_{л}$	0,97
$C_{сер\ СПАР} = 0{,}0161 f_{б} + 0{,}0326$	0,4
$C_{сер\ \text{н/пр.}} = 2{,}06 f_{оз} - 1{,}73$	0,93
$C_{сер\ \text{н/пр.}} = 0{,}0274 q + 0{,}9985$	0,71
$C_{сер\ \text{н/пр.}} = 0{,}582 - 0{,}0533 f_{л} + 0{,}0301 Q$	0,9

Для підтвердження отриманих результатів було застосовано метод факторного аналізу (табл. 4.8).

Залежність лінійних зв’язків концентрацій забруднювальних речовин із залісеністю має зворотній характер, тобто, при збільшенні залісеності на водозборі концентрація забруднювальних речовин зменшується. Це можна пояснити тим, що ліси сприяють фільтрації поверхневих вод у водоносні горизонти і таким чином зменшують обсяг змиву забруднювальних речовин з поверхні водозбору. Цим підтверджується корисна роль залісеності у забезпеченні сприятливого водного та санітарного режиму р. Південний Буг.

Таблиця 4.8 – Факторні навантаження на показники гідролого-гідрохімічного режиму р. Південний Буг

Змінна	Факторні навантаження			
	l_{1j}	l_{2j}	l_{3j}	l_{4j}
F, км^2	0,88	-0,39	-0,12	-0,21
lg(F+1)	0,93	-0,34	0,001	-0,1
$f_л$, %	0,53	0,73	0,65	-0,59
$f_б$, %	-0,87	0,08	0,34	0,32
Q, м^3/с	0,88	-0,29	0,07	0,28
q, л/с км^2	-0,88	0,12	0,18	0,38
$C_{\sum i}$	0,26	-0,95	-0,24	-0,11
C_{Fe}	0,12	0,27	0,08	0,94
C_{Si}	-0,41	-0,04	0,24	0,85
C_{Cu}	0,18	-0,97	-0,01	-0,06
C_{Zn}	0,31	-0,93	-0,07	0,03
C_{Cr}	0,16	-0,98	0,004	-0,04
C_{Psum}	0,18	0,18	0,05	-0,93
C_{NO2}	-0,41	0,05	0,82	0,38
C_{NO3}	0,54	0,73	-0,04	-0,28
C_{NH4}	-0,16	0,73	0,57	-0,003
C_{Nsum}	0,32	0,32	0,73	-0,49
$C_{БСК5}$	0,72	-0,14	-0,60	-0,28
$C_{н/пр}$	-0,84	-0,50	-0,14	0,08
$C_{СПАР}$	-0,16	-0,58	0,75	0,19

На основі аналізу факторних навантажень на перший фактор можна зробити висновки, що перший фактор у значній мірі пов’язаний із такою характеристикою водозбору як його площа (l_{1F} = 0,89; $l_{1\lg(F+1)}$ = 0,94) . І описує 31,6 % вихідної інформації. Площа водозабору пов’язана від’ємним кореляційним зв’язком із заболоченістю водозабору ($l_{1fб}$ = -0,88) та позитивним із витратами води (l_{1Q} = 0,88), у той же час із зростанням площі водозабору модуль річного стоку зменшується (l_{1q} = -0,89). Таким чином можна зазначити, що перший фактор пов’язаний із характеристиками формування водних ресурсів (F, Q, q, $f_б$).

Цей фактор також впливає на концентрацію нафтопродуктів ($l_{1н/пр}$ = -0,84) за довжиною р. Південний Буг та на показник біологічного споживання кисню ($l_{1БСК5}$ = 0,72). Знак «-» перед факторним навантаженням свідчить про те, що 1-й фізичний процес, який впливає на гідролого-гідрохімічні показники, має

зворотній вплив на досліджувану змінну у порівнянні з іншими змінними. Тобто із зростанням площі водозабору будуть зростати витрати води, але заболоченість і модуль стоку будуть зменшуватися. $БСК_5$ зростає за довжиною річки і має позитивний зв'язок з витратами води і від'ємний з модулем стоку. Що стосується нафтопродуктів, то їх концентрація відповідає зростанню загальної водності q.

Другий фактор описує 32,7 % вихідної інформації, тобто він за своїм внеском равноцінний першому. Близькі до 1 факторні навантаження мають $f_л$, $C_{\sum I}$, C_{Cu}, C_{Zn}, C_{Cr}, C_{NO3}, C_{NH4}. Таким чином 2-й фактор можна було б назвати фактором впливу залісеності на вміст суми іонів та токсичних речовин. При чому залісеність зменшує концентраціє головних іонів та токсичних речовин. Що стосується біогенних речовин, то їх концентрація зростає із ростом залісеності. Залісеність також сприяє зменшенню концентрацій нафтопродуктів та СПАР, але цей вплив значно менший ніж на розподіл концентрацій токсичних речовин.

Третій фактор описує 15,9 % вихідної інформації. Вказує на існування зв'язку між C_{NO2}, C_{sum}, СПАР. Також, як і попередній фактор, він пов'язаний із залісеністю.

На четвертий фактор припадає 17,6 % вихідної інформації. Цей фактор дуже слабко пов'язаний із гідрологічними характеристиками, але має значущий вплив на C_{Psum}, C_{Fe}, C_{Si}. Що може бути пов'язано із скидами певних (одних і тих самих) типів підприємств.

Результати застосованої R-модифікації факторного аналізу до гідролого-гідрохімічних характеристик р. Південний Буг показали, що вихідна інформація може бути описана чотирма факторами. Перші два, з яких представляють 65 % вихідної інформації, а всі чотири приблизно 98 %.

Перший фактор можна зазначити як фактор, що представляє умови формування водності річок. Він також, як і водність, чинить значний вплив на $БПК_5$ та на концентрацію нафтопродуктів.

Другий фактор представляє процес впливу залісеності водозабору на концентрацію токсичних речовин. Як правило, зростання залісеності сприяє зменшенню концентрації забруднювальних речовин (Cu, Zn, Cr).

Третій фактор характеризує зв'язок залісеності та, у деякій мірі, заболоченості на формування концентрацій біогенних речовин по довжині річки та СПАР.

Четвертий фактор можна інтерпретувати , як процес, що описує вплив підприємств. Цей фактор не пов'язаний з характеристиками водозабору, або водності річки. Найбільший вплив він чинить на такі хімічні показники як C_{Psum}, C_{Fe}, C_{Si}.

На основі факторного аналізу середньобагаторічних даних по стоку і його хімічним складом, а також гідрометричних характеристик водозборів

встановлено, що стан водності річки визначає тільки концентрацію нафтопродуктів і $БСК_5$. У полі вихідних даних можна виділити ще три гідрохімічних процеси, не пов'язаних або мало пов'язаних з водністю (процес формування забруднення річки токсичними, біогенними речовинами). Найменшу значущість у формуванні поля гідролого-гідрохімічних даних мають концентрації заліза, кремнію та фосфору, що увійшли в четвертий фактор.

4.4 Дослідження деградації заплавних земель гирлової ділянки р. Дністер

Гідротехнічне будівництво на річках кардинально змінює екологічні природні взаємозв'язки у заплавних екосистемах. Часто ці зміни не можна виявити одразу. Зарегулювання стоку річок поступово, на протязі багатьох десятиліть, є основним фактором руйнування типових ландшафтів у заплавних і дельтових системах. Наслідком цих історичних змін є виникнення екологічних проблем (загибель заплавних луків, погіршення пасовищ, втрата біологічного різноманіття [158, 162, 166, 167]. У результаті масштабних гідротехнічних перетворень, будівництва штучних риборозвідних ставків порушуються ландшафти не тільки заплавних луків, але й в цілому заплавних ландшафтів гирлових зон [162].

Екологічні зміни значно знижують продуктивність луків, біологічне різноманіття і впливають на здоров'я населення [161, 164]. Тому збереження типових заплавних ландшафтів і біорізноманіття у всьому світі в останній час розглядається як міжнародна проблема [169].

Вихідними матеріалами стали результати власних польових досліджень з 1991 по 2011 рр. в період комплексних гідрологічних та біоекологічних експедицій. Використано також архівні матеріали, які були опубліковані у науковій літературі; фондові та картографічні матеріали Річної гідроекологічної навчально-наукової лабораторії ОДЕКУ в с. Маяки, а також Українського науково-дослідного протичумного інституту ім. І.І. Мечникова.

Протягом багатьох років люди намагалися перетворювати водно-болотні угіддя гирлової зони р. Дністер. Перші спроби відбулися ще на початку XX ст. Найбільш інтенсивно ці території стали зазнавати антропогенного впливу в 50-ті роки, коли почав здійснюватися «Сталінський» план перетворення природи. Аналізуючи карта-схеми того часу, вдалося виявити, що дельта Дністра розглядалася, як полігон для осушення і перетворення заплав у сільськогосподарські угіддя і риборозвідні ставки. Одною з перших ідей освоєння була ідея створення рисових чеків, яку висунув А.М. Ярошевский [168].

Вирощування рису в Україні впроваджував М.С. Хрущов. У 1949 р., після відвідування ним м. Ізмаїл, з'явився проект будівництва рисової системи на півдні України. А через деякий час ця ідея розповсюдилася і на дельту Дністра. Почалося обслідування Яської толоки (Біляївський район Одеської області), одного з найкрупніших масивів заплавних луків, площею більше 800 га. На початку 60-х рр. XX ст. ці луки вже були підготовлені під рисові чеки: вирито канали, встановлено насосну станцію. Та виявилося, що в дельті Дністра на відміну від дельти Дуная, є недостатньою сума ефективних температур, необхідних для визрівання рису. Від рисосіяння відмовилися, а обвалування толоки використали під штучне риборозведення. У результаті перший удар по дуже цінним заплавним лукам було нанесено.

На початку 70-х років XX ст. обвалування заплавних земель у нижній течії р. Дністер в цілому було завершено, а саме, введено в с/г оборот 38744 га земель за рахунок площ заплав і луків загальною довжиною гребель приблизно 500 км [162].

Разом з плановими роботами з будівництва гребель і захисту заплавних земель, виконаних згідно з проектною документацією, здійснювалися і несанкціоновані роботи. Прикладами такої діяльності є ділянки заплави у с. Паланка (Молдова) площею 129, 327 та 80 га, розташовані біля 52 км автотраси Одеса-Рені на кордоні Молдова-Україна.

Це призвело до негативних наслідків і погіршенню екологічного стану в цьому районі. Перш за все, погіршилися умови нересту риб, умови годування водно-болотних птахів. До таких ділянок, що були осушені самовільно, можна віднести урочище «Старий Турунчук», з озером, обвалованим по всьому периметру греблями [163].

Площа угідь, вилучених під будівництво риборозвідних ставків в гирлі Дністра, стрімко виросла і досягла близько 2000 га (табл. 4.9).

Таким чином, в XX ст. в гирловій зоні Дністра площа заплавних луків скоротилася більш ніж на 90 % (рис. 4.11).

На фоні деградації цих територій з'явився новий негативний фактор – забудова прибережної 100-метрової зони річки котеджними будинками.

Наприклад, 20 вересня 2005 р. біля моста у с. Маяки на правому березі р. Дністер почалося будівництво так званої «Човнової станції», шляхом формування системи штучних каналів, доріг, майданчиків для парковки авто, причальних споруджень і відсипки території. Таке втручання у заплавні луки повністю змінило їх вигляд, піднявши рівень землі на 1 м [165].

Через два роки з'явилися нові забудови на заплавних луках, в тому числі в межах заповідного урочища «Дністровські заплави» під назвою «Перша Дністровська рибна заводь», «Єгерський пункт Хатки», «Рибацький рай».

Таблиця 4.9 – Історичні зміни заплавних луків дельти Дністра

Період	Стан луків
До середини XX ст.	Луки перебувають у відносно незмінному стані і розповсюджені по всій гирловій зоні. Зацікавленість влади у спорудженні на місці луків рисових чеків і розробка відповідних планів.
1950-1970 рр.	Зарегулювання стоку річки Дубосарською ГЕС. Масове осушення заплав і обвалування русла річки. Перетворення заплавних луків у ставки для штучного розведення риби. Зникнення близько 2000 га заплавних луків.
1971-1980 рр.	Спорудження греблі автотраси Маяки-Паланка і знищення великої площі заплавних луків вздовж річки через перекриття доступу води до луків. Через надлишкову кількість худоби, що випасається, спостерігається велика дигресія. Зникнення близько 500 га заплавних луків.
1981-1990 рр.	Повне зарегулювання стоку річки Дністровською ГЕС: деградація заплавних луків через зниження періодичного затоплення. Відбувається вторинне засолення і трансформація луків у очеретяні асоціації. Перетворення заплавних систем у зоні Карагольської затоки. Зникнення близько 100 га заплавних луків.
2000 р. і до теперішнього часу	Забудова заплавних луків котеджними будівлями у 100-метровій прибережній смузі річки Дністер. Різке скорочення кількості худоби, що випасається на заплавних луках.

Пізніше, з’являється ще один об’єкт, «2-а черга човнової станції» вже розташований в межах Нижньодністровського національного природного парку. Таким чином, всього за кілька років із природного середовища дельти Дністра вилучається ще близько 100 га заплавних луків.

Крім зникнення назавжди самої природної екосистеми і її біологічного різноманіття, така антропогенна трансформація творила ще одну потенціальну загрозу – для якості води, в том числі і питної, оскільки сумарна кількість каналізаційних стоків від цих об’єктів по їх проектним даним досягає більш ніж 60 $м^3$/д [165].

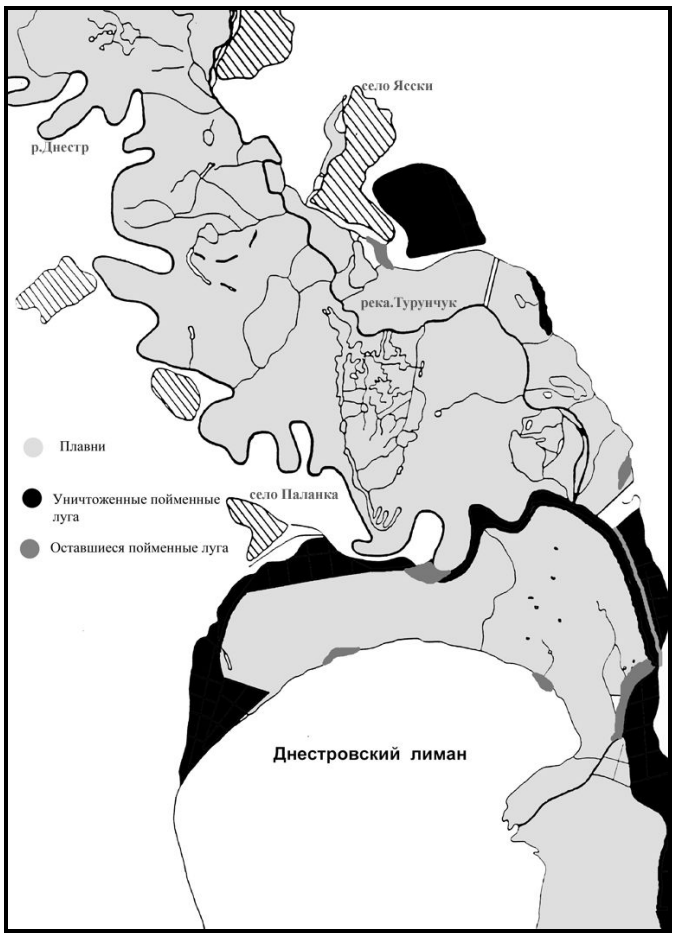


Рисунок 4.11 – Схема дислокації зниклих та існуючих заплавних луків у гирловій зоні р. Дністер

Крім вказаних негативних наслідків вилучення заплавних луків були штучно створені великі соціальні проблеми для місцевих мешканців деяких населених пунктів. Так, наприклад, під час весняних водопіль, вода розливалася по низинній заплаві, не зачіпаючи с. Яски. Пізніше на луках, площею близько 800 га випасалися корови. Але після будівництва ставків гідрологічний режим цієї місцевості змінився, заплава зайнята, нерест риби відсутній.

Відомо, що територія с. Яски розташована у зоні, яка часто підтоплювалася. На частині території села рівні ґрунтових вод залягали на глибині 1,5-3,0 м і були пов’язані з режимом р. Бистрий Турунчук. Сезонні паводки спричиняли короткочасний підйом річкових вод, і територія заплавних луків затоплювалася. В 60-х рр. XX ст. після введення в дію ставків «Облрибокомбіната» почалося помітне зростання рівнів ґрунтових вод і постійне підтоплення частини села. Вода в ставках була вищою на 1,7-2 м від рівня поверхні землі в селі та на 2,5-3 м природної позначки рівня Турунчука (ставки будувалися без заглиблення і підготовки ложа на колишніх рисових чеках, а фактично на заплавних луках).

Ширина смуги підтоплення (руйнування будівель) території становила 200-400 м від межі риборозплідника.

Дані власних спостережень на трьох модельних ділянках заплавних луків, площею 1, 2 і 4 га, які прилягали до ставків с. Яски, вказують на те, що із будівництвом ставків на заплавних землях почалося вторинне засолення і повністю змінилися фітоценози, зникли типові злакові групи заплавних ценозів, такі цінні для випасу худоби та сінокосів. Під час спостережень за рівнем ґрунтових вод у 5 колодязях в період з 1991 по 2007 рр. також було виявлено, що у північно-східній частині села рівень в них піднявся в різних місцях від 0,8 до 1,2 м від попереднього, що і стало головним фактором руйнування фундаментів розташованих там будівель.

Відомо, що при зарегулюванні стоку річок неможливо зберегти заплавні та дельтові екосистеми навіть у природних резерватах, що охороняються, так як змінюються едафічні умови та режим безнапірних ґрунтових вод [160, 162]. Спорудження Дністровської ГЕС у Чернівецький області в середині 80-х рр. XX ст. змінило природний цикл гідрологічного режиму Дністра, що негативно вплинуло, як на заводненість всієї гирлової зони річки, так і на її заплавні луки. За даними багаторічних спостережень на модельній ділянці заплавних луків, розташованих вздовж автотраси Маяки-Паланка, трансформація фітоценозів почалася «знизу-вгору» за течією ріки, тобто спочатку стали деградувати ті частини луків, які прилягали до автотраси в зоні с. Маяки через недостатнє промивання паводковими водами. Потім поступово очеретяні масиви стали заміщувати лукові низкотравні асоціації, які поширювалися на північний захід вздовж дамби автотраси в сторону с. Паланка (Молдова). Головними причинами деградації саме цієї системи заплавних луків стали три фактори:

- обвалування заплавних луків вздовж русла ріки на протязі 15 км, що призвело до скорочення об’ємів паводкових вод, що надходять на лучні біоценози;
- трансформація гідрологічного режиму ріки, пов’язана з будівництвом Дністровської ГЕС, що поглибило дефіцит паводкових вод і різке зменшення виходу води на луки;
- повна відсутність випасу худоби, що призвело до динамічної заміни рослинних асоціацій.

У результаті такої трансформації фактично перестали існувати і функціонувати як заплавні луки більше 500 га прибережних територій Нижнього Дністра.

Таким чином, історія використання і антропогенної трансформації заплавних луків у гирловій зоні Дністра є показовим прикладом негативного природокористування, яке призвело до падіння природного відтворювання фітофільних видів риб, чисельності птахів, скороченню пасовищ та сінокосів для місцевих мешканців.

З метою покращення ситуації необхідно провести ренатуралізацію малопродуктивних заплавних земель і риборозвідних ставків, відновити гідрологічний зв'язок річки і трансформованих луків вздовж автотраси Маяки-Паланка, категорично заборонити будь-яке будівництво на заплавних луках, розташованих у прибережній зоні річки.

4.5 Особливості гідрохімічного режиму р. Барабой та його водосховищ

4.5.1 Гідрохімічний режим р. Барабой

Аналіз досліджень та публікацій показав, що гідрохімічний режим р. Барабой слабко висвітлений у науковій літературі. В [170] міститься опис басейну р. Барабой (станом на 1956 р.) та характеристики її режиму, визначені за річками-аналогами. Узагальнені гідрохімічні показники р. Барабой наведені в її паспорті [171], який вже застарів і потребує оновлення. Деякі відомості про хімічний склад води Барабойського і Санжейського водосховища наведені у [172, 173], а гідрохімічні і гідробіологічні показники Барабойського водосховища наведені у монографії [174]. Узагальнення інформації по гідрохімічних показниках в басейні р. Барабой виконано в [175].

Мета роботи полягає в наданні характеристики сучасного гідролого-гідрохімічного режиму р. Барабой, проаналізувати просторово-часову динаміку окремих гідрохімічних показників. Для цього було проаналізовано дані гідрохімічних спостережень в басейні р. Барабой, які в різній мірі відображають стан та якість поверхневих вод.

Матеріали і методи дослідження. Вхідною інформацією для роботи були архівні матеріали гідрохімічних спостережень р. Барабой поблизу с. Барабой, які виконувались Одеською гідрогеолого-меліоративною експедицією (ОГГМЕ) Одеського обласного виробничого управління з водного господарства (ООВУВГ) за 2000-2010 рр.

Результати дослідження та їх аналіз. Річка Барабой бере початок на висоті 140 м. абс. біля с. Покровка, протікає територією Роздільнянського, Біляївського, Овідіопольського районів Одеської області і впадає в Чорне море біля с. Грибівка. Довжина річки 93 км, площа басейну 652 км^2, залісеність 2,36 %, розораність 73,5 %. Річка Барабой має декілька малих приток (балки), уклон річки становить 1,47 м/км.

Водозбір р. Барабой має грушоподібну форму, рельєф – ерозійний характер, ґрунти суглинисті, переважають чорноземи. Долина слабко звивиста, трапецієподібна, шириною до 2 км, схили складені суглинками, місцями оголюються вапняки. Заплава двостороння, шириною до 0,7 км, у верхній ділянці відсутня, частково обвалована для захисту населених пунктів від

підтоплення. Також систематично проводиться механічна розчистка та поглиблення русла для покращення умов протікання води в ньому. Річище нерозгалужене, слабко звивисте, ширина до 35 м, глибина до 1,5 м. Дно нерівне, мулисте, у витоку глинисте з галькою.

Стік у басейні р. Барабой зарегульовано 19 водоймами, найбільшими з яких є Барабойське і Санжейське водосховища з сумарним об'ємом при НПР 24,796 млн. м^3 та площею водного дзеркала 449,8 га. Надмірна зарегульованість значною мірою впливає на гідрохімічні, гідробіологічні показники води р. Барабой. Водойми істотно впливають на режим стоку, перерозподіляючи його в часі й за територією водозбору – зменшуючи його в водопілля і паводки та збільшуючи в межень.

До створення системи водосховищ і ставків р. Барабой була маловодною з періодичним стоком під час сніготанення і випадіння зливових опадів. Весняне водопілля відбувалося в лютому-березні, в квітні річка частково пересихала. Дощові опади формували нетривалі паводки. Восени спостерігалося деяке зростання водності, в суворі зими Барабой на значних ділянках перемерзав до дна. Середньобагаторічна витрата води р. Барабой в гирлі оцінювалась в 0,052 м^3/с. Річка не дренувала значних водоносних горизонтів, отже підземне живлення було незначним.

В даний час річка Барабой є складовою Нижньодністровської зрошувальної системи (НДЗС), яка забезпечує зрошення на площі 38 тис. га. Водний стік р. Барабой збільшився внаслідок перекидання значних об'ємів води р. Дністер на забезпечення роботи НДЗС. Щорічно у Барабойське водосховище для забезпечення роботи II черги НДЗС подається до 11 млн. м^3 дністровської води (з них до 6 млн. м^3 води подається насосними станціями на поля і потім у вигляді ґрунтових вод частково дренується в р. Барабой, а частина води впродовж року скидається в нижній б'єф у вигляді попусків через водоскид і фільтрацію крізь береги і греблю – таким чином, з одного боку, вирішується проблема забезпечення сталої водності і промивки русла в середній ділянці р. Барабой, але одночасно створюється проблема підтоплення с. Мирне і погіршується сольовий режим р. Барабой за рахунок посиленого вимивання солей в річку з ґрунтовим стоком). Для забезпечення роботи I черги НДЗС щорічно подається 36,5 млн. м^3 дністровської води, частина з яких у поливний період скидається у вигляді дренажних вод у Санжейське водосховище або впродовж року потрапляє у р. Барабой шляхом інфільтрації ґрунтового стоку з високою мінералізацією. В сучасний період водність р. Барабой штучно підвищена і норма стоку річки становить 4,94 млн. м^3/рік (стік маловодних років забезпеченістю 75 і 95% становить відповідно 1,19 і 0,15 млн. м^3/рік). Гідрограф стоку річки Барабой у середній по водності рік (P=50%) наведено на рис. 4.12 [1-4]. Долина і русло р. Барабой є природним дренажем для ґрунтових, дренажних і стічних вод її басейну і для всієї

території НДЗС. Ґрунтові води досить помітно впливають на водність р. Барабой, формують стійкий базисний стік, відіграють важливу роль у формуванні режиму головних іонів, особливо у періоди відсутності поверхневого стоку і попусків з водойм. Поверхневий стік, дренажні і стічні води є джерелом надходження у р. Барабой значної кількості біогенних сполук і речовин антропогенного походження. На режим річки істотно впливає антропогенний чинник. Згідно даних водогосподарського паспорту р. Барабой [171] на водозборі нараховується багато джерел забруднення поверхневих і підземних вод: 17 промислових, 66 сільськогосподарських, 8563 комунальних, 41 джерело нафтозабруднення. Незважаючи на зниження обсягів зрошуваного землеробства, сільськогосподарського і промислового виробництва, гідроекологічний стан р. Барабой залишається незадовільним внаслідок порушення природних процесів формування якості води.

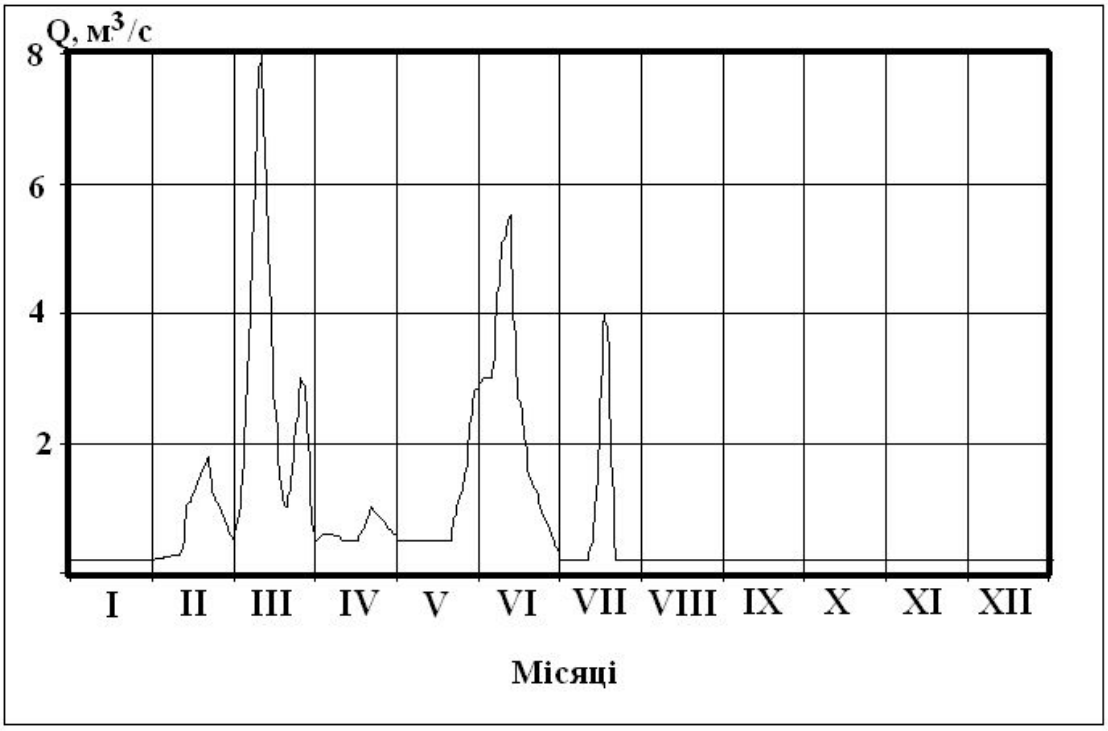


Рисунок 4.12 – Гідрограф стоку р. Барабой у середній по водності рік (P=50%) [2]

Таким чином, сукупність природних і антропогенних чинників зумовлює режим та динаміку гідрохімічних показників вод р. Барабой. Гідрохімічний режим більшості компонентів хімічного складу води визначається впливом низки взаємозалежних факторів, в результаті чого простежується часова (сезонна, багаторічна) мінливість гідрохімічних показників.

В табл. 4.10 наведені середньорічні концентрації основних гідрохімічних показників р. Барабой – с. Барабой за період 2000-2010 рр.: температура води,

показник pH, вміст завислих речовин, кольоровість, прозорість води, головні іони і мінералізація, вміст органічних речовин за $БСК_5$ і ХСК, сполуки азоту, фосфати, СПАР і нафтопродукти. За цими даними були побудовані хронологічні графіки (рис. 4.13-4.21).

В даний час згідно класифікації О.А. Альокіна вода р. Барабой належить до хлоридного класу, групи калію-магнію, III типу.

Середньорічна концентрація розчиненого кисню у воді р. Барабой коливалася в межах від 6,68 $мгO_2/дм^3$ у 2005 р. до 11,7 $мгO_2/дм^3$ у 2003 р., середня концентрація становить 8,72 $мгO_2/дм^3$, таким чином (рис. 4.13), простежується коливання вмісту розчиненого кисню у задовільних межах.

Середньорічна концентрація показника $БСК_5$ у воді р. Барабой коливалася в межах від 3,13 $мгO_2/дм^3$ у 2010 р. до 8,43 $мгO_2/дм^3$ у 2007 р., середня концентрація становить 4,97 $мгO_2/дм^3$, таким чином (рис. 4.13), простежується значна динаміка цього показника, що вказує на випадки забруднення р. Барабой органічними речовинами.

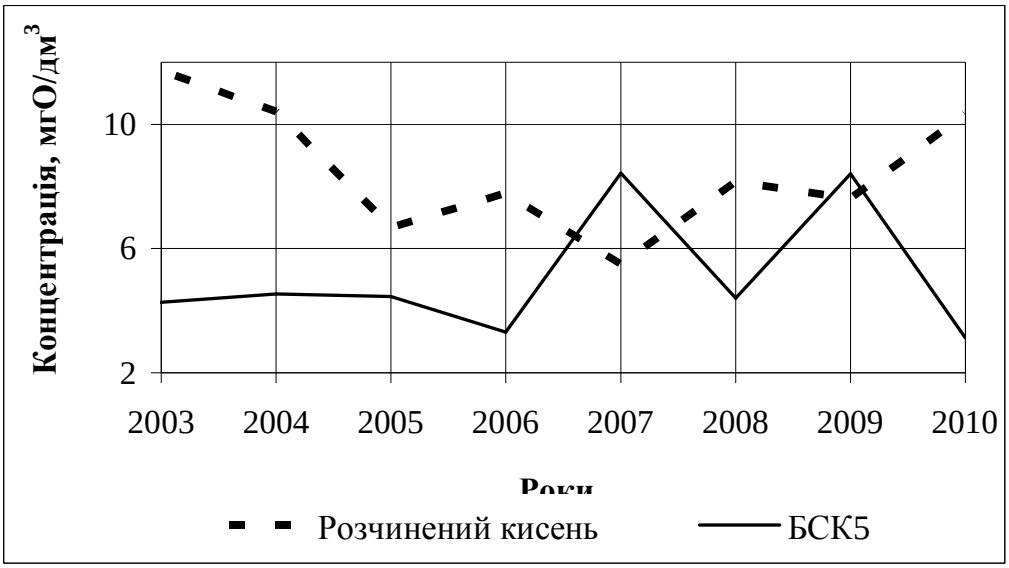


Рисунок 4.13 – Динаміка середньорічних концентрацій розчиненого кисню і показника $БСК_5$ у воді р. Барабой – с. Барабой

Середньорічні значення прозорості у воді р. Барабой коливалися в межах від 12,5 см у 2005 р. до 51 см у 2003 р., середнє значення 23,5 см, отже (рис. 4.14), прозорість води р. Барабой знижується. Середньорічні значення кольоровості води р. Барабой коливалися в межах від 11° у 2008 р. до 44,7° у 2003 р., середнє значення становить 27,2°, таким чином (рис. 4.14), кольоровість р. Барабой характеризується як «дуже мала».

Таблиця 4.10 – Концентрації основних гідрохімічних показників р. Барабой – с. Барабой за 2000-2010 рр. (середньорічні значення)

№ п/п	Показник	Одиниці вимірювання	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	pH		8,23	7,87	7,96	7,61	7,72	7,77	7,90	7,74	7,64	7,36	8,17
2	T	градуси				20,0	9,75	10,3	12,0	13,8	9,88	14,5	13,9
3	Розчинений кисень	мгO_2/дм^3			10,3	11,7	10,4	6,68	7,78	5,50	8,16	7,61	10,3
4	БСК$_5$	мгO_2/дм^3			3,82	4,27	4,53	4,45	3,31	8,43	4,41	8,41	3,13
5	ХСК	мг/дм^3				23,1	91,0	135	110	164	104	136	48,8
6	Азот нітратів	мг/дм^3	2,87	6,67	2,63	1,71	1,20	2,18	1,59	2,78	1,51	1,63	1,70
7	Нітрити	мг/дм^3	0,11	0,17	0,84	0,12	0,34	0,22	0,12	0,49	0,14	0,03	0,11
8	Азот амонійний	мг/дм^3	0,17	0,10	0,75	0,35	0,38	0,89	0,11	0,64	0,06	0,12	0,11
9	Завислі речовини	мг/дм^3			40,0	54,3	34,2	25,0	36,0	46,0	53,3	34,7	99,0
10	Гідрокарбонати	мг/дм^3	309	307	238	198	246	234	247	238	276	242	259
11	Сульфати	мг/дм^3	1054	971	1075	639	774	1308	955	1017	1144	819	1319
12	Хлориди	мг/дм^3	552	496	691	323	360	548	386	456	448	464	620
13	Кальцій	мг/дм^3	265	232	245	152	125	243	201	205	234	210	285
14	Магній	мг/дм^3	165	161	166	97	103	179	122	125	141	129	179
15	Натрій	мг/дм^3	371	339	465	252	286	469	339	405	406	372	470
16	Калій	мг/дм^3	7,17	11,0	11,6	7,03	7,64	9,72	8,03	5,50	7,00	8,17	8,50
17	Мінералізація	мг/дм^3	2720	2516	2883	1707	1961	2854	2249	2451	2649	2239	3139
18	Жорсткість	мг-екв/дм^3				17,3	17,0	26,8	20,1	20,5	23,3	21,1	29,0
19	Залізо	мг/дм^3	0,03	0,00	0,02	0,01	0,07	0,07	0,04	0,17	0,07	0,04	0,13
20	Фосфати	мг/дм^3				0,05	0,08	0,28	0,27	0,15	0,12	0,09	0,25
21	СПАР	мг/дм^3	0,12	0,14	0,12	0,07	0,16	0,18	0,19	0,16	0,22	0,13	0,35
22	Нафтопродукти	мг/дм^3				0,06	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,05	0,04

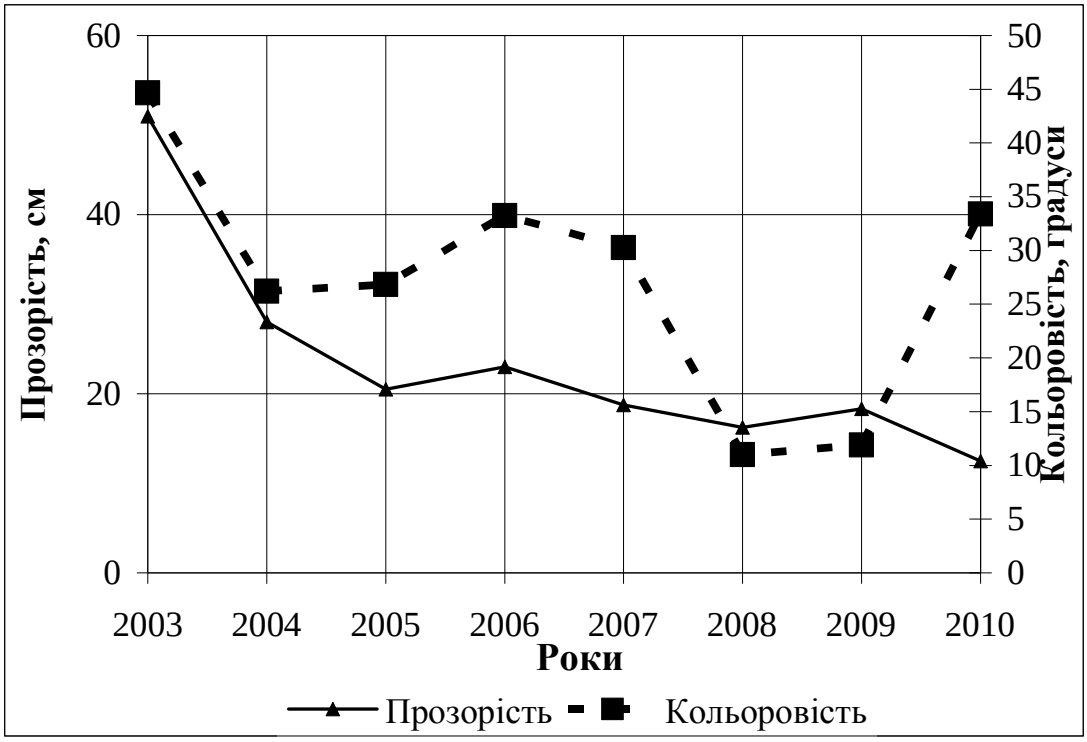


Рисунок 4.14 – Динаміка середньорічних показників прозорості і кольоровості води р. Барабой – с. Барабой

Середньорічна концентрація завислих речовин у воді р. Барабой коливалася в межах від 25 мг/дм^3 у 2005 р. до 99 мг/дм^3 у 2010 р., середня концентрація становить 46,9 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.15), вода р. Барабой характеризується як «середньо каламутна», простежується тенденція до зростання вмісту завислих речовин, що вказує на негативні тенденції у формуванні гідрохімічного режиму р. Барабой.

Середньорічні значення жорсткості води р. Барабой коливалися в межах від 17 мг-екв/дм^3 у 2004 р. до 29 мг-екв/дм^3 у 2010 р., середнє значення 21,9 мг-екв/дм^3, таким чином (рис. 4.15), вода р. Барабой характеризується як «дуже жорстка», простежується тенденція до слабкого зростання жорсткості води р. Барабой.

Середньорічні концентрації нітратів у воді р. Барабой коливалися в межах від 1,2 мгN/дм^3 у 2004 р. до 6,67 мгN/дм^3 у 2001 р., середнє значення 2,41 мгN/дм^3, таким чином (рис. 4.16), існує тенденція до стабілізації вмісту нітратів у воді р. Барабой. Середньорічні концентрації нітритів у воді р. Барабой коливалися в межах від 0,03 мгN/дм^3 у 2009 р. до 0,84 мгN/дм^3 у 2002 р., середнє значення 0,24 мгN/дм^3, отже (рис. 4.16), простежується тенденція до стабілізації вмісту нітритів у воді р. Барабой.

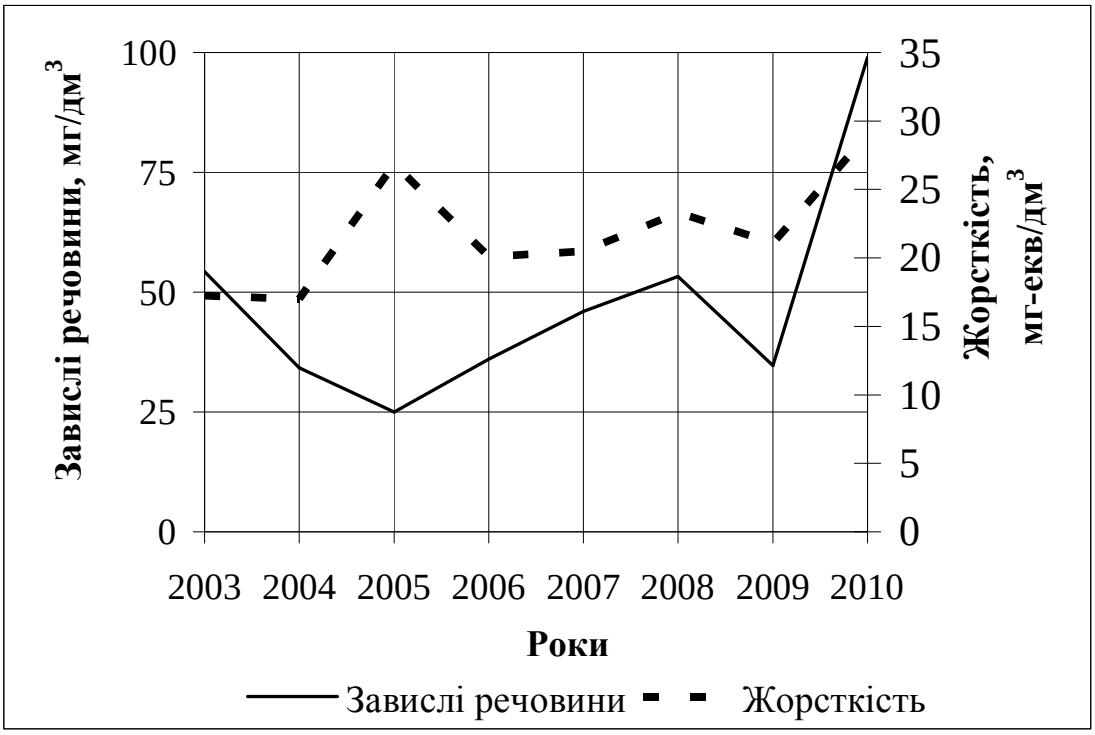


Рисунок 4.15 – Динаміка середньорічних значень вмісту завислих речовин і жорсткості води р. Барабой – с. Барабой

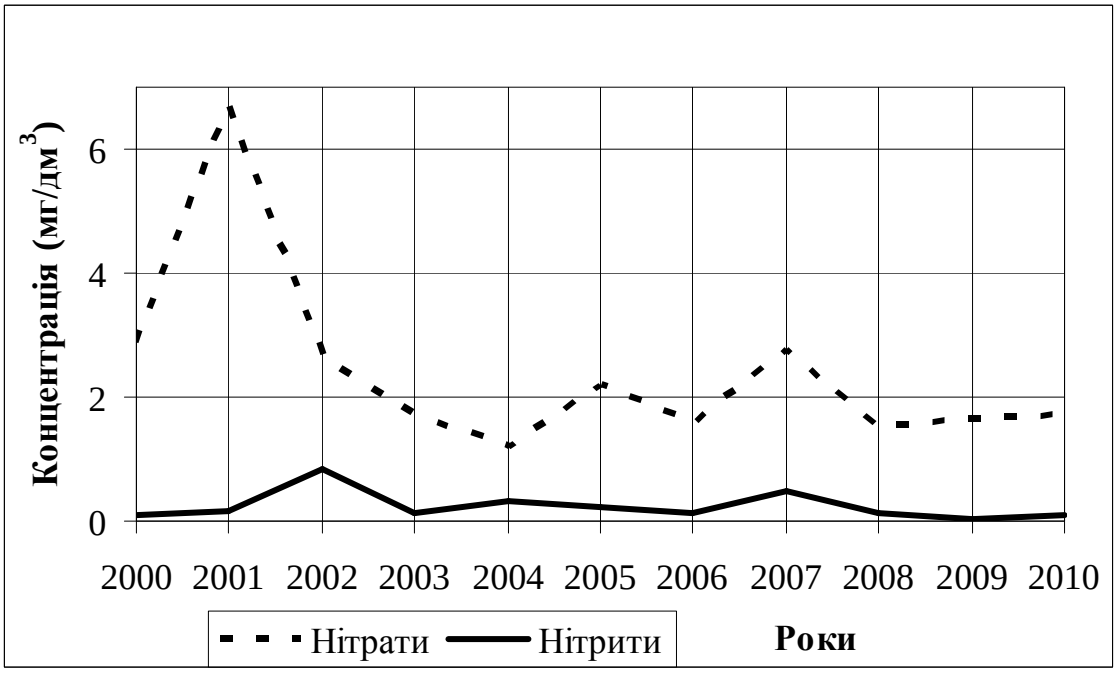


Рисунок 4.16 – Динаміка середньорічних концентрацій нітратних і нітритних іонів у воді р. Барабой – с. Барабой

Середньорічні концентрації азоту амонійного у воді р. Барабой коливалися в межах від 0,06 мгN/дм^3 у 2008 р. до 0,89 мгN/дм^3 у 2005 р., середнє значення становило 0,34 мгN/дм^3, отже (рис. 4.17), простежуються різкі зміни і зменшення вмісту амонію сольового у воді р. Барабой.

Середньорічні концентрації заліза у воді р. Барабой коливалися в межах від 0,001 мг/дм^3 у 2001 р. до 0,17 мг/дм^3 у 2007 р., середнє значення 0,06 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.17), є слабка тенденція до зростання вмісту заліза у воді р. Барабой.

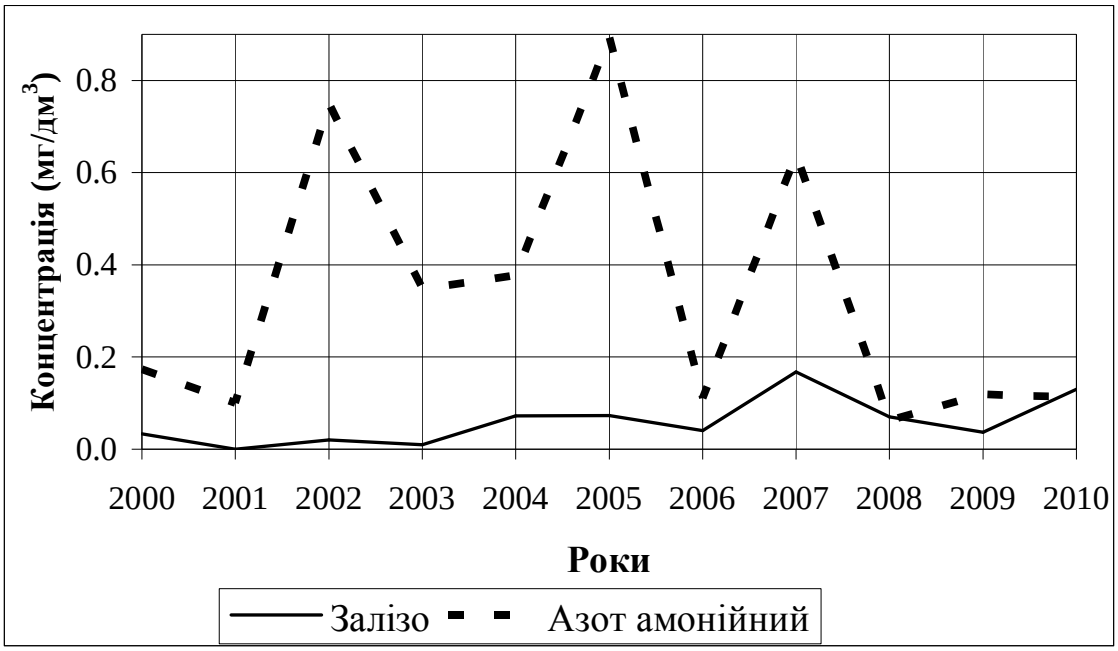


Рисунок 4.17 – Динаміка середньорічних концентрацій заліза і азоту амонійного у воді р. Барабой – с. Барабой

Середньорічні концентрації фосфатів у воді р. Барабой коливалися в межах від 0,05 мгР/дм^3 у 2003 р. до 0,28 мгР/дм^3 у 2005 р., середнє значення склало 0,16 мгР/дм^3, отож (рис. 4.18), простежується тенденція до зростання вмісту фосфатів у воді р. Барабой.

Середньорічні концентрації органічних речовин за показником біхроматної окиснюваності води (ХСК) р. Барабой коливалися в межах від 23,1 мгO_2/дм^3 у 2003 р. до 164 мгO_2/дм^3 у 2007 р., середнє значення 101 мгO_2/дм^3, таким чином (рис. 4.18), відзначається значна динаміка показника ХСК, тенденція до зниження забруднення вод р. Барабой органічними речовинами.

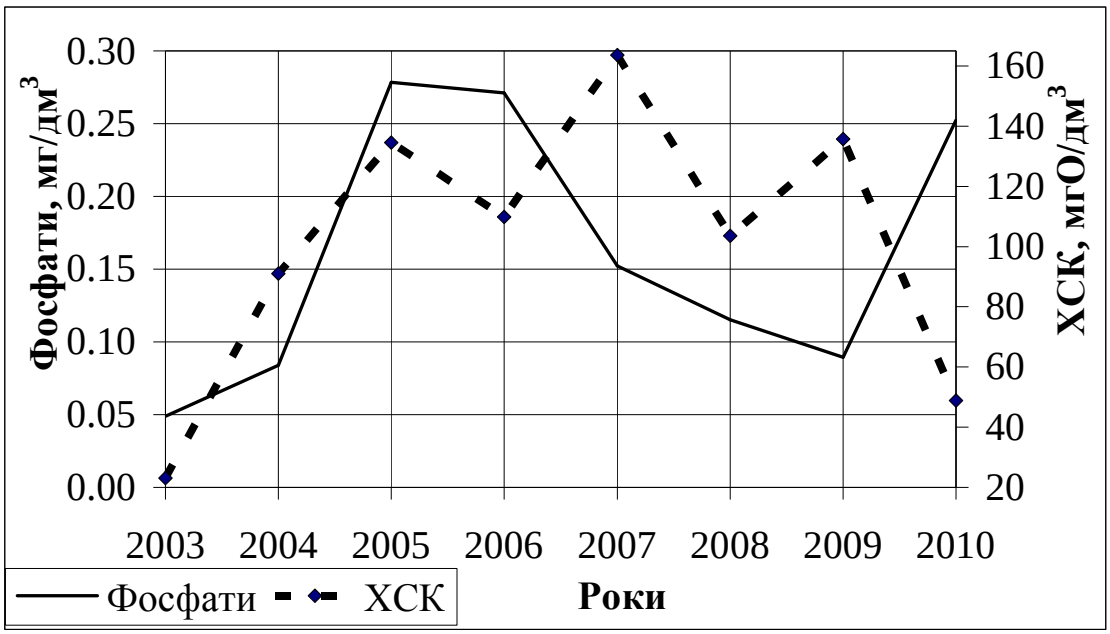


Рисунок 4.18 – Динаміка середньорічних концентрацій фосфатів і ХСК у воді р. Барабой – с. Барабой

Середньорічні концентрації нафтопродуктів у воді р. Барабой коливалися в межах від 0,02 мг/дм^3 у 2007, 2008 рр. до 0,06 мг/дм^3 у 2003 р., середнє значення 0,04 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.19), є слабка тенденція до зменшення вмісту забрудненості нафтопродуктами води р. Барабой.

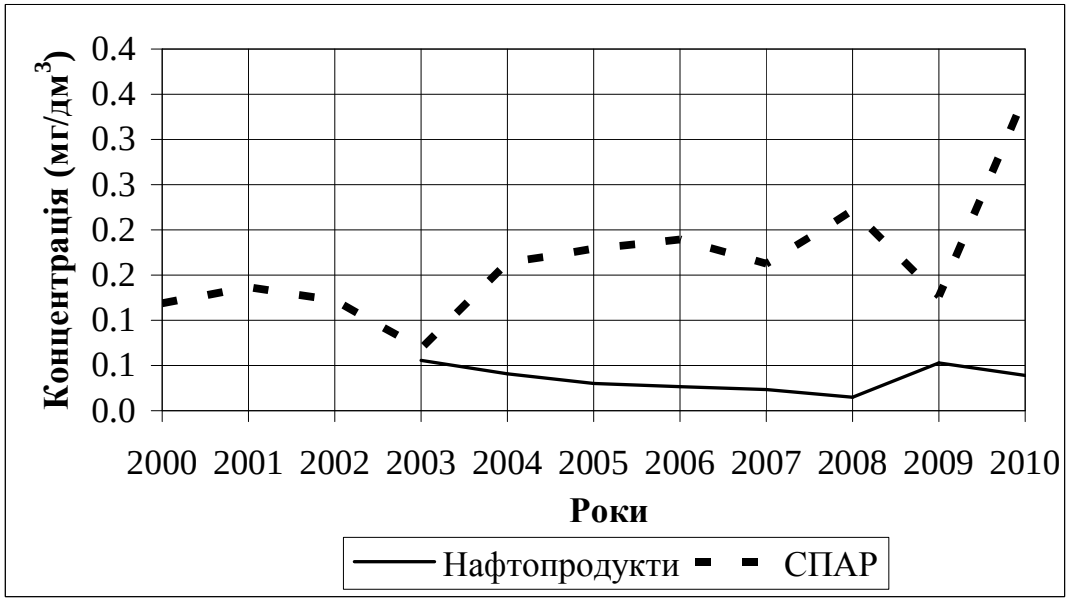


Рисунок 4.19 – Динаміка середньорічних концентрацій нафтопродуктів і СПАР у воді р. Барабой – с. Барабой

Середньорічні концентрації СПАР у воді р. Барабой коливалися в межах від 0,07 мг/дм^3 у 2003 р. до 0,35 мг/дм^3 у 2010 р., середнє значення 0,17 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.19), є тенденція до зростання вмісту СПАР у воді р. Барабой, що вкрай негативно позначається на якості води річки.

Середньорічні концентрації кальцію у воді р. Барабой коливалися в межах від 125 мг/дм^3 у 2004 р. до 285 мг/дм^3 у 2010 р., середнє значення 218 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.20), є тенденція до зростання вмісту кальцію з 2003 р. у воді р. Барабой.

Середньорічні концентрації натрію у воді р. Барабой коливалися в межах від 252 мг/дм^3 у 2003 р. до 470 мг/дм^3 у 2010 р., середнє значення 379 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.20), є тенденція до зростання вмісту натрію з 2003 р. у воді р. Барабой.

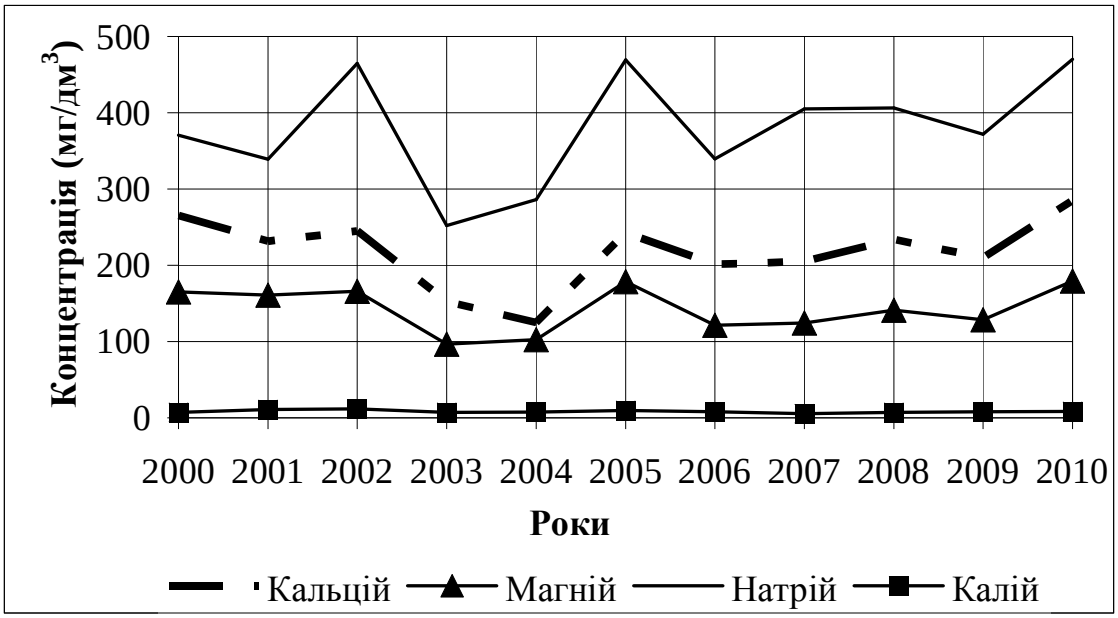


Рисунок 4.20 – Динаміка середньорічних концентрацій кальцію, магнію, натрію, калію у воді р. Барабой – с. Барабой

Середньорічні концентрації магнію у воді р. Барабой коливалися в межах від 97 мг/дм^3 у 2003 р. до 179 мг/дм^3 у 2005, 2009 рр., середнє значення 142 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.20), є тенденція до зростання вмісту магнію з 2004 р. у воді р. Барабой. Середньорічні концентрації калію у воді р. Барабой коливалися в межах від 5,5 мг/дм^3 у 2007 р. до 11,6 мг/дм^3 у 2002 р., середнє значення 8,31 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.20), вміст калію у воді р. Барабой є стабільним.

Середньорічні концентрації гідрокарбонатів у воді р. Барабой коливалися в межах від 198 мг/дм^3 у 2003 р. до 309 мг/дм^3 у 2000 р., середнє значення 254 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.21), вміст гідрокарбонатів у воді р. Барабой є стабільним. Середньорічні концентрації сульфатів у воді р. Барабой коливалися в межах від 639 мг/дм^3 у 2003 р. до 1319 мг/дм^3 у 2010 р., середнє значення 1007 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.21), вміст сульфатів у воді р. Барабой з 2003 р. підвищується. Середньорічні концентрації хлоридів у воді р. Барабой коливалися в межах від 323 мг/дм^3 у 2003 р. до 691 мг/дм^3 у 2002 р., середнє значення 486 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.21), вміст хлоридів у воді р. Барабой з 2002 р. знизився і стабілізувався.

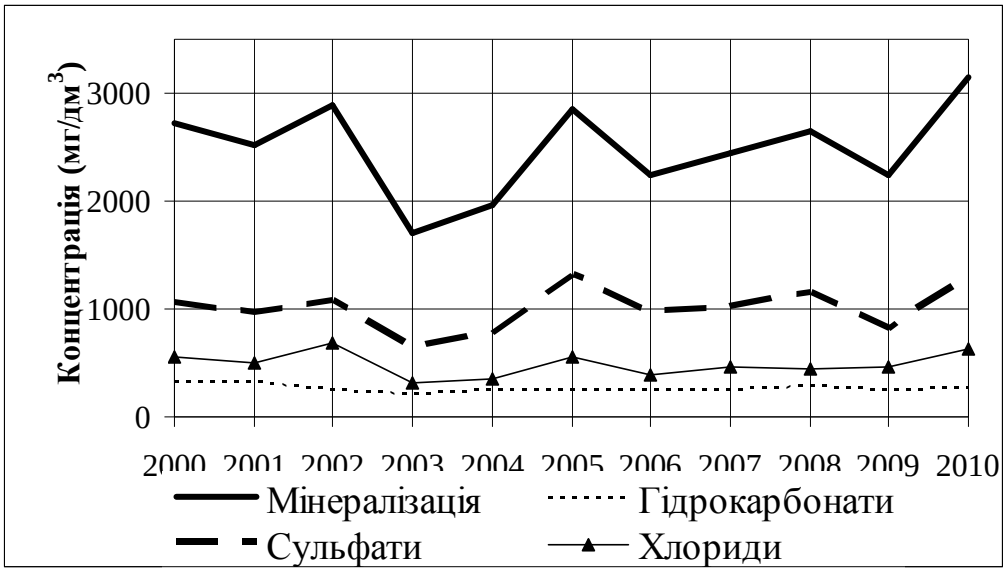


Рисунок 4.21 – Динаміка середньорічних концентрацій мінералізації, гідрокарбонатів, сульфатів, хлоридів у воді р. Барабой – с. Барабой

Середньорічні концентрації мінералізації у воді р. Барабой коливалися в межах від 1707 мг/дм^3 у 2003 р. до 3139 мг/дм^3 у 2010 р., середнє значення 2488 мг/дм^3, таким чином (рис. 4.21), за мінералізацією води р. Барабой «солонуваті», з 2003 р. мінералізація води поступово зростає. Аналіз хронологічних графіків показує, що коливання середньорічних концентрацій головних іонів синхронні. Для головних іонів мінімальні концентрації спостерігались у 2003 році. Це був багатоводний рік з добре вираженим весняним водопіллям і низкою дощових паводків.

Посилене живлення р. Барабой поверхневим стоком зумовило зниження концентрацій головних іонів. Подальшому зростанню вмісту головних іонів у 2004-2010 рр. сприяло скорочення інтенсивності роботи НДЗС (наприклад,

площі зрошення, які забезпечуються II чергою НДЗС, становили впродовж 2005-2010 рр. від 25 до 45% від проектних).

Скорочення площ зрошення супроводжувалось зменшенням об'ємів перекидання стоку з Дністра у Барабойське і Санжейське водосховища, що, в свою чергу, посилило вплив ґрунтових мінералізованих вод на формування гідрохімічного режиму і призвело до зростання вмісту головних іонів у воді р. Барабой.

4.5.2 Гідрохімічний режим Санжейського водосховища

Санжейське водосховище (рис. 4.22) було створене за проектом інституту «Укрюжгипроводхоз» у 1976 р. в басейні р. Барабой. Водойма розташована у Овідіопольському районі Одеської області. Водосховище руслове, наливне, наповнюється стоком р. Барабой і скидами з магістрального каналу Нижньодністровської зрошувальної системи (НДЗС). За проектом призначення водойми – забезпечення потреб зрошування, риборозведення, рекреації [173].

До гідротехнічних споруд Санжейського водосховища входять: дамба, водоподаючий канал, захисна гребля, водоскид, водовипуск, водозабірна насосна станція (площа відведення 1,11 га), скидна насосна станція, захисні споруди, переїзд. Всі споруди побудовані за проектом інституту «Укргипроводхоз». Гідровузол належить до IV класу. Довжина водосховища 3,8 км. Середня ширина 0,18 км, максимальна – 0,54 км. Середня глибина 1,18 м, максимальна – 2,6 м. Площа дзеркала (при НПР) становить 67,3 га, повний обсяг води – 793 тис. м^3. Позначка НПР 11,5 м БС [173].

Передполивний період призначений для забезпечення якості води у водосховищі згідно вимогам ДСТУ 2730-94 «Якість води для зрошування. Агрономічні критерії», що досягається подачею дністровської води в об’ємах, необхідних для цього. Розрахунковий період для досягнення даної мети 10-15 діб. Звичайний початок поливного сезону – 15 квітня.

Порядок роботи водосховища в перед поливний період:

- спрацювання водосховища (спеціальний попуск) води через донний водоспуск витратою біля 2 м^3/с протягом 2-3 діб в об’ємі 345,6 тис м^3 за відсутності подачі з досягненням горизонту РМО 10,8 м абс. і дотриманням інтенсивності спрацювання не більше 25-35 см на добу;
- промивка (одночасна робота на поповнення і на скидання) урівноваженою витратою близько 2 м^3/с протягом 5 діб в об’ємі 1000 тис. м^3 при підтримці мінімального рівня води у водосховищі (РМО 10,8 м абс., середня глибина в центральній частині 0,9 м, максимальна 1,9 м);
- наповнення водосховища з р. Дністер з подачею води в об’ємі близько 400 тис. м^3, до горизонту НПР 11,5 м абс. за 3-4 доби при повному припиненні скидання води в нижній б’єф.

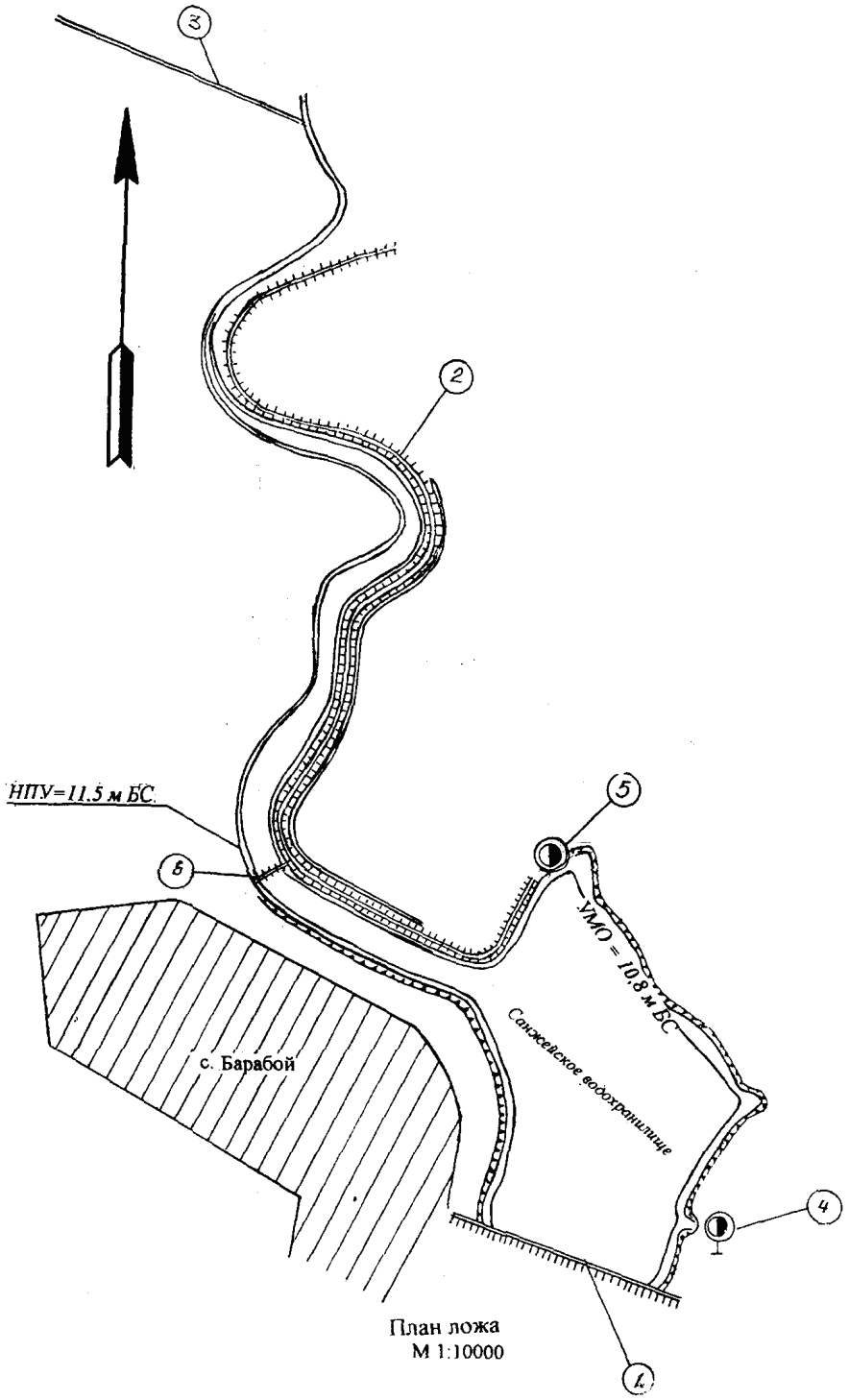


Рисунок 4.22 – План Санжейського водосховища [173]:
1 – гребля, 2 – огороджувальна гребля, 3 – підвідний канал, 4 – водозабірна споруда НСП-24, 5 – осушувальна насосна станція ОНС, 6 – ґрунтовий переїзд)

При такому режимі об’єм водообмінного попуску як мінімум становитиме близько 1,2 млн. $м^3$ а мінералізація води стійко знизиться до 1 $г/дм^3$.

Головними водоспоживачами і водокористувачами Санжейського водосховища є: зрошування, рибництво і рекреація [173]. Питне і промислове водопостачання з водосховища не здійснюється. Зрошування і обводнення земель є основним водоспоживачем і характеризується нерівномірним режимом водоспоживання води.

Вимоги зрошування до режиму роботи водосховища:

- безперебійне водопостачання відповідно до заявок і графіків поливів у вегетаційний період;
- забезпечення якості води відповідно до ДСТУ 2730-94 «Якість води для зрошування. Агрономічні критерії», ВНД 335.5-02-97 «Якість води для зрошування. Екологічні критерії»»;
- забезпечення рівня води, що гарантує безперебійну роботу насосів (позначка верху 9,3 м) насосної станції НСП-24.

Фактична сумарна площа зрошування з водосховища за станом на 1.01.2006 р. становить 3197 га.

Основними водоспоживачами є: СООО «Іллічівська птахофабрика» і учгосп ім. Трофімова. Річний об’єм водозабору на зрошування на рівні 2005 року становить 1,756 млн. $м^3$. Фактично проводиться полив до 3197 га внаслідок відсутності достатньої кількості поливної техніки та низки інших чинників. Забезпеченість норми поливу встановлена на рівні 75 %. Середня зрошувальна (проектна) норма для регіону становить 3500 $м^3$/га.

Санжейське водосховище використовується для товарного рибництва за договором про спільну діяльність з ЧП «Зачепа». Відомості про фактичну рибопродуктивність відсутні. У видовий склад риб входять наступні види: окунь, щука, верховодка, карась, а також об’єкти зарибнення – короп білий і строкатий товстолобик. Товарне рибництво, яке здійснюється у водосховищі, вимагає підтримки оптимального режиму рівнів, що забезпечує природне відтворення риби, також для забезпечення природного нересту іхтіофауни.

За даними Обласного управління водних ресурсів [173] гідрохімічний режим Санжейського водосховища визначається якістю води, яка надходить у нього зі стоком р. Барабой, скидами з меліоративних систем, впливом внутрішньоводоймних процесів і ґрунтових вод.

Водогосподарський баланс водосховища має прибуткову і витратну частини. Прибуткову частину складають: приплив води з власної водозбірної площі, обмеженої створом греблі Санжейського водосховища (у об’ємі умов маловодного року 75 % забезпеченості 280 тис. $м^3$), фільтраційні втрати з Барабойського водосховища в об’ємі 250 тис. $м^3$, атмосферні опади на дзеркало водойми, примусова подача дністровської води через ГНС НДЗС (згідно ліміту

на водокористування в об'ємі 36433,4 тис. $м^3$/рік), приплив скидних вод СООО «Петродолінськє» і військової частини В-6282. Витратну частину балансу складають: забір води з водосховища на зрошування, скидання з метою поліпшення водообміну, втрати на випаровування з водного дзеркала водосховища і втрати на фільтрацію.

Згідно з багаторічними даними спостережень за якістю води Санжейського водосховища, pH води змінюється в межах 7,5-7,97 (вода «слабколужна»). Зміст завислих речовин не стабільний і становить від 53 до 246 млг/$дм^3$. Вода характеризується високими значеннями концентрації головних іонів. Вміст солей кальцію і магнію за показником твердості становить від 7,5 і вище мг-екв/$дм^3$. Тобто вода «дуже тверда». Показник мінералізації становить 470-3364 млг/$дм^3$, досить динамічний вміст інших іонів.

Аналіз багаторічної зміни мінералізації води показав, що вміст солей у воді не стабільний і спостерігаються закономірні сезонні коливання, які пов'язані з надходженням у водосховище великої маси води різного походження. Сплески мінералізації відповідають періодам наповнення водосховища високо мінералізованими водами р. Барабой. В такі періоди мінералізація досягає 3,5 і вище г/$дм^3$. В період надходження у водосховище скидних дренажних вод меліоративних систем та великих обсягів паводкового стоку р. Барабой відбувається промивка водосховища і зниження мінералізації до значень менше 1 г/$дм^3$.

Води Санжейського водосховища обмежено придатні для зрошення. Виконана оцінка іригаційних якостей води свідчить, що вода річки Дністер (с. Маяки) за всіма показниками належить до 1 класу – «вода придатна без обмежень», за виключенням гідрокарбонат іона та співвідношення натрій-кальцій. Вода річки Барабой на вході у водосховище по більшості показників також відповідає нормативам, за виключенням вмісту хлору, гідрокарбонат іона. Вода, яка скидається у водосховище з меліоративних систем, за своїм складом аналогічна воді р. Дністер. Загалом можна сказати, що приплив у водосховище має задовільні гідрохімічні показники, але вимагає більш уважного аналітичного контролю. Оцінка іригаційної безпечності води власне Санжейського водосховища свідчить про те, що за більшістю показників вода має 2 клас «обмежено придатна за умови вживання ґрунтозахисних заходів». По деяких показниках вода характеризується 3 класом «не придатна для зрошення». Це викликано накопиченням у водосховищі високомінералізованих вод місцевого стоку.

Гідрохімічні показники Санжейського водосховища вивчалися протягом 2009-2011 рр. в чотирьох станціях (5 точок відбору проб). Станції розташовані по акваторії водосховища (рис. 4.23, табл. 4.11). Додатково відбиралися проби ґрунтових вод, які потрапляють в водосховище з правого берега та вод, які скидаються з меліоративної системи.

Рисунок 4.23 – Розташування станцій спостережень на Санжейському водосховищі [175]

Таблиця 4.11 – Перелік станцій спостережень [175]

№ станції	Найменування	Місцерозташування
14-а	Верхів’я	Ґрунтовий переїзд, трубчастий водовипуск
14-б	Лівий берег	650 м на північ від нижньої греблі
14-в	Правий берег	0,5 км на північ від рибозагороджувача
14-г	Нижня частина, водоскид	Проба «поверхня» (глибина 0,3 м)
		Проба «дно» (0,3 м вище дна)
Ґрунтові води		Джерело ґрунтових вод на правому березі вдсх

Для оцінки можливої вертикальної стратифікації гідрохімічних показників на станції 14 г відбиралася поверхнева і придонна проби. Отримані під час досліджень дані зведені і узагальнені (табл. 4.12) [175].

Таблиця 4.12 – Узагальнені дані гідрохімічних досліджень проб води

Станція №	Т води, °С	$[O_2]$,мг/дм^3	$[O_2]$, % насичення	БСК$_5$, мгO_2/дм^3	Мутність, мг/дм^3	Прозорість по шрифту, см	Колір за шкалою	Кольоровість, °	pH
Ґрунтові води	14,1	4,26	41,5	2,4	76,9	41	-	40	7,59
14-а	10,8 21,4-0,29	21,2 34,8-6,43	210 368-53	17,8 32,9-4,38	65,6 125-6,3	30,5 51-10	XIII XVI-XI	54 68-40	7,98 8,62-7,35
14-б	10,9 21,8-0,16	17,6 30,7-4,12	195 351-40,5	14,5 27,5-1,69	76,4 1450-2,9	28 51-5	XVI XX-XI	46 70-22	7,88 8,69-7,07
14-в	10,9 21,4-0,55	18,7 32,5-5,53	186 321-51,3	17,4 31,3-3,7	182 352-12,2	26 48-4	XIV XVII-XI	70 110-30	7,93 8,66-7,2
14-г (пов)	10,5 21-0,07	13,7 20,7-6,37	121 183-58,7	9,85 15,6-4,2	40,6 77,8-3,5	26 45-7	XIII XVII-X	42 54-30	8,09 8,98-7,2
14-г (дно)	9,8 19,3-0,39	14,4 23-5,81	112 171-53,9	7,35 11,6-4,25	50,5 98-2,9	24,5 40-9	XIII XVII-X	45 52-38	8,01 8,77-7,26
ГДК$_{пит}$	-	4	-	4	1,5	0,3	-	20	6,5-8,5
ГДК$_{риб.г.}$	-	6	-	2	0,75	-	-	-	6,5-8,5

Продовження табл. 4.12

Станція №	Сухий залишок, г/дм^3	Мінералізація, г/дм^3	Органіка, %	Сполуки азоту, мгN/дм^3			ЕН, мв	
				$[NO_2^-]$	$[NO_3^-]$	$[NH_4^+]$	зима-11	весна-11
Ґрунтові води	10,9	8,38	23	-	-	-	-	-64
14-а	2,55 4,45-0,66	2,39 3,42-1,35	17,6 18,6-17,0	0,59	6,69	5,41	-182	-109
14-б	3,20 4,98-1,43	2,72 3,10-2,34	22,2 26,0-18,6	0	13,8	9,29	-125	-72
14-в	2,42 4,01-0,824	2,59 2,90-2,24	21,1 27,5-16,5	0,53	18,02	4,92	-190	-126
14-г (пов)	2,71 4,4-1,03	2,59 3,07-2,11	14 22,8-0,01	0	1,91	4,85	-66	-70
14-г (дно)	2,98 5,19-0,76	1,64 2,65-0,64	23 53,1-0,01	0	7,75	3,92	-141	-61
$ГДК_{пит}$	1	-	-	1	10,2	2	-	-
$ГДК_{риб.г.}$	1	-	-	0,02	9,1	0,39	-	-

Примітки: верхній рядок – середні значення, нижній рядок – максимальні і мінімальні значення.

Для порівняння по суміжним станціям дані представлені в табл. 4.12 наступним чином – середні значення та екстремальні значення.

За досліджуваний період температура води змінювалася в межах від 0,1 до 21,8 ^oC (проби відбиралися в різні сезони). У водосховищі, незважаючи на малі розміри і глибини, виявлена вертикальна стратифікація, в точці 14-г поверхнева і придонні температури помітно відрізняються.

Вміст кисню у воді протягом досліджуваного періоду був задовільним – по всім точкам мінімальний вміст кисню 4,12 мг/дм^3 (станція 14-б).

Мінімальні значення по всім станціям не узгоджуються з рибогосподарськими нормативами (кисень нижче гранично-допустимого рівня 6 мг/дм^3). Це вказує на випадки нестачі кисню і негативно відбивається на рибопродуктивності водойми.

Насичення води киснем по мінімальним значенням становить 40-58 %, максимальні значення вмісту кисню відповідають високим показникам насичення води в періоди масового розвитку фітопланктону і макрофітів.

Прозорість води визначається за різних гідрометеорологічних умов і виявляє значну динаміку, мінімальні значення 5-10 см, тобто вода змінюється від дуже мутної до прозорої. Колір за стандартною шкалою більш стійка характеристика. В середньому колір становить XII-XVI, але в різні сезони змінюється від X до XX. Показник кольоровості (насичення води забарвленими органічними сполуками) – характерна величина від 22 і більше градусів, тобто вода має середню і високу кольоровість.

Показник pH води змінювався від 7,07 до 8,98, тобто вода характеризується, як «нейтральна» і «слабколужна», що вказує на інтенсивні біологічні процеси.

Вміст розчинених речовин за показником сухого залишку набагато перевищує норматив, мінімальне значення 0,76-1,42 г/дм^3 в періоди розпріснення водосховища; максимальне значення від 4 і вище г/дм^3 в періоди наповнення водойми мінералізованим стоком р. Барабой.

Вміст органічних речовин у воді становить від 0 до 53 %.

Забрудненість води сполуками азоту вивчалася навесні 2010 року. Вміст нітритів коливався від 0 до 0,59 мг/дм^3, максимально перевищив рибогосподарські ГДК у 26 разів.

Вміст амонію змінювався від 3,92 до 9,29 мг/дм^3 та перевищував ГДК рибогосподарське в 24 разів. Вміст нітратів коливався від 1,92 до 18,02 мг/дм^3, перевищував рибогосподарські ГДК в 2 рази. Тобто вода була помітно забруднена сполуками азоту, спостерігалась нерівномірність по акваторії.

Органолептичні показники води протягом дослідного часу були досить неоднорідні. Запах води загалом був задовільний, по більшості точок не визначений, трав’яний, землистий, болотний. Влітку та восени 2009 р. в точці 14-в запах був сірководневий та гнильний (до 2 балів). Смак води переважно солонуватий, рідше без смаку, інтенсивність до 2 балів. Забарвлення було переважно слабко-жовте, влітку 2009 та навесні 2010 рр. коричневе.

Забруднення води органікою за показником пінистості загалом було допустиме, але в точці 14-г, 14-в в більшості випадків незадовільне.

Насичення води сірководнем в більшості випадків було припустимим, лише в поодиноких випадках за показником загнивання і стабільності вода була незадовільної якості.

4.5.3 Гідрохімічний режим Барабойського водосховища

Барабойське водосховище є складовими частинами Нижньодністровської зрошувальної системи (НДЗС) [172].

Основною відмінністю режиму експлуатації водосховища є необхідність постійної закачки свіжої води з р. Дністер для підтримки достатнього водообміну і оптимальної іригаційної якості води. В даний час склалася практика сезонного використання водосховища з активною закачкою дністровської 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 закачці води. Це ускладнило ситуацію, оскільки за відсутності свіжої води рівень води у водосховищі швидко впав, одразу погіршилися гідрохімічні показники і це створило перешкоди у нормальній експлуатації всієї НДЗС. Контроль якості води р. Дністер (як джерела поповнення водних ресурсів системи) проводиться регулярно (щорічно, раз на квартал Одеською гідрогеолого-меліоративною експедицією по 26 показниках). В той же час регулярний гідрохімічний контроль у Барабойському водосховищі не проводиться (лише епізодично). Це ускладнює подальше безпечне та раціональне використання води з водосховища на потреби зрошення, рибного господарства, рекреації.

В науковій літературі майже відсутні відомості про Барабойське водосховище та його гідрохімічний, гідробіологічний режим. Деякі відомості наведені у «Правилах експлуатації водосховища», водогосподарському паспорті р. Барабой.

Барабойське водосховище збудоване по проекту ДП «Укрпівдендіпроводгосп» в 1976 році для зрошення сільськогосподарських угідь та риборозведення (дата введення в експлуатацію 15.09.1981 р.).

Карта-схема Барабойського водосховища подана на рис. 4.24.

Барабойське водосховище – це складний водогосподарський комплекс, площа зрошуваних водами водосховища земель становить 11,930 тис. га. Подачу води з водосховища на зрошення забезпечують 14 насосних станцій Дністровського міжрайонного управління водного господарства (МУВГ). З наявної кількості зрошуваних земель в 2009 році фактично поливалося 5500 га (46,1 %). Водойма має довжину 5,2 км, середню ширину 0,36 км, середню глибину 6,26 м, площу дзеркала (при НПР) 382,5 га, обсяг води (при НПР) 23,97 млн. м^3.

Барабойське водосховище належить до наливних водойм. Для забезпечення підтримання оптимально можливого рівня води з урахуванням потреб сільськогосподарських виробників необхідно постійно здійснювати його наповнення. За період з 2005 по 2009 рр. насосними станціями Дністровського МУВГ примусово на заповнення водосховища за кошти державного бюджету щорічно подається від 6,5 до 11,0 млн. м^3 води з річки Дністер.

Це значні фінансові затрати на оплату електроенергії, яка використовується на примусову подачу води в Барабойське водосховище. В залежності від обсягу водних ресурсів, які примусово поповнюються, використовується від 0,33 млн. грн. до 1,71 млн. грн (в 2005 та 2009 рр. відповідно).

Рисунок 4.24 – Карта-схема Барабойського водосховища

Щорічно з водосховища використовується від 6,5 до 10,5 млн. м^3 води. За період з 2005 до 2009 роки щорічно примусово НС на заповнення водосховища за державні кошти подається від 6,5 до 11 млн. м^3 води.

За 2009 р. обсяг води в Барабойському водосховищі становить 4,5 млн. $м^3$ або 18,7 % від НПР. Для заповнення водосховища до обсягів щорічного використання води необхідно примусово подати НС 10,5 млн. $м^3$ на що використати електроенергії 4210 тис. кВт-год на суму 4,2 млн. грн., а до рівня НПР необхідно близько 7 млн. грн.

Водосховище забезпечує водою 14 насосних станцій, які подають воду землекористувачам Біляївського та Овідіопольського районів.

Головними водоспоживачами й водокористувачами Барабойського водосховища є: зрошення, риборозведення й рекреація. В даний час водопостачання з Барабойського водосховища не здійснюється, зрошення виступає основним водоспоживачем і характеризується нерівномірним режимом водоспоживання води (на 01.01.2003 р. площа зрошення становить 11927 га). Усі зрошувані площі належать до НДЗС.

Основними водоспоживачами є ТОВ «Березань», «Смолоскип», «Дальник», «Чорноморський», РП «Південний», СФХ «Дослідне», МІЧ «Курган», ВАТ «Мирний», РП «Дачне». Забезпеченість норми поливу встановлено на рівні 75 %. Середня зрошувальна норма становить 3500 м/га.

Барабойське водосховище використовується для товарного рибництва ЗАТ Одесарибгосп. До видового складу риб входять наступні види: окунь, щука, верховодка, карась, а також об’єкти зариблення – короп білий і строкатий товстолобик.

Барабойське водосховище використовується місцевим населенням для рекреації. Установи тривалого відпочинку відсутні. Кількість людей, що використовують водойму для неорганізованого відпочинку, не визначена.

В табл. 4.13 [172] наведені дані спостереження хімічного складу води Барабойського водосховища в характерні роки. Контроль якості води ведеться по 14 показникам. pH змінюється в межах від 6,6 до 8,4. Вміст кисню був задовільний і становив 11,52 мг/$дм^3$. Забруднення води органікою за $БСК_5$ перевищувало ГДК рибогосподарське в 3 рази і становило 6,39-7,17 мг/$дм^3$. Вміст сполук азоту (нітрати, нітрити) загалом незначний, вміст завислих речовин становив 10,142 мг/$дм^3$. Вміст головних іонів характеризується значними межами (мінералізація коливається від 457 до 836 мг/$дм^3$), вміст іонів більш стабільний, вміст катіонів коливається незначно.

В літературі досить мало відомостей про режим Барабойського водосховища, дані про якість води у ньому практично відсутні. Деякі гідроекологічні показники вод наведені у монографії Ю.В. Пилипенка [174]. Водосховище належить до малих, має площу 200 га, середню глибину 3,6 м, корисний об’єм 7,2 млн. $м^3$, за коефіцієнтом водообміну (0,97) належить до групи водойм з помірним водообміном. За багаторічний період pH води становить 8,91, лужність 3.37 мг-екв/$дм^3$, твердість – 5,52 ммоль/$дм^3$, перманганантна окислюваність 6,44.

У воді виявлено значний вміст цинку, який в сім разів перевищує ГДК для зрошення і рибництва. Вміст міді, свинцю, кадмію задовольняє вимогам до якості води при зрошенні і рибництві. Вміст марганцю в три рази перевищує нормативи. У донних відкладах максимальний вміст цинку і марганцю.

Таблиця 4.13 – Гідрохімічні показники Барабойського водосховища за архівними даними ОВР, мг/дм^3

№ п/п	Показник	Дата відбору проби									
		22.01.86	27.03.86	30.07.86	8.08.86	25.08.86	5.09.86	12.09.86	21.10.86	18.06.03	31.07.03
1	pH	8,00	7,40	8,02	7,60	6,60	8,40	7,80		8,3	8,32
2	[O_2], мгО/дм^3										11,5
3	БСК$_5$, мгО/дм^3									7,17	6,39
4	[NO_3^-], мгN/дм^3									0,80	0,0
5	[NO_2^-], мгN/дм^3									0	0,061
6	[NH_4^+], мгN/дм^3									0,0	0,512
7	Мутність, мг/дм^3	10,3	111	78,9	142	79,7	70,5	43,0	22,2	56,0	72,0
8	[HCO_3^-], мг/дм^3	22,4	20	190	195	185	176	185	185	152	128
9	[SO_4^{2-}], мг/дм^3	225	263	130	288	128	128	132	127	182	156
10	[Cl^-], мг/дм^3	88,0	135	88,0	85,2	85,2	82,4	88,0	34,1	70,9	70,9
11	Кальцій, мг/дм^3	88,0	81,6	56,0	60,8	49,6	51,2	27,2	49,6	55,0	60,0
12	Магній, мг/дм^3	73,0	44,6	26,3	29,2	26,3	29,2	61,3	38,9	30,4	39,5
13	Натрій, мг/дм^3									81,5	46,0
14	Мінералізація, мг/дм^3	709	836	572	800	554	542	537	457	572	512

Радіонукліди виявлені у воді та донних відкладах водосховища, зокрема у воді міститься стронцій та цезій (стронцій у ґрунтах в 106 разів більше ніж у воді, цезію у ґрунтах в 2000 разів більше ніж у воді). Водойма характеризується високими показниками розвитку макрофітів, акваторія зростає на 10 %. Високі показники фітомаси. Також високі показники біопродуктивності по зообентосу і зоопланктону [174]. Рівень забруднення водосховища за методикою екологічної оцінки якості води по сольовому блоку оцінюється, як задовільна по стоку і слабкозабруднена по ступеню чистоти. Натомість якість води за вмістом важких металів оцінюється, як добра і досить чиста. За вмістом показників радіаційної дії стан води – «добра», за чистотою – «чиста». Для типових риб вміст радіонуклідів не виявлений, важкі метали присутні у концентрації, що перебуває в межах ГДК.

Для вивчення гідрохімічного режиму Барабойського водосховища було здійснено 7 щоквартальних експедиційних обстежень. Всього було досліджено показники у семи станціях [175] (рис. 4.25, табл. 4.14).

Таблиця 4.14 – Опис станцій гідрохімічних спостережень на р. Дністер і Барабойському водосховищі [175]

№ точки	Назва	Місце знаходження
4	р. Барабой – с. Широка Балка	Гирло обвалованої ділянки річки, водопропускна споруда в захисній верхній греблі Барабойського водосховища (м. Теплодар)
5	Накопичувальний дренажний басейн у НС-І	Рейковий пост на пристані в НС-1, Пів-Зх околиці с. Широка Балка, вище захисної верхньої греблі Барабойського водосховища
6-а	Верхів'я	Аванкамера в кінці підводного каналу у хвості водосховища, рейковий пост
6-б	Правий беріг	Східна околиця м. Теплодар
6-в	Лівий беріг	Орієнтир – церква, «затока» навпроти
6-г	Пониззя, гребля, 100 м від водовипуску водосховища	Проба «поверхня» (0,3 м)
		Проба «дно» (0,3 м вище дна)
6-д	Підвідний канал І черги НДОС	Із скидних труб

За підсумками експедиційних досліджень [175] було встановлено, що прозорість води у водосховищі в середині становила 21,6-24,7 см, річка Барабой – 34 см, балка Майори – 8 см. Досить стійкі показники кольору за шкалою (водосховище XII-XIV, р. Барабой XIII, балка Майори XII). Органолептичні показники водосховища задовільні (смак – відсутній, запах не визначений, або землистий), щодо р. Барабой – показники незадовільні (смак солоний, до 4 балів). Кольоровість води у водосховищі 33-55°, у р. Барабой 30°, балці Майори 86°. Вміст pH у водосховищі 7,5-8,6, р. Барабой 8,4, балці Майори 8,04. Кисневий режим у водосховищі в середньому задовільний (9,9-10,78 мг/дм^3 або 88-105 % насичення).

По мінімальним значенням у воді вміст кисню 4,4-4,8 мг/дм^3; по максимальним значенням – 15,6-18,5 мг/дм^3, або від 49 до 188 % насичення. Річка Барабой та балка Майори мають нестійкий режим кисню, який змінюється від 3,48 до 15,67 мг/дм^3, або 35-175 % насичення. Забруднення води органікою за БСК$_5$ у водосховищі 3,94-4,65 мг/дм^3, у р. Барабой – 4,11 мг/дм^3, балка Майори – 0,71 мг/дм^3, це у 2 рази перевищує рибогосподарське ГДК. Мутність води протягом 2009-2011 рр. змінюється у водосховищі від 17,8 до 73,5 мг/дм^3, р. Барабой – 9,9 мг/дм^3, балка Майори – 98 мг/дм^3.

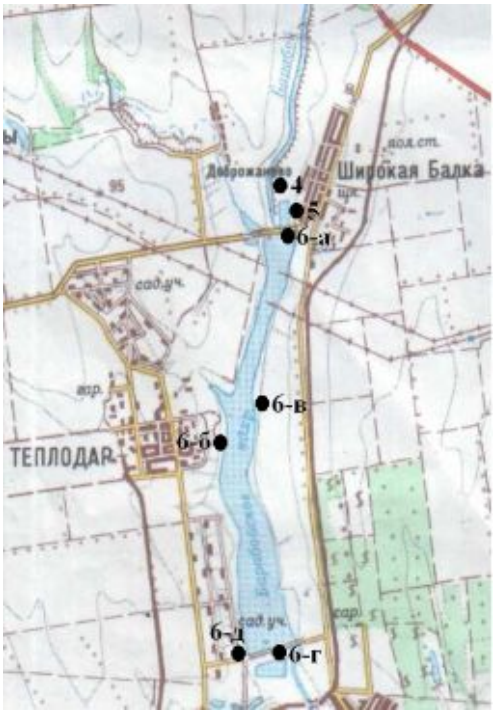


Рисунок 4.25 – Схема станцій робіт на Барабойському водосховищі

У водосховищі середні значення сухого залишку зростають від 1,01 г/дм^3 у нижній частині водосховища (станція 6-г пов) до 1,29 г/дм^3 (хвостова частина, точка 6-а). В р. Барабой сухий залишок становить 6,51 г/дм^3, балці Майори – до 5,5 г/дм^3.

Навесні 2010 року досліджувалось забруднення води сполуками азоту (визначались нітрати, нітрити, амоній). Вимірювання показали, що в багатьох випадках є перевищення нормативів. Нітрити містилися у водосховищі лише біля лівого берега (0,06 мг/дм^3). Натомість у точці №5 – накопичувач дренажних вод с. Широка Балка, вміст нітритів був максимальним 2,98 мг/дм^3. Відсутність нітритів у водосховищі свідчить про повну утилізацію азотвмісних забруднювачів водної маси.

4.6 Зв’язок Дністровської ГЕС та водного режиму Нижнього Дністра

На водність в нижній частині Дністра починаючи з 1986 р. має вплив Дністровська ГЕС, яка розташована вище м. М.-Подольський. Враховуючи це, в роботі було встановлено зв’язок середньорічних рівнів води на водомірному посту в с. Маяки з середньорічними витратами води взятих по гідрологічному посту в м. М.-Подольський (рис. 4.26 та 4.27).

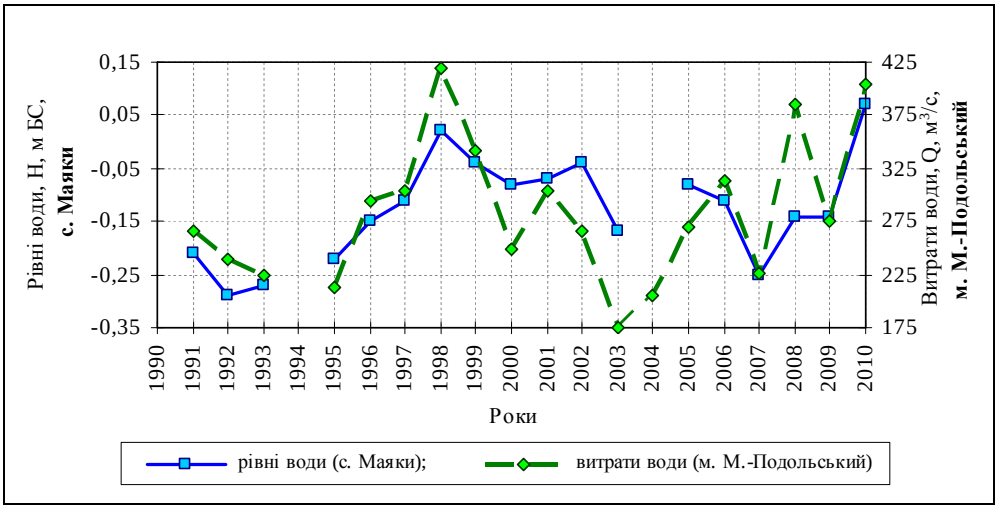


Рисунок 4.26 – Мінливість середньорічних рівні води р. Дністер в с. Маяки та середньорічних витрат води в м. М.-Подольський, за період з 1991 по 2010 рр.

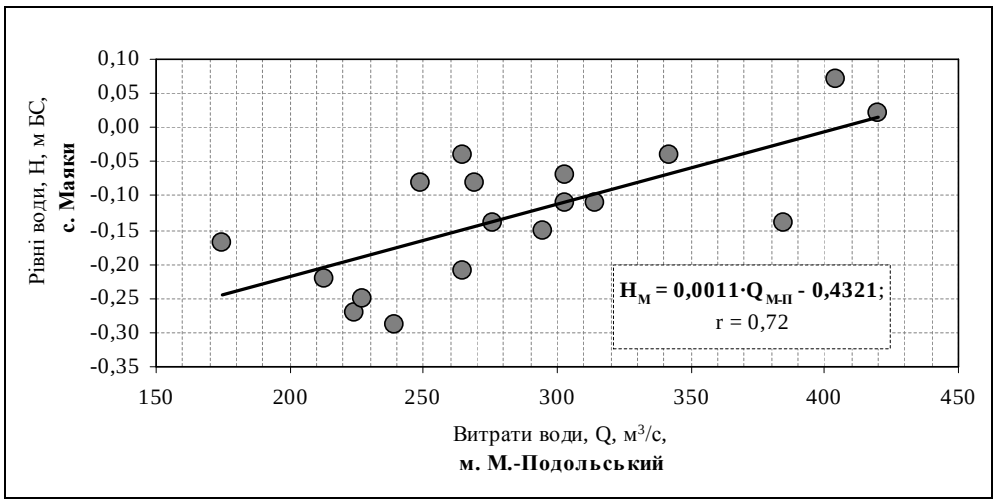


Рисунок 4.27 – Зв’язок середньорічних рівнів води р. Дністер в с. Маяки з середньорічними витратами води в м. М. -Подольський, за період з 1990 по 2010 рр.

Цей водпост було обрано тому, що водність, а відповідно гідроекологічний режим гирлово-плавневої ділянки Дністра головним чином залежіть від скидів води з Дністровської ГЕС, яка акумулює більшу частину об'єму стоку, що формується на водозборі Дністра. Дані по стоку води на цьому посту фактично відібражають ті об'єми води, які скидаються через всі гідровузли Дністровської ГЕС.

З рис. 4.26 видно, що графіки середньорічних рівнів води р. Дністер в с. Маяки та середньорічних витрат води в м. М.-Подольський, за період з 1991 по 2010 рр., майже синхронні. Залежність середньорічних рівнів води р. Дністер в с. Маяки від середньорічних витрат води в м. М.-Подольський (об'ємів скиду води з Дністровської ГЕС), за період з 1990 по 2010 рр., підтвержується відповідним графіком зв'язку, який показаний на рис. 4.27.

Надійність встановленої залежності підтвержується високим значенням коефіцієнту лінійної кореляції, який дорівнює 0,72.

4.7 Особливості гідрохімічного режиму Нижнього Дністра

Заплавні водойми Нижнього Дністра взаємозв'язані майже безперервним водообміном з руслом річки. Гідродинамічні процеси в гирловій області визначають взаємозв'язок гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних характеристик водойм, річки, лиману та плавнів.

Найбільший вплив на сольовий режим заплавних водойм надає, крім хімічних речовин, що поступають з річковим стоком, зворотні течії води, які виникають після згонів. З плавнів витікають води значно очищені, менш мінералізовані, з меншою кількістю шкідливих компонентів. Таким чином, плавневі очеретяні чагарники ефективно очищають воду, виконують функцію природних очисних пристроїв. Мінералізація води в гирловій області Дністра в межах можливого впливу згінно-нагінних процесів, схильна до значних коливань. Наприклад, в 1987 р. (за даними В.М. Гонтаренко) максимальна мінералізація води Дністра досягала 1,2 г/дм^3.

Нажаль довготривалих комплексних стаціонарних спостережень за гідрохімічним режимом у водоймах і плавнях в гирлі Дністра не має. Тому, в листопаді 2010 р. були виконані комплексні гідрохімічні дослідження в цій частині Дністра (табл. 4.15).

З табл. 4.15 видно, що мінералізація води (сума іонів) змінюється від 307 до 515 мг/дм^3, в середньому дорівнюючи 365 мг/дм^3. Мінімальна мінералізація спостерігалась 11.11.2010 р. в поверхневому шарі води на водомірному посту ОДЕКУ в с. Маяки. Загалом, для всіх точок відбору проб (за виключенням гирла р. Гл. Турунчук) мінералізація становила не більше 373 мг/дм^3.

Таблиця 4.15 – Хімічний склад води у водоймах Нижнього Дністра за даними ОДЕКУ в 10-11 листопада 2010 р.

№ п/п	Місце відбору проби	Точка відбору проби на вертикалі	Дата відбору проби, дд.мм.рр	$t_{води}$, °С	Прозорість води (за б/д), м	Колір води, № за ШК	Глибина на вертикалі, м
1	***2***	***3***	***4***	***5***	***6***	***7***	***8***
1	гирловий бар р. Гл. Турунчук	пов.	10.11.10	9,5	0,60	17	-
2		дно		11,2			
3	рейка в гирлі р. Гл. Турунчук	пов.	10.11.10	9,5	0,60	17	-
4		дно		11,5			
5	єр. Кілярійський, 200 м від р. Гл. Турунчук	пов.	10.11.10	10,7	0,40	18-19	-
6		дно		12,6			
7	єр. Кілярійський – р. Гл.Турунчук	пов.	10.11.10	10,0	-	-	9,3
8	р. Гл. Турунчук (у правого берегу) – єр. Кілярійський	пов.	10.11.10	10,0	-	-	1,3
9		дно		11,2	-	-	
10	гирло р. Дністер (у лівого берегу)	пов.	10.11.10	10,0	0,60	17	1,4
11		дно		12,2			
12	р. Дністер – 1,5 км від гирла (у правого берегу)	пов.	10.11.10	9,9	-	-	-
13		дно		-	-	-	-
14	р. Дністер – 1,5 км від гирла (середина річки)	дно	10.11.10	10,0	-	-	5,8
15	р. Дністр – 1,5 км нижче розвилки (середина річки)	пов.	10.11.10	9,9	0,58	16	3,6
16		дно		10,4			
17	розвилка р. Дністер та р. Гл. Турунчук	пов.	10.11.10	9,6	0,48	17-18	5,8
18		дно		11,4			
19	р. Дністер, вище місця впадіння р. Шв. Турунчук (триангуляційний знак)	пов	10.11.10	9,9	0,50	18-19	5,5
20	р. Шв. Турунчук в створі пр. Швидкої	пов.	10.11.10	9,5	0,70	16-17	3,3
21	протока на оз. Погоріле (м. Біляєвка), в 100 м від р. Шв. Турунчук	пов.	11.10.10	10,1	> 0,70	20	0,7
22	оз. Біле, 100 м від протоки з озера в пр. Швидку	пов.	11.10.10	10,4	> 0,80	13-14	0,8
23	р. Дністер – водомірний пост ОДЕКУ в с. Маяки	пов	11.10.10	9,9	0,60	17	4,9
24		дно		11,4			

Продовження табл. 4.15

№ п/п	«Всегингео», мг/дм^3	pH	Розчинений у воді кисень, мгО$_2$/дм^3	БСК$_5$, мгО$_2$/дм^3	Твердість		
					загальна	карбонатна	не карбонатна
					мг-екв/дм^3	мг-екв/дм^3	мг-екв/дм^3
1	***9***	***10***	***11***	***12***	***13***	***14***	***15***
1	140	8,27	14,48	8,04	10,125	1,375	8,750
2	240	8,25	7,38	3,03	15,000	1,250	13,750
3	230	8,24	5,92	0,44	14,875	1,375	13,500
4	240	8,20	10,95	4,21	4,750	0,875	3,875
5	300	7,99	6,58	1,47	4,875	1,188	3,687
6	290	7,85	6,67	-			
7	230	8,23	8,36	-	-	-	-
8	230	-	-	-	-	-	-
9	250	8,21	9,40	-	-	-	-
10	200	8,07	8,73	2,26	5,000	1,438	3,564
11	180	8,01	5,56	-			
12	170	8,70	9,65	-	-	-	-
13	160	-	-	-	-	-	-
14	250	8,20	9,41	2,70	-	-	-
15	220	8,31	9,70	-	5,375	1,625	3,750
16	230	8,32	9,52	2,72			
17	220	8,31	9,30	-	-	-	-
18	230	8,27	9,91	3,35	12,625	1,313	11,313
19	220	8,32	9,62	-	-	-	-
20	235	8,33	8,80	-	-	-	-
21	400	8,21	7,11	2,84	9,000	0,938	8,063
22	260	8,51	7,41	0,38	8,375	1,438	6,938
23	240	8,42	9,76	6,06	5,875	1,500	4,375
24	230	8,48	8,62	2,22	7,625	1,500	6,125

Продовження табл. 4.15

№ п/п	Кальцій		Магній		Гідрокарбонати		Хлориди	
	мг-екв/дм^3	мг/дм^3	мг-екв/дм^3	мг/дм^3	мг-екв/дм^3	мг/дм^3	мг-екв/дм^3	мг/дм^3
1	***16***	***17***	***18***	***19***	***20***	***21***	***22***	***23***
1	3,063	61,37	7,063	85,88	1,375	83,88	2,820	99,97
2	3,063	61,37	11,938	145,16	1,250	76,25	2,670	94,65
3	3,000	60,12	11,875	144,40	1,375	83,88	2,670	94,65
4	3,125	62,63	0,875	10,64	0,875	53,38	2,770	98,20
5	3,125	62,63	1,750	21,28	1,188	72,44	2,820	99,97
6								
7	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-	-
10	3,000	60,12	2,000	24,32	1,438	87,69	2,620	92,88
11								
12	-	-	-	-	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-	-	-	-
15	3,310	66,30	1,625	19,76	1,625	99,13	3,020	107,06
16								
17	-	-	-	-	-	-	-	-
18	0,471	9,44	6,250	76,00	1,313	80,06	2,570	91,11
19	-	-	-	-	-	-	-	-
20	-	-	-	-	-	-	-	-
21	3,000	60,12	6,000	72,96	0,938	57,19	4,820	170,87
22	2,875	57,62	5,500	66,88	1,438	87,69	2,220	78,70
23	3,125	62,63	2,750	33,44	1,500	91,50	2,620	92,88
24	3,063	61,37	4,563	55,48	1,500	91,50	2,620	92,88

Продовження табл. 4.15

№ п/п	Сульфати		Натрій та калій		Сума іонів	Вид води (за О.А. Альокіним)		
	мг-екв/дм^3	мг/дм^3	мг-екв/дм^3	мг/дм^3	мг/дм^3	клас	група	тип
1	***24***	***25***	***26***	***27***	***28***	***29***	***30***	***31***
1	0,775	37,20	-	-	368,30	хлоридний	магнію	третій
2	2,875	138,00	-	-	515,43	сульфатно-хлоридний	магнію	третій
3	2,750	132,00	-	-	515,05	сульфатно-хлоридний	магнію	третій
4	1,525	73,20	0,420	12,18	310,22	хлоридний	кальцію	третій
5	1,200	57,60	0,333	9,64	323,55	хлоридний	кальцію	третій
6								
7	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-	-
10	1,175	56,40	0,570	16,53	337,94	хлоридний	кальцію	третій
11								
12	-	-	-	-	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-	-	-	-
15	1,300	62,40	-	-	354,64	хлоридний	кальцію	третій
16								
17	-	-	-	-	-			
18	1,800	86,40	-	-	343,01	хлоридний	магнію	третій
19	-	-	-	-	-	-	-	-
20	-	-	-	-	-	-	-	-
21	0,250	12,00	-	-	373,14	хлоридний	магнію	третій
22	0,475	22,80	-	-	313,68	хлоридний	магнію	третій
23	0,550	26,40	-	-	306,84	хлоридний	кальцію	третій
24	0,225	10,80	-	-	312,03	хлоридний	магнію	третій

Максимальна мінералізація – 515 мг/дм^3, спостерігалась 10.11.2010 р. в гирлі р. Гл. Турунчук – в місці впадіння в Дністровський лиман. Це пояснюється тим, що в цей час був нагінний вітер південного напрямку, тому солонуваті води лиману могли перемішуватися з прісною річковою водою. В цьому місці за класифікацією О.А. Альокіна вода була сульфатно-хлоридного класу, групи магнію, третього типу, тобто – змішані води (річкові та лиманні).

В середньому, за класифікацією О.А. Альокіна вода гирлово-плавневої ділянки Нижнього Дністра 10-11 листопада 2010 р. була хлоридного класу, групи магнію або кальцію, третього типу, тобто – змішані води. Зміна групи води пов’язана з участю у формуванні складу вод лиману та плавневих озер, атакож підземних вод. Наприклад, води групи магнію на ділянках гирлових барів Дністра і Гл. Турунчука свідчать про перемішування солонуватих вод лиману та прісних річкових вод, а в придонних шарах – про підземне живлення річок та озер. Це також підтверджується тим, що мінералізація води в усіх місцях в придонному шарі була вища ніж в поверхневому (табл. 4.15).

Для дослідження мінливості мінералізації води за багаторічний період були використані дані гідрохімічних спостережень на ВОС «Дністер» (м. Біляївка) за періоди з 1967 по 1988 рр. та з 2000 по 2010 рр. (рис. 4.28).

З рис. 4.28 видно, що в період 1967-1988 рр. мінералізація води загалом перевищувала мінералізацію в період з 2000-2010 рр. Середня багаторічна мінералізація води дорівнює 504 мг/дм^3, мінімальна мінералізація – 232 мг/дм^3, спостерігалась 27.09.1978 р., максимальна – 875 мг/дм^3, два рази – 26.11.1983 р. та 04.04.1984 р. (рис. 4.29). Внутрішньорічний розподіл мінералізації води Нижнього Дністра за період з 1967 по 2010 рр. показав (рис. 4.29), що в зимово-весняний період її значення більше 513-590 мг/дм^3, а в літньо-осінній – знижуються до 438-485 мг/дм^3. Далі виконано порівняння середьомісячних мінералізацій води в 1967-1988 рр. та в 2000-2010 рр. (рис. 4.30-4.39). Встановлено, що в період 1967-1988 рр. була досить чітка закономірність в внутрішньорічному розподілі мінералізації, а саме: зменшення мінералізації з січня (601 мг/дм^3) по березень (555 мг/дм^3), значне зростання на підйомі весняного водопілля в квітні (до 637 мг/дм^3), потім зниження до 474-486 мг/дм^3 – в травні-липні (пік і спад весняного водопілля), а далі йшло поступове зростання мінералізації до 625 мг/дм^3 – в грудні (рис. 4.30, 4.35, 4.36). В період 2000-2010 рр. більш-менш явної закономірності в внутрішньорічному розподілі мінералізації вже не спостерігається (рис. 4.30, 4.33), що може бути пов’язано з регулюванням стоку Дністровською ГЕС. Це також підтверджує результатами оцінки зв’язку між середніми значенями мінералізації, рівнями води та об’ємами стоку в Нижньому Дністрі (рис. 4.38, 4.39), хоча загалом можна відзначити, що періоди збільшенні водності спостерігається зменшення мінералізації води (рис. 4.33, 4.37-4.39).

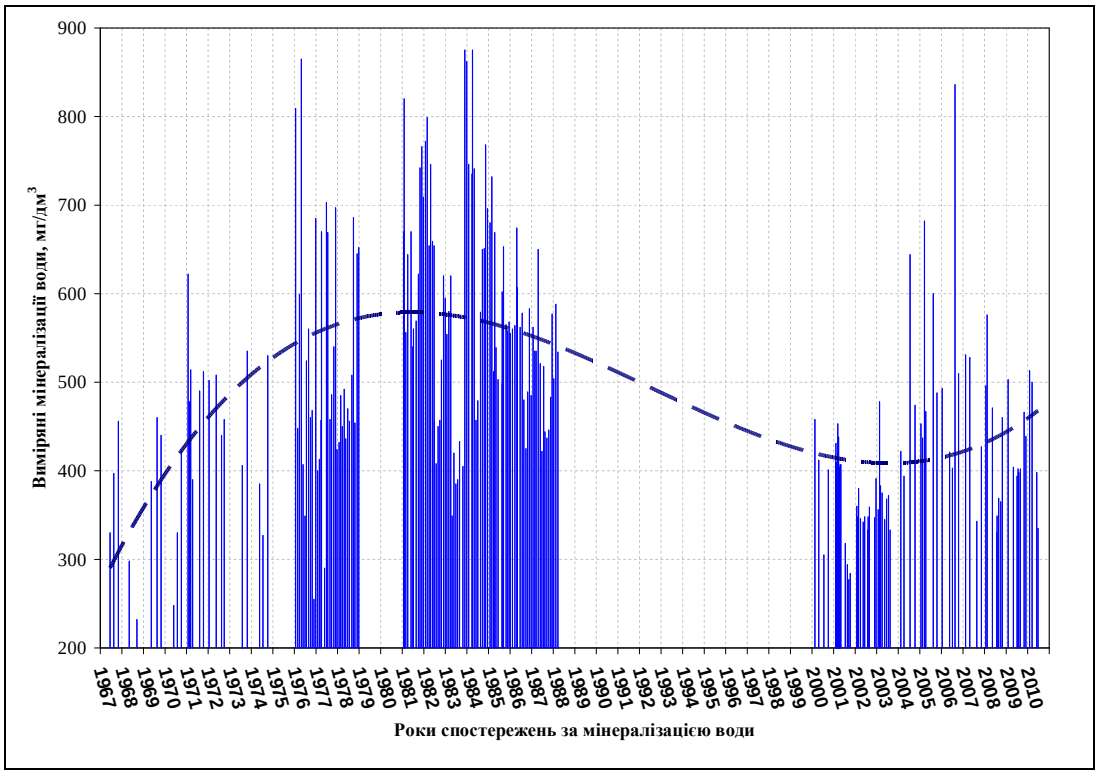


Рисунок 4.28 – Мінливість мінералізації води р. Дністер в м. Біляївка за періоди з 1967 по 1988 рр. та з 2000 по 2010 рр.

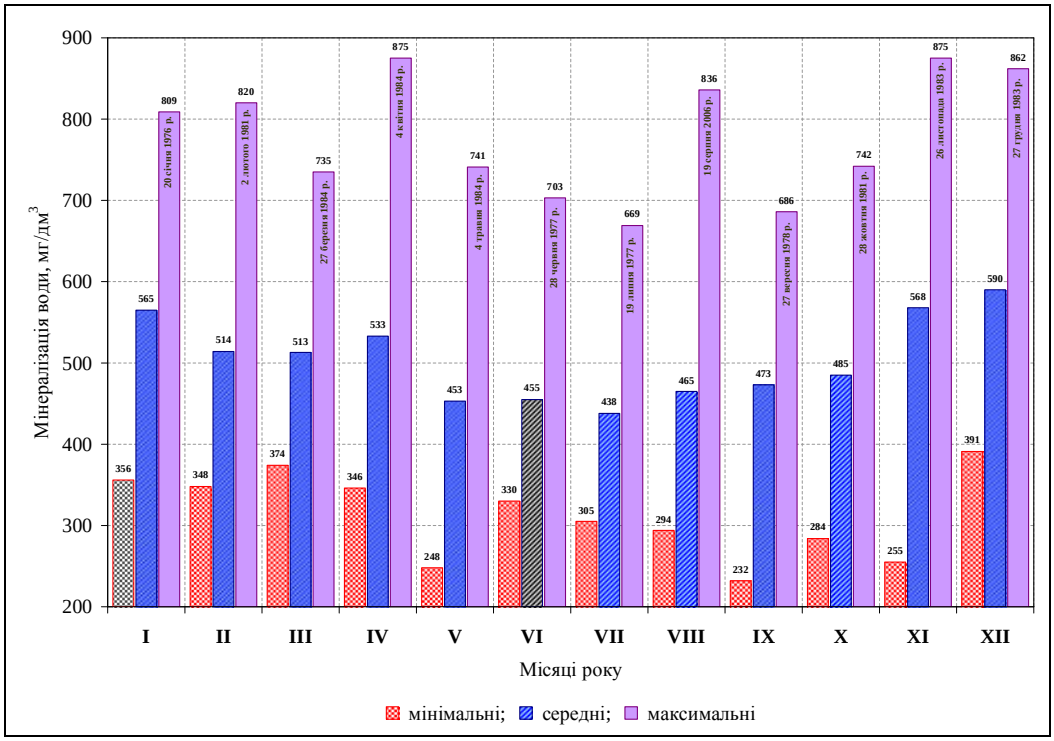


Рисунок 4.29 – Внутрішньорічний розподіл мінералізації води (середньої, мінімальної та максимальної за місяць) р. Дністер в м. Біляївка за період з 1967 по 2010 рр.

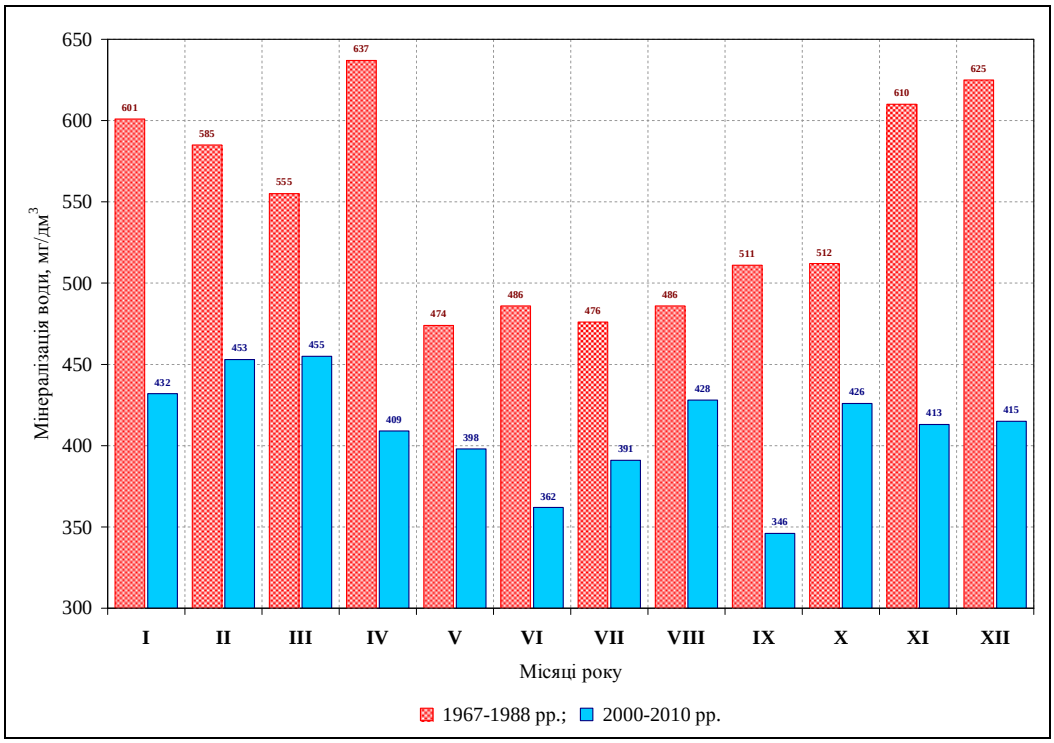


Рисунок 4.30 – Внутрішньорічний розподіл мінералізації води р. Дністер в м. Біляївка за періоди з 1967 по 1988 рр та з 2000 по 2010 рр.

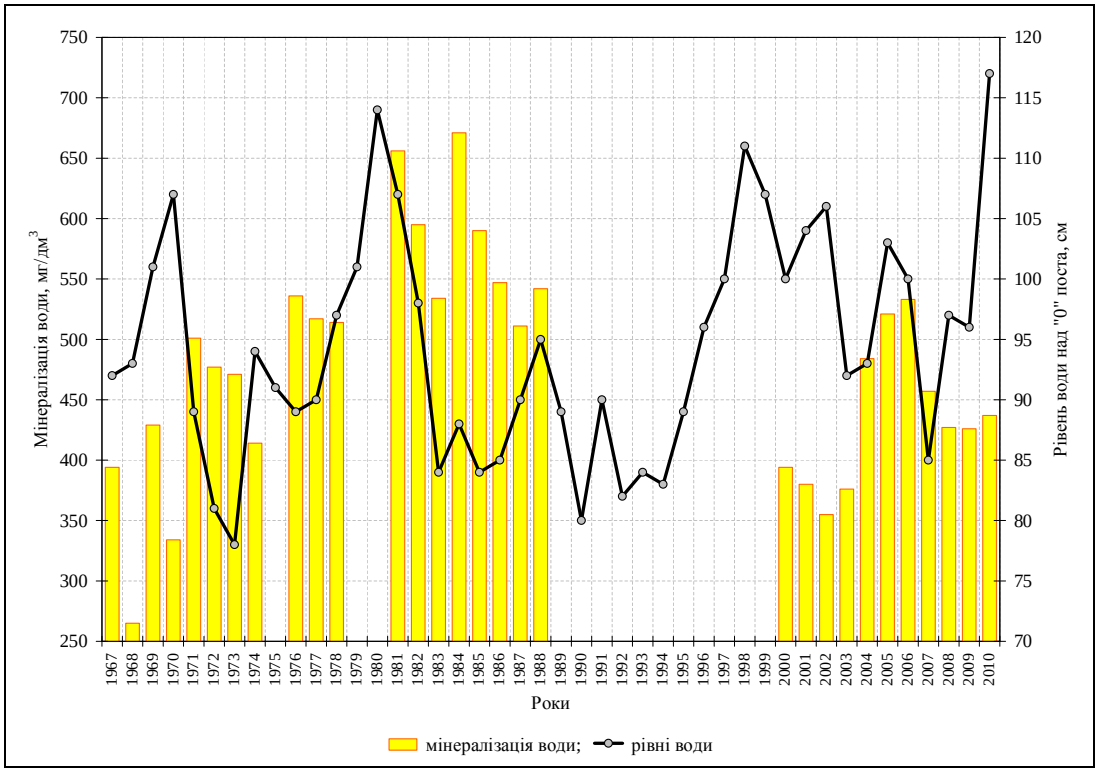


Рисунок 4.31 – Мінливість середньорічних рівнів та мінералізації води Нижнього Дністра за період з 1967 по 2010 рр.

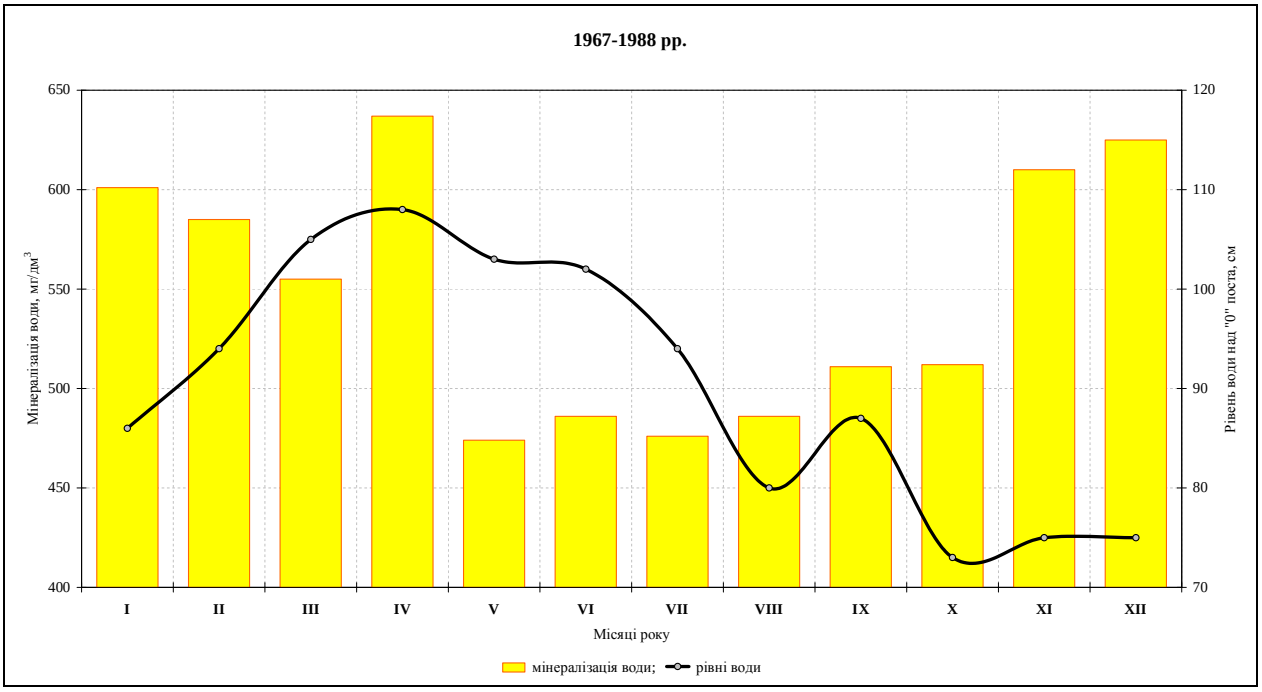


Рисунок 4.32 – Внутрішньорічний розподіл мінералізації та рівнів води Нижнього Дністра за період з 1967 по 1988 рр

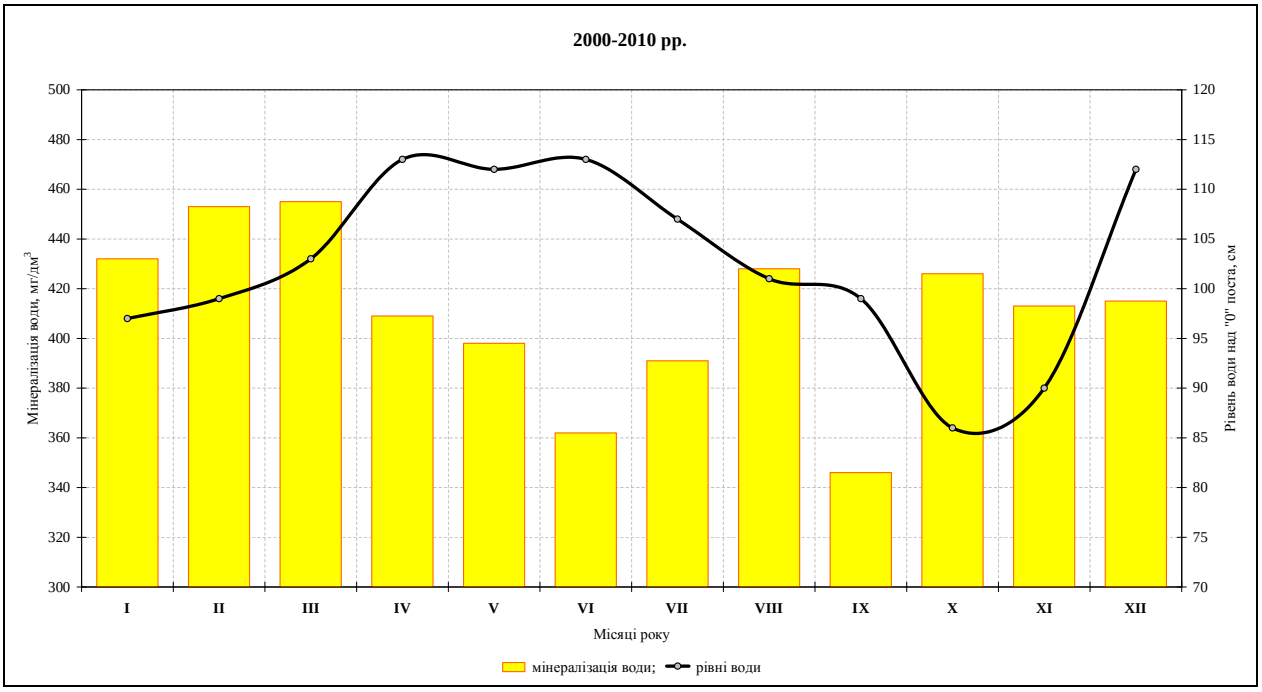


Рисунок 4.33 – Внутрішньорічний розподіл мінералізації та рівнів води Нижнього Дністра за період з 2000 по 2010 рр.

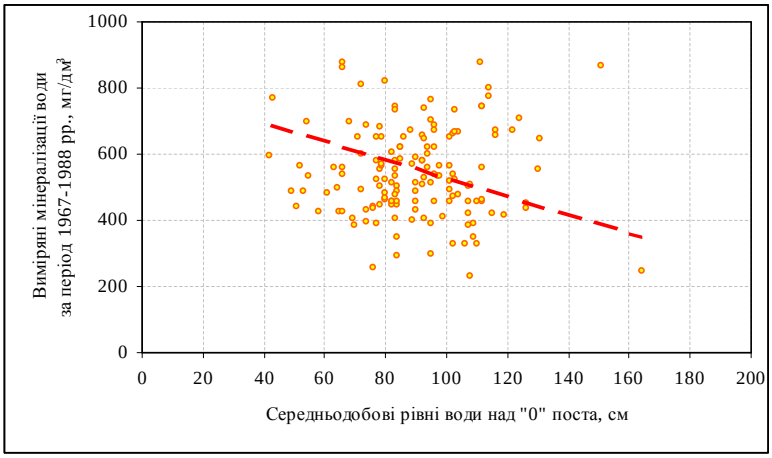


Рисунок 4.34 – Зв’язок виміряної мінералізації та добових рівнів води Нижнього Дністра за період з 1967 по 1988 рр.

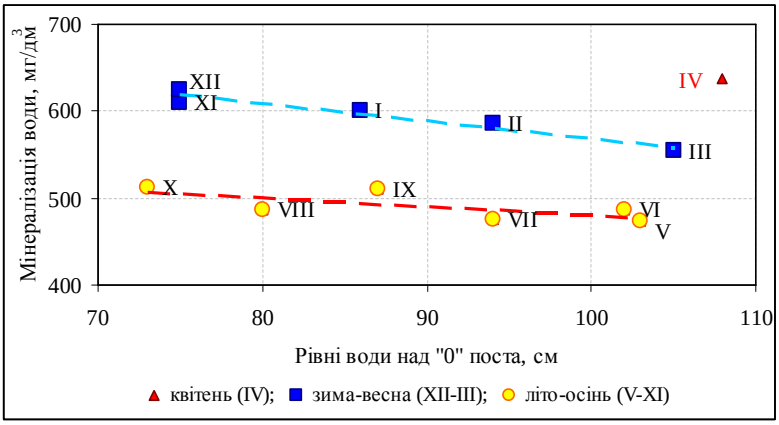


Рисунок 4.35 – Зв’язок середньої багаторічної мінералізації та рівнів води Нижнього Дністра за період з 1967 по 1988 рр.

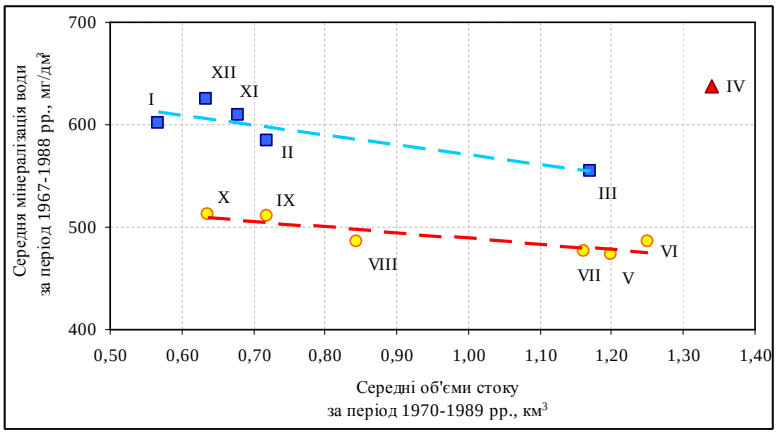


Рисунок 4.36 – Зв’язок середньої багаторічної мінералізації (1967-1988 рр.) та об’ємів стоку (1970-1989 рр.) Нижнього Дністра

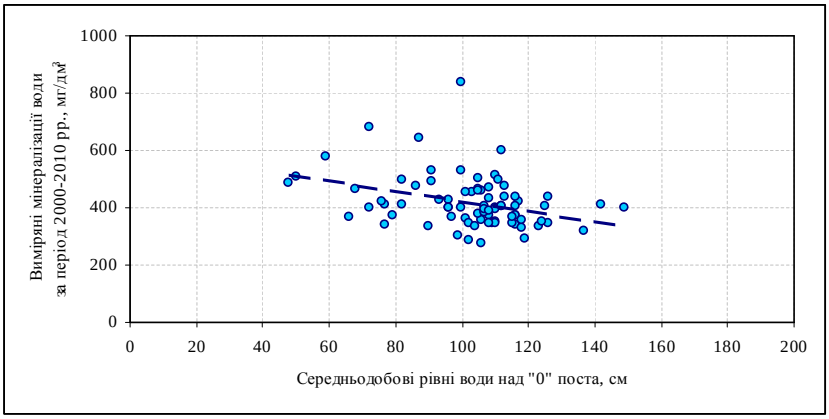


Рисунок 4.37 – Зв’язок виміряної мінералізації та добових рівнів води Нижнього Дністра за період з 2000 по 2010 рр.

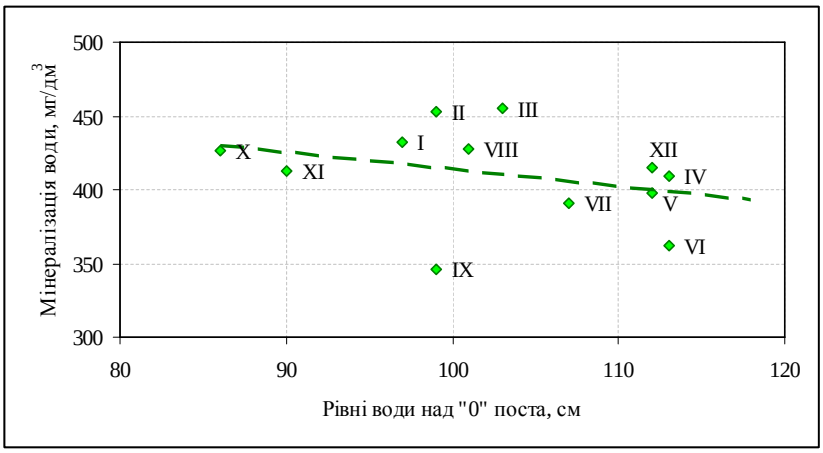


Рисунок 4.38 – Зв’язок середньої багаторічної мінералізації та рівнів води Нижнього Дністра за період з 2000 по 2010 рр.

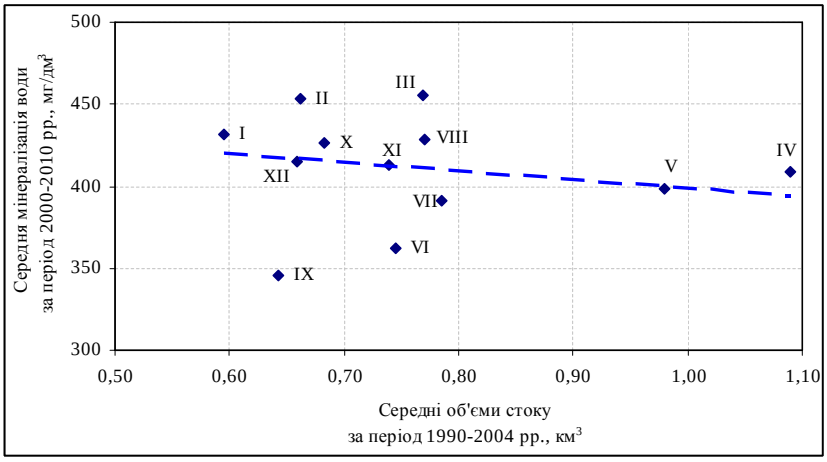


Рисунок 4.39 – Зв’язок середньої багаторічної мінералізації (2000-2010 рр.) та об’ємів стоку (1990-2004 рр.) Нижнього Дністра

4.8 Оцінка впливу морфометричних характеристик русла та вітрових умов на режим рівнів води водойм Нижнього Дністра

Оцінка основних морфометричних характеристик русла Нижнього Дністра (рис. 4.40) виконувалась за даними гідрологічного поста ОДЕКУ (річна гідроекологічна навчально-наукова лабораторія ОДЕКУ) в с. Маяки.

За даними батиметричних зйомок русла р. Дністер на ділянці гідрологічного поста ОДЕКУ в с. Маяки, виконаних в 2009-2012 рр., побудовано план в ізобатах (рис. 4.41), приведений до відмітки мінус 0,3 м БС.

Довжина ділянки гідрологічного поста, розташованого нижче автомобільного моста, становить 225 м. Максимальна ширина р. Дністер на ділянці поста становить 185 м (в створі гідрологічного поста), мінімальна – 150 м (225 м нижче поста). Максимальна глибина, при відмітці рівня води мінус 0,3 м БС, складає 6,00 м – на стрижні річки в 210 м нижче моста, а в створі гідрологічного поста максимальна глибина становить 4,5 м.

Долина Нижнього Дністра має добре розвинену заплаву та шість надзаплавних терас. Правий схил її переважно крутий і високий (50-150 м), лівий – нижчий (30-70 м) і пологіший. У пониззі заплава періодично затоплюється паводочними водами. Ширина заплави поблизу Дністерського лиману досягає 16-22 км. Плавні Нижнього Дністра починаються в місці розділення його на два рукави Дністер і Швидкий Турунчук у с. Чобручи (140 км вище гирла) і зливаються у оз. Білого (у 22 км вище гирла). Дністровські плавні займають площу близько 320 км^2, приблизно 30 % її зайняті сільськогосподарськими угіддями і ставковими господарствами, частина плавнів зберігається як природні нерестовища. Нижче оз. Білого починається дельта Дністра, що впадає углиб північно-східної ділянки Дністровського лиману приблизно на 22 км. Нижче с. Маяки від Дністра відділяється рукав Глибокий (Головний) Турунчук – штучний канал шириною близько 90-100 м і завглибшки 9-10 м. Таким чином, річка впадає в Дністровський лиман двома рукавами – Дністер і Глибокий Турунчук.

За останні п’ятнадцять років (період з 1998 по 2012 рр.) середньорічні максимальні та мінімальні рівні води (табл. 4.16, рис. 4.42-4.45) мали сталу тенденцію до зменшення. Наприклад, середньорічні рівні зменшилися з 111 см – в 1998 р., до 85 см – в 2012 р. Виключенням є багатоводний 2010 р.

В гирлово-плавневій частині Дністра на режим рівнів води, а відповідно – гідроекологічний стан водойм, має безпосередній вплив вітровий режим – напрямок, швидкість і тривалість вітру. Особливе значення це має в теплий період року, насамперед влітку, коли слабкий водообмін озера з річкою може привести до застійних явищ, зменшення концентрацій кисню до критичних низьких значень, а відповідно – до загибелі риб й інших гідробіонтів.

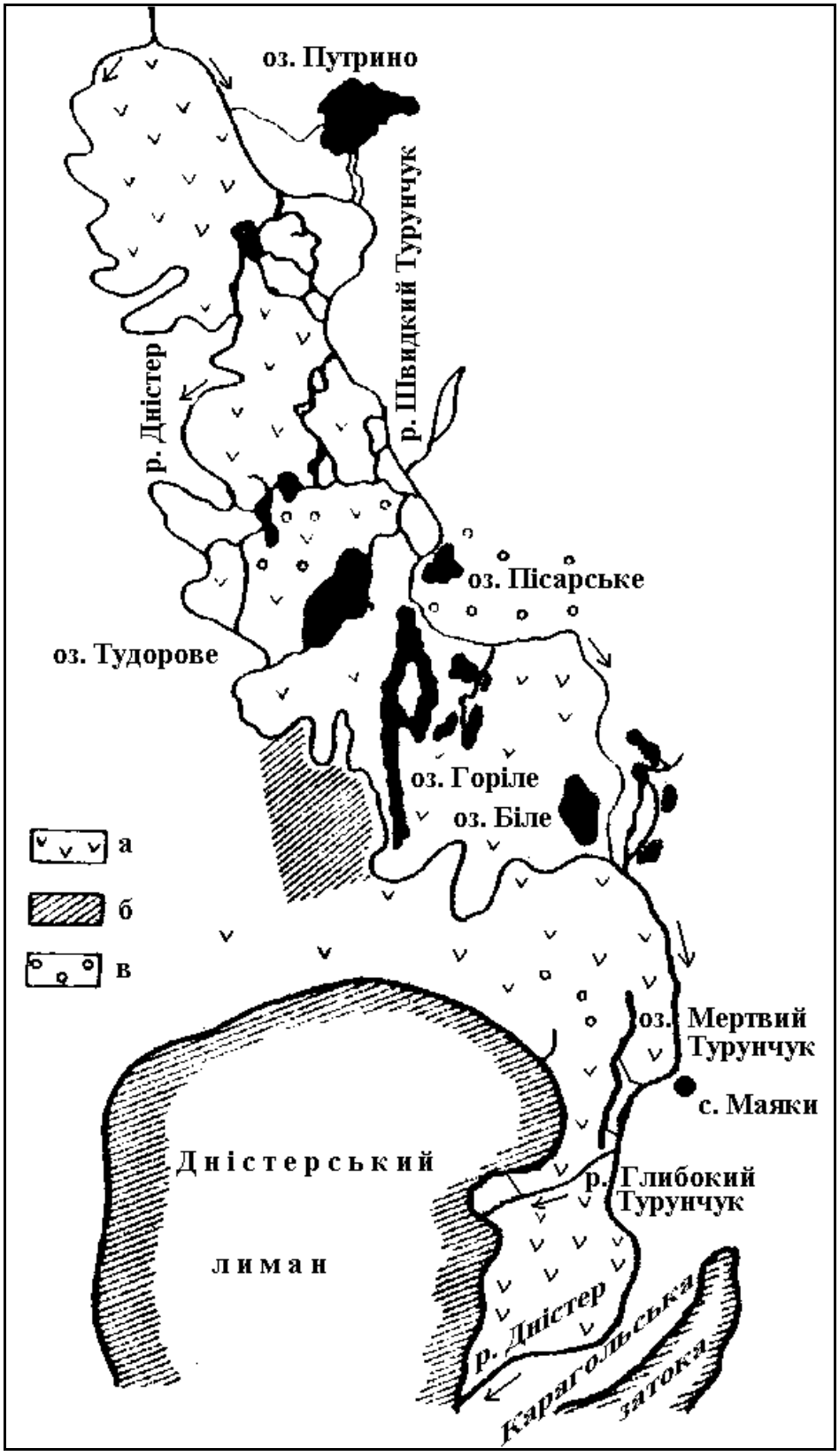


Рисунок 4.40 – Схема гирлової ділянки Дністра:
а – плавні, б – сільськогосподарські угіддя, в – плавневі ліси

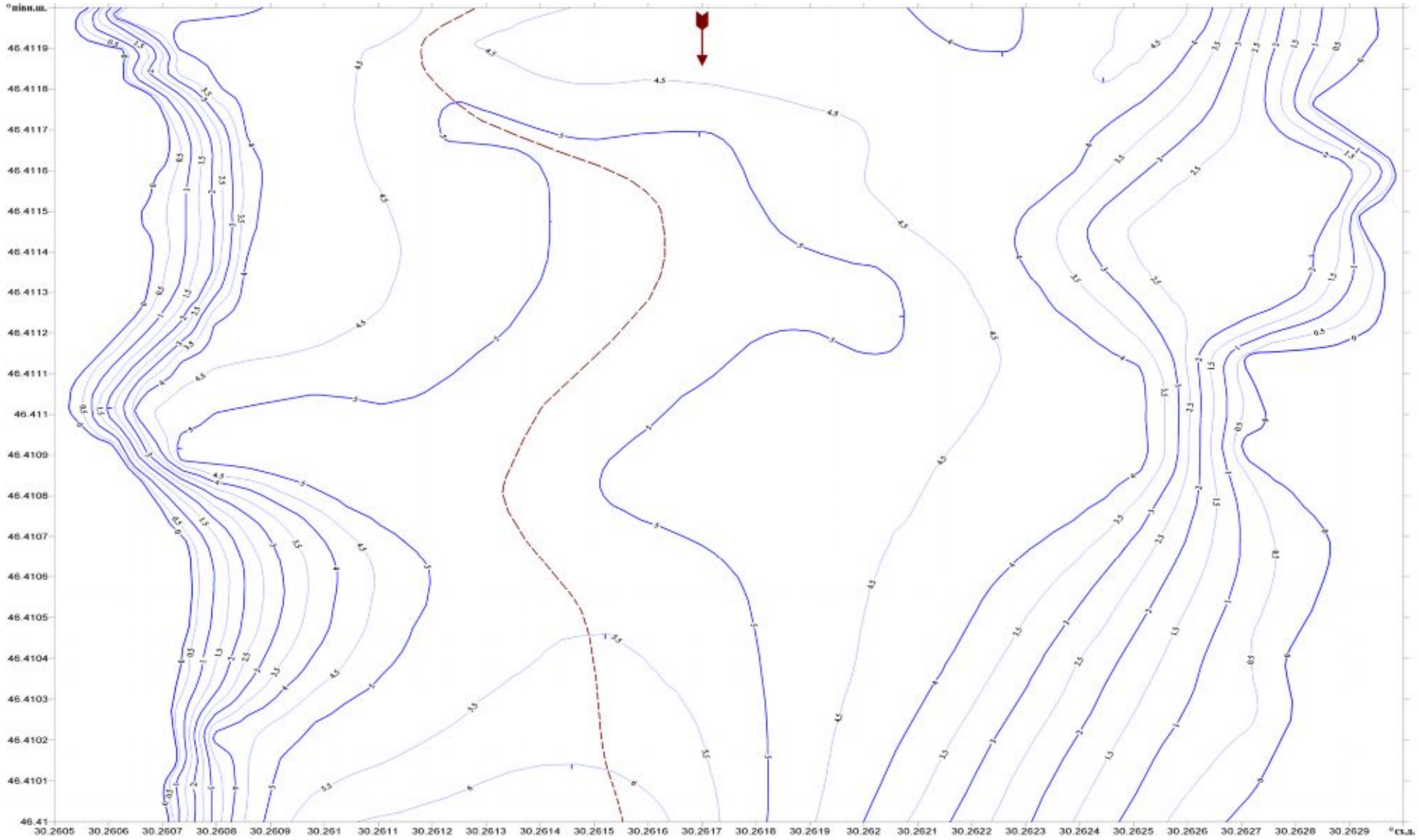


Рисунок 4.41 – Батиметрична карта ділянки гідропоста, р. Дністер – с. Маяки (нижче моста дороги «Маяки-Паланка»): відмітка поверхні води – мінус 0,3 м БС; система координат – WGS 84; ізобати проведені через 0,5 м

Таблиця 4.16 – Характерні (вищі, нижчі та середні) рівні води р. Дністер в створі гідрологічного поста ОДЕКУ в с. Маяки (відмітка нуля графіка гідрологічного поста – мінус 1,11 м БС)

№ п/п	Рік	Вищий (спостережений)						
		Рівень		Перший		Останній		Число випадків спостережень
		см над 0 в/п	м БС	Дата, дд.мм.рррр	Час, год.-хв.	Дата, дд.мм.рррр	Час, год.-хв.	
1	***2***	***3***	***4***	***5***	***6***	***7***	***8***	***9***
1	1998	187	0,76	02.07.1998	08-00	02.07.1998	08:00	1
2	1999	156	0,45	23.03.1999	20-00	23.03.1999	20:00	1
3	2000	166	0,55	19.04.2000	08-00	19.04.2000	08:00	1
4	2001	162	0,51	22.05.2001	08-00	22.05.2001	08:00	1
5	2002	155	0,44	02.12.2002	08-00	02.12.2002	20:00	1
6	2003	145	0,34	06.02.2003	08-00	06.02.2003	08:00	1
7	2004	141	0,30	06.05.2004	20-00	06.05.2004	20:00	1
8	2005	145	0,34	06.03.2005	08-00	06.03.2005	08:00	1
9	2006	162	0,51	13.04.2006	08-00	13.04.2006	08:00	1
10	2007	168	0,57	24.03.2007	08-00	24.03.2007	08:00	1
11	2008	187	0,76	09.08.2008	20-00	10.08.2008	08:00	2
12	2009	137	0,26	12.04.2009	20-00	12.04.2009	20:00	1
13	2010	188	0,77	19.07.2010	20-00	20.07.2010	20:00	3
14	2011	127	0,16	18.02.2011	20-00	18.02.2011	20-00	1
15	2012	*122*	*0,11*	*19.04.2012*	*08-00*	*19.04.2012*	*08-00*	*1*
1998-2011		188	0,77	19.07.2010	20-00	20.07.2010	20:00	3
1901-2012		**209**	**0,98**	**31.03.1947**	**-**	**31.03.1947**	**-**	**1**

Продовження табл. 4.16

№ п/п	Рік	Нижчий (спостережений)						
		Рівень		Перший		Останній		Число випадків спостережень
		см над 0 в/п	м БС	Дата, дд.мм.рррр	Час, год.-хв.	Дата, дд.мм.рррр	Час, год.-хв.	
1	***2***	***10***	***11***	***12***	***13***	***14***	***15***	***16***
1	1998	37	-0,74	12.03.1998	20-00	12.03.1998	20:00	1
2	1999	45	-0,66	25.11.1999	20-00	25.11.1999	20:00	1
3	2000	44	-0,67	10.01.2000	08-00	10.01.2000	08:00	1
4	2001	40	-0,71	17.11.2001	20-00	17.11.2001	20:00	1
5	2002	65	-0,46	24.07.2002	20-00	24.07.2002	20:00	1
6	2003	45	-0,66	18.12.2003	08-00	18.12.2003	08:00	1
7	2004	33	-0,78	10.09.2004	20-00	10.09.2004	20:00	1
8	2005	33	-0,78	21.11.2005	08-00	21.11.2005	08:00	1
9	2006	20	-0,91	26.12.2006	08-00	26.12.2006	08:00	1
10	2007	13	-0,98	24.12.2007	08-00	24.12.2007	08:00	1
11	2008	34	-0,77	19.09.2008	08-00	19.09.2008	08:00	1
12	2009	51	-0,60	07.09.2009	20-00	07.09.2009	20:00	1
13	2010	61	-0,50	28.10.2010	08-00	28.10.2010	08:00	2
				11.12.2010	08-00	11.12.2010	08:00	
14	2011	-1	-1,12	27.06.2011	20-00	27.06.2011	20-00	1
15	2012	*19*	*-0,92*	*29.08.2012*	*08-00*	*29.08.2012*	*08-00*	*1*
1998-2011		-1	-1,12	27.06.2011	20-00	27.06.2011	20-00	1
1901-2012		**-50**	**-1,61**	**16.11.1953**	**-**	**16.11.1953**	**-**	**1**

Продовження табл. 4.16

№ п/п	Рік	Середньорічний рівень	
		см над 0 в/п	м БС
1	***2***	***17***	***18***
1	1998	111	0,00
2	1999	107	-0,04
3	2000	100	-0,11
4	2001	104	-0,07
5	2002	106	-0,05
6	2003	92	-0,19
7	2004	93	-0,18
8	2005	103	-0,08
9	2006	100	-0,11
10	2007	85	-0,26
11	2008	97	-0,14
12	2009	96	-0,15
13	2010	117	0,06
14	2011	91	-0,20
15	2012	*85*	*-0,26*
1998-2011		100	-0,11
1901-2012		**-**	**-**

Примітки: 0 в/п – нуль графіка водомірного (гідрологічного) поста; БС – Балтійська система висот.

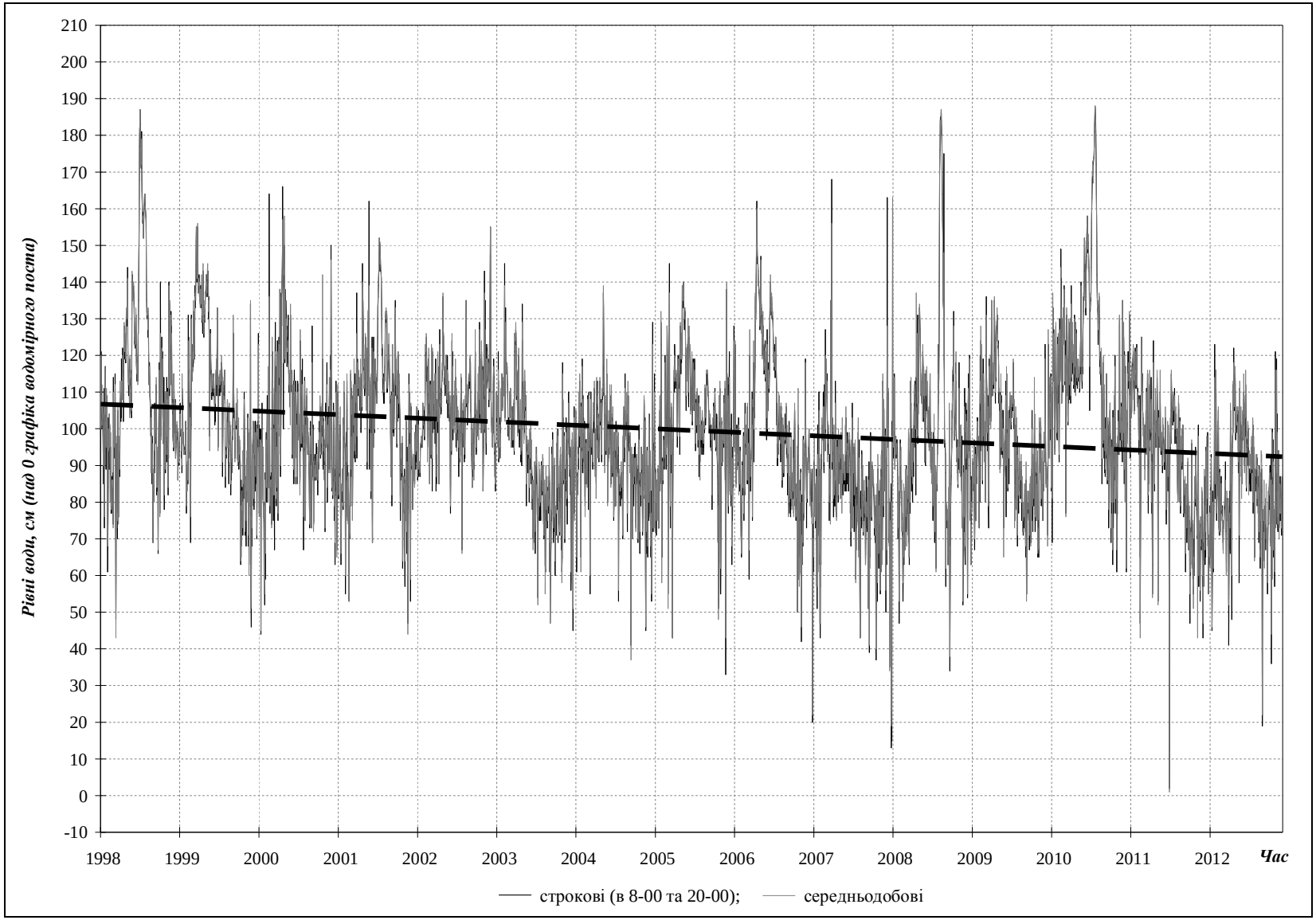


Рисунок 4.42 – Строкові та середньодобові рівні води, р. Дністер – с. Маяки, 1998-2012 рр.

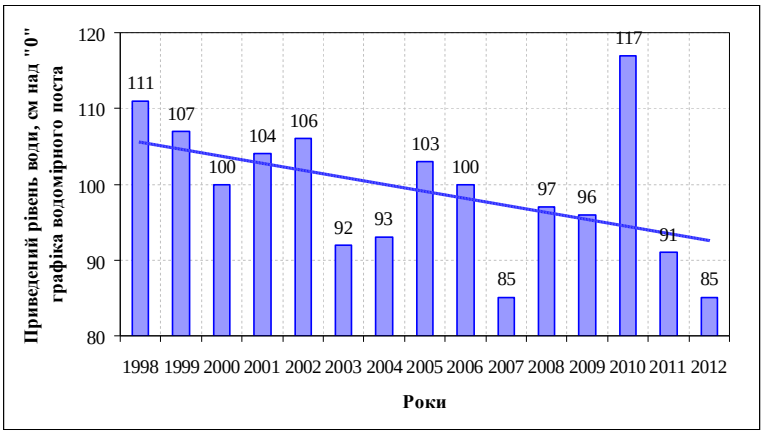


Рисунок 4.43 – Середньорічні рівні води р. Дністер – с. Маяки, за період з 1998 по 2012 рр.

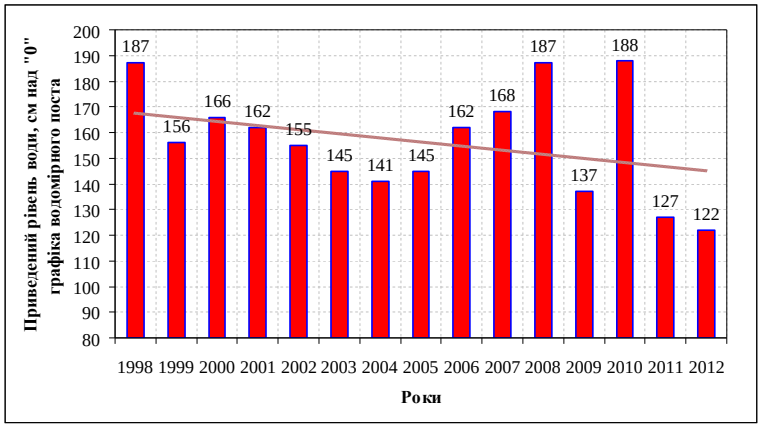


Рисунок 4.44 – Максимальні рівні води р. Дністер – с. Маяки, за період з 1998 по 2012 рр.

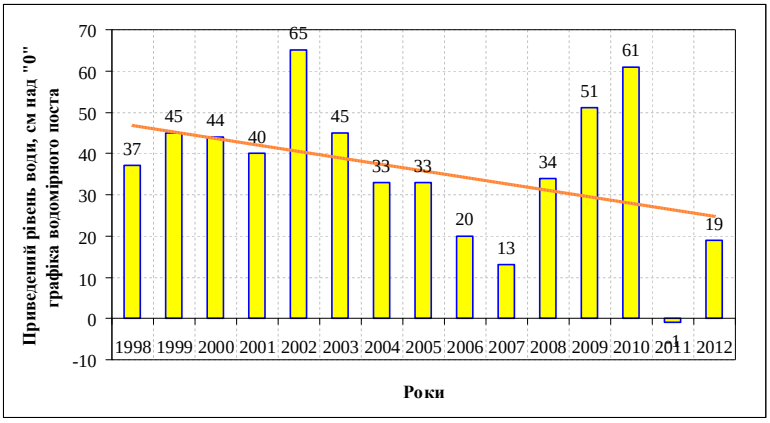


Рисунок 4.45 – Мінімальні рівні води р. Дністер – с. Маяки, за період з 1998 по 2012 рр.

Враховуючи це, в роботі на прикладі озера Старий Турунчук (Ст. Турунчук), за даними фактичних спостережень за рівнями води підчас згінно-нагінних вітрів в період з 5 по 8 червня 2012 р., досліжені мінливість рівнів води в основному руслі Дністра (на посту ОДЕКУ в с. Маяки) та на п’яти тимчасових водомірних постах, обладнаних самописами рівня води типу «Валдай» та ГР-116, а саме: 2 поста – в єриках Олександрівському та Фестивальному, що з’єднують озеро з річкою, 3 поста – в середній, верхній та нижній частинах озера.

Результати цих спостережень за рівніми води з дискретністю від 10-30 хвилин до 8 годин в період згінно-нагінних вітрів з 5 по 8 червня 2012 р., наведені на рис. 4.46.

З рис. 4.46 видно, що хід рівнів води на всіх постах є майже синхронним, але на фоні спаду або підйому рівнів можуть відбуватися відповідно короткочасний підйоми або спади рівня тривалістю 10-30 хвилин. Це пов’язано з короткочасним зменшенням швидкості або напрямку вітру.

Однак, спостереження за параметрами вітру з дискретністю 10-30 хвилин на посту ОДЕКУ в с. Маяки не виконуються. Найближча метеостанція на якій виконуються спостереження за вітром через малі інтервали часу (кожні три години) знаходиться в м. Білгород-Дністровський.

З урахуванням цього, далі для оцінки впливу вітрових умов на режим рівнів у водоймах гирлової ділянки Дністра було обрано тригодинні інтервали часу та побудовано комплексний графік мінливості рівнів води у водоймах та напрямку і швидкості вітру на метеостанції «Білгород-Дністровський» в період з $8^{\underline{00}}$ 5 по $20^{\underline{00}}$ 8 червня 2012 р. через кожні 3 години (рис. 4.47).

З рис. 4.47 чітко видно, що в період нагінних південних вітрів з $8^{\underline{00}}$ 5 по $14^{\underline{00}}$ 6 червня 2012 р. при зменшенні швидкості вітру починаю чи з $2^{\underline{00}}$ 6 червня 2012 р. з 8 м/с до 6 м/с та меньше рівні води поступово знижуються, що пояснюється зменшенням так званого вітрового підпору. З $20^{\underline{00}}$ 6 по $20^{\underline{00}}$ 7 червня 2012 р. спостерігалися згінні північні вітри з швидкістю до 8 м/с.

В цей період рівень води на всіх постах знижувався досягнув мінімального значення в $17^{\underline{00}}$ 7 червня 2012 р. Треба відзначити, що західні вітри загалом є нагонними, тому в ці періоди рівні води на всіх постах зростали або майже не змінювались.

З використанням виміряних даних були встановлені зв’язки між рівнями води на різних постах (рис. 4.48-4.53), які фактично відібражають сумісний вплив вітрових умов та морфометричних характеристик єриків на гідравлічний зв’язок між річкою та озером, а відповідно – водообмін між ними.

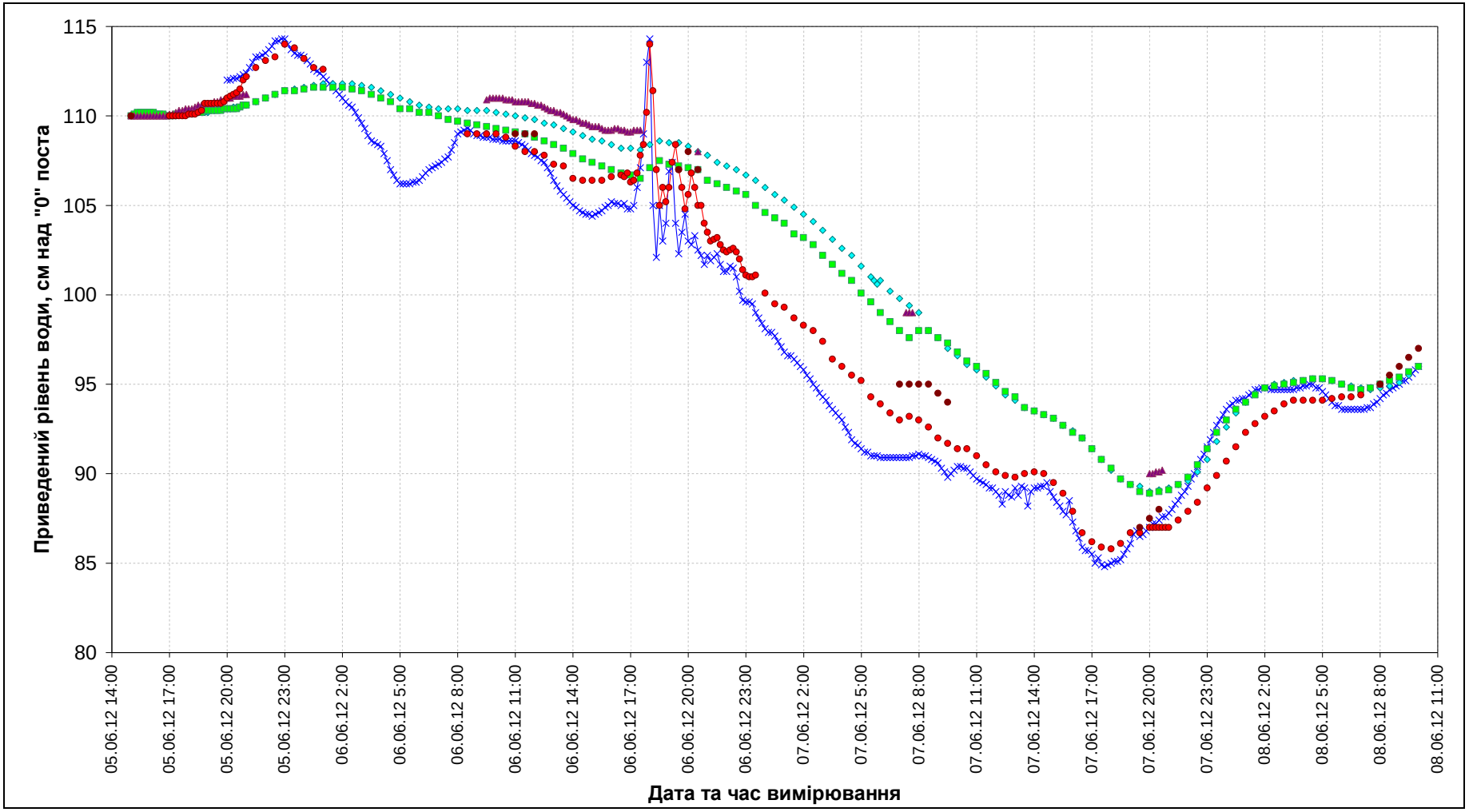


Рисунок 4.46 – Мінливість рівнів води р. Дністер - с. Маяки, єриках Олександрівському та Фестивальному, верхній, середній та нижній ділянках оз. Ст. Турунчук в період з 5 по 8 червня 2012 р.:

р. Дністер - с. Маяки; оз. Ст. Турунчук - середня ділянка; оз. Ст. Турунчук - верхня ділянка; оз. Ст. Турунчук - нижня ділянка; єр. Фестивальний - 50 м від р. Дністер; єр. Олександрівський - 250 м від р Дністер

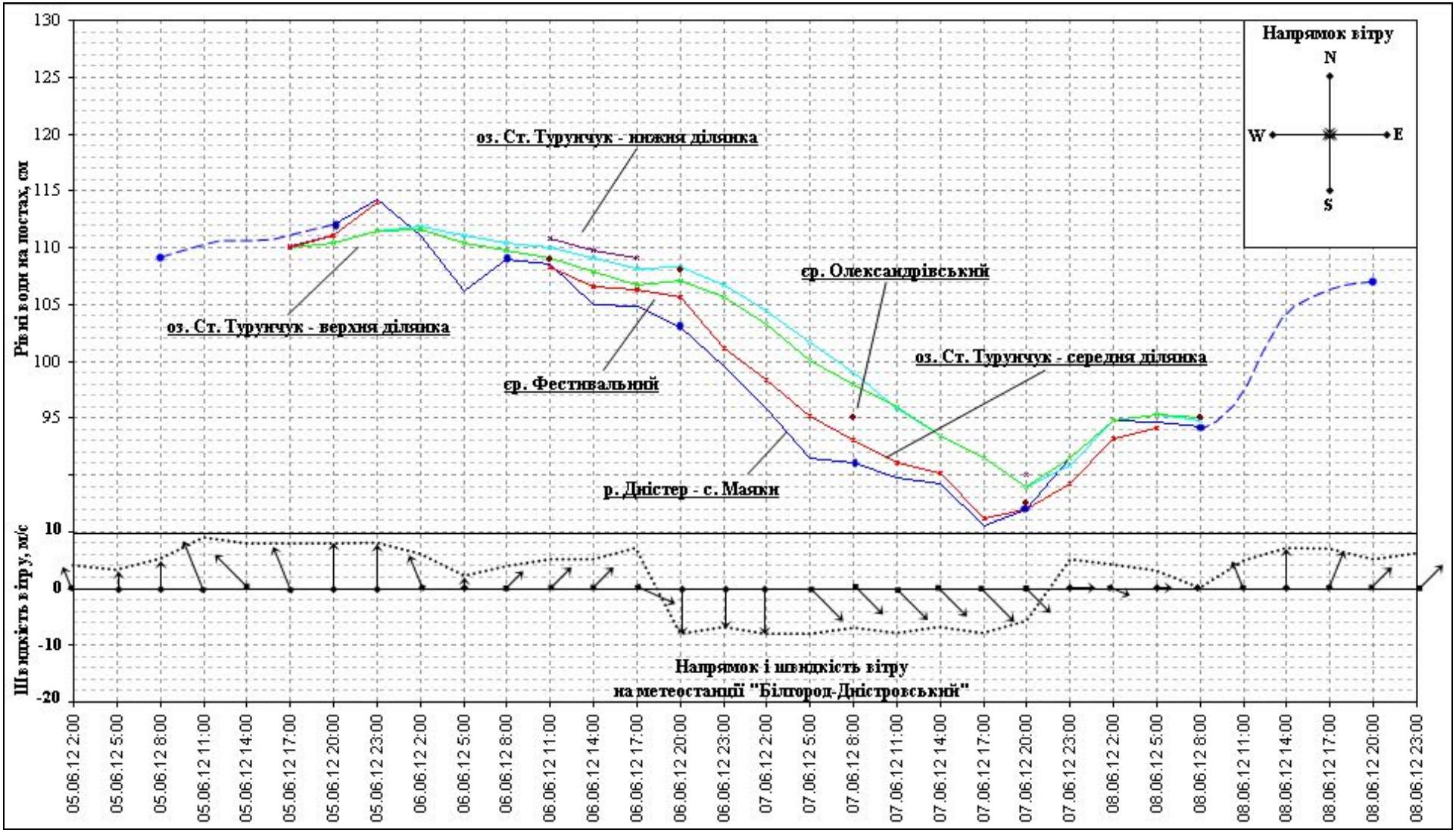


Рисунок 4.47 – Мінливість рівнів води в основному руслі, водоймах і водотоках Нижнього Дністра та напрямку і швидкості вітру на метеостанції «Білгород-Дністровський» в період з 5 по 8 червня 2012 р. через кожні 3 години

265

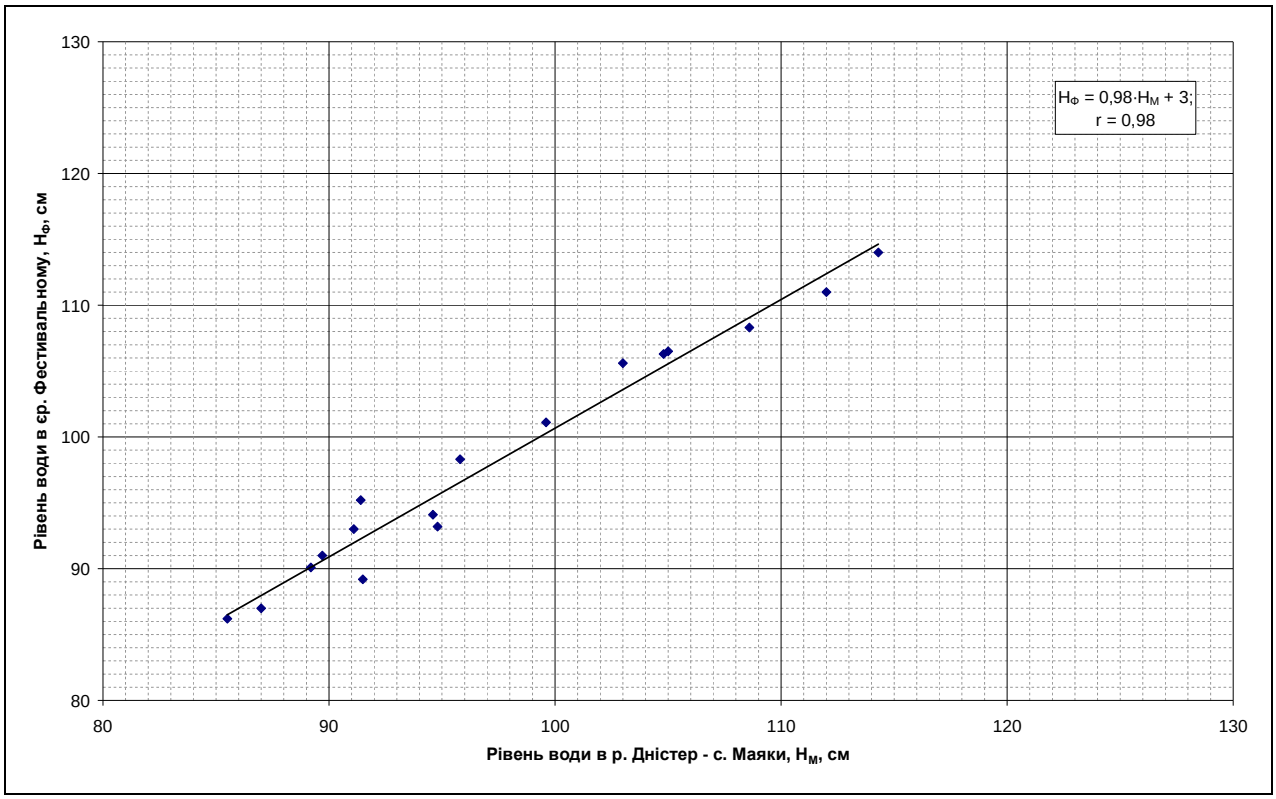


Рисунок 4.48 – Зв’язок між рівнями води р. Дністер (с. Маяки) та єр. Фестивального за період з 5 по 8 червня 2012 р.

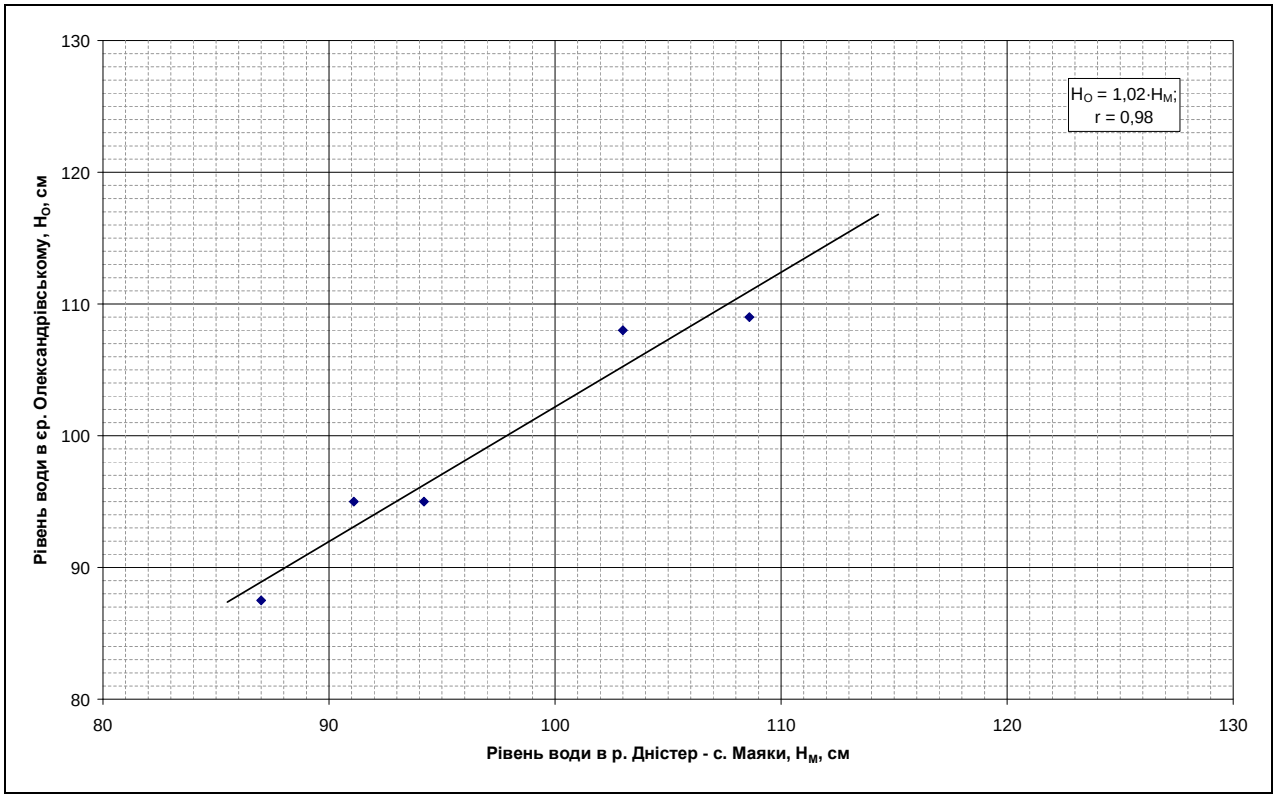


Рисунок 4.49 – Зв’язок між рівнями води р. Дністер (с. Маяки) та єр. Олександрівського за період з 5 по 8 червня 2012 р.

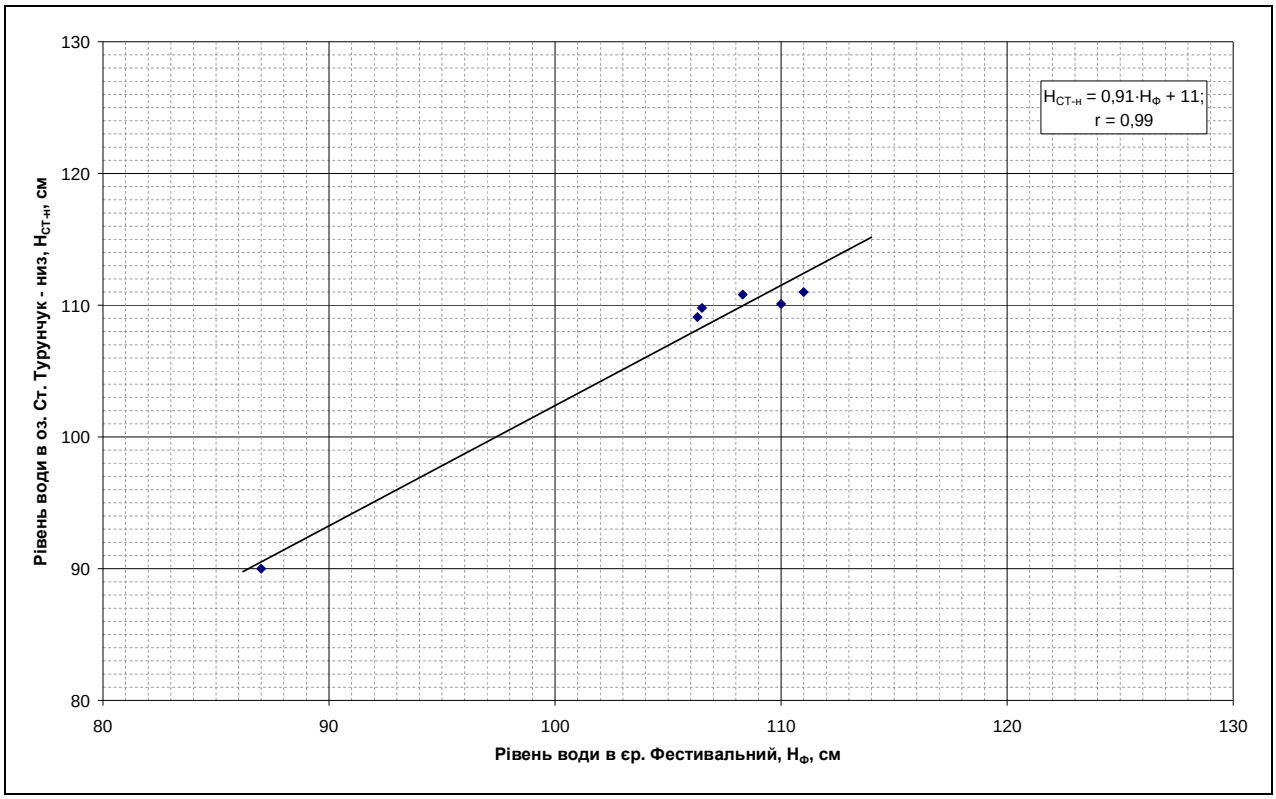


Рисунок 4.50 – Зв’язок між рівнями води в єр. Фестивальному та в нижній частині оз. Ст. Турунчук за період з 5 по 8 червня 2012 р.

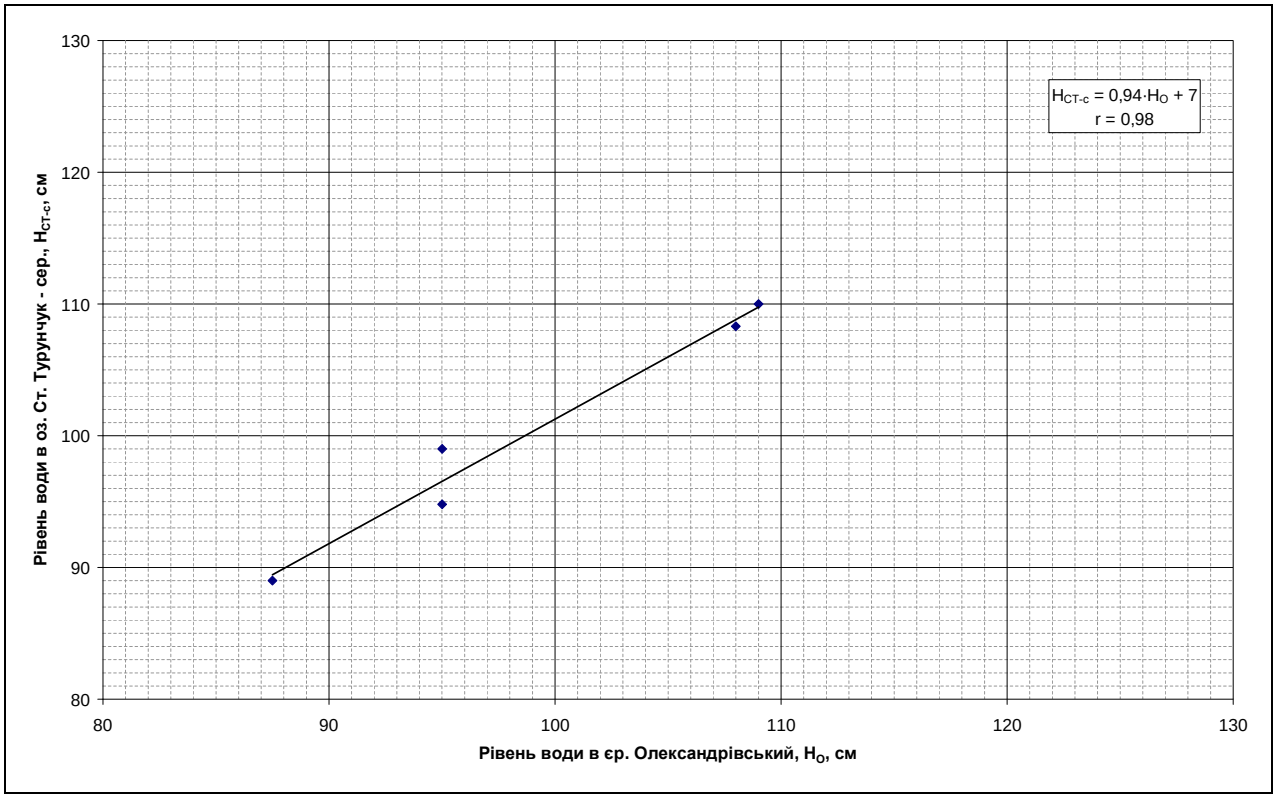


Рисунок 4.51 – Зв’язок між рівнями води в єр. Олександрівському та в середній частині оз. Ст. Турунчук за період з 5 по 8 червня 2012 р.

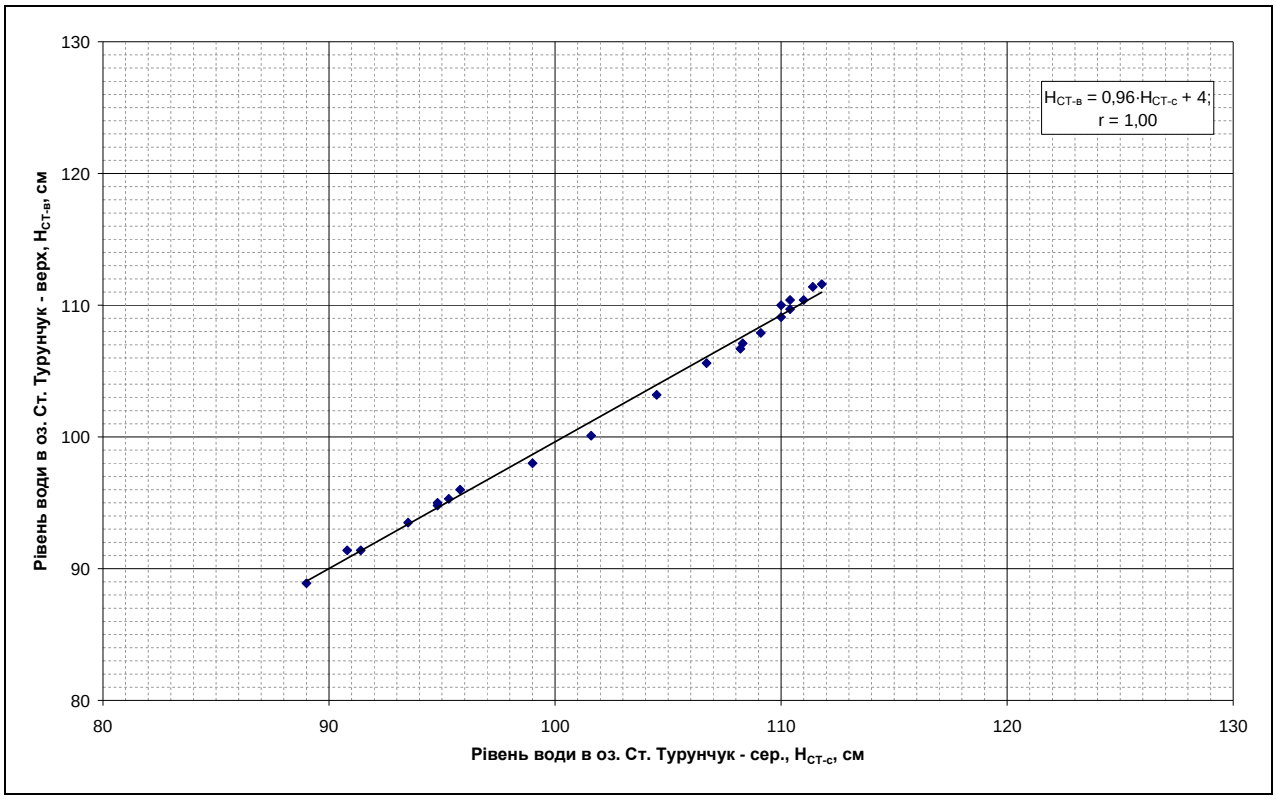


Рисунок 4.52 – Зв’язок між рівнями води в середній та верхній частинах оз. Ст. Турунчук за період з 5 по 8 червня 2012 р.

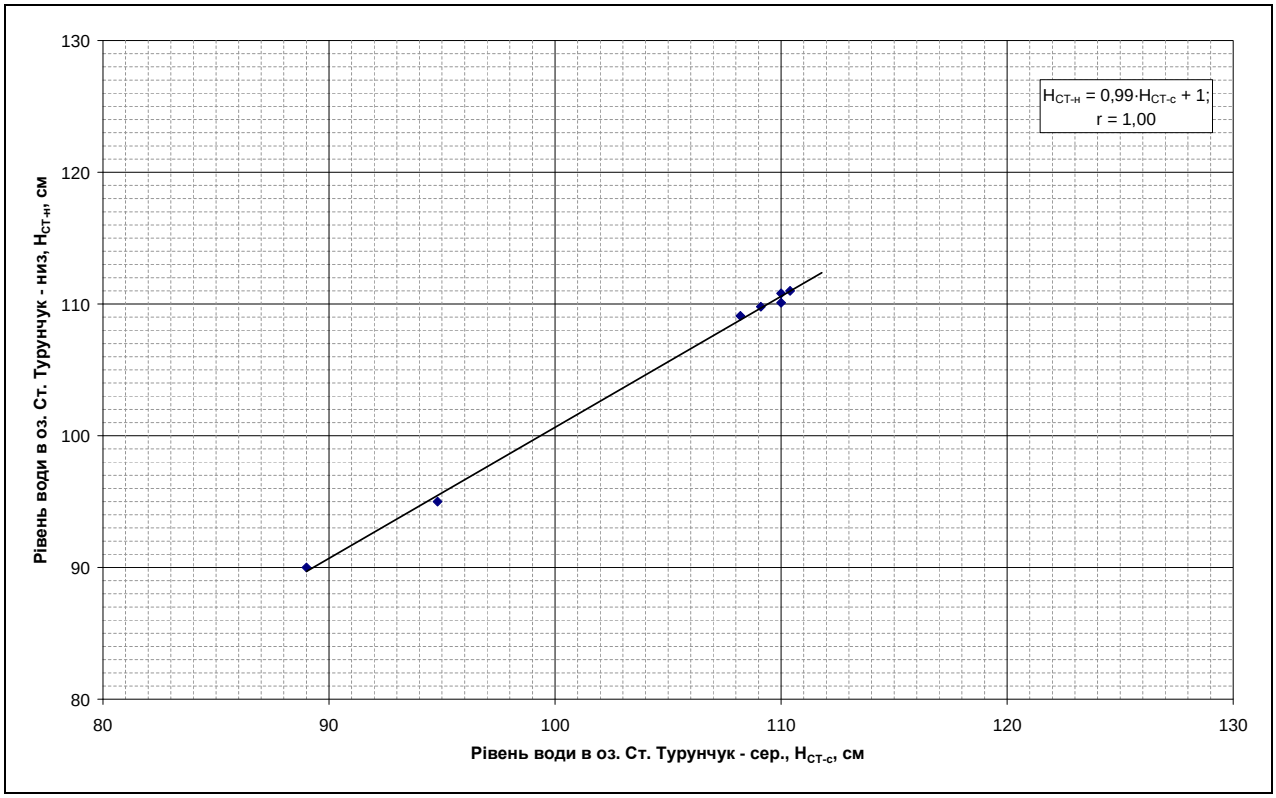


Рисунок 4.53 – Зв’язок між рівнями води в середній та нижній частинах оз. Ст. Турунчук за період з 5 по 8 червня 2012 р.

4.9 Гідроекологічний стан та якість води Нижнього Дністра

Для оцінки гідроекологічного режиму та якості води за період з 2000 по 2010 рр. були використані дані спостережень за хімічним складом води Нижнього Дністра, які здійснюються Одеським обласним управлінням водних ресурсів в м. Біляївка та в с. Маяки (на ГНС Маякської меліоративної системи).

Оцінка якості води виконувалася за офіційною державною «Методикою екологічної оцінки поверхневих вод за відповідними категоріями» (1998 р.).

Відповідно до цієї методики (за фактичними даними спостережень) були розраховані середні та максимальні екологічні індекси якості води і побудовано хронологічний графік (рис. 4.54) їх величин за період з 2000 по 2010 рр.

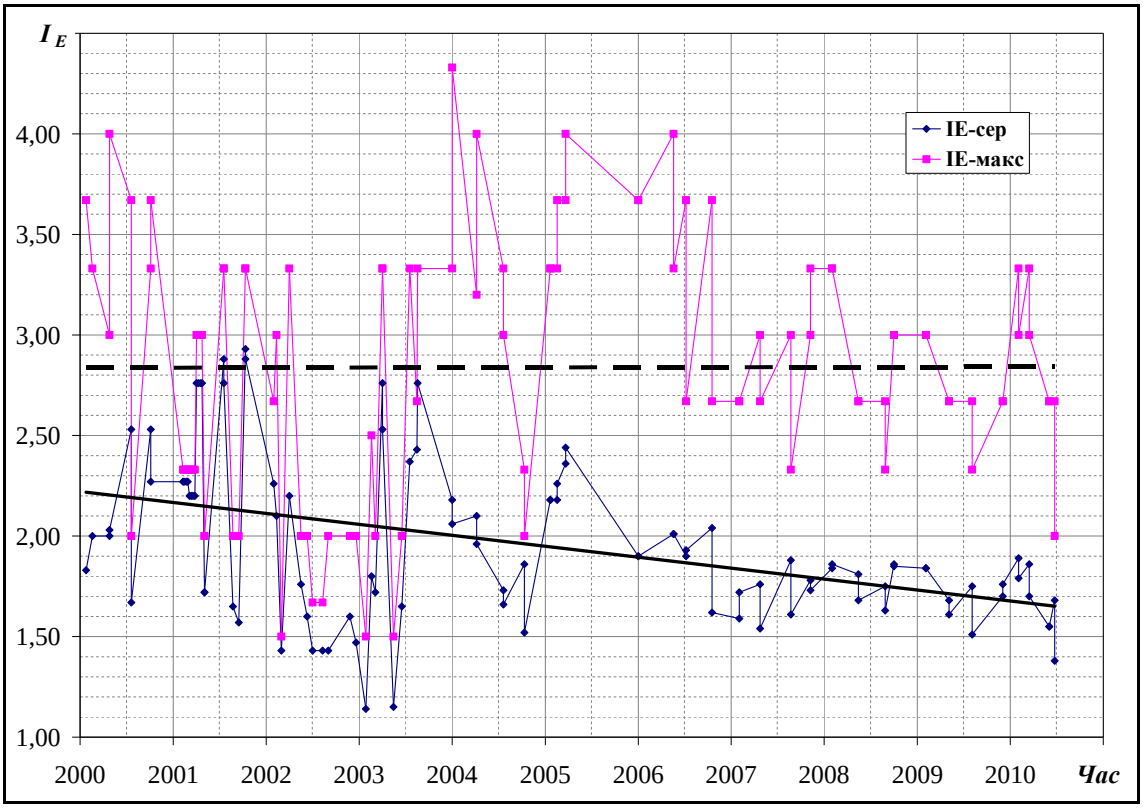


Рис. 4.54 – Хронологічний графік екологічних індексів якості води гирлової ділянки річки Дністер (м. Біляївка та с. Маяки) за період з 2000 по 2010 рр.

З рис. 4.54 видно, що за період з 2000 по 2010 рр. якість води в Нижньому Дністрі на ділянці «Біляївка-Маяки» дещо поліпшилася, про що свідчить зниження величини екологічного індексу від «досить чистих» (категорія 3) до «дуже чистих» (категорія 1,5).

Треба зауважити, що екологічні індекси, які визначені за найгіршими еколого-гідрологічними показниками якості води, мають значну амплітуду коливання, змінюючись від «дуже чистих» (категорія 1,5) – в 2002 році, до «помірно забруднених (категорія 5) – в кінці 2003 – на початку 2004 року.

Це насамперед може бути пов'язано з водністю Дністра – в багатоводні періоди кількість забруднюючих речовин, що змиваються з водозбору річки, більша ніж в маловодний, тому якість води в ці періоди значну різницю.

Далі була зроблена спроба дослідити за даними про екологічні індекси якості води вплив заплавних озер та плавнів на якість води в руслі Дністра. Для цього було побудовано суміщений графік середніх екологічних індексів якості води гирлової ділянки Дністра за даними отриманими в м. Біляївка та с. Маяки за період з 2000 по 2010 рр. (рис. 4.55).

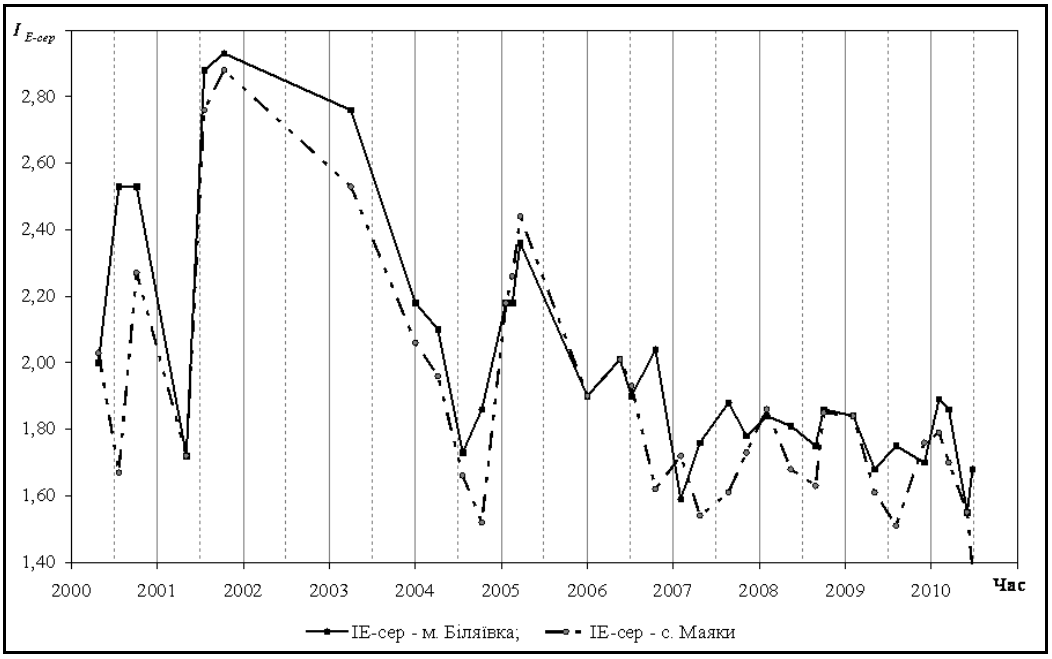


Рис. 4.55 – Суміщений графік середніх екологічних індексів якості води Нижнього Дністра в м. Біляївка та с. Маяки за період з 2000 по 2010 рр.

З рис. 4.55 видно, що майже завжди, екологічні індекси в м. Біляївка дещо вищі за аналогічні в с. Маяки.

Також було отримано зв'язок середніх екологічних індексів якості води гирлової ділянки річки Дністер в м. Біляївка та с. Маяки (рис. 4.56), який дозволяє зробити висновок, що в середньому якість води поліпшується на 5 %, а в окремі дати, як, наприклад, 20.07.2000 р. – якість води поліпшилася майже на 1 категорію. Це є своєрідним свідченням дії біомеліоративних функцій плавнів та заплавних озер (фільтраційної, окисної, мінералізаційної, детоксикаційної, акумуляційної).

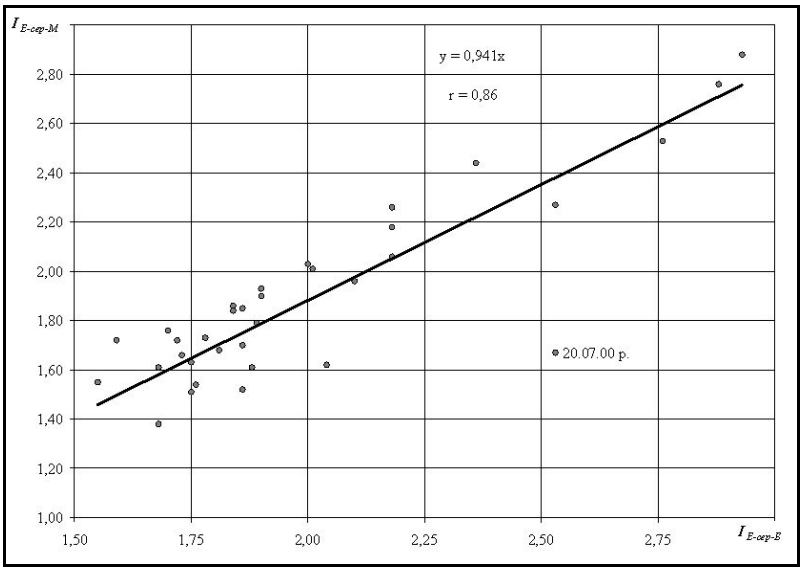


Рис. 4.56 – Зв’язок середніх екологічних індексів якості води гирлової ділянки річки Дністер в м. Біляївка та с. Маяки

При більш детальному аналіз цього ефекту було з’ясовано, що це відбувається головним чином за рахунок зменшення індексу якості води, визначеного за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії (рис. 4.57). З рис. 4.57 видно, що якість води поліпшується на 25 %, а в деяких випадках – в 2-3 рази.

Таким чином, встановлено, що при існуючому русло-плавневому водообміні на ділянці «Біляївка-Маяки» проявляється позитивний вплив плавнів та заплавних водойм на очищення річкових вод та поліпшення екологічного стану гирлової ділянки Дністра.

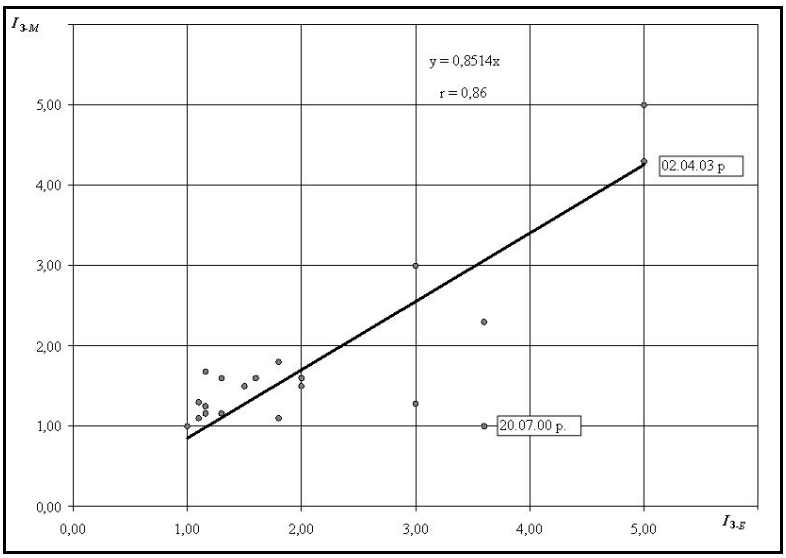


Рис. 4.57 – Зв’язок індексів якості води гирлової ділянки р. Дністер в м. Біляївка та с. Маяки, визначених за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії

ВИСНОВКИ

Підсумовуючи результати роботи над НДР «Актуальні проблеми гідрометеорології та охорони навколишнього середовища» за період 2010-2012 рр., можна відзначити такі основні результати:

1. Кліматичні особливості в Південній півкулі більшою мірою формуються під впливом Антарктиди. У помірних широтах Південної півкулі існує більш виражене, ніж в Північній півкулі західно-східне перенесення з поясом низького тиску уздовж 60-70° півд. ш.

Існують чотири тропічні центри дії атмосфери (ЦДА). Найбільш стабільний ЦДА розташовується в східній частині Тихого океану. В січні атмосферний тиск в ЦДА над океанами однаковий – 1020 гПа, а взимку (липень) найбільш інтенсивним стає Індійський ЦДА (1027 гПа). Другим по інтенсивності в червні є Південно-Атлантичний ЦДА, з середнім значенням тиску 1024 гПа.

Виявлені основні особливості статистичної структури полів геопотенціальної висоти ізобаричної поверхоні 100 гПа в Південній півкулі. Найбільша мінливість висот ізобаричних поверхонь має місце уздовж 60-70° півд. ш., над морем Беллінсгаузена і протокою Дрейка, де спостерігається максимум повторюваності траєкторій циклонічних вихорів.

Отримані головні компоненти полів геопотенціальної висоти ізобаричної поверхні. Визначені особливості часової мінливості великомасштабних головних компонент (Z_1 і Z_2) циркуляційних процесів в нижній стратосфері в другій половині XX сторіччя.

Як випливає зі спектральних щільностей, результатів виділення в початкових часових рядах прихованих періодичностей, а також згладжених часових рядів, полям ЗВО властивий цілий спектр періодичних коливань: від сезонних, пов’язаних, скоріше за все, з впливом на концентрацію озону в тропосфері і стратосфері вихорів синоптичного масштабу, до флуктуацій, що мають квазірічні і багаторічні періоди коливань, зокрема суміжних з періодами сонячної активності. Великомасштабні періодичності визначаються характером перетворень протягом року меридіональної циркуляції, а також інтенсивністю процесів в стратосфері, безпосередньо пов’язаних із зміною інтенсивності фотохімічних реакцій в кисневому циклі, яка визначається інтенсивністю випромінювання жорсткого ультрафіолету протягом року в стратосфері низьких і високих широт. Останнє, як відомо, великою мірою залежить від сонячної активності.

Узагальнюючи отримані дані про поля аномалій ЗВО, можна прийти до висновку про те, що, по-перше, зміни за часом головних компонент полів ЗВО добре відображають характер зміни за часом середньомісячних полів ЗВО, і,

по-друге, в даний період часу в Західному секторі південної полярної області відбувається загальне зменшення протягом часу з періодичним коливанням загальної концентрації озону. На це варто звернути особливу увагу, оскільки переважаючий внесок в загальний вміст озону, як вже наголошувалося вище, вносить стратосферний озон.

2. Діючі на сьогодні в Україні нормативні рекомендації СНиП 2.01.14-83 по розрахунках максимального стоку весняного водопілля та дощових паводків, які ґрунтуються на напівемпіричних формулах, не можуть об'єктивно відобразити увесь комплекс стокоформуючих чинників.

Нормування характеристик максимального стоку рекомендується здійснювати на основі формул, одержаних при розгляданні моделі руслових ізохрон.

Розрахункова схема рекомендується як варіант можливої наукової бази при нормуванні характеристик максимального стоку, а методика визначення максимальних модулів дощових паводків різної ймовірності перевищення у Прикарпатті – для практичного використання.

Обґрунтована можливість застосування нейромережевої моделі до розробки моделей побутового стоку водних ресурсів на такі водогосподарські заходи як додаткового випаровування з водної поверхні штучних водойм та водоспоживання води населенням. Перевага нейромережевого моделювання полягає в оперативному отриманні функцій відгуку після навчання мережі. Апробація моделей виконана шляхом порівняння результатів нейромережевого та стохастичного моделювань. Відносна середня квадратична похибка становить 0,1 %.

Використовуючи комплекс чисельних гідродинамічних моделей вітро-хвильової циркуляції вод і переміщення донного матеріалу в прибережній зоні моря встановлено, що при проходженні штормів над пляжними акваторіями м. Одеса, максимальні величини розмиву після 3 годин дії шторму можуть досягати 41, 34 та 30 см на граничних з бунами і хвилеломами ділянках, відповідно за відсутності хвилелому, стінках, що чергуються, і суцільному хвилеломі. Проведені експерименти показують, що комплекс моделей дозволяє оцінити особливості морфодинамічних процесів в береговій зоні моря в умовах зарегульованого режиму наносів, відображає тенденції обміління ділянки акваторії між хвилеломом і берегом, і може використовуватися для прогнозу еволюції динаміки берегової зони в результаті антропогенних дій.

Встановлено, що прибуткова частина водного балансу Куяльницького лиману формується за рахунок атмосферних опадів $V_{Pк}$, які випали на водну поверхню лиману у вигляді дощу або снігу, та води $V_{поб}$, що надійшла з річковим (поверхневим, схиловим і підземним) стоком V_r та скинута з озер пересипу $V_{оз}$, а витратна – формується тільки за рахунок випаровування з водної поверхні водойми $V_{Eк}$.

Для поліпшення водно-сольового режиму та екологічного стану Тілігульського лиману треба якнайскоріше забезпечити оптимальну для гідроекологічного режиму водойми роботу каналу «лиман-море», попередньо збільшивши його глибину до таких позначок, при яких навіть в періоди з мінімальними рівнями води в лимані, при необхідності буде відбуватися вільний перетік води з моря в лиман.

- Основними причинами обміління Тілігульського лиману 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 Тілігульського лиману можна виділити такі періоди: а) 1936-60 рр. – період природних коливань рівня води від 220 до 460 см; б) 1961-75 рр. – період активної роботи каналу «лиман-море», коли річні рівні води не опускалися нижче 340 см – середньобагаторічного значення; в) після 1976 рр. – період зі значними змінами рівня води 300-430 см, 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. Тілігул та припливу морської води через канал «лиман-море», рівень води в лимані в середньому кожного місяця зменшувався б приблизно на 1,5-10 см, а до кінця вересня 2010 р. він би знизився на 26 см.

Результати моделювання русло-заплавного водообміну для озера Мертвий Турунчук дозволяють за даними про водомірні спостереження на водомірному посту в с. Маяки, обчислювати добові значення коефіцієнтів водообміну та визначити (прогнозувати) загальний екологічний стан озера.

- На сьогодні водообмін оз. М. Турнчук з р. Дністр здійснюється тільки через один єр. Олександрівський – штучно проритий у 2000 р. канал. Більшу частину року надходження води до озера через цей єрик відбувається головним чином за рахунок згінно-нагінних явищ. Річний хід добових коефіцієнтів водообміну оз. М. Турунчук характеризується суттєвими коливаннями відносно нульового значення. Це пов’язано з тим, що на водообмін озера головним чином впливає не хід рівнів води в р. Дністер, а вітрові умови в його гирловій ділянці (незалежно від водності річки).
- Знак-перемінні коливання значення коефіцієнту зовнішнього водообміну пояснюються тим, що водообмін оз. М. Турунчук відбувається через один єрик. Під час згону «стара» вода з озера через єр. Олександрівський виходить, а потім – по завершенню згону, в озеро приходить той же самий

об'єм «нової» річкової води з Дністра.

- Результати моделювання водообміну оз. М. Турунчук дозволяють за даними водомірних спостережень на р. Дністер на в/п ОДЕКУ в с. Маяки, обчислювати добові значення коефіцієнтів водообміну та визначити (прогнозувати) загальний екологічний стан озера.

3. Згідно скиданню забруднених зворотних вод у природні поверхневі водні об'єкти найбільш забрудненою є південна частина Одеського регіону; для морських вод узбережжя Одеської агломерації джерело, що надає максимальний внесок у забруднення розглянутої акваторії розташоване в безпосередній близькості з точкою відбору проб № 1 (зона впливу СБО «Південна»). Також порівняно високі значення деяких показників спостерігалися в точці № 4 відповідній зоні впливу Іллічівського судноремонтного заводу.

Проведені дослідження підтвердили, що найбільш потужними з ідентифікованих джерел забруднення морського середовища в межах розглянутої акваторії, є СБО «Південна» від якої за наявними статистичними даними в морське середовище надходить 38 % нітратів, 79 % нітритів, 86 % амонійного азоту, 87 % фосфатів і 69 % органічних речовин від загальної їх кількості, що надходить від антропогенних джерел.

Однак не можна нехтувати внеском інших розглянутих джерел забруднення. Так, наприклад, зі зливовими стоками надходить близько 13 % від загального скиду органічної речовини та 83 % від скидання нафтопродуктів. Стік дренажних вод є суттєвим джерелом азоту нітратів (близько 18%).

На підставі вищесказаного, можна зробити висновок, що для поліпшення екологічного стану прибережних вод узбережжя Одеської агломерації необхідна реконструкція очисних споруд СБО «Південна» і впровадження нових технологій, спрямованих на поліпшення якості очищення стічних вод.

Викиди стаціонарних джерел забруднення повітря м. Одеса становлять лише п'яту частину від загальної кількості викидів, але дослідження антропогенного навантаження на повітряний басейн міста від стаціонарних джерел мають велике значення для розробки природоохоронних заходів.

Найбільший вплив на забруднення атмосферного повітря м. Одеса справляє теплоенергетичний комплекс. Середній внесок підприємств цієї галузі в забруднення атмосфери основними забруднювальними речовинами складає 25,7 %. Найменшим середнім внеском характеризуються каналізаційні та очисні споруди – 0,03 %. Таким чином, внесок теплоенергетичних підприємств міста становить більш ніж четверту частину від викидів стаціонарних джерел.

При обґрунтуванні величини рекреаційних навантажень на ЛПК території ПЗФ України з метою досягнення конкретних соціально-екологічних цілей враховуються, крім екологічних, також соціально-економічні аспекти, реальні можливості існуючого стану розвитку громадського господарства. Величини

рекреаційних навантажень повинні бути спрямовані на збереження та відновлення здоров'я і працездатності рекреантів на час відпочинку. Контроль рекреаційних навантажень здійснюється відповідними органами і службами охорони з метою оптимізації режиму рекреаційного використання природно-заповідних територій шляхом регулювання періодичності та тривалості видів рекреаційної діяльності, а також за допомогою інших організаційно-господарських заходів.

За показником еквівалентно-ефективної температури найкомфортнішими є липень та серпень в Одесі, Іллічівську та Білгород-Дністровську, а також червень у Вилковому (для Вилкового загалом характерні вищі значення всіх біокліматичних показників, порівняно з іншими трьома містами). Тому саме в ці періоди в даних містах найдоцільніше проводити рекреаційні процедури, зокрема аеротерапію.

За нормальною еквівалентно-ефективною температурою комфортні умови спостерігались у всіх містах протягом всіх літніх місяців, крім Вилкового, в якому комфортно лише у червні.

Радіаційно-еквівалентно-ефективна температура дозволяє оцінити наскільки підходять умови для проведення геліотерапії. Результати дослідження показали, що липень та серпень у Вилковому є небажаними для геліотерапії. Найкращі умови для неї у Білгород-Дністровську, які тривають усі три літні місяці. Іллічівськ та Одеса мають також сприятливі умови для проведення геліотерапії, особливо в червні та липні. Хворим з ішемічною хворобою серця рекомендується приймати сонячні ванни в червні у Білгород-Дністровську, а при гіпертонічній хворобі 1-ої стадії чи при затяжній і хронічній пневмонії 1-ої стадії, хронічному бронхіті 1-ої стадії тощо - упродовж всього літа в Білгород-Дністровську, протягом червня та липня (серпень також підходить, але в меншій мірі) в Іллічівську та Одесі.

За біологічно активною температурою оптимальні умови спостерігаються здебільшого в червні в Одесі, Іллічівську та Білгород-Дністровську.

Виявлено, що застосування досвіду реалізації економічного інструментарію природоохоронної діяльності саме європейських країн сприятиме більш ефективному, екологобезпечному використанню природно-ресурсного потенціалу України. Поступова адаптація вітчизняної законодавчої бази до законодавства ЄС є реальним чинником реформування системи управління охороною навколишнього природного середовища нашої країни. Наближуючись до євростандартів, українське суспільство поступово буде просуватися у напрямку виховання в громадян екологічної правосвідомості та екологічно культури.

Таким чином, Одеська область в галузі охорони земельних ресурсів характеризується рядом негативних та позитивних аспектів: серед позитивних необхідно відзначити існування значних природно-заповідних об'єктів

(1 біосферний заповідник, 2 національних природних парки, 2 регіональних ландшафтних парки) на території яких зберігаються в недоторканому стані природні екосистеми. Негативним аспектом виступає недостатність природно-заповідного фонду (4,41 % площі замість 5 % нормативних і 10 % необхідних).

Трансформація земельних відносин в сфері охоронюваних територій пов'язана насамперед з визначенням цінних земель, які в перспективі можуть бути включені в природно-заповідний фонд Одеської області. Ще в 1993 року в Одеській області було зарезервовано для заповідання близько 80,0 тис. га цінних природоохоронних територій, які виступають потенціалом для розширення площі природно-заповідного фонду області та збільшення його частки.

Реалізація Закону «Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки» в цілому в межах держави, і в Одеській області зокрема, вже дала очікувані соціальні, економічні та екологічні результати. Щороку зростає площа природно-заповідного фонду області і заходи по формуванню екомереж хоча й повільно, але тривають. Площа природно-заповідного фонду Одеській області на сьогодні становить лише 4,41 % від загальної площі області, що нижче середнього показника по Україні – 5,7 %. Програма передбачає доведення цього показника до 5 % до 2015 року, але це вважається недостатнім, враховуючи рекреаційне значення області. Проблемними питаннями залишаються фінансування заходів, оскільки тільки зусиллями області це зробити неможливо без загальнодержавної підтримки та встановлення меж по кількох об'єктах, що спричиняє випадки нецільового використання особливо цінних земель.

Стан більшості об'єктів природно-заповідного фонду в Одеській області залишається на задовільному рівні, проте потребує вирішення проблема визначення сумісності деяких видів господарської діяльності на території в складі екомереж Одеської області враховуючи випадки несанкціонованої забудови узбережжя моря, лиманів, озер і річок.

Основними напрямами забезпечення економіко-екологічної трансформації охорони земельних ресурсів в сфері охоронюваних територій на виконання вимог кліматичної безпеки виступають продовження встановлення меж територій природно-заповідного фонду області та недопущення нецільового використання особливо цінних територій при регулюванні господарського використання.

Перепони в побудові екомережі Одеської області викликає надзвичайно висока ступінь господарської освоєності території, розпайованість між різними типами землекористувачів. Рівень кліматичної безпеки залежить від стану лісової рослинності – природних і штучних лісів та лісосмуг і ступеня озеленення населених пунктів, проте на жаль, сьогодні їх стан значною мірою незадовільний, значним резервом для залісення і створення захисних лісових

насаджень виступають малопродуктивні та деградовані сільськогосподарські землі. Оптимізація землеохоронної діяльності стосується поширення лісосмуг які не тільки покращують мікроклімат, сприяють збільшенню запасів вологи в ґрунті, а й стабілізують ерозійні та дефляційні процеси, це буде сприяти дотриманню екологічної рівноваги на території області, створенню нормальних умов для життя і розвитку людини у екологічно сталому довкіллі при забезпеченні збалансованого і невиснажливого природокористування.

Отже, основними заходами щодо охорони земельних ресурсів і забезпечення кліматичної безпеки є:

- комплексна економіко-екологічна оцінка територій для зонування територій високої сільськогосподарської напруженості, заповідних природно-територіальних комплексів і дуже забруднених територій для диференціації природоохоронних заходів;
- здійснення землевпорядкування територій потрібне для вилучення з обігу сильно еродованих, промислово і радіоактивно забруднених, повторно заболочених і підтоплених земель;
- організація територій протиерозійного характеру;
- агролісомеліорація (захисні лісові насадження, чагарникові куліси, поєднання лісосмуг із засипання ярів, створення лісоаграрних ландшафтів.

Основними очікуваними результатами є:

- забезпечення збереження, відтворення та збільшення ландшафтного різноманіття;
- забезпечення збалансованого та невиснажливого природокористування;
- максимальне озеленення територій для збільшення вмісту кисню в повітрі та зменшення концентрації вуглекислих газів;
- збільшення площ зелених насаджень дозволить більш ефективно екосистемам протистояти техногенним навантаженням на природне середовище.

4. На основі встановлених емпіричних (лінійного типу) залежностей між величинами мінералізації і витратами води в окремих пунктах р. Тиси відновлені значення мінералізації по довжині річки.

Фонова мінералізація у середньобагаторічному вимірі поступово збільшується від м. Рахів до м. Чоп. Незначне збільшення мінералізації спостерігається під впливом скидів комунально-побутових стоків в населених пунктах.

Має місце внутрішньорічна нерівномірність у часових змінах мінералізації, причому мінімальні значення відносяться до весняного сезону. Варіація у часових рядах місячних величин мінералізації виражена слабко, тоді як у витратах води вона на порядок більша.

Результати факторного аналізу, виконаних на прикладі річкового басейну

Тиси, дозволили прийти до висновку щодо природи та основних чинників формування якості поверхневих вод Закарпаття:

а) Проведення процедури факторного аналізу допомогло виявити факторну структуру, представлену чотирма факторами та 14 характерними показниками формування якості вод річок басейну Тиси:

- встановлено, що значущість першого фактора у формуванні загальної дисперсії показників, включених до процедури факторного аналізу становить близько 40%, другого фактору – 21%, на третій і четвертий припадає відповідно 15% і 14% від загальної дисперсії.
- відзначено, що найбільш повно в чотирьох факторах відображені такі показники, як: іони марганцю (на 99.0%), свинцю і фосфор мінеральний (на 98.9%), жорсткість (на 98.7%), хлориди (на 97.2%), достатньо високо – іони заліза (на 85.2%), магнію (на 84.6%), міді (на 83.5%), а слабкіше всього – іони кадмію (на 34%).

б) Виявлені в дослідженні фактори були інтерпретовані таким чином:

- перший фактор з одного боку характеризує надходження мінералізації та іонів кальцію з опадами рідкого та твердого походження, що формують поверхневий русловий стік, з іншого – розсереджене надходження мінеральних солей, біогенних, органічних речовин з поверхні річкового водозбору з поверхнево-схиловим стоком та мікроелементів з підземним стоком;
- другий фактор відбиває тісно взаємопов’язані показники водно-сольового складу води;
- третій і четвертий фактори визначаються впливом антропогенної діяльності.

в) Просторовий розподіл продемонстрував, що найбільш значуще дія четвертого фактору проявляється при формування показників якісного стану води річки Уж в пункті м. Ужгород, з такою же силою розкривається дія першого фактору у формуванні гідролого-гідрохімічного показників р. Репінка в пункті с. Репіне та р. Віча в пункті с. Неліпино.

г) Для поліпшення стану водних об’єктів області необхідно ліквідувати диспропорцію між потужностями водозабірних споруд і каналізаційних очисних споруд, забезпечити будівництво нових, реконструкцію й модернізацію існуючих каналізаційно-очисних споруд та мереж водопровідно-каналізаційного господарства міст, селищ, об’єктів туристично-рекреаційного комплексу і придорожнього сервісу, збільшити фінансування природоохоронних заходів з Державного бюджету.

На основі факторного аналізу середньобагаторічних даних по стоку і його хімічним складом, а також гідрометричних характеристик водозбору р. Південний Буг, встановлено, що стан водності річки визначає тільки концентрацію нафтопродуктів і БСК$_5$. У полі вихідних даних можна виділити

ще три гідрохімічних процеси, не пов'язаних або мало пов'язаних з водністю (процес формування забруднення річки токсичними, біогенними речовинами). Найменшу значущість у формуванні поля гідролого-гідрохімічних даних мають концентрації заліза, кремнію та фосфору, що увійшли в четвертий фактор.

В XX ст. у гирловій зоні Дністра під спорудження ставків для штучного риборозведення було вилучено приблизно 3000 га заплавних луків або 90 %.

Головні причини деградації заплавних луків пов'язані із зарегулюванням стоку р. Дністер Дністровською ГЕС і будівництвом автотраси Одеса-Рені на ділянці Маяки-Паланка.

Забудова прибережних 100-метрових смуг р. Дністер котеджними селищами на початку XXI ст. посилила деградацію заплавних луків і призвела до зменшення біологічного різноманіття.

З метою відновлення екологічних функцій заплавних луків необхідно провести ренатуралізацію не функціонуючих ставкових систем штучного риборозведення в гирловій зоні Дністра і реконструкцію автотраси Маяки-Паланка.

Для покращення гідрологічного режиму існуючих заплавних луків необхідно прийняти нові Правила експлуатації водосховища Дністровської ГЕС, замість діючих, прийнятих ще в 1987 г. без екологічної експертизи та оцінки негативних наслідків для гирлової зони Дністра.

Формування хімічного складу води річки Барабой відбувається під впливом природних і антропогенних чинників. Це визначає не лише режим і динаміку окремих гідрохімічних показників, а й значною мірою визначає синхронність коливань і високий вміст головних іонів та мінералізації води, що є особливістю гідрохімічного режиму р. Барабой.

Гідрохімічний режим Санжейського водосховища визначається якістю води, яка надходить у нього зі стоком р. Барабой, скидами з меліоративних систем, впливом внутрішньоводоймних процесів і ґрунтових вод. Оцінка іригаційної безпечності води, виконана для притоку у водосховище показує, що вода притоку у водосховище має задовільні гідрохімічні показники, але вимагає більш уважного аналітичного контролю. Оцінка іригаційної безпечності води власне Санжейського водосховища свідчить про те, що за більшістю показників вода має 2 клас «обмежено придатна за умови вживання ґрунтозахисних заходів». По деяких показниках вода характеризується 3 класом «не придатна для зрошення».

Дослідження гідрохімічного режиму Барабойського водосховища за архівними даними Одеського обласного управління водних ресурсів, літературними даними і власними дослідженнями кафедри гідроекології ОДЕКУ показує, що якість води визначається регулярністю водообміну з р. Дністер і в даний час гідрохімічні показники водосховища оцінюються, як задовільні.

5. За останні п’ятнадцять років в період з 1998 по 2012 рр. середньорічні рівні води Нижнього Дністра (с. Маяки) зменшилися на 26 см: з 0,00 м БС – в 1998 р., до мінус 0,26 м БС – в 2012 р. Виключенням є багатоводний 2010 р., коли середньорічний рівень води дорівнював 0,06 м БС.

Встановлено зв’язок середньорічних рівнів води на водомірному посту в с. Маяки з середньорічними витратами води на посту в м. М.-Подольський. Це підтверджує, що водність, а відповідно гідроекологічний режим Нижнього Дністра, в період з 1991 по 2010 рр. залежала від скидів води з Дністровської ГЕС, яка акумулює значну частку об’єму води, що формується на водозборі Дністра.

За даними натурних спостережень встановлено, що на режим рівнів води у водоймах гирлово-плавневої частини Дністра, а відповідно – їхній гідроекологічний стан (водообмін, вміст розчиненого у воді кисню, мінералізацію води, застійні явища, «цвітіння» води тощо), має вагомий вплив вітровий режим – напрямок, швидкість і тривалість вітру. Особливістю режиму рівнів води в періоди згінно-нагінних вітрів є те, що при зменшенні швидкості вітру, наприклад, при нагонних південних вітрах та незмінному їх напрямку, рівні води в Дністрі та плавневих водоймах починають поступово знижуватися, що пояснюється зменшенням так званого вітрового підпору. З використанням виміряних даних були встановлені зв’язки між рівнями води на різних постах, які фактично відібражають сумісний вплив вітрових умов та морфометричних характеристик єриків і плавневого масиву на гідравлічний зв’язок між руслом Дністра та плавневими озерами, а відповідно – водообмін між ними.

Встановлено, що в місцях впадіння в Дністровський лиман рукавів Дністра, підчас нагінних вітрів південного напрямку солонуваті води лиману перемішуючись з прісною річковою водою можуть підвищувати її мінералізацію в 1,5 рази – з 310 до 515 мг/дм^3. В цих місцях вода за класифікацією О.А. Альокіна належіть до сульфатно-хлоридного класу, групи магнію, третього типу, тобто – змішані води (річкові та лиманні). В середньому, у водоймах гирлово-плавневої ділянки Дністра (за даними вимірювань в листопаді 2010 р.) восени вода є хлоридного класу, групи магнію або кальцію, третього типу (зміна групи води пов’язана з участю у формуванні її складу вод лиману, плавневих озер та підземних вод – мінералізація води в придонному шарі була вища ніж в поверхневому на 10-200 мг/дм^3).

Встановлено, що в період 1967-1988 рр. мінералізація води загалом перевищувала мінералізацію в період з 2000-2010 рр. Середня багаторічна мінералізація води дорівнює 504 мг/дм^3, мінімальна мінералізація – 232 мг/дм^3, спостерігалась 27.09.1978 р., максимальна – 875 мг/дм^3, два рази – 26.11.1983 р. та 04.04.1984 р.

Встановлено, що в період 1967-1988 рр. була досить чітка закономірність в внутрішньорічному розподілі мінералізації, а саме: зменшення мінералізації з

січня (601 мг/дм^3) по березень (555 мг/дм^3), значне зростання на підйомі весняного водопілля в квітні (до 637 мг/дм^3), потім зниження до 474-486 мг/дм^3 – в травні-липні (пік і спад весняного водопілля), а далі йшло поступове зростання мінералізації до 625 мг/дм^3 – в грудні.

В період 2000-2010 рр. більш-менш явної закономірності в внутрішньорічному розподілі мінералізації вже не спостерігається, що може бути пов’язано з регулюванням стоку Дністровською ГЕС. Це також підтверджує результатами оцінки зв’язку між середніми значенями мінералізації, рівнями води та об’ємами стоку в Нижньому Дністрі, хоча загалом можна відзначити, що в періоди збільшення водності спостерігається зменшення мінералізації води.

Встановлено, що в середньому на ділянці Нижнього Дністра між населеними пунктами м. Біляївка та с. Маяки якість води поліпшується на 5-25 %, а в деяких випадках – в 2-3 рази, що є свідченням дії біомеліоративних функцій плавнів та заплавних озер (фільтраційної, окисної, мінералізаційної, детоксикаційної, акумуляційної й ін.).

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Дыдина Л.А., Рабцевич С.В., Рыжаков Л.Ю., Савицкий Г.Б. Формы атмосферной циркуляции в южном полушарии // Тр. ААНИИ. – 1976. – С. 5-16.
2. Рыжаков Л.Ю. О сезонных особенностях устойчивости и повторяемости форм циркуляции Южного полушария // Бюлл. САЭ. – 1977. – № 94. – С. 5-10.
3. Кошельков Д.П. Температурные тренды в Антарктике и смежных районах // Метеорология и гидрология. – 1990. – № 5. – С. 111-116.
4. Genton C., Cosme E. Intermittent signature of ENSO in west-Antarctic precipitation // Geoph. Res. Letters. – 2003. – № 30 (21): 1. – P. 1-4.
5. Marshall G.J., King J.C. SouthernlTemTsphere circulation anomalies associated with extreme Antarctic Peninsula winter temperatures // Geoph. Res. Letters. – 1998. – Vol. 25. – № 13. – P. 2437-2440.
6. Trenberth K.E. Hoar T. The 1990-1995 El-Ninos-Southern Oscillation events: Longes on Record. // Geoph. Rea. Letter. – 1996. – № 23. – P. 57-60.
7. Мартазінова В.Ф., Свердлик Т.О. Зміни великомасштабної циркуляції повітря протягом XX століття та її вплив на погодні умови і регіональну циркуляцію в Україні // Укр. геогр. журн. – 2001. – № 2. – С. 28-34.
8. Глобальная и региональная климатическая изменчивость. Развитие морских наук и технологий МГИ за 75 лет / Под ред. В.Н. Еремеева. – Севастополь: МГИ НАН Украины, 2004. – С. 442-468.
9. Кондратьев К.Я. Изменение глобального климата: реальность, предположения и вымысел. // Исследование Земли и космоса. – 2002. – № 1. – С. 3-31.
10. Полонский А.Б. Роль океана в современных изменениях климата // Морск. гидрофиз. журн. – 2001. – № 6. – С. 32-58.
11. Мартазинова В.Ф. Зміни великомасштабної циркуляції повітря протягом XX століття та її вплив на погодні умови і регіональну циркуляцію в Україні // Укр. геогр. журн. – 2001. – № 2. – С. 28-34.
12. Оцінка стану кліматичної системи Західної Антарктики (району Антарктичного півострова) у світлі мінливості циркуляційної тропосфери і низької стратосфери, термічних та динамічних характеристик Південного океану, а також динаміки зледеніння: Звіт з НДР. Од. держ. екол. ун-т. – Одеса, 2004. – 219 с.
13. Служба данных ECMWF ERA-40 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ecmwf.int/products/data.
14. Школьний Є.П., Лоєва І.Д., Гончарова Л.Д. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації: Підручник. – К.: Міносвіти України, 1999. – 600 с.

15. Галич Е.А., Бургаз А.А. Статистическая структура полей геопотенциальных высот в нижней стратосфере Южного полушария // Вісн. Од. держ. екол. ун-ту. – 2010. – № 9. – С. 114-123.

16. Смышляев С.П. Галин В.Я., Шаарийбуу Г., Моцаков М.А. Моделирование изменчивости газовых и аэрозольных составляющих в стратосфере полярных районов // Известия Российской академии наук [Текст]. Физика атмосферы и океана/ РАН. – 2010. – Т. 46, № 3. – С. 291-306.

17. Блакидная П.А., Смышляев С.П., Атласкин Е.М. Шаарийбуу Г. Модельное исследование влияния солнечной активности на газовый состав и тепловой режим атмосферы // Ученые записки РГГМУ. – 2010. – № 12. – С. 25-37.

18. Андерсон Т. Введение в многомерный статистический анализ. – М.: «Наука», 1976. – 500 с.

19. Кендалл М. Дж., Стюарт А. Многомерный статистический анализ и временные ряды. – М.: «Наука», 1976. – 736 с.

20. Калиткин Н.Н. Численные методы. – М.: «Наука», 1978. – 181 с.

21. Гопченко Е.Д., Романчук М.Е. Нормирование характеристик максимального стока весеннего половодья на реках Причерноморской низменности. – Київ, КНТ, 2005. – 148 с.

22. Пособие по определению расчетных гидрологических характеристик. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 447 с.

23. Бефани А.Н., Бефани Н.Ф., Гопченко Е.Д. Региональные модели формирования паводочного стока на территории СССР. – Обнинск, 1981. – Вып. 2. – 60 с.

24. Гопченко Е.Д., Симонова Т.А. О расчете максимальных расходов весеннего половодья в бассейне р.Оки // Водные ресурсы. – №6. – С. 54-61.

25. Гопцій М.В., Гопченко Є.Д. Про недоліки структурної бази нормативного документу СНиП 2.01.14-83 // Вісник ОДЕКУ. – 2009. – Вип. 8. – С. 209-213.

26. Гопченко Є.Д. Сучасна нормативна база в галузі максимального стоку та шляхи її удосконалення // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2006. – Вип. 255. – С. 201-212.

27. Гопченко Е.Д. О редукции максимальных модулей дождевого стока по площади // Метеорология, климатология и гидрология. – 1975. – № 12. – С. 66-71.

28. Гопченко Е.Д., Симонова Т.А. О расчете максимальных расходов весеннего половодья в бассейне р.Оки // Водные ресурсы. – № 6. – С. 54-61.

29. Гопцій М.В., Гопченко Є.Д. Розрахункова тривалість припливу води зі схилів до руслової мережі в період проходження паводків рідкісної повторюваності на річках Прикарпаття //Вісник ОДЕКУ. – 2012. – Вип. 13. – С. 171-176.

30. Гопченко Е.Д., Погорелова М.П., Гопций М.В. Средний многолетний слой стока весеннего половодья в бассейне р.Припять // Вісник ОДЕКУ. – 2006. – Вип. 3. – С. 195-200.

31. Лобода Н.С. Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния: Монография. – Одесса: Экология, 2005. – 208 с.

32. Лобода Н.С., ., Довженко Н.Д. Моделирование рядов бытового стока при наличии водопотребления за счет местных водных ресурсов // // Вестник одесского государственного экологического университета – Одесса. – 2006. – Вып. 3. – С. 151-159.

33. Лобода Н.С., Гопченко Є.Д Стохастичні моделі у гідрологічних розрахунках. Навчальний посібник. – Одеса: Екология, 2006. – 200 с.

34. Аверин А.Н., и др. Нечеткие множества в моделях управления и искусственного интеллекта / Под ред. Д.А. Поспелова. – М.: Наука, 1986. – 312 с.

35. Базы данных. Интеллектуальная обработка информации / [Корнеев В.В., Греев А.Ф., Васютин С.В., Райх В.В.]. – М.: Нолидж, 2000. – 352 с.

36. Глушков А.В., Лобода А.В., Свинаренко А.А. Теория нейтронных сетей на основе фотонного эха. – Одесса: ТЭС, 2004. – 172 с.

37. Дли М.И. Локально-аппроксимационные модели сложных объектов / Дли М.И. М.: Наука, Физматлит, 1999. – 112 с.

38. Дли М.И. Локально-аппроксимационные модели социально-экономических систем и процессов / Дли М.И., Круглов В.В., Осокин М.В – М.: Наука, Физматлит, 2000. – 224 с.

39. Змитрович А.И. Интеллектуальные информационные системы / Змитрович А.И. – Минск: НТООО «ТетраСистемс», 1997. – 367 с.

40. Кофман А. Введение теории нечетких множеств в управление предприятием / Кофман А., Глуха Х. Хил. – Минск: Высшая школа, 1992. – 223 с.

41. Уоссермен Ф. Нейрокомпьютерная техника / Уоссермен Ф. – М.: Мир, 1992. – 127 с.

42. Каллан Роберт Основные концепции нейронных сетей / Роберт Каллан. – М.: Вильямс, 2003. – 288 с.

43. Круглов В.В. Нечеткая логика и искусственные нейронные сети / Круглов В.В., Дли М.И., Голунов Р.Ю. – М.: Физматлит, 2001. – 45-162 с.

44. Горбань А.Н. Нейронные сети на персональном компьютере / Горбань А.Н., Россиев Д.А. – Новосибирск: Наука, 1996. – 275 с.

45. Круглов В.В. Искусственные нейронные сети. Теория и практика / Круглов В.В., Борисов В.В. – М.: Горячая линия – Телеком, 2001. – 382 с.

46. Прикладные нечеткие системы / Под ред. Т.Тэрано, К. Асаи, М. Сугэно. – М.: Мир. – 1993. – 368 с.

47. Довженко Н.Д. Принципи застосування нейромереж до моделювання побутового стоку / Довженко Н.Д. // Матеріали VIII наукової конференції молодих вчених. – Одеса: ОДЕКУ, 2008. – 39с.

48. Иванов В.А., Фомин В.В. Математическое моделирование динамических процессов в зоне море-суша. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2008. – 364 с.

49. Иванов В.А. Проблемы и перспективы оценок воздействия на окружающую среду при освоении ресурсов шельфа. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2004. – 295 с.

50. Тучковенко Ю.С., Сахненко О.И. Моделирование трансформации ветровых волн в прибрежной зоне моря при различных вариантах реконструкции волнолома // Укр. гідрометеор. журн. – 2007. – № 2. – С. 175-185.

51. Тучковенко Ю.С., Сахненко О.И. Особенности динамики вод в прибрежной зоне г. Одессы и оценки водообновления при различных вариантах реконструкции волноломов // Екол. міст та рекреац. зон: Зб. наук. ст. – Одеса: ІНВАЦ, 2008. – С. 102-106.

52. Тучковенко Ю.С., Сахненко О.И. Комплексное моделирование динамики вод в прибрежной зоне моря при различных ветро-волновых условиях // Укр. гідрометеор. журн. – 2008. – № 3. – С. 202-213.

53. Лонин С.А., Тучковенко Ю.С. Имитация сгонно-нагонных колебаний уровня моря в портах северо-западной части Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 1999. – С. 58-66.

54. Тучковенко Ю.С. Гидродинамическая модель для расчета трехмерной циркуляции и термохалинной структуры вод северо-западной части Черного моря // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2002. – № 45. – С. 129-139.

55. Сахненко О.И., Тучковенко Ю.С. Численная модель литодинамики прибрежных морских акваторий с учетом берегозащитных сооружений // Экология городов и рекреационных зон. – Одесса: ИНВАЦ, 2009. – С. 129-133.

56. Отчет по изучению водного баланса Куяльницкого лимана. – Одесса, ОГМИ, 1965. – 150 с.

57. 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.

58. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья. – К.: Наук. думка, 1990. – 240 с.

59. Лиманы Северного Причерноморья / Полищук В.С., Замриборщ Ф.С., Тимченко В.М. и др. – К.: Наук. думка, 1990. – 204 с.

60. 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.

61. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоёмов Украины. – К.: Наук. думка, 2006. – 384 с.

62. Гопченко Є.Д, Гриб О.М., Бєлов В.В., Гриб К.О., Медведєва Ю.С. Аналіз сучасних морфометричних та деяких фізико-хімічних характеристик лиману Куяльник // Зб. наук. ст. / За загальн. ред. В.М. Небрата. – Одеса: «ІНВАЦ», 2009. – С. 63-65.

63. 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.

64. 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 загальн. ред. В.М. Небрата – Одеса: "ІНВАЦ", 2009. – С. 247-249.

65. 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.

66. Техническое дело гидрологического поста Одесса на водном объекте лиман Куяльницкий. – Одесса: Гидрометцентр Чорного и Азовского морей, 2008. – 20 с.

67. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши, 1936-2007 гг. – Ч. 1 и 2. – Том 2. – Вып. 1. – 1938-2008.

68. Суточные данные по температуре воздуха и осадкам [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.cliware.ru.

69. Пособие по определению расчётных гидрологических характеристик. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 447 с.

70. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. – К.: Урожай, 1987. – 304 с.

71. Паспорт реки Большой Куяльник. – Одесса: Госкомводхоз Украины, 1992. – 130 с.

72. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия. Крым. – Т. 6. – Вып. 4. – Л.: Гидрометеоиздат, 1966. – 347 с.

73. Бобров С.Н. К вопросу об испарении морской воды в зависимости от её солёности // Труды института океан. – Т. XXXVII. – 1960. – 183 с.

74. 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.

75. Грезе В.И., Поликарпов Г.Г., Романенко В.Д. Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды. – К.: Наукова думка, 1987. – 224 с.

76. Паспорт реки Тилигул. – Одесса: УкрЮжГИПроВодХоз, 1994. – 148 с.

77. Гідроекологічні проблеми регіонів України (Південно-західний регіон: басейни річок Дністра, Дунаю, Південного Бугу, річок Криму та лимани Північно-Західного Причорномор'я): Звіт про НДР (проміжний). Од. держав. еколог. ун-т – Одеса, 2006. – 191 с.

78. Іваненко О.Г., Бєлов В.В., Гриб О.М. Практична гідроекологія. Навчальний посібник. – Одеса: ТЕС, 2007. – 75 с.

79. Адобовский В.В., Большаков В.Н. Влияние климатических факторов на водообмен Тилигульского лимана с морем // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. науч. тр. – Вып. 12 / Редкол. Иванов В.А. – Севастополь, 2005. – С. 70-75.

80. Оцінка та розрахунок гідравліко-морфометричних характеристик водообміну в системі «Тілігульський лиман ↔ Чорне море» для розробки рекомендацій по збереженню природних ресурсів лиману: Звіт з НДР. Одеський держ. еколог. ун-т. – Одеса, 2010. – 178 с.

81. 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.

82. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши, 1936-2007 гг. – Ч. 1 и 2. – Том 2. – Вып. 1. – 1938-2008.

83. 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.

84. Спицын И.П., Соколова В.А. Общая и речная гидравлика. – Л.: Гидрометеоиздат, 1990. – 360 с.

85. Быков В.Д., Васильев А.В. Гидрометрия. – Л.: Гидрометеоиздат, 1972. – 448 с.

86. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья. – К.: Наук. думка, 1990. – 240 с.

87. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоёмов Украины. – К.: Наук. думка, 2006. – 384 с.

88. Сирено Л.А., Евтушенко Н.Ю., Комаровский Ф.Я. и др. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. – К.: Наук. думка, 1992. – 356 с.

89. Бєлов 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.

90. Книжка КГ-1М (р. Дністер – с. Маяки), 2001-2009 рр.

91. Заключний звіт з НДР «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». – Одеса, ОДЕКУ, 2007. – 62 с.

92. Губанов Е.П. Проект «Чистое Черное море»: итоги сем. рабочей группы науч. поддержки // Рыбное хозяйство Украины, 2005. – № 5. – С. 21-23.

93. Григорьева О.В., Шилин Б.В. Опыт оценки экологических характеристик акваторий морских портов по данным видеоспектральной аэросьемки. // Современные методы листанционного зондирования Земли из космоса. – 2012. – Т. 9, № 1. – С. 156-166.

94. Иванов А.Ю., Затягалова В.В. Геоинформационный подход к проблеме картографирования пленочных загрязнений моря// Исследование земли из космоса. – 2007. – № 5.

95. Литовченко К.Ц., Лаврова О.Ю., Митягина М.И., Иванов А.Ю., Юренко Ю.И. Нефтяные загрязнения восточной части Черного моря: Космический мониторинг и подспутниковая верификация // Исследования Земли из космоса. – 2007. – № 1. – С. 81-94.

96. Петухов В.И., Минаев Д.Д., Лисицкая И.Г. Комплексные исследования экологического состояния морских акваторий. // Подводные исследования и робототехника. – 2011. – № 2 (12). – С. 69-74.

97. Андреев С.М., Нечаусов А.С., Радчук В.В., Радчук И.В. Анализ морских портов Украины с использованием геоинформационных технологий // Ученые записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Серия «География». – 2012. – Т. 25 (64), № 1. – С. 3-6.

98. Евтушенко Н.В., Иванов А.Ю. Нефтепроявления в юго-восточной части Черного моря по данным космической радиолокации // Исследование Земли из космоса. – 2012. – № 3. – С. 24-30.

99. Статистичний щорічник Одеської області за 2010р. / За редакцією Т.В. Копилової. Головне управління статистики Одеській області. – Одеса, 2011. – 540 с.

100. http://www.ukrstat.gov.ua/.

101. Pitney Bowes. MapInfo Professional. User Guide. – New York, 2010. – 525 p.

102. Світличний О.О., Плотницький С.В. Основи геоінформатики: Навчальний посібник. / За заг. ред. О.О. Світличного. – Суми: ВТД «Університетська книга», 2006. – 295 с.

103. Хоружая Т.А. Методы оценки экологической опасности. – М.: «ЭМБ – Контур», 1998. – 224 с.

104. Экология города: Учебник. / Под ред. Стольберга Ф.В. – К.: Либра, 2000. – 464 с.

105. Екологічне законодавство України. Збірник нормативних актів та судової практики. / Під ред. Погрібного О.О. – Х.: ТОВ «Одіссей», 2002. – 928 с.

106. Экологическое право Украины: Курс лекций. / Под редакцией канд. юрид. наук, доц. Каракаша И.И. – Одеса: Латстар, 2001. – 478 с.

107. Черп О.М., Хотулева М.В., Винниченко В.Н. Экологическая оценка и экологическая экспертиза. – М.: Социально-экологический Союз, 2000. – 232 с.

108. Проскуров А.М. Моніторинг атмосферного повітря та водних ресурсів в Одеській області // Причорноморський екологічний бюлетень. – 2001. – № 2. – С. 136-143.

109. Доповідь про стан забруднення навколишнього середовища в Одеській області // Причорноморський екологічний бюлетень. – 2003. – № 8. – С. 4-56.

110. Методичні рекомендації щодо визначення максимального рекреаційного навантаження природних комплексів і об’єктів у межах природно-заповідного фонду України за зонально-регіональним розподілом. Схвалені Науково-технічною радою Державної служби заповідної справи Мінекоресурсів України 9 грудня 2003 р.

111. Бокша В.Г., Богуцкий П.В. Медицинская климатология и климатотерапия. – К.: Здоровье, 1980. – 196 с.

112. Врублевська О.О., Катеруша Г.П. Прикладна кліматологія. Конспект лекцій. – Дніпропетровськ: Економіка, 2005. – 131 с.

113. Исаев А.А. Экологическая климатология. – М.: Научный мир, 2001. – 456 с.

114. Катеруша О.В., Сафранов Т.А. Біокліматична оцінка території Одеської області // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2010. – № 10. – С. 3-11.

115. Екосередовище і сучасність. Екологічне законодавство України та його гармонізація з європейським правовим полем: монографія: у 9т. / С.І. Дорогунцов, М.А. Хвесик, Л.М. Горбач, П.П. Пастушенко. – К.: Кондор, 2007. – Т. 7. – 611 с.

116. Огляд стану адаптації законодавства України до європейських стандартів [Електрон. ресурс]: http://eurodocs.sdla.gov.ua

117. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року: Закон України від 21.12.2010 [Електрон. ресурс]: http://zakon1.rada.gov.ua

118. Співпраця України з ЄС в галузі охорони навколишнього природного середовища [Електрон. ресурс]: http://europeanlawgroup.com.ua/ua/natureeu/

119. Серебрянський Д., Ющенко Ю. Європейський досвід запровадження та функціонування системи екологічного оподаткування: уроки для України // Вісник податкової служби. – 2009. – №41. – С. 18-27.

120. Угода про партнерство і співробітництво між Україною і Європейськими Співтовариствами та їх державами-членами [Електрон. ресурс]: http://zakon.rada.gov.ua

121. Про стан законності в державі за 2009 рік (відповідно до статті 2 Закону України «Про прокуратуру») [Електрон. ресурс]: http://www.gp.gov.ua/ua

122. Гиряева В.Н. Экологические платежи Германии // Экологическое право. – 2002. – №5. – С. 17-26.

123. Правове виховання в сучасній Україні / Гетьман А.П., Герасіна Л.М., Данильян О.Г. та інш.; за ред. В.Я. Тація, А.П. Гетьмана, О.Г. Данильяна. – Х.: Право, 2010. – 368 с.

124. Бойко М.Ф. Лісова рослинність як складова екомережі степової зони // Регіональні проблеми України: географічний аналіз та пошук шляхів вирішення. Зб. наук. праць. – Херсон: ПП Вишемирський, 2005. – 338 с., С. 12-17.

125. Горлачук В.В. Еколого-економічні проблеми раціонального землекористування Західної України. – Львів, 1996. – 212 с.

126. Приходько М.М. Проблеми управління екологічною безпекою природних і антропогенних геосистем // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування Науково-технічний журнал. – 2011. – № 2(4). – С. 38-42.

127. Сохни А.Я. Використання і охорона земель в Західному регіоні України: Автореф. дис. д-ра економ. наук. – Львів: УкрДЛТУ. – 2002. – 40 с.

128. Чорний С., Хотиненко О. Сучасна зміна клімату в степу України та протидефляційна небезпека // Регіональні проблеми України: географічний аналіз та пошук шляхів вирішення. Зб. наук. праць. – Херсон: ПП Вишемирський, 2005. – 338 с., С. 17-22.

129. Комплексная оценка состояния пойменных земель вдоль Дуная: перспективы экологического восстановления и оптимизации землепользования. Отчет. – Мелитополь-Одесса-Измаил, 2009. – 132 с.

130. Регіональна програма формування національної екологічної мережі в Одеській області на 2005-2015 роки, затверджена рішенням Одеської обласної ради від 18.11.05р. № 705-IV, електронний ресурс, режим доступу: http://ecology.odessa.gov.ua.

131. Богіра М.С. Землекористування в ринкових умовах: еколого-економічний аспект. Монографія. – Львів: Львівський національний аграрний університет, 2008. – 225 с.

132. Топчієв О.Г. Планування територій у контексті сталого розвитку регіонів // Регіональні проблеми України: географічний аналіз та пошук шляхів вирішення. Зб. наук. праць. – Херсон: ПП Вишемирський, 2005. – 338 с., С. 118-123.

133. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2010 році, електронний ресурс, режим доступу: http://ecology.odessa.gov.ua.

134. Указ Президента України від 04.11.2008 р. № 995/2008 «Про деякі заходи щодо збереження та відтворення лісів і зелених насаджень», електронний ресурс, режим доступу: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/995/2008.

135. Закон України «Про благоустрій населених пунктів» від 06.09.2005 № 2807-IV// Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 2005. – № 49. – с. 517.

136. Постанова Кабінету Міністрів України від 01.08.2006 р. № 1045 «Про затвердження Порядку видалення дерев, кущів, газонів і квітників у населених пунктах», електронний ресурс, режим доступу: http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1045-2006-п.

137. Правила утримання зелених насаджень у населених пунктах України, затверджених наказом Мінбудархітектури та ЖКГ України від 10.04.2006 р. № 105, електронний ресурс, режим доступу: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0880-06

138. Деева Н.Э. Учет экологических рисков при разработке инвестиционных проектов // Проблемы развития внешнеэкономических связей и привлечения иностранных инвестиций: региональный аспект. – Донецк: ДонНУ. – 2001. – С. 337-339.

139. Мочалова Л. А. Экологический менеджмент как инструмент обеспечения устойчивого развития промышленного предприятия: Научная монография. – Екатеринбург: Изд-во УГГУ, 2008. – 456 с.

140. Олейник К.А. Экологические риски в предпринимательской деятельности (вопросы методологии). – М.: Издательство «Анкил», 2002. – 208 с.

141. Чулков Н.А., Деренок А.Н. Надежность технических систем и техногенный риск: Учебное пособие. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2012. – 150 с.

142. Экологическое страхование и оценка рисков / Лекции ученого курса. – Нижний Новгород: ННГАСУ, 169 с.

143. http://www.nbuv.gov.ua/portal/natural/Popu/2000_1/7_23.html

144. http://eko-monitor.ru

145. Алекин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. – 413 с.

146. Гопченко Є.Д. Катинська І.В. Мінералізація води р. Тиса на ділянці м. Рахів – м. Чоп // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2012. – Вип. 13 – С. 158-164.

147. Гопченко Є.Д., Катинська І.В. Мінералізація води річок Закарпаття // Причорноморський Екологічний бюлетень. – 2012. – №1 (43). – С. 86-91.

148. Дружинин Н.И., Шишкин А.И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 390 с.

149. Лобода Н.С. Методи просторового узагальнення гідрологічної інформації: Конспект лекцій. – Одеса: «Екологія», 2008. – 88 с.

150. Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях. – М.: «Академия», 2004. – 416 с.

151. Сніжко С.І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем: Монографія. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 284 с.

152. Харман Г. Современный факторный анализ. – М.: «Статистика», 1972. – 487 с.

153. Коротунин И.М., Коротун Л.К., Коротун С.И. Природные ресурсы Украины. – Ровно: 2000. – 96-97 с.

154. Горев Л.Н., Закревський Д.В., Косовец А.А, Ромась Н.И. Гидрохимическое картирование с применением вероятностно-статистических методов. – К.: Вища школа, 1979. – 32-35 с.

155. Сорокин В.Г. Средний многолетний сток орошаемых районов Юга Европейской территории Советского Союза // Метеорология, климатология и гидрология: Межвед.науч.сб. – Одесса, 1974. – 129 с.

156. Бефани А.Н. Пути генетического определения нормы стока // научный ежегодник ОГУ. – Одесса, 1957. – 125 с.

157. Лобода Н.С. Розрахунок та узагальнення характеристик річного стоку річок України в умовах антропогенного впливу: Монографія. – Одеса: Екологія, 2005. – 208 с.

158. Гонтаренко В.Н. Влияние Новоднестровскорй ГЭС на водный режим устьевой области реки Днестр // Международная экологическая конференция по защите и возрождению реки Днестр «Днестр-SOS» – Одесса, 1993. – Ч. 1. – С. 39-41.

159. Гонтаренко В.Н.Об источниках загрязнения водоемов устьевой области реки Днестр// Международная экологическая конференция по защите и возрождению реки Днестр «Днестр-SOS» – Одесса, 1993. – Ч. 1. – С. 37-38.

160. Кузьмина Ж.В. Воздействие низконапорных гидротехнических сооружений на динамику наземных экосистем зоны широколиственных лесов центральной и восточной Европы // Автореф. дис. … докт. геогр. наук. – Москва, 2007. – 48 с.

161. Могилевский Л.Я., Русев И.Т., Закусило В.Н., ГерасименкоТ.В., Могилевская З.И., Закусило Т.В., Хайновский В.А., Лозинский И.Н., Федорук В.И. Кровососущие комары как переносчики арбовирусных инфекций в рекреационных зонах дельты Днестра // Матеріали науково-практичної конференції «Екологія міст та рекреаційних зон». – Одеса, 2009. – С. 332-337.

162. Русев И.Т. Дельта Днестра: история природопользования, экологические основы мониторинга, охраны и менеджмента водно-болотных угодий: монография. – Одесса. – «Астропринт», 2003. – 765 с.

163. Русев И.Т. План стратегических действий по сохранению водно-болотных угодий дельты Днестра // Тезисы докл. Международной экологической конференции по защите и возрождению реки Днестр «Днестр-SOS». – Одесса, 1993. – Ч. 1. – С. 1-30.

164. Русев И.Т., Русева Т.Д., Терновая Ю.В. Пойменные луга дельты Днестра; история деградации и пути сохранения // Причерноморский экологический бюллетень. – 2007. – № 1 (23). – С. 144-150.

165. Русев И.Т., Терновая Ю.В., Жуков А.П. Застройка прибрежных зон нижнего Днестра – путь к потере биоразнообразия и рекреационных ресурсов в Нижнеднестровском национальном природном парке // Бассейн реки Днестр: Экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами, материалы международной научно-практической конференции. – Тирасполь, 2010. – С. 179-180.

166. Русев И.Т., Щеголев И.В. Ренатурализация поймы Нижнего Днестра // Тезисы докл. Международной экологической конференции по защите и возрождению реки Днестр «Днестр-SOS». – Одесса, 1993. – Ч. 1. – С. 95-96.

167. Щеголев И.В., Русев И.Т. О параметрах экологического попуска из Днестровского гидроузла // Тезисы докл. Международной экологической конференции по защите и возрождению реки Днестр «Днестр-SOS». – Одесса, 1993. – Ч. 1. – С. 78-79.

168. Ярошевский А.М. Гидрологические особенности низовья долины р. Днестра и методы грядущей мелиорации Днестровских плавней и террас // Труды Южной областной мелиоративной организации. – Одесса. – 1925. – Вып. 4. – 44 с.

169. The Plan-European Biological and Landscape Diversity Strategy [Электронный ресурс] // Режим доступа: http://earthmind.net/issues/_borders/docs/peblds-text.PDF, 1996.

170. Ресурсы поверхностных вод СССР. Описание рек и озер и расчеты основных характеристик их режима. – Вып.1. Западная Украина и Молдавия / Под ред. М.С. Каганера. – Л.: Гидрометеоиздат, 1978. – 498 с.

171. Паспорт реки Барабой. – Одесса: Госкомводхоз Украины, 1992. – 180 с.

172. Правила эксплуатации Барабойского водохранилища. – Одесса: Госкомводхоз Украины, 2003. – 80 с.

173. Правила эксплуатации Санжейского водохранилища. – Одесса: Госкомводхоз Украины, 2003. – 110 с.

174. Пилипенко Ю.В. Екологія малих водосховищ степу України: Монографія. – Херсон: Олди-плюс, 2007. – 303 с.

175. Яров Я.С. Гідрохімічний режим та екологічний стан річки Барабой // Український гідрометеорологічний журнал, 2010. – Вип. 7. – С. 200-210.