

**Міністерство освіти і науки України
Національний університет «Львівська політехніка»**

**В.Д. Погребенник, В.Г. Петрук, М.І. Паламар,
Є.В. Походило, С.М. Кватернюк**

**СИСТЕМИ
ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЮ
ІНТЕГРАЛЬНИХ ПАРАМЕТРІВ
ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

Монографія

**Т. 1. Математичне моделювання та принципи
побудови систем оперативного контролю**

За науковою редакцією доктора технічних наук, професора
Володимира Дмитровича Погребенника

**Житомир
Видавничий дім «Бук-Друк»
2021**

УДК 621.317.39: 532.574.6

Рецензенти:

Ванько В.М., д-р технічних наук, професор, Національний університет «Львівська політехніка»

Нагурський О.А., д-р технічних наук, професор, Національний університет «Львівська політехніка»

Юзевич В.М., д-р фіз.-мат. наук, професор, Фізико-механічний інститут ім. Г.В.Карпенка НАН України

Рекомендовано до друку 28.11.2017 р. Вченою радою Національного університету «Львівська політехніка» (протокол № 38)

П438 Системи оперативного контролю інтегральних параметрів водного середовища. Т. 1. Математичне моделювання та принципи побудови систем оперативного контролю: Монографія. За наук. ред. проф. Погребенника В.Д. / В.Д. Погребенник, В.Г. Петрук, М.І. Паламар, Є.В. Походило, С.М. Кватернюк. – Житомир : Видавничий дім «Бук-Друк», 2021. – 416 с.

Монографію присвячено питанням розроблення методів побудови комп'ютерних систем оперативного контролю інтегральних параметрів водного середовища. Запропоновано методи оперативного контролю загальної концентрації домішок у воді, концентрацій рідин за одним показником реактивної складової провідності, на основі індикатрис розсіювання, що характеризують усереднені параметри частинок середовища або параметри окремої частинки, та за їх зображеннями.

P438 Systems integrated operational control parameters aquatic environment. V. 1. Mathematical modeling and principles of construction of operational control systems: Monograph. Ed. by prof. V.D. Pohrebennyk / V.D. Pohrebennyk, V.G. Petruk, M.I. Palamar, Ye.V. Pohodylo, S.M. Kvaternyuk. – Zhytomyr : Book-Druk Publishing House, 2021. – 416 p.

Monograph devoted to questions of development of methods of computer systems integrated operational control parameters aquatic environment. On the basis of linear and nonlinear effects of ultrasonic vibrations interact with the aquatic environment, a new surgical method invariant measure total concentration of impurities in the water, which allows to increase accuracy. A method of monitoring the concentration of liquids one indicator component reactive conductivity. Research opto-physical parameters of suspended particles made from scattering indicatrix characterizing the average particle environment parameters or parameters of individual particles and their images obtained by the CCD camera in running the measuring cell.

ISBN 978-617-8079-75-8 © Погребенник В.Д., Петрук В.Г., Паламар М.І., Походило Є.В., Кватернюк С.М., 2021
© Видавничий дім «Бук-Друк», 2021

Авторський колектив

Погребенник Володимир Дмитрович – д-р техн. наук, проф., проф. каф. екологічної безпеки та природоохоронної діяльності Національного університету «Львівська політехніка».

Петрук Василь Григорович, д-р техн. наук, проф., директор інституту екологічної безпеки та моніторингу довкілля Вінницького національного технічного університету.

Паламар Михайло Іванович, д-р техн. наук, проф., зав. каф. приладів і контрольно-вимірювальних систем Тернопільського національного технічного університету ім. І. Пулюя.

Походило Євген Володимирович, д-р техн. наук, проф., проф. каф. інформаційно-вимірювальних технологій Національного університету «Львівська політехніка».

Кватернюк Сергій Михайлович, д-р техн. наук, проф., проф. каф. екології та екологічної безпеки Вінницького національного технічного університету.

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА	12
РОЗДІЛ 1.	19
АНАЛІЗ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ	19
1.1. Аналіз параметрів водних середовищ як об'єктів контролю	19
1.2. Основні джерела забруднення водного середовища. Класифікація забруднень.....	23
1.2.1. Евтрофікація водойм	24
1.3. Основні методи вимірювання параметрів забруднення води	25
1.3.1. Методи та засоби визначення концентрації домішок	27
1.3.2. Методи контролю якості питної води.....	31
1.4. Вимірювально-інформаційні системи для визначення параметрів водного середовища	39
РОЗДІЛ 2.	50
ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ АКУСТИЧНИХ ЗАСОБІВ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	50
2.1. Інформаційна модель акустичного зондування водного середовища.....	50
2.2. Принципи побудови ультразвукових ВІС для оперативного визначення параметрів водного середовища	55
2.3. Методологія побудови комп'ютерних вимірювально- інформаційних систем для оперативного екологічного моніторингу водного середовища.....	63
2.4. Синтез структурної схеми вимірювально-інформаційної системи.....	66
2.5. Підвищення точності ультразвукових вимірювально- інформаційних систем для оперативного екологічного моніторингу водного середовища.....	71
2.6. Аналіз методичної похибки вимірювання загальної концентрації домішок у воді	77

РОЗДІЛ 3.	82
ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ КОНДУКТОМЕТРИЧНИХ ЗАСОБІВ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	82
3.1. Опрацювання кондуктометричного дослідження поверхневих вод та формулювання висновків щодо ефективності його застосування	82
3.2. Удосконалення методів та засобів контролю води за одним електричним параметром.....	89
3.2.1. Актуальність виконання досліджень.....	89
3.2.2. Результати досліджень модельних рідин у електромагнітному полі різної частоти.....	91
3.3. Оперативний контроль показників якості питної води.....	99
3.4. Контроль якості питної води за електричними параметрами	104
3.4.1. Дослідження двоелектродної кондуктометричної комірки за її математичною моделлю	107
3.4.2. Математичне моделювання чотириелектродної кондуктометричної комірки	114
3.5. Методи вимірювання ємності подвійного шару.....	118
3.5.1. Імпеданс Варбурга	120
3.5.2. Вимірювальні перетворювачі.....	122
3.5.3 Математичне моделювання складових адмітансу контактних первинних перетворювачів	125
3.5.4. Вимірювальне перетворення параметрів сенсорів в напругу	133
3.5.5. Інваріантні вимірювальні перетворювачі «імпеданс- напруга»	138
3.5.6. Вимірювальні перетворювачі з режимом заданого струму	138
РОЗДІЛ 4.	141
ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ ОПТИЧНИХ ЗАСОБІВ ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЮ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	141
4.1. Контроль забруднення водних об'єктів на основі біоіндикації за фітопланктоном	141

4.2. Аналіз методів визначення характеристик угруповань фітопланктону водних екосистем	152
4.3. Оцінювання стану водних об'єктів за рівнем розвитку фітопланктону.....	175
4.4. Математичне моделювання динаміки популяцій фітопланктону у водних екосистемах	178
4.5. Метод мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону.....	185
РОЗДІЛ 5. МАТЕМАТИЧНІ МОДЕЛІ ПЕРЕНЕСЕННЯ ОПТИЧНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ У ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩАХ	189
5.1. Математичне моделювання переносу оптичного випромінювання у водному середовищі з частинками фітопланктону.....	189
5.2. Аналіз рівняння переносу випромінювання у водних середовищах з завислими частинками	202
5.3. Математичне моделювання трансформації випромінювання частинками фітопланктону.....	215
5.4. Математична модель трансформації випромінювання на основі методу Монте-Карло та гібридної апроксимації	224
5.5. Математичне моделювання трансформації зображень частинок фітопланктону у проточній кюветі.....	231
РОЗДІЛ 6.	236
РОЗРОБЛЕННЯ ТА ВДОСКОНАЛЕННЯ ОПТИЧНИХ ЗАСОБІВ ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЮ	236
6.1. Класифікація сучасних засобів контролю частинок фітопланктону у водних середовищах	236
6.2. Структурна схема оптичного засобу контролю середнього розміру частинок фітопланктону у водних середовищах.....	241
6.3. Розроблення методу та засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону	251

6.4. Аналіз порогу чутливості засобу контролю.....	265
6.5. Аналіз похибок засобу контролю.....	267
6.5.1. Аналіз інструментальних похибок	268
6.5.2. Аналіз методичної та загальної похибки визначення концентрацій частинок фітопланктону	276
6.6. Дослідження дії чинників впливу на перетворення інформативного сигналу у засобі контролю	278
6.7. Оцінювання невизначеності вимірювань концентрацій частинок фітопланктону	281
6.8. Оцінювання вірогідності контролю концентрацій частинок	285
6.9. Екологічний контроль забруднення питної води токсичними речовинами з використанням біоіндикації по фітоплантону ...	289
6.10. Контроль екологічного стану водних об'єктів дистанційними методами на основі мультиспектральних зображень	295
6.11. Алгоритмічне і програмне забезпечення засобу контролю концентрацій частинок фітопланктону	303
РОЗДІЛ 7.	323
МЕТОДИ ТА ЗАСОБИ ПОБУДОВИ СИСТЕМ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ НА ОСНОВІ БЕЗПРОВОДОВИХ СЕНСОРНИХ МЕРЕЖ	323
7.1. Архітектура безпроводових сенсорних мереж	323
7.2. Аналіз функціонування сучасних бездротових мереж	330
7.3. Реалізація інформаційно-ефективної обробки, кодування та передачі даних у бездротових сенсорних мережах	347
7.4. Метод і алгоритм підвищення надійності синхронізації вузлів у системі зв'язку з псевдовипадковим переналаштуванням робочої частоти	366
7.4.1. Аналіз методів та засобів цифрового зв'язку з псевдовипадковим переналаштуванням робочої частоти	367
7.4.2. Метод підвищення швидкості синхронізації без зовнішніх джерел точного часу в частотно-часовій області	369
ПІСЛЯМОВА	376
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	379

CONTENT

PREFACE	12
SECTION 1.	19
ANALYSIS OF METHODS AND MEANS OF CONTROL OF THE PARAMETERS OF AQUATIC ENVIRONMENTS	19
1.1. Analysis of parameters of aquatic environments as objects of control.....	19
1.2. The main sources of water pollution. Pollution classification... 23	
1.2.1. Eutrophication of water bodies.....	24
1.3. Basic methods of measuring water pollution parameters	25
1.3.1. Methods and means of determining the concentration of impurities.....	27
1.3.2. Methods of drinking water quality control	31
1.4. Measurement and information systems for determining the parameters of the water environment	39
SECTION 2.	50
PRINCIPLES OF CONSTRUCTION OF ACOUSTIC DEVICES FOR ECOLOGICAL MONITORING OF AQUATIC ENVIRONMENT.....	50
2.1. Information model of acoustic sounding of the water environment.....	50
2.2. Principles of construction of ultrasonic MIS for operational determination of water environment parameters	55
2.3. Methodology for building computer measurement and information systems for operational ecological monitoring of the aquatic environment	63
2.4. Synthesis of the structural scheme of the measurement and information system	66
2.5. Increasing the accuracy of ultrasonic measurement and information systems for operational ecological monitoring of the aquatic environment	71
2.6. Analysis of methodological error in measuring the total concentration of impurities in water	77
SECTION 3.	82

PRINCIPLES OF CONSTRUCTION OF CONDUCTOMETRIC MEANS FOR ECOLOGICAL MONITORING OF THE AQUATIC ENVIRONMENT	82
3.1. Elaboration of conductometric research of surface waters and formulation of conclusions regarding the effectiveness of its application	82
3.2. Improvement of methods and means of water control by one electrical parameter.....	89
3.2.1. Relevance of research	89
3.2.2. Results of studies of model fluids in an electromagnetic field of different frequencies	91
3.3. Operational control of drinking water quality indicators.....	99
3.4. Drinking water quality control by electrical parameters	104
3.4.1. Study of the two-electrode conductometric cell according to its mathematical model	107
3.4.2. Mathematical modeling of a four-electrode conductometric cell	114
3.5. Methods of measuring the capacity of a double layer	118
3.5.1. Warburg impedance	120
3.5.2. Measuring transducers	122
3.5.3 Mathematical modeling of admittance components of contact primary converters	125
3.5.4. Measuring conversion of sensor parameters into voltage	133
3.5.5. Invariant measuring transducers "impedance-voltage"	138
3.5.6. Measuring transducers with a specified current mode	138
SECTION 4.	141
PRINCIPLES OF CONSTRUCTION OF OPTICAL MEANS OF OPERATIONAL CONTROL OF AQUATIC ENVIRONMENT	141
4.1. Control of pollution of water bodies based on phytoplankton bioindication	141
4.2. Analysis of methods for determining the characteristics of phytoplankton groups of aquatic ecosystems	152
4.3. Assessment of the state of water bodies according to the level of phytoplankton development	175
4.4. Mathematical modeling of the dynamics of phytoplankton populations in aquatic ecosystems.....	178

4.5. The method of multispectral television measuring control of the ecological state of water bodies according to phytoplankton parameters	185
SECTION 5. MATHEMATICAL MODELS OF TRANSFER OF OPTICAL RADIATION IN AQUEOUS ENVIRONMENTS	189
5.1. Mathematical modeling of the transfer of optical radiation in an aquatic environment with phytoplankton particles.....	189
5.2. Analysis of the radiation transfer equation in water media with suspended particles.....	202
5.3. Mathematical modeling of radiation transformation by phytoplankton particles	215
5.4. Mathematical model of radiation transformation based on the Monte Carlo method and hybrid approximation	224
5.5. Mathematical modeling of image transformation of phytoplankton particles in a flow cuvette.....	231
SECTION 6.	236
DEVELOPMENT AND IMPROVEMENT OF OPTICAL MEANS OF OPERATIONAL CONTROL	236
6.1. Classification of modern means of control of phytoplankton particles in aquatic environments	236
6.2. Structural diagram of an optical means of controlling the average size of phytoplankton particles in aquatic environments.....	241
6.3. Development of a method and means of multispectral television measuring control of the ecological state of water bodies according to phytoplankton parameters	251
6.4. Analysis of the sensitivity threshold of the control tool.....	265
6.5. Analysis of control tool errors	267
6.5.1. Analysis of instrumental errors.....	268
6.5.2. Analysis of methodical and general error in determination of concentrations of phytoplankton particles	276
6.6. Study of the effect of influencing factors on the transformation of an informative signal in a means of control	278
6.7. Evaluation of the uncertainty of phytoplankton particle concentration measurements	281

6.8. Assessment of the probability of control of particle concentrations	285
6.9. Environmental control of drinking water contamination by toxic substances using phytoplankton bioindication	289
6.10. Control of the ecological state of water bodies by remote methods based on multispectral images	295
6.11. Algorithmic and software support of a means of controlling concentrations of phytoplankton particles	303
SECTION 7.	323
METHODS AND MEANS OF BUILDING ENVIRONMENTAL MONITORING SYSTEMS BASED ON WIRELESS SENSOR NETWORKS	323
7.1. Architecture of wireless sensor networks	323
7.2 Analysis of the functioning of modern wireless networks	330
7.3. Implementation of information-efficient processing, coding and data transmission in wireless sensor networks	347
7.4. A method and algorithm for increasing the reliability of node synchronization in a communication system with pseudo-random reconfiguration of the operating frequency	366
7.4.1. Analysis of methods and means of digital communication with pseudo-random reconfiguration of the operating frequency	367
7.4.2. A method of increasing the synchronization speed without external sources of exact time in the frequency-time domain.....	369
EPILOGUE.....	376
LIST OF REFERENCES.....	379

ПЕРЕДМОВА

Актуальність теми. Вода є основною речовиною, яку споживає людина, а її якість впливає на стан здоров'я населення. Саме тому проблема якості питної води є важливою та першочерговою. Забезпечення населення питною водою нормованої якості та в достатній кількості – це один з головних стрижнів у проведенні економічних реформ та підсиленні їх соціальної спрямованості.

Встановлено, що вода відіграє провідну роль у виникненні та перенесенні різноманітних інфекцій, тому якість водопостачання є не тільки гігієнічною, а й епідеміологічною проблемою. Аналогічна ситуація виникає в багатьох країнах світової спільноти, при цьому в індустріально розвинутих країнах це набуло яскраво вираженого соціального характеру. Увага до проблеми дефіциту води належної якості у всіх країнах весь час підвищується. Щодо нашої держави, то від 3 березня 2005 року в Україні затверджено Загальнодержавну Програму «Питна вода України» на 2006 – 2020 роки, яка спрямована на реалізацію державної політики щодо забезпечення якісного водопостачання населенню відповідно до Закону України «Про питну воду та питне водопостачання».

Згідно з вищезгаданою Програмою необхідно вдосконалювати нормативну базу у сфері питного водопостачання, забезпечувати її відповідність стандартам Європейського Союзу (ЄС) в даній сфері, а також вдосконалювати наявну в Україні лабораторну базу.

Одним з основних напрямків виконання програми є нормативно-правове та науково-технічне забезпечення з урахуванням стандартів, технологій, засобів і методів, прийнятих у ЄС. У зв'язку з цим важливим є розвиток нових ефективних методів очищення та знезараження води, що призначена для споживання людиною. Не менш важливим є забезпечення

оперативного контролю якості водопостачання, визначаючи при цьому основні показники складу та властивостей питної води на шляху від джерела водопостачання до споживача.

Екологічний моніторинг і контроль забруднення поверхневих вод займають важливе місце в загальній системі охорони природи і є важливими компонентами вирішення проблеми сталого розвитку суспільства. Проте на даний час теоретичні та практичні аспекти автоматизованого контролю стану водних екосистем розвинуті недостатньо. Водні середовища природних водних об'єктів є складними системами, що включають в себе розчинені неорганічні та органічні речовини, завислі частинки різного походження, водні організми тощо. При забрудненні водних об'єктів у них відбувається внесення речовини або енергії, що призводить до зміни функціонування водних екосистем, потоків енергії і речовин, продуктивності та чисельності біологічних популяцій тощо. Забруднення водних середовищ та комплексний антропогенний вплив на водні об'єкти призводить до зміни концентрацій розчинених речовин, що можуть перевищити гранично допустимі значення; зміни концентрацій завислих частинок та співвідношень між об'ємними концентраціями частинок певних типів; зміни чисельності популяцій водних організмів у водних екосистемах. У результаті це призводить до зміни властивостей водного об'єкта та виникнення небезпеки для живих ресурсів екосистеми та здоров'я людини.

Об'єкт дослідження – процес контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ.

Опис проблеми, що вирішується – розроблення нових та підвищення ефективності методів екологічного моніторингу інтегральних параметрів забруднення водних екосистем та оцінювання впливу на них антропогенних факторів.

Актуальність проблеми та обґрунтування необхідності результатів проекту для забезпечення потреб ринку.

Обумовлена необхідністю постійного підвищення вірогідності контролю забруднення водних середовищ та розроблення нових вимірювальних засобів та вдосконалення методів контролю інтегральних параметрів забруднення з метою забезпечення зростаючих вимог до якості поверхневих вод. Екологічний контроль стану водних середовищ може здійснюватись на основі дослідження інтегральних параметрів, які характеризують вміст органічних та неорганічних домішок. Зміну концентрацій розчинених у воді забруднювальних речовин та завислих частинок можливо досліджувати одночасно декількома методами, як оптичними, так і акустичними, що дасть можливість підвищити чутливість і швидкість визначення концентрацій, розширити динамічний діапазон, вимірювати вміст неорганічних та органічних речовин.

В основу монографії покладено результати виконання комплексного наукового проекту «Розроблення вимірювальних засобів та нових методів оперативного контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ», який виконували три наукові школи – Національний університет «Львівська політехніка», Вінницький національний технічний університет та Тернопільський національний технічний університет ім. І. Пулюя [1–10].

Мета роботи – розроблення нових методів та засобів екологічного контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання впливу на них антропогенних та техногенних факторів.

Завдання, які необхідно вирішити для досягнення мети:

а) розроблення математичних моделей водних середовищ та методик експерименту для проведення екологічного контролю інтегральних параметрів їх забруднення;

б) розроблення спеціальних методик для екологічного моніторингу забруднення водних середовищ та оцінювання антропогенного впливу на них;

в) розроблення та вдосконалення засобів та автоматизованих контрольно-вимірювальних систем для екологічного контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ;

г) розроблення спеціалізованого програмного забезпечення для реалізації спеціальних методик контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ.

У зв'язку з викладеним, постають актуальними питання теоретичного і експериментального обґрунтування методів прямих вимірювань інтегральних параметрів водного середовища (ІПВС).

Автори монографії поставили перед собою мету показати сучасний рівень розвитку техніки вимірювання інтегральних параметрів водного середовища, у стислому вигляді систематизувати відомі методи і системи.

Детально представлено результати останніх досліджень щодо розроблення нових принципів і систем оперативного контролю (СОК) інтегральних параметрів водного середовища (ІПВС), які забезпечують їх безпосереднє спостереження.

У *першому розділі* проведено огляд літературних джерел, присвячених методам і засобам оперативного визначення інтегральних параметрів водного середовища. Розглянуто також відомі системи контролю та обґрунтовано вибір напрямку досліджень (автори проф. Погребенник В.Д., проф. Паламар М.І. – пп. 1.1 і 1.2; п. 1.3 – проф. Петрук В.Г., проф. Погребенник В.Д.; п. 1.4 – проф. Погребенник В.Д.).

Другий розділ присвячено методологічним основам створення систем оперативного визначення інтегральних параметрів водного середовища. Запропоновано нову методологію побудови таких систем, яка полягає в одночасному вимірюванні його інтегральних, селективних, гідрофізичних параметрів та географічних координат. Викладено сучасні вимоги до систем для оперативного контролю середовищ. Наведено операторне рівняння процесу передавання, відбору та

перетворення інформації. Запропоновано структурну схему системи для екологічного контролю водного середовища, в якій використано ультразвуковий, кондуктометричний та іонометричний методи. У цій системі запропоновано метод заміщення зразковими мірами для підвищення точності визначення сумарної концентрації домішок у воді. Для цього ультразвуковий канал системи реалізовано у вигляді триканального пристрою, у двох каналах якого знаходяться зразкові розчини аналізованої рідини в воді, а в третьому – розчин контрольованої рідини (автор розділу – проф. Погребенник В.Д.).

У *третьому розділі* розроблено нові методи побудови кондуктометричних засобів для оперативного контролю водного середовища за одним електричним параметром. Виконано математичне моделювання дво- та чотириелектродної кондуктометричної комірок (автор розділу – проф. Походило Є.В.).

Четвертий розділ присвячено принципам побудови оптичних засобів оперативного контролю водного середовища. Зокрема, контроль забруднення водних об'єктів на основі біоіндикації за фітопланктоном, методи визначення характеристик угруповань фітопланктону та Оцінювання стану водних об'єктів за рівнем його розвитку, математичне моделювання динаміки популяцій фітопланктону у водних екосистемах, запропоновано метод мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону (автор розділу – проф. Петрук В.Г.).

У *п'ятому розділі* описано математичні моделі перенесення оптичного випромінювання у водних середовищах. Проаналізовано методи визначення характеристик угруповань фітопланктону водних екосистем та проведено математичне моделювання динаміки популяцій фітопланктону. Розроблено метод мультиспектрального телевізійного вимірювального

контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону. Подано результати математичного моделювання перенесення оптичного випромінювання у водному середовищі частинками фітопланктону. Виконано аналіз математичних моделей трансформації зображень у водних середовищах, зокрема, моделі трансформації випромінювання на основі методу Монте-Карло і гібридної апроксимації та моделі трансформації зображень частинок фітопланктону у проточній кюветі (автор розділу – доцент Кватернюк С.М.).

Шостий розділ присвячено питанням розроблення та вдосконалення оптичних засобів та автоматизованих систем для контролю концентрації фітопланктону у водних об'єктах. Розроблено метод та засіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону. Виконано аналіз порогу чутливості засобу контролю та аналіз похибок. Описано контроль екологічного стану водних об'єктів дистанційними методами на основі мультиспектральних зображень. Описано розроблене спеціалізоване програмне та алгоритмічне забезпечення для систем оперативного контролю інтегральних параметрів водних середовищ (автори розділу – проф. Петрук В.Г. – пп. 6.1, 6.2, 6.9; проф. Кватернюк С.М. – пп. 6.3–6.8,

У сьомому розділі висвітлено методи та засоби побудови систем екологічного контролю на основі бездротових сенсорних мереж, їх архітектура та принципи побудови. Розглянуто варіанти реалізації інформаційно-ефективного опрацювання, кодування та передавання даних у бездротових сенсорних мережах. Запроповано метод підвищення надійності синхронізації вузлів у системі зв'язку з псевдовипадковим переналаштуванням робочої частоти (автор розділу – проф. Паламар М.І.).

У післямові викладено основні результати роботи та перспективи теоретичних та експериментальних досліджень систем оперативного контролю довкілля.

Наукова новизна монографії полягає у розроблених теоретичних основах побудови автоматизованих засобів оперативного контролю інтегральних параметрів водного середовища, а саме:

– запропоновано нову концепцію побудови систем оперативного контролю водного середовища, яка ґрунтується на одночасному вимірюванні його інтегральних, селективних, гідрофізичних параметрів та географічних координат;

– новими є моделі трансформації випромінювання на основі методу Монте-Карло і гібридної апроксимації та моделі трансформації зображень частинок фітопланктону у проточній кюветі;

– запропоновано нові ультразвукові, кондуктометричні та оптичні методи визначення концентрації домішок у воді, які мають покращені метрологічні характеристики;

– отримано нові залежності похибок визначення інтегральних параметрів водного середовища і мінімізовано сумарну похибку вимірювання комп'ютерної системи контролю.

Практичне значення отриманих результатів полягає в тому, що розроблені методи вимірювання інтегральних параметрів середовищ дають змогу побудувати мобільні системи оперативного контролю водного середовища. Авторами створено системи, які використано для екологічного контролю рідин у різних галузях промисловості України, вони є основою для створення нового покоління мобільних і компактних високочутливих систем для оперативного контролю середовищ.

РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ

1.1. Аналіз параметрів водних середовищ як об'єктів контролю

Вода є найбагатшим і водночас – найважливішим компонентом біосфери, оскільки служить основним середовищем для будь-яких метаболічних процесів [11, 12]. З точки зору екології вода використовується для вилучення й розчинення більшості природних і антропогенних відходів [13-27]. Деякі фізичні властивості води мають безпосередній зв'язок з еволюцією навколишнього середовища та функціонування в ньому живих організмів.

Здатність води проводити тепло характеризується коефіцієнтом теплопровідності, який дорівнює 0,599 Вт/м.

Електричні властивості

Важливою характеристикою води є її висока діелектрична проникність.

Ця ознака свідчить про те, що електричні сили між розчиненими в воді речовинами слабкі.

Крім того, з точки зору електричних властивостей вода як неполярна молекула.

Механічні властивості

Вода є єдиною сполукою, яка під час охолодження розширюється; отже, густина льоду менша, ніж густина води. Через це лід знаходиться на поверхні водойм, що дає можливість зберігати життєдіяльність водних організмів за умов охолодження.

Гідродинамічні властивості

Вода – добрий розчинник, здатний розчинювати велику кількість сполук.

З точки зору охорони навколишнього середовища ця властивість води сприяє кращому постачанню поживних речовин в живі організми та виведенню відходів.

Вода відзначається високим поверхневим натягом ($72,75 \cdot 10^{-3}$ Н/м при $20\text{ }^\circ\text{C}$). Завдяки цьому відбуваються капілярні явища в порах ґрунту та в стеблах рослин, що зумовлює перенесення поживних речовин з ґрунту в рослину.

Теплофізичні властивості

1. Температура замерзання води становить $273,16\text{ K}$ ($0\text{ }^\circ\text{C}$), а температура кипіння $373,16\text{ K}$ ($100\text{ }^\circ\text{C}$).

2. Вода має надзвичайно високу теплоту випаровування ($2,26 \cdot 10^6$ Дж/ кг). Це означає, що молекули води поглинають велику кількість теплоти під час випаровування завдяки дії сонячного випромінювання та вивільнюють велику кількість теплоти за конденсації та опадів на земну поверхню. Кожен день сонце змушує близько 1230 км^3 води через випаровування з поверхні морів, озер, річок і ґрунту, а також транспірацію (дихання) рослин залишати тепло. Нагрівання сонячним випромінюванням водойм та водяної пари атмосфери призводить до зміни погодних і кліматичних умов.

3. Вода має надзвичайно високу теплоємність (4186 Дж/кг \cdot К), що в три-чотири рази вища за теплоємність ґрунту. Вода потребує більше тепла, ніж ґрунт, для однакового нагрівання, тому вона дуже повільно нагрівається й охолоджується; отже, великі водні масиви позбавлені впливу швидких змін температури, що підтримує помірний клімат на Землі.

К при $20\text{ }^\circ\text{C}$ і перевищує коефіцієнт теплопровідності повітря ($0,0257$ Вт/м \cdot К при $20\text{ }^\circ\text{C}$). Завдяки цьому між ґрунтом (коефіцієнт теплопровідності якого дорівнює $0,125 \dots 0,209$ Вт/м \cdot К при $20\text{ }^\circ\text{C}$) та вологим повітрям атмосфери утворюється теплоізоляційний шар сухого повітря, що зумовлює виникнення парникового ефекту.

5. Специфічною властивістю води як середовища є безперервний рух частинок води й турбулентне їх перемішування. Завдяки цьому відбувається передача теплоти у глибокі шари.

Це диполь, тобто сукупність двох рівних, але протилежних за знаком зарядів, що перебувають на певній відстані й характеризуються дипольним моментом. Дія зовнішнього електричного поля пропорційна моменту диполя; звідси виникає здатність неполярних молекул води поглинати довгохвильове випромінювання земної поверхні та брати участь у парниковому ефекті

Оптичні властивості

Вода є прозорим тілом для оптичного випромінювання видимого діапазону. Коефіцієнт поглинання дистильованої води характеризується мінімумом в межах 400...500 нм; коефіцієнт розсіювання демонструє спад від короткохвильової до довгохвильової області спектра (рис. 1.1).

Саме тому оптичне випромінювання проникає на значні глибини, що зумовлює нагрівання води в шарі товщиною в кілька метрів. На оптичні характеристики води можуть впливати розчинені в ній солі та органічна речовина (SiO_2 , Fe_2O_3 , Al_2O_3), бактеріо-, фіто- і зоопланктон, замулена речовина. Оптичні характеристики води пов'язані з її каламутністю, що в свою чергу залежить від розсіювання і поглинання оптичного випромінювання на частинках глини, бруду, кремнію, іржі, а також на водоростях і бактеріях.

Вплив наявних у воді розчинених речовин, забруднень та мікроорганізмів на спектральні параметри води може бути використаний для дистанційного зондування водойм.

Коефіцієнти прозорості води для різних спектральних діапазонів показано в табл. 1.1.

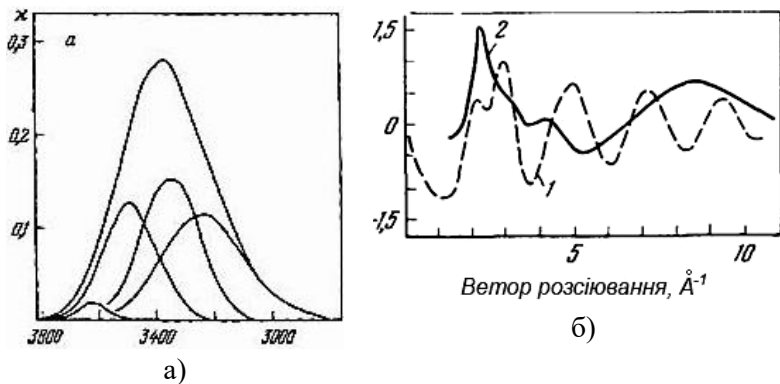


Рис. 1.1. Спектри поглинання (а) і розсіювання (б) води

Таблиця 1.1

Коефіцієнти прозорості води для різних спектральних діапазонів

Спектральний інтервал	Прозорість
300-900 нм	0,45
1,0-1,1 мкм	0,50
1,2-1,3 мкм	0,55
1,5-1,8 мкм	0,60
2,0-2,4 мкм	0,65
3,5-4,0 мкм	0,6-0,7
4,6-4,9 мкм	0,45
8,0-9,5 мкм	0,20-0,55
10,0-13,0 мкм	0,30-0,55
1,05-1,15 мм	0,15
1,2-1,3 мм	0,50
1,9-2,1 мм	0,60
3,0-3,8 мм	0,75
9,0-11,0 мм	0,95
2-10 см	1

1.2. Основні джерела забруднення водного середовища. Класифікація забруднень

Забруднення води – це зміна фізичного або хімічного стану поверхневих чи підземних вод, що негативно впливає на живі організми.

До основних забруднювачів води належать біологічні, хімічні, механічні, радіоактивні та теплові.

Біологічні забруднювачі містять патогенні мікроорганізми: бактерії, віруси, найпростіші, водорості.

До хімічних забруднювачів належать побутові відходи, гній, продукти розпаду рослин, індустриальні відходи, важкі метали, фосфати й нітрати, нафтопродукти, пестициди, сполуки хлору.

Механічні забруднення містять викиди нерозчинних твердих мінеральних речовин, що утворюються при розробці шахт та кар'єрів. Причиною механічного забруднення водойм є також пластикові вироби. Радіоактивні забруднення включають природні радіоактивні матеріали, відходи внаслідок видобування, збагачення копалин, обробки та експлуатації ядерного палива.

Теплові забруднення спричинюються розсіюванням у довкіллі вихідної енергії у вигляді підігрітої води та гарячих газів внаслідок експлуатації теплових та атомних електростанцій. Підвищення температури води призводить до зміни кисневого режиму, збільшення випаровування з поверхні, змін умов існування гідрофауни, гідрофлори і бентосу водойми, викликає «цвітіння» води, зумовлює акумуляцію стійких забруднювачів.

Крім того, з підвищенням температури води пов'язане зменшення вмісту розчинених у ній кисню, азоту, вуглекислого газу. Всі ці зміни гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних показників можуть спричинити несподівані наслідки для водних організмів і загальну зміну екологічного стану водного об'єкта.

Стічні води.

Водні ресурси можуть забруднюватися через каналізаційні або індустріальні викиди. Муніципальні стічні води – складна суміш води (понад 99%) із органічних та неорганічних забруднювачів, суспендованих або розчинених у воді.

Основними компонентами стічних вод є:

- мікроорганізми;
- тверді речовини;
- неорганічні компоненти;
- синтетичні хімічні препарати;
- органічні речовини.

1.2.1. Евтрофікація водойм

Процес підвищення рівня первинної продукції водойм внаслідок збільшення в них концентрацій біогенних речовин (азоту, фосфору) називають евтрофікацією [28, 29].

Під первинною продукцією слід розуміти насамперед продукцію зелених рослин. Можна виділити такі основні етапи евтрофікації. Спочатку в водоймі накопичуються значні кількості мінеральних солей, що приносяться водами річок, струмків та внаслідок природної ерозії. Збагачення вод поживними елементами сприяє інтенсивному росту водоростей; виникають потужні спалахи фітопланктону. Водночас можлива послідовна зміна популяцій водоростей з переважанням синьо-зелених і зелених водоростей. Збільшення біомаси фітопланктону спричинює погіршення прозорості води; фотосинтез протікає лише в при поверхневому шарі, оскільки тільки в ньому водорості забезпечуються сонячною енергією. Далі відбувається відмирання значної маси водоростей, що супроводжується значним зменшенням кисню в нижніх шарах водойми. Після

повного зникнення кисню починається процес анаеробного (без участі повітря) бродіння.

Запобігти процесу евтрофікації можна завдяки застосуванню сучасних методів очистки стічних вод від фосфатів, забороні або обмеженню використання фосфатів як компонента побутових детергентів та миючих засобів, контролю за забрудненням місцевості гноєм та агрохімікатами, за потраплянням стічних вод у швидкі потоки або моря, очищенню дна водойми від седиментів, видаленню надлишкової маси водоростей з водойми, забезпеченню аерації водних резервуарів та озер.

1.3. Основні методи вимірювання параметрів забруднення води

Сучасні методи вимірювання параметрів води та стічних вод діляться на:

- спектроскопічні;
- електрохімічні;
- хроматографічні;
- радіохімічні.

В основі методів оптичної спектроскопії лежить аналіз оптичного випромінювання, що взаємодіє з об'єктом дослідження за поглинання, пропускання, відбивання, розсіювання, пере випромінювання з подальшим аналізом тих змін, яких набуває оптичне випромінювання [30].

Розрізняють такі методи:

- емісійна спектроскопія (вивчення спектрів випромінювання атомів та молекул);
- атомно-абсорбційний аналіз (випаровування речовини й пропускання через пару речовини оптичного випромінювання);
- оптико-акустична спектроскопія (перетворення залишку енергії збуджених молекул речовини в тиск, що реєструється);

- інфрачервона спектроскопія (вивчення спектрів поглинання в інфрачервоній області спектра);
- флуоресцентна спектроскопія (збудження та реєстрація випромінювання флуоресценції).

Ряд інших спектроскопічних методів ґрунтується на взаємодії електромагнітного випромінювання з магнітним полем (спектроскопія на основі ядерно-магнітного резонансу), створенні іонних пучків з їх подальшим розподілом за масою в електричному та магнітному полях (мас-спектрометрія) емісії електронів (рентгенівська фотоелектронна спектроскопія, спектроскопія Аугера); розсіюванні оптичного випромінювання молекулами речовини (спектроскопія комбінаційного розсіювання) або частинками речовини, суспендованими в рідині (нефелометрія, турбідиметрія); реєстрації кута повертання площини поляризації оптичного випромінювання (поляриметрія) та залежності цього кута від довжини хвилі оптичного випромінювання (дисперсія оптичного обертання).

Електрохімічні методи ґрунтуються на аналізі процесів, що відбуваються на електродах і в між електродному просторі з подальшою реєстрацією залежності потенціалу (потенціометрія), струму (вольтамперометрія або полярографія), заряду (кулонометрія) або електропровідності (кондуктометрія).

Хроматографічні методи передбачають розділення, знаходження й визначення речовин завдяки неоднаковості їх поведінки в системі з двох фаз, що не змішуються.

Радіохімічні методи використовують реєстрацію випромінювання під час радіоактивного розпаду.

1.3.1. Методи та засоби визначення концентрації домішок

Сучасні методи оцінювання концентрації домішок можна умовно розділити на непрямі, де шукане значення знаходять на основі його залежності від вимірних величин, і прямі, коли його отримують безпосередньо з дослідних даних. Згідно іншої класифікації, методи вимірювання концентрації домішок у воді можна розділити на хімічні, кондуктометричні, акустичні, оптичні та комплексні (рис. 1.2) [31 – 38].



Рис. 1.2. Методи вимірювання концентрації домішок у воді

Хімічні методи вимагають відбору проб, є достатньо точними, але непридатними для експрес-контролю.

Кондуктометричні методи полягають у вимірюванні електропровідності розчинів. Вони є високочутливі, прості у реалізації, але провідність неоднозначно залежить від концентрації і до того ж сильно впливає температура

(електропровідність збільшується приблизно на 2% з підвищенням температури на 1°C).

Принцип дії оптичних методів полягає у поглинанні, розсіянні, заломленні та поляризації світла й інфрачервоних променів, використання явища люмінесценції та спектрального аналізу. Загальний їх недолік – велика чутливість оптичних параметрів до змін навколишнього середовища.

Комплексні методи передбачають вимірювання тиску, температури і швидкості поширення звуку в розчині. Тоді використовуючи одну з наближених формул, обчислюють концентрацію домішок у воді.

З допомогою акустичних методів оцінюють швидкість звуку, загасання звукових коливань або густину води [14].

На сьогодні існує декілька класифікацій засобів вимірювань параметрів водного середовища, які можна розділити на три групи:

- автоматичні та неавтоматичні;
- мобільні та стаціонарні;
- аналізатори та сигналізатори.

За іншою класифікацією вони поділяються на: універсальні, які вимірюють вміст практично будь-яких речовин різних класів, групові, які аналізують низку подібних за властивостями речовин одного класу або групи і цільові – специфічні до конкретних речовин.

За способом реєстрації результатів засоби поділяють на аналогові та цифрові.

Наводиться також така класифікація:

- прилади для контролю питного призначення;
- прилади для контролю господарсько-побутового призначення;
- прилади для контролю вод рибогосподарських водоймищ;
- прилади для контролю вод природних джерел
- прилади для контролю стічних вод.

На екоаналітичному ринку найпоширеніші автоматичні аналізатори.

Однією з найперспективніших серій технічних засобів для екологічного контролю води є особлива група портативних засобів контролю так звані польові «експрес-аналізатори», під якими слід розуміти засоби, з допомогою яких можливе швидке та просте виявлення або первинне визначення досліджуваних компонентів у воді [39-41].

Ці засоби в основному призначено для проведення експрес-аналізу в режимі реального часу з метою виявлення фактору та місця перевищення норм ГДК як за природними компонентами (наприклад, залізо розчинене, солі жорсткості та ін.), так і за забрудненням антропогенного характеру (перш за все, штучно синтезовані органічні речовини, водорозчинні форми токсичних важких металів і т. д.).

Розглянемо існуючі ультразвукові методи та засоби для вимірювання параметрів водного середовища. Їх перевагами є: практична безінерційність, відсутність спотворення досліджуваного поля, значний обсяг та різноманіття отримуваної інформації, експресність, можливість проведення як зондувальних, так і дистанційних вимірювань. З допомогою цих методів можна визначати швидкість течії та її компоненти, швидкість звуку, вихровий компонент швидкості потоку, рівень, глибину, концентрацію солей, лугів, кислот, спиртів, розплавів металів, рН, органічних речовин, витрати, густину, коефіцієнти поглинання звуку, кінематичної, зсувної та об'ємної в'язкості, стисливості та термічного розширення, температуру, досліджувати внутрішні хвилі, турбулентність, явища на поверхні води.

Одним з цікавих рішень при вимірюванні концентрації речовин у воді є спосіб, суть якого полягає в тому, що досліджуваний розчин опромінюють ультразвуковими хвилями і вимірюють його акустичні параметри (швидкість звуку або її

обернену величину). Далі визначають різницю акустичних параметрів досліджуваного і еталонного середовища, що мають однакову температуру. Потім проводять коректування вимірної різниці, використовуючи температурні залежності досліджуваного середовища. Величину корекції додають до концентрації еталонного середовища і визначають концентрацію досліджуваного розчину. Недоліком даного способу є його складність, оскільки необхідно вимірювати акустичні параметри і температуру середовища. У цьому способі не враховується тиск досліджуваного і еталонного середовища.

На даний час існує промислова ультразвукова система для дослідження властивостей рідин, яка дозволяє проводити неперервне одночасне вимірювання часу поширення (швидкості) звуку та його загасання. Перевага її в тому, що в реалізованому методі вимірювання не проходить втрат інформації при значних змінах акустичного імпедансу і загасання звуку.

Ультразвуковий аналіз розчинів ґрунтується на вимірюванні залежності швидкості і загасання звуку в аналізованій рідині від концентрації компонентів. Електронна вимірювальна система збирає інформацію з допомогою ультразвукового резонатора, оцінює концентрацію компонентів у розчинах і представляє результат вимірювань у потрібній формі.

Існують також і переносні гідрофізичні вимірювальні комплекси для моніторингу морських і прісних вод, різних стоків. Такі комплекси містить ультразвукові вимірювачі температури, концентрації, тиску, швидкості звуку, має невеликі габарити і мале енергоспоживання. Перетворювачі розміщені на герметичному корпусі, в якому знаходиться електронний блок.

Ультразвукові методи дають змогу проводити експрес-контроль як і неорганічних, так і органічних рідин, їх просто реалізувати. Однак на результат і точність вимірювань впливає температура.

При побудові таких систем виникає необхідність спряження акустичного вимірювального каналу з об'єктом дослідження та іншими підсистемами вимірювальної системи. Загальні принципи такого спряження ґрунтуються на введенні акустичних та електричних ліній зв'язку. Реалізація цих принципів залежить не тільки від властивостей об'єкта та матеріалів, що використовуються у хвильовому каналі, але й від методу вимірювання, факторів впливу та динамічних характеристик всіх вимірювальних ланок. Тому вирішення цієї проблеми пов'язано із синтезом структури такої системи у цілому. При оптимальному синтезі питання вибору методу вимірювання, спряження каналу з об'єктом і опрацювання вимірювальної інформації необхідно вирішувати сумісно.

1.3.2. Методи контролю якості питної води

Під час дослідження стану довкілля кількісному визначенню часто передують якісний аналіз на наявність того чи іншого хімічного елемента, іона, сполуки.

Лабораторний контроль відноситься до найважливіших елементів управління якістю питної води, що координує роботу різних ланок системи господарсько-питного водопостачання.

Для визначення кожного з компонентів питної води, які регламентуються нормативними документами в сфері питного водопостачання, існує ряд методів, які відрізняються між собою за чутливістю, селективністю, трудомісткістю, а також за класом використовуваної апаратури. Вони поділяються на фізико-хімічні, органолептичні, біохімічні [42-47].

Атомно-абсорбційна спектроскопія – використовується для визначення вмісту важких металів, барію, берилію, молібдену, заліза, кадмію, селену, ртуті та літію. Це метод кількісного елементного аналізу за атомними спектрами

поглинання (абсорбції). Через шар атомних парів проби, які отримують з допомогою атомізатора, пропускають випромінювання в діапазоні 190-850 нм. Внаслідок поглинання квантів світла атоми переходять в збуджений енергетичний стан. Цим переходам в атомних спектрах відповідають так звані резонансні лінії, характерні для певного елемента. Згідно закону Бугера-Ламберта-Бера, мірою концентрації елемента служить оптична густина $A = \lg(I_0/I)$, де I_0 та I – інтенсивність випромінювання від джерела відповідно до та після проходження через поглинаючий шар.

Перевагами даного методу є простота, висока селективність та малий вплив складу проби на результати аналізу.

Недоліки методу – неможливість одночасного визначення декількох елементів при використанні лінійчатих джерел випромінювання [48, 49].

Атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою (алюміній, барій, бор, залізо, кадмій, мідь, молібден, миш'як, нікель) базується на здатності атомів та іонів досліджуваних елементів, які збуджені в плазмі, виділяти фотони певної енергії. Індуктивно-зв'язана аргонна плазма – найбільш ефективне джерело атомної емісії, яке може бути використане для визначення всіх елементів, окрім аргону. При цьому можливим є одночасне визначення великої кількості елементів. У спектрі є багато ліній різної інтенсивності для кожного елемента, тому індуктивно-зв'язану плазму можна використовувати для визначення різних концентрацій – від ультра-малих до макровмістів. Перевагами методу є висока стабільність випромінювання розряду, експресність вимірювань, простота градування, можливість одночасного багатоелементного визначення макро- та мікро компонентів, низькі матричні завади, високі метрологічні показники [19, 20].

Вольтамперометрія – (мідь, свинець, миш'як, цинк, кадмій, срібло) це сукупність електрохімічних методів досліджень та

аналізу, які базуються на вивчення залежності сили струму в електролітичній комірни від потенціалу індикаторного мікроелектрода, який занурений в розчин, що аналізується і на якому реагує досліджувана електрохімічно-активна речовина. Крім індикаторного електрода в комірку поміщають допоміжний електрод із значно більшою поверхнею, щоб при проходженні струму його потенціал майже не змінювався (електрод, який не поляризується). Різниця потенціалів індикаторного та допоміжного електрода E описується рівнянням $E=U - IR$, де U – поляризуєча напруга, R – опір розчину [50].

Газова хроматографія – (нафтопродукти, тригалометани та органічний вуглець) полягає в розмежуванні вуглеводнів нафти на неполярній фазі в режимі програмування температури. Нафтопродукти екстрагують з проби органічним розчинником, отриманий екстракт очищують методом хроматографії на оксиді алюмінію і після цього очищений екстракт аналізують. Аналітичним сигналом при цьому є сумарна площа екстремумів на хроматограмі. Нижня межа діапазону вимірювань становить $0,1 \text{ мг/дм}^3$, тому даний метод можна використовувати для аналізування проб, що містять нафтопродукти на рівні ГДК.

Гравіметрія – (мінералізація загальна (сухий залишок), сульфати) базується на екстракції нафтопродуктів з проби, очищенні екстракту від полярних речовин, видалення екстрагента шляхом випарювання та зважування залишку. Він використовується при аналізуванні дуже забруднених проб, проте його не можна використовувати при аналізуванні проб, що містять нафтопродукти на рівні ГДК, оскільки нижня межа діапазону вимірювань – $0,3 \text{ мг/дм}^3$ при об'ємі досліджуваної проби 3-5 дм^3 . Перевагою даного методу є те, що не потрібно попередньо градувати засоби вимірювань.

Інфрачервона спектроскопія – (нафтопродукти, поверхнево-активні речовини (ПАР), бор) базується на екстракції нафтопродуктів з проби чотирхлористим вуглецем чи хладоном

113, очищенні екстракту від полярних сполук методом хроматографії на оксиді алюмінію. Після цього реєструється поглинання випромінювання в області спектра 2700 - 3200 cm^{-1} , зумовленого валентними коливаннями СН груп аліфатичних та аlicyclic сполук ароматичних вуглеводнів, а також зв'язків СН ароматичних сполук.

Цей метод вимагає обов'язкового градуювання засобу вимірювання з використанням стандартних зразків складу розчину нафтопродуктів в чотири хлористому вуглецю. Нижня межа діапазону вимірювання – 0,05 mg/dm^3 . Основною перевагою даного методу є слабка залежність аналітичного сигналу від типу нафтопродукту, який є основою забруднення проби. Недоліком методу є його не екологічність, яка зумовлена високотоксичними розчинниками, що застосовуються в даному методі.

Іонна хроматографія (Cl^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , SeO_4^{2-} , PO_4^{3-} , AsO_4^{3-}) – різновид іонообмінної хроматографії, в якій розділювані іони визначають з допомогою кондуктометричного детектора. Іонна хроматографія, як правило, використовує дві послідовно з'єднані хроматографічні колонки. В першій іони розділяють на поверхнево-модифікованій іонообмінній смоли низької ємності; елюентами служать дуже розведені розчини електролітів. Друга колонка з високоємнісним іонітом забезпечує різке зниження фонові електропровідності елюенту в результаті його хімічної модифікації. В кондуктометричний протічний детектор потрапляє розчин, електропровідність якого зумовлена в основному іонами, які визначають. Сигнал детектора лінійно залежить від концентрації іонів. Якісний аналіз здійснюють за часом утримання іонів, кількісний – за площею хроматографічних піків. Для підвищення ефективності розподілу вищеописаний процес здійснюють під тиском. Перевагами методу є: низькі межі виявлення іонів, висока селективність, можливість одночасно виявляти органічні та неорганічні іони, експресність, можливість визначати концентрації в широкому

інтервалі, простота підготовки проби для аналізу.

Кондуктометрія – (концентрація розчинених солей, електропровідність води, мінералізація загальна) ґрунтується на використанні електрохімічних процесів, що протікають у електролітичній комірці. Фізичною сутністю даних методів аналізу є зміна електричних параметрів системи в залежності від концентрації, електрохімічних реакцій на межі розподілу фаз, величини та знаку адсорбційного шару. Електрохімічні методи аналізу дозволяють визначати концентрацію речовини в дуже широкому діапазоні – від 1 до 10^{-9} моль/л з достатньою точністю та відтворюваністю, легко автоматизуються, що дозволяє використовувати їх для автоматизації технологічних процесів [36, 37].

У кондуктометричному методі аналізу за значенням електропровідності можна з певним ступенем похибки судити про мінералізацію води. При хімічному очищенні води важливо знати питому провідність води, яка залежить від розчинених у воді іонних сполук. Це зручний сумарний індикаторний показник антропогенної дії.

Нефелометрія – це визначення концентрації розчину вимірюванням інтенсивності світла, розсіяного зваженими частинками, що знаходяться в ньому. Інтенсивність падаючого світлового потоку, проходячи через розчин, поділяється на дві частини: інтенсивність світлового потоку після проходження шару розчину та частину світлової енергії, яка відбивається від нерозчинених частин. Даний метод використовується для визначення каламутності.

Потенціометрія (фториди) базується на використанні залежності електричного сигналу (потенціалу) спеціального сенсора, який називають вимірювальним електродом, від складу досліджуваного розчину. Потенціометричний метод існує в декількох варіантах – пряма потенціометрія, потенціометричне титрування та метод добавок. Перевагами методу є об'єктивність

та точність при встановленні кінцевої точки титрування, низька межа досліджуваних концентрацій, можливість титрування каламутних та зафарбованих розчинів, можливість диференційованого визначення компонентів сумішей з однієї дози розчину, можливість автоматизації процесів контролю [38, 53].

Спектрофотометрія (нітрати) – це метод дослідження та аналізу речовини (питної води), який базується на дослідженні спектрів поглинання в ультрафіолетовій (200—400 нм), видимій (400—760 нм) та інфрачервоній (>760 нм) областях спектру. Основна залежність, яка вивчається в спектрофотометрії, це залежність інтенсивності поглинання падаючого світлового потоку від довжини хвилі [25–27].

Титриметрія (жорсткість загальна, окислюваність перманганат на, миш'як, залишковий вільний хлор) – базується на вимірюванні кількості реагенту, необхідного для взаємодії з досліджуваною речовиною в розчині. При проведенні експерименту контролюють масу або об'єм титранту, який необхідно додати в розчин. Концентрація реагенту має бути відомою. Відомий об'єм досліджуваного розчину з допомогою піпетки поміщають в конічну колбу і до нього додають невеликими порціями титрант, ретельно перемішуючи отриманий розчин [51–55].

Турбідиметрія – метод кількісного хімічного аналізу, що базується на вимірюванні інтенсивності світла, що пройшло через суспензію, утворену частинками речовини, яку визначають. Перевагою методу є висока чутливість, що особливо важливо при визначенні вмісту іонів, для яких відсутні кольорові реакції [31].

Фотоколориметрія (ПАР) – це кількісне визначення концентрації речовини за поглинанням світла у видимій та ближній ультрафіолетовій області спектру [52].

Флюорометрія (ПАР, аніоноактивні речовини, фенольний індекс, алюміній, берилій, бор, бенз(а)пірен) базується на

екстракції нафтопродуктів гексаном, очищенні екстракту (за необхідності) та вимірюванні інтенсивності флуоресценції екстракту, яка виникає внаслідок оптичного збудження. Даний метод вирізняється високою чутливістю (нижня межа вимірювань становить $0,005 \text{ мг/дм}^3$), експресністю, малими об'ємами аналізованої проби.

Хемілюмінометрія (хром) – метод аналізу, який використовують для реєстрації надслабких світлових потоків, які виникають при хімічних та біохімічних реакціях, при фізичних та біологічних процесах, що супроводжуються утворенням вільних радикалів. Даний метод не потребує особливих лабораторних умов та спеціальної підготовки матеріалу до аналізу, чутливий, надійний, відповідає вимогам, що ставляться до експрес-методів досліджень. Застосовується для біоекологічного моніторингу.

Радіометричні методи аналізу ґрунтуються на виявленні й вимірюванні як природної, так і штучної радіоактивності.

Активаційний аналіз ґрунтується на опроміненні нерадіоактивних елементів нейтронами, протонами та іншими високо енергетичними часточками, внаслідок чого вони набувають радіоактивності.

Рентгеноспектральний аналіз. Під впливом рентгенівського випромінювання виникає вторинне випромінювання проби, характер якого залежить від якісного та кількісного складу аналізованої речовини.

Варто відзначити теж і метод **біотестування** – це методичний прийом, що базується на оцінюванні впливу фактора середовища на організм, його окремі функції чи систему організмів[56-60]. Цей метод дозволяє одержати інтегральну оцінку якості води. Використання екотоксикологічних біотестів (рослинних і тваринних тест-організмів), а також клітинних біомаркерів вкрай важливе для об'єктивного і комплексного контролю за зростаючою кількістю ксенобіотиків, що забруднюють питну воду, більшість з яких не нормується

існуючими стандартами, однак володіє здатністю викликати різноманітні токсичні, цитотоксичні, генотоксичні чи мутагенні ефекти [61-66].

Без сумніву, кількість речовин, що потребують обмеження в питній воді зростає, оскільки наявною є більше інформації про природу забруднювачів питної води та їх токсикологію. Значущість певних токсичних реакцій залежить від концентрації та періоду експозиції (процесу взаємодії токсиканта з тестовим об'єктом). Певний несприятливий вплив на здоров'я пов'язаний з дрібними концентраціями хімічних речовин у воді, що можуть діяти тільки протягом тривалого періоду часу (так званий хронічний процес).

Біотести з рибами та ракоподібними включені в міжнародні стандарти з оцінювання якості води, зокрема ISO 7346, ISO6341, ISO 10706. На їх основі в нашій країні прийнято ряд відповідних стандартів, наприклад, ДСТУ 4074-2001, ДСТУ 4075-2001, ДСТУ 4076-2001, ДСТУ 4173-2003, ДСТУ 4174-2003 [67-71].

У методах біотестування використовують біосенсори – інструментальні аналітичні пристрої, в яких біоматеріал (ферменти, імунні компоненти, клітини, тканини, органи та цілі організми) служить селективним елементом, що тісно контактує із спеціальною фізичною поверхнею, яку називають трансдюсером. Трансдюсер перетворює фізико-хімічний сигнал, що виникає при взаємодії біоматеріалу з аналітичними речовинами, в електричний [34, 35]. Біосенсори поділяються на електрохімічні оптичні акустичні колориметричні, а також ферментні, імунні, нуклеотидні, рецепторні, клітинні та ін. [36, 37].

Актуальним на сьогодні є розроблення оптимального для конкретних умов і разом з тим технічно простого, дешевого та універсального комплексу біотестів для виявлення токсичних факторів та речовин (так званий комплексний підхід). Його можна застосовувати для визначення забрудненості

навколишнього середовища, зокрема оцінювання якості природних та питних вод.

1.4. Вимірювально-інформаційні системи для визначення параметрів водного середовища

Вимірювання, які забезпечують контролювання якості водних ресурсів, є важливою складовою подолання екологічних проблем, оскільки вода використовується фактично у всіх галузях народного господарства.

Водні ресурси є невід'ємною складовою екосистем, погіршення їх стану змінює екологічну рівновагу і, як наслідок, може призвести до цілковитої руйнації екосистеми.

Для охорони водних ресурсів розроблено систему заходів, спрямованих на запобігання, обмеження і ліквідацію наслідків забруднення, засмічення й виснаження водних об'єктів.

Вимірювально-інформаційна система (ВІС) – сукупність функціонально об'єднаних вимірювальних, обчислювальних та інших допоміжних технічних засобів для отримання вимірювальної інформації, її перетворення, обробки з метою представлення споживачу в необхідному вигляді або автоматичного здійснення логічних функцій контролю, діагностування, ідентифікації.

До основних сфер використання вимірювально-інформаційних систем належать [72-75]:

- моніторинг навколишнього середовища;
- контроль якості продукції;
- інженерні системи життєзабезпечення людини (тепло-, газо-, електро- і водопостачання, каналізація, вентиляція і т.п.);
- контроль та керування технологічними процесами;
- контроль та керування рухомими об'єктами;
- випробування та діагностика складної техніки;
- автоматизація наукових досліджень;

– метрологічні випробування засобів вимірювання тощо.

Вимірювальна інформаційна система є складним об'єктом техніки, що має ряд характеристик [76-81], основними з яких є інформаційні та метрологічні.

Основні інформаційні характеристики такі:

– параметри інформаційного потоку від об'єкта на систему в цілому та на її окремі елементи;

– продуктивність елементів ВІС;

– необхідні ємкості запам'ятовувальних пристроїв елементів ВІС.

Основними метрологічними характеристиками вимірювально-інформаційних систем є точність та достовірність вимірювань.

Вивчення водного середовища відноситься до фундаментальних проблем дослідження океанології, екології та геології. Водні об'єкти України зазнають інтенсивного антропогенного впливу [82]: за останні роки концентрації забруднення води виросли у 5-40 разів, а ґрунтів – у 1,5-5 разів. Знання екологічного стану Чорного та Азовського морів, рік та озер України необхідне для розроблення національних та міжнародних програм їх екологічного відновлення, для економічної кооперації. Звідси - потреба в екологічному моніторингу довкілля.

Оперативний (кризовий) моніторинг водного середовища передбачає спостереження у реальному часі за окремими об'єктами у районах аварій і зонах надзвичайної екологічної ситуації та прийняття рішень щодо їх ліквідації.

Відомі зараз засоби та вимірювально-інформаційні системи контролю вод мають низьку оперативність, часову та просторову роздільну здатність, точність, чутливість та надійність. Тому важливим є розроблення автоматизованих ВІС з покращеними метрологічними характеристиками для оперативного визначення параметрів водного середовища та донних відкладів [78].

Значний вклад у розроблення теорії ВІС моніторингу середовищ внесли вчені Канади, США, Японії, Франції, Німеччини, Росії, Литви, Естонії, Беларусі та інших країн. В Україні відомі такі наукові школи: київська, севастопольська, львівська, вінницька, донецька та харківська.

До недавнього часу для вимірювання параметрів водного середовища, в основному, застосовували методи лабораторного аналізу періодично відібраних проб. Але з розвитком автоматизації і обчислювальної техніки назріла потреба у методах і приладах, придатних для автоматичного аналізу. В зв'язку з цим в останні роки інтенсивно розробляють прилади та ВІС для вимірювання параметрів водного середовища.

Перспективним є розроблення і удосконалення автоматизованих вимірювальних комплексів, які об'єднують прилади різноманітного функціонального призначення та дають змогу регулярно вимірювати концентрації шкідливих речовин, забезпечувати збирання [83, 84] і опрацювання необхідних експериментальних даних.

Автоматизовані системи контролю якості призначені для визначення стану водних об'єктів, під яким розуміють кількісні та якісні показники відповідності критеріям природного стану водного об'єкта або критеріям водокористування. Як правило, такі роботи здійснюються згідно з системами моніторингу (спостереження за станом природної води та її оцінка) на пунктах контролю якості води водойм або водотоків.

Автоматизована система контролювання поверхневих вод (АСК ПВ) - комплекс технічних засобів, що вимірюють у часі та просторі фізичні, хімічні й біологічні показники якості води, передають інформацію на центральний пункт управління і попереджають про порушення норм водокористування.

Автоматизовані системи дають змогу автоматично здійснювати відбір проб води, вимірювання, оброблення і передавання інформації. Найпоширенішими з них є

автоматизована система контролю якості природних вод (АСК ПВ, згідно ДСТУ 3831-98. «Охорона навколишнього середовища. Автоматизовані системи контролю якості природних вод. Типи та основні вимоги»); автоматизована система контролю якості води АСЯНС-ВГ (автоматизоване спостереження якості навколишнього середовища - водний горизонт, створена в системі Держкомгідромету); автоматизована станція контролю якості води (АСКЯВ) та ін. Різні типи АСК ПВ, залежно від виконуваних етапів моніторингу, призначені для оцінювання стану водних об'єктів, виявлення порушень норм якості води, прогнозування стану водних об'єктів. Діють також комбіновані системи, які виконують кілька етапів моніторингу. Виявлення відхилень від норм якості води є основним завданням усіх типів АСК ПВ.

Залежно від складу і кількості об'єктів, що належать до АСК ПВ, їх поділяють на прості системи контролю якості води в одному пункті водного об'єкта, які мають лише одну станцію контролю, і складні басейнові системи, що охоплюють велику кількість станцій контролю, тобто весь річковий басейн.

АСК ПВ виконують функції відбору і транспортування проб води; консервування та зберігання проб (пробовідбірники, лабораторні методики зберігання та консервування проб води); вимірювання показників кількості й якості води (автоматичні станції контролю, засоби вимірювальної техніки); реєстрації і сигналізації (індикатори, сигналізатори (звукові, світлові), засоби реєстрації); введення даних; оброблення (персональні ЕОМ, мережі) і передавання інформації (лінії зв'язку, засоби радіозв'язку) [85].

Для кожної АСК ПВ залежно від обсягу робіт, які на ній повинні виконуватися, встановлюють критерії оцінки досягнення мети і правила визначення таких критеріїв, тобто конкретні кількісні показники, наприклад ГДК речовин.

АСК ПВ надають результати вимірювань у такій формі:

C; D від D_H до D_B ; P,

де C - результат вимірювання в одиницях вимірювальної величини у міжнародній системі одиниць; D, D_H , D_B - похибка вимірювання D з її нижньою D_H і верхньою D_B межами, в тих самих одиницях; P - значення ймовірності, з якою похибка вимірювання перебуває в цих межах.

З метою забезпечення єдності вимірювань в АСК ПВ повинна бути встановлена єдина ймовірність похибок вимірювання для всіх засобів вимірювальної техніки, застосовуваних для вимірювання кожного з показників [86, 87]. Рекомендоване значення ймовірності P похибок вимірювання дорівнює 0,95 для хімічних і фізичних показників та 0,90 - для санітарно-епідеміологічних показників. Так, наприклад, нормативи точності при визначенні компонентів у питній воді (ГОСТ 2874-82. «Вода питна. Гігієнічні вимоги і контроль якості») наведено в табл. 1.2. Показники якості поверхневих вод, які можна визначити автоматичним методом контролю подано в табл. 1.3.

Таблиця 1.2

Нормативи точності при визначенні компонентів, показників

Назва показників	Діапазон значень Показника	Допустиме відносне середньоквадратичне відхилення, %
Хлор-йон (Cl ⁻), мг/дм ³	До 150,0 включно	30
	понад 150,0	10
Нітрат-йон (NO ₃ ⁻), мг/дм ³	До 10,0 включно	30
	понад 10,0	20
Фтор (F ⁻), мг/дм ³	До 0,3 включно	30
	понад 0,3	20

Таблиця 1.3

Показники якості поверхневих вод, які можна визначити автоматичним методом контролю

Характерні показники	Властивості води та інгредієнти, що вимірюються
Органічні речовини	Сума органічних речовин
Показники евтрофікації	Хлорофіл, сума мікродоростей, NH_4 , NO_3^- , O_2 , PO_4^{3-}
Специфічні забруднювальні речовини	Нафтопродукти (плівка)
Загальні показники	Температура, електрична провідність, завислі речовини

АСКЯВ дають змогу без участі людини швидко отримувати, опрацьовувати, зберігати і передавати інформацію про фізичні властивості й хімічний склад поверхневих вод. У табл. 1.4 наведено показники якості води, які можуть бути рекомендовані для автоматичних визначень.

Таблиця 1.4

Характерні показники якості води, які можуть бути рекомендовані для автоматизованих визначень

Характерні показники	Властивості води та інгредієнти, що вимірюються
Мінеральні речовини	Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-
Органічні речовини	Загальний органічний вуглець, БСК, розчинений кисень
Показники евтрофікації	Первинна продукція та деструкція або хлорофіл; розчинений кисень; NH_4 , NO_3^- , NO_2^- , $\text{N}_{\text{заг}}$, PO_4^{3-} , $\text{P}_{\text{заг}}$
Показники токсичності	Специфічні біологічні тести (водні організми, ферментативні реакції)
Специфічні забруднювальні речовини	Важкі метали (Hg, Pb, Cd, та ін.), пестициди, нафтопродукти, феноли, СПАР

За кордоном розроблені різноманітні автоматичні системи контролю забруднення водного середовища. Найпоширенішими є автоаналізатори, принципом дії яких є дискретний метод аналізу. Загальними для всіх систем є модульна побудова, простота обслуговування і сумісність вихідних сигналів з ЕОМ. Різняться системи кількістю і складом параметрів, які підлягають контролюванню. У вітчизняній практиці найпоширеніші аналізатори АМА-201 і АМА-201А. В літературі описано низку приладів та систем визначення параметрів рідин [88-94].

Сучасні аналізатори контролю якості води ґрунтуються на використанні фізико-хімічних методів аналізу [95-101]: потенціометричних, спектрометричних, полярографічних, кондуктометричних, а також низки інших методів та їх різноманітних комбінацій.

Кожен метод має свої певні переваги і недоліки, тому для кожної конкретної задачі необхідно вибрати певні метод і апаратуру. Хімічний метод точний і вимірює багато параметрів середовища (водного чи повітряного). Апаратура для методу фотоакустичної спектроскопії дуже складна і коштовна. Потенціометричний метод вимагає складних перерахунків, введення калібрувальних таблиць. Кондуктометричний неточний через адитивність електропровідності і залежність її, як і ультразвуку, від температури.

Висока точність вимірювання і порівняно проста і дешева апаратура властива ультразвуковому методу. Але, як зазначалось, великий негативний вплив має температура, цим методом практично неможливо вимірювати концентрації багатокomпонентних систем. Тому пропонують поєднати різні методи і знаходити новий - комплексний метод, який би звів до мінімуму шкідливі впливи і об'єднав переваги методів, покладених в його основу.

Розглянемо порівняльні особливості методів вимірювань параметрів водного середовища.

Під час вимірювання концентрації розчинів колориметром необхідно, щоб розчини були прозорі і однаково добре пропускали весь спектр видимого світла. Крім того, на вимірювання впливають побічні електроліти і дисоціація, оскільки іони дисоціації можуть мати інший колір. Метод вимірювання коефіцієнта поглинання ультразвуку в досліджуваній речовині позбавлений недоліків колориметричного аналізу і застосовний як для лабораторних, так і промислових умов.

Нефелометричний метод аналізу заснований на вимірюванні інтенсивності розсіювання світла диспергованими частинами речовин, що знаходяться в рідині. Вимірюючи інтенсивність ультразвукової енергії, що проходить через середовище з зависями, можна визначити їх концентрацію.

Спектроскопія - чутливий метод кількісного і якісного аналізу. Про чистоту продукту можна судити за оптичними спектрами речовини. Ультразвуковий аналіз отримання безперервних спектрів швидкості поширення і коефіцієнта поглинання ультразвукових хвиль у досліджуваному середовищі в широкому діапазоні частот складний. Але створення такої апаратури дасть змогу виявити області дисперсії швидкості ультразвуку і аномального релаксаційного поглинання.

Рефрактометричний метод ґрунтується на визначенні коефіцієнта заломлення світла в досліджуваній речовині. Вимірювання швидкості ультразвуку в речовині є аналогом рефрактометричного методу. Точність вимірювання швидкості ультразвуку нижче точності вимірювання показника заломлення при рефрактометричному аналізі. Але для практичних цілей це несуттєво через відсутність абсолютно чистих продуктів.

Недолік кондуктометричного методу – зменшення чутливості приладу зі збільшенням концентрації середовища. Ультразвуковий метод не має цих недоліків і його можна застосовувати як для органічних сполук, так і для електролітів.

Отже, акустичні методи вимірювань і аналізу займають особливе місце і їх можна використати як універсальні для дослідження середовищ. Основною тенденцією вимірювань параметрів водного середовища є подальша автоматизація процесів вимірювання, пробовідбору, пробопідготовки, опрацювання і подання результатів. Для цього використовують засоби обчислювальної техніки. Надзвичайно актуально створити портативні гідромонітори для аналізу водних розчинів. При їх реалізації доцільно поєднувати декілька методів вимірювань, що дасть змогу підвищити чутливість і швидкість визначення концентрації, розширити динамічний діапазон, вимірювати неорганічні й органічні речовини.

Різноманітне застосування методів акустичного вимірювання і аналізу зумовило створення низки пристроїв і систем, в основу яких покладено різні фізичні принципи вимірювання швидкості поширення і поглинання ультразвуку. За призначенням, областями застосування і характером отриманої вихідної інформації акустичні вимірювальні прилади і системи можна розділити на дві великі групи: прилади і системи вузького конкретного призначення і універсальні.

Прилади і системи першої групи призначено для реєстрації одного або, за вибіркового вимірювання, двох параметрів за відомих умов випромінювання, поширення і приймання акустичних хвиль. Результати вимірювань у таких приладах звичайно реєструють автоматично. До них відносяться вимірювачі швидкості і коефіцієнта поглинання ультразвуку, вимірювачі температури, рівнеміри тощо. Тут застосовують мінімальну кількість схемних елементів і прагнуть максимально спростити конструктивні вузли.

Універсальні прилади і системи застосовують для реєстрації параметрів і середовищ, про властивості яких є тільки загальні відомості. Такі прилади повинні бути максимально чутливі при високій точності визначення досліджуваних величин. До них

відносяться різні типи прецизійних і лабораторних установок, аналізатори спектрів і гармонік ультразвукових частот, вимірювачі швидкості і коефіцієнта поглинання ультразвуку високої точності тощо.

Для рідких середовищ швидкість ультразвуку залежить від температури, тому в приладах абсолютного відліку необхідно з високою точністю вимірювати температуру і тоді вносити поправку. У приладах відносного відліку температуру компенсують, поміщаючи вимірюване і еталонне середовища в однакові температурні умови. Тому прилади абсолютного відліку, які вимірюють з високою точністю, застосовують в лабораторних умовах, а прилади відносного відліку – в промислових.

Акустичні системи і прилади класифікують також за характером випромінювання звуку і режимом роботи (імпульсний або безперервний). Звичайно робота імпульсних приладів ґрунтується на одному з принципів, зокрема, вимірювання загасання власних коливань імпульсно-збудженого перетворювача в будь-якому середовищі, вимірювання часу проходження ультразвукового імпульсу через досліджуване середовище. Вимірюючи загасання власних коливань, можна визначити втрати акустичної енергії в середовищі. За вимірами часу проходження акустичного імпульсу через досліджуване середовище вдається визначити віддаль, яку проходить імпульс, або (при відомій віддалі) виміряти швидкість поширення імпульсу. Точність вимірювання приладів, які працюють в імпульсному режимі, дещо залежить від коефіцієнта поглинання звукової хвилі в середовищі. Тому в тих випадках, коли в середовищі поряд із зміною швидкості звуку виникає велике його поглинання, необхідно строго підходити до вибору бази вимірювань і схемного рішення приладу.

Особливий інтерес викликають системи і прилади для вимірювання фізико-хімічних процесів багатокomпонентних

сумішей [102, 103]. Вимірювання тільки швидкості або коефіцієнта поглинання ультразвуку тут недостатньо для визначення концентрації окремих компонентів, оскільки одному й тому ж значенню швидкості (або коефіцієнта поглинання) може відповідати різний вміст окремих компонентів. Тоді необхідно вимірювати і швидкість і коефіцієнт поглинання ультразвуку, а в деяких випадках використовувати й інші (неакустичні) методи вимірювання окремих компонентів.

Використання автоматизованих систем контролю якості води, аналізаторів контролю якості води і засобів вимірювальної техніки дає змогу вимірювати різноманітні параметри водних об'єктів, своєчасно приймати управлінські рішення для унеможливлення появи екологічних забруднень [104].

Автоматизування аналізу якості водних об'єктів також сприяє уникненню похибок, спричинених людським фактором, за умови використання справних АСК ПВ.

При виборі методів і засобів вимірювань необхідно виходити з вимоги високої достовірності оцінок їх репрезентативності, оперативності і економічності.

Для приладів і систем вузького конкретного призначення і універсальних основними факторами, що визначають їх схемні і конструктивні особливості, залежно від умов експлуатації, є: температура, межі і точність вимірювань, вологість і густина повітря, ступінь агресивності і забруднення вимірюваного середовища, ступінь забруднення повітря пилом, газами, мікроорганізмами, вібростійкість, удароміцність. Тому під час їх розроблення необхідно чітко визначати їх призначення, область застосування, умови експлуатації, технологію виготовлення, ступінь надійності в роботі.

Сьогодні перед інженерами-екологами стоїть завдання знайти простий в апаратному оформленні, високоточний експресний метод, за допомогою якого можна класифікувати забруднення середовища.

РОЗДІЛ 2. ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ АКУСТИЧНИХ ЗАСОБІВ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

2.1. Інформаційна модель акустичного зондування водного середовища

Для теоретичного обґрунтування методів вимірювань параметрів водного середовища необхідно розробити модель відбору інформації в акустичній ВІС.

Створено єдиний методологічний підхід, який покладено в основу побудови акустичних ВІС оперативного визначення параметрів водного середовища з урахуванням впливу донних відкладів [78, 105]. Сутність цього підходу розглянуто на прикладі узагальненої моделі водного середовища, яку можна описати хвильовим рівнянням зі скалярною змінною, наприклад такою, що має сенс приросту густини і тиску в звуковій [106 - 109]:

$$\nabla^2 P - (1/c^2)(\partial^2 P/\partial t^2) = 0, \quad (2.1)$$

де ∇ – оператор Лапласа, який залежно від фізичної постановки задачі записується або в декартових, або в криволінійних координатах; c – константа, що характеризує властивості середовища.

У реальному середовищі хвильовий процес супроводжується незворотною передачею енергії частинкам середовища (дисипацією) і залежністю швидкості поширення хвилі від частоти (дисперсією). Це можна описати, вводячи до хвильового рівняння (2.1) додаткові лінійні члени $M(P)$

$$\nabla^2 P - (1/c^2)(\partial^2 P/\partial t^2) + M(P) = 0, \quad (2.2)$$

які залежні від конкретних фізичних механізмів взаємодії хвилі з середовищем.

В анізотропному середовищі поширення хвиль описують гіперболічні рівняння високого порядку, які зводять до рівнянь другого порядку лише за певних умов поширення хвилі у середовищі. У неоднорідних середовищах рівняння, що описує хвильовий процес, містить замість складника $c = \text{const}$ функцію координат $c(x,y,z)$. За сильного збурення середовища опис поширення збурення не зводиться до лінійних хвильових рівнянь, а з урахуванням нелінійних членів набуває вигляду

$$P = (1/c^2)(\partial^2 P / \partial t^2) + M(P) + M_2(P)^2 + M_3(P^3) + \dots, \quad (2.3)$$

де M_i – лінійні оператори.

Зберігання цих членів у рівнянні дає змогу описати різні нелінійні ефекти під час поширення хвиль у середовищах.

Основною задачею є отримання взаємозв'язку відбитих акустичних сигналів із параметрами водного середовища та донних відкладів. У праці [110] показано, що перспективним для дистанційного зондування є використання багаторазово відбитих сигналів.

Інформаційну модель акустичного дистанційного зондування наведено на рис. 2.1.

В основу такої моделі покладено випромінювання акустичного сигналу $C(t)$ багатьма каналами у середовище і отримання суми багаторазово відбитих сигналів БВС $S(t)$ у кожному з них. У середовищі діють внутрішні шуми $N(t)$ та зовнішні завади $F(t)$. Прийнятий БВС перетворюється у цифровий код N_i , потім опрацьовується, у результаті чого з'ясовується належність коду N_i до заданого класу O_i водного середовища або донних відкладів.

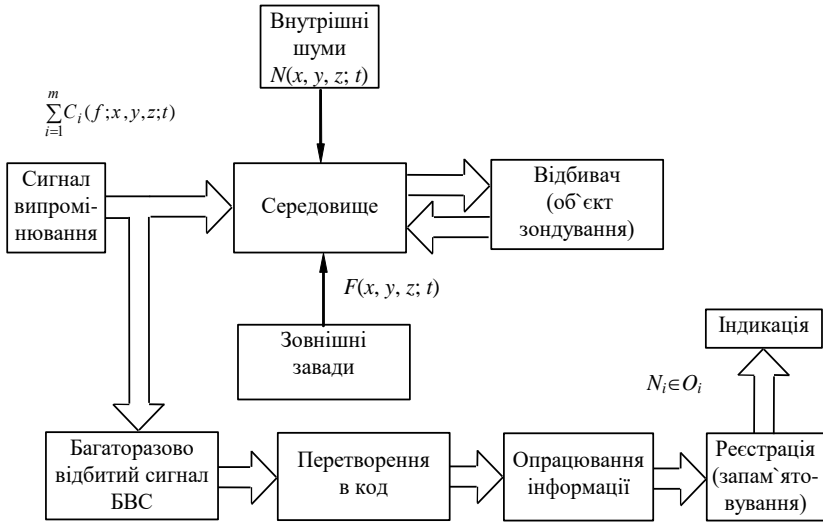


Рис. 2.1. Інформаційна модель акустичного зондування водного середовища та донних відкладів

Розглянемо основні особливості цієї моделі. Операторне рівняння БВС подамо у вигляді

$$\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n S_{ij}(f, x, y, z, t) + N_{ij}(x, y, z, t) + F_{ij}(x, y, z, t) = AWT \sum_{j=1}^m C_j(f; x, y, z, t), \quad (2.4)$$

де A – оператор, який характеризує випромінювання акустичного сигналу; W – оператор, який характеризує вплив умов поширення сигналу в середовищі; T – оператор об'єкта діагностики; $C_j(f; x, y, z, t)$ – оператор електричного сигналу зондування; f – частота сигналу; x, y, z – просторові координати; t – час; j – номер каналу випромінювання; i – номер відбитого сигналу; S_{ij} , N_{ij} , F_{ij} – відповідно, оператори луна-сигналу, внутрішніх та зовнішніх завад.

Оператори A , W , T описують вирази

$$A = \Phi_1\{f, R_\Phi; t, x, y, z\}; \quad (2.5)$$

$$W = \Phi_2\{[S, T, P, \rho, v, \text{rot } v]; [C, \alpha, \gamma]\}; \quad (2.6)$$

$$T = \Phi_3(R_S), \quad (2.7)$$

де Φ_1, Φ_2, Φ_3 – відповідно, оператори, які перетворюють електричний сигнал в акустичний, описують поширення сигналу в середовищі та характеризують відбивання сигналу; R – оператор, що описує діаграму спрямованості сенсора; $\rho, v, \text{rot } v$ – відповідно, густина, швидкість та вихровий компонент швидкості потоку; α, γ – коефіцієнт загасання акустичного сигналу в середовищі та нелінійний акустичний параметр; R_S – коефіцієнт відбивання звуку.

Введемо характеристики луна-сигналу $\Theta_S(l)$, а через $\Theta_W(l)$ і $\Theta_T(l)$ позначимо характеристики параметрів водного середовища та відбивачів:

$$\Theta_S(l) = W_S[\Theta_W(l), \Theta_T(l)], \quad (2.8)$$

де W_S – оператор, який характеризує вплив умов поширення сигналу в середовищі, а також є оператором розв'язання прямих задач.

Визначимо параметри водного середовища $\Theta_W(l)$ та донних відкладів $\Theta_T(l)$ за заданими характеристиками луна-сигналів $\Theta_S(l)$ у присутності внутрішніх $\Theta_M(l)$ та зовнішніх $\Theta_F(l)$ завад, тобто розв'яжемо обернені задачі на основі рівнянь прямих задач:

$$\Theta_W(l) = W_{SW}^{-1}[\Theta_S(l), \Theta_T(l)]; \quad (2.9)$$

$$\Theta_T(l) = W_{ST}^{-1}[\Theta_W(l), \Theta(l)], \quad (2.10)$$

де оператори W_{SW}^{-1} і W_{ST}^{-1} є оберненими відносно оператора W_S .

Обернені задачі у дистанційному акустичному зондуванні дають змогу на основі відомих характеристик БВС та завад визначати різні характеристики об'єктів дослідження: водного середовища, відбивачів і розсіювачів.

Досліджуючи властивості водного середовища, його неоднорідностей та відбивачів акустичними методами, розв'язуючи обернені ймовірнісні задачі, оскільки з'являється можливість вивчити властивості об'єктів дослідження за характеристиками

отриманої інформації. Природно, що ці характеристики (БВС та завад) можна знайти тільки під час експериментальних досліджень. Це означає, що для отримання вихідних даних необхідно використовувати статистичні вимірювання, і замість характеристик матимемо їх статистичні оцінки.

Структурну схему акустичної ВІС показано на рис. 2.2, на якому: ІГ – імпульсний генератор, БУВПА – багатоканальна акустична випромінювально-приймальна антена, ВС – водне середовище, В – відбивач, БП – багатоканальний приймач, АЦП – аналого-цифровий перетворювач, БОІ – блок опрацювання інформації, БІ – блок індикації, ЕОМ – електронно-обчислювальна машина, БК – блок керування, ПС – пристрій сканування.

Багатоканальна акустична випромінювально-приймальна антена випромінює акустичні імпульси з частотами заповнення $f_1 \dots f_i$ в напрямі до відбивачів $V_1 \dots V_i$. Форму імпульсів зондування описує функція $f(t)$, а діаграму спрямованості – функція $R(\varphi)$, яку визначають розміри l_1, l_2, l_3 антени.

Відстань між антеною та відбивачем позначимо як L . Водне середовище характеризують гідрофізичні параметри $S, T, P, \rho, \nu, \text{gotv}$, а також акустичні c, α , а відбивач можна параметри ρ, c, α . Отже, розроблено єдиний методологічний підхід, який покладено в основу побудови ВІС акустичного моніторингу водного середовища та донних відкладів. Він полягає у використанні лінійних та нелінійних ефектів взаємодії ультразвукових коливань з вказаними середовищами та введенні нових параметрів багаторазово відбитих сигналів, що є основою для аналізу взаємодії вузлів систем з метою визначення всіх складників похибок, розроблення вимог до цих вузлів, а також синтезу їх структур.

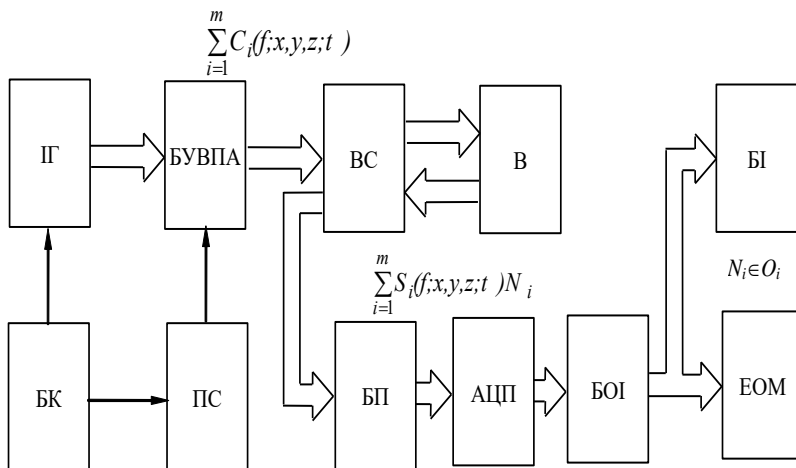


Рис. 2.2. Узагальнена структурна схема акустичної ВІС

2.2. Принципи побудови ультразвукових ВІС для оперативного визначення параметрів водного середовища

Вимірювальна система повинна бути побудована так, щоб вона була здатна протягом часового інтервалу $t < t_0$ або $t = \min t$ провести вимірювання в N точках об'єкта з похибкою $\Delta X_i \leq \Delta X_0$, де ΔX_0 – задана похибка локального вимірювання в r -ій точці поля. Вирішення цієї задачі утруднюється тим, що допустимий час вимірювання обмежується або нестационарним характером вимірюваного поля, або екстремальними умовами існування багатьох вимірюваних об'єктів. Тому характерною особливістю таких ВІС є обмежена в часі взаємодія акустичного вимірювального каналу з об'єктом вимірювання.

Розглянемо детальніше методи вимірювань у таких ВІС [111]. Вважаємо, що довільні i -й випромінювач та приймач акустичних хвиль вводяться в об'єкт вимірювання, що знаходиться в рідкому стані, зі швидкостями $v_i(x, y)$ і $v_p(x, y)$. Об'єкт

може рухатися зі швидкістю v_0 . Існує два основних методи вимірювань: паралельних вимірювань і послідовних вимірювань (сканування).

Перший метод має максимальну швидкодію, оскільки мінімальна тривалість вимірювання обмежується тільки скінченною швидкістю поширення ультразвукових хвиль. Суттєвим його недоліком є велика кількість вимірювальних каналів.

Другий метод призводить до простішої структури ВІС, але час, необхідний для здійснення вимірювань в n точках поля, буде більший і рівний $t_{\min} > t_s + t_z$, де

$$t_{ck} = \int_{x_{-n}}^{x_n} \frac{dx}{v_i(x)}; \quad \tau_z = \int_{y_n}^{y_i} \frac{dy}{v(x)}. \quad (2.11)$$

Тут x_{-n}, x_n – початкові і кінцеві координати випромінювача; y_i, y_p – координати випромінювача та приймача.

Можливе поєднання перерахованих вище методів з методами локальних вимірювань. Слід відзначити, що у всіх варіантах вимірюється середнє значення у просторі і в часі значення швидкості ультразвукової хвилі

$$v_{cep}(\Delta x, \Delta t) = \frac{\Delta x}{\Delta t \iint_{\Delta x \Delta t} \frac{dx dt}{v(x, t)}}. \quad (2.12)$$

де просторова область усереднення ΔX залежить від алгоритму переміщення випромінювача та приймача.

При побудові ВІС, призначених для експрес-контролю параметрів водного середовища, виникає проблема забезпечення достатньої надійності роботи вимірювальних каналів. Вирішення цієї проблеми ускладнюється появою специфічних похибок вимірювання, зумовлених збурювальними факторами, що створюються об'єктом вимірювання. Розглянемо шляхи зменшення цих похибок. Зупинимось на детальнішому розгляді систем, функціонування яких ґрунтується на вимірюванні часу

затримки ультразвукового сигналу в досліджуваному об'єкті. Час затримки сигналу у вимірювальному каналі у загальному випадку можна виразити так

$$\begin{aligned} \tau_z &= \tau_i [Z_i^{(1)}, \dots, Z_i^{(k)}] + \tau_o [Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}, Z_o^{(1)}, \dots, Z_o^{(s)}, Z_{pr}^{(1)}, \dots, \\ & \quad Z_{pr}^{(r)}] + \tau_p [Z_n^{(1)}, \dots, Z_n^{(n)}] + \tau_e [Z_e], \\ \tau_i [Z_i^{(1)}, \dots, Z_i^{(k)}] &= \{l_o [Z_o^{(1)}, \dots, Z_o^{(s)}]\} / \{v_i [Z_i^{(1)}, Z_i^{(2)}, \dots, Z_i^{(k)}]\}; \\ \tau_o [Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}, Z_o^{(1)}, \dots, Z_o^{(s)}, Z_{pr}^{(1)}, \dots, Z_{pr}^{(r)}] &= \{l_o [Z_o^{(1)}, \dots, \\ & \quad Z_o^{(s)}]\} / \{v_o [Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}] + v_{pr} [Z_{pr}^{(1)}, \dots, Z_{pr}^{(r)}]\}; \\ \tau_p [Z_n^{(1)}, \dots, Z_n^{(n)}] &= \{l_p [Z_n^{(1-m)}, \dots, Z_n^{(n)}]\} / \{v_p [Z_n^{(1)}, \dots, Z_n^{(n)}]\}. \end{aligned} \quad (2.13)$$

Тут τ_i , τ_o , τ_p , τ_e – час затримки сигналу відповідно у передавальній лінії зв'язку, об'єкті вимірювання, приймальній лінії зв'язку і електричних ланках; l_i , l_o , l_p – відповідно довжини передавальної лінії зв'язку, бази вимірювання та приймальної лінії зв'язку; v_i , v_o , v_p – швидкості поширення ультразвукової хвилі відповідно у передавальній лінії зв'язку, об'єкті вимірювання і приймальній лінії зв'язку; v_{pr} – швидкість руху ультразвукових перетворювачів один відносно одного; $Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}$ – первинні параметри, які визначаються; Z_i , Z_o , Z_p , Z_{pr} , Z_e – збурювальні фактори, які діють відповідно на передавальну лінію зв'язку, об'єкт вимірювання, приймальну лінію зв'язку, систему переміщення перетворювачів і електричні ланки.

Зовнішні збурювальні фактори виникають за рахунок зміни температури та руху об'єкта вимірювання і акустичних завод. У свою чергу, зміна температури об'єкта вимірювання може призвести до зникнення електромеханічної активності ультразвукових перетворювачів, до порушення акустичних і електричних зв'язків у каналі, зміни динамічних властивостей хвильового каналу та появи теплових шумів.

Акустичні завади є причиною теплових шумів та шумів в об'єкта вимірювання та навколишньому середовищі. У результаті руху об'єкта вимірювання виникають шуми взаємодії, турбулентність, вібрації елементів хвильового каналу та шуми в об'єкті вимірювання і у навколишньому середовищі.

З виразу (3.3) випливає, що час затримки сигналу у каналі T_z суттєво відрізняються від дійсного часу затримки сигналу в об'єкті $\tau_g[Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}] = l_o/v_o[Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}]$ внаслідок додаткових затримок сигналу у лініях зв'язку і електричних ланках; а також руху перетворювачів. Похибку вимірювання, яка при цьому виникає, доцільно виразити у вигляді суми основної і додаткової похибок

$$\sigma\tau_z = (\tau_z - \tau_g) / \tau_g = (\sigma\tau)_{\text{осн}} + (\sigma\tau_z)_{\text{дод.}} \quad (2.14)$$

Систематична складова основної похибки дорівнює

$$\begin{aligned} (\sigma\tau_{\text{сист}})_{\text{осн}} = & (\tau_i^{(0)} / \tau_g) [1 + \Delta l_i / l_i^0 - \Delta v_i / v_i^{(0)}] + \\ & + (\tau_p^{(0)} / \tau_g) [1 + \Delta l_p / l_p^0 - \Delta v_p / v_p^{(0)}] + \\ & + [v_o / (v_o + v_{pr}^{(0)})] [1 + \Delta l_o / l_o^0 - \Delta v_{pr} / (v_o + v_{pr}^{(0)})] - 1. \end{aligned} \quad (2.15)$$

Тут Δl , Δv – відхилення параметрів l , v від номінальних значень $l^{(0)}$, $v^{(0)}$ в області номінальних значень збурювальних факторів. В експлуатаційних умовах при впливових чинниках з'являється додаткова похибка, яку можна оцінити функцією впливу (вираз 2.16).

Зміна часу затримки в електричних ланках, викликана впливовими чинниками; $q^{(i)}$ і N – відповідно параметри, що впливають на час затримки в електричних ланках, та їх кількість; k – кількість впливових чинників, а нульовий індекс у часткових похідних означає їх величину при номінальних значеннях параметрів.

Аналіз виразу (2.16) показує, що основними причинами, що викликають виникнення додаткової похибки, є зміна довжин акустичних ліній зв'язку і бази випромінювання, непостійність швидкості поширення звуку у лініях зв'язку, а також зміна відносної швидкості руху перетворювачів. В ультразвукових вимірювальних системах для зв'язку з об'єктом вимірювання можуть застосовуватися твердотільні, рідинні та газоподібні

$$\begin{aligned}
& [\delta\tau_z(Z)]_{\text{доод}} = \\
& = \frac{\tau_i^{(0)}}{\tau_g} \left\{ \frac{1}{l_i^{(0)}} \sum_{r=i-j}^k \left[\frac{\partial l_i(Z_i)}{\partial Z_i^{(r)}} \right]_0 \Delta Z_i^{(r)} - \right. \\
& \quad \left. - \frac{1}{v_i^{(0)}} \sum_{r=1}^i \left[\frac{\partial v_i(Z_i)}{\partial Z_i^{(r)}} \right]_0 \Delta Z_i^{(r)} \right\} + \\
& + \frac{v_o}{v_o + v_{pr}^{(0)}} \left\{ \frac{1}{l_o^{(0)}} \sum_{i=1}^s \left[\frac{\partial l_o(Z_o)}{\partial Z_o^{(i)}} \right]_0 \Delta Z_o^{(i)} - \right. \\
& \quad \left. - \frac{1}{v_o + v_{pr}^{(0)}} \sum_{i=1}^r \left[\frac{\partial v_{pr}(Z_{pr})}{\partial Z_{pr}^{(i)}} \right]_0 \Delta Z_{pr}^{(i)} \right\} + \\
& + \frac{\tau_p^{(0)}}{\tau_g} \left\{ \frac{1}{l_p^{(0)}} \sum_{i=l-m}^n \left[\frac{\partial l_p(Z_p)}{\partial Z_p^{(i)}} \right]_0 \Delta Z_p^{(i)} - \right. \\
& \quad \left. - \frac{1}{v_p^{(0)}} \sum_{i=1}^i \left[\frac{\partial v_p(Z_p)}{\partial Z_p^{(i)}} \right]_0 \Delta Z_p^{(i)} \right\} + (\delta\tau_e)_{\text{доод}}
\end{aligned} \tag{2.16}$$

$$\text{де } (\delta\tau_e)_{\text{доод}} = \frac{1}{\tau_g} \sum_{i=1}^N \left\{ \left(\frac{\partial \tau_e}{\partial q^{(i)}} \right) \sum_{j=1}^k \left[\left(\frac{\partial q}{\partial Z_e^{(j)}} \right) \Delta Z_e \right] \right\}.$$

лінії зв'язку. У залежності від типу використовуваних ліній число і характер домінуючих впливових чинників є різними. У випадку рідинних акустичних ліній зв'язку найсуттєвіший вплив на величину додаткової похибки виявляють зміна температури хвилеводів та зміна віддалі між звукопроводами. Тоді функція впливу у лінійному наближенні набуде вигляду

$$\begin{aligned}
& [\delta\tau_z(\Delta T, \Delta v_{pr}, \Delta l_o)]_{\text{доод}} = (\tau_i^{(0)}/\tau_g)(\alpha_l^i - \alpha_v^i) \Delta T_i + (\tau_p^{(0)}/\tau_g)(\alpha_l^p - \\
& \quad - \alpha_v^p) \Delta T_p - (\tau_o^{(0)}/\tau_g) \times [(l_i^{(0)} \alpha_l^i \Delta T_i + l_p^{(0)} \alpha_l^p \Delta T_p)/l_o^{(0)}] + \\
& \quad + (\tau_o^{(0)}/\tau_g) [\Delta l_o/\Delta l_o^{(0)} - \Delta v_{pr}/(v_o + v_{pr}^{(0)})] + (\delta\tau_e)_{\text{доод}}
\end{aligned} \tag{2.17}$$

де α_i, α_v – відповідні температурні коефіцієнти лінійного розширення хвилеводів і швидкості ультразвукових хвиль.

За відомих приростів температури перші три члени виразу (2.17) мають систематичний характер. Решта членів оцінюють додаткові похибки, що викликаються відповідно вібрацією торців хвилеводів, непостійністю їх швидкості руху відносно один одного і затримкою в електричних колах. Оскільки вони викликаються великою кількістю чинників, не пов'язаних між собою, то відповідна складова похибки є випадковою.

Систематичні похибки можуть бути враховані попереднім калібруванням апаратури, але в умовах динамічних вимірювань та швидкозмінних зовнішніх впливових чинників це практично неможливо. У зв'язку з цим при побудові ультразвукових ВІС, призначених для вимірювань в екстремальних умовах, виникає необхідність компенсації цих похибок. Доцільно цю задачу вирішувати структурним методом, тобто шляхом синтезу структурних схем ВІС, інваріантних до збурювальних впливів.

Розглянемо в першу чергу структурні схеми ВІС, інваріантні до збурювальних чинників, що діють на акустичні та електричні лінії зв'язку. У випадку вимірювальних систем, що працюють за принципом багаторазово відбитих сигналів (рис. 2.2), вимірюється частота або час надходження відбитих імпульсів

$$F(t) = 1/[t_o(t) + t_{ak}(t) + t_e(t)], \quad (2.18)$$

де $t_{ak}(t) = t_i(t) + t_p(t)$ – затримка сигналу в акустичних колах, яка у загальному випадку залежить випадковим чином від збурювальних факторів $Z_2(t), \dots, Z_5(t)$. При $t_o(t) \gg t_{ak}(t) + t_e(t)$ і фіксованій базі вимірювання l_0 частота автоциркуляції $F(t)$ пропорційна швидкості ультразвуку в об'єкті.

Відносна зміна частоти циркуляції, викликана додатковими затримками

$$t_g = t_{ak}(t) + t_e(t), \text{ рівна } \delta(t) = 1 - 1/\{1 + [t_g(t)/t_o(t)]\}. \quad (2.19)$$

Похибка вимірювання може бути зменшена шляхом зменшення відношення t_g/t_o , тобто або зменшенням $t_g(t)$, або

збільшенням $t_0(t)$. У першому випадку використовують акустичні лінії зв'язку з можливо меншим часом затримки сигналу (вкорочують хвилеводи, вибирають матеріал хвилеводів по швидкості ультразвуку), використовують радіоелектронні компоненти з вищою робочою частотою, розширюють смугу пропускання приймача. У другому випадку необхідно збільшувати базову віддаль l_0 . Але часто ні один з цих шляхів не може бути використано через властивості об'єкта вимірювання або конструктивні обмеження. Тому було запропоновано два принципи побудови інваріантних вимірювальних систем: з перетворенням періоду повторення імпульсів; з перетворенням часової бази вимірювання.

Принцип дії системи першого типу ґрунтується на формуванні з допомогою селектора імпульсів, відбитих від кінця акустичної лінії зв'язку, і пристрою керованої затримки часового інтервалу

$$t_1 = 2t_i[Z_i^{(1)}, \dots, Z_i^{(k)}] + t_e[Z_e], \quad (2.20)$$

обчислення різниці

$$\Delta t = t_Z - t_1 = t_i[Z_i^{(1)}, \dots, Z_i^{(k)}] + t_p[Z_p^{(1)}, \dots, Z_p^{(n)}] - 2t_i^0[Z_i^{(1)}, \dots, Z_i^{(L)}] + t_e(Z_e) - t_e^0(Z_e) + t_0[Y^{(1)}, \dots, Y_p, Z_0^{(1)}, \dots, Z_0^{(S)}] \quad (2.21)$$

і перетворення цієї різниці у розширювачі часового інтервалу та функціональному перетворювачі за алгоритмом

$$t_v = \Phi \left\{ \frac{K_1 \Delta t}{t_0^0[Z_0^{(1)}, \dots, Z_0^{(S)}]} \right\}, \quad (2.22)$$

де K_1 – постійний коефіцієнт, $F(\Delta t)$ – деяка задана функція. Знак o у цих формулах означає виміряні значення величин. Якщо властивості передавальної та приймальної акустичних ліній можна вважати однаковими, тобто $t_i[Z_i^{(1)}, \dots, Z_i^{(k)}] = t_p[Z_p^{(1)}, \dots, Z_p^{(k)}]$, а виміряні значення величин рівними дійсним, то

$$t_v = \Phi \left\{ \frac{K_1}{v_0 [Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}]} \right\} \quad (2.23)$$

а частота повторення імпульсів

$$F = \frac{1}{\Phi \left\{ \frac{K_1}{v_0 [Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}]} \right\} + t_i [Z_i^{(1)}, \dots, Z_i^{(k)}] + t_e(Z_e)}. \quad (2.24)$$

За виконання умови $T_v \gg 2T_H + T_e$, що досягається вибором коефіцієнта K_1 , частота F не залежить від властивостей акустичних ліній зв'язку, довжина бази вимірювання і збурювальних чинників

$$F = \frac{1}{\Phi \left\{ \frac{K_1}{v_0 [Y^{(1)}, \dots, Y^{(p)}]} \right\}}. \quad (2.25)$$

Вибором відповідного функціонального перетворювача $\Phi(t)$ можна отримати частоту, пропорційну деякому первинному параметру $Y(j)$. Наприклад, при $\Phi(\Delta t) = a\Delta t$, де a – постійний коефіцієнт, частота $F = \{V_0[Y^{(j)}]\}/K_1 a$ пропорційна швидкості акустичних хвиль в об'єкті. При $\Phi = a(\Delta T)^2$ частота $F = (1/a)\{V_0[Y^{(j)}]^2/K_1\}$ пропорційна величинам, пов'язаним квадратичною залежністю зі швидкістю ультразвуку, наприклад, з температурою, густиною та інше. Шляхом здійснення складніших функціональних перетворень $\Phi(\Delta t)$ можна отримати числові значення величин, довільно пов'язаних зі швидкістю ультразвуку. Принципи побудови функціональних перетворювачів, що використовуються для цих цілей, розглянуто в [112]. Отже, запропонований принцип побудови не тільки забезпечує відносну інваріантність систем з акустичними лініями зв'язку, але й дозволяє отримати числові значення первинних параметрів.

При вимірюванні швидкозмінних величин ефективнішим є імпульсний метод. У даному випадку структура інваріантної вимірювальної системи визначається кількістю акустичних ліній зв'язку між системою і об'єктом вимірювання. Інваріантність імпульсних систем також забезпечується шляхом створення додаткових вимірювальних каналів. Найпоширенішими є

системи з двома ідентичними вимірювальними каналами, які включають в себе ідентичні акустичні і електричні лінії зв'язку з об'єктом вимірювання.

Отже, розглянуто стан, принципи функціонування, особливості та способи застосування акустичних засобів, що використовуються у вимірювальних системах для екологічного моніторингу водного середовища, проведено їх класифікацію. Для розроблення систем екологічного моніторингу з підвищеною надійністю роботи систематизовано ряд завдань, які необхідно враховувати на стадії їх створення.

2.3. Методологія побудови комп'ютерних вимірювально-інформаційних систем для оперативного екологічного моніторингу водного середовища

Відомі зараз вимірювально-інформаційні системи (ВІС) контролю вод мають низьку оперативність, часову та просторову роздільну здатність, точність, чутливість та надійність.

У праці [113] розроблено методологію побудови автоматизованих ВІС, підвищення точності та чутливості оперативного визначення параметрів водного середовища в умовах дії інтенсивних завад і шумів.

Розглянемо модель водного середовища, яке включає: приводний шар атмосфери, шарувате водне середовище та донні відклади. Водне середовище характеризується наявністю домішок і дрібномасштабних вихорів, а також швидкістю руху v_p . Для даної моделі водного середовища проаналізовано математичні моделі процесів забруднення та самоочищення водного середовища.

Сутність цього підходу розглянуто на прикладі класів моделей водного середовища, які можна описати хвильовим рівнянням зі скалярною змінною. Але реальне середовище характеризується незворотною передачею енергії його частинкам

(дисипацією) та залежністю швидкості поширення хвилі від частоти (дисперсією). Це можна описати введенням додаткового лінійного члена.

При збуренні середовища його опис не зводиться до лінійних хвильових рівнянь, а з врахуванням нелінійних членів набирає вигляду [14]:

$$\nabla^2 P = (1/c^2)(\partial^2 P / \partial t^2) + M_1(P) + M_2(P^2) + M_3(P^3) + \dots, \quad (2.26)$$

де ∇ – оператор Лапласа; P – тиск; c – швидкість звуку; M_i – лінійні оператори, які дають змогу описати нелінійні ефекти при поширенні хвиль у середовищі.

На базі розроблених моделей запропоновано засади створення ІВС для екологічного моніторингу водного середовища.

У працях [114-121] розроблено нову методологію побудови ІВС оперативного визначення інтегральних параметрів водного середовища, яка полягає у використанні лінійних та нелінійних ефектів взаємодії акустичних коливань з вказаними середовищами та введенні нових інформативних параметрів багаторазово відбитих сигналів, що є підставою для аналізу взаємодії вузлів систем з метою визначення всіх складових похибок, розроблення вимог до цих вузлів, а також синтезу їх структур. Введено новий інтегральний інформативний параметр – загальну концентрацію домішок у воді, який дає змогу оперативно виявляти наявність та рівень забруднення. Розроблено новий інваріантний до зміни температури акустичний метод оперативного вимірювання загальної концентрації речовин у воді, що дає змогу аналізувати неорганічні та органічні рідини, і створено засади побудови відповідних ІВС.

Нами запропоновано методологію побудови вимірювально-інформаційних систем для екологічного моніторингу водного середовища, яка полягає в одночасному вимірюванні його інтегральних, селективних, гідрофізичних параметрів та географічних координат [122-126].

Операторне рівняння процесу передавання, відбору та перетворення інформації ІВС оперативного визначення параметрів водного середовища з урахуванням конструктивних параметрів має вигляд [14]

$$\begin{aligned}
 & [P_i \{C_\Sigma; \sigma; T; pH; Eh; \gamma\}; P_c \{C_i\}; P_h \{v_x, v_y, v_z; c; rot v; \\
 & \quad H\}; \\
 & P_g \{\beta; \varphi\}] = F\{t_1; t_x; t_2\} \{L, p, \alpha, z\} [D, K_\alpha, K(\varphi), K_0], \quad (2.27)
 \end{aligned}$$

де P_i – інтегральні параметри, зокрема, C_Σ – загальна концентрація домішок у воді; σ – питома електропровідність; T – температура; pH – водневий показник; Eh – окисно-відновний потенціал; γ – нелінійний акустичний параметр; P_c – селективні параметри, зокрема, концентрації інгредієнтів C_i у приводному шарі атмосфери, водному середовищі та донних відкладах; P_h – гідрофізичні параметри, зокрема, v_x, v_y, v_z – компоненти швидкості течії, c – швидкість звуку; $rot v$ – вихровий компонент швидкості течії; H – рівень води; P_g – географічні координати, широта β та довгота φ ; L – база вимірювань; t_1, t_2, t_x, p, α – вхідні параметри, відповідно, часи проходження акустичних сигналів вздовж вимірювальної бази у протилежних напрямках або в еталонній та досліджуваній рідині, різниця часів проходження, тиск рідини і коефіцієнт поглинання; $D, K_\alpha, K(\varphi), K_0$ – конструктивні параметри, що враховують геометричні розміри сенсора, акустичні властивості водного середовища, діаграму спрямованості, взаємне розміщення сенсорів один відносно одного; z – величина, яка характеризує неточність моделі, до складу якої входять наступні параметри: розкид чутливості акустичних сенсорів, роздільна здатність за частотою, швидкість потоку, наявність турбулентності тощо.

На основі запропонованої методології розроблено структуру інформаційно-вимірювальної системи для екологічного моніторингу водного середовища.

2.4. Синтез структурної схеми вимірювально-інформаційної системи

Прецизійні вимірювання стану водного середовища є надзвичайно складною проблемою, що охоплює такі взаємопов'язані аспекти: мету дослідження та структуру досліджуваних океанологічних полів, рівняння стану водного середовища, принципи вимірювань та метрологічної атестації, методи побудови ВІС, методи опрацювання результатів вимірювань та оцінки похибок відновлення. У неоднорідних середовищах, до яких відноситься і водне середовище, це і проблема динамічних вимірювань. Специфіка досліджень водного середовища полягає у тому, що дотепер прямими методами *in situ* можна виміряти не всі, а тільки деякі параметри, які характеризують його термодинамічний стан, зокрема, температуру T , тиск P , питому електропровідність σ , швидкість звука C та показник заломлення світла n . Але такі важливі параметри як солоність S і густина ρ прямим методом з необхідною точністю *in situ* не вимірюються, а розраховуються на основі функціонально з ними пов'язаних параметрів.

Зараз у гідрографії основні відомості про стан водного середовища отримують з допомогою автоматизованих вимірювально-обчислювальних комплексів, основу яких складають STD-зонди, що вимірюють прямим методом параметри σ , T , P , на основі яких розраховуються густина, солоність та інші непрямо вимірювані елементи стану. Але STD-зонди мають принципові недоліки, зумовлені інерційністю сенсора температури, різними об'ємами просторового усереднення сенсорів температури та електропровідності та їх просторовим рознесенням.

Узагальнену структурну схему відбору інформації під час екологічного моніторингу водоймищ-охолоджувачів атомних електростанцій розроблено у [1], яка містить такі вимірювальні

канали: загальної концентрації C_{Σ} домішок у воді (або її складової солоності S), вихрового компонента швидкості потоку $rot_z v$, компонентів течії v_x та v_y , визначення напрямку течії φ , температури T , питомої електропровідності σ та концентрацій компонентів водного середовища Ca, Mg, Cl .

Нижче виконано синтез структурної схеми ВІС для екологічного моніторингу водного середовища.

Як показано в [1], для вимірювання загальної концентрації домішок у воді C_{Σ} доцільно використати ультразвуковий метод і, відповідно ультразвукові перетворювачі. Параметр C_{Σ} визначають із залежності

$$C_{\Sigma} = KLt_x / (t_e t_d), \quad (2.28)$$

де L – віддаль між поверхнями відбивань; t_e і t_d – часи поширення звуку в еталонному та досліджуваному каналах; K – коефіцієнт пропорційності; $t_x = t_e - t_d$.

Особливістю вимірювання параметра C_{Σ} є використання багаторазово відбитих сигналів, що дає змогу визначити загальну концентрацію домішок у воді в реальному часі, незалежно від температури та тиску води, а також аналіз неорганічних та органічних рідин.

Для визначення низьких провідностей води використовують ємнісний перетворювач, який має найменшу нижню границю діапазону вимірювання питомої електричної провідності (0,01 См/м) і дозволяє оцінювати низькі концентрації солей у воді з похибкою 2...5% при статичній чутливості (10^{-3} ... 10^{-4} См/м). Йому також властиві достатньо високі характеристики просторового усереднення (міра просторового усереднення 0,005...0,01 м) [14].

Для вимірювання водневого показника pH , окисно-відновного потенціалу Eh доцільно використовувати сенсори на основі іоноселективних електродів [1].

Сенсори на основі іоноселективних електродів призначено для вимірювання водневого показника pH та селективних параметрів C_i .

Визначення нелінійного акустичного параметра γ [127] здійснено шляхом вимірювання тиску p , густини ρ , швидкості поширення звуку C в середовищі, рівноважної швидкості звуку C_0 , ізотермічного коефіцієнта тиску $G = \partial C / \partial p$:

$$\gamma = 1 + 2\rho_0^2 G^2 p / \rho + 2\rho_0 G [(p/\rho)(1 + \rho_0^2 G^2 p / \rho)]^{0.5}. \quad (2.29)$$

Значення параметра γ для "звичайних" однорідних середовищ – газу, води, скла, плавленого кварцу і т.д. лежать в діапазоні від 3 до 10. Набагато більші його значення (до 10^3 – 10^4) спостерігаються для середовищ із "складною" структурою – води з пухирцями газу, пористих пластизолів, деяких земних порід, зернистих середовищ.

Для вимірювання селективних параметрів C_i доцільно використати іоноселективні електроди. Використання сенсорів на основі іоноселективних електродів дає змогу при необхідності розширити перелік автоматично вимірюваних безпосередньо в середовищі речовин без змін системи.

Розроблено новий підхід одночасного визначення гідрофізичних параметрів водного середовища: вихрового компонента швидкості течії, компонентів швидкості звуку та течії, в основу якого покладено ультразвуковий метод [1].

На основі запропонованої методології нами розроблено структурну схему інформаційно-вимірювальної системи для екологічного моніторингу водного середовища (рис. 2.3).

Схема містить модуль вимірювання інтегральних параметрів *МВІП*, модуль вимірювання селективних параметрів *МВСП*, модуль вимірювання гідрофізичних параметрів *МВГП*, модуль інтерфейсу *МІ*, персональний комп'ютер *ПК*, блок керування *БК* та блок живлення *БЖ*. *МВІП* містить такі вимірювальні канали: загальної концентрації C_Σ домішок у воді BKC_Σ , питомої електропровідності $BK\sigma$, температури T *BKT*, водневого

показника рН $BKpH$, нелінійний акустичний параметра $\gamma BK\gamma$, окисно-відновного потенціалу $Eh BKEh$, показника світло пропускання $\alpha BK\alpha$. МВСП містить вимірювальні канали: нітратів $BKNO_3$, хлоридів $BKCl$, амонію $BKNH_4$, сульфатів $BKSO_4$, кисню BKO_2 , заліза $BKFe$, свинцю $BKPb$. МВГП містить вимірювальні канали: компонентів течії $v_x, v_y, v_z - BKv_x, BKv_y, BKv_z$, швидкості звуку c ВКС, вихрового компонента швидкості потоку $rotv BKrotv$, глибини $H BKH$ [27].

Кожний з вимірювальних каналів містить сенсор S , вторинний вимірювальний перетворювач $BBП$ та аналого-цифровий перетворювач $АЦП$. Отримані дані надходять через інтерфейс у банк даних і систему прийняття рішення на основі персонального комп'ютера ПК. Дані спостережень за відповідними розробленими алгоритмами порівнюють з даними, які містяться у банку моделей, і система прийняття рішення надсилає інформацію у систему керування станом середовища, яка приймає відповідні управлінські рішення.

Зазначимо, що система прийняття рішення та керування станом водного середовища, банки даних і моделей становлять експертну систему, що є новим кроком у розробленні нових інформаційних технологій.

Отже, синтезовано структурну схему вимірювально-інформаційної системи для екологічного моніторингу водного середовища, яка дає змогу одночасно вимірювати його інтегральні, селективні, гідрофізичні параметри та географічні координати.

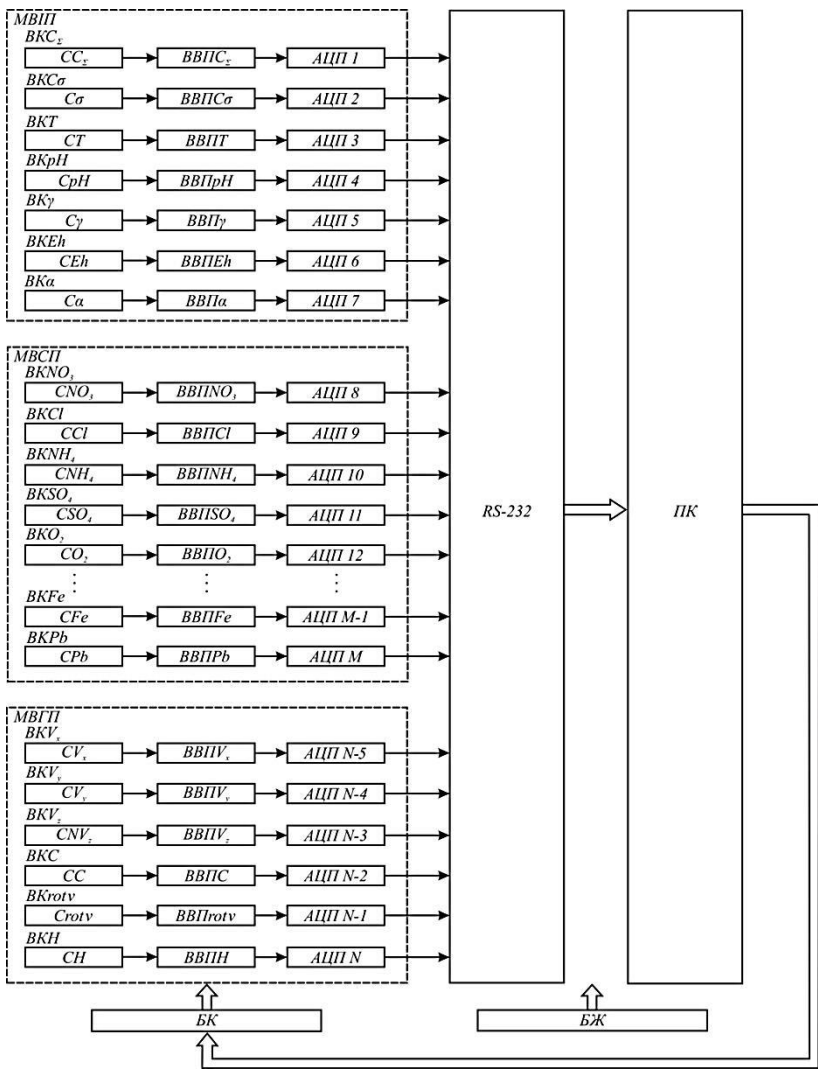


Рис. 2.3. Структурна схема вимірювально-інформаційної системи

2.5. Підвищення точності ультразвукових вимірювально-інформаційних систем для оперативного екологічного моніторингу водного середовища

Застосування мікропроцесорів у вимірювальній, особливо у аналітичній техніці відкрило шлях до використання досягнень обчислювальної техніки в ВІС, без чого неможливо впровадження ефективних методів, які значно підвищують їх точність та експлуатаційні характеристики. Мікропроцесорна техніка дає змогу:

- реалізувати алгоритми підвищення точності (метод зразкових сигналів, тестові методи, методи додаткових вимірювань) [1, 117-121] і зменшити внаслідок цього систематичні повільно змінні похибки, розширити діапазони допустимих коливань параметрів зовнішнього середовища, спростити ВІС;

- здійснити опрацювання вимірювальної інформації за спеціальними програмами;

- суттєво зменшити випадкову складову похибки завдяки статистичному опрацюванню результатів вимірювань;

- виконати автокалібрування ВІС та діагностику несправностей, автоматизувати багато додаткових функцій, спростити обслуговування;

- спростити ВІС за рахунок виконання логічних функцій програмою, зменшити трудомісткість проектування та виготовлення ВІС.

У багатьох пристроях реалізуються такі перераховані можливості, але не знаходять застосування алгоритмічні методи підвищення точності вимірювання, що призводить до недостатньо ефективного використання вбудованих мікро-ЕОМ. Це пояснюється тим, що використання алгоритмічних методів підвищення точності вимагає зміни структури ВІС, підбору стандартних зразків та тестів.

Розглянемо запропонований нами метод підвищення точності вимірювання концентрації рідин в ультразвуковій інформаційно-вимірювальній системі [1].

До комп'ютерних ВІС для оперативного екологічного моніторингу водного середовища ставляться такі вимоги:

- проведення моніторингу безпосередньо на досліджуваному об'єкті в реальному часі;

- врахування та використання апріорної інформації про досліджуваний об'єкт або процес;

- можливість здійснення попередньої класифікації (уточнення моделі) досліджуваного об'єкту з наступним вибором адекватних алгоритмів вимірювання і відповідного вимірювального обладнання;

- попереднє автоматичне планування експерименту шляхом оптимізації заданих показників якості результатів вимірювань на ідентифікованому класі моделей досліджуваного об'єкту або процесу;

- можливість здійснення автоматичного самопівірювання і самокалібрування вибраних вимірювальних каналів;

- параметрична адаптація вимірювальних алгоритмів у рамках вибраного класу до можливих змін умов експерименту і вхідних впливів;

- цифрова реєстрація інформації та наявність діалогового інтерфейсу з оператором, що дозволяє контролювати хід вимірювального експерименту, втручатися в нього у випадку необхідності, виводити отримані результати;

- здатність до самонавчання, тобто можливість сприймати нові знання, поповнювати ними власний банк знань, і активно використовувати їх при визначенні алгоритмів свого функціонування;

- стискання інформації, що міститься в результатах вимірювань, і видавання її в компактній та зручній для сприйняття формі оператору разом з оцінкою похибок

вимірювань та їх вірогідності і рішенням, яке в необхідних випадках треба прийняти за результатами вимірювань;

– висока надійність при обмежених масо-габаритних характеристиках та мінімальному споживанні.

Очевидно, що перераховані функції можна виконати тільки засіб вимірювань, що має в своєму складі мікро-ЕОМ з реалізованою системою керування банками даних і який має достатньо розвинуте вимірювальне і допоміжне периферійне обладнання. Отже, комп'ютерні ВІС можна було б охарактеризувати як засіб вимірювальної техніки, що містить мікро-ЕОМ і розвинуту вимірювальну периферію, що сприймає і використовує апріорну та поточну інформацію, приймає рішення, що визначають власну поведінку, контролює свою працездатність, самонавчається і спілкується з людиною-оператором.

Основними принципами побудови ВІС є: одночасний аналіз температури, питомої електропровідності та сумарної концентрації солоності води; автоматизація вимірювань та калібрування; передавання інформації інтерфейсом для зв'язку з персональним комп'ютером та у мережу Інтернет; тривала стабільність роботи в автономному режимі.

У Національному університеті "Львівська політехніка" розроблено ВІС для екологічного моніторингу водного середовища, в якій використано ультразвуковий, кондуктометричний та іонометричний методи [40, 105]. У цій ВІС як алгоритмічний метод підвищення точності визначення загальної концентрації речовин у воді пропонується застосувати метод зразкових сигналів, що дає змогу зменшити систематичну та повільнозмінну похибки [128]. У даному випадку цей метод найбільше підходить, оскільки для рідин порівняно легко приготувати і атестувати з високим ступенем точності (за ГОСТ 14870-77) однорідні та однотипні розчини рідин з відомими

концентраціями (вбудовані стандартні зразки підприємства за ГОСТ 8.315-78).

Ультразвуковий канал ВІС реалізовано у вигляді триканального пристрою, у двох каналах якого знаходяться зразкові розчини води в аналізованій рідині, які відповідають початку і закінченню діапазону вимірювання, а в третьому - вимірювана рідина.

Структурну схему ультразвукового каналу ВІС "АКВАТЕСТ-03" [35] наведено на рис. 2.4. Його можна умовно розділити на три частини: I - первинні перетворювачі (сенсори); II - вимірювачі часових інтервалів; III - мікроконтролер. Концентратомір працює так. Імпульси з частотою відліків f_0 запускають генератор зондування 6. Електричний імпульс зондування через комутатори 3 і 3' надходить на обернені акустичні перетворювачі 2, 2' і 2'', які перетворюють його в акустичні імпульси. Ці імпульси поширюються в досліджуваному та двох еталонних середовищах на базі L, багаторазово відбиваються від відбивачів 1, 1', 1'' і обернених акустичних перетворювачів 2, 2' і 2'', поступово загасають за амплітудою (рис. 2.5).

Кожного разу при відбиванні від перетворювачів 2, 2', 2'' частина енергії звукового імпульсу перетворюється в електричні сигнали, які через комутатори 3, 3', 3'' надходять на входи схеми вимірювання часових інтервалів 4 та часу поширення звуку в еталонному середовищі 5. На виході блоків 4 та 5 формуються часові інтервали T_x і T_e , які визначають лічильниками імпульсів 8 і 8', куди надходять імпульси еталонної частоти f_0 з генератора 7. Ці дані заносять у мікроконтролер 9.

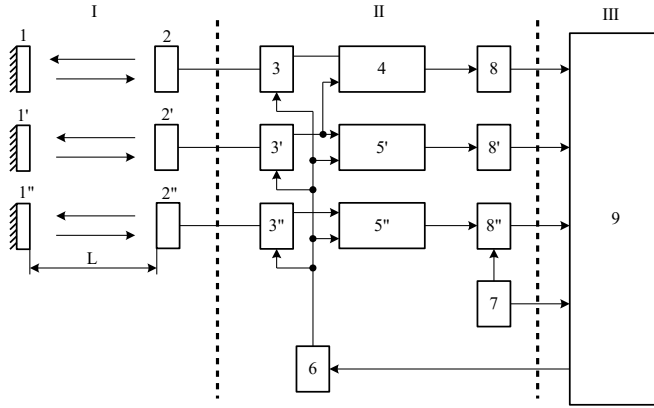


Рис. 2.4. Структурна схема акустичного каналу: 1, 1', 1'' - відбивачі; 2, 2', 2'' - акустичні сенсори; 3, 3', 3'' - комутатори; 4 - блок вимірювання часових інтервалів; 5' і 5'' - блоки вимірювання часу поширення звуку в еталонних середовищах; 6 - генератор зондування; 7 - кварцовий генератор; 8, 8', 8'' - лічильники; 9 - мікроконтролер

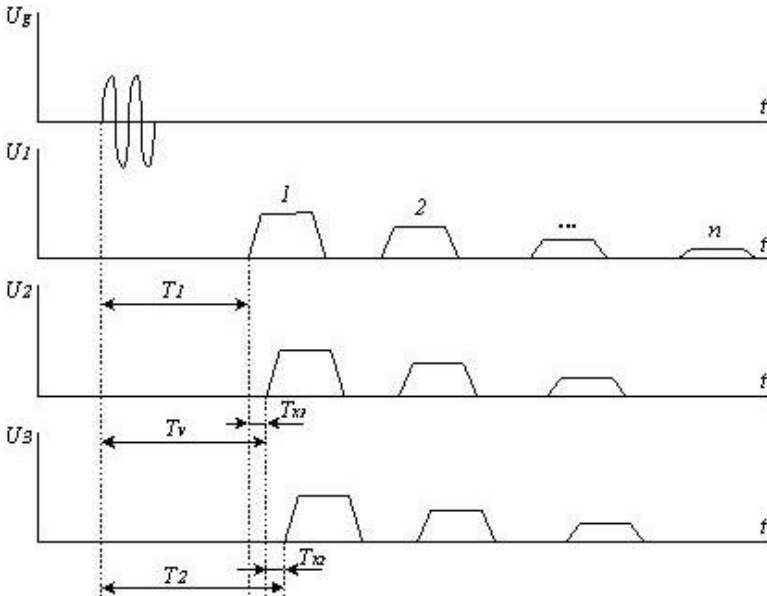


Рис. 2.5. Часові діаграми багаторазово відбитих сигналів

При лінійній залежності вихідного часового інтервалу від інтенсивності I ультразвукового сигналу, що поширився через вимірювальний канал, маємо

$$T_V = a_0 + a_1 I, \quad (2.30)$$

де a_0 і a_1 - коефіцієнти реальної функції перетворення, а при проходженні ультразвукового сигналу через канали 4 і 9, заповнені зразковими розчинами з концентраціями C_1 і C_2 , відповідно отримаємо

$$T_1 = a_0 + a_1 I_1, \quad (2.31)$$

$$T_2 = a_0 + a_1 I_2. \quad (2.32)$$

Коефіцієнти a_0 і a_1 змінюються у часі при впливі зовнішніх збурень на електричні та акустичні елементи схеми, що особливо виявляється при ультразвукових вимірюваннях, але за короткий період вимірювану концентрацію води C_Σ і коефіцієнти функцій перетворення можна вважати постійними.

При збереженні лінійного закону поширення ультразвукових хвиль в однакових з акустичної точки зору каналах

$$I/I_0 = 10^{-\alpha C_\Sigma}; \quad I_1/I_0 = 10^{-\alpha C_1}; \quad I_2/I_0 = 10^{-\alpha C_2}; \quad (2.33)$$

де I_0 , I_1 , I_2 , I - інтенсивність випромінювання на входах і виходах каналів, α - нахил градувальної характеристики ВІС.

З врахуванням (2.28) – (2.30) залежність (2.27) набуде вигляду

$$T_V = (T_2 10^{-\alpha C_1} - T_1 10^{-\alpha C_2}) / (10^{-\alpha C_1} - 10^{-\alpha C_2}) + [(T_1 - T_2) / (10^{-\alpha C_1} - 10^{-\alpha C_2})] 10^{-\alpha C_\Sigma}, \quad (2.34)$$

звідки визначається загальна концентрація домішок у воді

$$C_\Sigma = \frac{1}{\alpha} \lg \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right). \quad (2.35)$$

У (2.35) концентрація C_Σ не залежить від a_0 і a_1 і є функцією тільки часових інтервалів T_v , T_1 і T_2 , вимірюваних за короткий інтервал часу, і концентрацій C_1 і C_2 , відомих з високим ступенем точності. Алгоритм (2.35) реалізується вбудованою мікро-ЕОМ,

в яку надходять часові інтервали T , T_1 і T_2 , а параметри α , C_1 і C_2 вводяться вручну. Мікроконтролер обчислює загальну концентрацію C_{Σ} і подає її значення у цифровій формі на персональний комп'ютер.

2.6. Аналіз методичної похибки вимірювання загальної концентрації домішок у воді

Виконаємо аналіз методичної похибки вимірювання загальної концентрації домішок у воді.

Візьмемо повний диференціал виразу (2.35), у результаті отримаємо

$$\begin{aligned}
 dC &= \frac{\partial C}{\partial T_1} dT_1 + \frac{\partial C}{\partial T_2} dT_2 + \frac{\partial C}{\partial T_v} dT_v = \\
 &= \frac{1}{\alpha} \frac{\partial}{\partial T_1} \left[\lg \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right) \right] dT_1 + \\
 &+ \frac{1}{\alpha} \frac{\partial}{\partial T_2} \left[\lg \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right) \right] dT_2 + \\
 &+ \frac{1}{\alpha} \frac{\partial}{\partial T_v} \left[\lg \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right) \right] dT_v = \\
 &= \frac{\lg e}{\alpha} \frac{1}{\left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right)} \frac{\partial}{\partial T_1} \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \right. \\
 &\quad \left. + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right) dT_1 + \\
 &+ \frac{\lg e}{\alpha} \frac{1}{\left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right)} \frac{\partial}{\partial T_2} \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \right.
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
& + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-ac_2} \Big) dT_2 + \\
& + \frac{\lg e}{\alpha} \frac{1}{\left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-ac_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-ac_2} \right)} \frac{\partial}{\partial T_v} \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-ac_1} + \right. \\
& \left. + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-ac_2} \right) dT_v = \\
& = \frac{\lg e}{\alpha} \frac{1}{\left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-ac_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-ac_2} \right)} \frac{T_v - T_2}{(T_1 - T_2)^2} (10^{-ac_2} - 10^{-ac_1}) dT_1 \cdot \\
& + \frac{\lg e}{\alpha} \frac{1}{\left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-ac_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-ac_2} \right)} \frac{T_v - T_1}{(T_1 - T_2)^2} (10^{-ac_1} - 10^{-ac_2}) dT_2 \cdot \\
& + \frac{\lg e}{\alpha} \frac{1}{\left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-ac_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-ac_2} \right)} \frac{1}{(T_1 - T_2)} (10^{-ac_1} - 10^{-ac_2}) dT_v
\end{aligned} \tag{2.36}$$

Використовуючи (2.36) та перейшовши до приростів, отримаємо залежність відносної методичної похибки вимірювання загальної концентрації домішок у воді δ від середньоквадратичного відхилення σ_{T_v} , яка має вигляд

Побудовано (рис. 2.6) залежності δ від σ_{T_v} при різних значеннях α та при $C_1=0,1$ та $C_2=0,9$. При $\alpha > 3$ та $\Delta T_1 = \Delta T_2 = \Delta T_v = \Delta T = 10^{-3}$ похибка вимірювання концентрації не перевищує 5 % у діапазоні σ_{T_v} від 0,2 до 1. Зі зменшенням похибки $\Delta T = 10^{-4}$ та при $C_1=0,1$ та $C_2=0,9$ похибка вимірювання концентрації (рис. 2.7) не перевищує 1 % у діапазоні σ_{T_v} від 0,2 до 1. Зі зменшенням похибки $\Delta T = 10^{-5}$ та при $C_1=0,1$ та $C_2=0,9$ похибка вимірювання концентрації (рис. 2.8) не перевищує 0,12 % у діапазоні σ_{T_v} від 0,2 до 1. При розрахунку залежностей (рис. 2.6–рис. 2.8) прийнято, що похибки вимірювання концентрацій

C_1 і C_2 мають значення порядку 10^{-5} і тому ними можна знехтувати.

$$\begin{aligned} \delta C &= \Delta C / C \cdot 100 = 100 \cdot \\ & \cdot \left| \lg e^{\left| \frac{1}{((T_v - T_2)10^{-\alpha C_1} + (T_1 - T_v)10^{-\alpha C_2})} \frac{T_v - T_2}{(T_1 - T_2)} \right|} \right. \\ & \quad \cdot \left. \left(10^{-\alpha C_2} - 10^{-\alpha C_1} \right) \Delta T_1 + \right. \\ & + \left| \frac{1}{((T_v - T_2)10^{-\alpha C_1} + (T_1 - T_v)10^{-\alpha C_2})} \frac{T_v - T_1}{(T_1 - T_2)} \left(10^{-\alpha C_1} - \right. \right. \\ & \quad \left. \left. - 10^{-\alpha C_2} \right) \Delta T_2 \right| + \\ & + \left| \frac{1}{((T_v - T_2)10^{-\alpha C_1} + (T_1 - T_v)10^{-\alpha C_2})} \left(10^{-\alpha C_1} - 10^{-\alpha C_2} \right) \Delta T_v \right| \Big/ \\ & \quad \left. / \lg \left(\frac{T_v - T_2}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_1} + \frac{T_1 - T_v}{T_1 - T_2} 10^{-\alpha C_2} \right) \right\}, \end{aligned} \quad (2.37)$$

де ΔT_1 , ΔT_2 , ΔT_v – абсолютні похибки вимірювання часових інтервалів, відповідно, T_1 , T_2 , T_v .

При використанні алгоритмічних методів підвищення точності, до яких відноситься і метод зразкових сигналів, через додаткові вимірювальні цикли може підвищуватися випадкова складова похибки, а також зменшується швидкодія ВІС, але у багатьох практичних випадках зменшення швидкодії ВІС не суттєво, а статистичним усередненням, що здійснюється тією ж мікро-ЕОМ, можна добитися зменшення і випадкової складової похибки.

Отже, використання додаткового вимірювального каналу та методу зразкових сигналів дає змогу зменшити на порядок похибки вимірювань концентрації рідин.

Якщо залежність між часовими параметрами та інтенсивністю випромінювання нелінійна, то її апроксимують лінійними ділянками, ВІС буде мати тоді $K+1$ каналів, де K – число ділянок кусково-лінійної апроксимації.

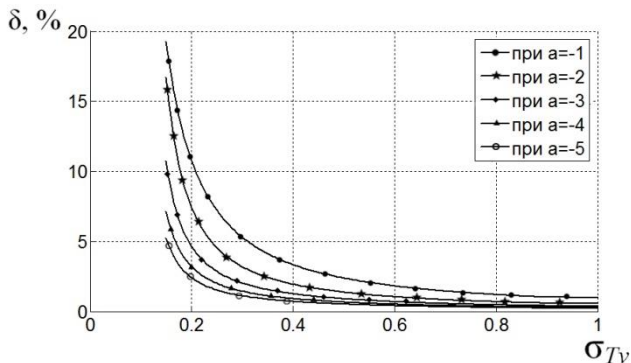


Рис. 2.6. Залежність δ від σ_{Tv} при $\Delta_T=10^{-3}$

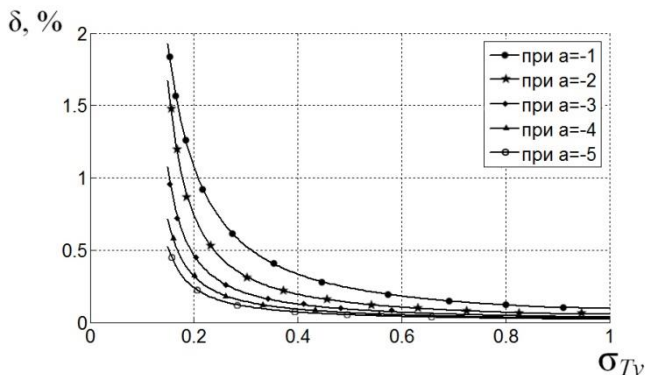


Рис. 2.7. Залежність δ від σ_{Tv} при $\Delta_T=10^{-4}$

Отже, у цьому розділі розроблено інформаційну модель акустичного зондування водного середовища, в її основу покладено випромінювання акустичного сигналу $C(t)$ багатьма каналами у середовище і отримання суми багаторазово відбитих сигналів БВС $S(t)$ у кожному з них.

Розроблено єдиний методологічний підхід, який покладено в основу побудови ВІС акустичного моніторингу водного середовища та донних відкладів. Він полягає у використанні лінійних та нелінійних ефектів взаємодії акустичних коливань з вказаними

середовищами та введенні нових параметрів багаторазово відбитих сигналів, що є основою для аналізу взаємодії вузлів систем з метою визначення всіх складових похибок, розроблення вимог до цих вузлів, а також синтезу їх структур.

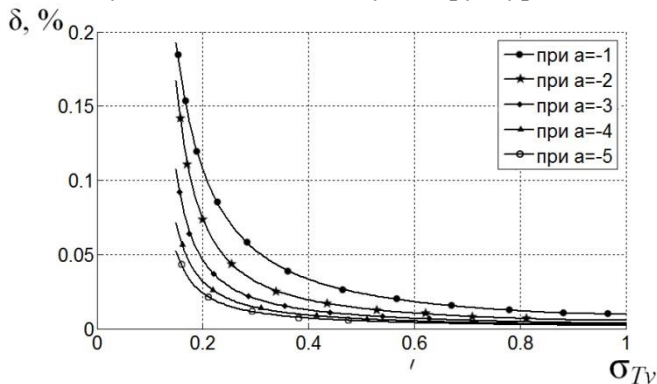


Рис. 2.8. Залежність δ від σ_{Tv} при $\Delta_T=10^{-5}$

Розроблено нову методологію побудови комп'ютерних інформаційно-вимірювальних систем для екологічного моніторингу водного середовища, в основу якої покладено одночасне вимірювання його інтегральних, селективних, гідрофізичних параметрів та географічних координат, що є підставою для розроблення вимог до ВІС.

Запропоновано новий інваріантний до зміни температури акустичний метод вимірювання загальної концентрації домішок у воді, в основу якого покладено вимірювання часових параметрів ультразвукових багаторазово відбитих сигналів у двох еталонних та досліджуваному середовищах, що дало змогу зменшити на порядок похибки вимірювань концентрації, і аналізувати неорганічні та органічні рідини.

Отримано залежність методичної похибки визначення загальної концентрації домішок у водному середовищі і на цій основі мінімізовано сумарну похибку вимірювання комп'ютерних ультразвукових ВІС.

РОЗДІЛ 3.

ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ КОНДУКТОМЕТРИЧНИХ ЗАСОБІВ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

3.1. Опрацювання кондуктометричного дослідження поверхневих вод та формулювання висновків щодо ефективності його застосування

Кондуктометрія (від conductivity – електропровідність та metreo – вимірювання) – сукупність електрохімічних методів аналізу, заснованих на вимірюванні електропровідності рідких електролітів [129-134].

Кондуктометрію використовують у лабораторній та виробничій практиці для проведення хімічного аналізу, фізико-хімічних досліджень та автоматизованого контролю багатьох технологічних параметрів, зокрема визначення концентрації розчинів солей, кислот, лугів, для контролю складу води та деяких промислових розчинів.

Загальний солеміст визначає осмотичний тиск, однак практичне вимірювання цього параметру є достатньо складним. Тому для визначення загального сольового вмісту зручніше використовувати властивість водних розчинів проводити електричний струм. Електропровідність природних вод залежить, здебільшого, від концентрації розчинених мінеральних солей та температури. Природні води представляють в основному розчини сумішей сильних електролітів. Мінеральну частину води складають іони Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- . Цими іонами і обумовлена електропровідність природних вод. Наявність малих концентрацій інших іонів, наприклад, Fe^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- не сильно впливає на електропровідність розчину. На правильність оцінки мінералізації розчину за питомою електропровідністю значною

мірою впливають температура та неоднакова електропровідність різних солей. Для приблизної оцінки мінералізації за рівнем електропровідності розчину використовують таке співвідношення $M = A \cdot \sigma$, де A – емпіричний перевідний коефіцієнт, що варіюється в межах 0.55-0.75 в залежності від типу досліджуваних розчинів. Для природної, поверхневої та водопровідної води зазвичай $A_{ст} = 0,66$.

Тож питома електропровідність є зручним сумарним індикаторним показником антропогенного впливу, що слугує для наближеного визначення сумарної концентрації електролітів і використовується у програмах спостереження за станом водного середовища для оцінки мінералізації вод.

Мінералізація M , (г/л) – це сумарний кількісний показник вмісту розчинених у воді речовин. Цей параметр також називають вмістом розчинних твердих речовин або загальним солевмістом, оскільки розчинені у воді речовини перебувають саме у вигляді солей. До найпоширеніших відносять неорганічні солі та деякі розчинні у воді органічні речовини. Рівень солевмісту у воді обумовлено якістю води у природних джерелах (яка суттєво відрізняється в різних геологічних регіонах внаслідок різної розчинності мінералів). Окрім природних факторів, на загальну мінералізацію води впливають техногенні фактори, зокрема промислові стічні води та міські дощові стоки.

Мінералізація природних вод змінюється в досить широкому діапазоні [135–139]. Для більшості річок характерна мінералізація від кількох десятків міліграмів на літр до декількох сотень. Питома електропровідність річкових вод знаходиться в межах від 30 мкСм/см до 1500 мкСм/см [80]. Мінералізація підземних вод та солених озер змінюється в інтервалі від 40-50 мг/л до 650 мг/кг. А питома електропровідність атмосферних опадів (з мінералізацією від 3 до 60 мг/л) становить 20-120 мкСм/см. Багато підприємств, сільське господарство та підприємства водопостачання висувають свої вимоги до якості

води, зокрема і до її мінералізації. Вода з великим вмістом солей негативно впливає на рослини та худобу, ускладнює технологічний процес та знижує якість продукції, спричиняє утворення накипу на стінках котлів, корозію, засолення ґрунтів.

Сьогодні використовується така класифікація природних вод за мінералізацією (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Класифікація природних вод за мінералізацією

Категорія вод	Мінералізація, г/л
Ультрапрісні	< 0,2
Прісні	0,2-0,5
Води з відносно підвищеною мінералізацією	0,5-1,0
Солонуваті	1,0-3,0
Солоні	3,0-10,0
Води з підвищеною солоністю	10,0-35,0
Розсоли	>35,0

У відповідності до гігієнічних вимог до якості питної води сумарна мінералізація не повинна перевищувати значення 1 г/л, а для водогону, що подає воду без відповідної обробки (наприклад з артезіанських свердловин), допускається підвищення мінералізації до 1,5 г/л.

Кондуктометричні методи аналізу засновані на вимірюванні електропровідності досліджуваних розчинів. Існує кілька методів кондуктометричного аналізу:

- пряма кондуктометрія – метод, що дозволяє безпосередньо визначати концентрацію електроліту шляхом вимірювання електропровідності розчину з відомим якісним складом;

- кондуктометричного титрування – метод аналізу, заснований на визначенні вмісту речовини кривій титрування. Криву будують за вимірюваннями питомої електропровідності аналізованого розчину (змінюється в результаті хімічних реакцій в процесі титрування);

– хронокондуктометричне титрування – засноване на визначенні змісту речовини по витраченому на титрування часу, автоматично фіксується на діаграмній стрічці реєстратора кривої титрування.

Кондуктометрія належить до найпоширеніших методів дослідження розчинів і рідких систем взагалі, зокрема природних вод. Розглянемо основні види кондуктометрії.

Під час контактних кондуктометричних вимірювань з використанням дво (чотири)-електродних електролітичних комірок на результат істотно впливають процеси, що протікають на міжфазній границі електрод – розчин електроліту. У контактних кондуктометричних комірках електроди відіграють подвійну роль: вони слугують як для підведення робочого струму, так і для визначення спаду напруги у досліджуваному розчині. Відтак достовірні результати можна отримати лише забезпечивши постійну амплітуду струму, що підводиться до комірки, а також залежність спаду напруги на електродах комірки тільки від властивостей досліджуваного розчину. Перебіг електродних процесів перешкоджає виконанню цих умов. Тому найуживанішими є інертні електроди, виготовлені з Pt, Ti, графіту та нержавіючої сталі.

Контактні методи відрізняються високою точністю. Їх застосовують не лише для хімічного аналізу, але і для вивчення кінетики реакцій, визначення констант дисоціації (асоціації) електролітів, розчинності осадів, коефіцієнтів дифузії і т.д.

У прямій кондуктометрії фізико-хімічну величину (концентрацію розчиненої речовини, ступінь дисоціації електроліту та ін.) знаходять за зміною питомої електропровідності за заданої температури. Зазвичай цей метод застосовують для аналізу розведених розчинів. Для роботи з концентрованими розчинами необхідно будувати градувальні графіки.

Якщо у розчині знаходиться суміш різних електролітів, що не взаємодіють між собою, то електропровідність розчину є величиною адитивною. Отже, пряма кондуктометрії є неселективним методом, придатним, здебільшого, для вимірювання концентрації бінарних і псевдобінарних розчинів. Визначити концентрацію речовини в присутності інших електролітів можливо лише за умови постійної концентрації останніх. Пряме вимірювання питомої електропровідності покладено в основу конструкцій солемірів та інших кондуктометричних пристроїв, призначених для визначення різних солей в мінеральній, річковій і морській водах, фізіологічних рідинах та ін. Пряму кондуктометрію застосовують під час контролю ефективності очищення води та промивання осадів, для оцінки якості вин, соків, інших напоїв, чистоти органічних розчинників, газів, твердих солей, текстильних матеріалів, паперу, ґрунту.

Непряма кондуктометрія дає змогу аналізувати суміші різних електролітів. Одночасно з електропровідністю розчинів вимірюють рефракцію, рН, в'язкість, густину або інші величини. Кількісний склад суміші визначають на основі сукупності всіх експериментальних даних.

Кондуктометричне титрування базується на вимірюванні зміни електропровідності розчину, обумовленої проходженням хімічних реакцій, що спричиняють зміну концентрації іонів різної рухливості. Кондуктометричне титрування проводять у водних, водно-органічних і неводних середовищах. Криві титрування (залежність електропровідності від кількості доданого титранту) мають злам в точці еквівалентності. У випадку титрування сумішею електролітів число зламів кривої титрування відповідає числу розчинених компонентів, що взаємодіють з титрантом.

Безконтактні методи застосовуються для відносних вимірювань електропровідності, переважно для

високочастотного титрування. Вимірювання проводять у комірках ємнісного або індуктивного типу, які складаються з діелектричної посудини, обладнаної зовнішніми металевими електродами або розташованої в магнітному полі котушки індуктивності.

Електропровідності, обумовленій струмом високої частоти, притаманні реальне переміщення зарядів та втрати електричної енергії у безконтактних комірках. Ці процеси проявляються через зміну реактивної складової X повного опору (імпедансу) електричного кола $Z^2 = R^2 + X^2$, де R – активний опір, $X = X_L - X_C$, X_L та X_C – відповідний індуктивний та ємнісний опір кола.

Індуктивні комірки використовують для вимірювання відносно високих значень електропровідності, а ємнісні – під час роботи з розчинами з низькою електропровідністю. Для підвищення чутливості ємнісних комірок використовують діелектрики з високою діелектричною проникністю, зменшують товщину стінок посудини та збільшують площу електродів. Основним способом підвищення чутливості індуктивних комірок є збільшення об'єму проби. У практиці часто використовують комбіновані LC -комірки, RC -та RL -комірки з підвищеною чутливістю, а також багатоланкові комірки.

Безконтактні методи кондуктометрії поступаються контактним за своєю точністю, однак перевершують їх за рівнем чутливості. Крім того, завдяки цілковитій відсутності безпосереднього контакту електроду з досліджуванним середовищем, безконтактна кондуктометрія дає змогу проводити вимірювання за високих і низьких температур, у агресивних середовищах, у замкнених об'ємах. Крім того, вони використовуються для кислотно-лужного титрування, детектування речовин в хроматографії, експрес-аналізу органічних сполук, повітря та промислових газів, аналізу хімічних реактивів, контролю якості лікарських засобів в

герметичних ампулах, для вивчення комплексоутворення, гідролізу, сольватації, фазових переходів.

Електропровідність розчинів електролітів залежить від концентрації, тиску, температури, природи речовини та розчинника, в'язкості, діелектричної проникності. Питома електропровідність розчину електроліту – це електропровідність 1 м^3 розчину, розміщеного між двома паралельними електродами площею 1 м^2 кожен, розташованими на відстані 1 м один від одного. У системі СІ питому електропровідність вимірюють у сіменсах на метр (См/м). Значення питомої електропровідності водних розчинів залежить від таких факторів, як природа електроліту, температура та концентрація розчину. Зі збільшенням концентрації питома електропровідність розчинів поступово зростає, досягаючи деякого максимального значення, а потім починає зменшуватися. Ця залежність чітко проявляється у сильних електролітах і значно гірше у слабких. Сильними називають електроліти, що майже повністю дисоціюють і тому є добрими провідниками струму, слабкі ж електроліти дисоціюють значно менше, а тому проводять електричний струм гірше. З підвищенням температури електроліту спостерігається зростання питомої електропровідності розчину, обумовлене збільшенням швидкості руху іонів, внаслідок зменшення в'язкості середовища, часткової дегідратації іонів та збільшення ступеня дисоціації (для слабких електролітів).

Отже, основними перевагами кондуктометричного методу для дослідження природних вод є: значна чутливість (нижня межа досліджуваних концентрацій $10^{-4} - 10^{-5} \text{ М}$, досить висока точність (відносна похибка вимірювання $0,1 - 2,0 \%$), простота методик, доступність апаратури, можливість дослідження сильно забарвлених і каламутних розчинів, а також автоматизації аналізу. На практиці використовують як постійно струмові, так і змінно струмові схеми кондуктометричних вимірювань, останні поділяють на низькочастотні (частота струму $<10^5 \text{ Гц}$) та

високочастотні ($>10^5$ Гц). Крім того, в залежності від наявності або відсутності контакту між досліджуваним електролітом і вхідним електричним колом вимірювального приладу, розрізняють контактну і безконтактну кондуктометрію. Наразі найрозповсюдженішими є контактний низькочастотний і безконтактний високочастотний методи.

3.2. Удосконалення методів та засобів контролю води за одним електричним параметром

3.2.1. Актуальність виконання досліджень

Водні суміші є найпоширенішими об'єктами для вимірювання. В багатьох галузях промисловості, таких як, медицині, харчовій промисловості, сільському господарстві та в екології контролюється склад рідин. Існуючі стандартні електричні методи не селективні і не дозволяють встановити пряму залежність концентрацію окремих складників багатокомпонентної рідини, якими є реальні об'єкти контролювання. Тому є своєчасними та актуальними наукові дослідження з метою удосконалення оперативних методів визначення та контролю складу розчинених речовин у рідинах під час протікання технологічних процесів, у готовій продукції та моніторингу довкілля.

Методи визначення концентрацій поділяються на: лабораторні; та для автоматизованих систем швидкого контролю у "реальному часі", де переважно використовуються електричні властивості. Останні вимагають розвитку та удосконалення, тому що існуючі стандартні методи не селективні і не дозволяють встановити пряму залежність концентрацій окремих складників багатокомпонентної рідини (якими є реальні об'єкти контролювання) від електричних параметрів.

Описано експериментально отримані результати досліджень властивостей рідин у електромагнітному полі різної частоти та

вирішується завдання формування нового електричного методу та способів селективного і швидкого дослідження складу рідин.

Деякі нормовані стандартні методичні похибки визначення концентрацій у лабораторних умовах досягають 60-100%.

Найвагомішою проблемою та причиною необ'єктивності таких отриманих результатів є багатоетапність лабораторних вимірювань, до яких належать: відбір проб, концентрування, або розведення, титрування, плюс використання фізико-хімічних методів.

З розвитком експериментальної техніки з'явилася можливість у розробленні електричного методу, який би замінив цю багатоетапність одним вимірюванням, що забезпечило б точність та швидкість отримання результату.

Існуючі електричні методи визначення концентрацій є тільки лабораторними, тому, що частина з них руйнівні та довготривалі, частина – швидкі, але неселективні в умовах багатокомпонентності складу рідини.

Можливості сучасної експериментальної техніки дозволяють покращувати селективність кондуктометричних, діелектричних та імітансних вимірювань [94, 140-143].

Селективність може досягатися шляхом проявів видів іонної, електронної поляризації часточок-складників рідини та часу релаксації. Ці чинники залежать від хімічної природи часточки і частоти електромагнітного поля та впливають на зміну діелектричної проникності рідини у кондуктометричній комірці. Аналізування комплексних електричних параметрів також покращують інформативність досліджень. Тому експерименти полягають у вимірюванні та аналізуванні залежностей активної та реактивної складових провідності рідин від частоти електромагнітного поля.

Нами експериментально досліджувались створені у лабораторних умовах робочі розчини відомих характеристик – так звані модельні рідини. Вони готувалися згідно стандартних

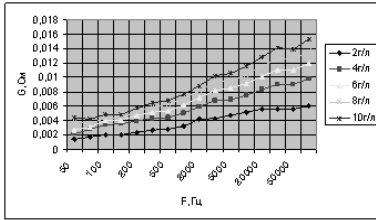
методик та відповідно до реального складу технічних рідин та готової промислової продукції, а їх концентрація в межах гранично допустимих концентрацій і більше (від 0,002 г/л до 4,000 г/л неорганічних речовин і від 0,5% до 70,0% об'ємних концентрацій органічних речовин [103]).

Метою проведених досліджень є розроблення методу та способів швидкої ідентифікації, визначення та контролю концентрацій складових багатокомпонентних рідин за електричними параметрами. Пропонується розроблення нового електричного способу досліджень водних розчинів за одним вимірним значенням реактивної складової комплексної провідності.

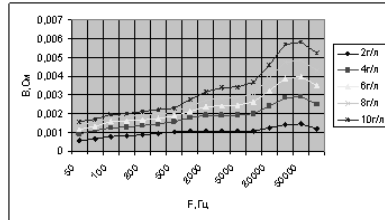
Об'єктом дослідження роботи – є залежності концентрацій складників від електричних властивостей водної багатокомпонентної суміші. Предметом досліджень є модельні рідини та кондуктометричні перетворювачі різних конструкцій.

3.2.2. Результати досліджень модельних рідин у електромагнітному полі різної частоти

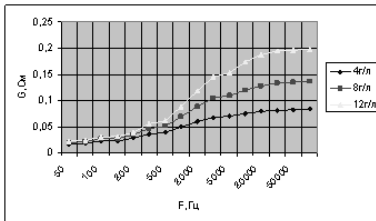
Результати досліджень комплексної провідності модельних рідин з складниками різних електричних властивостей з використанням комірок різних конструкцій і матеріалів та досліджень впливу зміни тестового сигналу довели можливість вибраного методу використовувати його для встановлення залежності електричних параметрів від концентрації складника багатокомпонентної рідини. Доведено, що електроліти та неелектроліти у різночастотному електромагнітному полі проявляють різні електричні властивості (рис. 3.4 – 3.7).



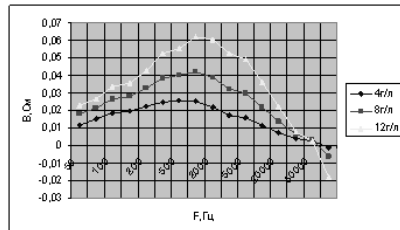
а



б



в



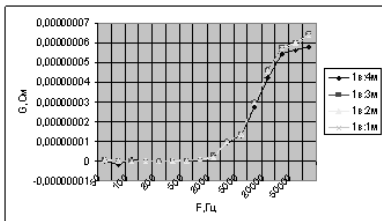
г

Рис. 3.4. Електроліти: а), б) – електроди дровоті, металічні; в), г) – електроди пластинчасті, металічні. а), в) – залежності активної складової провідності від частоти за різних концентрацій; б), г) – залежності реактивної складової провідності від частоти за різних концентрацій

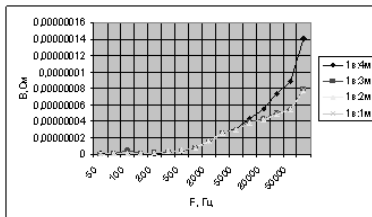
У дослідженнях використовували розроблений ємнісний перетворювач – кондуктометричну електричну комірку з хімічно неактивними вуглецевими електродами у відградуйованому за об'ємом резервуарі. Для підвищення точності та спрощення виконання вимірювань відстань та площа електродів не змінюється. Змінюється тільки робоча площа електродів, шляхом зміни об'єму рідини у перетворювачі.

У результаті досліджень модельних рідин з складом електролітів встановлено:

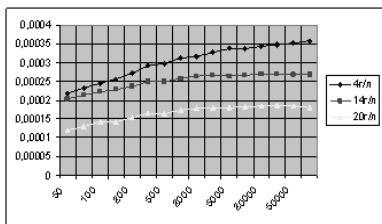
1. Залежність комплексних складових провідності від речовини та її концентрації.
2. Залежність складових провідності від об'єму рідини у перетворювачі.



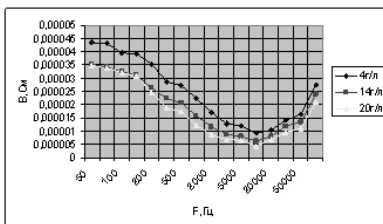
а



б



в



г

Рис. 3.5. Неелектроліти. а), б) – електроди дротові, металічні; в), г) – електроди пластинчасті, металічні. а), в) – залежності активної складової провідності від частоти при різних концентраціях. б), г) – залежності реактивної складової провідності від частоти при різних концентраціях

В результаті досліджень залежностей реактивної складової від частоти електромагнітного поля було встановлено наступне.

Перше, що існують такі концентрації речовини у рідині та об'єми такої рідини у первинному перетворювачі (ПП), де реактивна складова її провідності набуває додатне, нульове та від'ємне значення. Ми пояснюємо таку зміну полярності знаку реактивної складової впливом частоти на діелектричну проникність рідини у ПП, та відповідно додатне значення реактивної складової провідності говорить про те, що електричне коло проявляє індуктивні властивості, при від'ємному значенні – ємнісні. У випадку нульового значення коло має тільки активну провідність. Отже, встановлено, що явище від'ємної провідності притаманне і для рідин.

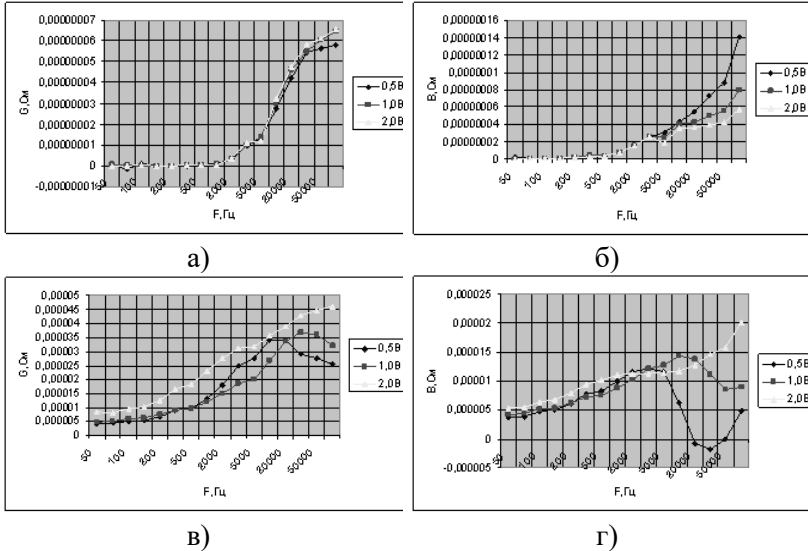


Рис. 3.6. Електроліти, неелектроліти: а), б) – електроди дротові, металічні; в), г) – електроди пластинчасті, металічні; а), в) – залежності активної складової провідності від частоти при різних напругах тестового сигналу. б), г) – залежності реактивної складової провідності від частоти при різних за різних напруг тестового сигналу

Друге, встановлено, що при частоті зміни полярності значення реактивної складової існують діапазон концентрацій певної речовини, де реактивна складова при частотах від 50 до 100кГц набуває тільки додатне, або від'ємне значення.

Це означає, що за визначеним при вимірюванні знаку значення реактивної складової провідності, при одній встановленій частоті зміни полярності можливо оперативно контролювати нормовану ГДК складника.

Знаходження точного значення частоти зміни полярності ускладнюється трьома причинами: 1) нелінійною залежністю реактивної складової від частоти; 2) обмеженням дискретності вимірювання частоти; 3) існування ГДК речовини, при яких у

всіх можливих діапазонах частот реактивна складова провідності набуває тільки додатне значення.

Тому частота вибирається згідно дискретності приладу та визначається потрібний об'єм рідини, при якій реактивна складова змінює знак значення.

При такій встановленій частоті електромагнітного поля досліджувалися залежності значень реактивної складової від об'єму рідини у первинному перетворювачі для рідини з гранично допустимою концентрацією контрольованої речовини. Через апроксимовану залежність визначається шуканий об'єм (рис. 3.7 – 3.9).

Отже, встановлена залежність реактивної складової від концентрації контрольованої речовини, яка дає можливість:

1. Вимірювати концентрацію за значенням електричного параметра;

2. Контролювати ГДК за знаком виміряного значення (при $B \geq 0 \rightarrow C < C_{ГДК}$, при $B < 0 \rightarrow C > C_{ГДК}$).

Значення об'єму і частоти це – параметри налаштування електричної системи вимірювання та перетворювача.

У результаті експериментів встановлено частоту електромагнітного поля, при якій значення реактивної складової є незмінною для певних діапазонів концентрацій речовини. Припускається, що ці точки ідентифікують речовину у багатокомпонентній рідині, є інваріантними до інших складників. За результатами експериментів було встановлено (нижні графічні залежності), що при зміні концентрацій складників розчинника (матриці) при такій частоті значення реактивної складової набуває тільки додатне значення. Це дозволяє контролювати ГДК речовини у багатокомпонентній рідині змінних концентрацій складових розчинника за знаком реактивної складової. Це означає, що об'єднавши таку “якісну” точку з точкою зміни полярності реактивної складової (“кількісною” точкою), і при такій єдиній частоті можливо за

знаком виміряного значення реактивної складової провідності контролювати ГДК речовини.

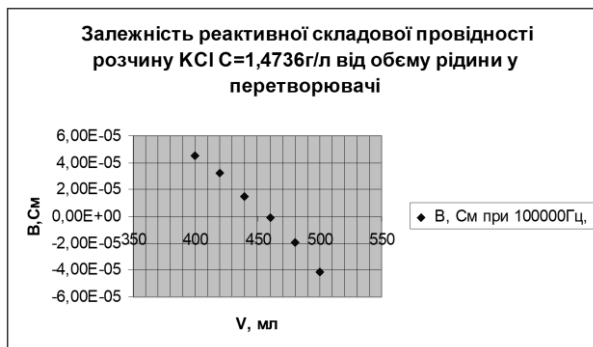


Рис. 3.7. Номограма. Залежність реактивної складової провідності рідини $C_{гр,д} = 1,4736$ г/л KCl від об'єму досліджуваного розчину при 100000 Гц; $B = -9 \cdot 10^{-7}V + 4 \cdot 10^{-4}$, $B = 0, V = 444,4$ мл, $F = 100$ кГц

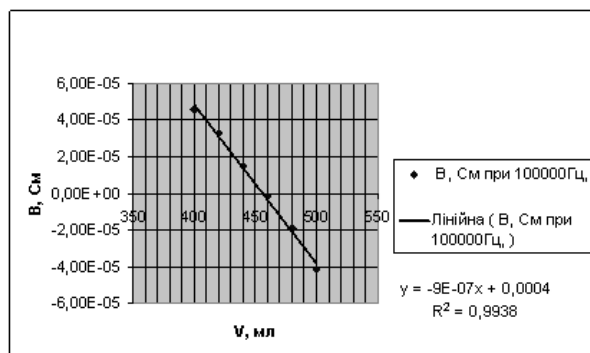


Рис. 3.8. Апроксимація залежності реактивної складової провідності розчину KCl від об'єму досліджуваного розчину

Новий метод контролю складу рідин базується на вимірюванні одного значення реактивної складової провідності досліджуваної рідини на визначеній за методикою одній частоті [103]. Спосіб контролю вмісту працює наступним чином. Виміряне значення реактивної складової співставляється з

встановленим у методиці значенням для порівняння. За результатами порівняння про вміст або перевищення дозвolenої стандартами концентрації речовини у багатокомпонентній рідині.

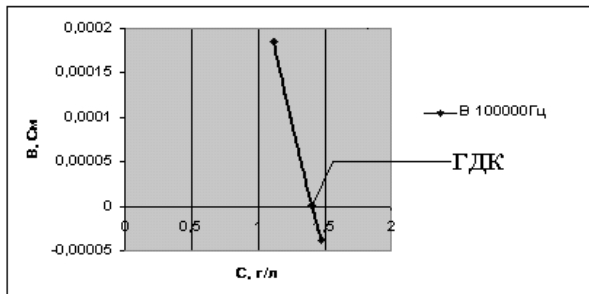


Рис. 3.9. Номограма. Залежність реактивної складової провідності від концентрації розчину KCl за частоти електромагнітного поля 100кГц, об'єм рідини у перетворювачі 444,4мл

$$B \leq 0 (C_m) \rightarrow C \geq \text{ГДК}$$

$$B > 0 \rightarrow C < \text{ГДК}$$

Найменша концентрація речовини, яка може бути визначена за розробленими способами – 0,005 г/л. Вимірювання виконується у реальному часі (без відбору проб і концентрування). Точність аналізу складає 1-10% і достатня для аналізування багатьох видів багатокомпонентних рідин. Важливою перевагою методу є малий час вимірювання, який не перевищує декількох секунд. Простота конструкції дозволяє швидко виконання масових аналізів для широкого переліку контрольованих речовин. Описаний спосіб дає змогу автоматизувати експрес-контроль складу рідин та може використовуватися у реальних виробничих умовах у різних галузях промисловості [144–147].

Похибка вимірювання реактивної складової від концентрації залежить від: похибки приладу, похибки вимірювання об'єму

рідини у первинному перетворювачі, похибки градувальної залежності, похибки приготування модельних розчинів.

Похибка всього експерименту, яка розраховувалася відповідно для непрямих сумісних вимірювань не перевищувала 1%.

Похибка методу прямої залежності складової провідності від концентрації у момент етапу досліджень з допомогою макета первинного перетворювача приймається за стандартну похибку для кондуктометричного фізико-хімічного методу, який є тільки частиною багатетапних рутинних вимірювань у лабораторній методиці для визначення концентрації 1-10%.

Щодо збіжності результатів, то під час експериментальних рівноточних вимірювань середнє квадратичне відхилення концентрації хлориду натрію складало $0,4 \cdot 10^{-5}$ г/л, що складає $2,8 \cdot 10^{-4}$ % від ГДК цієї речовини.

Дослідження щодо зовнішніх впливів на результат вимірювання: вплив температури та ультразвуку привели до висновку, що ці чинники у межах можливих умов реального випробування не впливали на параметри порівняння.

Подано аналіз досліджень рідин електричним методом, що базується на засадах кондуктометричного методів.

Вперше отримані залежності реактивної складової провідності від концентрації контрольованої речовини у багатокомпонентній рідині при одній фіксованій частоті. Склад інших домішків не впливає на процес порівняння вимірюного електричного параметра з встановленим електричним параметром методикою.

На базі отриманих наукових фактів запропоновано метод та спосіб оперативного контролювання концентрації складників багатокомпонентної рідини за одним електричним параметром – вимірним значенням реактивної складової провідності.

Впровадження розробленого методу та способу створює умови для переходу від лабораторних умов контролю до

оперативних та дозволяють вирішувати завдання підвищення надійності контролю, сприяє економії матеріальних ресурсів та забезпечує мінімальний вплив на здоров'я людини.

3.3. Оперативний контроль показників якості питної води

Електрохімічні методи аналізу дозволяють автоматизувати моніторинг навколишнього середовища існування людини, контроль за дотриманням норм технологічного режиму у водопідготовці, контроль якості води централізованого господарсько-питного водопостачання [144, 148].

Серед електрохімічних методів аналізу слід виділити кондуктометричний метод аналізу, оскільки основними його перевагами є відносно висока точність та відтворюваність, простота та доступність приладів, можливість автоматизувати процес досліджень. Кондуктометрія ґрунтується на використанні електрохімічних процесів, що протікають у електролітичній комірці [149]. Його фізичною сутністю є зміна електричних параметрів системи в залежності від концентрації речовин у воді, електрохімічних реакцій на межі розподілу фаз. Аналітичним сигналом при кондуктометричних вимірюваннях служить електропровідність [96, 150].

В кондуктометричному методі аналізу за електропровідністю можна з певним ступенем похибки судити про мінералізацію води. При хімічному очищенні води важливо знати питому провідність води, яка залежить від розчинених у воді іонних сполук. Це зручний сумарний індикаторний показник антропогенної дії.

Для обчислення питомої електропровідності розчину використовують рівняння:

$$\chi = \frac{1}{1000} \sum C_i \lambda_i \quad (3.6),$$

де λ – еквівалентна електропровідність іонів (в мікросіменсах);

C_i – концентрація іонів домішок [122–124].

Швидкість руху іонів електролітів прямо пропорційна температурі. Тому оптимальна температура під час вимірювань 25°C. Питома провідність залежить від температури (електропровідність зростає приблизно на 2% при збільшенні температури на 1°C). Співвідношення температури та питомої провідності для питної води показано на рис. 3.10.

З допомогою сучасних електронних схем можна компенсувати вплив температури на результат вимірювання електропровідності.

Питна вода є розчином сумішей сильних та слабких електролітів.

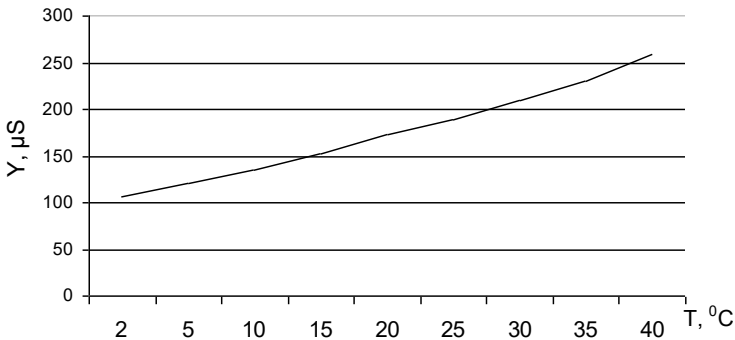


Рис. 3.10. Співвідношення температури та питомої провідності питної води

Мінеральну частину води складають іони Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- . Цими іонами і обумовлюється електропровідність природних вод. Присутність інших іонів, наприклад Fe^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , не значно впливає на електропровідність, якщо ці іони не містяться у воді в великих кількостях (наприклад, нижче за викиди виробничих або

господарсько-побутових стічних вод). Електрична провідність води визначається за формулою

$$Y = F \cdot Z_p \cdot n_p \cdot (U_p + U_m) / N_a, \quad (3.7)$$

де $F=96,5 \cdot 10^3$ Кл/моль - число Фарадея;

$N_a=6,02 \cdot 10^{23}$ моль⁻¹ - число Авогадро;

Z_p – валентність позитивно заряджених іонів в розчині;

n_p – число позитивно заряджених іонів в одиниці об'єму електроліту;

U_p, U_m – рухливість відповідно позитивно та негативно заряджених іонів.

З даної формули видно, що провідність пропорційна концентрації розчинених солей. Вважають, що концентрації розчинених солей 1000 мг/л відповідає електропровідність 0,2 См/м.

Отже, щоб визначити ступінь мінералізації води, достатньо виміряти її електричну провідність та опір.

Також з допомогою кондуктометрії визначають концентрацію сульфатів, неорганічних кислот, оксидів сірки, сірководню та інших речовин.

Кондуктометричні методи порівняно з іншими мають ряд переваг. Це точний, швидкий, надійний та недорогий спосіб вимірювання кількості іонних сполук [146, 151].

Значення електропровідності характеризує якість очищення питної води при застосуванні електрохімічної коагуляції, що базується на використанні зовнішнього електричного поля.

Контроль якості води за електропровідністю здійснюється у мембранних системах очищення води, що працюють за принципом зворотного осмосу [152-156]. Така система призначена для обробки води із джерел різного походження, наприклад, підземних. Вона складається із наступних основних вузлів: фільтра попереднього механічного очищення, вузла сорбції з активним вугіллям, мембранного вузла зворотного осмосу, джерела УФ випромінювання та ін. Роботою всієї схеми

можна керувати з допомогою комп'ютера. Очищена вода накопичується в спеціальному резервуарі, оснащеному рівнемірами, за командою яких вмикається та вимикається насос, що подає воду. На вході та на виході системи встановлено сенсори електропровідності води, за даними яких можна судити про якість очищення води системою. Доцільно контролювати значення електропровідності за активною $Re(Z)$ та реактивною $Im(Z)$ складовими. Структурну схему такої системи представлено на рис. 3.11.



Рис. 3.11. Блок-схема установки для очищення питної води: 1 – фільтр попереднього механічного очищення; 2 – вузол сорбції з активним вугіллям; 3 – мембранний вузол зворотного осмосу; 4 – джерело ультрафіолетового випромінювання; 5 – сенсор електропровідності

Ще один важливий та перспективний метод контролю якості води – метод іонної хроматографії. При проведенні таких досліджень теж використовують кондуктометричні вимірювання. Блок схема іонного хроматографа представлена на рис. 3.12 [157]:

Як видно з вищесказаного, електропровідність – важливий показник, що характеризує ступінь очистки та якість питної води. Тому дуже важливо забезпечити точне вимірювання даного параметра та компенсувати чи усунути всі неінформативні параметри та похибки, з ними пов'язані.

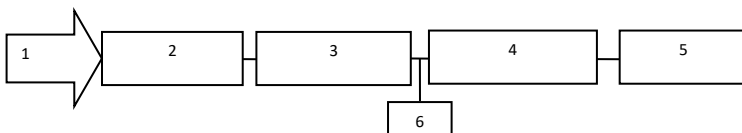


Рис. 3.12. Структурна схема іонного хроматографа:

1 – ввід проби; 2 – іонний хроматограф; 3 – електролітична комірка; 4 – кондуктометричний детектор; 5 – самописець; 6 – злив

Для вимірювання електропровідності можна використати чотириплечий міст (метод Кольрауша) [158], який складається з чотирьох опорів, один із яких R_4 – опір розчину (води) (рис. 3.13).

Даний метод має ряд недоліків, зокрема, це невисока точність вимірювань. Тому, переважно, вимірювання здійснюють на змінному струмі [159, 160].

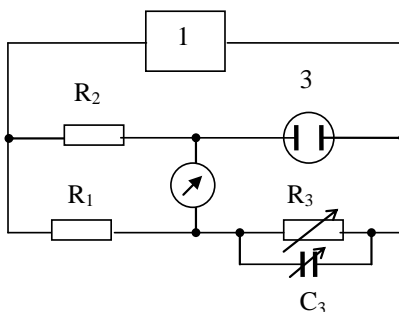


Рис. 3.13. Чотириплечий міст для вимірювання електропровідності:

R_1, R_2, R_3, R_4 – плечі моста; C_3 – змінна ємність; 1 – звуковий генератор; 2 – індикатор нуля; 3 – електролітична комірка ємнісного характеру

3.4. Контроль якості питної води за електричними параметрами

Вимірювання значень показників якості питної води, як правило, здійснюється хімічними, фізико-хімічними чи електричними методами. При цьому в електричних методах все зводиться до вимірювань одного із параметрів імітансу (імпедансу чи адмітансу), за яким оцінюють певну властивість води. З іншого боку імітанс – узагальнена характеристика досліджуваного зразка. В такому випадку воду можна подати у вигляді багатоелементного двополюсника, параметри елементів якого адекватно відображали б одиничні показники якості. Цей багатоелементний двополюсник слід помістити в електричне коло змінного струму [161-163].

При здійсненні таких вимірювань важливим елементом є первинний вимірювальний перетворювач – імітансний сенсор. Від технічних параметрів сенсорів залежать вимоги до електричної схеми. Узагальнена структурна схема для здійснення таких вимірювань матиме такий вигляд (рис. 3.14).

Основними вузлами вимірювального засобу є імітансний сенсор, лінія зв'язку та вимірювальна схема. Досліджуваний та базовий зразки питної води разом з чутливим елементом, що безпосередньо контактує з фізичною величиною утворюють імітансний сенсор (первинний перетворювач). Він під дією тестового сигналу (рівень та частота) перетворює воду, що є неелектричною фізичною величиною в електричну величину ємнісного характеру. При цьому в реальних умовах на всі вузли вимірювальної схеми діють зовнішні фактори ($A_1 \dots A_n$, $B_1 \dots B_n$, $C_1 \dots C_n$). Це, зокрема, кліматичні та механічні умови, неінформативний імітанс, вплив електричних та магнітних полів та ін.

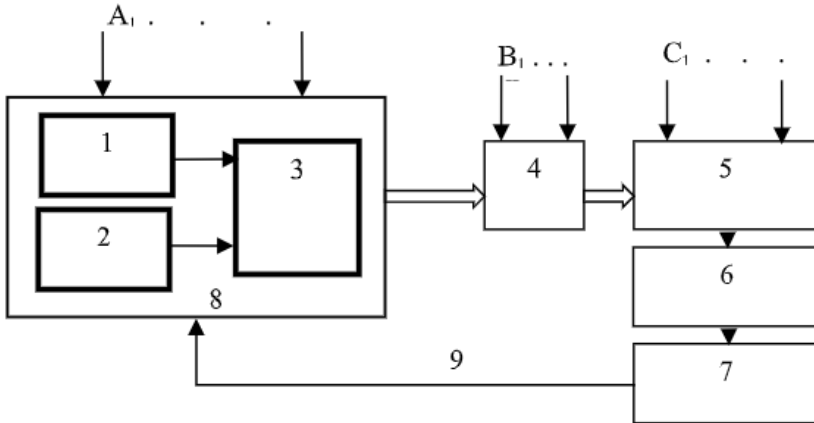


Рис. 3.14. Узагальнена структурна схема вимірювань контролю якості питної води за електричними параметрами:

1 – об’єкт контролю; 2 – базовий зразок; 3 – чутливий елемент; 4 – лінія зв’язку; 5 – вимірювальна схема; 6 – пристрій порівняння; 7 – обчислювальний пристрій

Вимірювання за спрощеними схемами заміщення об’єкта контролю, а також вимірювання на одній частоті тестового сигналу призводить до виникнення методичних похибок та звужує застосування таких моделей для контролю якості. Тому доцільно проводити вимірювання в діапазоні різних частот.

Наприклад візьмемо досліджувану пробу питної води Y_x та помістимо її в електричне коло змінного струму. На різних частотах $\omega_1 \dots \omega_n$ виміряємо реактивну та активну складові. Отримаємо такі результати:

$$\begin{array}{cccc} Re(Y_x)_{\omega 1} & Re(Y_x)_{\omega 2} & \dots & Re(Y_x)_{\omega n} \\ Im(Y_x)_{\omega 1} & Im(Y_x)_{\omega 2} & \dots & Im(Y_x)_{\omega n} \end{array}$$

Для того щоби оцінити відповідність (чи невідповідність) досліджуваного зразка питної води вимогам нормативно-технічної документації, отримані результати слід порівняти з тими, що отримані при дослідженні базового зразка Y_0 – питної води найвищої якості, а саме

$$\begin{array}{lll} Re(Y_0)_{\omega 1} & Re(Y_0)_{\omega 2} & \dots & Re(Y_0)_{\omega n} \\ Im(Y_0)_{\omega 1} & Im(Y_0)_{\omega 2} & \dots & Im(Y_0)_{\omega n} \end{array}$$

Отримані результати досліджень проби води будуть відрізнятися від базових. Щоб визначити, чи дана проба питної води придатна до вживання, тобто чи її показники знаходяться в допустимих межах, слід провести дослідження такого зразка води, показники якості якого є гранично допустимими Y_n .

$$\begin{array}{lll} Re(Y_n)_{\omega 1} & Re(Y_n)_{\omega 2} & \dots & Re(Y_n)_{\omega n} \\ Im(Y_n)_{\omega 1} & Im(Y_n)_{\omega 2} & \dots & Im(Y_n)_{\omega n} \end{array}$$

Так отримаємо межі, в яких повинні знаходитись результати досліджень якості питної води.

У даному випадку можна використати імітансний контроль за диференційним методом оцінювання якості, визначаючи відношення між реактивними та активними складовим Y_x та Y_0 в діапазоні частот $\omega_1 \dots \omega_n$. Тоді отримаємо:

$$\begin{array}{lll} \frac{Im(Y_x)_{\omega 1}}{Im(Y_0)_{\omega 1}} = k_1; & \frac{Im(Y_x)_{\omega 2}}{Im(Y_0)_{\omega 2}} = k_2; & \dots, \quad \frac{Im(Y_x)_{\omega n}}{Im(Y_0)_{\omega n}} = k_n; \\ \frac{Re(Y_x)_{\omega 1}}{Re(Y_0)_{\omega 1}} = r_1; & \frac{Re(Y_x)_{\omega 2}}{Re(Y_0)_{\omega 2}} = r_2; & \dots, \quad \frac{Re(Y_x)_{\omega n}}{Re(Y_0)_{\omega n}} = r_n, \end{array}$$

де $r_1 \dots r_n$ – відношення активних складових, $k_1 \dots k_n$ – відношення реактивних складових.

Наближення коефіцієнтів k_n та r_n до 1 свідчить про наближення рівня якості досліджуваного зразка питної води до якості базового зразка.

Схематично знаходження показників досліджуваного зразка Y_x у межах значень базового зразка Y_{01} та значень, які нормуються НТД і які не можна переступати (ГДК), позначимо їх Y_{03} , можна зобразити так (рис. 3.15).

При цьому дослідження ведуться і за активною і за реактивною складовими в діапазоні частот. В ході експериментів виявлено, що при контролі електричних параметрів якості за реактивною складовою чутливість набагато вища, ніж при визначенні активної складової. А це дуже суттєво при контролі якості питної води з допомогою кондуктометричного методу.

Питна вода фактично являється слабким розчином електролітів, і важливо контролювати навіть незначну зміну концентрації солей у ній.

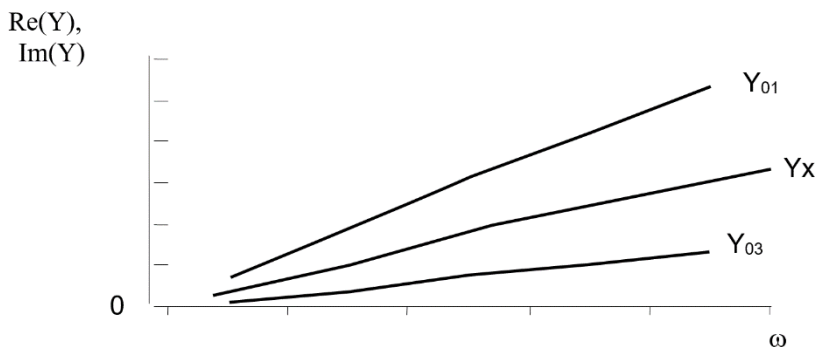


Рис. 3.15. Схематичне зображення знаходження показників якості досліджуваного зразка питної води

3.4.1. Дослідження двоелектродної кондуктометричної комірки за її математичною моделлю

Особливий інтерес для промислової практики представляють електрохімічні методи аналізу, які дозволяють автоматизувати контроль якості води централізованого господарсько-питного водопостачання, контроль за дотриманням норм технологічного режиму у водопідготовці та моніторинг навколишнього середовища існування людини [144].

Фізичний зміст процесів, які проходять на електроді при протіканні змінного струму, можна представити наступним чином. Частина струму, що протікає через електроліт, витрачається на перезарядку конденсатора C , а інша – на розряд іонів на електроді, в результаті якого створюється додатковий поляризаційний опір R_s та ємність C_s , а також опір електрохімічної поляризації (рис. 3.16).

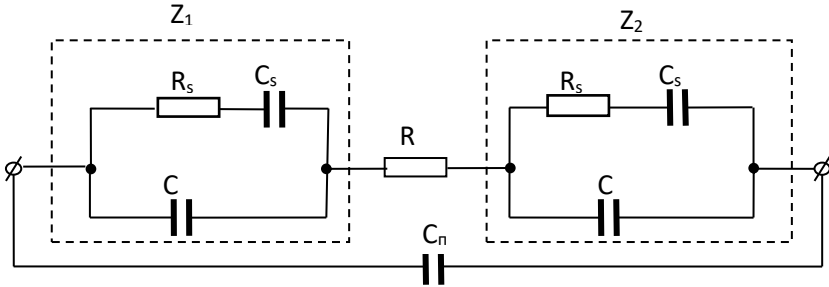


Рис. 3.16. Еквівалентна схема двоелектродної кондуктометричної комірки

У даній схемі R – опір зразка питної води. Опір R_s та ємність C_s – елементи, які залежать від частоти, їх ще називають імпедансом Варбурга. Ємність C – ємність подвійного шару (не залежить від частоти), а ємність C_{Π} (паралельна ємність) визначається за формулою (3.8):

$$C_{\Pi} = C_1 + C_2 + C_3, \quad (3.8)$$

де $C_1 = \frac{\varepsilon_0 \varepsilon_x S}{d}$; $C_2 = \frac{\varepsilon_0 \varepsilon_{\Pi} S}{d}$; C_3 – ємність між проводами, які з'єднують електролітичну комірку з вимірювальним засобом.

Ємності C_1 та C_2 – визначаються відстанню між електродами S , площею електродів d , а також діелектричними проникностями розчину ε_x та повітря ε_{Π} . Тобто, інформативним параметром, який містить інформацію про склад електроліту необхідно вважати також ємність C_1 . При цьому до паразитних ємностей, які зумовлюють похибки вимірювання, необхідно віднести лише ємності C_2 та C_3 . В літературних джерелах [164, 165] аналіз зазначених ємностей не проводиться, причому як інформативний параметр аналізується лише активний опір розчину, а ємність C_{Π} приймається як паразитна. Тому доцільно провести аналіз схеми заміщення за активною та реактивною складовими як інформативними параметрами комплексної провідності багатоелементного двополюсника, схема якого зображена на рис. 3.3.

Дослідимо дану еквівалентну схему електролітичної комірки з допомогою математичного моделювання. Виходячи з відомої формули, яка визначає ємнісний опір $X_C = \frac{1}{j\omega C_{\Pi}}$, можна зробити висновок, що при збільшенні частоти робочої напруги вплив ємнісного опору буде збільшуватися, а при зменшенні паразитних ємностей цей вплив зменшується. Отже, при низьких робочих частотах та великій відстані між електродами можна прийняти $C_{\Pi} \rightarrow 0$ [166]. Тоді опір Z_1 можна записати так:

$$Z_1 = \frac{\left(\frac{1}{j\omega C_S} + R_S\right) \frac{1}{j\omega C}}{\frac{1}{j\omega C} + \frac{1}{j\omega C_S} + R_S} = \frac{1 + j\omega C_S R_S}{j\omega C_S + j\omega C - \omega^2 C C_S R_S} \quad (3.9)$$

$$Z_1 = Z_2 = Z. \quad (3.10)$$

Повний опір першої вітки еквівалентної схеми кондуктометричної комірки можна записати наступним чином (вважаючи, що $C_{\Pi} = 0$):

$$Z' = 2Z + R, \quad (3.11)$$

$$\begin{aligned} Z' &= R + 2 \frac{1 + j\omega R_S C_S}{j\omega C_S + j\omega C - \omega^2 C C_S R_S} = \\ &= \frac{2 + j2\omega R_S C_S + j\omega(C + C_S)R - \omega^2 C C_S R_S R}{j\omega(C_S + C) - \omega^2 R_S C C_S} \end{aligned} \quad (3.12)$$

Провідність першої вітки – величина, обернена до опору, тобто:

$$Y' = \frac{1}{Z'} = \frac{j\omega(C+C_S) - \omega^2 C C_S R_S}{2 - \omega^2 R_S R C C_S + j\omega[R(C_S+C) + 2C_S R_S]} \quad (3.13)$$

Загальна провідність при врахуванні паразитної ємності C_{Π} матиме такий вигляд:

$$\begin{aligned} Y &= \\ &= \frac{j\omega(C + C_S) - \omega^2 C C_S R_S}{2 - \omega^2 R_S R C C_S + j\omega[R(C_S + C) + 2C_S R_S]} + j\omega C_{\Pi} \\ &= \\ &= \frac{j\omega(C_S+C) - \omega^2 C C_S R_S + j2\omega C_{\Pi} - j\omega C_{\Pi} \omega^2 C C_S R_S R - \omega^2 C_{\Pi} [R(C_S+C) + 2C_S R_S]}{(2 - \omega^2 C C_S R_S R) + j\omega[R(C_S+C) + 2C_S R_S]} \quad (3.14) \end{aligned}$$

При збільшенні частоти до декількох десятків кілогерц елементи C_S та R_S , які залежать від частоти, можна прийняти рівними нулю 0. Тоді схема вимірювань значно спроститься і набуде такого вигляду (рис. 3.17).

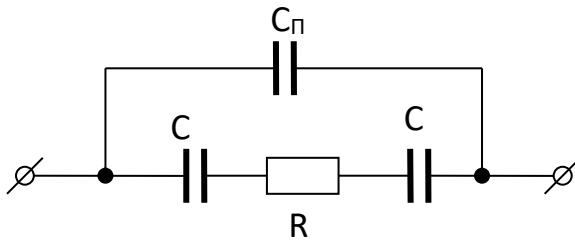


Рис. 3.17. Схема заміщення електролітичної комірки при вимірюваннях на високих частотах

За такою схемою (рис. 3.17) вираз для комплексної провідності можна подати так:

$$\begin{aligned}
 Y &= \frac{j\omega C + j\omega 2C_{\Pi} - \omega^2 C_{\Pi} RC}{2 + j\omega RC} = \\
 &= \frac{(j\omega C + j\omega 2C_{\Pi} - \omega^2 C_{\Pi} RC)(2 - j\omega^2 RC)}{4 + \omega^2 R^2 C^2}.
 \end{aligned} \tag{3.15}$$

Виділимо активну та реактивну складову провідності. Активна складова матиме наступний вигляд:

$$Re(Y) = \frac{-2\omega^2 C_{\Pi} C + \omega^2 C^2 R + \omega^2 2C_{\Pi} RC}{4 + \omega^2 R^2 C^2}. \tag{3.16}$$

Виконавши необхідні математичні перетворення, отримаємо такий вираз для активної складової провідності:

$$Re(Y) = \frac{\omega^2 C^2 R}{4 + \omega^2 R^2 C^2} = \frac{1}{R} \frac{1}{1 + \left(\frac{2}{\omega RC}\right)^2}. \tag{3.17}$$

Оскільки провідність $G=1/R$, то формулу (3.10) можна записати так:

$$Re(Y) = G \frac{1}{1 + \left(\frac{2G}{\omega C}\right)^2}. \tag{3.18}$$

Виходячи з (3.18) реактивну складову провідності можна записати такою формулою:

$$\begin{aligned}
 Im(Y) &= \frac{j\omega 2C + j\omega 4C_{\Pi} + j\omega^3 R^2 C^2 C_{\Pi}}{4 + \omega^2 R^2 C^2} = \\
 &= j\omega C_{\Pi} \left[\frac{4 + \omega^2 R^2 C^2}{4 + \omega^2 R^2 C^2} + \frac{\frac{2C}{C_{\Pi}}}{4 + \omega^2 R^2 C^2} \right].
 \end{aligned} \tag{3.19}$$

Звідси, виконуючи нескладні математичні перетворення

$$\text{отримаємо} \quad Im(Y) = \omega C_{\Pi} \left(1 + \frac{2 \frac{C}{C_{\Pi}}}{4 + \omega^2 R^2 C^2} \right) \tag{3.20}$$

Отже для еквівалентної схеми двоелектродної електролітичної комірки, яка використовується для контролю якості питної води виділено активну та реактивну складову, які описуються формулами (3.19) та (3.20). Як видно з даних формул активна складова провідності не залежить від паразитної ємності

С_п. Проте вплив паразитного ємнісного опору $X=1/\omega C_{п}$ слід враховувати, оскільки він теж утворює похибку при вимірюваннях.

Дослідимо похибку, яка виникає при контролі якості води з допомогою схеми заміщення зображеної на рис. 3.17. Розглянемо похибку вимірювання окремо для активної та реактивної складової. Для активної складової формула обчислення відносної похибки вимірювань матиме вигляд:

$$\delta_1 = \frac{Re(Y) - Re(Y_0)}{Re(Y_0)} = \frac{Re(Y)}{Re(Y_0)} - 1 \quad (3.21)$$

Для реактивної складової:

$$\delta_2 = \frac{Im(Y) - Im(Y_0)}{Im(Y_0)} = \frac{Im(Y)}{Im(Y_0)} - 1 \quad (3.22)$$

У формулах (3.21) та (3.22) Y – провідність досліджуваного зразка якості питної води; Y_0 – провідність базового зразка питної води.

Підставляючи формули (3.18) та (3.20) у формули (3.21) та (3.22) відповідно, та здійснюючи необхідні математичні перетворення отримаємо вирази для оцінювання похибки активної (3.23) та реактивної складової:

$$\delta \frac{1}{1 + 4\left(\frac{G}{\omega C}\right)^2} \quad Re \quad , \quad (3.23)$$

$$\delta \frac{2\frac{C}{C_{п}}}{4 + \left(\frac{\omega C}{G}\right)^2} \quad Im \quad . \quad (3.24)$$

Аналізуючи отримані формули (3.23) та (3.24) а також рис. 3.17, можна зробити висновок, що при $\omega \rightarrow \infty$, $\delta_{Re} \rightarrow 0$ та $\delta_{Im} \rightarrow 0$. тому для усунення похибки вимірювання доцільно вимірювання проводити на високих частотах.

Дослідимо графічну залежність похибки активної складової вимірювань за формулою (3.24).

Приймемо, що $G/\omega C = b$. Отримаємо графічну залежність δ_{Re} від $G/\omega C$ (рис. 3.18).

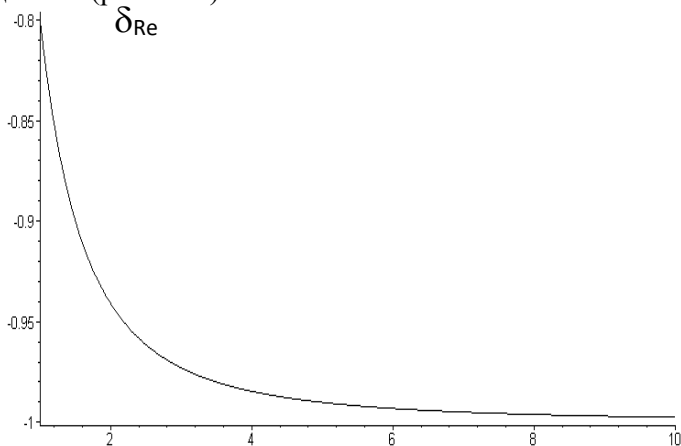


Рис. 3.18. Графічна залежність похибки активної b складової вимірювань

Дослідимо графічну залежність похибки реактивної складової вимірювань за формулою (3.19) Для цього $C/C_{II} = a$, $G/\omega C = b$. Отримаємо (рис. 3.19).

Отже, як випливає із наведених вище досліджень із ростом частоти вимірювань похибка вимірювань як активної так і реактивної складових зменшується, а еквівалентна схема електролітичної комірки спрощується. Тобто нівелюється вплив неінформативних параметрів вимірювання.

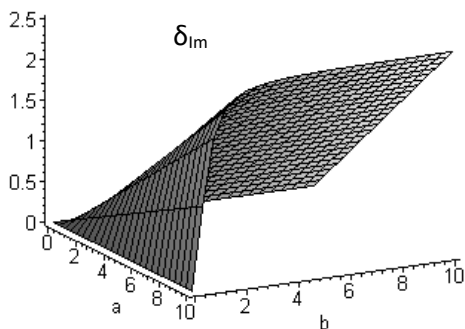


Рис. 3.19. Графічна залежність похибки реактивної складової вимірювань

3.4.2. Математичне моделювання чотириелектродної кондуктометричної комірки

Схеми та принцип роботи, описані вище стосуються двоелектродних електролітичних комірок. Для усунення похибки від поляризації застосовують теж чотириелектродні електролітичні комірки (рис. 3.20).

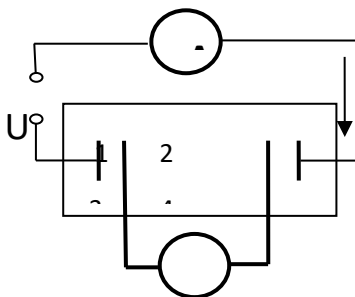


Рис. 3.20. Схематична будова чотириелектродної електролітичної комірки

Чотириелектродна електролітична комірка має два струмові (1, 4) та два потенціальні електроди 2 та 3. До струмових електродів підводиться стабілізований змінний струм. Поляризація завжди буде спостерігатися на струмових електродах. Потенціальні електроди розміщені в глибині рідини, де поляризації від струмових електродів вже немає. При вимірюванні напруги компенсаційним методом усувається поляризація електродів та відповідна похибка (за умови, що струм через таку комірку буде стабільним та не викликати теплових ефектів, а підключений до потенціальних електродів вимірювальний пристрій не споживатиме струму, електроди 2 та 3 не будуть поляризуватися).

Еквівалентна схема чотириелектродної електролітичної комірки, яка використовується для контролю якості питної води за електричними параметрами зображена на рис. 3.21:

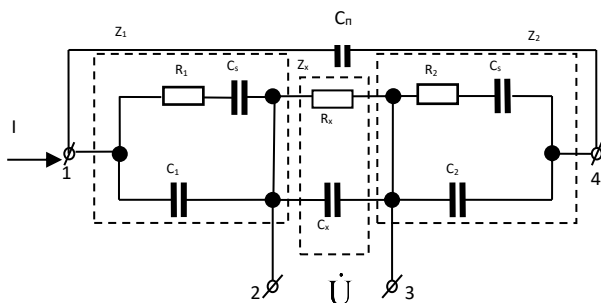


Рис. 3.21. Еквівалентна електрична схема чотириелектродної електролітичної комірки

У наведеній еквівалентній схемі (рис. 3.21) 1, 4 – струмові електроди, 2, 3 – потенціальні.

$$Z_1 = \frac{1}{Y_1}, \quad Z_2 = \frac{1}{Y_2}, \quad Z_X = \frac{1}{Y_X}. \quad (3.25)$$

Прийmemo, що вплив ємностей, спричинених неінформативними параметрами C_{Π} та C_S усунути апаратними методами, тобто

$$C_{II} = C_S = 0 \quad (3.26)$$

Опори R_1, R_2 та ємності C_1, C_2 пов'язані з концентраційною поляризацією. Ємності C_1, C_2 зумовлені ємністю подвійного шару зарядів на межі електрод-розчин. Опір Z_X в основному являє собою паралельну схему заміщення ємнісного характеру з елементами R_X та C_X .

Ємнісна складова зумовлена переміщенням зарядів один відносно другого на електродах, що проходить при змінах струму в розчині електроліту; активна складова – це опір електроліту. Ємності C_1 та C_2 – ємності подвійного шару, які є нестабільними і їх вплив необхідно усунути в процесі вимірювання.

Проведемо аналіз схеми заміщення. Загальний комплексний опір (імпеданс) Z_{12} схеми заміщення, зображеної на рис. 3.21 буде рівним

$$Z_{12} = Z_1 + Z_2 + Z_x, \quad (3.27)$$

де $Z_1 = \frac{1}{Y_1}$, $Z_2 = \frac{1}{Y_2}$, $Z_x = \frac{1}{Y_x}$, а комплексні провідності (адмітанси), відповідно описуються виразами:

$$Y_1 = j\omega C_1 + G_1, \quad (3.28)$$

$$Y_2 = j\omega C_2 + G_2, \quad (3.29)$$

$$Y_x = j\omega C_x + G_x, \quad (3.30)$$

де $G_1 = \frac{1}{R_1}$, $G_2 = \frac{1}{R_2}$, $G_x = \frac{1}{R_x}$, ω - частота, на якій здійснюються вимірювання.

Оскільки електроди первинного перетворювача однакові, то приелектродні імпеданси можна вважати однаковими, тобто можна записати

$$C_1 = C_2 = C, R_1 = R_2 = R. \quad (3.31)$$

З урахуванням (3.21 – 3.24) вираз (3.20) можна записати у вигляді

$$Z_{12} = \frac{1}{Y_1} + \frac{1}{Y_2} + \frac{1}{Y_x} =$$

$$= \frac{2}{j\omega C_x + G} + \frac{1}{j\omega C_x + G_x} = \frac{2(j\omega C_x + G_x) + j\omega C + G}{(j\omega C + G)(j\omega C_x + G_x)}. \quad (3.32)$$

З (3.32) отримуємо

$$Y_{12} = \frac{(j\omega C + G)(j\omega C_x + G_x)}{2(j\omega C_x + G_x) + j\omega C + G}. \quad (3.33)$$

Після нескладних перетворень виразу (3.33) отримаємо

$$Y_{12} = \frac{G_x \left[1 + 2 \frac{G}{G_x} \frac{C_x^2}{C^2} + \frac{G_x^2}{\omega^2 C^2} \left(1 + 2 \frac{G_x}{G} \right) \right] + j\omega C_x \left[1 + 2 \frac{C_x}{C} + \frac{G^2}{\omega^2 C^2} \left(1 + 2 \frac{G_x^2 C}{G C_x} \right) \right]}{1 + 4 \frac{C_x}{C} \left(1 + \frac{C_x}{C} \right) + 4 \frac{G_x^2}{\omega^2 C^2} \left(1 + \frac{G}{G_x} \right)}, \quad (3.34)$$

звідки виділимо активну та реактивну складові, тобто

$$Re(Y_{12}) = G_x \frac{1 + 2 \frac{G}{G_x} \frac{C_x^2}{C^2} + \frac{G_x^2}{\omega^2 C^2} \left(1 + 2 \frac{G_x}{G} \right)}{1 + 4 \frac{C_x}{C} \left(1 + \frac{C_x}{C} \right) + 4 \frac{G_x^2}{\omega^2 C^2} \left(1 + \frac{G}{G_x} \right)}, \quad (3.35)$$

$$Im(Y_x) = j\omega C_x \frac{1 + 2 \frac{C_x}{C} + \frac{G^2}{\omega^2 C^2} \left(1 + 2 \frac{G_x^2 C}{G C_x} \right)}{1 + 4 \frac{C_x}{C} \left(1 + \frac{C_x}{C} \right) + 4 \frac{G_x^2}{\omega^2 C^2} \left(1 + \frac{G}{G_x} \right)}. \quad (3.36)$$

Аналіз виразу (4.35) показує, що активна складова адмітансу залежить від співвідношення між активними складовими приелектродного та інформативного адмітансів.

Усуває вплив приелектродних ємностей запропонована схема вимірювального перетворювача параметрів чотириелектродної комірки (рис. 3.22). Пристрій виконано на основі перетворювача “імітанс-напруга” з виведенням за межі вимірювального кола неінформативного приелектродного імпедансу Z_1 та Z_2 .

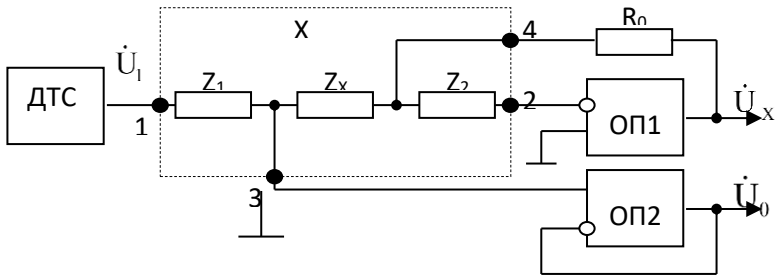


Рис. 3.22. Схема перетворювача провідності електролітичної комірки в напругу

Для перетворювача (рис. 3.22) інформаційна \dot{U}_x та опорна \dot{U}_0 напруги, відповідно, описуються виразами

$$\dot{U}_x = \dot{U}_1 \frac{R_0}{Z_1 + Z_x} = \dot{U}_1 \frac{R_0}{Z_x} \frac{1}{1 + Z_1/Z_x}, \quad (3.37)$$

$$\dot{U}_0 = \dot{U}_1 \frac{Z_x}{Z_1 + Z_x} = \dot{U}_1 \frac{1}{1 + Z_1/Z_x}, \quad (3.38)$$

де \dot{U}_1 – напруга джерела тестового сигналу ДТС, R_0 – зразковий опір, ОП1 та ОП2 – операційні підсилювачі.

Розділивши (3.37) на (3.38), отримаємо вираз (3.39) (при $1/Z_x = Y_x$):

$$\dot{U}_x / \dot{U}_0 = R_0 Y_x. \quad (3.39)$$

3.5. Методи вимірювання ємності подвійного шару

Розглянемо декілька з відомих методів.

Двоімпульсний гальваностатичний метод, в якому використовуються періодичні імпульси для зарядження поверхні, тривалість першого імпульсу якого коливається в межах від 2 до 10 мкс.

Метод спаду потенціалу. Цей метод базується на основі реєстрації залежності потенціалу електрода від часу.

Існує ряд методів, які базуються на використанні синусоїдального змінного струму. Найточніші вимірювання засновані на використанні синусоїдального змінного струму. Одним із таких методів для вимірювання ємності подвійного шару є *метод порівняння з еталонною ємністю*. Завдяки цьому методу вдалося отримати правильні значення ємності ртутного електрода, неспотворені забрудненнями розчину слідами органічних речовин. Цей метод базується на тому, що при сталій силі змінного струму вимірюються падіння напруги на комірці і на еталоні, а шукана ємність подвійного шару прирівнюється еквівалентній ємності, що описується залежністю

$$C_{\text{експ.}} = C_{\text{ет}} \frac{\Delta\phi_{\text{ет}}}{\Delta\phi_x} = C_{\text{ет}} \frac{\Delta i \cdot \frac{1}{C_{\text{ет}} \cdot \omega}}{\Delta i \sqrt{R_x^2 + \frac{1}{C_x^2 \omega^2}}} = \frac{C_x}{\sqrt{R_x^2 C_x^2 \omega^2 + 1}}, \quad (3.40)$$

де $C_{\text{ет}}$ - еталонна ємність; R_x і C_x – послідовно з'єднані складові опору та ємності загального імпедансу комірки, які при відсутності електрохімічної реакції рівні відповідно опору розчину і ємності подвійного шару. Звідси видно, що вимірювана величина $C_{\text{експ.}}$ може бути прирівняна до ємності подвійного шару C_x лише за умови низької кругової частоти змінного струму ω і малому опору розчину R_x , коли виконується нерівність $R_x^2 C_x^2 \omega^2 \ll 1$. Ця умова є необхідною для використання цього методу вимірювання [167, 168].

Резонансний метод. Цей метод базується на основі резонансу в контурі, де конденсатором є подвійний електричний шар на ідеально поляризованому електроді. Метод бажано використовувати при вимірюванні ємності в значно концентрованих розчинах, тому що при малій концентрації через великий опір в електричному колі не виникає появи резонансу.

Найкращі результати за точністю вимірювання ємності подвійного шару можна отримати *методом імпедансного моста*. Цей метод дозволяє врахувати опір розчину, а також зсув

фаз між ємністю і опором. Особливості конструкції імпедансних мостів для електрохімічних вимірювань, обумовлені включенням в одне із плечей моста електрохімічної комірки, яка має ряд специфічних властивостей, а також виділяється додатковим ускладненням схеми за рахунок підключення до моста кола постійного струму. Тим не менше, спостерігалася також деяка залежність ємності від частоти, яка дістала назву дисперсії ємності. Дисперсія ємності різко знижувала інтервал частот, в якому можна було проводити правильні вимірювання ємності. Однією із причин дисперсії ємності є несиметричне розміщення електродів. В цьому випадку лінії струму між електродами виявляються різними і при збільшенні частоти елементи поверхні з великим опором практично випадали із вимірювань, що призводило до зменшення ємності [169].

На практиці, широко використовуються контактні вимірювальні комірки, гальванічний контакт між електродами яких може призвести до методичних похибок вимірювань. Найчастіше для електродів застосовуються наступні матеріали: платина; сталь, покрита неорганічними карбідами; спечене вугілля; неіржавіюча сталь. Основним недоліком цих первинних перетворювачів є вплив комплексних опорів подвійних шарів на результати вимірювань, оскільки опір залежить від температури, стану поверхні електродів. Крім того, має місце нелінійність характеристики первинних вимірювальних перетворювачів, яка обумовлена зміною ємності подвійного шару від струму через нього.

3.5.1. Імпеданс Варбурга

Імпеданс Варбурга – це імпеданс дифузії, викликаний повільною дифузною подачею частинок речовини. Імпеданс Варбурга, Z_w , у разі необмеженої дифузії і плоскої поверхні електрода, характеризується такою залежністю від кругової частоти ω :

$$Z_w = A_w \omega^{-0.5} (1 - j), \quad (3.41)$$

де A_w – коефіцієнт пропорційності, його називають постійною Варбурга, яка залежить від концентрації частин і коефіцієнта дифузії.

Цей імпеданс містить дійсну і уявну складові, які рівні між собою і визначають зсув по фазі на $\pi/4$. Модуль імпедансу зменшується зі збільшенням частоти відповідно до виразу (3.41).

Крюгер об'єднав дифузійну теорію Варбурга з гіпотезою про подвійний електричний шар на поверхні електрода. Застосувавши диференціальне рівняння дифузії у разі поляризації плоского електрода змінним струмом:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2}. \quad (3.42)$$

де, c – концентрація іонів, D – коефіцієнт дифузії, t – час, x – координата в напрямку дифузійного потоку (відстань від поверхні електрода).

Для розв'язування цього рівняння встановлюють крайні умови, виходячи з припущень, що значення змінного струму мале і кількість електрики, яка витрачається на заряд і розряд подвійного шару на поверхні електрода теж мала [170].

На підставі першого припущення приймається, що в глибині розчину концентрація потенціаловизначальних іонів залишається весь час сталою і рівною первинній концентрації c_0 до проходження струму. На підставі другого допущення приймається, що значення потоку дифузії повинно бути рівним щільності струму, що проходить через електрод.

Розв'язування рівняння (3.42) при зазначених умовах дає вираз:

$$c = c_0 - \frac{I_0}{nF\sqrt{\omega D}} e^{-\frac{x}{d}} \cos\left(\omega t - \frac{x}{d} + \frac{\pi}{4}\right), \quad (3.43)$$

де, $d = \sqrt{\frac{2D}{\omega}}$; D — коефіцієнт дифузії; x - відстань від поверхні електрода. З виразу (3.43) можна зробити такі висновки:

1) при проходженні змінного струму через розчин в окремих його точках відбуваються періодичні зміни концентрації;

2) частота цих періодичних змін пропорційна частоті змінного струму;

3) амплітуда періодичних змін концентрації зменшується в міру віддалення від поверхні електрода (з збільшенням x), причому таке зменшення відбувається швидше зі збільшенням частоти і зі зменшенням коефіцієнта дифузії потенціаловизначальних іонів.

Кількісно концентраційна поляризація визначається зміною потенціалу електрода $\Delta\phi$, пов'язаного із зміною концентрації потенціаловизначальних іонів біля поверхні електрода ($x = 0$) рівнянням концентраційної поляризації постійним струмом для неконцентрованих розчинів :

$$\Delta\phi = \frac{RT}{nF} \ln \left(1 + \frac{c-c_0}{c_0} \right). \quad (3.44)$$

У результаті концентраційної поляризації, що виникає підчас протікання через систему електрод-розчин змінного струму, між струмом і потенціалом відбувається зміщення фази, рівне 45° .

3.5.2. Вимірювальні перетворювачі

Однією із проблем вимірювань електрофізичних параметрів об'єктів контролю з допомогою контактних первинних перетворювачів, як зазначалося вище, є залежність результату вимірювань від приелектродного імпедансу. А приелектродний імпеданс залежить від матеріалу електродів, рівня їхньої забрудненості та окислення до вимірювання, амплітуди та частоти тестового сигналу, концентрації і рухливості іонів, температури контрольованого об'єкта, тощо [161]. Тому, актуальним є забезпечення інваріантності результату до приелектродного імпедансу, як неінформативного параметра.

Сьогодні пропонується багато різноманітних кондуктометричних комірок на основі ємнісних сенсорів різного

конструктивного виконання для контролю параметрів за електропровідністю. Це, в основному, двоелектродні та чотириелектродні сенсори ємнісного характеру з фіксованою сталою комірки. Їх використовують як з відповідними вимірювальними пристроями – кондуктометрами, так і з традиційними вимірювачами параметрів імпедансу чи адмітансу – RLC- метрами [162, 164]. Інформативним параметром таких сенсорів є імпеданс комірки з об'єктом контролю. За виміряними електричними параметрами, що характеризують електропровідність таких сенсорів з контрольованим об'єктом, виявляють зміни його внутрішньої структури, ідентифікують зразки продукції, контролюють їхню якість, використавши при цьому для порівняння базові зразки з відомими значеннями аналогічних параметрів [163].

Відомо, що для зменшення впливу ємності подвійного шару у кондуктометрах з двоелектродними сенсорами використовують високочастотний сигнал [165]. Однак не завжди такий спосіб може бути використано, а окрім цього високочастотні вимірювання породжують нові проблеми [151]. Використання чотириелектродних сенсорів, що мають струмові та потенціальні електроди, дає змогу усунути вплив приелектродного імпедансу загалом, не прив'язуючися до частоти сигналу [166]. Ефективність застосування таких чотириелектродних сенсорів залежить від вимірювального засобу їхніх параметрів.

У практичному реалізуванні процедури вимірювання параметрів багатоелементних двополюсників, якими подають об'єкти контролю кваліметрії неелектричної природи, найефективнішим вважається використання інформації про дійсну (активну) та уявну (реактивну) складові імітансу двополюсника. За виміряними складовими знаходять значення параметрів схеми заміщення і порівнюють їх з відповідними значеннями параметрів базового зразка. Під час зіставлення показників якості продукції, яку оцінюють за базовими

показниками відносним методом отримують результат щодо відповідності продукції базовому зразку. У такому разі оцінювання якості продукції однозначно залежить від базового зразка порівняння. Як відомо, базові зразки у кваліметрії є частинами речовини, матеріалу, продукту, тощо, а базовим є значення показника міри відомого рівня якості. Різний рівень якості характеризується структурою об'єктів контролю, різними кількісними параметрами одиничних показників якості, змінами параметрів імітансу двополюсника як об'єкта контролю. Тобто, за вказаними вище змінами можна розрізнити рівень якості продукції неелектричної природи і створити електричні моделі стандартних зразків. Така концепція визначення кількісних характеристик фізико-хімічних параметрів вимагає створення спеціальної бази даних про відповідність цих параметрів з їх електричними параметрами. Для того, щоб встановити такий зв'язок параметрів необхідно проводити багатократні експериментальні дослідження кожного виду продукції. Це вимагає спеціальних умов їхнього проведення та режимів роботи вимірювальних засобів. Тому іншою проблемою у багатьох випадках, окрім впливу неінформативного імпедансу, є забезпечення відповідного режиму підчас вимірювального експерименту, а саме: режиму заданого струму або режиму заданої напруги, а також забезпечення інваріантності результату до параметрів тестового сигналу та навколишнього середовища. Не завжди таке досягається з використанням традиційних вимірювальних засобів або на це не звертається увага. Разом з тим, параметри окремих об'єктів залежать саме від заданого режиму вимірювання, а також мають здебільшого високу температурну залежність.

3.5.3 Математичне моделювання складових адмітансу контактних первинних перетворювачів

Аналізування математичної моделі контактного первинного перетворювача щодо впливу ємності подвійного шару на активну та реактивну складові імітансу загалом [143, 171] показують, що залежно від частотного діапазону тестового сигналу, яким діють на первинний перетворювач [149], можна вибрати той чи інший інформативний параметр (активний опір, активна чи реактивна складові, тангенс кута втрат). Враховуючи, що діапазон зміни інформативних параметрів може бути дуже широким (від одиниць Ом до сотень МОм), то актуальним є аналізування впливу ємності подвійного шару на результат вимірювання таких об'єктів. Тим більше, що діапазон зміни ємності подвійного шару може бути в межах від десятих мкФ до сотень мкФ [172], а при цьому ємність, що визначається параметрами сенсора та об'єктом контролю знаходиться в межах від одиниць пФ до сотень пФ. На основі таких досліджень можна виробити рекомендації щодо вибору розмірів сенсора та особливостей вимірювань при цьому електрофізичних параметрів низькоомних та високоомних об'єктів, виявлення нових способів вимірювань та контролю.

Отже, проаналізуємо особливості вимірювань електрофізичних параметрів контактними первинними перетворювачами на основі результатів математичного моделювання складових імітансу з урахуванням ємності подвійного шару та параметрів об'єкта контролю в широкому частотному діапазоні тестового сигналу.

Розглянемо математичну модель первинного перетворювача з об'єктом контролю на основі спрощеної схеми заміщення (без урахування елементів, що описують окремі особливості об'єктів контролю та неінформативні імпеданси), а саме скористаємося виразом (3.40), але з прив'язкою до опору R_x .

У такому разі активна та реактивна складові комплексної провідності описуються виразами:

$$Re(Y) = R_x \frac{\omega^2 C_{\Pi}^2}{1 + \omega^2 R_x^2 (C_x + C_{\Pi})^2}, \quad (3.45)$$

$$\begin{aligned} Im(Y) &= \omega C_{\Pi} \frac{1 + \omega^2 C_x^2 R_x^2 + \omega^2 C_x C_{\Pi} R_x^2}{1 + \omega^2 R_x^2 (C_x + C_{\Pi})^2} = \\ &= \omega C_{\Pi} \frac{1}{1 + \omega^2 R_x^2 (C_x + C_{\Pi})^2} + \omega C_x \frac{\omega^2 C_{\Pi}^2 R_x^2 \left(1 + \frac{C_x}{C_{\Pi}}\right)}{1 + \omega^2 R_x^2 (C_x + C_{\Pi})^2}. \end{aligned} \quad (3.46)$$

Враховуючи, що ємність подвійного шару суттєво переважає ємність перетворювача з об'єктом контролю, як зазначено вище, вирази (3.45) і (3.46) за умови $C_{\Pi} \gg C_x$ спрощуються і приймають кращий для аналізування вигляд:

$$Re(Y) = R_x \frac{\omega^2 C_{\Pi}^2}{1 + \omega^2 R_x^2 C_{\Pi}^2} \quad (3.47)$$

$$Im(Y) = \omega C_{\Pi} \frac{1}{1 + \omega^2 R_x^2 C_{\Pi}^2} + \omega C_x \frac{\omega^2 R_x^2 C_{\Pi}^2}{1 + \omega^2 R_x^2 C_{\Pi}^2} \quad (3.48)$$

Як бачимо, залежності активної та реактивної складових пов'язані із частотою тестового сигналу, а вибір частоти пов'язаний із параметрами об'єкта контролю і ємністю подвійного шару. Разом з тим, активна складова не залежить від ємності об'єкта контролю і за певних умов також не залежатиме від частоти тестового сигналу [99]. Реактивна складова залежить від параметрів об'єкта контролю і ємності подвійного шару. При цьому очевидним є наступне.

Реактивна складова (3.48) за певних умов може визначатися або ємністю подвійного шару – перша складова, або ємністю об'єкта контролю – друга складова. Забезпечуються такі умови зміною частоти або зміною опору об'єкта контролю для заданого значення ємності подвійного шару C_{Π} і для заданої частоти тестового ω сигналу. З метою виявлення особливостей вимірювання електрофізичних параметрів контактними перетворювачами проведено математичне моделювання складових адмітансу (3.47) та (3.48) при широких діапазонах змін ємності подвійного шару та опору об'єкта. При цьому оцінено

вплив ємності подвійного шару на вимірювання параметрів об'єктів для різних її значень в частотному діапазоні тестового сигналу та при фіксованому значенні ємності сенсора з контрольованим об'єктом.

Для низькоомного об'єкта контролю (з опором $R_x=10$ Ом) при $C_{\text{п}}=0,1$ мкФ, $C_{\text{п}}=1$ мкФ, $C_{\text{п}}=10$ мкФ, $C_{\text{п}}=100$ мкФ, $C_{\text{п}}=1000$ мкФ та при $C_x=10$ пФ отримано залежності активної складової від частоти тестового сигналу в діапазоні від 50 Гц до 10 ГГц, зображені на рис. 3.11. Відповідно отримано залежності об'єкта контролю з опорами: $R_x=100$ Ом; 1 кОм; 10 кОм; 100 кОм; 1 МОм (рис. 3.23–3.28).

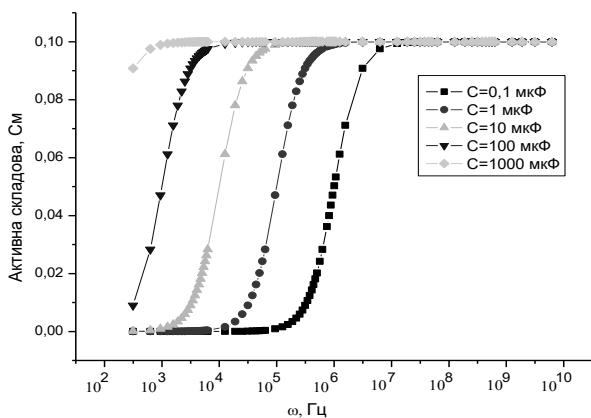


Рис. 3.23. Графік залежності активної складової від частоти тестового сигналу при різних значеннях приєлектродної ємності для $R_x=10$ Ом

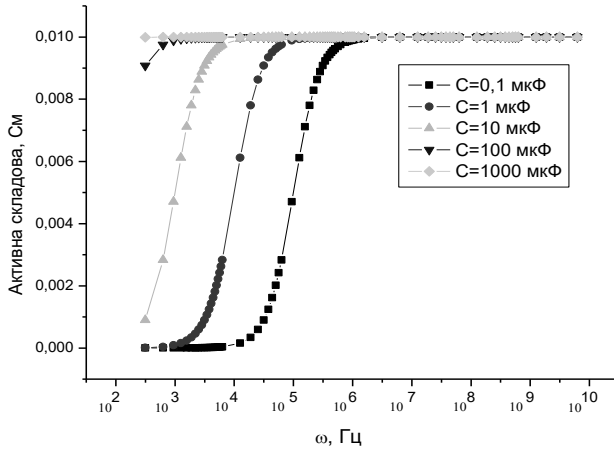


Рис. 3.24. Графік залежності активної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для $R_x=100 \text{ Ом}$.

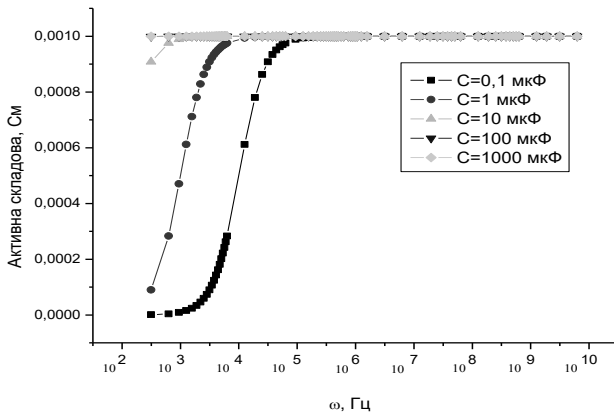


Рис. 3.25. Графік залежності активної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для $R_x=1 \text{ кОм}$.

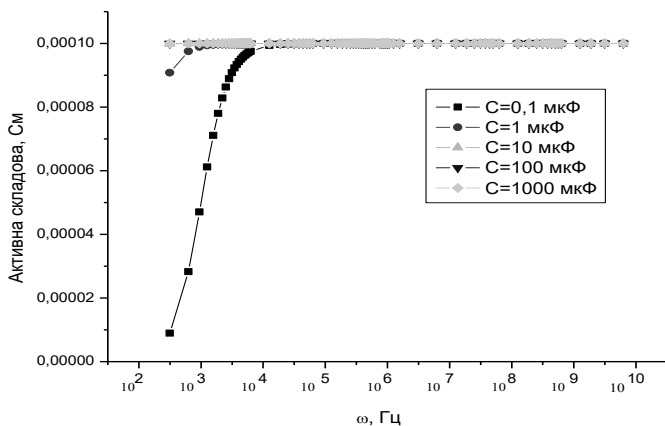


Рис. 3.26. Графік залежності активної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для $R_x=10$ кОм.

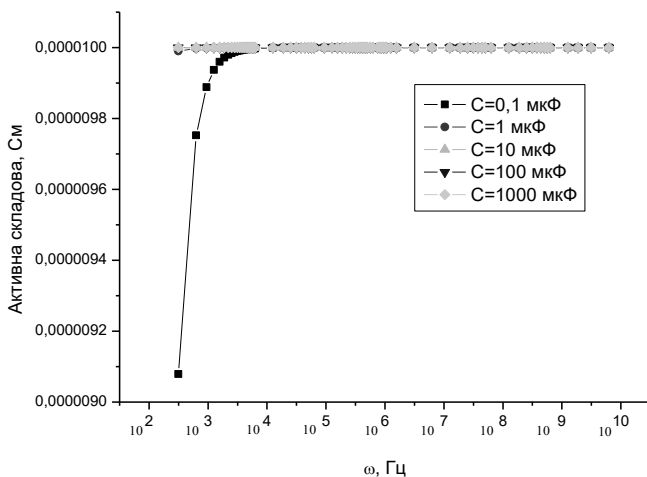


Рис. 3.27. Графік залежності активної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для $R_x=100$ кОм.

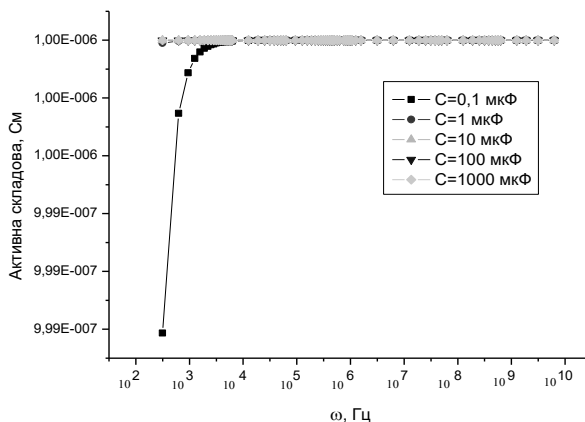


Рис. 3.28. Графік залежності активної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для $R_x=1 \text{ МОм}$

Аналіз отриманих залежностей показує, що із зростанням приелектродної ємності очевидним є зміщення вліво кривих по частоті. Тим самим зміщується частота, з якої при заданому значенні ємності подвійного шару $C_{\text{п}}$ активна складова є частото незалежною. Як видно з рис. 3.23–3.28, якщо при ємності 0,1 мкФ частота становить 10 МГц, то при ємності 100 мкФ вона зменшується до 10 кГц.

Тобто, для отримання незалежності результату вимірювання параметрів низькоомного об'єкту на нижчих частотах необхідно збільшувати ємність подвійного шару. Для цього треба використовувати сенсор з більшою площею електродів.

Для об'єктів з більшим опором, як показали дослідження, також розширюється діапазон частотної незалежності аналогічно до впливу ємності подвійного шару. Наприклад, вже для опору $R_x=1 \text{ МОм}$ матимемо залежності активних складових зображено рис. 3.28.

Аналогічно, забезпечуючи ті самі умови, проведено дослідження для реактивної складової комплексної провідності. Отримані результати для низькоомного об'єкту (10 Ом, 100 Ом) зображено на рис. 3.29, 3.30.

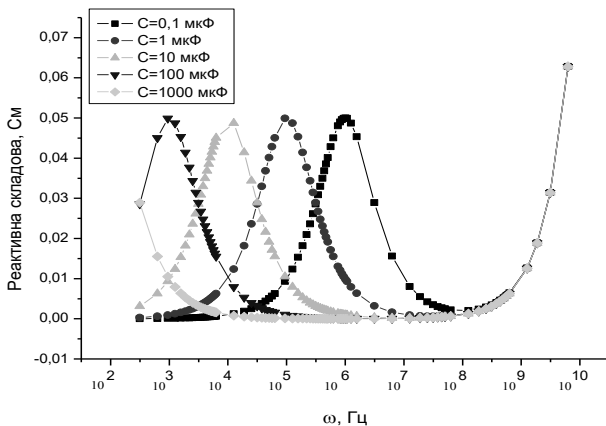


Рис. 3.29. Графік залежності реактивної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для $R_x = 10$ Ом

Результати математичного моделювання реактивної складової показали ряд кривих, зміщених по частоті вліво із збільшенням на порядок приелектродної ємності, кожна з яких має свій максимум. Криві характеризуються наростанням до точки максимуму і плавним спаданням до певного мінімального значення. Аналіз залежностей (рис. 3.48) показує, що збільшення ємності подвійного шару призводить до зміщення екстремального значення реактивної складової в бік зменшення частоти тестового сигналу і навпаки. При цьому діапазон частот, у якому реактивна складова адмітансу практично залишається сталою, розширюється. Зменшення ємності звужує такий частотний діапазон.

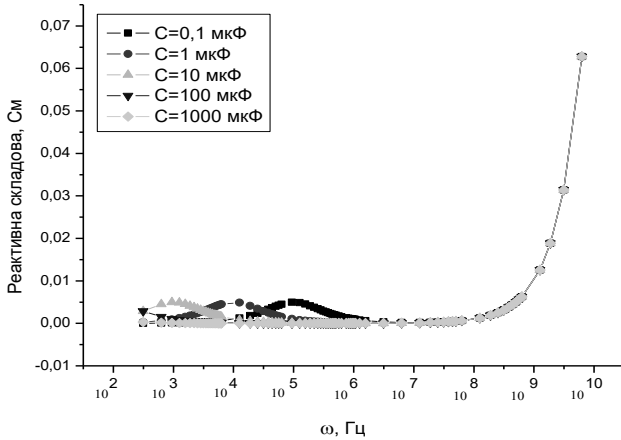


Рис. 3.30. Графік залежності реактивної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для $R_x = 100$ Ом

Так, якщо при ємності 0,1 мкФ мінімальне значення складової досягається на частоті 100 МГц, то при ємності 1000 мкФ мінімальне значення знаходиться в діапазоні 10 кГц – 100 МГц.

Аналогічні дослідження проводилися для об'єктів з опорами $R_x = 100$ Ом; $R_x = 1$ кОм; $R_x = 10$ кОм; $R_x = 100$ кОм; $R_x = 1$ МОм. З наближенням значення опору до 1 МОм спостерігається зміна форми кривих і зменшення їх амплітуди до мінімального значення, тому маємо таку залежність (рис. 3.31).

У горизонтальній частині графіку розглядається незалежність реактивної складової від частоти в досить широкому частотному діапазоні і її значення наближається до нуля. Залежності реактивної складової від ємності подвійного шару не спостерігається. Зростання реактивної складової на частотах вище 100 МГц зумовлено ємністю C_x .

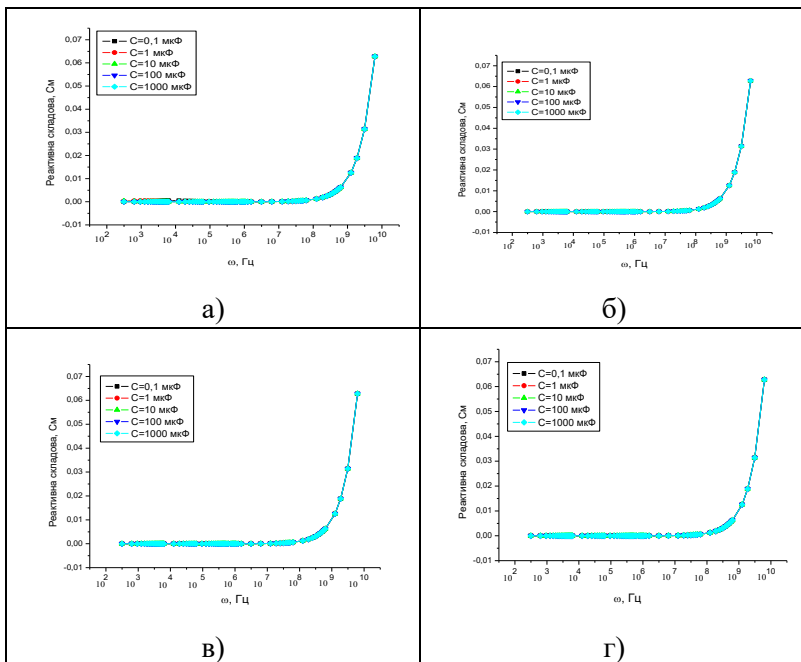


Рис. 3.31. Графіки залежностей реактивної складової від частоти тестового сигналу за різних значень приелектродної ємності для а) $R_x = 1$ кОм; б) $R_x = 10$ кОм; в) $R_x = 100$ кОм; г) $R_x = 1$ МОм

3.5.4. Вимірювальне перетворення параметрів сенсорів в напругу

Розглянемо вимірювальне перетворення параметрів двоелектродного імітансного сенсора для режимів заданого струму та заданої напруги. Схему заміщення такого сенсора з об'єктом контролю зображено на рис. 3.32.

Імпеданси Z_1 , Z_2 утворені ємностями подвійного шару C електродів 1 та 2, імпедансом Z , що містить імпеданс Варбурга та імпеданс, що характеризує електрохімічну реакцію. Імпеданс Z_x - це імпеданс об'єкта контролю.

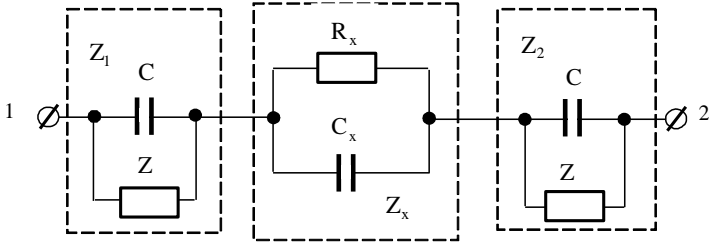


Рис. 3.32. Електрична модель двоелементного сенсора

Перетворювач параметрів такого сенсора в напругу, який забезпечує режим заданого струму, зображено на рис. 4.33.

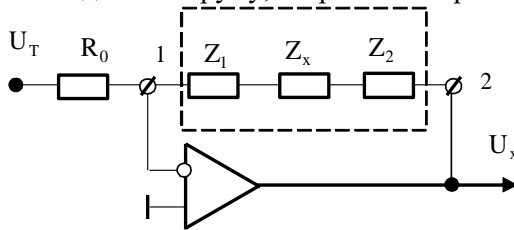


Рис. 3.33. Перетворювач параметрів двоелектродного сенсора з режимом заданого струму

Струм через сенсор задається опором R_0 , а напруга на виході такого перетворювача

$$U_x = U_T \frac{Z_x}{R_0} \left(1 + \frac{Z_1}{Z_x} + \frac{Z_2}{Z_x} \right). \quad (3.49)$$

Якщо Z_x визначається лише активним опором R_x , імпеданси Z_1 , Z_2 лише ємностями C_1 та C_2 подвійного шару, то вихідна напруга

$$U_x = U_T \frac{R_x}{R_0} \left(1 + \frac{1}{\omega C_1 R_x} + \frac{1}{\omega C_2 R_x} \right), \quad (3.50)$$

а при $\frac{1}{\omega C_1 R_x} \ll 1$ та $\frac{1}{\omega C_2 R_x} \ll 1$ (забезпечується така нерівність зростанням частоти) отримуємо

$$U_x = U_T \frac{R_x}{R_0}. \quad (3.51)$$

Тобто, як вже зазначалося вище, одним із варіантів забезпечення інваріантності результату до неінформативного

імпедансу є збільшення частоти тестового сигналу при сталих значеннях ємності подвійного шару та вимірювального опору.

Похибка вимірювання у даному разі визначатиметься співвідношенням неінформативних імпедансів $\frac{1}{\omega C_1 R}$, $\frac{1}{\omega C_2 R}$ та інформативного параметра R_x на вибраній частоті вимірювання ω .

На рис. 3.34 зображено вимірювальний перетворювач, що забезпечує режим заданої напруги на об'єкті контролю.

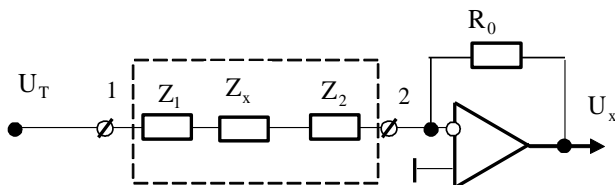


Рис. 3.34. Перетворювач параметрів двоелектродного сенсора з режимом заданої напруги

Напруга прикладається безпосередньо до сенсора, а вихідна напруга такого перетворювача описується виразом

$$U_x = U_T \frac{R_0}{Z_1 + Z_x + Z_2} = U_T R_0 Y_x \frac{1}{1 + \frac{Z_1}{Z_x} + \frac{Z_2}{Z_x}} \quad (3.52)$$

Як і в попередньому випадку похибка визначатиметься співвідношеннями між неінформативними та інформативним імпедансом.

Отже, аналіз наведених перетворювачів підтверджує, що для зменшення методичної похибки, зумовленої приелектродним імпедансом, необхідно збільшувати частоту тестового сигналу.

Відомо, що ще одним і способів зменшення впливу неінформативного імпедансу є використання чотириелектродного сенсора. Найпоширенішою конструкцією такого контактного чотириелектродного сенсора є конструкція, умовне позначення якої показано на рис. 3.32. Електроди 1, 2 (рис. 3.32) – це електроди, через які підводиться електричний

сигнал заданого рівня та частоти до об'єкта контролю, а електроди 3, 4 – електроди, з допомогою яких формується падіння напруги на частині об'єкта контролю, що відповідає відстані між ними.

Відповідно до такого конструктивного виконання контактної сенсорної електричної схеми заміщення (модель) матиме вигляд, зображений на рис. 3.35.

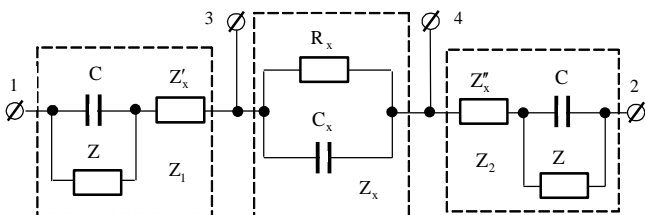


Рис. 3.35. Схема заміщення чотириконтактного сенсора

У даному разі схема заміщення чотириконтактного ємнісного сенсора додатково містить імпеданси Z'_x та Z''_x . Останні імпеданси – це імпеданси контролюваного продукту, що знаходиться між електродами 1-3 та 2-4.

Імпеданс Z_x – це вимірюваний імпеданс об'єкта контролю, що знаходиться між електродами 3 і 4. Залежать зазначені імпеданси від геометричних розмірів електродів та відстані між ними [150].

Введення двох потенціальних електродів 3 та 4 також призводить до виникнення ємностей подвійного шару, однак суттєве зменшення їхнього впливу у порівнянні з іншими неінформативними параметрами можливе шляхом зменшення площі відповідних електродів [100]. Окрім цього для сенсора з однаковими за геометричними розмірами електродів необхідно зменшити струм через потенціальні електроди, що забезпечується високим вхідним опором вимірювача напруги. Всі зазначені імпеданси наведеної схеми заміщення окрім імпедансу Z_x є неінформативними.

Забезпечується інваріантність результату вимірювання до неінформативних параметрів шляхом вимірювання напруги U_x на потенціальних електродах 3 та 4 при заданому струмі I_x через об'єкт контролю між електродами 1 та 2. За результатами вимірювань напруги для заданого струму отримуємо імпеданс $Z_x = \frac{U_x}{I_x}$. Тобто виміряна напруга при відомому струмі буде пропорційна імпедансу об'єкта контролю, а саме: $U_x = I_x Z_x$. Реалізується зазначене під'єднанням до джерела струму ДС сенсора X з об'єктом контролю та вимірювання вольтметром В напруги [101] (рис. 3.36).

Відповідно до зазначеного вище для реалізації режиму заданого струму необхідно мати джерело струму ДС синусоїдального сигналу та вимірювач напруги змінного струму В. При цьому для забезпечення інваріантності результату до впливу вимірювача напруги останній повинен мати високий вхідний опір на частотах вибраного частотного діапазону вимірювань. З урахуванням цього результат вимірювання імпедансу залежатиме від стабільності струму через об'єкт, що забезпечити в широкому частотному діапазоні таке непросте.

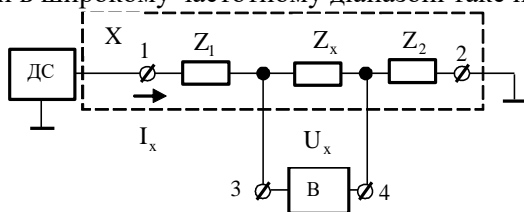


Рис. 3.36. Перетворювач параметрів чотириконтактного сенсора в напругу

Розглянемо варіанти побудови вимірювальних перетворювачів «імпеданс-напруга» з чотириелектродними сенсорами, що забезпечують інваріантність результату як до неінформативних імпедансів, так і до параметрів джерела сигналу [173].

3.5.5. Інваріантні вимірювальні перетворювачі «імпеданс-напруга»

Розглянемо запропоновані варіанти побудови інваріантних вимірювальних перетворювачів з чотириелектродними сенсорами, що реалізують метод прямого перетворення «імпеданс-напруга» [162, 167] на основі пасивних та активних перетворювачів.

Пасивний вимірювальний перетворювач відрізняється від активного перетворювача тим, що в ньому як вимірювальний об'єкт, так і зразковий елемент не є елементами зворотних зв'язків активних елементів (операційних підсилювачів ОП), а увімкнуті в коло джерела сигналу ДС [98, 168].

З метою забезпечення інваріантності результату вимірювання до зміни параметрів сигналу послідовно з сенсором вмикається зразковий елемент і вимірюється також напруга на ньому [97].

3.5.6. Вимірювальні перетворювачі з режимом заданого струму

Схему такого засобу на основі пасивного перетворювача зображено на рис. 3.37.

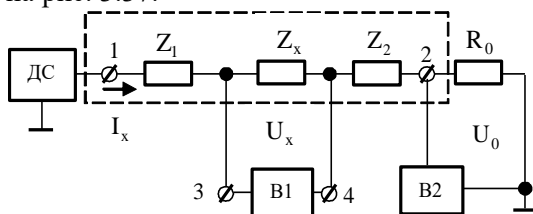


Рис. 3.37. Пасивний перетворювач з режимом заданого струму

Відношення виміряних вольтметрами B1 та B2 напруг $U_x = I_x Z_x$ та $U_0 = I_x R_0$ дає пропорційне відношення імпедансу

контрольованого об'єкта до активного опору (як зразковий елемент може бути прийнято і конденсатор), а саме:

$$\frac{U_x}{U_0} = \frac{Z_x}{R_0}. \quad (3.53)$$

На рис. 3.38 наведено схему, що забезпечує режим заданого струму з використанням активного перетворювача та джерела напруги U_T .

Режим заданого струму задається резистором R_0 . Інваріантність результату до неінформативних імпедансів забезпечується у даному разі тим, що неінформативні імпеданси Z_1 та Z_2 виводяться з кола зворотного зв'язку ОП1, а елементами від'ємного зворотного зв'язку ОП1 є лише Z_x та R_0 . Імпеданс Z_1 практично не впливає на результат, оскільки потенціали електродів 1 та 3 при такому увімкненні практично однакові. Імпеданс Z_2 не входить в коло від'ємного зворотного зв'язку ОП1, а додається до вихідного опору ОП1. Повторювачем на ОП2 забезпечується високоомний вхід пристрою, що під'єднується до виходу перетворювача. З урахуванням зазначеного отримуємо вихідну напругу

$$U_x = U_0 \frac{Z_x}{R_0}. \quad (3.54)$$

Відношення напруг (3.54) та U_0 (рис. 3.38) дає вираз (3.54), чим забезпечується інваріантність до напруги джерела сигналу.

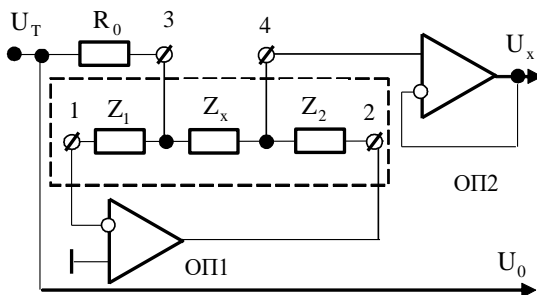


Рис. 3.38. Активний перетворювач з режимом заданого струму

Наведені перетворювачі забезпечують режим заданого струму через сенсор. Режим заданого струму використовують переважно для вимірювання електрофізичних параметрів низькоомних об'єктів (вода та водяні розчини, молочні продукти, кислоти тощо).

Багато об'єктів як електричної, так і неелектричної природи потребують також режиму заданої напруги, що як зазначалося вище у багатьох випадках він може впливати на параметри об'єкта. Такий режим також використовують у разі вимірювання параметрів високоомних об'єктів [173, 174].

РОЗДІЛ 4.

ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ ОПТИЧНИХ ЗАСОБІВ

ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЮ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

4.1. Контроль забруднення водних об'єктів на основі біоіндикації за фітопланктоном

Контроль стану природних водних об'єктів можливо здійснювати на основі індексів біоіндикації за фітопланктоном [175, 176]. Функціональна роль фітопланктону у екосистемі – первинна ланка перетворення потоку сонячної енергії, продуцент автохтонної органічної речовини, важливий агент самоочищення і фотосинтетичної аерації води. Фітопланктон є одним із біоіндикаторів екологічного статусу водних об'єктів відповідно до Водної Рамкової Директиви (WFD) ЄС 2000/60 [177], а також систем біоіндикації стану водних об'єктів США Rapid Bioassessment Protocols (RPBs) та Великобританії River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) [56, 57]. Класифікація організмів фітопланктону [64] за розмірами наведена у табл. 4.1.

Таблиця 4.1

Класифікація частинок фітопланктону

Розмір	Тип фітопланктону
до 5 мкм	пікопланктон (бактерії та синьо-зелені водорості)
від 5 до 50 мкм	нанопланктон (основний фітопланктон)
від 50 мкм до 1 мм	мікропланктон

Фітопланктонні водорості переважно одноклітинні, хоча серед них є багато колоніальних та нитчастих форм, особливо у прісноводних водоймах. Поділ водоростей на системні відділи в основному співпадає з характером їх забарвлення та особливостями будови. У прісноводних об'єктах спостерігаються водорості таких відділів [178, 179]: синьо-зелені

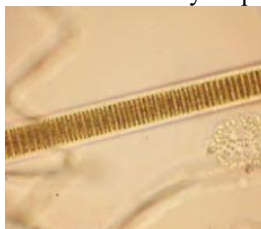
(Cyanoprocarvota); золотисті (Chrysophyta); жовто-зелені (Xanthophyta); криптофітові (Cryptophyta); динофітові (Dinophyta); евгленові (Euglenophyta); діатомові (Bacillarlorphyta); зелені (Chlorophyta); стрептофітові (Streptophyta).

Синьо-зелені водорості (або ціанобактерії) значно відрізняються від інших водоростей простою внутрішньою будовою клітин. Клітини цих водоростей не мають сформованого ядра, що наближує їх до бактерій. Разом з бактеріями синьо-зелені водорості складають розділ організмів, відомий як прокаріоти (Procarvota), на відміну від решти організмів клітини яких мають сформоване ядро і відомих як еукаріоти (Eucarvota). Зображення частинок фітопланктону прісноводних водойм наведено на рис. 4.1.

Клітини водоростей-еукаріотів мають складну будову, в їх складі (за виключенням синьо-зелених водоростей) є особливі внутрішньоклітинні утворення – хлоропласти, що складаються з білків, ліпідів, нуклеїнових кислот та пігментів. У синьо-зелених водоростей є пігментовмісні ламели-тілакоїди, що пронизують усю клітину, але найбільшу концентрацію мають біля поверхні. Структура хлоропластів, що є центрами фотосинтезу у клітині, залежить від конкретного організму.

Основним пігментом, який присутній у хлоропластах чи аналогічних структурах у всіх фотосинтезуючих організмів, є хлорофіл *a* (характеристичні довжини хвиль $\lambda = 430$ нм, 663 нм). Зелені водорості містять хлорофіл *b* ($\lambda = 435$ нм, 645 нм). Діатомові та динофітових водорості містять хлорофіл *c* ($\lambda = 440$ нм, 583 нм, 634 нм). У червоних водоростях міститься хлорофіл *d*. Окрім хлорофілів, у хлоропластах завжди наявні каротиноїди, вміст яких оцінюється по еквіваленту β -каротину (480 нм). Синьо-зелені та червоні водорості містять два типа фікобілінів (фікоціанін и фікоеритрин) у різних співвідношеннях. Вибір характеристичних довжин хвиль для дослідження зразків

Cyanoprocarvota (синьо-зелені водорості)



Oscillatoria



Coleosphaerium



Chroococcus

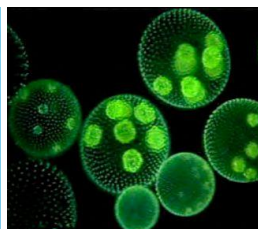
Chlorophyta (зелені)



Netrium

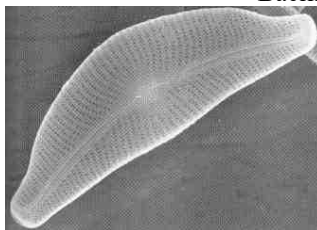


Spinoclosterium

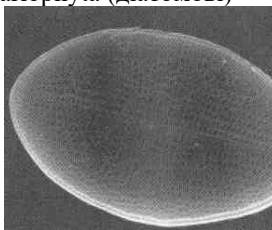


Volvox

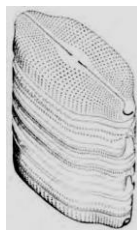
Bacillarophyta (діатомові)



Cymbella tumida



Cosconeisplacentula



Diatoms

Рис. 4.1. Основні групи фітопланктону прісноводних водойм

визначається спектральними залежності відносних показників поглинання пігментів фітопланктону (рис. 4.2). Від складу пігментів залежать й спектральні характеристики поглинання світла фітопланктоном різних видів. На рис. 4.3 наведено

спектральні залежності відносних показників поглинання для трьох основних відділів фітопланктону [179].

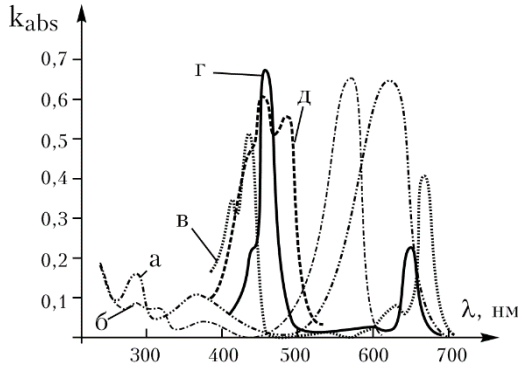


Рисунок 4.2. Спектральні залежності відносних показників поглинання пігментів фітопланктону: а – фікоціанін, б – фікоеретрин, в – хлорофіл а, г – хлорофіл б, д – бета каротин

Діапазон розмірів частинок основного фітопланктону складає до 50 мкм. Однак розміри колоніальних видів, наприклад, *Volvox*, *Ryugophyta*, досягають 500 мкм. Найменша фракція фітопланктону – пікопланктон з розмірами від 0,2 до 2 мкм довгий час не досліджувалась детально. Однак у останній час встановлено, що ця група фітопланктону може складати значну частину загальної біомаси та бути основним продуцентом органічної речовини. Розміри клітин фітопланктону важливі з оптичної точки зору, оскільки клітини різних розмірів мають різні спектральні та кутові характеристики світлорозсіювання. Крім того, при оцінці біомаси водоростей по вмісту хлорофілу а слід враховувати, що клітини різних розмірів мають різний вміст цього пігменту на одиницю їх біомаси та, відповідно, і різне поглинання ними світла.

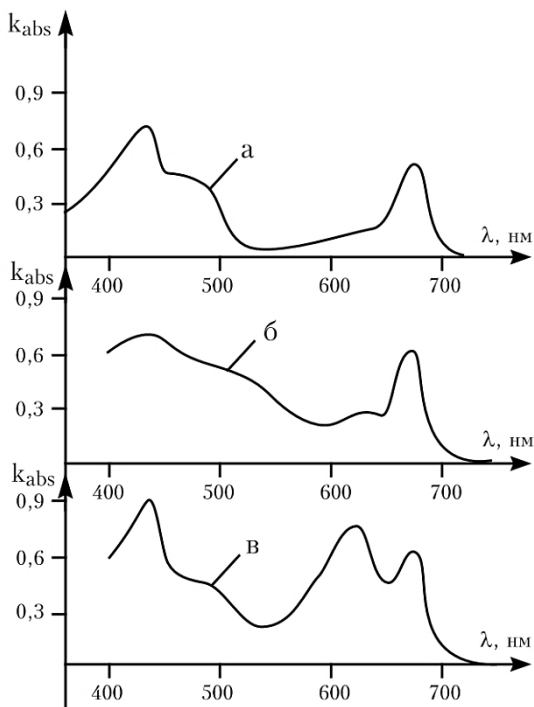


Рисунок 4.3. Спектральні залежності відносних показників поглинання різних груп фітопланктону: а – зелених, б – діатомових, в – синьо-зелених водоростей (in vivo)

Значення концентрації частинок фітопланктону у водних об'єктах мають значну просторову та часову варіацію. Для повного дослідження водного об'єкта необхідно проаналізувати тисячі проб та скласти характеристики концентрацій частинок різних видів фітопланктону в залежності від часу в масштабі сезонних річних змін, а також в залежності від глибини, поперечного перетину та вздовж всієї протяжності водного об'єкту. Обробка результатів традиційними у гідробіології методами надзвичайно трудомістка, а також забезпечує недостатню вірогідність та швидкодію контролю. Один

дослідник, при використанні візуальної мікроскопії та атласа-визначника, може проаналізувати концентрацію частинок різних видів фітопланктону у двох-трьох пробах за день [180]. Відповідно на обробку всіх проб, взятих з водного об'єкта у заданий час необхідно роки, а протягом часу витраченого на обробку інформації концентрації частинок багатократно зміняться, а результати досліджень втратять свою актуальність та матимуть лише ретроспективне значення. Для оцінки антропогенних впливів на водний об'єкт, а також для отримання оперативної інформації про стан екосистеми необхідно нові методи досліджень, які б дозволяли оперативно оцінювати рівень забруднення, а також автоматизовано здійснювати обробку зібраних матеріалів.

Останнім часом, завдяки розвитку біотехнології, відкрилися перспективи широкого використання унікальних у біохімічному відношенні об'єктів – мікроскопічних водоростей, головним чином з числа синьозелених (ціанобактерій, Cyanophyta) і одноклітинних зелених (Chlorophyta).

Серед водоростей найбільш стародавньою прокариотичною групою є мікроскопічні організми – синьозелені водорості. Назва цього відділу визначається найхарактернішим синьо-зеленим забарвленням клітин цих організмів.

Синьозелені водорості відносяться до найбільш примітивних серед існуючих рослин, які містять хлорофіл і вважаються одними з перших фотосинтетиків планети.

Культивування ряду мікроскопічних синьозелених і зелених водоростей створило умови для детального дослідження їх розвитку÷ вивчення морфологічних, фізіологічних, біохімічних особливосте. Це, у свою чергу, дозволило виявити серед культивованих мікроводоростей окремі види, яким властиві високі темпи росту і які мають здатність синтезувати унікальні біохімічні компоненти.

У наш час ряд синьозелених і зелених мікрводоростей культивується в спеціально обладнаних приміщеннях наукових і учбових закладів біологічного й біотехнологічного профілів, де створені та підтримуються колекції їх культур. Здебільшого це представники мікрводоростей класу *Chroococcosphyceae* – хроококових (одноклітинних або колоніальних) і *Normogoniophyceae* – гормогонієвих (багатоклітинних) синьозелених мікрводоростей, а також мікроскопічних зелених;

Хроококові синьозелені водорості (*Synechococcus* Näg., *Synechocystis* Sauv., *Microcystis* (Kütz) Elenk., *Anacystis* Menegh. та деякі інші), а також гормогонієві (*Anabaena* Bory, *Aphanothese* Näg., *Calothrix* (Ag.) тощо) широко культивуються й досліджуються з метою встановлення їх можливого використання як об'єктів біотехнологічних процесів. Деякі синьозелені водорості, головним чином *Spirulina*, а також *Nostoc*, *Synechococcus*, *Synechocystis* та ряд інших, вирощуються в напіввиробничих і виробничих умовах, а їх біомаса вже застосовується в господарській діяльності – у харчовій промисловості, фармакології, медицині тощо [181].

Синьозелені хроококові мікроскопічні водорості, такі як види родів *Microcystis*, *Synechococcus*, *Synechocystis* – це одноклітинні, які вільно плавають, або колоніальні організми. Їх клітини мають різноманітну форму, але найчастіше кулясту та еліпсовидну декількох типів.

Гормогонієві *Cyanophyta* з родів *Anabaena*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Tolypothrix* та ін; мають однорядні, рідше багаторядні ниткоподібні слані. Клітини цих водоростей з'єднуються одна з одною плазмодесмами. Нитки прості, дуже рідко розгалужені, поодинокі або зібрані пучками або в кулясті колонії. Іноді нитки здатні поволі ковзати у воді і здійснювати плавні коливальні рухи. Вони можуть утворювати колонії з одноклітинними або багатоклітинними ціаноїдами. Ці водорості мають трихомальну будову тіла, тобто обов'язковим елементом

їх будови є ниткуватий утвір – трихом, який складається з одного, рідше з двох або багатьох рядів клітин.

Синьозеленим водоростям не притаманна джгутикова, тобто монадна форма будови. Окремим представникам цього відділу властиве ковзне пересування.

Поряд з рівнем організації цих об'єктів необхідно враховувати також рівень їх індивідуальності. Індивідом, у розумінні “особини”, “організму” в одноклітинних синьозелених водоростей є клітина, яка живе вільно, самотійно. У той же час у багатоклітинних *Cyanophyta* індивідуумом є нитка, яка містить один трихом. Це “прості” індивіди. Якщо нитка включає більше одного трихоми, а також найбільш цілісні колонії, вони визначаються як колоніальні індивіди або колоніальні організми;

Розмір клітин хроококових мікроскопічних синьозелених водоростей від 0,5 до 60 мкм завширшки (найчастіше 2 – 5 мкм) та від 1,5 до 100 мкм завдовжки (найчастіше 3 – 15 мкм).

Клітини, які утворюють нитчасті багатоклітинні (трихомальні) організми, бувають чотковидні, перетягнуті (перешнуровані) біля поперечних перегородок або циліндричні, які не перетягнуті біля цих перегородок. Клітини гормогонієвих синьозелених водоростей відрізняються за фізіологічними функціями: вегетативні, азот фіксуючі, здатні або нездатні до фотосинтетичної активності та ін.. Крім вегетативних клітин у деяких гормогонієвих є гетеро цисти – клітини з двома порами, які виникають із серединних вегетативних і з однією порою, які походять від кінцевих вегетативних клітин триномів. Гетероцистам властива висока нітрогеназна активність, що визначає їх азотфіксуючу здатність. Деякі синьозелені водорості можуть утворювати спори – акінети. Характерною рисою акінетоутворення є відкладання нових шарів оболонки. Функція акінет полягає в забезпеченні розмноження водоростей і виживання за несприятливих умов. Вони мають здатність

накопичувати запасні поліглікани, можуть містити поліедральні тільця, ліпідні та ціанофіцинові гранули.

Серед зелених мікроводоростей, як і серед синьозелених, об'єктами біотехнологічних досліджень є незначна їх частина. Це головним чином представники Chlamydomonales Fritsch (види *Chlamydomonas* Ehr.), Dunaliellales Ettl (*Dunaliella* Teod.), Chlorococcales Marchand (види *Chlorella* Beijer., *Chlorococcum* Menegh., *Botryococcus* Kütz. тощо). Здебільшого це одноклітинні, колоніальні або ценобіальні форми.

Одноклітинні водорості, в яких домінує нерухома стадія, а рухливість або повністю відсутня (наприклад, *Chlorella*), або обмежена репродуктивними фазами (*Chlorococcum*), мають кокоїдний тип будови. Кокоїдні форми зустрічаються в більшості класів водоростей.

Клітини *Chlorella vulgaris* кулясті, 5 – 10 мкм у діаметрі, мають чашоподібний хлоропласт. Це одноядерні водорості, розмір ядра яких близько 1 мкм.

Контроль стану природних водно-дисперсних середовищ можливо здійснювати на основі індексів біоіндикації по їх фітопланктону. Функціональна роль фітопланктону у екосистемі – первинна ланка перетворення потоку сонячної енергії, продуцент автохтонної органічної речовини, важливий агент самоочищення і фотосинтетичної аерації води. Фітопланктон є одним із біологічних елементів класифікації екологічного статусу водних об'єктів відповідно Водній Рамковій Директиві ЄС 2000. Об'єктом контролю у даній роботі є піко- та нанопланктон з розміром частинок до 50 мкм. Фітопланктонні водорості переважно одноклітинні, хоча серед них є багато колоніальних та нитчастих форм, особливо у прісноводних водоймах. У кожній конкретній водоймі характер поля об'ємної концентрації фітопланктону визначається фізико-хімічними та біолого-ценотичними умовами. Дані про вміст фітопланктону у водних об'єктах мають значну його просторову та часову

варіацію. Відповідно будують характеристики об'ємних концентрацій та відносного співвідношення різних видів фітопланктону в залежності від часу в масштабі сезонних річних змін, а також в залежності від глибини водойми, її поперечного перетину та вздовж всієї протяжності водного об'єкту.

Для ідентифікації частинок фітопланктону здійснюється порівняння масивів спектрополяриметричних зображень отриманих на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону зі зразковими мультиспектральними зображеннями за допомогою класифікатора Байєса з розв'язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса. За рахунок цього підвищується точність ідентифікації частинок фітопланктону у порівнянні з класичними альгологічними методами, що засновані на візуальному порівнянні зображень частинок фітопланктону, отриманих за допомогою мікроскопу, зі зразковими зображеннями взятими з визначників та кадастрів, а швидкодія контролю екологічного стану водних об'єктів підвищується у 10..20 разів. Основним пігментом, який присутній у частинках фітопланктону, є хлорофіл *a* (характеристичні довжини хвиль 430 нм, 663 нм.). Зелені водорості містять хлорофіл *b* (435 нм, 645 нм). Діатомові та динофітових водорості містять хлорофіл *c* (440 нм, 583 нм, 634 нм). У червоних водоростях міститься хлорофіл *d*. Окрім хлорофілів, у хлоропластах завжди наявні каротиноїди, вміст яких оцінюється по еквіваленту β -каротину (480 нм). Синьо-зелені та червоні водорості містять два типа фікобілінів (фікоціанін і фікоеретрин) у різних співвідношеннях. Запропонований метод технічно більш складніший ніж існуючі методи непрямої інтегральної оцінки фітопланктонних угруповань за пігментними характеристиками, оскільки дозволяє більш точно визначити співвідношення між певними вилами фітопланктону.

Аналіз зразків фітопланктону за допомогою запропонованого методу та розроблених засобів контролю

показав, що видове різноманіття альгофлори водойм представлене 248 видами. Провідною групою альгофлори є зелені водорості, які представлені 116 видами. Високим різноманіттям характеризуються також діатомові (51 вид), евгленові (31) та синьо-зелені (26) водорості.

Проведений аналіз показав, що у зразках фітопланктону взятих з річки вище міста за течією видове різноманіття значно вище ніж на ділянці річки в центральній частині міста, що є доказом вагомого антропогенного впливу на екологічний стан річкової екосистеми

Виявлено ряд видів водоростей-індикаторів якості води, які засвідчують приналежність досліджених водойм в переважній більшості до бета-мезосапробного типу. Факторами деградації біорізноманіття виступає антропогенне евтрофування, яке зумовлене забрудненням водойм стічними водами різного типу, а також надмірне заростання стоячих водойм і масовий розвиток синьо-зелених водоростей, які викликають “цвітіння” води. Ці види заслуговують на посилену увагу, оскільки вони є потенційними продуцентами токсичних речовин. Вони зростають за умов надмірного забруднення і привертають увагу до незадовільного екологічного стану конкретних водойм [63].

В зв'язку з цим, доцільно використати індекси біоіндикації для оцінки антропогенного впливу. Ступінь індикаторності видів встановлюється з використанням зведених таблиць та атласів сапробних організмів і монографічних опрацювань конкретної групи фітогідробіонтів чи таксономічної групи взагалі.

Оцінку якості води на основі результатів біоіндикації по фітопланктону проведемо таким методом. Індекс забруднення навколишнього середовища розроблений на основі методу Зелінки-Марвана реалізується таким чином [37]:

$$S_{EPI} = \frac{\sum_{i=1}^N s_i h_i J_i}{\sum_{i=1}^N h_i J_i}, \quad (4.1)$$

де N – число видів фітопланктону, що є біоіндикаторами;
 h_i – абсолютна чисельність в пробі i -того виду;

s_i, J_i – сапробна валентність та індикаторна вага i -того виду взяті з довідникових таблиць для видів-біоіндикаторів.

Індекс забруднення визначає клас та категорію якості вод, а також дозволяє оцінювати трофічний рівень за відповідними шкалами для водних об'єктів.

4.2. Аналіз методів визначення характеристик угруповань фітопланктону водних екосистем

Проаналізуємо методи відбору проб для визначення фітопланктону у воді. Отримання репрезентативних даних для оцінки структурно-функціональних характеристик фітопланктону і динаміки їх змін вимагає подекадного відбору проб. Важливо, щоб він проводився у чітко встановлений час. Найбільш оптимальним є інтервал з десятої до дванадцятої години.

Для врахування вертикальної динаміки водоростей і мінімізації похибки, зумовленої їх міграцією в товщі води, проби, починаючи з поверхневого горизонту, слід відбирати через кожний метр водної товщі. Відібрані проби зливають в один посуд (як правило, це поліетиленове відро місткістю 10,0-12,0 дм³), з якого потім відбирають інтегровані проби (0,5-1,0 дм³). Об'єм інтегрованої проби 0,5 чи 1,0 дм³ визначається попередньою візуальною оцінкою розвитку фітопланктону:

а) при інтенсивному розвитку планктонних водоростей, особливо під час «цвітіння» води, достатньо аліквоти об'ємом 0,5 дм³;

б) при незначній вегетації водоростей, зазвичай в зимовий чи ранньовесняний - пізньоосінній періоди, необхідно відбирати 1,0 дм³.

Одну пробу фіксують, а іншу використовують для вивчення водоростей у живому стані. Здійснювати ці роботи вкрай необхідно, оскільки при фіксуванні можливе пошкодження деяких морфологічних структур водоростевих клітин (джгутиків, різних виростів тощо), що є характерними систематичними ознаками,

особливо у вольвоксових, криптофітових, евгленових і золотистих водоростей.

Проби для кількісного визначення фітопланктону відбирають батометром. Найпоширенішим є батометр Рутнера, мікробіологічні і токсикологічні проби - найбільш прийнятним є об'єм батометра 3-5 дм³. На мілководних станціях, де глибини не перевищують 2,0 м, можливий відбір лише з одного горизонту, як правило 0,2-0,3 м. Проби фітопланктону відбирають і зберігають у скляних пляшках чи поліетиленових флягах, відкаліброваних на 0,5 і 1,0 дм³ і щільно закритих кришками. Ще в лабораторії посуд добре мийуть з використанням миючих засобів (для поліетиленових фляг) чи хромової суміші (для скляних пляшок). Перед наповненням чистий посуд слід 2-3 рази промити (100-200 мл) відібраною пробую. Всі пляшки (фляги) мають бути з етикетками. Можливо кілька варіантів:

а) на посуд масляною або емалевою фарбою наносять цифрову нумерацію;

б) на посуд наклеюють медичний пластир, на якому олівцем або кульковою ручкою роблять відповідний запис;

в) перед відбором проби напис робиться безпосередньо на посуді стеклографом.

Проби фітопланктону відбирають на достатній відстані від берега для того, щоб уникнути попадання водоростей з прибережної зони. Як правило, проби відбирають в глибоководній частині, найчастіше – на відкритому водному просторі. Пробу відбирають з різних бортів човни або катери, наприклад, батометром Рутнера. Проби фітопланктону відбирають в шарі води від 0 до 2 м (у деяких дослідженнях 0-4 м), при цьому 50-сантиметровим батометром послідовно з різної глибини піднімаються чотири проби. Паралельно з відбором проб вимірюють і фіксують температуру у вказаних шарах води.

Інтегральна (сумарна) проба води поміщається у велику пластикову ємність. Рекомендується використовувати

пластмасове 20-30-літрове відро з кришкою. Кришка захистить проби від дії прямого сонячного світла. Проби перемішують ковшем і розливають в скляні колби з вузькою шийкою, куди задалегідь наливають розчин Люголя (0,5 мл/ 200 мл проби). Рекомендується використовувати саме скляні колби, оскільки розчин Люголя випаровується з пластикових пляшок. Прозоре скло для колб прийнятніше за темне: крізь нього можна стежити за наявністю фіксатора. Для надійнішого закріплення в проби додають по 2 мл 16%-ного формаліну на кожні 200 мл. Колби із зразками зберігають в темряві при температурі нижче 18 °С. Якщо під час зберігання проба знебарвлюється, то в неї додають розчин Люголя.

З вказаної інтегральної проби відбирають воду і для визначення концентрації хлорофілу "а". Для перевірки видового складу рекомендується пропустити залишки проби (близько 20 мл) через планктонний фільтр (комірки 10-20 мкм).

Етикетку на флязі з пробкою підписують на станції відбору проб. Окремо в картонці обов'язкових відомостей (польовий щоденник) дослідники записують всі необхідні дані щодо відбору проби: найменування водойми, номер станції, її координати на водоймі та відповідна географічна «прив'язка» станції, дата відбору проби (число, місяць, рік, час доби), прозорість води, об'єм проби, температура води і повітря, кількість кисню, гідрометеорологічні дані - стан погоди, наявність чи відсутність на поверхні води ознак «цвітіння», спричиненого масовим розвитком водоростей, плівок нафтопродуктів, сміття, візуально відмічених джерел надходження стічних вод у водойму, звалищ сміття в районі природоохоронних смуг досліджуваної водойми.

Потім проводиться консервація і згущення проб. Найбільш поширеним консервантом є формальдегід. Для консервації у водні проби додають 40%-ний формальдегід з розрахунку 1:100, пляшку щільно закривають кришкою і ставлять у темний ящик. Незважаючи на простоту і доступність цього методу, дія формальдегіду, який є

«жорстким» фіксатором, на водоростеві клітини може призводити до їх деформації, втрати джгутиків, виходження монадних форм (евгленові, динофітові, золотисті) з будиночків, а у зелених хлорококових можливий і лізис клітин. Фактично до 20-25% вихідної кількості водоростей через 3-5 міс. руйнується під дією формальдегіду. Водночас фіксація ним не впливає на морфологічну структуру діатомових і синьозелених водоростей. Пояснюється це тим, що перші з них мають кремнеземний панцир, а у других - клітини огорнуті слизом.

Також одним із видів є консервація розчином Люголя. Розчин Люголя є більш «м'яким» фіксатором, що не руйнує морфологічну структуру водоростей. Але він не завжди «вбиває» водяну мікрофлору і водяні гриби. Це призводить до того, що через 1-2 міс. зафіксована проба починає «загнивати» і практично руйнуються клітинні структури.

Етиловий спирт є також «м'яким» фіксатором. Використовують спирт етиловий ректифікований, який додають до проби у співвідношенні 1:10. Проби фітопланктону, зафіксовані спиртом, не можна зберігати понад 1-1,5 місяця. Надалі неопрацьовані проби починають «загнивати».

Комбінація розчину хромових квасців з розчином формальдегіду добре відображає морфологічну структуру планктонних водоростей і забезпечує тривале збереження альгологічних проб незалежно від видового складу фітопланктону [182].

Всі існуючі методи згущення проб базуються на одному з трьох фізичних процесів: седиментації, центрифугуванні та фільтрації через мікропористі фільтри.

Метод седиментації. Пляшки (фляги) з альгологічними пробами охайно, без струшування виставляють у темному прохолодному місці. Через 10-12 днів воду над водоростями, що осіли, збирають спеціальним сифоном, залишаючи над осадом шар води 5-8 см. Залишок проби (об'ємом не більш ніж 100 мл) переливають у посуд меншої місткості, відстоюють протягом 5-7 діб і повторно

відсифонюють, доводячи кінцевий об'єм до 10 см³. Проби переливають у пеніцилінові склянки, додають 2-3 краплі формальдегіду чи розчину Люголя і починають камеральне опрацювання.

Метод центрифугування. Найбільш швидкий метод згущення альгологічних проб. Для достатнього осадження фітопланктону потужність центрифуги має становити не менш як 1500-3000 об/хв. Але при цьому можлива втрата значної кількості водоростей різних таксонів через розчинення осаду та при його перенесенні до лічильної камери.

Метод фільтрації. Портативним, швидким методом згущення альгологічних проб (до 200 разів від об'єму відібраної проби) є метод їх фільтрації через дрібнопористі фільтри. Простота апаратного забезпечення: колба Бунзена місткістю 1,0-2,0 дм³, фільтрувальна воронка, дрібнопористі фільтри, вакуумна гумова трубка, вакуумний насос, що створює розрідження до 0,5-3,0 атмосфер – дозволяє використовувати метод фільтрації в експедиційних умовах. Різновидністю методу фільтрації з використанням вакуумного розрідження є метод фільтрації під тиском. Недоліком обох методів є втрата при фільтруванні нанопланктонних видів водоростей і можливе пошкодження їх морфологічних структур – основних систематичних ознак виду.

Камеральне опрацювання проб. У гідроекологічних дослідженнях для опрацювання альгологічних проб використовуються світлові та електронні скануючі і трансмісійні мікроскопи різних марок як вітчизняного, так і зарубіжного виробництва. Основна вимога до мікроскопа – це величина збільшення. Для отримання репрезентативних результатів окуляр повинен мати збільшення не менше як $K5^X$, а об'єктив – $\times 20$. Чисельність водоростей підраховують у спеціальних лічильних камерах. Найбільш поширеною в альгологічних дослідженнях є камера Нажотта об'ємом 0,01-0,05 см³. Використання інших камер, наприклад лічильної камери Горяєва, в якій

підраховуються форменні елементи крові, небажане, оскільки крупні водорості планктону, особливо колоніальні форми, не вміщуються на дні камери. При використанні камери Горяєва отримані результати значно занижені. Можливе також застосування «лічильних пластин» [59].

Зразки необхідно аналізувати на трьох рівнях залежно від мети застосування:

– рівень I – зафіксовані розчином Люголя проби для визначення біомаси (кількісна проба). В цьому випадку спеціальних досліджень видового складу не виконують.

– рівень II використовуються дві проби: одна - для визначення біомаси, зафіксована розчином Люголя, і інша – зафіксована формаліном і відібрана за допомогою планктонного фільтра. Її можна використовувати в спеціальних препаратах для визначення основних видів під звичайним оптичним мікроскопом.

– рівень III – живий матеріал, яким доповнюють проби для визначення біомаси. В цьому випадку роблять усі можливі препарати, а також і додаткові визначення видів з використанням електронного мікроскопа і у разі потреби виконують посів деяких видів фітопланктону.

На I і II-му рівнях живий матеріал не використовують, тому не завжди вдається виконати повний аналіз видового складу. В деяких випадках вимагається скласти тільки список видів, тоді говорять, що проби досліджуються якісним і напівкількісним методом. В цьому випадку кількість окремих видів характеризується за шкалою від "дуже бідний / нечисленний" (1) до "дуже багатий / численний" [183].

Проби, що відбираються для програм моніторингу, обов'язково слід консервувати, оскільки їх, як правило, перевозять на великі відстані. Зафіксований зразок вивчається під світловим мікроскопом із застосуванням приладу Утермеля. Перед початком дослідження зразок ретельно струшується, а

потім, залежно від кількості проби, відстоюється протягом 1-24 годин в темряві.

Вивчення проби починають з перевірки видового складу. Після відстоювання зразок досліджують під мікроскопом двічі з різним збільшенням. Проба нанопланктону оцінюється під світловим мікроскопом при збільшенні $\times 800$ - $\times 1200$ з 50-100 зорових позицій / секторів в кюветі. При цьому збільшенні розмір частинок змінюється від 2-20 до 50 мкм. Частинки фітопланктону більшого розміру вивчаються при збільшенні $\times 200$.

Для оцінки кількісної різноманітності фітопланктону обчислюють його чисельність і біомасу. Чисельність фітопланктону розраховують на 1 дм³ (1л) води за формулою:

$$N = kn \frac{A}{a} v \frac{1000}{V}, \quad (4.2)$$

де N – кількість водоростей в 1 дм³ води досліджуваної водойми (як правило, тис. кл/дм³ або млн. кл/дм³); k - коефіцієнт, що показує, у скільки разів об'єм використаної камери менший за 1 см³; n – кількість клітин водоростей на проглянутих доріжках (квадратах) лічильної камери; A – кількість доріжок (квадратів) лічильної камери; a – кількість доріжок (квадратів), де підраховувалась кількість водоростей; V – об'єм проби фітопланктону, взятий на водоймі, см³; v - об'єм концентрованої проби, з якого розраховуються показники фітопланктону, см³.

Біомаса фітопланктону визначається розрахунково-об'ємним методом. Його використання передбачає наявність даних по чисельності конкретного виду водоростей у пробі та лінійних розмірів його клітин. Для визначення розмірів водоростей їх прирівнюють до певних геометричних тіл, найбільш подібних до даної морфологічної форми: куля, паралелепіпед, циліндр, конус, октаедр тощо. Далі вимірюють необхідні параметри: радіус, діаметр, висоту, довжину тощо. Для отримання репрезентативних даних необхідно виміряти параметри не менш як 30 водоростевих клітин одного виду. Одержані дані опрацьовують статистично [184].

Об'єм клітин визначають за відомими геометричними формулами, використовуючи лінійні розміри конкретної водорості, подібної до певної геометричної фігури. Припускають, що відносна щільність (до води) прісноводних водоростей становить 1,00-1,05. Обчислену біомасу кожного виду множать на його чисельність і наводять у мг/дм³, г/м³ або г/м².

Визначення первинної продукції фітопланктону є одним з найпоширеніших методів дослідження водоймищ. Первинну продукцію можна, наприклад, виміряти безпосередньо у водоймищі, цей метод позначається терміном *in situ*. Оскільки температура води у водоймищі, умови освітлення і інші природні чинники здійснюють істотний вплив на первинну продукцію, то прийнято визначати також здатність до первинної продукції фітопланктону в лабораторних умовах.

Інтенсивність первинної продукції залежно від того, який з інгредієнтів процесу фотосинтезу ми вимірюємо (наприклад, вміст кисню чи фотосинтезованої органічної речовини), може суттєво відрізнятися. Для відносної формалізації показників, що характеризують первинну продукцію, умовно було виділено кілька її форм. Запропоновані форми первинної продукції – це відносно віртуальні характеристики, що визначають реально існуючі потоки енергії в екосистемах:

– валова первинна продукція (A_v) - це вся енергія, що утворилась фітопланктоном у процесі фотосинтезу в екосистемі; ефективна первинна продукція ($A_{ЕФ}$): $A_{ЕФ} = A_v - R_{\phi}$, де R_{ϕ} - енергетичні витрати на дихання (метаболізм) водоростей;

– чиста первинна продукція, або фактично наявна в екосистемі біомаса (B) фітопланктону ($A_{ч}$): $A_{ч} = A_v - R$, де R - сумарні енергетичні витрати на дихання (метаболізм) усіх компонентів планктону: $R = R_{\phi} + R_3 + R_B + R_i$, де R_{ϕ} – енергетичні витрати на дихання водоростей; R_3 – енергетичні витрати на дихання зоопланктону; R_B – енергетичні витрати на дихання бактеріопланктону; R_i – енергетичні витрати на дихання джгутикових форм.

Важливим показником стану біоти є величина $A_p/R \cdot \text{добу}^{-1}$, яка характеризує співвідношення продукційно-деструкційних процесів і дозволяє визначати надходження алохтонних органічних речовин, а відповідно оцінювати ступінь антропогенного навантаження на екосистему, знаходити місцезростання джерел забруднення і визначати величину енергетичної субсидії, що необхідна для функціонування конкретної екосистеми.

Поряд із широким використанням добового відношення A_p/R , можливий також аналіз цього показника протягом декади, місяця, року, що дозволяє більш повно характеризувати стан біоти за даний проміжок часу.

Розглянемо найбільш поширені в гідроекологічних дослідженнях методи визначення первинної продукції фітопланктону.

Процедура визначення первинної продукції за кількістю клітин водоростей така:

а) молибденові або кварцові циліндри (об'єм води - від 1 до 5 л) наповнюються пробами фітопланктону. Отвори циліндрів щільно закривають млиновим газом № 76. Розмір вічка газу не дозволяє виходити водоростям з посуду. Застосування молибденового або кварцового скла запобігає поглинанню короткохвильової частини сонячного спектру, а отже наближає дослідні умови до природних. Необхідна місткість експериментальних циліндрів визначається інтенсивністю розвитку фітопланктону: чим більше в пробі водоростей, тим меншою має бути місткість посуду;

б) не менш ніж два циліндри використовуються як контрольні, в яких після їх заповнення і фіксації проб підраховують кількість фітопланктону: чисельність (N_0), тис. кл/дм³, або біомасу (B_0), мг/дм³, які є контролем даного дослідження;

в) інші циліндри експонують у досліджуваній водоймі. Експозиція (t) становить, як правило, одну добу;

г) після закінчення експозиції вміст проби фіксують і камерально опрацьовують. Залежно від кількості використаних циліндрів середній вміст водоростей у досліді становитиме:

$$N_{\text{сер}} = \frac{N_1 + \dots + N_n}{n} \text{ або } B_{\text{сер}} = \frac{B_1 + \dots + B_n}{n} \quad (4.3)$$

де n – кількість експериментальних циліндрів;

д) первинну продукцію водоростей обчислюють за формулою:

$$A_N = \frac{N_{\text{сер}} - N_0}{t} \text{ або } A_B = \frac{B_{\text{сер}} - B_0}{t}, \quad (4.4)$$

відповідно у тис. кл/дм або мг/дм протягом експозиції (t).

Результати, одержані за цим методом, найбільш повно характеризують чисту первинну продукцію фітопланктону ($A_{\text{ч}}$).

Метод визначення первинної продукції за динамікою вмісту біогенних елементів у воді базується на основному рівнянні фотосинтезу, біохімічного процесу, який відбувається з включенням у склад новоутвореної органічної речовини біогенних елементів. Відповідно чим більш інтенсивно формується продукція, тим більше біогенних елементів поглинається фітопланктоном. За різницею біогенних елементів в експериментальних і контрольних склянках можна оцінювати продукцію водоростей.

Вперше цей метод був запропонований В. Г. Дацко при вивченні продуктивності екосистем Азовського і Чорного морів. Основні недоліки методу: швидка регенерація біогенних елементів при деструкції (лізису) рослинних клітин та адсорбція біогенних елементів (особливо фосфатів) на поверхні клітинної оболонки водоростей.

Метод визначення первинної продукції за добовою динамікою кисню полягає у тому, що формування первинної продукції протягом доби характеризується різною інтенсивністю [60]. Відповідно вміст розчиненого у воді кисню, що є одним з кінцевих продуктів фотосинтезу, змінюється пропорційно добовій динаміці останнього. Найменший вміст у воді кисню

реєструється в кінці темного періоду доби, коли фотосинтетична аерація практично відсутня, найбільший, за даними наших спостережень, – між 13-ю і 16-ю годинами.

Отже, інтенсивність первинної продукції – це різниця між максимальними і мінімальними показниками, що характеризують вміст розчиненого у воді кисню протягом доби.

На жаль, незважаючи на простоту визначення продукції за добовою динамікою вмісту у воді кисню, цей метод має ряд недоліків, а саме: методично дуже важко встановити максимальний і мінімальний вміст у воді кисню; в процесі фотоаерації води при досягненні насичення її киснем 100% і більше відбувається дифузія кисню в атмосферу, особливо це характерно при високій температурі води. Встановити величину цього показника методично складно. А застосування певних коефіцієнтів знижує репрезентативність отриманих даних.

Очевидно, що метод найбільш оптимально може використовуватись при постійній автоматичній реєстрації вмісту кисню у воді за допомогою відповідних приладів.

Проаналізуємо метод визначення продукції фітопланктону за кількістю хлорофілу а. У усіх зелених рослинах знаходиться хлорофіл а, який є необхідним пігментом процесу фотосинтезу. При використанні цього методу аналізу усі водорості і інші частки проби фільтруються з води. Пігмент водоростей екстрагується з фільтру в гарячий етанол, в якому активність ензимів хлорофілу зменшується, і екстракція пігменту проходить в кращих умовах. Вміст хлорофілу а в екстракті вимірюється за допомогою спектрофотометра. Виділений хлорофіл особливо чутливий до дії світла. Проби і екстракт не можна зберігати на світлі. Остаточний екстракт освітлюють шляхом фільтрації або застосовуючи центрифугу.

Концентрацію хлорофілу можна використовувати як непрямий показник оцінки біомаси фітопланктону. В деяких

випадках зміст хлорофілу у воді можна вважати показником об'єму продукції фітопланктону.

Методика підходить для виміру кількості фітопланктону і придонної рослинності в природних водоймищах, а також для виміру маси водоростей в деяких тестах. Методика не дозволяє виконувати дослідження інших пігментів, таких як хлорофіл *b* і *c*, а також і продуктів розпаду хлорофілу.

Біологічна суть методу полягає у тому, що кількість хлорофілу а – основного пігменту водоростей змінюється відповідно до інтенсивності первинної продукції.

Відбір проб, фільтрування, висушування. Для репрезентативного визначення пігментів їх концентрація має становити не менш ніж 0,5 мкг хл/дм³. Тому слід відбирати пробу об'ємом 1 дм³ і більше. Пробу фільтрують на фільтрі Зейтца великого діаметру за допомогою вакуумного насоса або завдяки наявності перепаду висот між фільтром і каністрою (сулією) з пробною [58]. Перед фільтруванням мембранні фільтри покривають шаром MgCO₂ (10 мг MgCO₂ на 1 см² поверхні фільтра) для запобігання руйнуванню пігментів. Фільтрування здійснюють при вакуумі не більш як 40-60 гПа, щоб виключити втрати хлорофілу по закінченні фільтрації рекомендується негайно екстрагувати осад без підсушування фільтра. У виняткових випадках, коли немає можливості провести екстрено екстракцію і спектрофотометрування, фільтри з осадом сушать у ексикаторі із силікагелем, натронним вапном і лугом (1:1:1) і зберігають у темному ексикаторі із силікагелем при температурі не вище 1°C (звичайно у холодильнику) не більш як 1,5 міс.

Екстракція пігментів. Екстракцію пігментів здійснюють 90%-вим розчином ацетону. Фільтр з осадом поміщають у гомогенізатор, заливають 2-3 мл 90%-ного розчину ацетону і розтирають протягом 1-2 хв. Потім переносять у центрифужну пробірку, додають 90%-ний розчин ацетону до об'єму 10 мл і витримують 10-15 хв у темному місці при кімнатній температурі до повного екстрагування. Далі екстракт центрифугують протягом 10 хв при 4 тис. об/хв, після чого

прозорий розчин переносять у 1-2-сантиметрову кювету спектрофотометра. У кювету порівняння наливають 90%-ний розчин ацетону з гомогенізованим фільтром без водоростей і вимірюють оптичну щільність екстракту при довжині хвилі 663, 645 і 630 нм.

До безекстрактних спектрофотометричних методів [176] відносять визначення концентрації пігментів у природних умовах (*in situ*) за допомогою спектрофотометра, що занурюється у воду, визначення вмісту пігментів проходить безпосередньо у зразках води, яку наливають у спеціальну кювету із дзеркальними стінками, а також методом визначення пігментів у клітинах фітопланктону, що знаходиться на мембранних фільтрах. Перед спектрофотометрією останні просвітлюють спеціальними розчинниками для оптичної прозорості.

Занурені спектрофотометри досить докладно описані [32, 34, 185]. Однак визначення хлорофілу з їх допомогою пов'язане з деякими труднощами, насамперед із наявністю у природній воді неорганічних і органічних суспензій, які внаслідок розсіювання і поглинання світла впливають на спектр поглинання хлорофілу. Так, наприклад, показник ослаблення світла води прибережних ділянок моря і річкової води із значною кількістю суспензій в діапазоні 400-750 нм набагато перевищує поглинання хлорофілу [181].

Значний інтерес становить флуориметричний безекстрактний метод визначення хлорофілу безпосередньо у живих клітинах фітопланктону, що знаходяться у водоймі. Хоча інтенсивність флуоресценції хлорофілу водоростей набагато нижча, ніж у екстрактах, зазначений метод має високу чутливість, що дозволяє реєструвати низьку концентрацію хлорофілу у водоймі [186].

Найбільш поширеним методом розрахунку концентрації хлорофілів а, b і с (мкг/дм^3) є використання стандартних формул, рекомендованих робочою групою при ЮНЕСКО [176]:

$$C_{\text{хл.а}} = (11,64 \cdot E_{663} - 2,16 \cdot E_{645} - 0,1 \cdot E_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (4.5)$$

$$C_{\text{хл.б}} = (-3,94 \cdot E_{663} + 20,97 \cdot E_{645} - 3,66 \cdot E_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (4.6)$$

$$C_{\text{хл.с}} = (-5,53 \cdot E_{663} - 14,81 \cdot E_{645} - 54,22 \cdot E_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (4.7)$$

де V_1 – об'єм екстракту, мл; V_2 – об'єм проби, дм^3 ; E_{663} , E_{645} , E_{630} – оптична щільність при довжині хвилі відповідно 663, 645 і 630 нм, віднесені до робочої довжини кювети (1 см) з урахуванням поправки на мутність екстракту (контроль):

$$E_{663} = \frac{E'_{663} - E'_{750}}{l}, \quad (4.8)$$

$$E_{645} = \frac{E'_{645} - E'_{750}}{l}, \quad (4.9)$$

$$E_{630} = \frac{E'_{630} - E'_{750}}{l}, \quad (4.10)$$

де E'_{663} , E'_{645} , E'_{630} , E'_{750} – оптична щільність при довжині хвиль відповідно 663, 645, 630 і 750 нм; l – довжина кювети, см.

Визначення первинної продукції фітопланктону склянковим методом. Найбільш широко, як у вітчизняних, так і зарубіжних гідроекологічних дослідженнях використовується метод склянок у кисневій або радіовуглецевій модифікації, суть якого витікає з основного рівняння фотосинтезу і базується на визначенні його кінцевих продуктів: кисню, що виділяється у водну товщу і новофотосинтезованої органічної речовини.

Отже, з точки зору отримання репрезентативних показників первинної продукції, модифікації, які розглядаються, а відповідно і одержані результати, є рівнозначні.

Незалежно від використовуваної модифікації первинна продукція вимірюється на горизонтах 0,05, 0,25, 0,50, 1,00, 1,50, 2,00, 3,00 м і далі, через кожен метр до дна. На мілководних

станціях кількість горизонтів обмежується глибиною. Експозиція становить, як правило, добу. При інтенсивному розвитку фітопланктону, «цвітінні води», час експозиції рекомендується скоротити до 4-6 год, але при розрахунку первинної продукції за добу враховувати її динаміку протягом всього світлового періоду доби.

Використання для кріплення дослідних склянок «гірлянди», що є системою прикріплених на кожному горизонті кількох склянок і гнучких тросів відповідно до конструкції Л. І. Піріної, дозволяє протягом експозиції підтримувати в експериментальних склянках динамічність водного середовища, близьку до природної, що запобігає седиментації в замкнутих об'ємах (склянках) водоростей.

Киснева модифікація. На кожному з досліджуваних горизонтів використовують по дві світлі, темні і контрольні склянки місткістю 120-150 мл, виготовлені з молібденового або кварцового скла. Це дозволяє звести до мінімуму поглинання склом дослідних склянок сонячної фотосинтетично активної енергії.

Для визначення кисню за методом Вінклера на титрування відбирають 50 мл води з фітопланктоном, фіксують 1-2 мл KJ + KOH та $MnCl_2$ ($MnSO_4$). Через 1-2 год утворений осад розчиняють додаванням 2-4 мл H_2SO_4 (1:1) і титрують 0,02 н. розчином гіпосульфїту чи близької концентрації. Як індикатор використовують 3-5 крапель крохмалю (1 г крохмалю розчиняють у 100 мл дистильованої води).

Кількість кисню, що знаходиться у воді, розраховують за формулою:

$$O_2 = \frac{8 \cdot 1000 \cdot n \cdot x}{V_1 - V_2}, \quad (4.11)$$

де n – нормальність гіпосульфїту, яка становить, як правило, 0,02 н.; x – об'єм гіпосульфїту, витрачений на титрування, мл; V_1 – об'єм взятої для титрування аликвоти, мл; V_2 – об'єм внесених в

експериментальну склянку реактивів для фіксації розчиненого кисню – KJ + KOH та MnCl₂ (MnSO₄). та H₂SO₄ – для розчинення осаду, що утворився після додавання у склянку фіксаторів, мл.

Валову первинну продукцію (A_B) розраховують за різницею вмісту кисню (O_2) у різних склянках:

$$A_B = (O_{2\text{світ}} - O_{2\text{тем}}) \cdot t \quad (4.12)$$

Дихання (деструкцію, R_{Π}) планктону розраховують таким чином:

$$R_{\Pi} = (O_{2\text{контр}} - O_{2\text{тем}}) \cdot t \quad (4.13)$$

Чисту продукцію ($A_{\text{ч}}$) обчислюють за формулою:

$$A_{\text{ч}} = (A_B - R_{\Pi}) \cdot t \quad (4.14)$$

де t – експозиція (години, доба).

Раніше визначення первинної продукції завжди виконувалося безпосередньо у водоймі. Принцип дослідження наступний. Необхідну для дослідження кількість води відбирають в дві колби, куди додають відому кількість розчину радіоактивного вуглецю. Потім одну колбу повністю затемняють – це буде контрольний зразок, а другу залишають відкритою. Обидві колби поміщаються назад у воду на глибину відбору проби води і залишають, як правило, на 24 години. Потім, вимірюючи кількість радіоактивного вуглецю, визначають кількість вуглецю, який був зв'язаний в біологічному процесі в незатемненій колбі.

Проби відбирають з поверхневого шару води (проба з глибини одного метра або з трубчастого батометра 0-2 м) в затемнену пластмасову ємність з кришкою (для захисту від світла) і ретельно перемішують. Сам аналіз первинної продукції виконують в 100-мілітрових колбах з прозорого скла з щільними пробками. Колби наповнюють водою проби так, щоб там залишилося трохи повітря. У обидві колби додають розчин

радіоактивного вуглецю (використовують готові ампули) і ретельно перемішують.

Одну з двох колб завертають в чорну непрозору плівку або в алюмінієву фольгу, а інша залишається на світлі. Колби поміщають на глибину відбору проб, причому колби із зразками зміцнюють на штативі в горизонтальному положенні. Рівно через 24 години колби піднімають і в кожному з них додають 0,5 мл нейтрального формаліну. Визначення радіоактивного вуглецю виконують в лабораторії.

На практиці усі вказані дії виконати досить просто, проте застосування методу ускладнюється тим, що проби мають бути відібрані двічі. Це, природно, збільшує витрати на проведення досліджень.

Широкого поширення набув метод обробки проб в лабораторії з міркувань скорочення витрат на проведення досліджень. Здатність до первинної продукції заміряється в стандартних, постійних умовах (температура і освітлення), що значно відрізняються від тих, при яких відбувався відбір проб. Застосовуючи цей метод, необхідно враховувати і проблеми, що виникають у зв'язку з транспортуванням проб.

Інструкції, приведені нижче, описують метод визначення первинної продукції, використовуваний в умовах лабораторії науково-дослідного судна. Рекомендований ICES стандартний інкубатор застосовується в усіх дослідженнях за визначенням первинної продукції. За допомогою цього методу визначається швидкість поглинання вуглецю, що у свою чергу дозволяє виміряти параметри фотосинтезу і кількості світла. Проба інкубується відразу ж після її відбору.

Проби інкубують в колбах із спеціальним покриттям, в яких параметри процесу фотосинтезу вимірюють при різних інтенсивності випромінювання. Вимір проводиться в 12 колбах, включаючи затемнені. У проби додають розчин ^{14}C . Час інкубації складає 120 хвилин, при цьому колби в інкубаторі обертаються із

швидкістю 10 обертів за хвилину. Температура має бути рівній температурі *in situ*. Визначення необхідно виконати як мінімум 15 разів за вегетативний період в умовах відкритого моря. У прибережній зоні частота відбору проб має бути ще частіше (20-25 раз на рік).

Дуже часто визначення здатності до первинної продукції виконується в лабораторіях, значно віддалених від місця відбору проб. Час посіву в лабораторних умовах (у теплому і освітленому місці) – 24 години, після чого проби обробляються як при визначенні *in situ*. Умови інкубації зведені до єдиного стандарту, проте тривале транспортування проби води часто призводить до появи похибки в результатах вимірів.

На підставі цих досліджень можна обчислити кількість нової органічної речовини, що утворилася при дії світла в умовах наявності оксиду вуглецю і поживних речовин. Вказаний параметр характеризує придатність поживних речовин в процесі екофізіологічної реакції і дозволяє виявити тимчасові тренди в змінах первинної продукції. Первинна продукція є важливою сполучною ланкою між процесами евтрофікації, седиментації і формуванням кисневого режиму в глибинних шарах. Цей метод дозволяє оцінити добовий об'єм первинної продукції і тенденцію її розвитку впродовж року.

Для визначення первинної продукції склянковим методом у радіовуглецевій модифікації використовують розчини ^{14}C -карбонату або ^{14}C -бікарбонату натрію. Активність робочого розчину має становити близько $0,2 \cdot 10^6$ імп/хв. У досліджах на кожному з горизонтів розміщують чотири молібденові або кварцеві склянки по 120-150 мл, в яких міститься вода з фітопланктоном і 1 мл робочого розчину радіовуглецю. Після добової експозиції вміст склянок фіксують формаліном і по 50 мл фільтрують через мембранні вітчизняні фільтри, фільтри «Синпор» чи «Міліпор» або інші фільтри з діаметром пор 1,5 мкм.

Первинну продукцію розраховують за формулою:

$$A_p = \frac{r+c}{R} \cdot E, \quad (4.15)$$

де r – радіоактивність фільтру з осадженими водоростями; R – радіоактивність внесеного розчину ($\text{NaH}^{14}\text{CO}_4$ чи $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_4$); c – сумарний вміст карбонатних сполук у воді, які визначають динаміку CO_2 , мг/дм³.

Врахування темної фіксації $^{14}\text{CO}_2$, визначення вільних карбонатів води з введенням поправочних коефіцієнтів на активність радіовуглецю, що вноситься в пробу, та на величину його самопоглинання здійснюється за методом В. І. Романенка [57].

Кількість асимільованого водоростями радіовуглецю визначається на перерахунковій установці ПСС-100 або на вітчизняних «Бета» чи на більш точних сцинтиляційних приладах, як правило закордонного виробництва.

При переході від однієї форми виміру продукції до іншої використовують дихальний коефіцієнт. Припускається, що він дорівнює 0,80, а 1 мг кисню відповідає 0,3 мг вуглецю [187].

Проаналізуємо порядок врахування похибок визначення первинної продукції склянковим методом. Для того, щоб значно знизити похибки результатів визначення первинної продукції фітопланктону склянковим методом, рекомендуємо використати деякі методичні підходи, а саме такі:

а) Врахувати споживання кисню на дихання планктону в світлих і темних склянках. Вважається загально визнаним, що дихання фітопланктону при світлі є незначним, але хоча світлове дихання і хімічне фотоокислення дуже мале у порівнянні з темновим, усе ж таки отримана склянковим методом валова продукція є дещо заниженою. Тому необхідне введення поправки на світлове дихання, яка складає до 5-7% від величини первинної продукції.

б) Вірно призначити час проведення дослідів. Виходячи з експериментально отриманих даних по добовій динаміці

фотосинтезу фітопланктону необхідно початок дослідів проводити до сходу сонця (чи після його заходу). Обов'язкова експозиція повинна охоплювати максимального фотосинтезу з 9 до 13 год.

в) Враховувати позаклітинні виділення метаболітів залежно від якісного та кількісного розвитку видів-домінантів, а також фаз росту водоростей. Особливо важливою ця процедура є при використанні склянкового методу в радіовуглецевій модифікації.

г) Важливим методичним питанням для отримання репрезентативних результатів є встановлення залежності величини експозиції від інтенсивності розвитку фітопланктону. Спеціальні дослідження показали, що під час інтенсивного розвитку фітопланктону, біомаса якого перевищує 20 г/м^3 , використання добової експозиції при застосуванні кисневої модифікації призводить до заниження отриманих даних, які характеризують первинну продукцію фітопланктону. Водночас, результати короткотермінових дослідів (тривалість 2, 4, 6, 8 годин) залежать від добової динаміки фотосинтезу і можуть або завищувати, або, навпаки, занижувати дані.

Для встановлення найбільш репрезентативних методичних підходів для визначення первинної продукції паралельно на одній і тій самій станції проводились досліді:

а) при добовій експозиції;

б) дискретні, з чотирьохгодинною експозицією, результати яких сумувалися протягом доби.

Було одержано такий основний висновок: при біомасах фітопланктону до 20 г/м^3 результати вимірювання продукції як при добовій експозиції, так і результати інтегрованих 4-годинних експозицій співпадають.

При вищих біомасах дані, отримані при інтегруванні протягом доби результатів 4-годинних дослідів більш репрезентативно характеризують формування первинної продукції фітопланктону.

Інтерпретація результатів визначення первинної продукції *in situ* різними продукційними методами свідчить про необхідність

внесення поправок відповідно до загальних похибок. Врахування похибок при визначенні первинної продукції потребує великого фактичного матеріалу щодо структурно-функціональних характеристик фітопланктону, проте є необхідним і виправданим.

Удосконалення радіовуглецевої модифікації склянкового методу стало можливим при використанні поряд з газорозрядним (Гейгера - Мюллера) або сцинтиляційними лічильниками рідкої фотоемульсії. Це дозволило визначати не лише сумарну продукцію всього водоростевого угруповання, але й продукцію окремих видів і систематичних груп [188].

Методика авторадіографії полягає у визначенні радіоактивності клітин водоростей, пропорційній кількості атомів поглиненого ізотопу, за числом слідів або треків радіоактивних (3-частинок ізотопу вуглецю ^{14}C , що утворилися з відповідних зерен срібла, залишених у фотоемульсії протягом експозиції.

Основні процедури визначення первинної продукції окремих видів такі:

1. Визначають видовий склад і чисельність фітопланктону з виділенням домінуючих видів.
2. Вимірюють валову первинну продукцію угруповання водоростей.
3. Концентрують завись радіоактивного фітопланктону (необхідно не менш як 200-300 мкг) і наносять її на предметне скло у вигляді альгологічного препарату.
4. Препарати з радіоактивними водоростями (авторадіографи) покривають рідкою фотоемульсією. Одержані радіоавтографи експонують у темноті протягом кількох діб (експозиція залежить від чутливості фотоемульсії, яка використовується, і радіоактивності водоростей, зумовленої їх фотосинтетичною активністю).
5. На авторадіографах підраховують кількість відновлених зерен срібла навколо клітин водоростей (для отримання достовірних результатів необхідно дослідити 30-40 клітин видів, які формують основну частину досліджуваного угруповання).

6. Відносну продукцію (R_i) кожного виду водоростей обчислюють за формулою:

$$R_i = \frac{G_i N_i}{\sum G_i}, \quad (4.16)$$

де G_i – середня кількість відновлених зерен срібла фотоемульсії на клітину водорості; N_i – кількість клітин даного виду в одиниці об'єму (1 дм³).

Абсолютну швидкість продукції (A_i) конкретного виду водорості розраховують за формулою:

$$A_i = R_i A, \quad (4.17)$$

де A – первинна продукція фітопланктону, що визначалась кисневою чи радіовуглецевою модифікацією склянкового методу.

Дослідження продукційних характеристик водоростей, виконані за допомогою методу авторадіографії, дозволили виявити цілу низку загальних закономірностей (див. табл. 4.2). Наведені дані абсолютної первинної продукції водоростей за продукцією (A) основних систематичних відділів та їх питомої продукції ($P/V \cdot \text{добу}^{-1}$) можуть бути використані при розрахунку продуктивності фітопланктону водойм.

Метод авторадіографії має ряд переваг у порівнянні з іншими методами. По-перше, він дозволяє визначити швидкість фотосинтезу окремих видів водоростей та їх внесок у формування первинної продукції альгоценозу в цілому.

По-друге, є високочутливим, завдяки чому можна оцінювати продукційні характеристики водоростей навіть при їх низькій фізіологічній активності. По-третє, існує можливість використання як мітки, залежно від завдань дослідження, всіх ізотопів хімічних елементів, які включаються водоростевими клітинами в метаболічні процеси. По-четверте, відносна простота методу дозволяє проводити продукційні дослідження в польових умовах, безпосередньо на водоймі.

Таблиця 4.2

Об'єм клітин, швидкість продукції та питома продукція водоростей

Відділи водоростей	Кількість видів	V, мкм ³		A пгС/кл.·добу ⁻¹		P/B	
Cyanophyta	16	2-268	(72,3)	1,4	(18,7)	0,3-	(2,6)
Bacillariophyta	17	47-	(963,3)	7,8	(119,3)	19,7	(1,8)
Chlorophyta	32	3846	(438,9)	21,4	(133,4)	0,3-	(3,1)

Останнім часом поряд із склянковим методом для вимірювання первинної продукції фітопланктону використовують флуоресцентний метод, який базується на здатності хлорофілу, зокрема хлорофілу а до флуоресценції, світіння в певному діапазоні світла [31].

Спеціальні дослідження, виконані з метою порівняння великої вибірки даних, отриманих паралельно двома методами (флуоресцентним і склянковим в кисневій модифікації), показали, що інтенсивність фотосинтезу в обох випадках статистично достовірно не відрізнялась, і кількісний зв'язок між показниками описувався рівнянням:

$$\Phi_{\text{ФЛ}} = 0,019 \pm 1,11\Phi_0 \quad (4.18)$$

Перевищення даних, отриманих флуоресцентним методом ($\Phi_{\text{ФЛ}}$), над результатами склянкового (Φ_0) спостерігалось при добових експозиціях, в період інтенсивного світлового насичення (до 135 Вт м²/ФАР) і при значній концентрації хлорофілу а (100 мкг/л і вище). Обернена залежність ($\Phi_{\text{ФЛ}} < \Phi_0$) мала місце навесні при низькій енергії світла, а також у перші чотири години світлового часу доби.

Таким чином, порівняльний аналіз даних, отриманих флуоресцентним і склянковим в кисневій модифікації методами на волзьких водосховищах, які характеризуються різними рівнями трофності, показав добре порівнянні результати. Більш широке використання флуоресцентного методу обмежується

відсутністю серійного, заводського виготовлення вітчизняних флуориметрів. Метод флуоресценції може бути використаний і для дистанційної оцінки продуктивності водойм.

4.3. Оцінювання стану водних об'єктів за рівнем розвитку фітопланктону

При оцінюванні видової різноманітності фітопланктону досліджуються такі структурні характеристики:

n – видова різноманітність – кількість видових і внутрішньовидових таксонів, включаючи номенклатурний тип виду, їх співвідношення і частка в загальній кількості таксонів;

n_1 – надвидова різноманітність – кількість таксонів рангом вище виду (рід, родина, порядок, класе, відділ), їх співвідношення в пробі (водоймі) на всіх рівнях зазначеної систематичної ієрархії.

При якісному визначенні видової і таксономічної належності різних видів чи внутрішньовидових таксонів фітопланктону та кількісної різноманітності для більш швидкого отримання попередніх натурних даних можна застосовувати експрес-оцінку частоти трапляння конкретних видів.

Однією з поширених у гідроекології є шкала С. М. Вислоуха. Як аналог можна використовувати і шкалу Стармаха.

Одержані за допомогою експрес-оцінок дані є попередніми і дозволяють швидко оцінити можливі зміни у видовій та кількісній різноманітності фітопланктону, спричинені негативним впливом одного чи кількох екологічних чинників.

Не менш інформативним при аналізі видової різноманітності, особливо при порівнянні таксономічного складу різних ділянок водойми, кількісному визначенні спільностей та відмінностей є коефіцієнт видової подібності фітопланктону (K) двох порівнюваних водойм чи двох ділянок однієї водойми:

$$K = \frac{2c}{a+b}, \quad (4.19)$$

де a – кількість видів у першій водоймі (ділянці); b – кількість видів у другій водоймі (ділянці); c – кількість спільних видів.

Коефіцієнт видової подібності змінюється від 0 до 1. Якщо $K > 0,5$, то видова різноманітність (видове багатство) фітопланктону двох порівнюваних водойм (ділянок) досить схожа і відповідно негативний вплив екологічних чинників (не лише антропогенних, а і природних) незначний. Якщо $K < 0,5$, то видова різноманітність фітопланктону порівнюваних водойм суттєво відрізняється, а отже, і екологічні умови, що визначають розвиток фітопланктону, різні.

Важливими кількісними показниками, що дозволяють характеризувати таксономічну різноманітність, є співвідношення видової, внутрішньовидової, родової або різноманітності родин водоростевих угруповань:

- 1) відношення кількості видів і внутрішньовидових таксонів;
- 2) відношення кількості родів і видів;
- 3) відношення кількості родин і родів.

Вищенаведені показники характеризують зміну таксономічної різноманітності на відповідних рівнях систематичної ієрархії. Їх використання дозволяє оцінити вегетацію водоростевих угруповань залежно від впливу антропогенних або інших чинників у водних екосистемах.

Інформаційна різноманітність фітопланктону визначається за індексом Шеннона (H) [175]. Для його розрахунку використовують два показники: кількість видів і чисельність (H_N) або кількість видів і біомасу (H_B). З огляду на різний об'єм клітин водоростей, що може відрізнятися на кілька порядків, інформаційну біорізноманітність слід визначати як за чисельністю, так і за біомасою.

При $H > 2$ фітопланктон більш різноманітний. Домінуючий комплекс представлений полідомінантними угрупованнями. Це свідчить про якість водного середовища, що наближається до оптимального для розвитку планктонних водоростей, а отже про

відсутність або незначний негативний вплив антропогенних чинників, що не призводять до деградації фітопланктону.

При домінуванні 1-2 видів, коли чисельність (біомаса) домінуючого виду становить 50% і більше від сумарної фітопланктону, величина H знижується.

При $H \leq 1$ фітопланктон, як правило, представлений монодомінантним або олігодомінантним комплексом. Прикладом є «цвітіння» води синьозеленими водоростями та інтенсивний розвиток 1-2 видів, найбільш стійких до антропогенного впливу, спричиненого різними типами забруднювачів (неочищені господарсько-побутові стічні води, нафтопродукти, важкі метали, поверхнево-активні речовини тощо).

Оцінка стану водних об'єктів за рівнем розвитку фітопланктону проводиться наступним чином. Кількісна різноманітність за чисельністю:

$\frac{N_i}{N_{\text{ЗАГ}}} 100\%$ – характеристика структури чисельності угруповань і частка конкретної систематичної групи водоростей (N_i) у формуванні сумарної чисельності фітопланктону ($N_{\text{ЗАГ}}$);

Кількісна різноманітність за біомасою:

$\frac{B_i}{B_{\text{ЗАГ}}} 100\%$ – характеристика структури біомаси, частка біомаси конкретної систематичної групи водоростей (B_i) у формуванні сумарної біомаси фітопланктону ($B_{\text{ЗАГ}}$).

Угруповання фітопланктону розглядаються як один із найважливіших «біологічних елементів якості для класифікації екологічного статусу» водних об'єктів різного типу. Рекомендується використовувати для цього статусу такі характеристики фітопланктону, як таксономічний склад і чисельність (з урахуванням явища «цвітіння» води [189]). Чисельність фітопланктону (для змішаного складу та з домінуванням синьозелених водоростей), поряд з біомасою фітопланктону, а також функціональними показниками – вмістом хлорофілу a і добовою валовою первинною

продукцією, була використана у дев'ятирозрядній кількісній класифікації стану континентальних водних об'єктів України, за гідробіологічними показниками, розробленій в Інституті гідробіології НАН України [33]. Ця класифікація є складовою частиною класифікації стану водних об'єктів за гідробіологічними показниками. Ця класифікація важлива для оцінки стану водних екосистем за структурно-функціональною організацією фітопланктону і трофістю.

4.4. Математичне моделювання динаміки популяцій фітопланктону у водних екосистемах

Математична модель динаміки чисельності окремої популяції при умовах достатньої кількості їжі, відсутності скученості та ворогів описується таким рівнянням:

$$N(t) = N_0 e^{r(t-t_0)}; \quad (4.20)$$

де N_0 – чисельність популяції у початковий момент часу;

r – питома швидкість розмноження.

Рівняння (4.20) отримане при розв'язку диференційного рівняння Мальтуса:

$$\frac{dN}{dt} = rN. \quad (4.21)$$

При несприятливих умовах питома смертність d може перевищувати питому народжуваність b , при цьому питоме розмноження $r = d - b$ буде від'ємним.

Показники народжуваності, смертності та розмноження, у випадку моделювання динаміки фітопланктону будуть залежати від багатьох факторів: освітленості, температури, концентрацій розчинених у воді біогенних та токсичних речовин. Графічна залежність параметра r від лімітуючих факторів є кривою, яка монотонно зростає до певного оптимального значення r_{opt} , при якому швидкість питоме розмноження буде найбільшим, що відповідає оптимальному значенню лімітуючого параметра C_{opt}

(освітленості, температури чи концентрації). Подальше збільшення параметра C призводить до зменшення r , зменшення питомої народжуваності b та збільшенню смертності d .

При врахуванні скупченості динаміка чисельності окремої популяції описується таким рівнянням:

$$N(t) = \frac{K}{1 + e^{\ln\left(\frac{K-N_0}{N_0}\right) - r(t-t_0)}}; \quad (4.22)$$

де K – максимально можлива чисельність популяції.

Рівняння (4.7) отримане при розв'язку логістичного диференційного рівняння $\frac{dN}{dt} = rN - \frac{r}{K}N^2$.

При врахуванні міжвидових взаємодій необхідно розв'язувати таку систему диференційних рівнянь:

$$\begin{cases} \frac{dN_1}{dt} = r_1 N_1 - \frac{r_1}{K_1} N_1^2 + \gamma_1 N_1 N_2; \\ \frac{dN_2}{dt} = r_2 N_2 - \frac{r_2}{K_2} N_2^2 + \gamma_2 N_2 N_1. \end{cases} \quad (4.23)$$

де γ_1 та γ_2 – коефіцієнти, що враховують взаємодію видів.

Знак при коефіцієнтах міжвидової взаємодії буде таким при різних видах взаємодії:

(+,-) – хижак-жертва (паразит-жертва),

(+,+) – симбіоз (муталізм),

(-,-) – конкуренція,

(+,0) – коменсалізм,

(-,0) – аменсалізм,

(0,0) – нейтралізм.

Детальне дослідження динаміки міжвидових взаємодій можливе при застосуванні систем нелінійних диференційних рівнянь Вольтерра-Лотки.

При деякій втраті точності аналізу та заміні dt на Δt , можливо замінити систему нелінійних диференційних рівнянь системою рекурентних рівнянь. Це дозволяє значно спростити розрахунки та зробити їх прозорими та наочними. Наприклад, система (4.23) перетвориться у таку систему:

$$\begin{cases} N_{i+1} = N_i + \left(r_n N_i - \frac{r_n}{K_n} N_i^2 + \gamma_n N_i M_i \right); \\ M_{i+1} = M_i + \left(r_m M_i - \frac{r_m}{K_m} M_i^2 + \gamma_m M_i N_i \right). \end{cases} \quad (4.24)$$

У системі (4.9) використовується дискретний час i , що відповідає кроку реального часу.

При моделюванні динаміки популяцій у водному середовищі кількість рівнянь у системі відповідатиме кількості видів n , також у кожному з рівнянь буде $(n - 1)$ доданок виду $\gamma_{ij} N_i N_j$, що відповідає за міжвидову взаємодію. Таким чином у загальному випадку система (5) буде зведена до системи з n рівнянь:

$$\begin{cases} N_{i+1}^{(1)} = N_i^{(1)} + \left(r_1 N_i^{(1)} - \frac{r_1}{K_1} \left(N_i^{(1)} \right)^2 + \gamma_{12} N_i^{(1)} N_i^{(2)} + \gamma_{13} N_i^{(1)} N_i^{(3)} + \dots \right) \\ N_{i+1}^{(2)} = N_i^{(2)} + \left(r_2 N_i^{(2)} - \frac{r_2}{K_2} \left(N_i^{(2)} \right)^2 + \gamma_{21} N_i^{(2)} N_i^{(1)} + \gamma_{23} N_i^{(2)} N_i^{(3)} + \dots \right) \\ \dots \\ N_{i+1}^{(n)} = N_i^{(n)} + \left(r_n N_i^{(n)} - \frac{r_n}{K_n} \left(N_i^{(n)} \right)^2 + \gamma_{n1} N_i^{(n)} N_i^{(1)} + \gamma_{n2} N_i^{(n)} N_i^{(2)} + \dots \right) \end{cases} \quad (4.25)$$

Оцінювання інтегрального екологічного стану водних об'єктів здійснюємо на основі розрахунку індексів Сімпсона та Шеннона на основі значень відносної чисельності частинок фітопланктону кожного з видів.

Індекс Сімпсона (індекс домінування):

$$D = \sum_{i=1}^n p_i^2, \quad (4.26)$$

де n – кількість видів фітопланктону в пробі, яка потрапила у аналізатор;

$p_i = N_i / N_\Sigma$ – відносна чисельність частинок фітопланктону i -того виду у досліджуваній пробі;

N_i – абсолютна чисельність частинок фітопланктону i -того виду у досліджуваній пробі;

N_Σ – сумарна абсолютна чисельність частинок фітопланктону усіх n видів у досліджуваній пробі.

Індекс Шеннона (індекс різноманіття):

$$H = -\sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i. \quad (4.27)$$

При погіршенні екологічного стану екосистеми водного об'єкту, наприклад, внаслідок його евтрофікації починається бурхливий ріст чисельності певних видів фітопланктону, ці види починають домінувати в екосистемі поступово витісняючи з екосистеми водного об'єкта інші види. Таким чином відносна чисельність p_i домінуючих видів буде зростати та наблизитись до одиниці, що призведе до зростання індексу Сімпсона та його наближенню до одиниці. На противагу цьому у екосистемі водного об'єкту, що має добрий екологічний стан жоден з видів фітопланктону не є домінуючим, екосистема збалансована і значення відносної чисельності p_i окремих видів невеликі, що призводить до зменшення індексу Сімпсона.

При погіршенні екологічного стану екосистеми водного об'єкту, наприклад, внаслідок його антропогенного забруднення найбільш чутливі види фітопланктону зменшують свою чисельність і в подальшому повністю зникають та витісняються більш стійкими до забруднення видами фітопланктону, що призводить до зменшення індексу Шеннона.

Таким чином, використання індексів Сімпсона та Шеннона дозволяє об'єктивно оцінити екологічний стан водного об'єкту на основі значень чисельності окремих видів фітопланктону у досліджуваній пробі.

Проведемо моделювання динаміки чисельності фітопланктону для штучно створеного модельного середовища, що містить три види фітопланктону, тип взаємодій між видами – конкуренція. Система рівнянь буде модифікована для такої модельної екосистеми до виду:

$$\begin{cases} N_{i+1}^{(1)} = N_i^{(1)} + \left(r_1 N_i^{(1)} - \frac{r_1}{K_1} \left(N_i^{(1)} \right)^2 - \gamma_{12} N_i^{(1)} N_i^{(2)} - \gamma_{13} \right) \\ N_{i+1}^{(2)} = N_i^{(2)} + \left(r_2 N_i^{(2)} - \frac{r_2}{K_2} \left(N_i^{(2)} \right)^2 - \gamma_{21} N_i^{(2)} N_i^{(1)} - \gamma_{23} \right) \\ N_{i+1}^{(3)} = N_i^{(3)} + \left(r_3 N_i^{(3)} - \frac{r_3}{K_3} \left(N_i^{(3)} \right)^2 - \gamma_{31} N_i^{(3)} N_i^{(1)} - \gamma_{32} \right) \end{cases} \quad (4.28)$$

Введемо залежність параметрів народжуваності та смертності від температури:

$$f(t) = b_{opt(t)} e^{a_1(t)(t-t_{opt})} - d_{opt(t)} e^{a_2(t)(t-t_{opt})} - d_{max(t)} e^{a_3(t)(t_{max}())}, \quad (4.29)$$

де $b_{opt(t)}$ – параметр народжуваності при оптимальній температурі t_{opt} , що найбільш сприятлива для розвитку фітопланктону певного виду,

$d_{opt(t)}$ – параметр смертності при оптимальній температурі t_{opt} , що найбільш сприятлива для розвитку фітопланктону певного виду,

$d_{max(t)}$ – параметр смертності при температурі, що перевищує порогове значення t_{max} при якому починає пригнічуватись розвиток фітопланктону певного виду,

$a_1(t)$, $a_2(t)$, $a_3(t)$ – допоміжні коефіцієнти, що знаходяться шляхом апроксимації на основі реальних статистичних даних вимірювань динаміки популяцій фітопланктону.

Розрахована графічна залежність за виразом (10) параметра $f(t)$ наведена на рис. 4.4.

Аналогічний вид матимуть залежності параметрів народжуваності та смертності від освітленості (E) та концентрації біогенних речовин (C_i) у водному середовищі.

$$f(E) = b_{opt(E)} e^{a_1(E)(E-E_{opt})} - d_{opt(E)} e^{a_2(E)(E-E_{opt})} - d_{max(E)} e^{a_3(E)(E_{max}())}, \quad (4.30)$$

$$\begin{aligned}
 f(C_{bgi}) = & b_{opt(C_{bgi})} e^{a_1(C_{bgi})(C_{bgi}-C_{bgiopt})} - \\
 & d_{opt(C_{bgi})} e^{a_2(C_{bgi})(C_{bgi}-C_{bgiopt})} - \\
 & d_{max(C_{bgi})} e^{a_3(C_{bgi})(C_{bgi}-C_{bgi_{max}})} .
 \end{aligned}
 \tag{4.31}$$

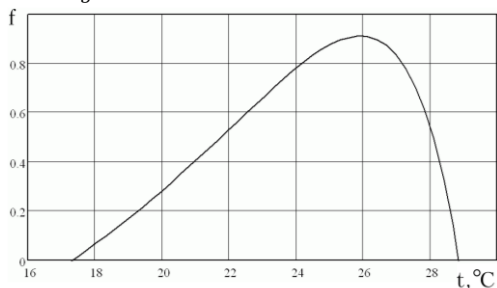


Рис. 4.4. Залежність розвитку фітопланктону від температури

У випадку аналізу динаміки популяції від концентрації токсичних речовин (C_{txi}) у водному середовищі відбувається монотонний спад народжуваності і зростання смертності при збільшенні концентрації, тому рівняння (4.31) буде змінено

$$f(C_{txi}) = b_{0(C_{txi})} e^{a_1(C_{txi})(C_{txi})} - d_{opt(C_{txi})} e^{a_2(C_{txi})(C_{bgi})} .
 \tag{4.32}$$

Фітопланктон, як біоіндикатор інтегральних параметрів забруднення водних середовищ біогенними та токсичними речовинами матиме таку залежність питомого розмноження від всіх описаних факторів (4.14)–(4.16):

$$\begin{aligned}
 r(t, E, C_{bg1}, C_{bg2}, \dots, C_{bgn}, C_{tx1}, C_{tx2}, \dots, C_{txm}) = & r_{opt} \cdot \\
 & f(t) \cdot f(E) \prod_{i=1}^n C_{bgi} \prod_{j=1}^m C_{txj} .
 \end{aligned}
 \tag{4.33}$$

Враховуючи те, що показник $r(t, E, C_{bg1}, C_{bg2}, \dots, C_{bgn}, C_{tx1}, C_{tx2}, \dots, C_{txm})$ є інтегральною характеристикою забруднення водних середовищ біогенними та токсичними речовинами, а також те, що цей показник є унікальним для кожного з видів фітопланктону, які наявні в екосистемі водного об'єкта то внесення зовні у водний об'єкт

забрудників призводить до зміни абсолютної і відносної чисельності популяцій окремих видів, а інтегральним параметром, що дозволяє оцінити це забруднення є індекси Сімпсона та Шеннона. На рис.4.5. наведено результати моделювання для модельного середовища, що містить три види фітопланктону.

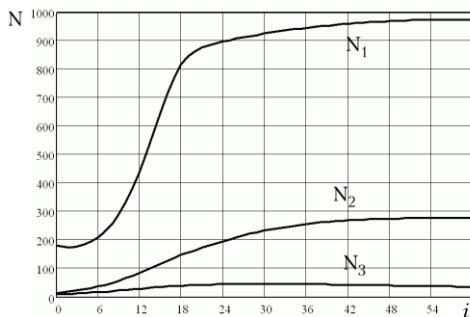


Рисунок 4.5. Моделювання динаміки популяцій фітопланктону для модельної екосистеми середовища, що містить три види фітопланктону

У результаті помітно перехідний процес до 36 кроку моделювання та подальше встановлення рівноваги у модельній екосистемі. Результати моделювання також можливо подати у вигляді взаємодії між двома чи більше видами (рис. 4.6).

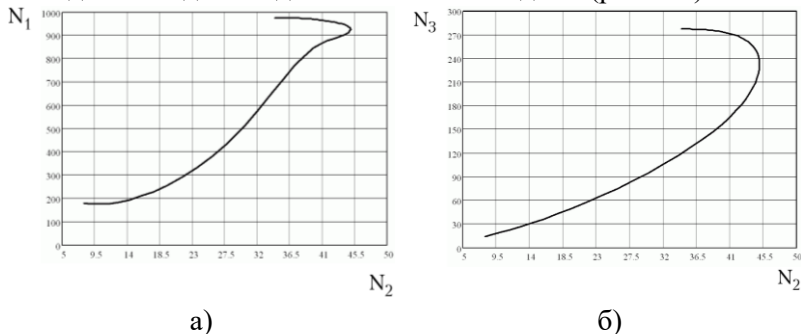


Рисунок 4.6. Моделювання зміни у співвідношенні між популяціями фітопланктону різних видів у екосистемі водного об'єкта у результаті антропогенного впливу

Далі проаналізуємо зміни індексів Сімпсона та Шеннона, розраховані на основі відносної чисельності фітопланктону у екосистемі водного об'єкту за формулами (7)–(8), результати наведено на рис. 4.7.

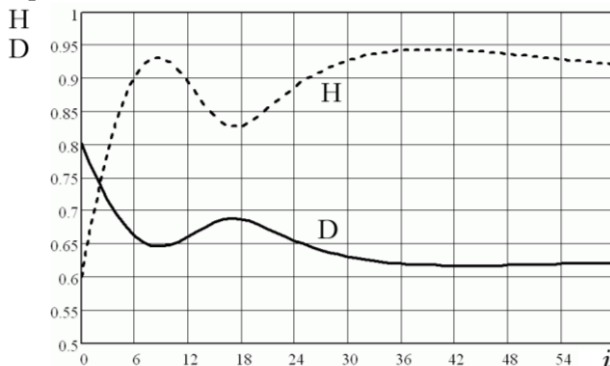


Рисунок 4.7. Моделювання зміни індексів Сімпсона та Шеннона у екосистемі водного об'єкту у результаті антропогенного впливу

4.5. Метод мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

Відомий спосіб біоіндикації водного середовища, який включає визначення токсичності водного середовища, який відрізняється тим, що для визначення токсичності відбирають з дна водойми проби мікрофітобентосу, досліджують їх, визначають якісний склад та чисельність клітин мікроводоростей, які існують на дні, отримані дані порівнюють з контролем, і наявність відмінностей в сторону зменшення чисельності мікроводоростей чи відсутність їх взагалі свідчить про присутність токсикантів в водному середовищі [65].

Недоліком такого способу є відсутність функції автоматизованого розпізнавання частинок мікроводоростей, що ускладнює процедуру визначення якісного складу та чисельності

клітин мікроводоростей, що зменшує достовірність контролю екологічного стану водних об'єктів.

Найбільш близьким є спосіб ідентифікації фітопланктонних водоростей у пробах води з водних об'єктів, який включає: відбір з водних об'єктів проб води, що містять фітопланктонні водорості, підготовку препарату з кожної проби води на предметному склі та його розміщення під окуляром мікроскопа, виявлення кожного екземпляра фітопланктонних водоростей у цих препаратах, ідентифікацію кожного екземпляра фітопланктонних водоростей за його належністю до одного з видів цих водоростей, визначення загальної кількості фітопланктонних водоростей кожного виду у кожному препараті, розрахунок кількісних показників, що характеризують розвиток фітопланктонних водоростей в цілому та їх окремих видів у водному об'єкті, який відрізняється тим, що після розміщення в мікроскопі препарату з проби води формують його відеозображення за допомогою відеокамери, приєднаної до оптичної системи мікроскопа, та вводять це відеозображення в обчислювальне середовище цифрової електронної обчислювальної машини, причому виявлення кожного екземпляра фітопланктонних водоростей виконують шляхом цифрової обробки відеозображення препарату з проби води, після чого для кожного екземпляра фітопланктонних водоростей розраховують геометричні ознаки форми, інваріантні до масштабування, зсуву та повороту цього екземпляра в площині відеозображення, а ідентифікацію фітопланктонних водоростей виконують за допомогою штучної нейронної мережі, причому кількість входів цієї мережі відповідає кількості геометричних ознак форми, що використовують для ідентифікації, а кількість виходів цієї мережі відповідає кількості видів фітопланктонних водоростей, що вибрані для досліджень та можуть існувати в умовах водних об'єктів, які досліджують, причому для навчання штучної нейронної мережі використовують тестові

відеозображення, що містять фітопланктонні водорості задалегідь відомих видів, а як простір ознак для ідентифікації використовують розраховані геометричні ознаки форми [66].

Недоліком даного способу є те, що він використовує для ідентифікації частинок фітопланктону геометричні ознаки форми мікроводоростей, які не дозволяють точно визначити вид фітопланктону, що впливає на достовірність екологічного контролю стану водного об'єкта.

В основу корисної моделі поставлено задачу підвищення достовірності екологічного контролю стану природних водних об'єктів за параметрами фітопланктону.

Поставлена задача досягається тим, що спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону, який полягає у відборі проб фітопланктону, визначенні якісного та кількісного клітин мікроводоростей, отримані дані порівнюють з контролем, доповнено проточним мультиспектральним телевізійним вимірювальним аналізом частинок фітопланктону неперервної дії, що порівнює зображення частинок у проточній вимірювальній кюветі отримані на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону за допомогою мікроскопу та телевізійної CCD-камери з зображеннями з бази даних частинок фітопланктону певних видів у спеціалізованому процесорі у режимі реального часу із застосуванням оптимального класифікатора Байєса з розв'язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса, визначається абсолютна та відносна чисельність частинок фітопланктону кожного з видів, які присутні у пробі та розраховуються індекси Сімпсона та Шеннона, які видаються на індикатор та дозволяють достовірно оцінити стан екосистеми водного об'єкту.

Зв'язок між отриманими результатами і відмінними ознаками корисної моделі полягає в тому, що з використанням

проточного мультиспектрального телевізійного вимірювального аналізу частинок фітопланктону неперервної дії, який порівнює зображення частинок у проточній вимірювальній кюветі отримані на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону за допомогою мікроскопу та телевізійної CCD-камери з зображеннями з бази даних частинок фітопланктону певних видів у спеціалізованому процесорі у режимі реального часу із застосуванням оптимального класифікатора Байєса з розв'язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса підвищується точність ідентифікації частинок фітопланктону, що дозволяє зменшити похибку визначення абсолютної (N_i) та відносної чисельності $p_i = N_i/N_\Sigma$ частинок фітопланктону кожного з видів, які присутні у пробі.

На основі значень відносних відносної чисельності частинок фітопланктону кожного з видів розраховуються індекси Сімпсона та Шеннона дозволяють достовірно оцінити стан екосистеми водного об'єкт.

РОЗДІЛ 5. МАТЕМАТИЧНІ МОДЕЛІ ПЕРЕНЕСЕННЯ ОПТИЧНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ У ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩАХ

5.1. Математичне моделювання переносу оптичного випромінювання у водному середовищі з частинками фітопланктону

Досліджено вплив ефекту «сита» або локалізованого поглинання випромінювання фітопланктоном на спектральний показник поглинання водних середовищ. За аналогією з опублікованими раніше оцінками для інших типів неоднорідних світлорозсіювальних середовищ, отримані аналітичні формули, що описують цей ефект. Показано, що локалізоване поглинання в синьо-зеленій області спектра призводить до зменшення сумарного показника поглинання водних середовищ в порівнянні з рівномірним розподілом поглинача по елементарному обсягом середовища і, як наслідок, до збільшення глибини проникнення світла в товщу води і її коефіцієнта дифузного відбивання. Залежно від концентрації водоростей, такі зміни глибини проникнення і коефіцієнта відбивання можуть досягати двох і більше разів. Отримані результати важливі для оцінки біопродуктивності водойм за спектрами висхідного випромінювання.

Поширення світла в дисперсному середовищі залежить від характеристик розсіювання та поглинання його елементарного об'єму. Якщо середовище багатоконпонентне і оптичні властивості кожної складової відомі, то зазвичай характеристики середовища знаходять як середньозважені параметри компонент з ваговими коефіцієнтами, рівними їх об'ємним концентраціям. Фізично це відповідає "розмазуванню" властивостей окремих компонент на весь елементарний об'єм або адитивному

додаванню. Такий підхід цілком доречний для більшості ситуацій. Проте можливі інші випадки. В оптиці біологічних об'єктів відоме явище під назвою ефекту "сита" [190]. Його сутність зводиться до наступного. Основне поглинання неоднорідного біологічного середовища у видимій області спектра має локалізованих поглиначів, що містять пігменти. Їх об'ємна концентрація невелика (кілька відсотків), але вони утворюють сильно поглинаючу "сітку". У певній області спектра поглинання світла у локалізованих поглиначів велике. Якщо для визначення показника поглинання елементарного об'єму використовувати вищевказаний метод адитивності, то цей об'єм також буде сильно поглинати випромінювання. Між тим, очевидно, що досить велика частка світла пройде через непоглинаючі ділянки в середовищі, тобто через «дірки» у згаданій «сітці». Це і є ефект «сита» або вплив локалізованого поглинання на оптичні характеристики. Під «локалізованим» розуміється поглинання світла в обмежених по простору областях, що займають малу частку об'єму середовища, і його треба враховувати при визначенні параметрів елементарного об'єму. Подібно локалізованим поглиначам у неоднорідних біологічних середовищах різного походження, показник поглинання водних середовищ залежить від впливу фітопланктону. У даній роботі, спираючись на теоретичні результати по поширенню світла в неоднорідних біологічних середовищах [191, 192], проаналізовано ефект "сита" в водних середовищах.

Задача зводиться до оцінки внеску поглинання фітопланктону у сумарну поглинальну здатність водного середовища. Тут розглядається лише поглинання з наступних причин. Показники заломлення води і фітопланктону близькі, так що розсіювання на них відбувається, в основному, у вузькій області кутів поблизу напрямку «вперед» [193], і в багатьох випадках це випромінювання можна віднести до нерозсіяного

світла [194]. Крім того, концентрація частинок фітопланктону мала і тому розсіюванням на них, у порівнянні з розсіюванням іншими компонентами, часто можна знехтувати. За визначенням [195], показник поглинання середовища чисельно дорівнює поглиненому одиничним об'ємом потоку випромінювання при одиничному падаючому потоці. Для водних середовищ він має вигляд [196]

$$k(\lambda) = k_y(\lambda)f_y + Ck_a(\lambda)f_a + k_w(\lambda)(1 - f_y - f_a) = K_y(\lambda) + K_a(\lambda) + K_w(\lambda), \quad (5.1)$$

де λ – довжина хвилі, k_y і k_a – показники поглинання жовтого речовини і водоростей; f_y і f_a – їх об'ємні концентрації, k_w – показник поглинання чистої води, K_y , K_a , K_w – внески відповідних компонент в сумарне поглинання.

У свою чергу,

$$k_a = f_p k_p, \quad (5.2)$$

де k_p – показник поглинання пігментів,

f_p – їх концентрація у водоростях.

В (5.1) розмірність показників поглинання 1/м. Поглинанням органічних і неорганічних частинок і інших можливих компонент, згідно [197], знехтуємо. Часто формулу (5.1) записують через питомі концентрації компонент (в мг/м³). Тоді відповідним чином зміниться розмірність величин k_y і k_a . Відзначимо, що в цьому випадку добуток $F = f_p f_p$ є розмірна концентрація пігментів в воді. Нижче вона виражена у мг/м³. Поправочний коефіцієнт C в (5.1) враховує локалізоване поглинання світла частинками фітопланктону. При адитивному додаванні показників $C = 1$. Мета даної роботи полягає у визначенні коефіцієнта C . За фізичним змістом $C \leq 1$, і він, якби, зменшує ефективну концентрацію f_p пігментів у водоростях, які обумовлюють поглинання світла водою.

Як видно з (5.1), сумарний показник поглинання k пропорційний добутку CF , тобто його залежність від концентрації F слабкіше, ніж при звичайному адитивному

додаванні. Для інших типів неоднорідних світлорозсіювальних середовищ було показано [192], що коефіцієнт C зменшується з ростом f_p як $1/f_p$ (тут під f_p слід розуміти об'ємну поглиначів), так що добуток Cf_p або вклад поглинання частинок у сумарний показник поглинання зазнає «насичення» при досить великих значеннях f_p . Аналогічна залежність поглинання частинками фітопланктону від концентрації f_p пігментів досліджувалася теоретично [198 – 202] і експериментально [202 – 204], де також зазначено зазначене «насичення». Стосовно до оптики фітопланктону цей ефект в англійській літературі називають "pigment packaging". Його фізична причина цілком зрозуміла – при великих концентраціях f_p або, що еквівалентно, при великих характерних розмірах поглиначів [192, 199] світло послаблюється, в основному, його периферійними ділянками, а до внутрішніх областей воно просто не доходить, так що останні не беруть участь у поглинанні. Відмінною особливістю даної роботи є запропоновані нижче інженерні формули для оцінки ефекту «сита», що дозволяють аналітично вивчати вплив різних параметрів фітопланктону на їх внесок в сумарне поглинання водних середовищ і, зокрема, звести складні форми поглиначів до дуже простої сферичної. Звичайно ж для несферичних поглиначів цей ефект досліджується чисельними методами [205], включаючи метод Монте Карло [206].

За аналогією з [191, 192, 200, 205, 206], форму водоростей будемо моделювати у вигляді циліндрів довжини L і діаметра D . Під L та D розуміють середні величини. Вісь циліндра орієнтована по відношенню до падаючого світла під кутом ϑ_0 . Знехтуємо відбиванням і заломленням світла на поверхні частинок фітопланктону. В [191, 192] розрахований поперечник поглинання S орієнтованого циліндра, а по ньому і показник поглинання елементарного об'єму, обумовлений тільки фітопланктоном,

$$k_1 = NS = Cf_p k_p, \quad (5.3)$$

де N – кількість водоростей в одиниці об'єму води. Звичайно (без урахування ефекту «сита») показник поглинання записують у вигляді $k_a = f_p k_p$, але в загальному випадку у формулі (5.3) необхідно використовувати k_1 . Якщо частинки фітопланктону у воді розподілені хаотично, так що всі їхні орієнтації рівновірогідні, слід виконати усереднення коефіцієнта C по можливим положенням осі циліндра в просторі. В [191, 192] показано, що в розрахунках показника поглинання циліндр можна замінити паралелепіпедом тієї ж довжини, але з поперечним перерізом $D' a_{\text{eff}}$, де a_{eff} – сторона вздовж напрямку падіння світла. В результаті були отримані наведені нижче формули для C [45, 46].

Для випадково орієнтованих поглиначів

$$C_{\text{rand}} = \frac{\int_0^{p/2} \int_0^{L \sin J + a_{\text{eff}} \cos J} t(x, J) dx}{k_p L p D / 4}, \quad (5.4)$$

де \square – коефіцієнт пропускання паралелепіпеда в точці x , що лежить в площині, перпендикулярній напрямку падіння світла.

Внутрішній інтеграл x обчислюється уздовж довжини проєкції паралелепіпеда на зазначену площину. Використовуючи явний вигляд коефіцієнта пропускання [191, 192], знаходимо

$$\int_0^{L \sin J + a_{\text{eff}} \cos J} t(x, J) dx = \int_0^{L \sin J + a_{\text{eff}} \cos J} \left[\frac{\sin 2J}{k_p} \left[1 - \exp\left(-\frac{k_p L}{\cos J}\right) \right] + (a_{\text{eff}} \cos J - L \sin J) \exp\left(-\frac{k_p L}{\cos J}\right) \right] dx$$

при $0 \leq J \leq \arctg(a_{\text{eff}} / L)$,

$$= \int_0^{L \sin J + a_{\text{eff}} \cos J} \left[\frac{\sin 2J}{k_p} \left[1 - \exp\left(-\frac{k_p a_{\text{eff}}}{\sin J}\right) \right] + (L \sin J - a_{\text{eff}} \cos J) \exp\left(-\frac{k_p a_{\text{eff}}}{\sin J}\right) \right] dx$$

при $\arctg(a_{\text{eff}} / L) \leq J \leq p/2$,

(5.5)

$$a_{\text{eff}} = - \frac{1}{k_p} \ln \left[\int_0^1 \exp(-k_p D \sqrt{1-x^2}) dx \right]. \quad (5.6)$$

Вираз (1.43) приймає простий вигляд при $L = \infty$

$$C_{\text{rand}} = \frac{1 - \frac{4}{p} \int_0^{p/2} \sin^2 J \exp(-k_p a_{\text{eff}} / \sin J) dJ}{k_p D}. \quad (5.7)$$

З (5.5) і (5.6) видно, що C_{rand} залежить від добутку $k_p D$, а не від кожного із співмножників окремо. Таким чином, має місце відзначена вище еквівалентність [192, 199] розмірів D і показника k_p (або концентрації f_p) локалізованих поглиначів. Аналогічно (5.5), (5.6) і (5.7) можна отримати формули для поправочного коефіцієнта C_{alig} при іншій крайній ситуації - повністю орієнтованих поглинаючих циліндрів при довільному куті θ_0 між напрямком падіння світла і віссю циліндра. При $L = \infty$ маємо

$$C_{\text{alig}} = \frac{\sin J_0 [1 - \exp(-k_p a_{\text{eff}} / \sin J_0)]}{k_p p D / 4}. \quad (5.8)$$

Для конкретного аналізу поправочного коефіцієнта дамо загальну довідку про властивості водоростей. Відомо понад 30 тисяч видів фітопланктону. Їх розміри варіюються менше одного мікрметра (Coccolithoforides) до десятків мікрметра. Водорості знаходяться під поверхнею води до глибин 20 – 40 м. Найбільш прості з них – окремі клітини (напр., Діатоміт); більш складні утворюють сферичні колонії (Volvox), мають вигляд стрічок (Spirogyra) або пластинчастих розгалужень (Fucus). Фітопланктон містять різні пігменти, що поглинають світло (наприклад, хлорофіли a , b і c , каратиноїди, фікобіліни та ін. [207]). Концентрація цих пігментів залежить від безлічі факторів (виду водорості, її віку, умов росту). Проте їх вміст тісно корелює з концентрацією хлорофілу a , поглинання якого є домінуючим. За даними натурних вимірів коефіцієнти кореляції перевищують 0,85 [207, 208]. моніторинг хлорофілу a здійснюється різними

інструментальними засобами, в т.ч. і космічними (спектрометр MODIS, встановлений на платформі ADEOS-II GLI [209]). Наприклад, щодня на сайті MODIS публікуються дані цього приладу по концентрації хлорофілу *a* в західній частині Тихого океану поблизу берегів Китаю, Кореї, Японії та Росії. Концентрація може варіюватися приблизно від 0.01 до 60 мг/м³, хоча типові її значення для оліготрофних і мезотрофних вод становлять 0.09-0.35 мг/м³ [210]. З іншого боку, проводяться лабораторні експерименти з дослідження поглинання світла пігментами водоростей. У таблиці, за даними роботи [211], наведено відомості з морфології і оптичними властивостями тих водоростей, на яких виконано велику кількість вимірювань. Водорості були зібрані у водах Атлантичного океану поблизу берегів Іспанії та Португалії. Результати таблиці перераховані з довжини хвилі 675 нм [211] на $\lambda = 440$ нм відповідно до добре відомого спектру показника поглинання хлорофілу *a*. Ці дані дозволяють знайти k_p як відношення середньої оптичної щільності до середньої геометричних розмірів фітоплантону. Нижче будемо використовувати $k_p(\lambda = 440 \text{ нм}) = 5 \text{ мм}^{-1}$ (2.5/0.5 мм).

Перейдемо до дослідження залежності C від оптико-геометричних параметрів поглинача. Рис. 5.1 ілюструє вплив оптичного діаметра $k_p D$ на коефіцієнт C при різній орієнтації водоростей для $L = \infty$. З малюнка випливає, що поправочні коефіцієнти C_{rand} (крива 1) і C_{alig} (2 – 4) помітно зменшуються з ростом оптичного діаметру. Так, при $k_p D = 8$ лише 10 – 20% об'єму фітопланктону ефективно бере участь у поглинанні світла. Як зазначалося вище, фізично це пов'язано з ослабленням випромінювання, в основному, поблизу поверхні водорості. При спрямованій орієнтації частинок із зменшенням ϑ_0 значення C падають. Це зумовлено збільшенням характерного розміру поглинача уздовж світлового променя при малих ϑ_0 .

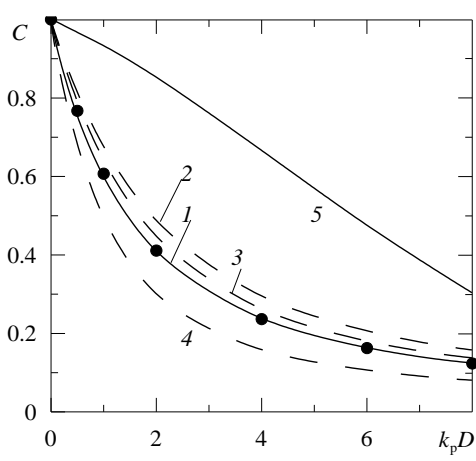


Рис. 5.1. Залежність поправочного коефіцієнта C (криві 1 – 4) і сторони a^* (5) паралелепіпеда від $k_p D$ для хаотично розподілених (1) і орієнтованих циліндричних поглиначів при $\vartheta_0 = 90$ (2), 60 (3) і 30 град (4). Точки дають значення C для еквівалентних сфер

Видно також, що криві 1 (хаотична орієнтація) і 3 ($\vartheta_0=60$ град) близькі одна до одної. Отже, при розрахунку C_{rand} можна практично обійтися без інтегрування в (3), а обчислювати його значення за (30) при $\vartheta_0=600$ (5.7). На рис. 1 зображена також залежність нормованої величини $a^* = a_{\text{eff}} / (0.25pD)$ від оптичного діаметра $k_p D$ (крива 5). Цю залежність при $k_p D \leq 8$ можна апроксимувати формулою

$$a_{\text{eff}} = 0.25pD(1 - 0.043k_p D). \tag{5.9}$$

Відмінності в поправочних коефіцієнтах C_{rand} (5.7), (5.8), розрахованих за допомогою (5.6) або (5.10), не перевищують кількох відсотків. Отже, формули (5.8) і (5.10) дають повністю аналітичний запис коефіцієнта C у випадку циліндрів.

На рис.5.1 наведено також залежність поправочного коефіцієнта C від $k_p D$ для сферичних поглиначів (точки), які мають таке ж, як у циліндрів, відношення об'єму до бічної поверхні. У цьому випадку діаметр сфери

$$D_s = 1.5D. \tag{5.10}$$

Нескладно показати, що коефіцієнт пропускання сферичного поглинача

$$T_s = [1 - (1 + D_s k_p) \exp(-D_s k_p)] / [0.5(D_s k_p)^2]. \quad (5.11)$$

Тоді відповідний поправочний коефіцієнт

$$C_s = 1.5(1 - T_s) / (D_s k_p) \quad (5.12)$$

Видно, що точки практично збігаються з суцільною кривою для хаотично орієнтованих циліндрів. Таким чином, формули (5.10) - (5.12) дають дуже просту аналітичну апроксимацію поправочного коефіцієнта C при $L = \infty$. Для іншої ситуації, коли $L < D$, циліндри можна замінити на еквівалентні сферичні поглиначі того ж об'єму [212]. Нижче будемо аналізувати тільки випадок $L = \infty$.

Рис. 5.2 ілюструє вплив кінцевої довжини циліндра на C_{rand} . Тут наведено залежності $C^* = C_{\text{rand}}(L) / C_{\text{rand}}(L = \infty)$ від відношення L/D .

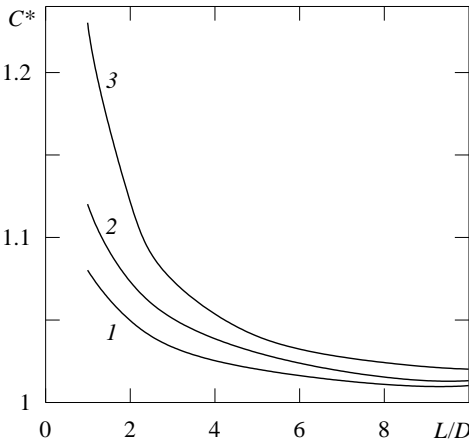


Рис. 5.2. Залежність нормованого поправочного коефіцієнта C^* від L/D для хаотично розподілених поглиначів при $k_p D = 0.5$ (крива 1), 1 (2) і 8 (3)

Видно, що при $\frac{L}{D} \geq 3 - 4$ зазначений нормований поправочний коефіцієнт близький до одиниці. Тому часто нитчасті водорості можна розглядати як нескінченно довгі

циліндри, що, з урахуванням сказаного вище, істотно спрощує розрахункові формули. Близькість кривих 1 і 3 на рис. 1.8 дозволяє повністю позбутися від інтегрування в (5.14) і використовувати для хаотично орієнтованих циліндрів співвідношення

$$C_{\text{rand}} = 2\sqrt{3} \frac{1 - \exp[-\pi k_b D(1 - 0.043 k_b D)/(2\sqrt{3})]}{\pi k_b D}. \quad (5.13)$$

Розглянемо, як впливає коефіцієнт C на спектральний показник поглинання всього елементарного об'єму водного середовища і характеристики, що описують поширення світла в такому середовищі.

На рис. 5.3 наведено спектри поглинання пігментів фітопланктону, жовтої речовини і чистої води [205], а також їх суміші – води в цілому. Концентрація пігментів приймається рівною $F = 3 \text{ мг/м}^3$, що відповідає підвищеному вмісту хлорофілу a в порівнянні з середнім його значенням [210].

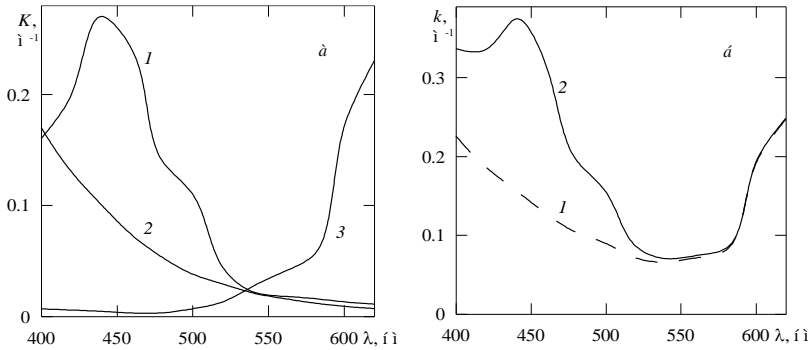


Рисунок 5.3. Спектральні залежності (а) внеску K пігментів фітопланктону (крива 1) при $F = 3 \text{ мг/м}^3$, жовтої речовини (2), чистої води (3) і (б) показника поглинання морської води з урахуванням (1) і без урахування ефекту «сита» (2)

Максимум поглинання пігментів знаходиться поблизу $\lambda = 440 \text{ нм}$. Спектральна залежність показника поглинання жовтої речовини приймалась експоненційно спадаючою з довжиною

хвилі [212] при $k_y(390 \text{ нм})f_y = 0.2 \text{ м}^{-1}$. З рис. 5.3, а видно, що жовта речовина сильно послаблює випромінювання у синьо-фіолетовій області спектра. Чиста вода, як добре відомо, слабо поглинає світло в синьо-зеленій частині спектру і відносно сильно в червоній та інфрачервоній областях. Вона пригнічує максимуми поглинання пігментів фітопланктону у червоній області спектра (на рис.3 не показані). Для евтрофних вод вміст жовтої речовини і хлорофілу досить помітно корелюється [205], так що збільшення концентрації однієї компоненти призводить до зростання вмісту іншої складової. На відміну від цього, в оліготрофних середовищах зазначені концентрації некорельовані [205], і при цвітінні води може мати місце підвищений вміст хлорофілу *a*. Для цього випадку на рис. 5.3, б представлений спектр поглинання водного середовища. Дані наведені для ситуацій, коли враховується і не враховується локалізація поглинання світла у водоростях. Тут і на всіх наступних рисунках приймається, що $D = 1 \text{ мкм}$. Звертає увагу досить сильний вплив ефекту «сита» (штрихові криві) на спектр поглинання у синьо-зеленої області. Природно, що цей ефект проявляється при досить великих концентраціях пігментів водоростей, коли їх внесок у сумарне поглинання води істотний. У діапазоні $\lambda = 420 - 450 \text{ нм}$ без урахування ефекту «сита» ($C = 1$ в (4.17)) проявляється відповідний максимум поглинання пігментів $k_p(\lambda)$. Якщо ж у формулу (5.13) ввести поправочний коефіцієнт C по (5.5), то зазначений максимум пропадає.

Це пов'язано з помітним зменшенням вкладу K_a поглинання водоростями в сумарний показник поглинання води при врахуванні ефекту «сита», тому тут $C < 1$.

Вплив концентрації F пігментів фітопланктону у воді на k при різних λ представлено на рис. 5.4. Дані отримано з використанням значень показників поглинання чистої води і жовтої речовини, наведено на рис. 5.3,а. Чим більше F , тим сильніше виявляється локалізація поглинання фітопланктоном.

Це, очевидно, пов'язано зі зростанням їх внеску K_a в показник k води. Природно, що найбільш помітний ефект має місце в максимумі поглинання пігментів при $\lambda = 440$ нм (крива 2). Тут показник поглинання k води при врахуванні поправочного коефіцієнта C в (5.11) може зменшитися в кілька разів порівняно з випадком $C = 1$. Перетин суцільних кривих 1 і 2 відповідає максимуму k , показаному на рис. 5.3,б. Штрихові криві не перетинаються, тому в синій області спектра вказаний максимум при врахуванні ефекту «сита» пропадає, що зазначалося вище.

Рис. 5.5 ілюструє глибини проникнення світла z_0 (а) у водну товщу і її коефіцієнт дифузного відбивання R (б) на різних довжинах хвиль. Під z_0 розуміється глибина, на якій щільність радіації зменшується в $e = 2.7$ раз в порівнянні з щільністю у поверхні.

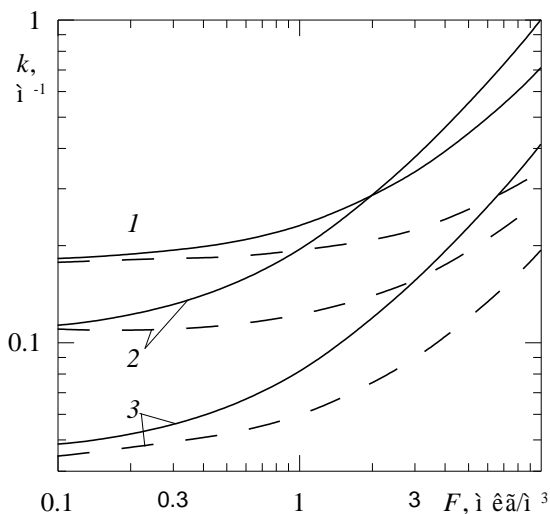


Рис. 5.4. Залежність показника поглинання води від концентрації F пігментів водоростей з урахуванням (штрихові криві) та без урахування ефекту «сита» (суцільні), $\lambda = 400$ (1), 440 (2) і 500 нм (3)

Дані розраховано для спектрів поглинання елементарного об'єму, представлених на рис. 5.5,б, і при десятикратному зменшенні концентрації F пігментів. У малокуттовому наближенні [194]

$$z_0 = 1/(s d + k), \quad (5.14)$$

де σ – показник розсіювання елементарного об’єму води, а \square – частка світла, розсіяна у зворотну півсферу при направленому опроміненні.

Коефіцієнт дифузного відбивання R обчислювався в наближенні квазіоднократного розсіювання [213]. Воно включає малокутове поширення світла до точки розсіювання, одноразове розсіювання в напрямку «назад» і знову малокутове поширення в зворотному напрямку. У цьому наближенні при освітленні поверхні води по нормалі коефіцієнт яскравості води має вигляд [194, 213]

$$r(\mu) = \frac{A\delta}{2(\mu+1)[1-A(1-\delta)]}, \quad (5.15)$$

де $\square = \cos \theta$, θ – полярний кут вихідного випромінювання, $\square = \square/(\square + k)$ – ймовірність виживання фотона.

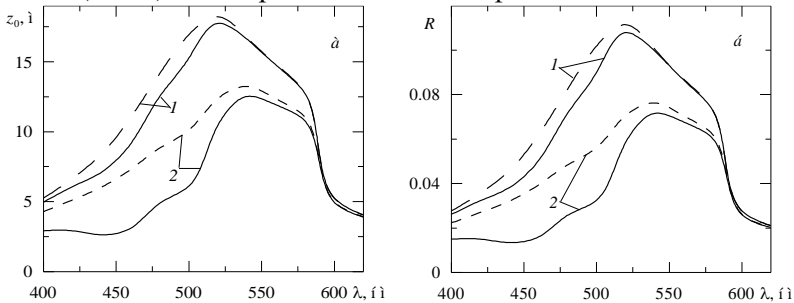


Рис. 5.5. Спектри глибини проникнення світла (а) і коефіцієнта дифузного відбивання водного середовища при освітленні по нормалі до поверхні (б) з урахуванням (штрихові криві) і без урахування ефекту сита (суцільні) при $F = 0.3$ мг/м³ (1) і 3 мг/м³ (2), $\square = 0.5$ м⁻¹, $\square = 0.02$

В (5.15) індикатриса в напрямку «назад» вважається дифузною і рівною $2\square$. Коефіцієнт відбивання знаходимо як інтеграл

$$R = 2 \int_0^1 r(\mu)\mu d\mu \approx \frac{0.35\sigma\delta}{k+\sigma\delta}. \quad (5.16)$$

Відзначимо, що формула (5.16) дає результати, близькі по порядку величини до співвідношення [193] отриманому у двопотоковому наближенні, нехтуючи $\square\square$ у порівнянні з k .

$$R = \frac{0.5\sigma\delta}{k}, \quad (5.17)$$

З рис. 5.5 видно, що ефект «сита» проявляється у видимій області в широкому інтервалі значень F . На червоній ділянці спектра його вплив зменшується високим поглинанням чистої води. Розглянутий ефект призводить до збільшення глибини проникнення світла в товщу води і зростанню її коефіцієнта відбивання R . Очевидно, що вплив локалізованого поглинання тим сильніше, чим більше F .

Таким чином, проаналізовано ефект «сита» в водному середовищі, що містить частинки фітопланктону. Показано, що його вплив залежать від концентрації пігментів (в основному, хлорофілу a) в одиниці об'єму середовища і типових розмірів поглиначів. Це відкриває принципову можливість розв'язання оберненої задачі по визначенню зазначених концентрації і розмірів з використанням характеристик розсіяного світла. На закінчення слід зазначити, що в природі ефект «сита» може виявлятися не тільки в зміні показника поглинання, але і характеристик розсіювання – показника і індикатриси розсіювання. Проте дані питання вимагають подальших досліджень.

5.2. Аналіз рівняння переносу випромінювання у водних середовищах з завислими частинками

Будь-яке водне середовище належить до класу світлорозсіювальних, мутних та неоднорідних об'єктів контролю, а основою вивчення світлорозсіювальних середовищ є теорія переносу випромінювання [214-219]. Розв'язок її зворотної задачі зводиться до визначення параметрів стану і будови речовини розсіювального середовища за

характеристиками трансформованого нею світлового поля [220-225]. Математично ця задача базується на рівнянні переносу випромінювання (РПВ) [226-228] (рис. 1.13):

$$dB(\ell) = - (m_\alpha + m_\sigma)B(0)d\ell + \frac{m_\sigma d\ell}{4\pi} \int_{4\pi} f(\theta')B(\ell')d\omega' + B_0(\ell), \quad (5.18)$$

Або

$$\frac{dB(\ell)}{d\tau} = -B(0) + \frac{\Lambda}{4\pi} \int_{4\pi} f(\theta')B(\ell')d\omega' + B_0(\ell), \quad (5.19)$$

де B – яскравість середовища; ℓ – напрямок поширення променів; $\varepsilon = m_\alpha + m_\sigma$ – показник загасання (послаблення); m_α – показник поглинання; m_σ – показник розсіяння (розмірності у трьох останніх: довжина⁻¹); $f(\theta')$ – індикатриса розсіяння, тобто відносний розподіл по кутах θ' світла, розсіяного елементарним об'ємом $d\ell$; $\Lambda = \frac{m_\alpha}{\varepsilon}$ – ймовірність виживання фотона; $d\omega'$ – тілесний кут стороннього джерела освітлення об'єму $d\ell$; $B_0(\ell)$ – яскравість власного випромінювання елемента об'єму $d\ell$; $d\tau = \varepsilon d\ell$ – оптична довжина середовища.

Другий член в правій частині рівнянь (1.57, 1.58) називають функцією джерела і позначають через Q . Якщо $Q=0$, то рівняння (1.57, 1.58) перетворюються в звичайний закон Бугера у диференційній формі:

$$\frac{dB(l)}{d\tau} = -B(0) + B_0(l). \quad (5.20)$$

Це випадок однорідного або квазіоднорідного (нерозсіювального) середовища. Проте, як відомо, природа процесу розсіяння в неоднорідному середовищі вимагає застосування статистичних параметрів, адитивних некогерентним пучкам. Такими характеристиками, що враховують і енергетичні та поляризаційні властивості пучків, є елементи вектора-параметра Стокса [229, 230].

Тоді повне рівняння переносу у вектор-параметричній формі, що об'єднує задачі когерентної і некогерентної частин

взаємного впливу центрів розсіяння, а також закон збереження і стан поляризації випромінювання, матиме зручний для використання вигляд [231]:

$$\frac{d\vec{S}_i}{d\tau} = \vec{S}_i + \frac{\Lambda}{4\pi} \int_{4\pi} \hat{P}_{ij} \vec{S}_j d\omega' + \vec{S}_i^0, \quad (5.21)$$

де $\vec{S} = \begin{pmatrix} S_1 \\ S_2 \\ S_3 \\ S_4 \end{pmatrix}$ – чотиривимірний вектор-параметр Стокса:

\vec{S}_i, \vec{S}_j – трансформованого і опромінювального пучків відповідно.

При цьому $S_1=I; S_2=Ipcos\Psi; S_3=Ipsin\Psi; S_4=Iq$, де I – інтенсивність світлового пучка, тобто модуль вектора Пойнтінга; p – ступінь його поляризації; Ψ – кут між напрямком переважаючої поляризації і довільно вибраною площиною референції; q – ступінь еліптичності поляризованого пучка; \hat{P}_{ij} – 16-типараметрична матриця розсіяння, що містить всю доступну оптичним методам інформацію про феноменологічні параметри даного середовища (показники поглинання, розсіяння, індикатрису і т.п.):

$$\hat{P}_{ij} = \begin{pmatrix} p_{11} & p_{12} & p_{13} & p_{14} \\ p_{21} & p_{22} & p_{23} & p_{24} \\ p_{31} & p_{32} & p_{33} & p_{34} \\ p_{41} & p_{42} & p_{43} & p_{44} \end{pmatrix}. \quad (5.22)$$

У випадку ізотропного (неполяризованого) світла $S_2=S_3=S_4=0$ і сферичної індикатриси розсіяння $p_{11} = f(\theta) = 1$ рівняння (4.4) набуває вигляду (4.33, 4.34).

Основна задача теорії розсіяння випромінювання зводиться до спільного вирішення рівняння переносу і рівняння променистої рівноваги. При цьому перше визначає зміну інтенсивності випромінювання в середовищі вздовж напрямку розповсюдження проміння, а друге пов'язує між собою кількість енергії, що випромінюється елементарним об'ємом, з кількістю поглинутої ним енергії. Отже, при умові сферичної індикатриси

$f(\theta) = 1$ матимемо

$$\left. \begin{aligned} \cos \theta \frac{dB(\tau, \theta)}{d\tau} &= -B(\tau, \theta) + B(\tau) \\ B(\tau) &= \frac{\Lambda}{2} \int_0^\pi B(\tau, \theta') \sin \theta' d\theta' + B_0(\tau) \end{aligned} \right\} \quad (5.23)$$

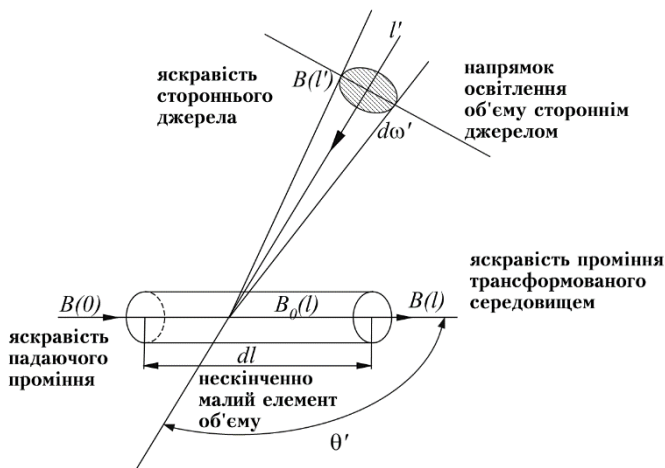


Рис. 5.6. Трансформація випромінювання у водному середовищі з завислими частинками фітопланктону

Перше рівняння із цього виразу можна спрощено представити рівнянням Шварцшильда:

$$\frac{dB}{dl} = -\alpha B - B', \quad (5.24)$$

де $d\tau = \alpha dl$; α – коефіцієнт поглинання; $A = \frac{B'}{\alpha}$ – функція джерела випромінювання або коефіцієнт випромінювання, тоді:

$$\frac{dB}{d\tau} = A - B \quad (5.25)$$

і формальним розв'язком цього рівняння є:

$$\begin{aligned} B(l) &= B(0) \exp \left\{ - \int_0^l \alpha(dl') dl' \right\} + \\ & \int_0^l A(l') \exp \left\{ - \int_0^l \alpha(dl'') dl'' \right\} dl'. \end{aligned} \quad (5.26)$$

Рівняння (5.18-5.26) показують, що зміна поляризаційних,

енергетичних, геометричних та інших характеристик променів, що поширюються крізь середовище, визначаються їх послабленням внаслідок поглинання і розсіяння (перший член у правій частині (5.18-5.26) і збільшенням завдяки розсіяному світлу сторонніх джерел (сусідніх неоднорідностей середовища), що поступає до його елементарного об'єму з різних сторін (другий і третій члени (5.18-5.26)). Вони є інтегродиференціальними рівняннями переносу, за допомогою яких при відповідних граничних умовах здійснюється розв'язок більшості теоретичних задач, пов'язаних з поширенням випромінювання в квазіоднорідних, неоднорідних і нестационарних середовищах. Проте ретельний і повний розв'язок таких рівнянь практично неможливий. Тому розвиваються саме наближені методи розв'язків, достатньо гнучкі для застосування до будь-яких практичних задач.

Розглянемо дисперсне (каламутне, неоднорідне), тобто поглинаюче і світлорозсіювальне середовище. Умовно розкладемо його на плоско-паралельні шари. Нас, в першу чергу, буде цікавити світловий режим в глибинних шарах воднодисперсного середовища, куди пряме випромінювання зовнішніх джерел світла майже не доходить і де, відповідно, головну роль відіграватиме розсіяння або дифузне випромінювання.

При цьому: I_0 , I_r , I_T , I_δ , I_α , I_k – інтенсивності падаючого, відбитого, пройденого, розсіяного, поглинутого та послабленого випромінювання відповідно; m_α , m_δ , ε – питомі показники поглинання, розсіяння та екстинкції відповідно:

$$(m_\alpha + m_\delta = \varepsilon, \alpha + \sigma = k). \quad (5.27)$$

З врахуванням тільки двох складових на рис. 5.7, що дають вклад у пропускання, повна інтенсивність пройденого світла перетворюється в нескінченний ряд [232]:

$$I_T = I_0 T = I_0 (1 - R)^2 e^{-\varepsilon h} (1 + R^2 e^{-2\varepsilon h} + R^4 e^{-4\varepsilon h} + \dots), \quad (5.28)$$

що у випадку дисперсних середовищ для видимого діапазону

довжин хвиль, коли член $(R^2 e^{-2\epsilon h}) \ll 1$, легко трансформується у вираз:

$$\frac{I_T}{I_0} = T = \frac{(1-R)^2 e^{-\epsilon h}}{1-R^2 e^{-2\epsilon h}} \text{ або } T = (1-R)^2 e^{-\epsilon h}. \quad (5.29)$$

Відомо, що коефіцієнти відбивання для чистої води, за умов нормального падіння випромінювання, становить $R=0,02 \div 0,04$. Тоді вираз (5.29) спроститься і набуде цілком практичного вигляду з похибкою не більше $\pm 1\%$.

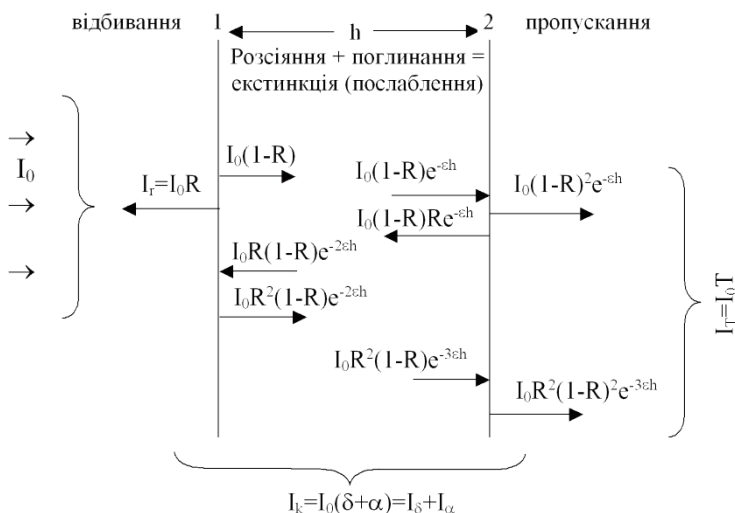


Рис. 5.7. Розподіл світла при проходженні його крізь шар водного середовища з завислими частинками фітопланктону

Отже, вимірюючи $T = \frac{I_T}{I_0}$, можна легко знайти показники затухання. З іншого боку, визначаючи ϵ і знаючи пороговий контраст ока $k=0,025$, можна визначити відстань до об'єкта, якщо він чорний ($\alpha \approx 1, \rho \approx 0$):

$$h_{гр.} \approx \frac{-\ln k}{\epsilon}. \quad (5.30)$$

Зі збільшенням кута падіння опромінюючої радіації коефіцієнт відбивання зростає і тим сильніше, чим менше

ймовірність виживання фотона $\Lambda = \frac{\delta}{\alpha + \delta}$. Крім того, середовище з “витагнутою вперед” індикатрисою розсіяння елементарного об’єму, тобто зі значним “фактором Мі”: $\rho = \frac{2\pi a}{\lambda} > 10$, спотворює сприятливі умови для проникнення світла в глибину і менше сприяє його відбиванню. Товщина шару фактично не впливає на відбиваючу здатність середовища.

Крім того, чим менше Λ , тим швидше з ростом оптичної глибини (τ) спадає коефіцієнт пропускання (T), коли $\tau = \varepsilon h$.

Освітленість всередині каламутного середовища буде суттєво залежати також і від природи підстилаючої поверхні, тобто дна. Якщо дно близьке до абсолютно чорного, то розсіяння в об’ємі зумовлюватиметься виключно падаючим промінням і характером диспергованих часток. У всіх інших випадках, коли $\alpha_{\text{дна}} \neq 1$, структура поля радіації в об’ємі залежать також і від дифузного відбивання дна ($r_{\text{дна}}$), тобто протилежного падаючому потоку. Відтак, вираз (1.70) у цьому випадку набуде вигляду:

$$T = 0,94 \cdot e^{-\varepsilon h} + r_{\text{дна}} e^{-2\varepsilon h}. \quad (5.31)$$

При цьому, чим менше h , тим висхідний потік другого члена (1.72) буде відігравати все більшу роль.

Позначимо через I_1 і I_2 інтенсивність низхідного і висхідного проміння, а через Λ_1 і Λ_2 – ймовірності розсіяння відповідно вперед і назад ($\Lambda_1 + \Lambda_2 = \Lambda$). Тоді отримаємо систему рівнянь:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dI_1}{d\tau} &= -I_1 + \Lambda_1 I_1 + \Lambda_2 I_2 \\ -\frac{dI_2}{d\tau} &= -I_2 + \Lambda_1 I_2 + \Lambda_2 I_1 \end{aligned} \right\} \quad (5.32)$$

що має аналогічний розв’язок.

Іншими словами, всередині напівнескінченного середовища, освітленого з одного боку (E_1), опроміненість з заглибленням зменшується за експоненціальним законом. Якщо зустрічний від дна потік значний (E_2), то вносиме відповідний вклад у освітленість всередині шару на глибини h :

$$E_1 = \frac{1 - R^2 e^{-\varepsilon h}}{1 - R^2 e^{-2\varepsilon h}} \cdot e^{-h\varepsilon} =$$

$$= \frac{1 - R^2 e^{-\tau \sqrt{(1-\Lambda)^2 + 2(1-\Lambda)\Lambda\phi}}}{1 - R^2 \cdot e^{-2\tau \sqrt{(1-\Lambda)^2 + 2(1-\Lambda)\Lambda\phi}}} \cdot e^{-\tau \sqrt{(1-\Lambda)^2 + 2(1-\Lambda)\Lambda\phi}}, \quad (5.33)$$

$$E_2 = r_{\text{она}} \frac{1 - e^{-2\varepsilon h}}{1 - R^2 e^{-2\varepsilon h}} \cdot e^{-\varepsilon h} =$$

$$= r_{\text{она}} \frac{1 - e^{-2\tau \sqrt{(1-\Lambda)^2 + 2(1-\Lambda)\Lambda\phi}}}{1 - R^2 e^{-2\tau \sqrt{(1-\Lambda)^2 + 2(1-\Lambda)\Lambda\phi}}} \cdot e^{-\tau \sqrt{(1-\Lambda)^2 + 2(1-\Lambda)\Lambda\phi}}, \quad (5.34)$$

де $\phi = \frac{3-x_1}{8}$ – залежить від форми індикатриси розсіяння елементарного об'єму дисперсного середовища, коли x_1 – перший коефіцієнт при розкладанні значень індикатриси за поліномом Лежандра:

$$x_1 = \frac{3}{2} \int_{-1}^1 I(\theta) \cos(\theta) d(\cos \theta), \quad (5.35)$$

де θ – кут нахилу падаючого на середовище проміння.

До певної глибини зменшення яскравості відповідає експоненційному закону [233, 234]:

$$B = B_0 \cdot e^{-\tau}. \quad (5.36)$$

Далі спостерігається перехідний режим, після якого послаблення яскравості знову відповідає експоненційному, але значно меншим показником послаблення, ніж у першому випадку (1.77):

$$B' = B_0 \cdot e^{-\gamma(\tau-\tau')}, \quad (5.37)$$

де B' – яскравість на глибині τ' , на якій світло гранично розсіяне; γ – відношення глибинного показника послаблення ε' до показника послаблення елементарного об'єму середовища ε ($\gamma = \frac{\varepsilon'}{\varepsilon}$). Його називають ще параметром глибинного режиму.

Видозміна тіла яскравості $B(\theta)$ з глибиною h у мутному середовищі представлена на рис. 5.8.

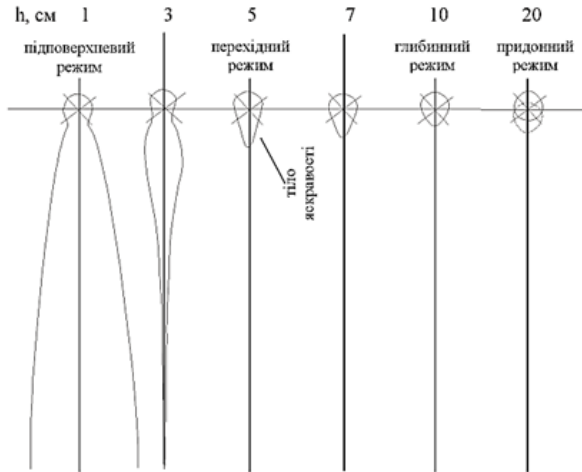


Рис. 5.8. Видозміна форми тіла яскравості $B(\theta)$ з глибиною h у водно-дисперсному (мутному) середовищі

При цьому глибина на якій практично наступає глибинний режим, залежить від умов опромінення середовища (в першу чергу кута θ , направленості чи дифузності падаючого проміння довжини хвилі тощо), ймовірності виживання фотонів A , що зумовлено, в першу чергу, концентрацією розчину (C), і, нарешті, видом індикатриси розсіяння $I(\theta)$ (рис. 5.9-5.11).

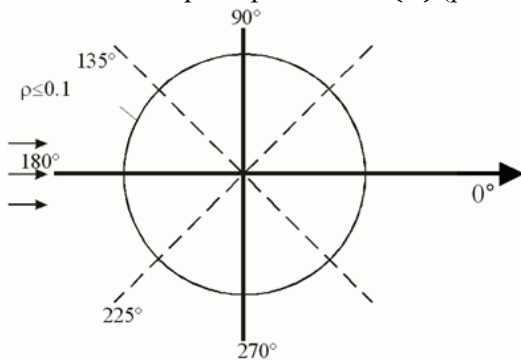


Рис. 5.9. Ламбертівська індикатриса розсіяння: $I(\theta) = I_0 \cos \theta$

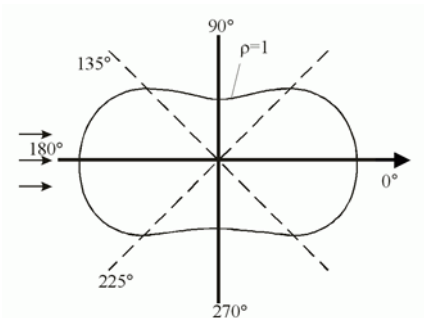


Рис. 5.10. Релеївська індикатриса розсіяння:

$$I(\theta) = \frac{3}{4} I_0 (1 + \cos^2 \theta)$$

Індикатриса розсіяння Хен'ї-Грінштейна має складну форму в залежності від дисперсності і найбільш влучно описує середовище зі значним ρ (фактором Мі) та малим Λ , що характерно для морської та океанічної вод тощо.

Як видно з рис. 5.10, у глибинному режимі, дійсно, настає незмінність форми тіла яскравості від надто видовжених до майже колових [235]. При цьому зі зменшенням ймовірності виживання фотона Λ глибина, на якій настає стаціонарний режим, збільшується. Треба пам'ятати, що глибинний режим для дисперсних середовищ різної природи настає за різних глибин, що, в свою чергу, можна пояснити різним розміром часток, їх формою, кількістю на одиницю об'єму, тобто густиною, відстанями між центрами розсіяння, кооперативними ефектами тощо.

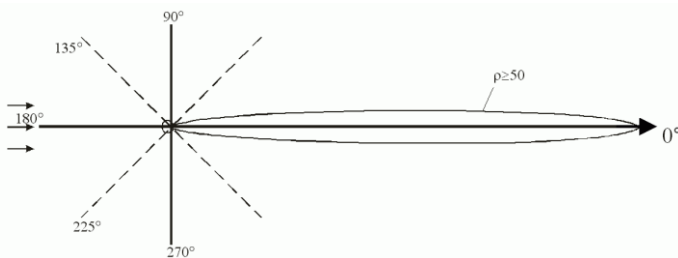


Рис. 5.11. Індикатриса розсіювання Хен'ї-Грінштейна:

$$I(\theta) = I_0 \frac{1-g^2}{(1+g^2-2g \cos \theta)^2}, \text{ де } g = \frac{x_1}{3} - \text{середній косинус індикатрис}$$

розсіяння при розкладанні її за поліномами Лежандра

Чим каламутніше (неоднорідне) середовище, тим раніше виникає глибинний режим. Каламутність, як відомо, залежить від наявності в елементі об'єму V середовища N однакових часток. Тоді інтенсивність розсіяного світла на відстані r від центра розсіювання можна подати виразом:

$$I_{\lambda} = I_0 \frac{NV}{(\lambda')^2 r^2} F(\theta, \phi), \quad (5.38)$$

де λ' – хвильове число, а $\frac{F}{(\lambda')^2}$ – безрозмірна функція напрямку. При цьому нехай в 1см^3 є $N(r)dr$ частинок з радіусами від r до $r+dr$, то $\int_0^{\infty} N(r)dr = W$ дає повне число часток в 1см^3 . Тоді коефіцієнт послаблення середовища буде дорівнювати:

$$k = \int_0^{\infty} \pi r^2 Q(r) N(r) dr, \quad (5.39)$$

де $Q(r)$ – фактор ефективності послаблення за рахунок розсіювання і поглинання частинками. Він, у свою чергу, дорівнює:

$$Q(r)_{\text{посл.}} = \frac{C_{\text{посл.}}}{G}, \quad (5.40)$$

де $C_{\text{посл.}}$ – поперечний переріз послаблення, а $G = \pi r^2$.

Дуже малі частинки у порівнянні із λ дають релеївське розсіювання, і жодна із легко вимірюваних оптичних характеристик, окрім індикатрис розсіювання дисперсного середовища, не залежить від їх розміру. Тільки порівняння величини, яка є лінійною функцією об'єму частки (наприклад, показник заломлення складного середовища), з величиною, яка є квадратичною функцією (наприклад, інтенсивність розсіяного світла), дозволяє визначити розмір частинки.

Вимірювання розсіювання і послаблення дають можливість визначати розмір, розподіл частинок за розмірами, їх форму і орієнтацію, а також їх склад.

Якщо розсіювання або послаблення γ окремою часткою відомі, то досить одного простого виміру, щоб одержати значення концентрації. Найбільш уживаний спосіб полягає у

використанні вимірюваного коефіцієнта ослаблення ε , який дорівнює $\varepsilon = N\gamma$, і у визначенні N – кількості часток за допомогою прийнятого значення γ .

Для того, щоб здійснити розподіл частинок за розмірами, коли невідомі форма і склад частинок середовища, потрібно виконати точні вимірювання характеристик розсіювання або послаблення і порівняти їх із розрахунками для різних заданих функцій розподілу за радіусом часток a . Інколи бажано зробити попередній відбір диспергованих частинок за розмірами для того, щоб уникнути впливу часток дуже малого і великого розміру.

Розмір є одним із важливих параметрів, і його легше всього визначити для часток сферичної форми діаметром $2r$ через так званий “параметр Мі”: $\rho = 2\pi r/\lambda$, який характеризує вид індикатриси розсіювання. На рис. 5.12, 5.13 зображено індикатриси розсіювання модельних та природних дисперсних середовищ, отриманих методами математичного моделювання з використанням математичного пакету MathCAD при різних розмірах дисперсних часток за умов глибинного режиму. При цьому, чим більше значення ρ , тобто чим більше відношення розмірів часток до довжини хвилі, індикатриса видовжується. Значення $\rho \leq 1$ вказують на те, що індикатриса в основному зосереджена в зустрічній області фронту хвилі (рис. 5.12, 5.13).

При $\rho > 10$, індикатриси розсіювання сильно витягуються “вперед” по ходу падіння променів. У випадку, коли довжина хвилі λ співрозмірна з розміром часток ($\lambda \approx r$, $\rho \approx 3 \div 10$), спостерігаються різко виражені інтерференційно-дифракційні ефекти, зумовлені суперпозицією дифрагованого і відбитого або пройденого світла. Отже, отримані форми тіла яскравості (вони ж – індикатриси розсіювання) чітко свідчать за розміри диспергованих часток.

Оскільки функція розподілу параметрів ρ залежить від дисперсії значень λ так само, як і від дисперсії значень r , то необхідно використовувати досить вузьку область довжин хвиль.

Форму розсіювальних частинок в середовищі з хаотичною орієнтацією визначити важко, оскільки різниця в розподілі інтенсивності і положенні максимумів і мінімумів для відповідних розмірів помітна, але незначна. Крім того, якщо використовувати поляризоване світло, то можна при певних обмеженнях, знайти співвідношення між елементами тензора поляризуємості, що теж є за певних обставин досить інформативним чинником, особливо, що стосується локації предметів і об'єктів у мутному середовищі тощо.

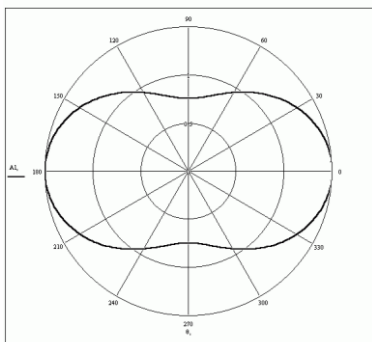


Рис. 5.12. Модельована індикатриса розсіяння Релеївського середовища, де $\rho \leq 0,1$, а радіуси дисперсних часток $r \ll \lambda$, $\lambda = 550$ нм, математична модель якої: $I = \frac{3}{4} I_0 (1 + \cos^2(\theta))$ 44

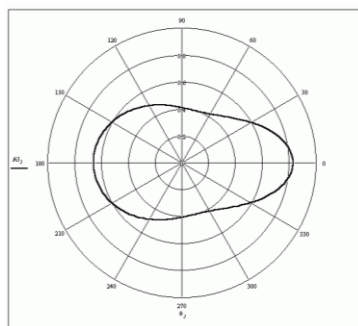


Рис. 5.13. Модельована індикатриса розсіяння дисперсного середовища, де $\rho = 1$, а радіуси дисперсних часток $r = 87,5$ нм, $\lambda = 550$ нм, математична модель якої описується рівнянням Хен'ї-Грінштейна :

$$I(\theta) = \sum_{j=1}^2 I_j \frac{1 - g_j^2}{(1 + g_j^2 - 2g_j \cos \theta)^2}$$

де g_j – коефіцієнти при поліномах Лежандра

5.3. Математичне моделювання трансформації випромінювання частинками фітопланктону

Морфологічні характеристики частинок фітопланктону відрізняються широкою варіабельністю розмірів та форм. З погляду оптики ці частинки є тривимірним розподілом речовини зі змінною оптичною щільністю. У видимій області світла можливо як мале поглинання, так і досить велике на характеристичних довжинах хвиль різноманітних біохімічних сполук та пігментів. Для випадку однорідних оптично м'яких частинок відбувається рефракція і мікрофокусування світла відповідно до форми їх поверхні. Для випадку частинок зі складною внутрішньою структурою окремо визначається вплив на світлорозсіювання всіх видів неоднорідних включень. Крім того, при проходженні поляризованого випромінювання через оптично активну речовину здійснюється обертання вектора поляризації на кут пропорційний концентрації цієї речовини. Аналіз поширення і розсіювання випромінювання зводиться до розгляду характеристик розсіювання і поглинання окремих частинок з подальшим врахуванням концентраційних ефектів і полідисперсності суспензії [236].

Розглянемо узагальнену математичну модель однорідних частинок фітопланктону. У найпростішому припущенні вони можуть розглядатись як діелектричні кулі, сфероїди чи еліпсоїди з тим же об'ємом. Ці припущення виправдані тільки за спеціальних експериментальних умов, таких як сферизація із збереженням об'єму, осмотичне набухання і деформація в зсувовому потоці.

Теорія Мі, що описує послаблення, поглинання і розсіювання світла однорідними кулями, викладена в роботах [236–238] та може бути використана для моделювання однорідних частинок з формою близькою до сферичної. Результати моделювання можуть порівнюватись з результатами

вимірювань для латексних суспензій з відомими розмірами частинок. Нехай на сферичну частинку падає лінійно поляризована хвиля (рис. 1.21), коливання електричного вектора \mathbf{E} співпадають з віссю OX , магнітного \mathbf{H} – з віссю OY .

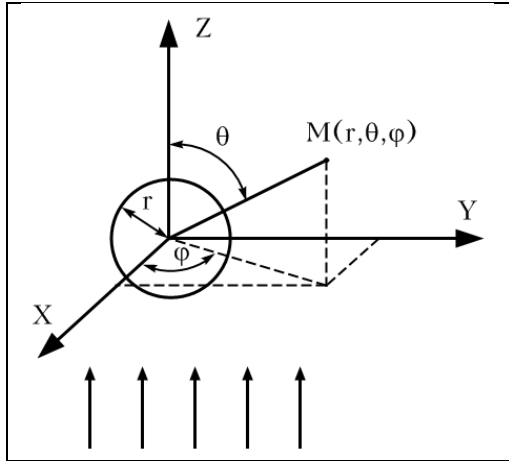


Рис. 5.14. Світлорозсіювання однорідних сферичних частинок

У основі розв'язування проблеми світлорозсіювання на однорідній сфері лежать рівняння Максвелла. Поєднуючи розв'язки для полів всередині і зовні частинки на її поверхні і використовуючи розкладання плоскої хвилі по сферичних гармоніках Мі отримав вирази для амплітуд хвиль, розсіяних частинкою на всіх напрямках.

Компоненти поля розсіяного випромінювання можуть бути представлені у вигляді суми окремих парціальних хвиль [236]:

$$E_{\varphi}^s = \frac{-\sin \varphi}{k} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l); \quad (5.41)$$

$$E_{\theta}^s = \frac{\cos \varphi}{k} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (b_l Q_l + c_l S_l); \quad (5.42)$$

$$H_{\varphi}^s = \frac{\cos \varphi}{k_0} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (b_l Q_l + c_l S_l); \quad (5.43)$$

$$H_{\theta}^S = \frac{\sin \varphi}{k_0} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l), \quad (5.44)$$

де $Q_l(\theta) = \frac{P_l^{(1)}(\cos \theta)}{\sin \theta}$, $S_l(\theta) = -P_l^{(1)'(\cos \theta)} \sin \theta$ – кутові функції;

$P_l^{(1)}(\cos \theta)$ – поліноми Лежандра; c_l , b_l – амплітуди парціальних хвиль.

Чисельні розрахунки характеристик світлорозсіювання однорідних частинок із застосуванням строгої теорії розсіювання вимагають значних витрат машинного часу. При цьому багатократне застосування рекурентних формул в розрахунках може привести до накопичення похибки.

Діаметр (D_{er}) сферизованої частинки фітопланктону об'ємом V_p

$$D_p = 2 \sqrt[3]{\frac{3V_p}{4\pi}}. \quad (5.45)$$

Дифракційний параметр частинки

$$\rho = (\pi D_{er} / \lambda) m_0, \quad (5.46)$$

де λ – довжини хвилі падаючого випромінювання у вакуумі, m_0 – показник заломлення середовища.

Як показано в роботі [237], для досягнення прийнятної точності можна обмежитись врахуванням впливу $N^* \approx 1,2\rho + 10$ парціальних хвиль.

Визначимо амплітуди парціальних хвиль, що є функціями ρ та m :

$$\begin{aligned} c_l &= \frac{\psi_l(\rho)\psi_l'(m\rho) - m\psi_l'(\rho)\psi_l(m\rho)}{\xi_l(\rho)\psi_l'(m\rho) - m\xi_l'(\rho)\psi_l(m\rho)}, \\ b_l &= \frac{\psi_l'(\rho)\psi_l(m\rho) - m\psi_l(\rho)\psi_l'(m\rho)}{\xi_l'(\rho)\psi_l(m\rho) - m\xi_l(\rho)\psi_l'(m\rho)}, \end{aligned} \quad (5.47)$$

де l – номер парціальної хвилі;

ψ_l , ξ_l та ψ_l' , ξ_l' – відповідно функції Рікатті-Бесселя, Рікатті-Ханкеля першого роду та їх похідні;

ρ – дифракційний параметр частинки;

m – комплексний відносний показник заломлення частинки.

Для обчислення функцій Ψ_l , ξ_l , їх похідних та кутових функцій Q_l , S_l скористаємось рекурентними співвідношеннями наведеними у [237]. Тоді на основі (1.85–1.87) для ϕ - складової та θ - складової інтенсивності розсіяного отримаємо

$$I_\phi = I_0 \frac{\sin^2 \varphi}{k^2 r^2} \left| \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l) \right|^2, \quad (5.48)$$

$$I_\theta = I_0 \frac{\cos^2 \varphi}{k^2 r^2} \left| \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l S_l + b_l Q_l) \right|^2, \quad (5.49)$$

де I_θ – інтенсивність падаючого потоку випромінювання.

Обчислимо амплітуди парціальних хвиль та визначимо індикатриси для інтенсивності розсіяного випромінювання. Основна частина енергії інтенсивності розсіяного випромінювання для частинок - зосереджена у основній пелюстці індикатриси. Рівень бічних пелюсток значно менший. Однак основна частина інформації про форму і розміри частинок зосереджена у бічних пелюстках. Тому аналізувати індикатриси для ϕ - і θ - складової інтенсивності розсіяного випромінювання зручніше у логарифмічному масштабі. Теорія Мі дозволяє лише оцінити загальні закономірності індикатриси інтенсивності розсіяного випромінювання частинок фітопланктону і неприйнятна для аналізу частинок більш складної форми та внутрішньої структури.

У роботі [239] використовується модель частинок у вигляді циліндра висотою h та діаметром D з сферичною увігнутою основою, мінімальна товщина частинки h_0 . При моделюванні лінійної агрегації з N частинок висота циліндра збільшується, відповідно, у N разів. Така модель дозволяє досить просто обчислювати об'єм частинок та їх агломератів і наближено оцінювати їх показники заломлення і поглинання.

Зміну форми сфероїдальних частинок фітопланктону, а також утворення лінійних агломератів частинок можна моделювати за допомогою овалів Кассіні, що описуються у декартовій системі координат рівнянням

$$(x^2 + y^2)^2 - 2c^2(x^2 - y^2) = a^4 - c^4, \quad (5.50)$$

де a та c – константи.

Рівняння має явний розв'язок у декартовій системі координат

$$y = \pm k_1 \sqrt{\sqrt{a^4 + 4c^2 x^2} - x^2 - c^2}, \quad (5.51)$$

де введений коефіцієнт k_1 для підгонки моделі до реальних розмірів.

У полярній системі координат рівняння овалу Кассіні

$$\rho^4 - 2c^2 \rho^2 \cos 2\phi = a^4 - c^4, \quad (5.52)$$

що дає наступний розв'язок відносно ρ

$$\rho = \pm \sqrt{c^2 \cos 2\phi \pm \sqrt{c^4 \cos^2 2\phi + a^4 - c^4}}. \quad (5.53)$$

Похідним параметром, який визначає зміну форми частинки є індекс сферичності, що визначається, як відношення об'єму частинки і кулі з тією ж площею поверхні тобто $IC = 6\sqrt{\pi}V/S^{3/2}$. Показник заломлення частинок відносно водного середовища є комплексним величиною $m_k = m + i\chi$. У вікні прозорості $\lambda = 0,6..1$ мкм реальна частина відносного показника заломлення частинок фітопланктону близька до одиниці, тому вони є оптично м'якими частинками [240]. Показник заломлення частинок визначається концентрацією пігментів та їх питомими показниками заломлення у заданому діапазоні довжин хвиль.

Більшість частинок фітопланктону неоднорідні і володіють складною формою. Їх вміст можна описати, як основне середовище (матрикс) з численними включеннями (органелами) та ядром.

Для моделювання неоднорідних частинок фітопланктону може використовуватися модель зернистої кулі. Всі гранули однакові і випадково розташовані. Для реальних частинок фітопланктону така модель підходить частково, оскільки їх форма близька до кулі, однак гранули мають різні форми і розміри, крім того присутнє ядро з декількох сегментів з розміром суттєво більшим за інші гранули.

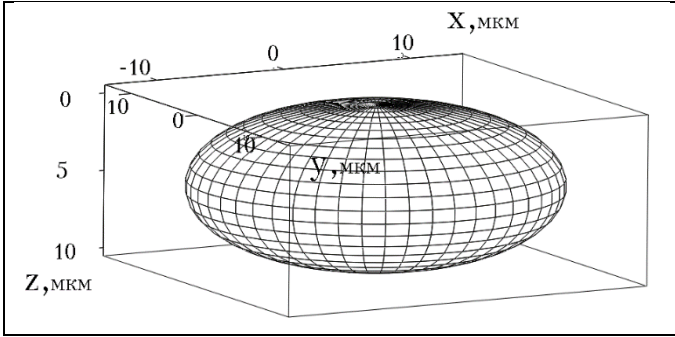


Рис. 5.15. Модель 3D поверхні частинки фітопланктону у вигляді овалу Кассіні

Для дослідження індикатриси розсіювання частинок фітопланктону, що містять ядро та гранули, використаємо наближення Релея-Ганса-Дебая (РГД), припускаючи $|m - 1| \ll 1$ [236–238]. Однак умова $|m - 1|kd \ll 1$ виконується не завжди, тому застосування РГД дасть лише наближені результати.

Розглянемо модель частинки фітопланктону складної структури у вигляді зернистої кулі. Положення центрів гранул відносно початку координат описується векторами \mathbf{r}_i , де i змінюється від 1 до N , а N це повна кількість гранул. V_c та V_g це об'єм клітини і однієї гранули відповідно, а об'ємна частка гранул рівна $f = NV_g/V_c = N(\rho_g/\rho_c)^3$. Припустимо, що гранули випадково розташовані всередині клітини і не перекриваються, а для спрощення обчислень додатково припускаємо, що $\rho_g \ll \rho_c$. Оскільки гранули розміщені випадково, то \mathbf{r}_i рівномірно розподілений всередині кулі з дифракційним параметром ρ_c . Падаюче випромінювання поширюється вздовж осі z , а напрям розсіювання n описується кутами θ та ϕ , як і при моделюванні для сферичної частинки за теорією Мі.

Згідно РГД, лише діагональні елементи амплітудної матриці розсіювання не рівні нулю [92]:

$$S_1(\mathbf{n}) = -\frac{ik^3}{2\pi} \sum_{i=0}^N (m_i - 1) V_i h(V_i, \mathbf{n}); S_2(\mathbf{n}) = S_1(\mathbf{n}) \cos \theta, \quad (5.54)$$

де частинка розділена на $N + 1$ областей: $i = 0$ відповідає цитоплазмі, а решта N – гранулам, m_i та V_i – це показник заломлення і об'єм кожної області, \mathbf{n} – вектор напрямку розсіювання, а $h(V, \mathbf{n})$ – формфактор

$$h(V, \mathbf{n}) = \frac{1}{V} \int_V d^3r \exp(i\mathbf{r} \cdot \mathbf{q}), \quad (5.55)$$

де $\mathbf{q} = k(\mathbf{e}_z - \mathbf{n})$, \mathbf{e}_z – одиничний вектор по осі z . Формфактор кулі, розташованої в центрі координат, обчислюється аналітично [82]:

$$h_s(\rho, \theta) = g_s(u) = \frac{3}{u^3} (\sin u - u \cos u); u = qr = 2\rho \sin \frac{\theta}{2}, \quad (5.56)$$

де r і ρ це радіус і дифракційний параметр кулі, а залежність від азимутного кута відсутня.

Використовуючи лінійність $S_1(\mathbf{n})$ по множнику $m - 1$, розглянемо окремо однорідну цитоплазму у вигляді кулі з множником $m_c - 1$ і гранули з множником $m_g - m_c$

$$S_1(\mathbf{n}) = -\frac{ik^3}{2\pi} [(m_c - 1) V_c h_s(\rho_c, \theta) + (m_g - m_c) V_g h_s(\rho_g, \theta) \xi(N)], \quad (5.57)$$

де $\xi(N)$ містить залежність від положення гранул $\xi(N) = \sum_{i=1}^N \exp(i\mathbf{r}_i \cdot \mathbf{q})$.

Усереднення $\xi(N)$ по всіх можливих положеннях гранул виконується незалежно для кожного доданку в сумі, що приводить до такого ж інтеграла, як у формулі (5.57), отже $\langle \xi(N) \rangle = N h_s(\rho_c - \rho_g, \theta)$. При достатньо малих об'ємних частках гранул ($f \ll 1$) можливо не враховувати вплив перекриття гранул. При цьому

$$\langle |\xi(N)|^2 \rangle = N + N(N - 1) h_s^2(\rho_c - \rho_g, \theta), \text{ тоді}$$

$$\begin{aligned}
\langle |S_1(\theta)|^2 \rangle = & \left| \frac{2}{3} \rho_c^3 \right|^2 \left(|(m_c - 1)h_s(\rho_c, \theta) \right. \\
& + f(m_g - m_c)h_s(\rho_g, \theta)h_s(\rho_c - \rho_g, \theta)|^2 \\
& + \\
& \left. + |f(m_g - m_c)h_s(\rho_g, \theta)|^2 [1 - h_s^2(\rho_c - \rho_g, \theta)]/N \right). \quad (5.58)
\end{aligned}$$

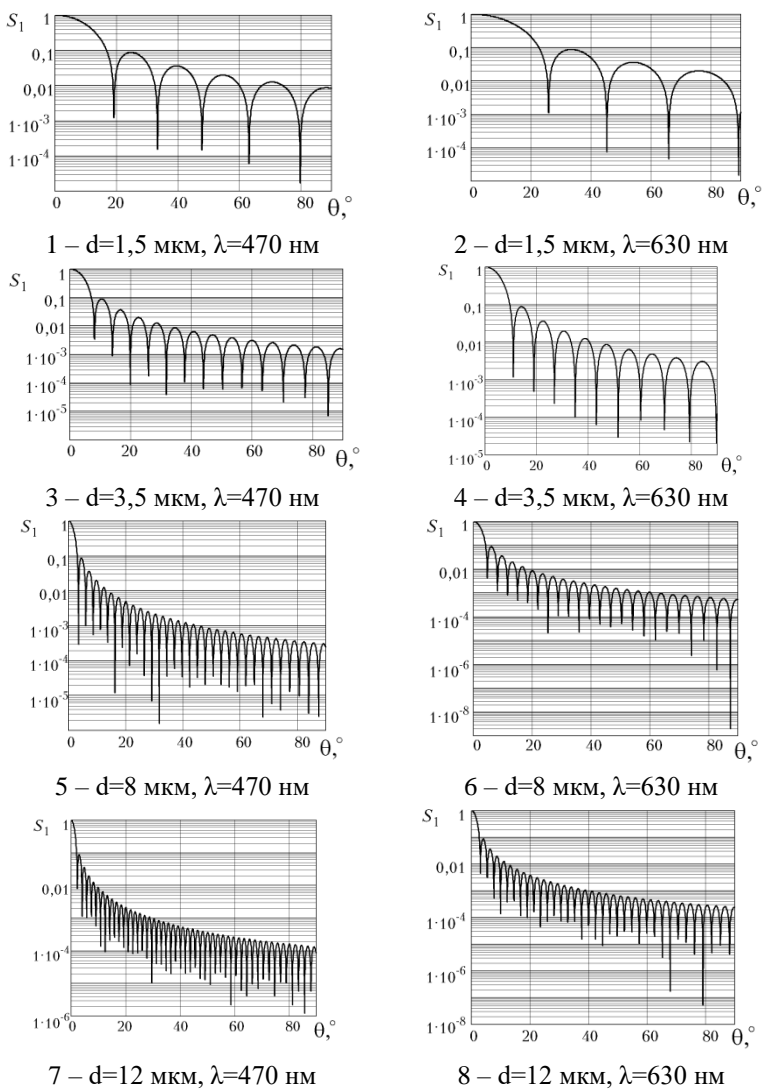


Рис. 5.16. Моделювання індикатриси розсіювання за наближенням РГД для частинок фітопланктону різного розміру на довжинах хвиль 470 та 630 нм

Результати моделювання індикатрис розсіювання за наближенням РГД є менш точними у порівнянні зі строгими моделями за теорією Мі чи методом дискретних диполів, однак дозволяють оцінити їх загальні закономірності. Збільшення розміру гранул, а, відповідно, і збільшення їх об'ємної частки призводить до згладжування бічних пелюсток індикатриси. При збільшенні відносного показника заломлення ядра його вплив на загальну індикатрису зростає. Оскільки дифракційний параметр ядра менший, ніж клітини, то відповідним чином змінюється форма індикатрис.

5.4. Математична модель трансформації випромінювання на основі методу Монте-Карло та гібридної апроксимації

Зменшення похибки δ вимагає пропорційного збільшення кількості променів $N_{Г0}$ при здійсненні моделювання за наближенням геометричної оптики та дифракції Фраунгофера при використанні моделі з променями, що виходять з сталим кроком:

$$L_{p1i} = \begin{pmatrix} m_{p1_0i} \cdot t + x_{A0i} \\ m_{p1_1i} \cdot t + y_{A0i} \\ m_{p1_2i} \cdot t + z_{A0i} \end{pmatrix}; \quad (5.59)$$

$$x_{A0i} = X_0 + \Delta x \cdot i; \quad y_{A0i} = Y_0 + \Delta y \cdot i; \quad z_{A0i} = 0, \quad (5.60)$$

та призводить до пропорційного збільшення часу моделювання $t_{\text{мод}}: 1/\delta \sim N_{Г0} \sim t_{\text{мод}}$.

Для підвищення точності моделювання доцільно розпаралелити процес моделювання, що можна здійснити за рахунок використання методу Монте-Карло, оскільки це дозволить незалежно розраховувати траєкторії фотонів. Програму можна використовувати незалежно на великій кількості комп'ютерів M_c з різною працездатністю та різним

часом моделювання $t_{\text{мод } i}$ кожний з яких обчислить N_i траєкторій. Далі результати моделювання об'єднують та здійснюється їх усереднення за допомогою багатовимірної регресії.

Моделювання світлорозсіювання за допомогою методу Монте-Карло враховує поглинання та розсіювання на всьому оптичному шляху фотона через середовище. Відстань між двома зіткненнями вибирається з логарифмічного розподілу. Для врахування поглинання кожному фотону присвоюється вага, що зменшується при поширенні через середовище. При розсіюванні на гранулі вибирається новий напрям поширення у відповідності з випадковим числом згенерованим за розподілом відповідним до фазової функції Хен'ї-Грінштайна чи індикатриси розсіювання для хаотично орієнтованих частинок різної форми. Метод Монте-Карло включає в себе такі етапи: генерація джерела фотонів, розрахунок траєкторії, розсіювання та поглинання, реестрація.

Для генерації джерела фотонів їх просторовий розподіл задаємо таким:

$$x_{A0i} = X_0 + \text{rnd}(Lx); y_{A0i} = Y_0 + \text{rnd}(Ly); z_{A0i} = 0, \quad (5.61)$$

де $\text{rnd}(Lx)$ та $\text{rnd}(Ly)$ – функція, що генерує випадкові числа від 0 до Lx та Ly згідно з обраним законом розподілу.

Кутовий розподіл визначається одиничним вектором m_{p1} , направленим у напрямку осі z : $m_{p1_0} = 0$; $m_{p1_1} = 0$; $m_{p1_2} = 1$.

Реальному джерелу випромінювання (наприклад, променю He-Ne лазера) більше відповідає просторовий та кутовий Гаусів розподіл випромінювання.

Існує ряд схем розрахунку за методом Монте-Карло – моделювання справжніх траєкторій руху фотонів у розсіюючому середовищі; використанням «ваги» фотону, що відповідає моделюванню для пакетів, які складаються з великої кількості фотонів, де «вага» пропорційна їх кількості та інші [241]. Використаємо останню. Для частинок з однорідним вмістом при моделюванні траєкторій фотонів використаємо наближення

геометричної оптики та дифракції Фраунгофера. Тобто траєкторія фотона буде починатись від джерела випромінювання до поверхні частинки, далі напрям фотона буде визначатись ймовірностями руху по траєкторії відбиття чи проходження пропорційними коефіцієнту відбиття чи проходження відповідно. Аналогічна ситуація буде на зворотній стороні частинки. Тобто, фактично якщо кожний фотон має свою умовну «вагу», вона перерозподіляється між похідними траєкторіями його руху, то чисельно результат моделювання буде аналогічним наближенню геометричної оптики та дифракції Фраунгофера, за виключенням того, що кожне обчислення є незалежним і процес моделювання може бути розпаралелений та проведений на обчислювальних кластерах. Похибка обчислень δ при застосуванні методу Монте-Карло обернено пропорційна їх квадратному кореню $1/\delta \sim \sqrt{N_{МК}}$. Для частинок, що мають ядро і гранули необхідно використати гібридну апроксимацію.

Зовнішня поверхня частинки моделюється за допомогою геометричної оптики та дифракції Фраунгофера, а світлорозсіювання ядра та гранул визначається індикатрисами, розрахованими за теорією Мі (для сферичних включень) та методом дискретних диполів (для включень складної форми). При розсіюванні на гранулі вибирається новий напрям поширення у відповідності з випадковим числом згенерованим за розподілом відповідним до індикатриси розсіювання для хаотично орієнтованих частинок різної форми розрахованої одним з вказаних методів.

При проходженні фотона через зовнішнє середовище, цитоплазму клітини, ядро чи гранули він може поглинутись з ймовірністю, що визначається коефіцієнтом поглинання середовища та довжиною шляху: $p = 1 - \exp(-\mu_a L)$, де μ_a – питомий коефіцієнт поглинання, L – довжина траєкторії фотону. Для оптично м'яких частинок характерний дуже малий коефіцієнт поглинання, тому при моделюванні, як правило,

нехтують поглинанням у частинці, а більше враховують заломлення випромінювання та зміну його фази при проходженні через більш оптично щільне середовище.

Після повторення процедури моделювання для досить великої кількості пакетів фотонів розраховується карта розсіяного випромінювання. Таким чином реєструється статистичний відгук розсіювання та поглинання падаючих фотонів середовищем, а також їх кутовий та просторовий розподіл.

На основі усереднених амплітуд та фаз s- і p- компонент випромінювання $\langle k_s \rangle$, $\langle k_p \rangle$, $\langle \phi_s \rangle$, $\langle \phi_p \rangle$ можливо обчислити параметри Стокса у кожній точці зображення

$$\begin{cases} S_{0\text{вих}} = \langle k_s \rangle^2 + \langle k_p \rangle^2; \\ S_{1\text{вих}} = \langle k_s \rangle^2 - \langle k_p \rangle^2; \\ S_{2\text{вих}} = 2\langle k_s \rangle \langle k_p \rangle \cos(\langle \phi_s \rangle - \langle \phi_p \rangle); \\ S_{3\text{вих}} = -2\langle k_s \rangle \langle k_p \rangle \sin(\langle \phi_s \rangle - \langle \phi_p \rangle). \end{cases} \quad (5.62)$$

Для лінійно поляризованого джерела випромінювання з горизонтальною поляризацією вектор Стокса $S_{\text{вх}} = \{1, 1, 0, 0\}$, з поляризацією під кутом 45° $\{1, 0, 1, 0\}$, правоциркулярно поляризованого випромінювання $\{1, 0, 0, 1\}$ [241]. Параметри Стокса на виході оптичної системи пов'язані з параметрами джерела випромінювання за допомогою матриці Мюллера (матриці розсіювання):

$$S_{\text{вих}} = M S_{\text{вх}}. \quad (5.63)$$

Обчислимо елементи матриці Джонса у кожній точці зображення [242]

$$\begin{bmatrix} E_{s\text{вих}} \\ E_{p\text{вих}} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} T_1 & T_4 \\ T_3 & T_2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} E_{s\text{вх}} \\ E_{p\text{вх}} \end{bmatrix}; \quad (5.64)$$

$$\mathbf{E}_{\text{вих}} = \mathbf{T} \mathbf{E}_{\text{вх}}; \quad (5.65)$$

$$T_1 = \left[\frac{E_{s\text{вих}}}{E_{s\text{вх}}} \right]_{E_{p\text{вх}}=0}; \quad T_2 = \left[\frac{E_{p\text{вих}}}{E_{p\text{вх}}} \right]_{E_{s\text{вх}}=0}; \quad T_3 = \left[\frac{E_{p\text{вих}}}{E_{s\text{вх}}} \right]_{E_{p\text{вх}}=0}; \quad (5.66)$$

$$T_4 = \left[\frac{E_{S_ВНХ}}{E_{p_ВХ}} \right]_{E_{S_ВХ}=0}.$$

На основі комплексних елементів матриці Джонса обчислимо елементи матриці Мюллера у кожній точці зображення [242]

$$M = \begin{pmatrix} \frac{1}{2}(E_1 + E_2 + E_3 + E_4) & \frac{1}{2}(E_1 - E_2 - E_3 + E_4) & F_{13} + F_{42} \\ \frac{1}{2}(E_1 - E_2 + E_3 - E_4) & \frac{1}{2}(E_1 + E_2 - E_3 - E_4) & F_{13} - F_{42} \\ F_{14} + F_{32} & F_{14} - F_{32} & F_{12} + F_{34} \\ G_{14} + G_{32} & G_{14} - G_{32} & G_{12} + G_{34} \end{pmatrix} \quad (5.67)$$

де E_i, F_{ij}, G_{ij} – допоміжні комплексні коефіцієнти

$$E_i = |T_i|^2; \quad i = 1, 2, 3, 4;$$

$$F_{ij} = \text{Re}(T_i T_j^*); \quad i, j = 1, 2, 3, 4;$$

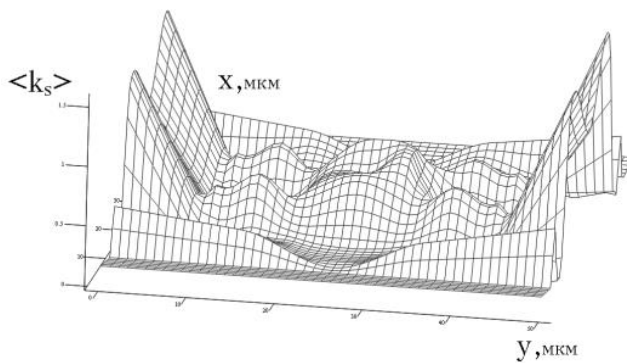
$$G_{ij} = \text{Im}(T_i^* T_j); \quad i, j = 1, 2, 3, 4.$$

Біохімічні сполуки частинок фітопланктону мають оптичну активність, що обумовлена асиметрією їх складних молекул. Знак обертання площини поляризації не залежить від напрямку поширення світла, а визначається лише структурою речовини. Оптична активність таких речовин суттєво залежить, як від температури так від довжини хвилі [243]. Вимірювання обертання площини поляризації світла є швидким та надійним засобом дослідження вмісту рівня специфічних пігментів у частинках фітопланктону.

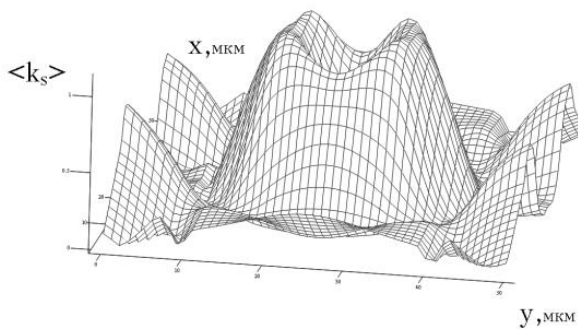
Враховуючи питому оптичну активність цих речовин та невелику довжину оптичного шляху у фітопланктону, що знаходиться у вимірювальній кюветі, кут обертання площини поляризації буде становити не більше 10^{-3}° . В результаті зображення для елементів матриці Мюллера $M_{13}, M_{31}, M_{14}, M_{41}, M_{32}, M_{23}, M_{42}, M_{24}$ будуть відрізнятись від нуля. Однак рівень сигналу в них буде дуже малий і для того, щоб їх виділити на фоні шумів, необхідно використати інтерференційні методи.

Також досліджувати оптичну активність біохімічних сполук можливо на основі вимірювання їх дихроїзму, тобто властивості по різному поглинати право- та ліво- циркулярно поляризоване випромінювання. Він характеризується оптичною щільністю речовини $\Delta D = \Delta \epsilon C d$, де C – концентрація речовини, d – товщина шару, $\Delta \epsilon$ – коефіцієнт циркулярного дихроїчного поглинання, що визначається різницею коефіцієнтів поглинання випромінювання, поляризованого по правому та лівому колу. Порівнюючи спектрополяриметричні зображення для право- та ліво- циркулярно поляризованого випромінювання, виміряні на характеристичних довжинах хвиль, можна зробити висновок про наявність чи відсутність певних оптично активних речовин, а також їх концентрацію у частинках фітопланктону.

Результати моделювання частинок фітопланктону за допомогою методу Монте-Карло та гібридної апроксимації проведено у Mathcad 13.0, результати моделювання наведено на рис. 5.17.



а) $d=1,5 \mu\text{m}$



б) $d=3,5 \mu\text{m}$

Рис. 5.17. Результати моделювання зображення частинок фітопланктону за допомогою методу Монте-Карло та гібридної апроксимації

5.5. Математичне моделювання трансформації зображень частинок фітопланктону у проточній кюветі

У практичних експериментальних дослідженнях використовуються плоскопаралельні скляні чи кварцові кювети. При цьому додатковий вклад у вимірюваний сигнал вносять складові випромінювання, відбитого на внутрішніх стінках кювети та розсіяного на шорсткостях її поверхні. Враховуючи, що частинки фітопланктону мають малий коефіцієнт відбивання (до 1%), вклад цих складових може бути співрозмірним з корисним сигналом. При використанні кювети глибиною 1-5 мм забезпечуються умови багатократного розсіювання, дифракційні спектрополяриметричні зображення характеризують усереднені параметри всієї суспензії. Дослідження проводяться у спектральному діапазоні, що визначається монохроматором у межах 190–1200 нм. Це дозволяє аналізувати одні і ті ж частинки за різних умов світлорозсіювання та отримати таким чином більше інформації, виділяючи частинки з характеристичними довжинами хвиль речовин, які вони містять, чи отримуючи необхідні значення дифракційного параметру.

Розрахуємо вплив перевідбивань на границі поділу середовищ для випадку застосування вимірювальної кювети та знехтувавши шорсткостями поверхонь. У загальному випадку коефіцієнти відбивання і пропускання на границі двох середовищ описуються формулами Френеля. Поширення випромінювання, розсіяного частинками фітопланктону через верхню частину вимірювальної кювети характеризуються проходженням через дві границі між середовищами вода – скло, скло – повітря. Крім того, додається випромінювання відбите від нижнього скла кювети. При нормальному падінні світла коефіцієнти відбивання та пропускання на кожній з границь:

$$k_{r_s}(0) = \left(\frac{n-1}{n+1}\right)^2; \quad k_{t_s}(0) = \frac{4n}{(n+1)^2}, \quad (5.68)$$

де $n = n_2/n_1$ – відносний коефіцієнт заломлення для двох середовищ.

У результаті багаторазового перевідбивання світла отримуємо інтерференцію хвиль. Результуючий коефіцієнт пропускання можна визначити, як суму прогресії:

$$\begin{aligned}
 k_{t_s \Sigma}(0) = & \frac{4n_3}{n_2(n_3/n_2+1)^2} \frac{4n_2}{n_1(n_2/n_1+1)^2} + \\
 & + \frac{4n_3}{n_2(n_3/n_2+1)^2} \frac{4n_2}{n_1(n_2/n_1+1)^2} \cdot \\
 & \cdot \left(\frac{n_3/n_2-1}{n_3/n_2+1} \right)^2 \left(\frac{n_1/n_2-1}{n_1/n_2+1} \right)^2 \cos \left(\frac{4\pi n_2 \Delta t}{\lambda} \right) + \\
 & + \frac{4n_3}{n_2(n_3/n_2+1)^2} \frac{4n_2}{n_1(n_2/n_1+1)^2} \cdot \\
 & \cdot \left(\frac{n_3/n_2-1}{n_3/n_2+1} \right)^4 \left(\frac{n_1/n_2-1}{n_1/n_2+1} \right)^4 \cos \left(\frac{8\pi n_2 \Delta t}{\lambda} \right) + \dots; \quad (5.69)
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 k_{t_s \Sigma}(0) = & \frac{16n_3}{n_1(n_3/n_2+1)^2(n_2/n_1+1)^2} \left(1 + \right. \\
 & \left. \sum_{i=1}^{i_{max}} \left(\frac{n_3/n_2-1}{n_3/n_2+1} \right)^{2i} \left(\frac{n_1/n_2-1}{n_1/n_2+1} \right)^{2i} \left(\cdot \cos \left(\frac{4\pi n_2 i \Delta t}{\lambda} \right) \right) \right), \quad (5.70)
 \end{aligned}$$

де n_1, n_2, n_3 – коефіцієнти заломлення для води, покривного скла та зовнішнього середовища (повітря чи імерсійна рідина),

Δt – товщина покривного скла,

λ – довжина хвилі.

Формула (5.12) описує перенесення випромінювання розсіяного частинкою через покривне скло у випадку дослідження зображень частинок і може застосовуватись, як наближена, у випадку малокутового розсіювання. У випадку необхідності дослідження бічних пелюсток індикатриси розсіювання, більший інтерес становить розсіяне випромінювання. У цьому випадку спростити результуючий коефіцієнт до формули подібної (5.12) неможливо і слід

використовувати моделювання за допомогою методу Монте-Карло та формул Френеля. При цьому спектрополяриметричне зображення $I(x, y)$ утворене на нижній границі покривного скла перетвориться у зображення $I'(x, y)$, що враховує ці багатократні перевідбивання.

Розглянемо процес формування зображень частинок фітопланктону на ПЗЗ-камері при використанні світлового мікроскопа. При проходженні зондувального випромінювання через шар фітопланктону у кюветі відбувається розсіювання світла у відповідності з індикатрисами розсіювання частинок $I(\phi, \theta)$. Частина розсіяного випромінювання потрапляє у об'єктив мікроскопа. Враховуючи процес багатократного перевідбивання та заломлення це розсіяне випромінювання переноситься через покривне скло, шар імерсійної рідини та плоско-випуклу лінзу об'єктива і перетворюється у паралельний пучок. Максимально допустима лінійна величина зображення AB h визначається числовою апертурою об'єктива. Лінза об'єктива мікроскопа дає збільшене перевернуте дійсне зображення A_1B_1 величиною h_1 . Окуляр мікроскопа розміщено так, щоб зображення A_1B_1 попадало між його оптичним центром і фокусом. Кінцеве зображення h_2 буде уявним, перевернутим і збільшеним. Зображення A_2B_2 знаходиться на відстані найкращого бачення від ПЗЗ-камери. Таким чином коефіцієнт збільшення мікроскопа знаходиться за виразом

$$k = k_1 k_2 = \frac{L\delta}{F_1 F_2}, \quad (5.71)$$

де k_1 та k_2 – збільшення об'єктива та окуляра,

L – відстань найкращого бачення,

δ – оптична довжина мікроскопа,

F_1 та F_2 – фокусні відстані лінз об'єктива та окуляра.

Відстань найкращого бачення визначається вбудованою лінзою на вході ПЗЗ-камери. Роздільна здатність мікроскопа Δ визначається числовою апертурою мікроскопа та дифракційними явищами при відомому значенні довжини хвилі

$$\Delta = 0,61 \frac{\lambda}{A}, \quad (5.72)$$

де A – числова апертура мікроскопа,

λ – довжина хвилі зондувального випромінювання.

Світловий потік створений джерелом випромінювання, що виходить з верхньої поверхні скла кювети $\Phi'_{дж}$ поглинається у шарі фітопланктону та розсіюється його частинками

$$\Phi'_{дж} = \Phi_{погл} + \Phi_{розс}. \quad (5.73)$$

Частина розсіяного світлового потоку потрапляє на об'єктив мікроскопа. Врахувавши оптичне збільшення мікроскопа $k_1 k_2$ та діаметр окуляра $D_{ок}$, максимальний діаметр вхідного зображення буде

$$D \frac{D_{ок}}{k_1 k_2 \text{вхmax}}. \quad (5.74)$$

Враховуючи $D_{вхmax}$ та глибину кювети $\Delta t_{кюв}$, визначимо з якого максимального кута розсіювання випромінювання потрапить у об'єктив

$$\Delta\varphi = \Delta\theta = \arctg \frac{D_{вхmax}}{2\Delta t_{кюв}}. \quad (5.75)$$

Враховуючи лінійні розміри фоточутливої матриці ПЗЗ-камери $a \times b$, максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю:

$$\Delta\varphi_1 = \arctg \frac{a}{\Delta t_{кюв} k_1 k_2}; \quad (5.76)$$

$$\Delta\theta_1 = \arctg \frac{b}{\Delta t_{кюв} k_1 k_2}. \quad (5.77)$$

Оскільки світловий потік визначається через силу світла I та тілесний кут ω , як $\Phi = I\omega$, відповідно до індикатрисі розсіювання $I(\varphi, \theta)$ в умовних одиницях визначимо частину світлового потоку, що потрапить на матрицю ПЗЗ-камери

$$\Phi_{ПЗЗ} = \Phi_{розс} \frac{\int_{-\Delta\varphi_1/2}^{\Delta\varphi_1/2} \int_{-\Delta\theta_1/2}^{\Delta\theta_1/2} I(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}{\int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} I(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}, \quad (5.78)$$

Враховуючи лінійні розміри елементів фоточутливої матриці ПЗЗ-камери $\Delta x \times \Delta y$ та розподіл сили світла по зображенню $I'(x, y)$ в умовних одиницях можливо визначити

частину світлового потоку, що потрапить на кожний з елементів матриці

$$\Phi_{\text{ел.}i} = \Phi_{\text{ПЗЗ}} \frac{\int_{\Delta x(i-1)}^{\Delta x i} \int_{\Delta y(j-1)}^{\Delta y j} I'(x,y) dx dy}{\int_0^{x_{\text{max}}} \int_0^{y_{\text{max}}} I'(x,y) dx dy}.$$

РОЗДІЛ 6.

РОЗРОБЛЕННЯ ТА ВДОСКОНАЛЕННЯ ОПТИЧНИХ ЗАСОБІВ ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЮ

6.1. Класифікація сучасних засобів контролю частинок фітопланктону у водних середовищах

Для забезпечення належного екологічного контролю за станом поверхневих вод суші необхідно, з одного боку, вимірювати параметри забруднення, з іншого – мати критерії для винесення рішень про наявність забруднення середовища за даним параметром. Для контролю природного середовища в цілому повинні бути вирішені три основні завдання, що, як і чим контролювати. У всьому світі ведуться роботи щодо визначення найбільш значущих забруднюючих факторів і створення високоякісних засобів для вимірювання їхньої концентрації у водному середовищі, а також щодо встановлення гранично допустимих концентрацій (ГДК) на відповідні речовини. Актуальність визначення таких забруднюючих факторів очевидна тому, що створити технічні засоби для контролю величезної кількості речовин практично неможливо. Великі труднощі викликає також визначення відповідних ГДК.

У системі загальнодержавної служби спостережень і контролю за забрудненням водних об'єктів прийнято оцінювати ступінь небезпеки для людини того або іншого забруднення у порівнянні з ГДК для господарсько-питного водопостачання: потенційно небезпечне 1-10; небезпечне 10-100; особливо небезпечне >100. Виняток зроблений для надто розповсюджених забруднень: нафтопродуктів і фенолів (для них прийняті відповідно 1-50, 50-100 та більше), а також БСК_{повн} (1-3, 3-33 та більше).

На даний час відомі способи визначення приблизно 1500 забруднюючих речовин, а гранично допустимі концентрації

існують практично на половину з них. У різних країнах загальне число і склад показників, включених у список найважливіших забруднюючих речовин, істотно відрізняються, тому що їхній вибір обґрунтований не чисто науковими міркуваннями, а традиціями, що склалися, економічними, технічними і іншими факторами. Всі виробничі стічні води відносяться до дисперсних середовищ, які містять різну кількість завислих (дисперсних часток) [211, 212].

У застосуванні до господарсько-питного водопостачання використовується ділення каламутності за рівнем (мг/дм^3): мала (<50), середня (50-250), підвищена (250-1000), висока (>1000). Досліджувані водні середовища за своїми фізико-хімічними властивостями відносяться до складних дисперсних (мутних) середовищ що складаються із малих розсіюючих часток розподілених в однорідному середовищі (воді). Застосування теорії розсіювання світла дає можливість розраховувати показники ослаблення, поглинання, матриці розсіювання часток з урахуванням їх показника заломлення. За допомогою цих оптичних характеристик можна визначати не тільки функцію розподілу часток за розмірами у дисперсному середовищі, а і їх форму, ступені анізотропії, комплексний показник заломлення. Особливо цікавим є розрахунок світлового поля в дисперсному середовищі з урахуванням поляризації за умов глибинного режиму.

Для ефективного вивчення й аналізу стану навколишнього середовища, прийняття відповідних рішень щодо його покращення необхідна адекватна інформація, що пов'язано з величезним числом замірів різних параметрів, здійснюваних за допомогою автоматичних, постійно діючих аналізаторів. Значною мірою можливості систем моніторингу визначаються рівнем їх хіміко-аналітичного забезпечення. І чим більше можливостей у хіміко-аналітичного забезпечення, тим більші, відповідно, і можливості у системи, її ефективність.

Для більш детального вивчення сучасного стану автоматизованих засобів спектрофотометричного контролю водно-дисперсних середовищ розглянемо їх сучасну узагальнену класифікацію. Засоби автоматизованого контролю для спектрофотометричних досліджень дисперсних середовищ поділяються за методом реалізації на такі, що працюють в ручному режимі, автоматизовані і автоматичні. За типом фотометра такі засоби діляться на однопроменеві та двопроменеві. За способом вимірювань характеристик дисперсних середовищ існують системи із попереднім перетворенням вимірювальної проби вимірювальної речовини та без попереднього перетворенням вимірювальної проби вимірювальної речовини. За способом порівняння з мірою чи контрольним значенням можна поділити на такі, в яких це реалізовано спектрально та покроково. За режимом роботи такі засоби існують як із скануючим режимом, при якому θ , h , x і λ змінні, а кількість вимірювань досить велика, із квазіскануючим режимом, при якому небагато точок вимірювання, а значення θ , h , x , λ , і час вимірювання змінні та із статичним режимом, при якому всі значення вимірювань сталі.

Оптичні методи виявлення і дослідження концентрації диспергованих часток, їх розміру, форми, орієнтації, а також прогнозування хімічного складу є досить спрощеними і за рахунок своєї експресності достатньо ефективними. Вони не вносять спотворень в досліджуване водно-дисперсне середовище, а це дає змогу слідкувати за різними процесами, які відбуваються в даній системі, що має велике значення у екологічному моніторингу для виявлення різного роду забруднювачів, локації об'єктів у цих середовищах тощо.

Найбільший інтерес і найбільшу складність для досліджень мають дрібномасштабні процеси, характерні часові і просторові масштаби, мінливості яких складають 10^{-1} - 10^4 с і 10^{-3} - 10^2 м. Основними параметрами, що вимірюються як океанографічними,

так і екологічними комплексами, є температура, питома електрична провідність, тиск та швидкість, концентрація розчиненою кисню, сірководню, рН, концентрація нафтопродуктів, прозорість, концентрація нітратів, нітритів, важких металів. Вони є первинними тому, що визначаються прямими вимірюваннями. Значна частина характеристик визначається побічно, шляхом розрахунків за параметрами, що вимірюються безпосередньо, з використанням відомих функціональних залежностей. Серед вторинних параметрів найбільш важливими є солоність і густина водного середовища, глибина, швидкість розповсюдження звуку в воді, оптичний показник заломлення та ін.

Аналіз відомих зарубіжних розробок показує, що найбільше розповсюдження отримали автоаналізатори, що базуються на дискретному методі аналізу, касетного типу з такими перевагами: виключення взаємного забруднення зразків, швидкодія, охоплення більш широкого кола хімічних аналізів та ін. Загальним для всіх аналітичних систем є модульна побудова, прагнення до простоти обслуговування і сумісності вихідних сигналів з серійними обчислювальними засобами. Відрізняються системи кількістю і складом контрольованих параметрів (більшість розрахована на вимірювання 6-10 показників). Застосовується також автоматичний відбір проби. Використовується два способи розташування блоку вимірювального приладу: безпосередньо в водоймищі або в спеціальному відсіку автоматичної станції, куди проба подається із заданої точки водоймища зануреним насосом. Більш розповсюджений другий спосіб. В залежності від вимірюваного оптичного гідрофізичного параметра всі відомі оптичні гідрологічні комплекси можна об'єднати однією схемою зображеною на рис. 6.1.

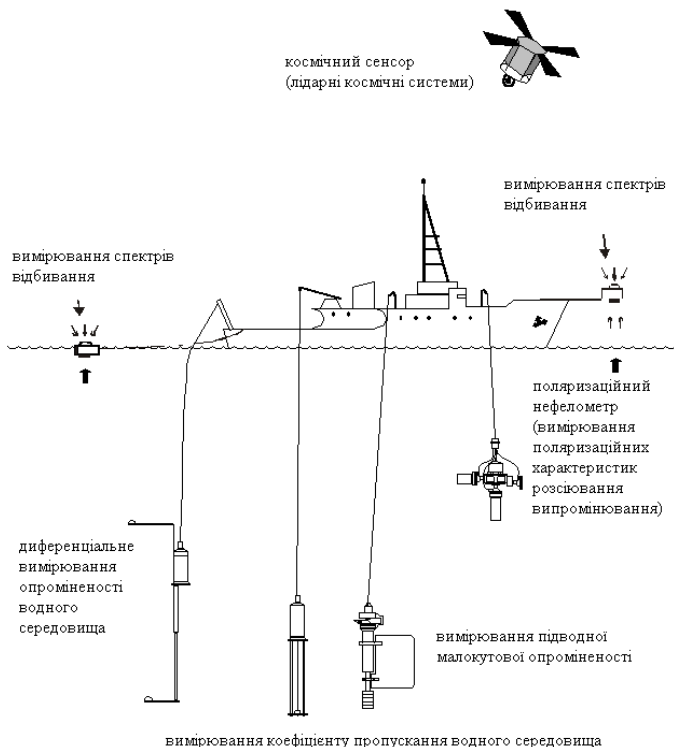


Рис. 6.1. Узагальнена характеристика сучасних оптичних гідрологічних комплексів

Серед зарубіжних гідрологічних комплексів для зондування вертикальної структури вод одним із кращих є СТД-зонд MARK III фірми Ніл Браун [10]. Із вітчизняних зондів на рівні кращих зарубіжних зразків СТД-систем знаходиться гідролого-оптико-хімічний зондуючий комплекс МГІ 4103 [10]. Один з кращих на сьогоднішній день, сучасний гідролого-оптичний комплекс МГІ-9201М вимірює наступні гідрофізичні та оптичні параметри: температуру, електричну провідність, солоність, глибину, мутність, спектральний показник флуоресценції і має діапазони зондування: горизонтального 0,1...1 км, і вертикального від 0,1 м

в глибокому діапазоні та оглядовому 0...200 м. Конструкція МГГ-9201М дозволяє змінювати склад вимірювальних каналів в залежності від поставленої задачі.

Частота відліків за вимірювальними каналами в сучасних зондах досягає 30-50 за секунду. Це дозволяє при застосовуваних швидкостях вертикального зондування 0,5-1,0 м/с забезпечувати просторове розділення елементів структури гідрофізичних полів до 1-2 см. Очевидно, що сучасні термосолезонди дозволяють добре оцінювати тонку структуру гідрофізичних полів аж до мікроструктури, що відіграє істотну роль для вивчення механізмів розшарованості і перемішування вод [31].

Основною перешкодою застосування сучасних термосолезондів для контролю екологічних параметрів водних об'єктів суші є те, що ці об'єкти, по-перше, значно менші за своїми масштабами від морських акваторій і не є судноплавними, а по-друге – характер і просторово-часові масштаби розповсюдження гідрофізичних полів та процесів трансформації забруднення, які в них відбуваються, суттєво відрізняється від тих, що відбуваються у морському середовищі. Тому виникає потреба у розробці нових засобів автоматизованого контролю для екологічних досліджень водно-дисперсних систем порівняно невеликих водних об'єктів суші із обмеженим застосуванням плавзасобів [244].

6.2. Структурна схема оптичного засобу контролю середнього розміру частинок фітопланктону у водних середовищах

Під час розробки ОЗАК мали місце декілька попередніх реалізацій, які були удосконалені і оптимізовані, що дозволило отримати остаточну структуру. Тут потрібно зазначити, що ця розробка проводилась для однієї конкретної задачі екологічного контролю наявності забруднення водно-дисперсного

мікроконтролер 2 за допомогою відповідної програми запускає автоматизований кінематичний блок переміщення зонда 5, після цього зонд із зйомним призмовим оптичним первинним перетворювачем – 6 починає переміщуватися із початкового верхнього положення у нижнє кінцеве положення, поступово заглиблюючись у дисперсне середовище, при цьому зонд робить короткочасні зупинки в певні моменти часу, що визначаються характером експерименту, під час яких проводяться вимірювання безперервного профілю тіл яскравості за допомогою фотоприймача, який, в свою чергу передає сигнал на блок перетворення фотоструму в частоту – 3, а далі формує цифровий сигнал і передає його до пам'яті комп'ютера за допомогою мікроконтролера первинної обробки інформації – 2. Після завершення циклу вимірювань низхідної і висхідної освітленостей операції вимірювання повторюються аналогічно із зйомним сферичним оптичним первинним перетворювачем. У цьому випадку вимірюється просторова освітленість. Одержана оптична інформація про стан світлового поля всередині світлорозсіювального середовища заноситься до пам'яті комп'ютера, де узгоджується, обробляється і висвітлюється на екрані монітора у вигляді таблиць, аналітичних або графічних залежностей функцій яскравості: $B_z = f(\Theta)$; $B_\Theta = f(z)$; $B_z = f(c)$ тощо, де z – глибина шару середовища, на якій проводилися виміри, що відраховується від поверхні дисперсного середовища; Θ – полярний кут обертання зонда відносно свого початкового положення в межах $0^\circ \leq \Theta \leq 180^\circ$; c – концентрація досліджуваного середовища.

На рисунку 3.3 зображено структурну схему засобу контролю забруднення для дослідження оптичних характеристик та екологічного контролю водно-дисперсних об'єктів. Частина блоків в схемі ті ж самі, що і в попередньому варіанті (рис. 3.2). В існуючих системах зондування канали зв'язку між занурюваною зондовою підсистемою і бортовою

обчислювальною підсистемою із периферійним обладнанням реєстрації і відображення вимірювальної інформації здійснюється через пристрій формування, передачі і прийому вимірювальної інформації, що складається з передавальної і приймальної частин, з'єднаних одножильною кабель-тросовою лінією, волоконно-оптичним каналом зв'язку або радіоканалом.

Засіб містить дослідну камеру 13, яка наповнюється за допомогою електронасосу 8 досліджуваним водно-дисперсним середовищем, джерело випромінювання 10, довжина хвилі якого може змінюватися за допомогою касети світлофільтрів 11. До дослідної камери 13 приєднано автоматизований кінематичний блок переміщення зонда 5, який містить зонд 6 із призмовим оптичним первинним перетворювачем 12, що з'єднано із ПЗЗ-камерою 3, який сполучений із пристроєм управління (мікроконтролером) 2, що з'єднано з приймально-передавальним пристроєм 1 каналу зв'язку, що з'єднує ОАЗСЗ із бортовою обчислювальною підсистемою, яка складається із приймача-передавача 4, пристрою спряження (інтерфейсу) 7, ПЕОМ 9 із відповідним програмним забезпеченням 14 та периферійним обладнанням реєстрації і відображення вимірювальної інформації: принтером, плотером і т.п.

Оптичний автоматизований зондуєчий сигналізатор забруднення, схема якого зображена на рис. 3.3 працює наступним чином: по команді, що поступає через канал зв'язку пристрій управління включає електронасос який закачує у дослідну камеру водно-дисперсне середовище. Коли камера заповнюється насос автоматично відключається. Після цього мікроконтролер 2 за допомогою відповідної програми згідно встановлених початкових даних запускає автоматизований кінематичний блок переміщення зонда 5, після цього зонд із

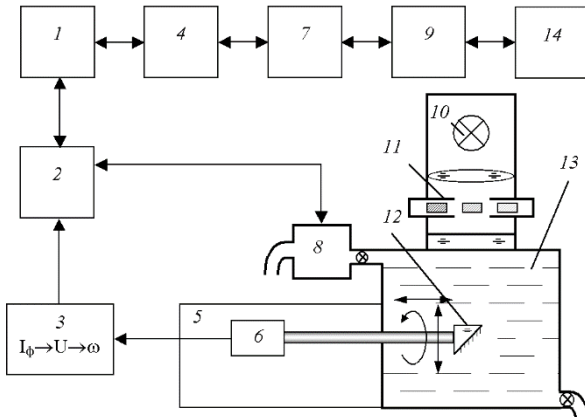


Рис. 6.3. Структурна схема оптичного автоматизованого зондуючого сигналізатора забруднення

зйомним призмовим оптичним первинним перетворювачем 6 починає пересуватися всередині дисперсного середовища і вимірювати безперервний профіль тіла яскравості, який фіксується за допомогою ПЗЗ камери, що, в свою чергу, передає сигнал на блок перетворення фотоструму в частоту 3, а далі управляючий мікроконтролер 2 формує цифровий сигнал і передає його до пристрою приймача-передавача 1, який посиляє його у канал зв'язку, що з'єднує засіб із бортовою обчислювальною підсистемою. Прийнятий інформаційний цифровий сигнал із каналу зв'язку приймачем-передавачем 4 ідентифікується, перетворюється в паралельний код і передається на пристрій спряження 7, а далі у пам'ять ПЕОМ 9, де обробляється відповідним програмним забезпеченням 14 відповідно до заданих градувальних характеристик, та відображається на відеотерміналі у зручному для оператора вигляді, запам'ятовується та документується відповідним периферійним обладнанням. Після закінчення процесу вимірювання по команді пристрою управління насос відкачує водно-дисперсне середовище із дослідної камери.

Оптико-геометричні та енергетичні характеристики дослідної камери, зонда із зйомним призмовим оптичним первинним перетворювачем оптичної схеми та джерела випромінювання підбираються із розрахунку, щоб всередині об'єму дисперсного середовища реалізувались умови глибинного режиму, при якому форма тіл яскравості залежить тільки від властивостей досліджуваного середовища.

Метод контролю дисперсності водно-дисперсних середовищ полягає у вимірюванні яскравості за умов глибинного режиму на фіксованих кутах та визначенні на встановленій довжині хвилі розміру диспергованих часток з урахуванням їх співрозмірності за фактором M_i і на їх основі – дисперсності, що дозволило підвищити вірогідність контролю параметрів водних об'єктів.

Метод автоматизованого контролю дисперсності водно-дисперсних середовищ реалізується наступним чином. В резервуарі наповненому досліджуванним дисперсним середовищем заданої концентрації, яке опромінюється монохроматичним джерелом випромінювання певної довжини хвилі і потужності так, щоб у досліджуваному об'ємі дисперсного середовища наступив глибинний режим, що не залежить від умов опромінення середовища, переміщається в автоматичному режимі зонд із зйомним призмовим оптичним первинним перетворювачем і проводить ряд послідовних вимірювань безперервного профілю тіл яскравості $B(z, \theta, \lambda)$ і $B(z_0, \theta, \lambda)$, які дозволяють отримувати відповідно значення низхідної E_{\downarrow} і висхідної E_{\uparrow} освітленостей в умовах глибинного режиму z в межах $2\pi \cdot \Lambda$. Λ суттєво залежить від оптичної товщини $\tau = \varepsilon \cdot l$, яка, в свою чергу, зумовлюється концентрацією розчину. Чим більша концентрація диспергованих частинок, тим більша оптична товщина τ і тим менша ймовірність “виживання” фотона Λ .

Зміна яскравості $B(z, \theta, \lambda)$ з глибиною z відбувається за експоненційним законом:

$$B(Z, \theta, \lambda) = B(0, \theta, \lambda) \exp\{-\varepsilon'(Z - Z_0)\}, \quad (6.1)$$

де $B(Z, \theta, \lambda)$ – яскравість дослідного середовища на його верхній межі, коли, як правило, $z_0=0$; z – оптична глибина, на якій встановлюється глибинний режим. Далі, використовуючи аналітичний вираз для дифракційного параметра Mi :

$$\rho = \frac{2\pi\bar{r}}{\lambda}, \quad (6.2)$$

який характеризує вид безперервних профілів тіл яскравості. При цьому, чим більше значення ρ , тобто чим більше відношення розмірів часток до довжини хвилі, профіль видовжується. Значення $\rho \leq 1$ вказують на те, що профіль в основному зосереджений в зустрічній області фронту хвилі. При $\rho > 10$, профілі тіл яскравості сильно витягуються вперед по ходу падіння променів. У випадку, коли довжина хвилі λ співрозмірна з розміром часток ($\lambda=\bar{r}$, $\rho=6,28$), спостерігаються різко виражені дифракційно-інтерференційні екстремуми в області кутів 30° , 60° , 100° , 135° , зумовлені суперпозицією дифрагованого і відбитого або пройденого світла. При цьому дисперсність D :

$$D = \frac{1}{\bar{r}} = \frac{2\pi}{\rho\lambda} = \frac{const}{\lambda}. \quad (6.3)$$

Отже, якщо у контрольованому зразку водно-дисперсного середовища виявлено дифракційно-інтерференційні екстремуми в області вказаних кутів, то це однозначно свідчить за наявність у об'єкті контролю диспергованих часток з середнім розміром співрозмірним з довжиною хвилі зондуючого випромінювання і відповідної його дисперсності.

Крім того, за умов глибинного режиму можна експериментально визначити показник послаблення ε' як тангенс кута нахилу прямолінійної ділянки залежності $\ln \left[\frac{B(z, \theta, \lambda)}{B(z_0, \theta, \lambda)} \right]$ від глибини z :

$$\varepsilon' = -\frac{\ln \left[\frac{B(z, \theta, \lambda)}{B(z_0, \theta, \lambda)} \right]}{z - z_0}, \quad (6.4)$$

або

$$\varepsilon' = -\frac{d \ln E_{\downarrow}}{dz}, \quad (6.5)$$

де E_{\downarrow} – освітленість вимірювальної горизонтальної площадки зонда зверху; $B(z, \theta, \lambda)$ і $B(z_0, \theta, \lambda)$ – відповідні цим глибинам яскравості розсіяних променів під кутом θ . При цьому величина ε' , дійсно, не залежить від глибини. Тоді показник послаблення елементарного об'єму водно-дисперсного середовища відповідає виразу:

$$\varepsilon = \frac{\varepsilon'}{\gamma}, \quad (6.6)$$

де $\gamma \cong \sqrt{\frac{\beta}{q}}$ при $\beta \ll 1$; q – стала Розенберга, що залежить тільки від виду матриці розсіяння f_{ik} і безпосередньо зв'язана з формою тіла яскравості світла, розсіяного в глибині середовища. При цьому для симетричних, наприклад: Релеївських тіл яскравості – $q = \frac{1}{3}$; Ламбертівських – $q = \frac{1}{2}$; для асиметричних тіл яскравості (наприклад: Хен'ї-Грінстейна) q зростає досягаючи для туманів та дрібнодисперсних порошків значень близьких 1,5, а для більш крупнодисперсних середовищ – декількох одиниць. З (6.1-6.6) випливає:

$$\beta = \frac{1}{4q} \left(\frac{E_{\downarrow} - E_{\uparrow}}{E_0} \right)^2 = \frac{\alpha}{\sigma}, \quad (6.7)$$

що є зручним виразом для визначення питомого поглинання, збільшення якого веде до “витягування” тіла яскравості і тим самим до монотонної залежності від β ступеня поляризації світла в глибинному режимі.

Відтак, низхідна освітленість приймального зонда в зоні глибинного режиму дорівнює:

$$E_{\downarrow}(z) = E_0 g(\mu_0) e^{-x}, \quad (6.8)$$

де $x = \gamma \cdot \tau = \gamma \cdot \varepsilon \cdot z$; $g(\mu)$ – функція кутового розподілу світла, що виходить з мутного середовища, яка залежить від виду тіла яскравості $f(\theta)$ або q , але не від ε чи m_{α} . Щоправда, вираз (6.6) справедливий тільки для бездонного середовища. Але,

оскільки на глибині присутнє чорне дно, то маємо:

$$E_{\downarrow}(z) = E_0 g(\mu_0) \frac{sh(x' + y)}{sh(x_0 + y)}, \quad (6.9)$$

$$\frac{d \ln E_{\downarrow}}{dz} = -\varepsilon' cth(x' + y), \quad (6.10)$$

де $x' = \gamma \varepsilon z$; $x_0 = \gamma \varepsilon l$; $y = 4q\gamma$; sh , cth – види функцій напрямку опромінення і спостереження, що залежить тільки від виду $f(\theta)$ '.

Після завершення послідовних вимірювань змінним призмовим оптичним первинним перетворювачем, останній замінюється на змінний сфероподібний оптичний первинний перетворювач, після чого зонд знову переміщується в автоматичному режимі і проводить ряд послідовних вимірювань безперервного профілю тіл яскравості $B(z, \theta, \lambda)$ і $B(z_0, \theta, \lambda)$, які дозволяють отримувати відповідно значення просторової E_0 освітленості в умовах глибинного режиму z в межах 2π . При цьому просторова освітленість E_0 знаходиться за допомогою оптичного зонда, коли приймальна поверхня являє собою знімну сферу радіусом $r \approx 15$ мм, з центром у точці виміру, де реалізується глибинний режим:

$$E_0 = \int_{4\pi} B d\omega = 2\pi \int_{-1}^{+1} B(\bar{\mu}) d\mu, \quad (6.11)$$

Де

$$\bar{\mu} = \frac{E_{\downarrow} - E_{\uparrow}}{E_0} = \frac{\int_{-1}^{+1} \mu B(\bar{\mu}) d\mu}{\int_{-1}^{+1} B(\bar{\mu}) d\mu} \quad (6.12)$$

– середній косинус кутів нахилу пучка випромінювання у середовищі, а зйомна матована сфера пропускає всередину зонда достатню кількість світла.

Отже, вимірявши значення низхідної E_{\downarrow} та висхідної E_{\uparrow} освітленостей у глибинному режимі, коли зонд має плоску приймальну поверхню, причому E_{\downarrow} відповідає приймальній поверхні, направленій вверх, а E_{\uparrow} – вниз (призмовий зонд

повертається на 180°), а також просторову освітленість E_0 з допомогою сферичного зонда, можна знайти точне значення питомого показника поглинання елементарного об'єму досліджуваного дисперсного середовища:

$$m_\alpha = \bar{\mu}\varepsilon' = \varepsilon' \frac{E_\downarrow - E_\uparrow}{E_0}. \quad (6.13)$$

Знаючи m_α диспергованих часток, можна визначити показник розсіяння за виразом $m_\sigma = \varepsilon - m_\alpha$ та перевірити їх середній радіус (r) за виразом: $m_\alpha = 2\pi n r^2 \approx \frac{2\pi r^2}{V}$, де $n = 1/V$ – число часток в одиниці об'єму досліджуваного середовища, що еквівалентно об'ємній концентрації розчиненої речовини $C_V = \frac{m}{10V}$, де m – маса розчиненої речовини. Відтак, шуканий середній розмір часток водно-дисперсного середовища знаходиться з виразу:

$$\bar{r} = \sqrt{\frac{m_\alpha V}{2\pi}}. \quad (6.14)$$

Отже, запропонований метод визначення дисперсності базується на вимірюванні яскравості середовища в глибинному режимі, визначенні з урахуванням параметру Мі за умов співрозмірності з довжиною хвилі середнього розміру диспергованих часток, а також важливих в спектроаналітичному експерименті оптичних характеристик водно-дисперсного середовища, що дозволяють вивчати фізико-хімічні та гідрооптичні параметри досліджуваних об'єктів контролю.

6.3. Розроблення методу та засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

На основі результатів моделювання спектрополяриметричних зображень частинок фітопланктону, можна зробити висновок, що вони дають значно більше інформації про форму, структуру, анізотропність, спектральні та поляризаційні характеристики частинок у порівнянні з інтегральними спектрофотометричними параметрами. А тому порівняння масивів спектрополяриметричних зображень дозволить більш точно розпізнати типи частинок фітопланктону та визначити їх концентрації.

Для підвищення вірогідності контролю пропонується застосувати спектрополяриметричний метод контролю концентрацій частинок. Суть методу полягає у наступному.

Чисельна концентрація частинок певного типу визначається відношенням кількості частинок певного типу N_{Zi} до заданого об'єму V

$$C_{Zi} = \frac{N_{Zi}}{V_k}. \quad (6.15)$$

При визначенні концентрації частинок багаторазового вимірюється кількість частинок певного типу N_{Zi} у об'ємі первинного вимірювального перетворювача – проточної вимірювальної кювети V_k , що обмежується її геометричними розмірами, а також характеристиками оптичної системи засобу контролю.

Частинки фітопланктону певних типів мають характерні особливості форми, структури, анізотропності, спектральних та поляризаційних характеристик. Для визначення кількості частинок певного типу N_{Zi} у вимірювальній кюветі необхідно вірно розпізнати частинки цього типу та підрахувати їх кількість.

Для цього у проточній вимірювальній кюветі *in vitro* за допомогою ПЗЗ-камери в заданому діапазоні зміни довжин хвиль та кутових положень поляризатора і аналізатора отримують масив спектрополяриметричних зображень частинок фітопланктону.

Далі необхідно здійснити первинну обробку отриманих зображень з ПЗЗ камери та виділити зображення окремих частинок. Оскільки геометричні розміри частинок фітопланктону незначні, то для отримання достатньої роздільної здатності цих зображень їх слід збільшити до прийнятних розмірів за допомогою оптичної системи мікроскопа.

Для розпізнавання типу частинок необхідно здійснити порівняння масивів спектрополяриметричних зображень частинок фітопланктону та зразкових зображень. Після цього підраховують кількість частинок певного типу у первинному вимірювальному перетворювачі і визначають концентрацію частинок.

Порівнюючи отримане значення з нормою, приймається рішення “придатний-непридатний”. При контролі концентрацій частинок фітопланктону для оцінки забруднення водних об’єктів для задач екологічного моніторингу чи інтегральної оцінки токсичності для еколого-санітарного контролю стану поверхневих вод визначаються концентрації певного виду частинок, наприклад, фітопланктону. При цьому нормоване значення визначається згідно з чинними нормативно-методичними документами [186, 245, 246].

Також слід враховувати особливості нормування концентрації частинок фітопланктону, як одного з показників якості поверхневих вод [247, 248]. Концентрація частинок не може мати від’ємне значення. Усталене значення концентрації таких частинок, як фітопланктон, для природних водних об’єктів відмінне від нуля. Також відмінне від нуля усталене значення

концентрації частинок фітопланктону, що використовуються у якості тест-організмів при контролі токсичності вод.

При контролі забруднення природних водних об'єктів, що призводить до “цвітіння” водойм, значення концентрації частинок фітопланктону – збудників “цвітіння” не повинно перевищувати нормованого значення для прийняття рішення “придатний”. На відміну від цього, при контролі токсичності поверхневих вод, концентрація частинок фітопланктону, який використовується у якості тест-організму не повинна бути меншою нормованого значення для “придатного” об'єкта контролю. А у випадку контролю інтегрального рівня забруднення водних об'єктів певними хімічними речовинами концентрація частинок фітопланктону, який використовується у якості біоіндикатора забруднення, не повинна виходити за межі встановленого допускового інтервалу.

Вірогідність контролю концентрацій частинок фітопланктону спектрополяриметричним методом залежить від похибки розпізнавання частинок, похибок дискретності при підрахунку кількості частинок певного типу у заданому об'ємі, а також від похибок визначення об'єму у первинному вимірному перетворювачі і похибок, що вносяться пробопідготовкою [248–253].

Відомо спосіб біоіндикації водного середовища, який включає визначення токсичності водного середовища, який відрізняється тим, що для визначення токсичності відбирають з дна водойми проби мікрофітобентосу, досліджують їх, визначають якісний склад та чисельність клітин мікроводоростей, які існують на дні, отримані дані порівнюють з контролем, і наявність відмінностей в сторону зменшення чисельності мікроводоростей чи відсутність їх взагалі свідчить про присутність токсикантів в водному середовищі [254]. Недоліком такого способу є відсутність функції автоматизованого розпізнавання частинок мікроводоростей, що

ускладнює процедуру визначення якісного складу та чисельності клітин мікроводоростей, що зменшує достовірність контролю екологічного стану водних об'єктів.

Найбільш близьким є спосіб ідентифікації фітопланктонних водоростей у пробах води з водних об'єктів, який включає: відбір з водних об'єктів проб води, що містять фітопланктонні водорості, підготовку препарату з кожної проби води на предметному склі та його розміщення під окуляром мікроскопа, виявлення кожного екземпляра фітопланктонних водоростей у цих препаратах, ідентифікацію кожного екземпляра фітопланктонних водоростей за його належністю до одного з видів цих водоростей, визначення загальної кількості фітопланктонних водоростей кожного виду у кожному препараті, розрахунок кількісних показників, що характеризують розвиток фітопланктонних водоростей в цілому та їх окремих видів у водному об'єкті, який відрізняється тим, що після розміщення в мікроскопі препарату з проби води формують його відеозображення за допомогою відеокамери, приєднаної до оптичної системи мікроскопа, та вводять це відеозображення в обчислювальне середовище ЕОМ, причому виявлення кожного екземпляра фітопланктонних водоростей виконують шляхом цифрової обробки відеозображення препарату з проби води, після чого для кожного екземпляра фітопланктонних водоростей розраховують геометричні ознаки форми, інваріантні до масштабування, зсуву та повороту цього екземпляра в площині відеозображення, а ідентифікацію фітопланктонних водоростей виконують за допомогою штучної нейронної мережі [183]. Недоліком даного способу є те, що він використовує для ідентифікації частинок фітопланктону геометричні ознаки форми мікроводоростей, які не дозволяють точно визначити вид фітопланктону, що впливає на достовірність екологічного контролю стану водного об'єкта.

В основу способу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону поставлено задачу підвищення достовірності екологічного контролю стану природних водних об'єктів за параметрами фітопланктону. Поставлена задача досягається тим, що в способі мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону, який полягає у відборі проб фітопланктону, визначенні якісного та кількісного складу клітин мікроводоростей, отримані дані порівнюють з нормованими значеннями, здійснюють проточний мультиспектральний телевізійний вимірювальний аналіз частинок фітопланктону неперервної дії, при якому порівнюють зображення частинок у проточній вимірювальній кюветі отримані на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону за допомогою мікроскопу та телевізійної CCD-камери з зображеннями з бази даних частинок фітопланктону певних видів у спеціалізованому процесорі у режимі реального часу із застосуванням оптимального класифікатора Байєса з розв'язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса, визначають абсолютну та відносну чисельність частинок фітопланктону кожного з видів, які присутні у пробі та розраховують індекси Сімпсона та Шеннона, які подають на індикатор. На рис. 6.4 наведено структурну схему пристрою мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону. Пристрій містить пробу води з частинками фітопланктону 1, насос 2, телевізійну CCD-камеру 3, мікроскоп 4, проточну вимірювальну кювету 5, зливну ємність 6, базу даних частинок фітопланктону 7, спеціалізований процесор 8, освітлювач 9, блок розрахунку індексів Сімпсона та Шеннона 10, індикатор 11.

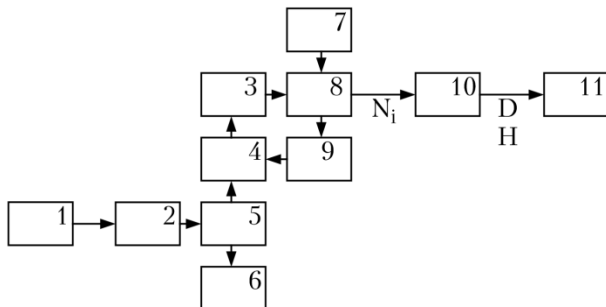


Рис. 6.4. Структурна схема пристрою мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

Спосіб здійснюється так:

1. Відбирають з водного об'єкта пробу води 1, що містить частинки фітопланктону. За допомогою насосу 2 вода з частинками фітопланктону прокачується через проточну вимірювальну кювету 5 у зливну ємність 6.

2. За допомогою мікроскопу 4 та телевізійної CCD-камери 3 здійснюється проточний мультиспектральний телевізійний вимірювальний аналіз частинок фітопланктону неперервної дії, який полягає у порівнянні зображень частинок, отриманих на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону у проточній вимірювальній кюветі 5 із зображеннями з бази даних частинок фітопланктону 7 спеціалізованим процесором 8 із застосуванням оптимального класифікатора Байєса з розв'язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса. Спеціалізований процесор 8 також перемикає дощину хвилі освітлювача 9, що забезпечує формування зображень частинок на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n$. Спеціалізований процесор 8 підраховує кількість частинок фітопланктону кожного з видів N_i , які присутні у водному об'єкті.

3. Блок розрахунку індексів Сімпсона та Шеннона 10 розраховує індекси та видає їх на індикатор 11. За рахунок використання спеціалізованого процесора 8 з'являється можливість у режимі реального часу з високою точністю ідентифікувати частинки фітопланктону, що дозволяє зменшити похибку визначення абсолютної (N_i) та відносної чисельності $p_i = N_i/N_{\Sigma}$ частинок фітопланктону кожного з видів, які присутні у пробі. На основі значень відносних відносної чисельності частинок фітопланктону кожного з видів розраховуються індекси Сімпсона та Шеннона дозволяють достовірно оцінити стан екосистеми водного об'єкта.

При погіршенні екологічного стану екосистеми водного об'єкту, наприклад, внаслідок його евтрофікації починається бурхливий ріст чисельності певних видів фітопланктону, ці види починають домінувати в екосистемі поступово витісняючи з екосистеми водного об'єкта інші види. Таким чином відносна чисельність p_i домінуючих видів буде зростати та наблизитись до одиниці, що призведе до зростання індексу Сімпсона. На противагу цьому у екосистемі водного об'єкту, що має добрий екологічний стан жоден з видів фітопланктону не є домінуючим, екосистема збалансована і значення відносної чисельності p_i окремих видів невеликі, що призводить до зменшення індексу Сімпсона. При погіршенні екологічного стану екосистеми водного об'єкту, наприклад, внаслідок його антропогенного забруднення найбільш чутливі види фітопланктону зменшують свою чисельність і в подальшому повністю зникають та витісняються більш стійкими до забруднення видами фітопланктону, що призводить до зменшення індексу Шеннона.

У якості перестроюваного монохроматора використаємо універсальний малогабаритний монохроматор МДР-204 [255], виконаний за схемою Берта-Фасті. Монохроматор має такі основні параметри:

- дифракційна ґратка 1200 штр./мм;

- спектральний діапазон випромінювання 190–1250 нм;
- зворотна лінійна дисперсія монохроматора 2,6 нм/мм;
- напівширина апаратного контуру 0,04 нм;
- діапазон розкриття щілин 0–4 мм;
- габаритні розміри, не більше 370x240x170 мм;
- вага, не більше 9 кг.

Як поляризатор та аналізатор використано плівкові лінійні поляризатори типу ПФ-40,5.

Як покривне скла вимірювальної кювети можна використати натрієво-силікатне скло типу легкий крон марки ЛК6 з коефіцієнтом заломлення 1,4721 або оптичне кварцове скло марки КВ (прозоре у видимій області зі смугами поглинання у інтервалах довжин хвиль 170-250 нм та 2600-2800 нм) [256 – 259].

У якості мікроскопу застосовується модифікований мікроскоп БЮЛАМ 70 Р11 з такими параметрами [260]:

- об'єктив $8 \times 0,20$: збільшення об'єктива 8,0; числова апертура 0,2; фокусна відстань 18,2 мм; вільна відстань 8,53 мм; поле зору в площині предмета 2,25 мм; максимальна розрізнявальна здатність 1,83 мкм;

- об'єктив $40 \times 0,65$: збільшення об'єктива 40,0; числова апертура 0,65; фокусна відстань 4,25 мм; вільна відстань 0,41 мм; поле зору в площині предмета 0,45 мм; максимальна розрізнявальна здатність 0,51 мкм;

- об'єктив $90 \times 1,25$: масляна імерсія, збільшення об'єктива 90,0; числова апертура 1,25; фокусна відстань 1,9 мм; вільна відстань 0,1 мм; поле зору в площині предмета 0,2 мм; максимальна розрізнявальна здатність 0,28 мкм;

- окуляр $15 \times$: збільшення окуляра 15,0; фокусна відстань 16,7 мм; лінійне поле зору 11 мм;

- загальне збільшення мікроскопа з об'єктивом $8 \times 0,20$ – 120; $40 \times 0,65$ – 600; $90 \times 1,25$ – 1350;

- діапазон фокусування мікроскопа на менше 2 мм;

- вага 3,1 кг.

У якості фотоприймача використаємо ПЗЗ камеру КАФ 1401Е (виробництва Kodak) з такими параметрами [261]:

- розмірність матриці: 1317×1035 ;
- розмір одного фоточутливого елемента матриці $6,8 \times 6,8$ мкм;

- чутливість 50 мклк при 30 с експозиції;
- тривалість одного кадру 1,39 с;
- похибка нелінійності 0,5%;
- співвідношення сигнал-шум 45 дБ;
- розрядність перетворення 12;
- вихідний інтерфейс USB 1.1 (сумісність з USB 2).

Вихідний цифровий сигнал ПЗЗ камери подається до персонального комп'ютера через USB порт. Блок керування засобом контролю виконаємо на основі мікроконтролера ATmega16-16PI (Atmel) [262].

- Як сенсор температури використаємо цифровий сенсор DS18B20, що дозволяє вимірювати температуру у діапазоні від -10° до $+85^{\circ}$ з точністю $0,25^{\circ}$, при використанні внутрішнього 10-бітного перетворення температура-частота-код [263]. Результат вимірювань по шині 1-Wire передається до основного мікроконтролера, що підтримує температуру вимірювальної кювети на заданому рівні.

За допомогою засобу контролю наведеного на рис. 3.1 можна провести повний цикл досліджень у спектральному діапазоні 300–1200 нм та при обертанні поляризаторів від 0 до 360° , отримавши, таким чином масив Мюллер-матричних зображень дисперсних частинок у всьому спектральному діапазоні. З цього великого масиву вимірювальної інформації виділимо найбільш інформативну ділянку, що відповідає характеристичним довжинам хвиль для речовин, що містяться у кожному з типів частинок; а також оптимальним дифракційним параметрам, що визначаються бажаним співвідношенням між довжиною хвилі та розмірами частинки.

Симетричність частинок призводить до симетричності елементів матриці розсіювання, тому найбільш інформативними Мюллер-матричними зображеннями для визначення типу, форми та розмірів частинок будуть M_{11} , M_{12} , M_{34} , отримати які можливо при обертанні поляризатора з кроком 45° . При необхідності вивчення асиметрії частинок (наприклад, при їх русі у потоці) доцільно порівнювати Мюллер-матричні зображення недиагональних елементів. Біохімічні речовини, що входять як до складу середовища, так і до частинок володіють оптичною активністю, що виражається у Мюллер-матричних зображеннях M_{13} , M_{31} , M_{14} , M_{41} , M_{32} , M_{23} , M_{42} , M_{24} . Якщо використати проточну вимірювальну кювету розмірами 2×2 мм поле зору в предметній області буде відповідати розмірам кювети і від крокових двигунів, що рухають предметний столик у горизонтальній площині можливо відмовитись. Аналогічно, для спрощення схеми можливо відмовитись і від засобів автофокусування, оскільки глибина кювети невелика і змінювати фокусну відстань від одного досліду до іншого непотрібно. У якості крокового двигуна використано ШД-0,25А з напругою живлення 27 В та робочим струмом 0,4 А на який з мікроконтролера через транзисторні ключі блоку керування подаються необхідні імпульси. При роботі у напівкроковому режимі обертання двигуна здійснюється з кроком у $11,25^\circ$, що відповідає повному обороту осі монохроматора за 32 кроки. Редуктор та кінематична схема повороту монохроматора при цьому змінюють робочу довжину хвилі випромінювання на 10 нм, що відображається на механічному цифровому індикаторі монохроматора. Швидкість обертання обмежується інерційністю кінематичної схеми монохроматора, тому повний цикл зміни довжини хвилі від 300 до 1200 нм проходить біля 6 хв.

При виготовленні пристрою у переносному варіанті монохроматор можливо замінити на лінійку над'яскравих

світлодіодів чи напівпровідникових лазерів, що випромінюють на необхідних характеристичних довжинах хвиль. У випадку застосування над'яскравих світлодіодів потужністю 1–3 Вт світловіддача складає 60–80 лм/Вт. Особливо перспективним є можливість зміни довжини хвилі випромінювання світлодіода при зміні його робочого струму. Так жовтий світлодіод на основі AlInGaP змінює довжину хвилі від 594 до 605 нм при зміні його струму від 10 до 100 мА [264]. Живлення світлодіодів доцільно здійснювати в широтно-імпульсному режимі за допомогою спеціалізованих мікросхем-драйверів, наприклад ZXSC400.

Вимірювальний канал розробленого засобу контролю складається з таких основних вузлів: джерело випромінювання, монохроматор, волоконно-оптичний хвилевід, поляризаційна система (поляризатор, компенсатор, аналізатор), об'єкт вимірювального контролю (частинки фітопланктону у вимірювальній кюветі – *in vitro*), мікроскоп, ПЗЗ-камера, термостат з цифровим сенсором температури, мікроконтролер та персональний комп'ютер. Структурна схема вимірювального каналу зображена на рис. 3.4.

Вимірювання концентрації частинок фітопланктону за спектрополяриметричним методом є непрямим [263]. Безпосередньо вимірюється освітленість світлочутливих елементів матриці ПЗЗ-камери $E_{\text{вх.ХУПЗЗ}}$, що перетворюється у цифрове зображення $F_{\text{ХУ}}$ після обробки якого і визначається концентрація частинок фітопланктону певного типу.

Інформативним сигналом у вимірювальному каналі є світловий потік, який проходить від джерела випромінювання через всі блоки до ПЗЗ-камери та визначає освітленість її елементів. Визначимо функцію перетворення оптичного сигналу у вимірювальному каналі.

Коефіцієнт передачі оптичної системи монохроматора залежить від коефіцієнтів пропускання елементів що входять до його складу, а саме: вхідного і вихідного об'єктивів $\tau_{\text{вх}}$,

фокусуєчих лінз $\tau_{\text{фл}}$, а також коефіцієнта відбивання дифракційної ґратки $r_{\text{дг}}$

$$S_{\text{ос}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ос.}}}{\Phi_{\text{вх.ос.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ос.}}}{\Phi_0} = \frac{\Phi_0 \tau_{\text{во}} \tau_{\text{фл}} r_{\text{дг}}}{\Phi_0} = \tau_{\text{во}} \tau_{\text{фл}} r_{\text{дг}} = \tau_{\text{ос}}, \quad (6.16)$$

де $\tau_{\text{ос}}$ – коефіцієнт пропускання оптичної системи;

Φ_0 – падаючий світловий потік джерела випромінювання;

$\Phi_{\text{вих.і}}$, $\Phi_{\text{вх.і}}$ – світловий потік на вході та виході елементів вимірювального каналу з відповідними індексами.

Коефіцієнт передачі волоконно-оптичного хвилевода визначається таким виразом

$$S_{\text{вох}} = \frac{\Phi_{\text{вих.вох.}}}{\Phi_{\text{вх.вох.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.вох.}}}{\Phi_{\text{вих.ос.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ос.}} \tau_{\text{вох}}}{\Phi_{\text{вих.ос.}}} = \tau_{\text{вох}}. \quad (6.17)$$

де $\tau_{\text{вох}}$ – коефіцієнт пропускання волоконно-оптичного хвилеводу, який залежить, в свою чергу, від їх довжини, матеріалу волокна, повного внутрішнього відбивання, втрат у з'єднаннях та згинах тощо.

Наступні ланки вимірювального каналу – поляризаційна система у вигляді плівкового лінійного поляризатора та компенсатора – чвертьхвильової пластинки, які мають коефіцієнти передачі:

$$S_{\text{п}} = \frac{\Phi_{\text{вих.п.}}}{\Phi_{\text{вх.п.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.п.}}}{\Phi_{\text{вих.вох.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.вох.}} \tau_{\text{п}}(\theta_1)}{\Phi_{\text{вих.вох.}}} = 0,5 \tau_{\text{п1-0}}, \quad (6.18)$$

$$S_{\text{к}} = \frac{\Phi_{\text{вих.к.}}}{\Phi_{\text{вх.к.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.к.}}}{\Phi_{\text{вих.п.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.п.}} \tau_{\text{к}}}{\Phi_{\text{вих.п.}}} = \tau_{\text{вт.к.}} (1 - r_{\text{к}}), \quad (6.19)$$

де $\tau_{\text{п}}(\theta_1)$ – коефіцієнт пропускання поляризатора визначається матеріалом поляризатора та кутом між площиною поляризації падаючого випромінювання та площиною поляризатора.

У спектральному діапазоні 300–1200 нм для лінійно поляризованого випромінювання в площині поляризації коефіцієнт пропускання вибраного поляризатора складає не менше $\tau_{\text{п1-0}} = 0,35$. Вважаючи випромінювання на вході поляризатора повністю деполаризованим $S_{\text{п}} = 0,5 \tau_{\text{п0}}$. Ступінь поляризації випромінювання на виході поляризатора буде $P = 99,7\%$.

Коефіцієнт пропускання чвертьхвильової пластинки визначається поглинанням в матеріалі пластинки (кварцове скло марки КВ ОСТ 41-74-73) [256–259] $\tau_{\text{вт.к.}} = 0,9998$ та відбиванням від її поверхні

$$r_{\text{к}} = \left(\frac{n-1}{n+1}\right)^2 = \left(\frac{1,544-1}{1,544+1}\right)^2 = 0,046. \quad (6.20)$$

Коефіцієнт передачі по світловому потоку оптичного первинного перетворювача визначається індикатрисою розсіювання $I'(\phi, \theta)$ з врахуванням перевідбивань на стінках кювети

$$S_{\text{ОПП}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ОПП}}}{\Phi_{\text{вх.ОПП}}} = \frac{\int_{-\Delta\phi_1/2}^{\Delta\phi_1/2} \int_{-\Delta\theta_1/2}^{\Delta\theta_1/2} I'(\phi, \theta) d\phi d\theta}{\int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} I'(\phi, \theta) d\phi d\theta}, \quad (6.21)$$

де $\Delta\phi_1$, $\Delta\theta_1$ – максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю ПЗЗ камери.

Коефіцієнт передачі аналізатора на основі плівкового лінійного поляризатора буде визначатись кутом між площиною поляризації аналізатора θ_2 та поляризатора θ_1 :

$$S_{\text{а}} = \frac{\Phi_{\text{вих.а.}}}{\Phi_{\text{вх.а.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.а.}}}{\Phi_{\text{вих.ОПП.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ОПП.}} \tau_{\text{а}}(\theta_2 - \theta_1)}{\Phi_{\text{вих.ОПП.}}} = \tau_{\text{п2_0}} \cos(\theta_2 - \theta_1), \quad (6.22)$$

де $\tau_{\text{п2_0}} = 0,35$ – коефіцієнт пропускання вибраного поляризатора в площині поляризації.

Коефіцієнт передачі по світловому потоку об'єктива та окуляра мікроскопа визначаються коефіцієнтами пропускання та відбивання їх лінз:

$$S_{\text{об}} = \frac{\Phi_{\text{вих.об.}}}{\Phi_{\text{вх.об.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.об.}}}{\Phi_{\text{вих.а.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.а.}} \tau_{\text{об}}}{\Phi_{\text{вих.а.}}} = \tau_{\text{вт.об.}} (1 - r_{\text{об}}); \quad (6.23)$$

$$S_{\text{ок}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ок.}}}{\Phi_{\text{вх.ок.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ок.}}}{\Phi_{\text{вих.об.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.об.}} \tau_{\text{ок}}}{\Phi_{\text{вих.об.}}} = \tau_{\text{вт.ок.}} (1 - r_{\text{ок}}), \quad (6.24)$$

де $\tau_{\text{вт.об.}}$, $\tau_{\text{вт.ок.}}$ – коефіцієнт пропускання визначається поглинанням в матеріалі лінз $\tau_{\text{вт.об.}} = \tau_{\text{вт.ок.}} = 0,999$;

$r_{\text{об}}$, $r_{\text{ок}}$ – коефіцієнт відбиванням від поверхні лінз (для скла марки К108, що використовується для виготовлення лінз [259])

$$r_{\text{об}} = r_{\text{ок}} = \left(\frac{n-1}{n+1}\right)^2 = \left(\frac{1,5183-1}{1,5183+1}\right)^2 = 0,042. \quad (6.25)$$

Враховуючи лінійні розміри елементів фоточутливої матриці ПЗЗ-камери $\Delta x \times \Delta y$ та розподіл сили світла по зображенню $I'(x, y)$ в умовних одиницях визначимо коефіцієнт передачі відносно частини світлового потоку $\Phi_{\text{вх.ХУПЗЗ}}$, що потрапить на кожний з елементів матриці

$$S_{\text{ПЗЗ}} = \frac{\Phi_{\text{вх.ХУПЗЗ}}}{\Phi_{\text{вих.ок}}} = \frac{\int_{\Delta x(i-1)}^{\Delta x i} \int_{\Delta y(j-1)}^{\Delta y j} I'(x, y) dx dy}{\int_0^{x_{\text{max}}} \int_0^{y_{\text{max}}} I'(x, y) dx dy}, \quad (6.26)$$

де i, j – порядковий номер елементів матриці ПЗЗ-камери.

У ПЗЗ камері аналоговий сигнал фотоструму від світлового потоку кожного елемента матриці перетворюється у цифрових сигнал за допомогою аналого-цифрового перетворення з 12-бітною розрядністю

$$F_{XY} = \frac{\Phi_{\text{вх.ХУПЗЗ}} \cdot S_{u.\Phi}}{U_0} \cdot 2^n, \quad (6.27)$$

де $S_{u.\Phi}$ – чутливість ПЗЗ камери;

U_0 – опорна напруга;

n – розрядність перетворення.

Таким чином загальне рівняння перетворення оптичного сигналу у вимірювальному каналі засобу контролю від джерела випромінювання до ПЗЗ камери буде

$$\begin{aligned} S_{\text{ВК}} &= S_{\text{ОС}} \cdot S_{\text{ВОХ}} \cdot S_{\text{п}} \cdot S_{\text{к}} \cdot S_{\text{ОПП}} \cdot S_{\text{а}} \cdot S_{\text{об}} \cdot S_{\text{ок}} \cdot S_{\text{ПЗЗ}} = \\ &= \tau_{\text{ОС}} \cdot \tau_{\text{ВОХ}} \cdot 0,5 \tau_{\text{п1}_0} \cdot \tau_{\text{вт.к.}} (1 - r_{\text{к}}) \\ &\quad \cdot \frac{\int_{-\Delta\varphi_1/2}^{\Delta\varphi_1/2} \int_{-\Delta\theta_1/2}^{\Delta\theta_1/2} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}{\int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta} \\ &\quad \cdot \tau_{\text{п2}_0} \cos(\theta_2 - \theta_1) \times \\ &\quad \times \tau_{\text{вт.об.}} (1 - r_{\text{об}}) \cdot \tau_{\text{вт.ок.}} (1 - r_{\text{ок}}) \cdot \frac{\int_{\Delta x(i-1)}^{\Delta x i} \int_{\Delta y(j-1)}^{\Delta y j} I'(x, y) dx dy}{\int_0^{x_{\text{max}}} \int_0^{y_{\text{max}}} I'(x, y) dx dy}. \end{aligned} \quad (6.28)$$

Вимірювальна кювета охоплена термостатом, що підтримує задану температуру з точністю $\pm 0,25^\circ\text{C}$ за допомогою цифрового сенсора термометри DS18B20 [263].

На основі отриманих зображень з ПЗЗ-камери при заданих довжинах хвиль монохроматора, кутах повороту поляризатора та

аналізатора у персональному комп'ютері визначаються необхідні елементи матриці Мюллера

$$M_{ij}(\lambda) = F_1(F_{XY}). \quad (6.29)$$

Після обробки спектрополяриметричних зображень за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення та порівняння зі зразковими зображеннями для фітопланктону з відомими розмірами та формою частинок здійснюється розпізнавання типу частинок та визначаються концентрації частинок певних типів

$$C_{Zi} = F_2(M_{ij}(\lambda)). \quad (6.30)$$

6.4. Аналіз порогу чутливості засобу контролю

Основними факторами, що визначають мінімальні та максимальні розміри частинок фітопланктону, концентрація яких може контролюватись за допомогою даного засобу контролю є розрізнявальна здатність та геометричні розміри ПЗЗ камери, а також глибина проточної вимірювальної кювети та значення коефіцієнту збільшення оптичної системи мікроскопа. Спектрополяриметричні зображення частинок, що визначаються їх формою, структурою, а також дифракційним параметром через мікроскоп передаються на ПЗЗ-камеру. Мінімальні розміри частинок, які можливо виміряти даним методом, визначаються можливістю фіксації хоча б двох дифракційних максимумів ПЗЗ-камерою. Розрізнявальна здатність ПЗЗ-камери визначає мінімальні відстані між дифракційними максимумами індикатриси, які можна визначити, що обмежує максимальні розміри частинок, як можна визначити даним методом.

Максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю:

$$\Delta\varphi \frac{\Delta a \cdot N_x}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{2\min} 1_{\max}} ; \Delta\varphi \frac{\Delta a \cdot N_x}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{2\max} 1_{\min}} ; \quad (6.31)$$

$$\Delta\theta \frac{\Delta b \cdot N_y}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{2\text{min}} 1_{\text{max}}} ; \Delta\theta \frac{\Delta b \cdot N_y}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{2\text{max}} 1_{\text{min}}}, \quad (6.32)$$

де Δa , Δb – розміри фоточутливого елемента матриці (6,8 × 6,8 мкм);

N_x, N_y – розмірність матриці (1317 × 1035);

$\Delta t_{\text{кюв}}$ – глибина кювети (10 мкм);

$k_{1\text{min}}, k_{1\text{max}}$ – мінімальне та максимальне збільшення об'єктива.

Підставивши чисельні значення, отримаємо: $\Delta\phi^{\circ}_{1\text{max}}, \Delta\phi^{\circ}_{1\text{min}}, \Delta\theta^{\circ}_{1\text{max}}, \Delta\theta^{\circ}_{1\text{min}}$.

Виходячи з мінімального дифракційного параметру частинок визначимо максимальні розміри частинок:

$$X \frac{2N_x \lambda_{\text{max}}}{\Delta\phi_{1\text{max}}(\text{rad}) m_{0\text{max}}} ; Y \frac{2N_y \lambda_{\text{max}}}{\Delta\theta_{1\text{max}}(\text{rad}) m_{0\text{max}}}. \quad (6.33)$$

При λ_{max} нм та $m_0 = 1,33 - X_{\text{max}}$ мм, Y_{max} мм.

Виходячи з максимального дифракційного параметру частинок $\rho(\pi D / \lambda_{\text{min}}(0))_{\text{max}}$ визначимо мінімальні розміри частинок:

$$X \frac{4\lambda_{\text{min}}}{\Delta\phi_{1\text{min}}(\text{rad}) m_{0\text{min}}} ; Y \frac{4\lambda_{\text{min}}}{\Delta\theta_{1\text{min}}(\text{rad}) m_{0\text{min}}}. \quad (6.34)$$

При λ_{min} нм та $m_0 = 1,33 - X_{\text{min}}$ мкм, Y_{max} мкм.

Отже, за допомогою даного засобу можливо вимірювати частинки розміром від 1,19 мкм до 1,39 мм при використанні об'єктивів зі збільшенням від 8 × до 90 ×.

Контраст зображення, що надходить на ПЗЗ-камеру визначається значеннями мінімальної та максимальної освітленості елементів матриці ПЗЗ- камери

$$K_{\phi} = \frac{E_{\text{ex.XY ПЗЗ.max}} - E_{\text{ex.XY ПЗЗ.min}}}{E_{\text{ex.XY ПЗЗ.max}} + E_{\text{ex.XY ПЗЗ.min}}}. \quad (6.35)$$

Мінімальна освітленість елементів ПЗЗ-матриці визначається її чутливістю, що складає для вибраної камери E_{min} 50 мклк. Визначимо максимальну освітленість елементів ПЗЗ-

матриці виходячи з її динамічного діапазону $D_{\text{ПЗЗ}}$ та розрядності перетворення $n = 12$

$$EN_{\text{ПЗЗ}} n^{-6^{12}} \min \min_{\max} \text{ лк.} \quad (6.36)$$

Контраст цифрового зображення на виході ПЗЗ-камери визначатиметься максимальним та мінімальним числам для пікселів, що відповідають мінімально та максимально освітленим елементам ПЗЗ-матриці

$$K_N = \frac{F_{\max} - F_{\min}}{F_{\max} + F_{\min}}. \quad (6.37)$$

Для підвищення контрасту використаємо лінійне розтягування та нормалізацію гістограми зображення, коли рівням вихідного зображення, що лежать у інтервалі $[F_{\max}, F_{\min}]$ присвоюються нові значення, щоб охопити весь можливий інтервал зміни яскравості, а саме $[0, 2^n - 1]$. Нормалізація зображення здійснюється так

$$F_{nij} = \left(F_{ij} - F_{\min} \right) \left(\frac{2^n - 1}{F_{\max} - F_{\min}} \right). \quad (6.38)$$

6.5. Аналіз похибок засобу контролю

Загальна похибка вимірювання концентрацій частинок фітопланктону є функцією багатьох змінних, оскільки на точність вимірювального перетворення впливають різні фактори. У зв'язку з цим необхідно проаналізувати похибки у вимірювальному каналі засобу контролю за місцем їх виникнення (рис. 6.5).

Основні похибки, що виникають під час вимірювального перетворення такі: $\Delta_{\text{дв}}$ – за рахунок нестабільності у часі світлового потоку джерела випромінювання; $\Delta_{\text{м}}$ – оптичної системи монохроматора; $\Delta_{\text{вох}}$ – волоконно-оптичного хвилеводу; $\Delta_{\text{п}}$, $\Delta_{\text{к}}$, $\Delta_{\text{а}}$ – встановлення азимутальних кутів поляризатора, компенсатора та аналізатора; $\Delta_{\text{опп}}$ – оптичного первинного перетворювача – вимірювальної кювети за рахунок

перевідбивання, неоднорідностей та дефектів; $\Delta_{пп}$ – пробопідготовки; Δ_V – встановлення об'єму проточної вимірювальної кювети; $\Delta_{об}$, $\Delta_{ок}$ – елементів оптичної схеми мікроскопа; $\Delta_{шПЗЗ}$, $\Delta_{АППЗЗ}$, $\Delta_{LPЗЗ}$ – за рахунок шумів, квантування при аналого-цифровому перетворенні та обмеженої роздільної здатності ПЗЗ камери; Δ_{Nr} , Δ_{Nd} – за рахунок невірної розпізнавання частинок та дискретності їх підрахунку.

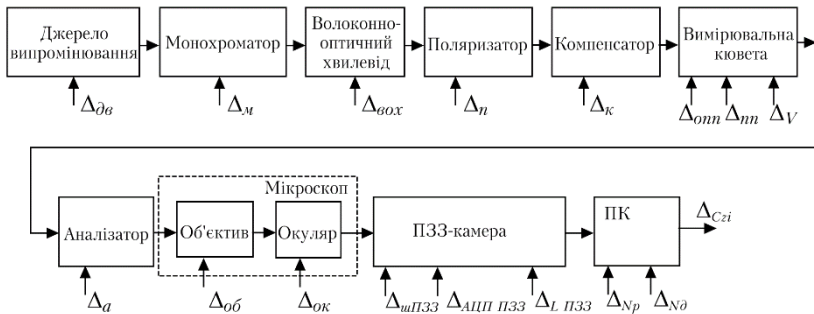


Рис. 6.5. Похибки у вимірювальному каналі засобу контролю концентрацій частинок фітопланктону

6.5.1. Аналіз інструментальних похибок

Спочатку розглянемо інструментальні похибки, що виникають у вимірювальному каналі за місцем їх виникнення.

1. Похибка, що виникає за рахунок нестабільності у часі світлового потоку джерела випромінювання, що може виникати за рахунок коливання напруги джерела живлення, зміни яскравості у процесі прогрівання, втрати яскравості лампи за рахунок старіння тощо. Крім того, вносить свій вплив спектральна залежність інтенсивності випромінювання джерела $\Phi(\lambda)$. При застосуванні у якості освітлювача ксенонової лампи ДКсШ-150 із стабілізованим джерелом живлення (15 В, 10А, 150 Вт) та схемою запуску забезпечується суцільний спектр

випромінювання у діапазоні 200–800 нм та довготривала стабільність випромінювання на рівні $\delta_{\text{дв}} = 1,2\%$.

2. Похибка, що створюється оптичною системою монохроматора та визначається апаратною функцією монохроматора $A(\lambda)$. При однаковій ширині вхідної і вихідної щілини функцію можна вважати симетричною.

Апаратна функція монохроматора є згорткою прямокутних апаратних функцій вхідної $A_{\text{вх.щ}}$ і вихідної щілини $A_{\text{вих.щ}}$ та апаратної функції дифракційної ґратки $A_{\text{дг}}$. Оскільки апаратна функція дифракційної ґратки значно ширше апаратних функцій щілин, то результуюча функція буде визначатись згорткою прямокутних функцій вхідної і вихідної щілини. При їх рівності апаратна функція монохроматора $A_{\text{мон}}$ матиме трикутну форму.

За рахунок немонохроматичності випромінювання індикатриса розсіювання буде формуватись інтегруванням індикатрис для спектрального діапазону $\Delta\lambda_{\text{щ}}$ з амплітудами, що визначаються апаратною функцією монохроматора. При ширині щілини 10 нм це призведе до невеликого погіршення контрасту дифракційних максимумів, що дасть похибку обчислення середнього розміру частинок не більше $\delta_{\text{м}} = 1,5\%$.

3. Похибка, що створюється волоконно-оптичним хвилеводом. Коефіцієнт пропускання волоконно-оптичного хвилеводу ($\tau_{\text{вох}}$) визначається як $A = 10 \lg(\tau_{\text{вох}})$, $\tau_{\text{вох}} = 10^{A/10}$, де A – затування у ВОХ в децибелах, яке визначається за формулою

$$A = A_{31} + \alpha \cdot L + A_{32}, \quad (6.39)$$

де A_{31} , A_{32} – значення затування на з'єднаннях;

α – питоме затування у оптоволокні, дБ/км;

L – довжина ВОХ, м.

Врахувавши похибки, що виникають при зміні затування у з'єднаннях ($A_{31(\text{дБ})} = A_{32(\text{дБ})} = 0,1$ дБ), механічному виготовленні ВОХ ($\delta_L = 0,1\%$) та зміні його питомого затування від температури навколишнього середовища (температурний

коефіцієнт зміни питомого затухання у ВОХ $0,05\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$, $\delta_{\alpha T} = 0,01 \cdot \Delta T = 0,01 \cdot 50 = 0,5\%$), визначимо відносні похибки затухання у ВОХ та його коефіцієнту пропускання:

$$\delta_{\delta_{31}} = \delta_{\delta_{32}} = \left(1 - 10^{\frac{-\Delta_{\delta_{31}}(\text{дБ})}{10}}\right) 100 = \left(1 - 10^{\frac{-0,1}{10}}\right) 100 = 0,23\% \quad (6.40)$$

$$\Delta_{L(\text{дБ})} = \frac{\alpha \cdot L \cdot \delta_L}{1000 \cdot 100} = \frac{0,03 \cdot 1 \cdot 0,1}{1000 \cdot 100} = 3 \cdot 10^{-8} \text{ дБ}; \quad (6.41)$$

$$\delta_L = \left(1 - 10^{\frac{-\Delta_{L(\text{дБ})}}{10}}\right) 100 = \left(1 - 10^{\frac{-3 \cdot 10^{-8}}{10}}\right) 100 = 6,9 \cdot 10^{-7}\% \quad (6.42)$$

$$\Delta_{\alpha T(\text{дБ})} = \frac{\alpha \cdot L \cdot \delta_{\alpha T}}{1000 \cdot 100} = \frac{0,03 \cdot 1 \cdot 0,5}{1000 \cdot 100} = 1,5 \cdot 10^{-7} \text{ дБ}; \quad (6.43)$$

$$\delta_{\alpha T} = \left(1 - 10^{\frac{-\Delta_{\alpha T(\text{дБ})}}{10}}\right) 100 = \left(1 - 10^{\frac{-1,5 \cdot 10^{-7}}{10}}\right) 100 = 3,5 \cdot 10^{-6}\%. \quad (6.44)$$

Обчислимо загальну похибку, що створюється волоконно-оптичним хвилеводом, враховуючи некорельованість її складових

$$\begin{aligned} \bar{\Delta}_{\text{вох}} &= \sqrt{\delta_{\delta_{31}}^2 + \delta_L^2 + \delta_{\alpha T}^2 + \delta_{\delta_{32}}^2} = \\ &= \sqrt{0,23^2 + (6,9 \cdot 10^{-7})^2 + (3,5 \cdot 10^{-6})^2 + 0,23^2} = 0,33\%. \end{aligned} \quad (6.45)$$

4. Похибки, що створюються поляризаційною системою, визначаються переважно похибками встановлення азимутальних кутів поляризатора $\Delta_{\text{п}}$, компенсатора $\Delta_{\text{к}}$ та аналізатора $\Delta_{\text{а}}$ [98]

$$\delta_{\text{пс}}(\theta_{\text{п}}, \theta_{\text{с}}, \theta_{\text{а}}) = (\gamma_{\text{п}} \Delta_{\text{п}} + \gamma_{\text{к}} \Delta_{\text{к}} + \gamma_{\text{а}} \Delta_{\text{а}}) \cdot 100\%, \quad (6.46)$$

де $\gamma_{\text{п}}$, $\gamma_{\text{к}}$, $\gamma_{\text{а}}$ – коефіцієнти, що характеризують вплив похибок встановлення азимутальних кутів поляризатора, компенсатора та аналізатора.

Для схеми поляризаційної системи PCSA, що використовується у даному засобі контролю, коефіцієнти впливу визначаються [97]:

$$\gamma_{\text{п}} = \frac{T_C \operatorname{tg} \theta_a \sec^2 \theta_c \sec^2 (\theta_{\text{п}} - \theta_c)}{(1 - T_C \operatorname{tg} \theta_c \operatorname{tg} (\theta_{\text{п}} - \theta_c))^2}, \quad (6.47)$$

$$\gamma_c = - \frac{\operatorname{tg} \theta_a \sec^2 \theta_c (1 - T_C \sec^2 (\theta_{\text{п}} - \theta_c) - T_C^2 \operatorname{tg}^2 (\theta_{\text{п}} - \theta_c))}{(1 - T_C \operatorname{tg} \theta_c \operatorname{tg} (\theta_{\text{п}} - \theta_c))^2}, \quad (6.48)$$

$$\gamma_a = - \frac{\sec^2 \theta_a (\operatorname{tg} \theta_c + T_C \operatorname{tg} (\theta_{\text{п}} - \theta_c))}{(1 - T_C \operatorname{tg} \theta_c \operatorname{tg} (\theta_{\text{п}} - \theta_c))^2}, \quad (6.49)$$

де $\theta_{\text{п}}, \theta_c, \theta_a$ – азимуты поляризатора, компенсатора та аналізатора;

T_C – відношення амплітудних коефіцієнтів пропускання вздовж повільної та швидкої осі поляризаційної системи.

При використанні прецизійної механіки обертання поляризаційних елементів похибка встановлення складає не більше 10^{-1° . Відношення коефіцієнтів пропускання $T_C = \frac{\tau_{\text{п}\perp} \tau_{\text{а}\perp}}{\tau_{\text{п}\parallel} \tau_{\text{а}\parallel}} = \frac{0,001 \cdot 0,001}{0,35 \cdot 0,35} = 8 \cdot 10^{-6}$. Обчислимо максимальне значення похибки, що створюються поляризаційною системою, проаналізувавши всі можливі варіанти співвідношень кутів азимуту

$$\delta_{\text{пс}} = (\max |\gamma_{\text{п}} \Delta_{\text{п}} + \gamma_{\text{к}} \Delta_{\text{к}} + \gamma_{\text{а}} \Delta_{\text{а}}|) \cdot 100\% = 0,8\%. \quad (6.50)$$

5. Похибка, що створюється оптичним первинним перетворювачем – вимірювальною кюветою, визначається такими складовими:

– $\delta_{\text{ОПП1}} = 0,01$ перевідбивання у стінках кювети;

– $\delta_{\text{ОПП2}} = 0,01$ відхилення площини стінок кювети від паралельних;

– $\delta_{\text{ОПП3}} = 0,01$ спотворення зображення на неоднорідностях, за рахунок шорсткості та точкових дефектів у склі стінок.

Таким чином, обчислимо загальну похибку, що створюється оптичним первинним перетворювачем

$$\begin{aligned} \delta_{\text{ОПП}} &= \sqrt{\delta_{\text{ОПП1}}^2 + \delta_{\text{ОПП2}}^2 + \delta_{\text{ОПП3}}^2} = \\ &= \sqrt{0,01^2 + 0,01^2 + 0,01^2} = 0,017. \end{aligned} \quad (6.51)$$

6. Похибка, що створюється за рахунок спотворення зображення (геометричних аберацій) елементів оптичної схеми

мікроскопа $\delta_{об.} = 0,5\%$, $\delta_{ок.} = 0,5\%$ визначається такими складовими:

– сферичні аберації, за рахунок розбіжності головних фокусів для променів світла, що пройшли через оптичну систему (лінзи об'єктива чи окуляра) на різній відстані від оптичної осі системи; внаслідок цього навколо зображення створюється ореол;

– кома, для променів, що не лежать на головній оптичній осі системи у площині зображення створюється несиметрична пляма розсіювання. Кому і сферичні аберації зменшують до мінімально можливого значення за рахунок такого підбору лінз при якому співвідношення радіусів кривизни рівне 1:6;

– астигматизм, зумовлений неоднаковою кривизною оптичної поверхні в різних площинах перетину падаючого на неї світлового пучка. При цьому зображення точки, що не лежить на головній осі, розтягується до еліптичної форми; астигматизм зменшується за рахунок такого підбору лінз, при якому одна компенсує астигматизм іншої;

– дисторсія, проявляється у неоднаковому оптичному збільшенні різних ділянок зображення; проявляється у подушкоподібних чи бочкоподібних спотвореннях квадратного зображення. Відносна дисторсія визначається за формулою $v = \beta/\beta_0 - 1$, де β_0 – лінійне збільшення для ідеальної оптичної системи без дисторсії, β – реальне збільшення. У якісних об'єктивах відносна дисторсія складає до 0,5%.

Об'єктив мікроскопа розрахований на довжину тубуса 160 мм та товщину покривного скла кювети 0,17 мм, при яких забезпечуються мінімальні спотворення зображення. При використанні об'єктивів розрахованих на довжину тубуса – нескінченність вказаних геометричних аберацій зображення немає, однак виникає затемнення по краях зображення та специфічні спотворення зображення за рахунок різниці для лінійних полів.

7. Похибка аналого-цифрового перетворення виникає за рахунок кінцевої кількості дозволених рівнів сигналу при квантуванні за рівнем $\delta_{\text{АЦППЗЗ}}$ та інструментальної похибки, зумовленої наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ-камері $\delta_{\text{шПЗЗ}}$. Виникнення інструментальної похибки обумовлене багатьма факторами та її закон розподілу близький до нормального. Обчислимо її значення на основі співвідношення сигнал-шум для ПЗЗ камери $D_{S/N} = 45$ дБ

$$\delta_{\text{шПЗЗ}} = 100\% / (10^{D_{ns}/20}) = 100\% / (10^{45/20}) = 0,562\%. \quad (6.52)$$

Похибка квантування $\delta_{\text{АЦППЗЗ}}$ при великій кількості розрядів може бути описана прямокутним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах $\pm h_k/2$, де h_k – крок квантування. З врахуванням максимальних та мінімальних рівнів сигналу на елементах матриці:

$$\begin{aligned} \Delta_{\text{АЦППЗЗ}} &= \frac{\Phi_H}{2 \cdot \Phi_X \cdot 2^n} \cdot 100\%; \\ \Delta & \frac{\Phi_H}{2 \cdot \Phi_{Xmax} \frac{1}{2 \cdot 2^{12}} = 0,012\%} \text{АЦППЗЗ}min ; \\ \Delta & \frac{\Phi_H}{2 \cdot \Phi_{Xmin} \frac{1}{2 \cdot 0,01 \cdot 2^{12}} = 1,22\%} \text{АЦППЗЗ}max . \end{aligned} \quad (6.52)$$

Середньоквадратичне значення похибки квантування на мінімальному рівні сигналу [121]

$$\delta_{\text{АЦППЗЗ}} = \frac{\Delta_{\text{АЦППЗЗ}max}}{\sqrt{12}}. \quad (6.53)$$

8. При формуванні спектрополяризаційний зображень частинок фітопланктону за допомогою ПЗЗ камери на якість зображень впливає роздільна здатність ПЗЗ камери та геометричні розміри пікселів – світлочутливих елементів матриці.

Відстань між дифракційними максимумами по горизонтальній $l_{xдмі}$ та вертикальній $l_{yдмі}$ осі зображення визначається таким чином:

$$l_{xдмі} = \frac{\Delta\phi_i}{\Delta\phi_{1maxx}}; \quad (6.54)$$

$$l_{yдмі} = \frac{\Delta\theta_i}{\Delta\theta_{1maxy}}, \quad (6.55)$$

де $\Delta\phi_i$ та $\Delta\theta_i$ – кутова відстань між дифракційними максимумами на індикатрисі розсіювання

$$(\Delta\phi_i = 3,6^\circ \Delta\theta_i = 3,7^\circ);$$

$\Delta\phi_{1max}$, $\Delta\theta_{1max}$ – максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю $\Delta\phi_{\circ 1max}$, $\Delta\theta_{\circ 1max}$; N_x , N_y – розмірність матриці (1317×1035).

Підставивши чисельні значення, отримаємо: $l_{xдмі} = 57$, $l_{yдмі} = 47$.

Максимальна похибка квантування при обчисленні відстані на основі цифрового зображення складатиме половину кроку квантування, тобто відповідатиме половині розміру елемента ПЗЗ-матриці: $\Delta_{кв.хmax}$, $\Delta_{кв.уmax}$.

Середньоквадратичне значення цієї похибки:

$$\varepsilon_{кв.х} = \frac{\Delta_{кв.хmax}}{\sqrt{3} \frac{\Delta_{кв.х}}{2\sqrt{3}}}, \quad (6.56)$$

$$\varepsilon_{кв.у} = \frac{\Delta_{кв.уmax}}{\sqrt{3} \frac{\Delta_{кв.у}}{2\sqrt{3}}}. \quad (6.57)$$

На основі цього обчислимо відносну похибку визначення розмірів частинок, що визначається роздільною здатністю ПЗЗ камери:

$$\delta_{lx} = \frac{\varepsilon_{кв.х}}{l_{xдмі}} 100\%; \quad (6.58)$$

$$\delta_{ly} = \frac{\varepsilon_{кв.у}}{l_{yдмі}} 100\%. \quad (6.59)$$

Підставивши чисельні значення, отримаємо: $\delta_{lx} = 0,51\%$, $\delta_{ly} = 0,64\%$.

9. Проаналізуємо складові похибки δV_K , що виникають при визначенні об'єму проточної вимірювальної кювети

$$V_K = l_h \cdot l_x \cdot l_y, \quad (6.60)$$

де l_h, l_x, l_y – лінійні розміри проточної вимірювальної кювети.

При цьому похибки визначення об'єму будуть залежати від механічних похибок при її виготовленні ($\Delta l_{Mh}, \Delta l_{Mx}, \Delta l_{My}$) та зміни геометричних розмірів кювети під впливом температури, яка визначається температурним коефіцієнтом матеріалу кювети $\delta l_T = \alpha_T \cdot (T - T_0)$. При виготовленні кювети з одного матеріалу температурні коефіцієнти розширення його геометричних розмірів однакові. Похибка визначення об'єму є інструментальною та систематичною. Враховуючи, що первинний вимірювальний перетворювач охоплений системою термостатування вплив температури на зміну об'єму кювети можна вважати незначним.

Підставивши фактори впливу у вираз (9.1) отримаємо рівняння перетворення для інформативного параметра:

$$C_{Zi} = \frac{N'_{Zi}(F_{XУПЗЗ})}{V_k} = \frac{N'_{Zi}(F_{XУПЗЗ})}{l'_h \cdot l'_x \cdot l'_y \cdot (1 + \alpha_T \cdot (T - T_0))^3}, \quad (6.61)$$

де N'_{Zi} – кількість частинок фітопланктону у первинному вимірювальному перетворювачі; V_k – об'єм проточної вимірювальної кювети; l'_h, l'_x, l'_y – геометричні розміри вимірювальної кювети; α_T – температурний коефіцієнт розширення матеріалу кювети; $T - T_0$ – зміна температури.

При цьому $F_{XУПЗЗ}$ – цифрове зображення з ПЗЗ-камери, що визначається освітленістю елементів її матриці

$$F_{XУПЗЗ} = \tau_{OC} \cdot \cos(\theta_2 - \theta_1) \cdot \frac{\int_{-\Delta\varphi_1/2}^{\Delta\varphi_1/2} \int_{-\Delta\theta_1/2}^{\Delta\theta_1/2} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}{\int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta} \cdot \frac{\int_{\Delta x(i-1)}^{\Delta x i} \int_{\Delta y(j-1)}^{\Delta y j} I'(x, y) dx dy}{\int_0^{x_{max}} \int_0^{y_{max}} I'(x, y) dx dy \cdot \frac{\Phi_0 S_{\mu\Phi} \cdot 2^n}{U_0}}, \quad (6.62)$$

$$\tau_{OC} = \tau_{OCM} \cdot \tau_{VOX} \cdot 0,5 \tau_{П1_0} \cdot \tau_{ВТ.К} \cdot (1 - r_K) \cdot \tau_{П2_0} \times \tau_{ВТ.ОБ} \cdot (1 - r_{ОБ}) \cdot \tau_{ВТ.ОК} \cdot (1 - r_{ОК})$$

де – коефіцієнт пропускання оптичної системи засобу контролю для лінійно поляризованого випромінювання в

площині поляризації; $\tau_{\text{ОСМ}}$ – коефіцієнт пропускання оптичної системи монохроматора; $\tau_{\text{Вох}}$ – коефіцієнт пропускання волоконно-оптичного хвилеводу; $\tau_{\text{п1}_0}$, $\tau_{\text{вт.к.}}$, $\tau_{\text{п2}_0}$ – коефіцієнти пропускання поляризатора, компенсатора та аналізатора для лінійно поляризованого випромінювання в площині поляризації; $\tau_{\text{вт.об.}}$, $\tau_{\text{вт.ок.}}$ – коефіцієнти пропускання об’єктива та окуляра; $r_{\text{к}}$, $r_{\text{об}}$, $r_{\text{ок}}$ – коефіцієнти відбивання від поверхні компенсатора, об’єктива та окуляра; $I'(\phi, \theta)$ – індикатриса розсіювання оптичного вимірювального перетворювача з фітопланктону; $\Delta\phi_1$, $\Delta\theta_1$ – кутові параметри сектора індикатриса, що потрапляє у оптичну систему засобу контролю; θ_2 , θ_1 – кутові положення поляризатора та аналізатора; $I'(x, y)$ – залежність інтенсивності випромінювання від координат елемента ПЗЗ-камери; i, j – порядковий номер елементів; Δx , Δy – геометричні розміри елементів; Φ_0 – світловий потік джерела живлення; $S_{\text{ч.ф}}$ – чутливість; U_0 – опорна напруга; n – розрядність перетворення.

6.5.2. Аналіз методичної та загальної похибки визначення концентрацій частинок фітопланктону

Відповідно (9.1) похибка визначення чисельної концентрації частинок фітопланктону δC_{Zi} буде залежати від похибок вимірювання кількості частинок δN_{Zi} та похибки визначення об’єму проточної вимірювальної кювети $\delta V_{\text{к}}$. В свою чергу, похибка вимірювання кількості частинок δN_{Zi} визначається похибками, які виникають за рахунок невірного розпізнавання частинок $\delta N_{\text{р}}$ та дискретності підрахунку $\delta N_{\text{д}}$. Перша складова похибки $\delta N_{\text{р}}$ є методичною похибкою та визначається ймовірностями вірного та помилкового розпізнавання частинок фітопланктону певної групи за їх спектрополяриметричними зображеннями, а також кількістю частинок у досліджуваному зразку N_i . При цьому ймовірність вірного визначення кількості частинок певної групи дорівнює добутку ймовірностей вірного розпізнавання кожної з частинок

$$p_{BNi} = \prod_{j=1}^{N_i} p_{Vi}, \quad (6.63)$$

а ймовірність визначення кількості частинок певної групи з похибкою Δx (невірного розпізнавання будь-яких Δx частинок з N) дорівнює добутку ймовірностей вірного розпізнавання $N - \Delta x$ частинок та ймовірностей помилкової розпізнавання Δx частинок з врахуванням усіх можливих комбінації таких подій

$$p_{\Delta x} = \frac{N!}{\Delta x!(N-\Delta x)!} \prod_{i=1}^{N-\Delta x} p_{Vi} \prod_{j=1}^{\Delta x} (1 - p_{Vi}). \quad (6.64)$$

Ймовірність визначення кількості частинок певної групи з помилкою не більше Δx дорівнює сумі ймовірностей відповідних подій

$$p_{B \leq \Delta x} = \prod_{j=1}^N p_{Vi} + \sum_{m=1}^{\Delta x} \left(\frac{N!}{\Delta x!(N-\Delta x)!} \prod_{i=1}^{N-\Delta x} p_{Vi} \prod_{j=1}^{\Delta x} (1 - p_{Vi}) \right), \quad (6.65)$$

що відповідає визначенню кількості частинок певної групи N_i з відносною похибкою не більше $\delta N_i = (1 - \Delta x/N_i) \cdot 100\%$ з ймовірністю не більше $p_{B \leq \Delta x}$.

Ймовірності розпізнавання типу частинок фітопланктону за їх спектрополяриметричними зображеннями залежать від вибраного методу розпізнавання, якості отриманих спектрополяриметричних зображень, на які впливають інструментальні похибки, визначені у п.3.5.1, а також відмінності між масивами спектрополяриметричних зображень різних типів частинок фітопланктону.

Оскільки похибка, яка виникає за рахунок невірного розпізнавання частинок, є випадковою та залежить від великої кількості незалежних складових, то її можна описати за допомогою нормального закону розподілу.

Друга складова похибки вимірювання кількості частинок фітопланктону, що визначається дискретністю їх підрахунку δN_d , також є випадковою та може бути описана прямокутним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах $\pm h_k/2$, де h_k – крок квантування.

Максимальне її значення відповідатиме мінімальній кількості частинок фітопланктону у первинному вимірювальному перетворювачі

$$\bar{\Delta} = \frac{1}{2 \cdot N_{\min} \Delta_{\max}}. \quad (6.66)$$

Середньоквадратичне значення цієї похибки [143]

$$\delta N_{\Delta} = \frac{\bar{\Delta} \Delta_{\max}}{\sqrt{3} \frac{1}{2 \sqrt{3} \cdot N_{\min}}}. \quad (6.67)$$

Отже, з врахуванням незалежної дії проаналізованих складових результуюча похибка вимірювання кількості частинок буде визначати методичну складову похибки

$$\delta N_M = \delta N_{Zi} = \sqrt{\delta N_p^2 + \delta N_{\Delta}^2}. \quad (6.68)$$

Інструментальна складова похибки вимірювань концентрації частинок фітопланктону визначається похибкою, що виникає при визначенні об'єму проточної вимірювальної кювети $\delta_i = \delta V_K$ та є систематичною. Інші інструментальні похибки, що впливають на формування спектрополяриметричних зображень частинок фітопланктону в результаті ввійшли до складу похибки розпізнавання частинок δN_p .

Відтак, загальна похибка визначення чисельної концентрації частинок фітопланктону обчислюватиметься так

$$\delta C_{Zi} = \delta_M + \delta_i. \quad (6.69)$$

6.6. Дослідження дії чинників впливу на перетворення інформативного сигналу у засобі контролю

Вимірювання концентрації частинок фітопланктону за спектрополяриметричним методом є опосередкованим. Безпосередньо вимірюється освітленість світлочутливих елементів матриці ПЗЗ-камери $E_{\text{вх.ХУПЗЗ}}$. Крім того цифровим сенсором визначається температура у вимірювальній кюветі T . На вимірювання чисельної концентрації частинок фітопланктону

(інформативного параметру) впливають такі фактори: кількість частинок фітопланктону у первинному вимірювальному перетворювачі N_{Zi} ; геометричні розміри первинного вимірювального перетворювача – вимірювальної кювети l_h , l_x , l_y ; температурний коефіцієнт розширення матеріалу кювети α_T .

Узагальнена функція перетворення матиме такий вид

$$y = f(\bar{x}, \bar{f}) = f(x_1, x_2, f_1, f_2, f_3, f_4, f_5), \quad (6.70)$$

де x_i – вхідні величини; f_i – впливні величини.

Розкладання (3.57) в ряд Тейлора буде таким:

$$\begin{aligned} y = f(\bar{x}_h) + \sum_{i=1}^2 \frac{\partial y}{\partial x_i} \cdot (x_i - x_{ih}) + \sum_{j=1}^5 \frac{\partial y}{\partial f_j} \cdot (f_j - f_{jh}) \\ + \sum_{i=1}^2 \sum_{j=1}^5 \frac{\partial^2 y}{\partial x_i \partial f_j} \cdot (x_i - x_{ih}) \times \\ \times (f_j - f_{jh}) + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^2 \sum_{j=1}^2 \frac{\partial^2 y}{\partial x_i \partial x_j} \cdot (x_i - x_{ih}) \cdot (x_j - x_{jh}) \\ + \\ + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^2 \sum_{j=1}^5 \frac{\partial^2 y}{\partial f_i \partial f_j} \cdot (f_i - f_{ih}) \cdot (f_j - f_{jh}) + \dots \end{aligned} \quad (6.71)$$

Індекс h біля функцій і параметрів означає їх номінальне значення. При цьому із (6.71) можна виділити такі номінальні коефіцієнти перетворення: $s_1 = \partial C_{Zi} / \partial N_{Zi}$ – чутливість визначення концентрації частинок C_{Zi} за кількістю частинок фітопланктону у проточній вимірювальній кюветі N_{Zi} ;

$s_2 = \partial C_{Zi} / \partial T$ – чутливість визначення концентрації частинок C_{Zi} за зміною температури.

Основним фактором впливу, що визначає похибку вимірювання концентрації частинок фітопланктону, є похибка, яка спричинена невірним розпізнаванням типів частинок. Тому

необхідно проаналізувати, як впливають похибки прямого вимірювання освітленості елементів ПЗЗ камери на похибку вимірювання концентрації частинок, що визначається опосередкованим методом. Для оцінювання випадкових похибок опосередкованих вимірювань [265] використовується методика опрацювання результатів опосередкованих вимірювань наведена у документі МІ 2083-90 “ГСИ. Измерения косвенные. Определение результатов измерений и оценивание их погрешностей”, за якою похибка функції декількох величин $q = f(x, y, \dots, w)$, похибки яких незалежні та випадкові, знаходиться

$$\delta q = \sqrt{\left(\frac{\partial q}{\partial x} \delta x\right)^2 + \left(\frac{\partial q}{\partial y} \delta y\right)^2 + \dots + \left(\frac{\partial q}{\partial w} \delta w\right)^2}. \quad (6.72)$$

Однак функція, що пов’язує освітленість елементів ПЗЗ-камери $E_{\text{вх.ХУПЗЗ}}$ та концентрацію частинок, у аналітичному вигляді не існує, а перетворення від сформованих ПЗЗ-камерою спектрополяриметричних зображень до значення концентрації частинок фітопланктону певного типу здійснюється у ПК за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення. Тому оцінювання похибки опосередкованих вимірювань виконаємо за допомогою імітаційного математичного моделювання, як рекомендовано у МІ 2174-91. При цьому у якості початкових даних використаємо спектрополяриметричні зображення частинок фітопланктону, отримані методом Монте-Карло, з урахуванням спотворень у вимірювальному каналі засобу контролю

$$E'_{\text{ХУ}} = H(E_{\text{ХУ}}) + h_{\text{ХУ}}, \quad (6.73)$$

де $E_{\text{ХУ}}$ – початкове неспотворене зображення;

$H(E_{\text{ХУ}})$ – оператор спотворення зображення у оптичній схемі засобу контролю за рахунок дії систематичної похибки;

$h_{\text{ХУ}}$ – шумовий сигнал, що визначається випадковими похибками.

Закон розподілу випадкової складової загальної похибки вимірювань є композицією законів розподілу – нормального

закону розподілу похибки, яка спричинена невірним розпізнаванням типів частинок на основі порівняння масивів спектрополяриметричних зображень та прямокутного закону розподілу похибки, яка спричинена дискретністю підрахунку частинок фітопланктону у первинному вимірювальному перетворювачі.

Закон розподілу визначається як згортка законів розподілу складових похибки за формулою

$$p(y) = \int_{-\infty}^{\infty} p_1(y - x)p_2(x)dx, \quad (6.74)$$

де $p(y)$ – результуючий закон розподілу;

$p_1(x)$ та $p_2(x)$ – закони розподілу складових похибки.

Результати чисельного розв’язку формули (6.74) проведено за допомогою Maple 10.0 та наведено на рис. 6.6.

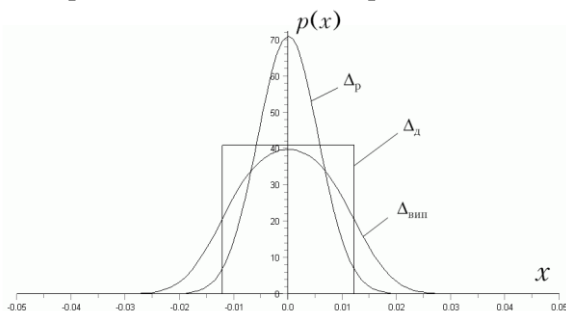


Рис. 6.6. Композиція законів розподілу випадкової складової загальної похибки

6.7. Оцінювання невизначеності вимірювань концентрацій частинок фітопланктону

Для опрацювання експериментальних результатів багатократних вимірювань концентрації частинок фітопланктону та оцінювання невизначеності вимірювань скористаємось алгоритмом [265–268]. Проведена серія з 1000 вимірювань для однієї проби взятої батометром з водного об’єкту. З врахуванням

впливу пробопідготовки за рахунок седиментації концентрація частинок фітопланктону у серії вимірювань може відрізнитись, а невизначеність пробопідготовки буде врахована при опрацюванні даних, зокрема, кількості частинок. На основі набору статистичних даних по кількості частинок N та температурі T розрахуємо для них стандартну невизначеність типу А:

$$u_A(N) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2}{n \cdot (n-1)}}, \quad (6.75)$$

$$u_A(T) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2}{n \cdot (n-1)}}, \quad (6.76)$$

де n – кількість вимірювань, \bar{N} і \bar{T} – середні арифметичні результатів вимірювань кількості частинок фітопланктону та температури.

Розраховані значення середніх арифметичних дорівнюють $\bar{N} = 111,502$ і $\bar{T} = 22,293$ °С. Підставивши отримані значення у (6.75, 6.76) отримаємо $u_A(N) = 0,016$, $u_A(T) = 2,978 \cdot 10^{-3}$ °С.

Для того, щоб розрахувати сумарну стандартну невизначеність типу А, необхідно визначити, чи є корельованими між собою вищезгадані впливні величини. Обчислимо коефіцієнт кореляції

$$r(N, T) = \frac{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N}) \cdot (T_i - \bar{T})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2}}. \quad (6.77)$$

Тоді, $r(N, T) = -0,031$. Отже кореляційний зв'язок між впливними величинами відсутній, тому для розрахунку сумарної стандартної невизначеності типу А використаємо формулу:

$$u_{cA} = \sqrt{\sum_{i=1}^N \left(\frac{df}{dx_i}\right)^2 \cdot u_A^2(x_i)}, \quad (6.78)$$

$$u_{cA} = \sqrt{\left(\frac{df}{dN}\right)^2 \cdot u_A^2(N) + \left(\frac{df}{dT}\right)^2 \cdot u_A^2(T)}, \quad (6.79)$$

де f – функція, яка пов’язує результат вимірювання і впливні величини.

Задача зводиться до визначення коефіцієнтів чутливості $\frac{df}{dN}$ та $\frac{df}{dT}$. Частинні похідні функції знаходимо за допомогою MathCAD:

$$\frac{df}{dN} = 1,4 \cdot 10^7 \text{ мл}^{-1}; \frac{df}{dT} = -8,4 \text{ мл}^{-1} \cdot \text{°C}^{-1}.$$

На основі отриманих коефіцієнтів визначимо сумарну стандартну невизначеність типу А за рівнянням (6.79) $u_{cA} = 2,215 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}$.

Для впливних параметрів l_h, l_x, l_y, α_T відсутні статистичні дані вимірювань та не відомі закони розподілу. Тому, згідно рекомендацій [266], визначимо для них стандартну невизначеність типу В, припускаючи, що вони мають рівномірний закон розподілу:

$$u_B = (a_+ - a_-) / \sqrt{12}, \quad (6.80)$$

де $a_- \dots a_+$ – інтервал значень параметра.

Користуючись довідниковими даними [113–116], визначимо відхилення для кожного з параметрів:

$$l_x = 2 \pm 0,01 \text{ мм}; l_y = 2 \pm 0,01 \text{ мм};$$

$$l_h = 20 \pm 0,5 \text{ мкм}; \alpha_T = 2 \cdot 10^{-7} \pm 10^{-8} \% / \text{°C}.$$

Розраховані значення стандартної невизначеності типу В складають:

$$u_{B1}(l_x) = 5,774 \text{ мкм}; u_{B2}(l_y) = 5,774 \text{ мкм};$$

$$u_{B3}(l_h) = 0,2887 \text{ мкм}; u_{B4}(\alpha_T) = 5,774 \cdot 10^{-9} \% / \text{°C}.$$

При цьому сумарна стандартна невизначеність типу В дорівнює

$$u_{cB} = \sqrt{\left(\frac{df}{dl_x}\right)^2 \cdot u_{B1}^2(l_x) + \left(\frac{df}{dl_y}\right)^2 \cdot u_{B2}^2(l_y) + \left(\frac{df}{dl_h}\right)^2 \cdot u_{B3}^2(l_h) + \left(\frac{df}{d\alpha_T}\right)^2 \cdot u_{B4}^2(\alpha_T)} \quad (6.81)$$

Коефіцієнти чутливості складають: $\frac{df}{dl_x} = 7 \cdot 10^9 \text{ мл}^{-1} \cdot \text{м}^{-1}$;

$$\frac{df}{dl_y} = 7 \cdot 10^9 \text{ мл}^{-1} \cdot \text{м}^{-1}; \quad \frac{df}{dl_h} = 7 \cdot 10^{11} \text{ мл}^{-1} \cdot \text{м}^{-1};$$

$$\frac{df}{d\alpha_T} = 1,26 \cdot 10^{12} \text{ } ^\circ\text{C}/\% \cdot \text{мл}.$$

Отже, $u_{CB} = 2,101 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}$.

Відтак, сумарна стандартна невизначеність:

$$u_c = \sqrt{u_{CA}^2 + u_{CB}^2} = 3,053 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}. \quad (6.82)$$

Далі розрахуємо розширену невизначеність результату вимірювань. Для цього спочатку отримаємо значення коефіцієнту охоплення k , що створює інтеграл, який відповідає заданому рівню довіри $p_1 = 0,95$ або $p_2 = 0,99$. Значення коефіцієнту охоплення взяті з таблиці [266] $k_1 = 1,96$, $k_2 = 2,576$.

Далі визначається $t_p(v_{eff})$ – коефіцієнт із розподілу Стюдента для ймовірності охоплення p з ефективним числом ступенів свободи v_{eff} . $t_p(v_{eff})$ вибирається із таблиці чи визначається за наближеною формулою $t_p(v) = k\sqrt{1 + 2/v}$ за розрахованим значенням v_{eff} [268]:

$$v_{eff} = \frac{u_c^4}{\frac{u_A^4(N)}{b} \left(\frac{df}{dN}\right)^4 + \frac{u_A^4(T)}{b} \left(\frac{df}{dT}\right)^4}, \quad (6.83)$$

де b – число ступенів свободи. Для невизначеності вхідних величин, які визначались за типом А, $b = n - 1$. Для невизначеностей, отриманих за типом В, число ступенів свободи приймається рівним нескінченості, тому доданки, які містять невизначеності, отримані за типом В, будуть дорівнювати нулю і у знаменнику формули (3.39) не вказані.

Підставивши отримані значення, розрахуємо $v_{eff} = 3,611$. При цьому коефіцієнти Стюдента будуть $t_{p1}(v_{eff}) = 2,443$ та $t_{p2}(v_{eff}) = 3,211$ для рівня довіри $p_1 = 0,95$ та $p_2 = 0,99$ відповідно.

Отже, розширена невизначеність результату вимірювання буде визначать при заданому рівні довіри [266]:

$$U = t_p(v) \cdot u_c. \quad (6.84)$$

Підставивши розраховані значення, отримаємо:

$$\text{при } p_1 = 0,95 - U = 7,459 \cdot 10^5 \text{ мг}^{-1};$$

$$\text{при } p_2 = 0,99 - U = 9,803 \cdot 10^5 \text{ мг}^{-1}.$$

6.8. Оцінювання вірогідності контролю концентрацій частинок

Вірогідність вимірювального контролю відображає ступінь об'єктивності отриманих результатів у порівнянні з істинним значенням вимірюваної величини. Вірогідність контролю складається із інструментальної та методичної вірогідності [265]

$$D = D_m \cdot D_i, \quad (6.85)$$

де D_m – методична вірогідність; D_i – інструментальна вірогідність.

Методична вірогідність контролю визначається так [269]

$$D_m = 1 - \alpha_m - \beta_m, \quad (6.86)$$

де α_m – ймовірність визнати непридатним за контрольованими параметрами придатний об'єкт контролю; β_m – ймовірність визнати придатним за контрольованими параметрами непридатний об'єкт контролю.

Оскільки контролюється концентрація частинок фітопланктону лише одного типу, то немає надлишкових контрольованих параметрів чи неконтрольованих параметрів, які визначають стан об'єкту контролю, а тому методична достовірність дорівнює одиниці.

Розглянемо також інструментальну вірогідність контролю, яка дорівнює:

$$D_i = 1 - \alpha_i - \beta_i, \quad (6.87)$$

де α_i – інструментальна помилка першого роду (концентрація частинок фітопланктону визнана такою, що не виходить за допустимі межі, у водному об'єкті стан забруднення якого перевищує допустимий рівень);

β_i – інструментальна помилка другого роду (концентрація частинок фітопланктону визнана такою, що вийшла за допустимі межі для водного об'єкту стан якого є допустимим).

Контрольованим параметром у даній роботі є значення концентрації частинок фітопланктону. Побудуємо гістограму частот ймовірностей значень концентрації частинок фітопланктону і ймовірностей значень похибок вимірювання (рис. 6.7), де C та ΔC – інтервали, на які розбиті діапазони значень концентрації частинок та похибки вимірювань; p_C та $p_{\Delta C}$ – кількість значень концентрації частинок та похибки вимірювань, які потрапляють у заданий інтервал.

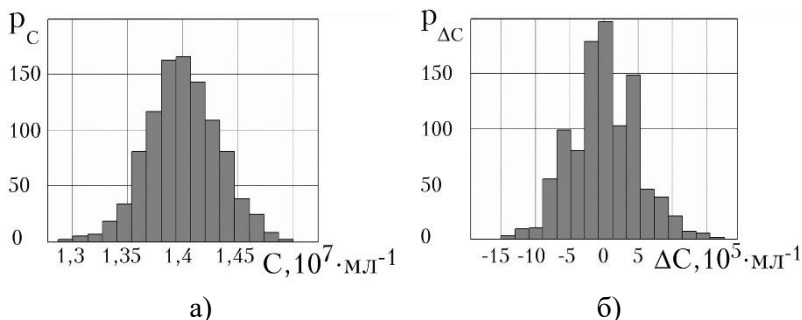


Рис. 6.7. Гістограми частот: а) ймовірностей значень концентрації частинок фітопланктону, б) ймовірностей значень похибок вимірювання

Значення концентрацій частинок і значення похибок вимірювання розподілені за нормальним законом:

$$f(C) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_C} \cdot e^{-\frac{(C-\bar{C})^2}{2\sigma_C^2}}; \quad (6.88)$$

$$\varphi(\Delta C) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_{\Delta C}} \cdot e^{-\frac{(\Delta C - \overline{\Delta C})^2}{2\sigma_{\Delta C}^2}}. \quad (6.89)$$

Графічне представлення функцій щільності розподілу ймовірності $f(C)$ та $\phi(\Delta C)$ наведено на рис. 6.8.

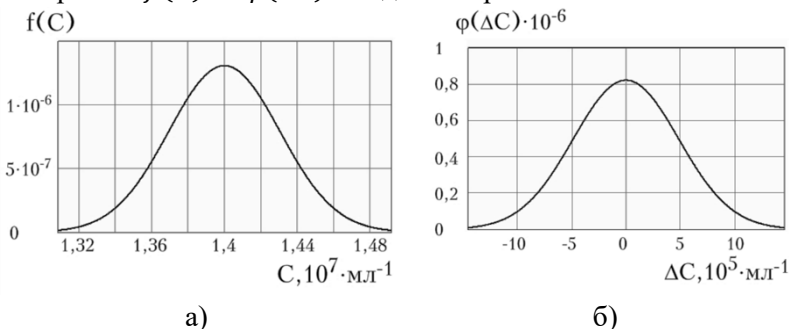


Рис. 6.8. Функції щільності розподілу ймовірності:
а) концентрації частинок фітопланктону, б) похибок вимірювання

Перевіримо гіпотезу чи дійсно значення концентрації частинок фітопланктону і похибки вимірювання (рис. 6.8) розподілені за нормальним законом за допомогою критерію Пірсона [270]. Отримані значення $\chi_C^2 = 0,956$ та $\chi_{\Delta C}^2 = 0,806$ підтверджують дану гіпотезу.

Відповідно, помилки 1-го та 2-го роду визначаються так:

$$\alpha = \int_{C_A}^{C_B} f(C) \left[\int_{C_A - \Delta C}^{C_A} \phi(\Delta C) d\Delta C + \int_{C_B}^{C_B + \Delta C} \phi(C\Delta) dC\Delta \right] dC; \quad (6.90)$$

$$\beta = \int_{C_B}^{C_B + \Delta C} f(C) \left[\int_{C_B - \Delta C}^{C_B} \phi(\Delta C) d\Delta C \right] dC + \int_{C_A - \Delta C}^{C_A} f(C) \left[\int_{C_A}^{C_A + \Delta C} \phi(\Delta C) d\Delta C \right] dC, \quad (6.91)$$

де $f(C)$ – функція щільності розподілу ймовірностей концентрації частинок фітопланктону; $\phi(\Delta C)$ – щільність розподілу ймовірностей похибок вимірювання концентрації; C_A , C_B – границі допуску.

Границі допуску концентрації частинок фітопланктону відповідно [57, 271] задамо в межах 15 % відхилення від нормованого значення. В залежності від призначення контролю концентрації частинок фітопланктону можливі різні випадки щодо встановлення границь допуску концентрації. Так, при контролі евтрофікації (“цвітіння”) водойм концентрація частинок фітопланктону не повинна перевищувати нормованого значення, тобто $C_B = C_{\text{норм}} \cdot 1,15$, $C_A = 0$.

При контролі токсичності поверхневих вод, концентрація частинок фітопланктону, які використовуються у якості тест-організму, не повинна бути меншою нормованого значення, тобто $C_B = \infty$, $C_A = C_{\text{норм}} \cdot 0,85$.

У випадку контролю інтегрального рівня забруднення водних об'єктів концентрація частинок фітопланктону, які використовуються у якості біоіндикатора забруднення, не повинна виходити за межі встановленого допускового інтервалу $C_B = C_{\text{норм}} \cdot 1,15$, $C_A = C_{\text{норм}} \cdot 0,85$.

Підставивши задані та експериментальні значення, отримаємо значення помилки 1-го та 2-го роду не більше $\alpha=0,024$, $\beta=0,016$ для випадку, що відповідає контролю інтегрального рівня забруднення водних об'єктів. При цьому інструментальна вірогідність контролю складатиме $D_i=0,96$. Відповідно, з врахуванням методичної та інструментальної складових вірогідність контролю $D=0,96$.

У випадку контролю “цвітіння” водойм та контролю токсичності поверхневих вод за рахунок інших границь допуску концентрації частинок фітопланктону помилка 2-го роду складає не більше $\beta=0,008$, а значення помилки 1-го роду залишається на тому ж рівні $\alpha=0,024$. Таким чином, інструментальна вірогідність контролю складатиме $D_i=0,968$. Відповідно, з врахуванням методичної та інструментальної складових вірогідність контролю $D=0,968$.

6.9. Екологічний контроль забруднення питної води токсичними речовинами з використанням біоіндикації по фітоплантону

У більшості областей України на водоканалах для знезараження питної води використовують хлор, в процесі якого утворюється велика кількість побічних токсичних речовин, про що багато хто знає, але не приймає відповідних рішень. У практиці виробництва питної води в нашій країні хлорування поки що залишається основним методом знезараження води. Однак гігієнічна неадекватність хлорування полягає в низькій вірусцидній та протозооцидній дії, в формуванні хлоррезистентної мікрофлори. Додамо сюди ще побічні продукти, такі як хлорорганічні сполуки, у тому числі тригалометани, що мають канцерогенну, тератогенну та мутагенну властивості.

Ще на початку 70-х років ХХ ст. у літературі з'явилися повідомлення щодо можливості утворення галогеновмісних сполук (ГВС) при хлоруванні води. Останнім часом з'явилися дані про те, що багато речовин промислового походження, що знаходяться у воді, також можуть трансформуватись під дією активного хлору. У процесі хлорування води можуть утворюватися сотні галогеносполук, якісний і кількісний склад яких залежить від вихідного вмісту у воді речовин – попередників ГВС. Встановлено, що такими є гумінові кислоти, фульвокислоти, таніни, хінони, дубильна, карбоксильна, лимонна й амінокислоти, Д-глюкоза, вуглеводні, похідні фенолу, аніліну, поверхнево-активні речовини (ПАР), рідше зустрічаються: барвники, спирти, ефіри, альдегіди, кетони, екстрацелюлярні продукти життєдіяльності водоростей, у тому числі – синьо-зелених, планктонів і т.п. Відомо, що додатковим джерелом попередників ГВС можуть служити виробничі стічні води, що містять лігніни, смоляні й жирні кислоти [130].

В останньому виданні Посібника Всесвітньої Організації Охорони Здоров'я (ВООЗ) з контролю якості питної води наведені відомості щодо 19 речовин – продуктів хлорування, які є потенційно небезпечними для здоров'я населення. Серед них тригалометани (ТГМ), хлорфеноли, сполуки з груп галооцтових кислот, галоацетонітрилів, галогенованих альдегідів, кетонів і фуранонів. Залишається незрозумілим, чи можуть утворюватися при обробці води хлором хлоретилени, хлоретани, хлорбензоли й ряд інших ГВС. Небезпечними речовинами, що утворюються при хлоруванні води, є [273]:

Хлороформ	1,2-Дихлоретан
Чотирихлористий вуглець	1,1-Дихлоретилен
Дихлорбромметан	Трибромметан
Дибромхлорметан	2,4,6-трихлорфенол
Трихлоретилен	2-хлорфенол
Тетрахлоретилен	Дихлорацетонітрил

Особливо небезпечні мутагенні сполуки, здатні викликати появу злоякісних пухлин. Дослідження фінських учених виявили пряму залежність між мутагенністю хлорованої води і почастішанням злоякісних захворювань. Результати досліджень такі: вживання хлорованої води особливо сильно позначається на жінках – майже в два рази збільшується імовірність захворіти на рак стравоходу, в 1,5 рази – на рак сечового міхура і прямої кишки, в 1,1 рази – на рак молочної залози. Серед чоловіків вживання хлорованої води призводить до збільшення ймовірності раку легенів. І ще – хлорована вода на 30 % прискорює процес старіння [272]!

Нами проаналізовано дані Державного комітету статистики України, які свідчать про зростання випадків захворювання серед населення: на новоутворення порівняно з 1990 роком у 2011 році кількість зросла на 113 тис.; на хвороби системи кровообігу – на 1197 тис.; на хвороби сечостатевої системи – на 871 тис. [274].

До речі в книзі «Світ, який не повинен загинути» висунуто припущення, що канцерогенну дію уже в знезараженій хлоруванням воді викликають не хлорвмісні побічні продукти взаємодії з хлором, а спори синьо-зелених водоростей, які в процесі еволюції мутували і стали стійкими до дії хлору [254].

Небезпека не обмежується тільки тим, що ми п'ємо хлоровану воду. Небезпечно використання і ванн та душу. Хлор легко всмоктується через шкіру при контакті під час прийняття душу, в басейні. За час, проведений у басейні, людина отримує в 141 разів більшу дозу тригалометанів, ніж при митті під душем, і в 93 рази більше, ніж якби просто випила склянку води з-під крана. Це пояснюється тим, що під час миття в теплій воді пори шкіри відкриті і тіло вбирає хлор як губка. Клуби пари, що утворюються навколо нас при прийомі душу, містять газоподібний хлороформ, що накопичується в легеневій тканині [272].

Ще одна причина, через яку хлорування не можна вважати універсальним методом знезаражування – існування хлоррезистентної мікрофлори: хлоростійких форм *E.coli*, *Pseudomonadaceae*, *Klebsiellae*, *Proteae*, *Legionella*, що відносяться до умовнопатогенних і патогенних мікроорганізмів та є стабільними контамінантами міських систем водопостачання. Стосовно спорових форм – хлор малоефективний. Відносно стійкі до хлору також мікробактерії, ентеровіруси, цисти найпростіших, синегнійна паличка, вірус гепатиту А (ВГА) [273].

Для дослідження впливу токсичних сполук у складі питної води на здоров'я людини та довкілля було використано метод біоіндикації по фітопланктону. Методика біотестування на мікроводоростях заснована на визначенні зміни розмноження водоростей під впливом токсичних речовин, які містяться у досліджуваній воді у порівнянні незабрудненою водою. Використано короткочасне біотестування тривалістю 96 годин, що дозволяє визначити наявність гострої токсичної дії. Для

визначення хронічної токсичної дії тестування слід проводити 14 діб. У якості тест-об'єкту використали культуру *Chlorella vulgaris*. Хлорела відноситься до одноклітинних водоростей. Клітини сферичні, з тонкою оболонкою діаметром 4,2...10,5 мкм. Культуру водоростей вирощували на штучному живильному середовищі Успенського №1. Чисельність клітин у суспензії, яку використовували для біотестування складає 10 млн. кл/мл.

Для отриманих модельних середовищ виміряно спектри коефіцієнту дифузного пропускання (рис. 6.9, 6.10).

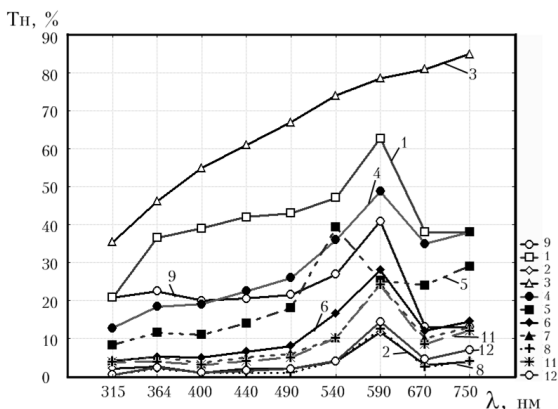


Рис. 6.9. Спектр ненормованого значення коефіцієнту пропускання T_n

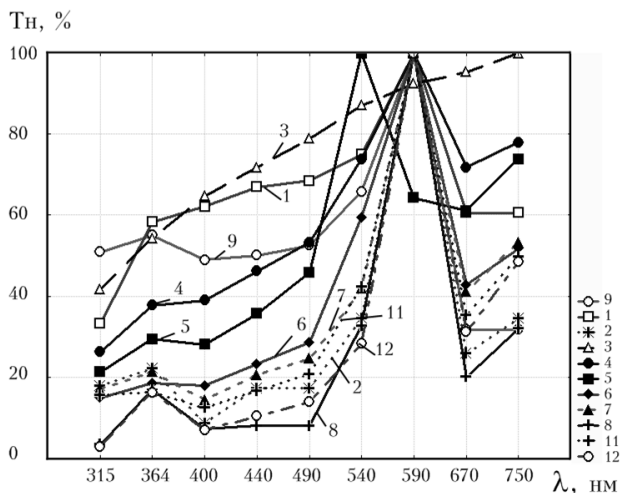
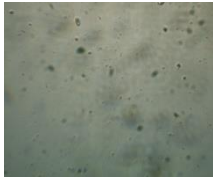


Рис. 6.10. Спектр нормованого значення коефіцієнту пропускання T_n

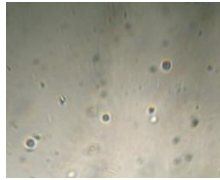
Для тестування використаємо дистильовану воду у яку додамо різні концентрації хлорорганічних сполук. У всі колби наливається по 100 мл контрольної або тестованої води та додається 0,5 мл підготовленої культури фітопланктону та 0,1 мл живильного розчину. Всі колби розміщуємо у люміностаат для цілодобового освітлення лампами денного світла на відстані 30-40 см від поверхні при освітленості 2000-3000 лк. Оптимальна температура для біотестування 18-20 °С.

Вимірювання чисельної концентрації частинок фітопланктону (рис. 6.11) здійснювалось за допомогою проточного аналізатора з ПЗЗ-камерою та розпізнаванням і підрахунком частинок на цифрових мультиспектральних зображеннях отриманих на характеристичних довжинах хвиль пігментів. Крім того було проведено спектрофотометричні дослідження зразків *in vitro*, що враховувало форму та розміри завислих частинок на основі ефекту сита. Результати досліджень

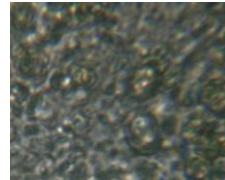
довели негативний вплив токсичних сполук у складі хлорованої питної води на здоров'я людини та довкілля.



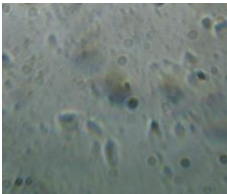
колба 1



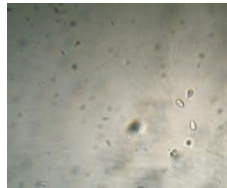
колба 2



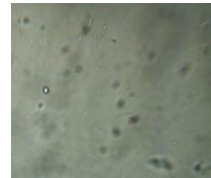
колба 3



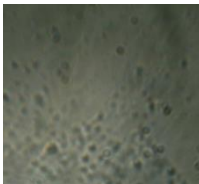
колба 4



колба 5



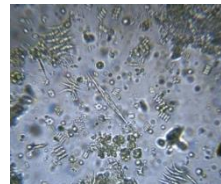
колба 6



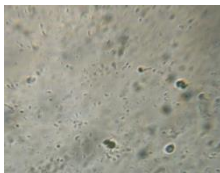
колба 7



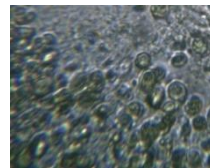
колба 8



колба 9



колба 11



колба 12

Рис. 6.11. Біоіндикація за допомогою фітопланктону питної води з різною концентрацією токсичних речовин

6.10. Контроль екологічного стану водних об'єктів дистанційними методами на основі мультиспектральних зображень

У роботі вдосконалено методи оптичного контролю екологічного стану водних об'єктів дистанційними методами на основі мультиспектральних зображень, що дозволяє оцінити комплексний антропогенний вплив на їх екосистеми. Інтегральне оцінювання забруднення водного об'єкта здійснюється на основі дослідження продукції водних рослин за допомогою оптичних методів. Збільшення антропогенного навантаження на природні екосистеми призводить до необхідності розробки відповідних методів та засобів контролю екологічного стану і оцінювання забрудненням водних об'єктів. Сучасні методи контролю екологічного стану повинні давати можливість приймати оперативні рішення у випадку порушення екологічної рівноваги внаслідок діяльності певних підприємств-забрудників.

Актуальність теми зумовлена необхідністю оперативного контролю інтегральних параметрів, що характеризують стан екосистем природних водних об'єктів. Для оцінювання стану природних водних екосистем необхідно здійснювати збір інформації про її хімічні, біологічні, гідрологічні та фізичні параметри одночасно на великій території водного об'єкта (річки чи озера). Контроль забруднення водного об'єкту промисловими підприємствами вимагає періодичного вимірювання всіх параметрів, що призводить до суттєвих витрат як на самі лабораторні дослідження, так і на транспортування проб з визначених місць відбору. Внаслідок того, що суб'єкти державного моніторингу водних об'єктів мають обмежені фінансові можливості, контроль екологічного стану природних водних об'єктів здійснюється досить рідко. У проміжках між вимірюваннями реальний стан забруднення водних об'єктів не контролюється, що призводить до зростання забруднення водних

об'єктів та суттєвого погіршення їх екологічного стану. Надмірне антропогенне навантаження призводить до порушення рівноваги екосистем водних об'єктів, спричиняє кризовий стан багатьох з них та втрату здатності до самовідновлення. Значне погіршення якості води природних водойм є надзвичайно серйозною проблемою для всього світу в цілому та України, зокрема. У результаті діяльності людини у водойми разом із промисловими, комунальними чи сільськогосподарськими стоками надходить та акумулюється велика кількість різноманітних забруднюючих речовин: важкі метали, біогенні елементи, сполуки органічного походження (пестициди, гербіциди, поверхнево-активні речовини, нафтопродукти тощо).

Теоретичні та практичні аспекти дистанційного оптичного контролю інтегральних параметрів, що характеризують стан екосистем природних водних об'єктів розвинуті недостатньо. При цьому відомі методи і засоби оптичного контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ не забезпечують високу вірогідність контролю, що ускладнює оцінювання рівня забруднення водних об'єктів. Отже, для підвищення вірогідності контролю виникає необхідність вдосконалення методів, розроблення засобів контролю та спеціальних методик контролю якості вод, які б дозволили більш точно визначати інтегральні параметри, що характеризують стан водних екосистем, а, відповідно, що дає можливість оцінювати антропогенний вплив на водні екосистем та прогнозувати якість поверхневих вод.

Інтегральний контроль забруднення можливо здійснювати за допомогою біоіндикації по різноманітним водним організмам. Зокрема, у “Єдиному міжвідомчому керівництві по організації та здійсненню державного моніторингу вод” біотестування вказане, як один обов'язкових методів аналізу токсичності поверхневих вод.

Використання макрофітів, як індикаторів екологічного стану водойм видається надзвичайно привабливим, адже вони – видимий і зручний для спостережень об'єкт. У Директиві 2000/60/ЕС [177] макрофіти розглядаються як важливий «елемент якості для класифікації екологічного статусу» природних та «екологічного потенціалу» сильно змінених та штучних водних об'єктів. При цьому, для річок і озер, як «елемент біологічної якості» рекомендується використовувати вищі водяні рослини. При дослідженні сильно змінених і штучних водних об'єктів рекомендується використовувати «біологічні елементи якості» за характеристиками таких типів природних поверхневих водних об'єктів, з якими найбільш схожі досліджувані водойми.

Водні макрофіти – це збірна група, яка поєднує крупні рослини (видимі незброєним оком), що належать до різних систематичних груп та існування яких тісно пов'язане з водою. До них належать деякі водорості, мохи, папороті, плауни, хвощі та квіткові рослини, що здатні рости в умовах водного середовища або надлишкового зволоження (мешкають як безпосередньо у воді, так і в прибережній зоні) [33].

Макрофіти чутливі до змін багатьох параметрів та характеристик водного об'єкту: гідрологічного режиму, трофічного статусу, стадії розвитку, специфіки хімізму води тощо. Навіть попереднє обстеження рослинності водойми дозволяє зробити експрес-оцінку її екологічного стану [275].

Вищі водяні рослини у складі трофічного ланцюга гідробіоценозу виступають, як один з головних компонентів автотрофного блоку, забезпечуючи трансформацію потоку енергії та мінеральних компонентів у первісну органічну речовину. Макрофіти впливають на фізико-хімічні параметри гідроекосистеми, визначають динаміку заростання акваторії, збагачують якісний і кількісний склад гетеротрофного блоку, створюють сприятливі умови для відтворення фітофільної

іхтіофауни. Особливу роль вищі водяні рослини відіграють у процесі самоочищення гідроекосистеми, забезпечуючи виконання низки функцій (фільтраційну, поглинальну, накопичувальну, санітарну, окислювальну, детоксикаційну), завдяки яким здійснюється вилучення значної кількості біогенних елементів та акумуляція забруднюючих речовин, що сприяє формуванню якісних показників води. Зарості вищої водної рослинності можуть служити перешкодою потрапляння у водні екосистеми з поверхневим стоком розсіяних забруднень. Стосовно поверхневих вод України різного типу, колективом фахівців Інституту гідробіології НАНУ була розроблена кількісна дев'ятирозрядна класифікація розвитку макрофітів за трьома показниками (фітомаса, відсоток заростання водного об'єкта в цілому, проективне покриття в заростях). Вона може бути використана, як критеріальна основа для оцінювання ступеня і характеру розвитку макрофітів [33].

При вивченні характеру заростання і розподілу рослинності необхідні картографічні матеріали або плани водного об'єкту (бажано з глибинними відмітками), спираючись на які можна провести його попереднє районування і скласти схеми заростання, беручи до уваги, насамперед, морфометричні ознаки. Детальне вивчення рослинності здійснюють у виокремлених ділянках безпосередньо на водному об'єкті. Можна скористатися матеріалами аерофотозйомки у вегетаційний сезон. З допомогою аерометодів можна також визначати характер розміщення повітряно-водної рослинності і рослинності з плаваючим листям по акваторії водних об'єктів, визначати контури і структуру заростей, розраховувати площі заростання. Видовий склад, характер поширення, структура рослинних угруповань, показники фітомаси і площі зарослої акваторії є маркерами, які візуально виявляють екологічний стан водних об'єктів. Спостереження за динамікою якісних і кількісних показників

розвитку водної рослинності дозволяють визначити напрямок сукцесії водних екосистем.

Як одним з методів, що дає змогу оперативно отримати інформацію про порушення нормального функціонування водних екосистем, використовується аналіз їх оптичних параметрів у видимому та ближньому інфрачервоному діапазоні спектра з допомогою приладів дистанційного контролю. Цей метод моніторингу водних об'єктів, що безпосередньо пов'язаний з аерокосмічними засобами, до теперішнього часу не знайшов широкого застосування в системі моніторингу водних об'єктів прісноводних екосистем річок та озер. Переваги аерокосмічних методів полягають у відносній простоті отримання інформації, оперативності її збору одночасно на великих територіях. Недоліки полягають у тому, що інформацію, яка отримується цим методом, в загальному випадку досить складно інтерпретувати у вигляді параметрів традиційної гідрохімії та гідробіології. Це пов'язано з малою роздільною здатністю і низькою точністю визначення цих параметрів за допомогою методів оптичного дистанційного аерокосмічного контролю, оскільки отриманий при цьому оптичний сигнал незначно змінюється при зміні складу присутніх у воді сполук. Основним напрямком дослідження водних об'єктів за допомогою дистанційного оптичного зондування є вивчення процесу евтрофування водних об'єктів.

Підчас дистанційного оптичного зондування висхідний потік випромінювання від водного середовища може досліджуватись не безпосередньо у воді, а в безпосередній близькості від об'єкта, тому можливо не враховувати спотворення сигналу атмосферою між об'єктом і приймачем випромінювання. Пряма оптична задача полягає в тому, щоб розрахувати спектри коефіцієнтів яскравості для водних об'єктів, знаючи первинні гідрооптичні характеристики і концентрації забруднюючих речовин. Зворотна задача полягає в переході від

спектральних характеристик висхідного випромінювання до концентрацій забруднюючих речовин, оскільки існує зв'язок між вимірюваними спектральними характеристиками і інтегральними гідробіологічними та гідрохімічними параметрами досліджуваного об'єкта. На першому етапі отримують спектри висхідного випромінювання і зіставляють їх з концентраціями забруднюючих речовин, отриманих традиційними хімічними та біологічними методами (опорної інформації). На другому етапі визначають концентрації забруднюючих речовин за спектральними характеристиками.

Схема обробки результатів дистанційного оптичного контролю водних об'єктів наведена на рис. 6.12.

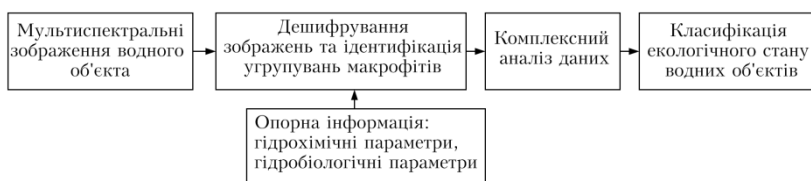


Рис. 6.12. Структурна схема обробки результатів дистанційного оптичного контролю водних об'єктів

Отримати спектральне зображення великого природного водного об'єкту та оцінити стан його екосистеми можливо, наприклад, за супутниковими даними, однак провести інтерпретацію цих даних можливо лише із залученням опорної інформації. Безумовно, одним з найбільш суб'єктивних моментів у дослідженнях, що використовують дистанційну спектрометрію, є спосіб представлення результатів. Це стосується, в першу чергу, методу дешифрування мультиспектральних космічних знімків, оскільки кінцеві дешифровані дані можуть нести в собі значні неточності за рахунок геометричної і атмосферної корекції. Більш точними є спектрометричні зображення, виконані з борту літака, який летить на низькій висоті. Дослідження здійснюється

на характеристичних довжинах хвиль пігментів водоростей, насамперед хлорофілу *a*. У цьому випадку найбільш інформативними у видимій області спектру є фіолетово-синя область 420..460 нм та червона область 660..700 нм. При дистанційному мультиспектральному контролі забруднення водних середовищ порівнюється яскравість випромінювання, що виходить з водного середовища у цих областях спектру. При цьому суттєвий внесок у видимому та ближньому ІЧ діапазонах довжин хвиль у вимірювальний сигнал дає атмосферний аерозоль та сигнал дзеркального відбивання від поверхні водного об'єкта, що загалом досягає до 90% сигналу яскравості. Внесок, який дає атмосферний аерозоль може бути вилючений, як систематична похибка. Залишок, який складатиме 1..2% визначається методичною похибкою, пов'язаною з неточністю математичної моделі атмосферного аерозолю. Складова сигналу яскравості, що формується за рахунок відбивання від поверхні водного об'єкта, несе інформацію про забруднення його поверхні. Це, в першу чергу, забруднення паливно-мастильними матеріалами, які доцільно досліджувати у діапазоні хвиль біля 400 нм. У якості потужних джерел випромінювання для цього діапазону використовують імпульсні лазери на рубіні з подвоєнням частоти (350 нм) або на ітрій-алюмінієвому гранаті з неодимом, що працюють на третій гармоніці (355 нм). Глибина на якій здійснюється дистанційний мультиспектральний контроль забруднення водних середовищ обмежується затуханням оптичного випромінювання у шарі товщиною $l = 3/\alpha = 3\lambda/4\pi k$, де α – коефіцієнт затухання, k – уявна частина комплексного показника заломлення. Такий приповерхневий шар водного середовища формує 95% випромінювання. При цьому у чистій воді, що відноситься до 1 класу якості на довжині хвилі 700 нм можливе дослідження шару товщиною до 8,7 м. Зміна довжини хвилі у видимому та ближньому інфрачервоному діапазоні

дозволяє контролювати забруднення у приповерхевому шарі необхідної товщини.

У зв'язку з необхідністю послідовної корекції спектрометричної інформації на декількох рівнях необхідно використати трирівневу систему контролю, де інформація, що одержується на верхньому рівні (космічний апарат), уточнюється інформацією отриманою аналогічною апаратурою з літака або вертольота, який летить на низькій висоті. Остання ж, у такому експерименті збирається синхронно з традиційними гідрохімічними і гідробіологічними даними (рис. 6.13).



Рис. 6.13. Структурна схема трирівневого оптичного контролю екологічного стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів

Подальші дослідження забруднення водних об'єктів методами цифрової колориметрії та мультиспектральних зображень пов'язано із застосуванням телевізійних засобів

контролю та формування найбільш інформативних зображень шляхом оптимального вибору спектральних та поляризаційних фільтрів. При цьому порівнюється матриця зображень водного об'єкту, отриманих у декількох спектральних діапазонах при різних положеннях кута повороту поляризаційного фільтру. Кореляційне опрацювання масиву мультиспектральних зображень дозволяє з високою достовірністю локалізувати місце забруднення водного об'єкту та оцінити його значення.

Отже, вдосконалено багаторівневі системи оптичного мультиспектрального контролю, які дають змогу здійснювати неперервний моніторинг екологічного стану водних об'єктів, що зменшує собівартість моніторингових екологічних досліджень з підвищенням їх природоохоронної ефективності. Багаторівнева система оптичного контролю підвищує точність вимірювань за рахунок декількох етапів коригування результатів вимірювань на тестових ділянках, для яких отримана опорна гідробіологічна та гідрохімічна інформація.

6.11. Алгоритмічне і програмне забезпечення засобу контролю концентрацій частинок фітопланктону

Використання ПЗЗ-камери дозволяє отримувати цифрові зображення частинок фітопланктону, що має ряд переваг: можливість комп'ютерної обробки зображень частинок, висока достовірність розпізнавання частинок певного типу, архівування та створення бібліотеки зображень частинок різних типів.

Загальний алгоритм роботи засобу контролю концентрацій частинок фітопланктону такий: на початку роботи встановлюються основні параметри експерименту – діапазон та крок зміни довжини хвилі зонduючого випромінювання. У випадку застосування у якості джерела випромінювання перестроюваного монохроматора ці значення встановлюються за допомогою руху дифракційної ґратки кроковим двигуном, на який подаються сигнали керування з мікроконтролера. А у

випадку застосування напівпровідникових лазерів чи світлодіодних джерел випромінювання значення довжини хвилі визначаються їх характеристиками і змінюються дискретно. Далі здійснюється встановлення кута повороту поляризатора. Враховуючи неповну поляризацію випромінювання у поляризаційних елементах на ПЗЗ камері буде отримано змішане зображення поляризованої та неполяризованої компоненти. Враховуючи особливості індикатрис розсіювання частинок фітопланктону, які полягають у тому, що інформація про форму та властивості частинок міститься у бічних пелюстках індикатриси, доцільно підвищити їх рівень на зображенні відносно головної пелюстки індикатриси. Це реалізується шляхом встановлення поляризатора у таке положення, при якому досягається мінімум інтегрального сигналу зображення. ПЗЗ-камерою формується інформаційне зображення та записується у файл. Робота програми повторюється на інших довжинах хвиль. Далі здійснюється комплексна обробка зображень та розпізнавання типів частинок. Після проведення усіх вимірювань відбувається підрахунок частинок різних типів та обчислення їх концентрацій. Частинки фітопланктону фітопланктону використовуються у якості біоіндикатора, що дозволяє контролювати індекс забруднення водного середовища та клас якості води.

Загальний алгоритм обробки спектрополяриметричних зображень частинок з ПЗЗ камери такий:

- виділення необхідного фрагменту;
- фільтрація зображення;
- підвищення контрасту;
- морфологічний аналіз;
- визначення параметрів частинок та їх статистичний аналіз;
- порівняння з характерними зображеннями для частинок певного типу та їх розпізнавання.

Морфологічний аналіз зображення полягає у дослідженні форм окремих частинок і складається з таких операцій:

– структуризації зображення шляхом порівняння з шаблоном структуроутворюючого елемента заданої форми та розмірів;

– виділення контурів, які розділяють частинки, що поєднані у агломерати;

– бінаризації, тобто перетворення напівтонового зображення у чорно-біле;

– сегментації – формування сегментів зображення, що відповідають окремим частинкам.

На даний час існує ряд методів оброблення зображення, які призначенні для вирішення конкретних задач. Вони реалізуються за допомогою спеціалізованих бібліотек функцій обробки зображень. Використаємо у подальшому аналізі MATLAB, що має як найбільш багату бібліотеку математичних функцій для обробки зображень, так і можливість роботи безпосередньо з контрольно-вимірювальними засобами підключеними до персонального комп'ютера через COM та USB порти [276, 277]. Графічний інтерфейс користувача цієї програми для вікна обробки спектрополяриметричних зображень частинок фітопланктону – на рис. 6.14.

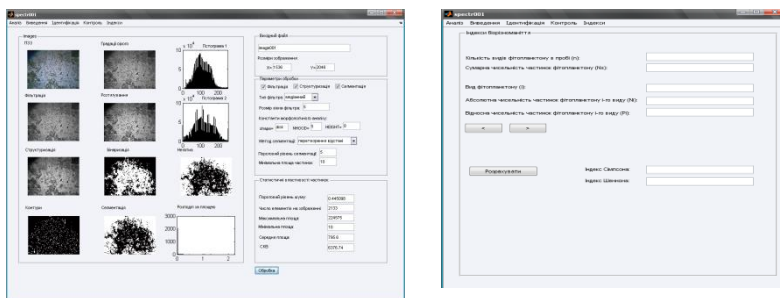


Рис. 6.14. Графічний інтерфейс користувача програми засобу контролю концентрацій частинок фітопланктону спектрополяриметричним методом

При роботі засобу контролю з товстим шаром фітопланктону та багаторазовим відбиванням на ПЗЗ-камері формується дифракційне зображення, що характеризує усереднені форму та

розміри частинок фітопланктону. При цьому інформативним є все отримане зображення з ПЗЗ-камери і виділення фрагменту зображення не потрібне. Розміри частинок визначаються за допомогою обчислення різниці між дифракційними максимумами.

Однак при роботі засобу контролю з тонким шаром фітопланктону, у якому забезпечується режим однократного відбивання у моношарі частинок, на ПЗЗ-камері формуються дифракційні зображення декількох частинок (рис. 6.15). Здійснюється виділення контурів частинок та виділення фрагментів дифракційних зображень окремих частинок. Розміри частинок визначаються переважно на основі геометричних розмірів контуру. Аналіз дифракційної частини зображення та порівняння її з типовими зображення допомагає підвищити достовірність розпізнавання частинок.

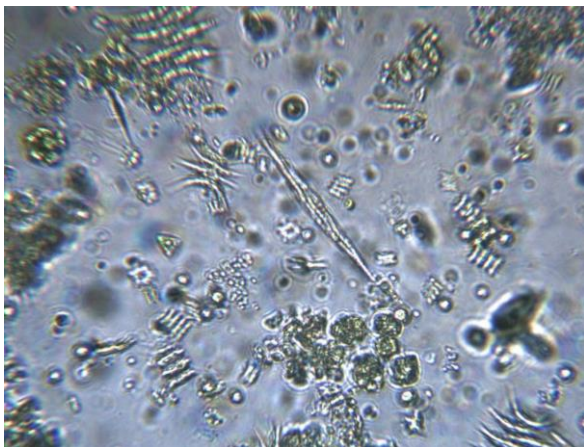


Рис. 6.15. Зображення отримані при дослідженні шару фітопланктону

Для виділення зображення на фоні шумів використовується їх лінійна та нелінійна фільтрація. При застосуванні лінійної низькочастотної фільтрації здійснюється усереднення сусідніх елементів зображення, за рахунок чого зменшується величина високочастотних гармонік як шуму, так і корисного зображення.

Це знижує рівні шуму, однак призводить до розмиття контурів зображення. Для того, щоб знизити рівень шуму без розмиття контурів зображення, необхідно використовувати нелінійну фільтрацію. Одним з найбільш поширених методів її здійснення є медіанний фільтр. При цьому по зображенню рухається маска $m \times n$, центральний елемент маски замінюється медіанним значенням – медіаною впорядкованої по зростанню послідовності елементів зображення, що потрапляють у маску. При виході маски на границю зображення елементи маски, які не потрапляють на зображення, замінюються нулями. Медіанний фільтр досить просто та ефективно подавляє дрібнодисперсний шум, що виникає у ПЗЗ-камері. При зростанні розмірів вікна шум подавлюється сильніше, однак починається розмиття інформативних елементів зображення. При застосуванні адаптивної медіанної фільтрації розмір вікна змінюється від мінімального до максимального в залежності від характеристик зображення в області фільтрації. Ще більш ефективним фільтром для подавлення завад на зображенні є фільтр Вінера. Фільтр Вінера шукає наближення \hat{f} , що мінімізує середньоквадратичне відхилення

$$e^2 = E(f - \hat{f}), \quad (6.92)$$

де E – оператор математичного очікування;
 f – неспотворене зображення.

Двовимірний фільтр Вінера шукає для елементів маски середнє значення та середньоквадратичне відхилення:

$$\mu = \frac{1}{n \cdot m} \sum N_{ij}; \quad \sigma^2 = \frac{1}{n \cdot m} \sum (N_{ij})^2 - \mu^2. \quad (6.93)$$

Далі елементи зображення замінюються на

$$b_{ij} = \mu + \frac{\sigma^2 - v^2}{\sigma^2} (N_{ij} - \mu), \quad (6.94)$$

де v^2 – середньоквадратичне значення шуму для всього зображення.

Використання двовимірної фільтрації Вінера для обробки досліджуваних зображень вимагає більших витрат машинного часу у порівнянні з медіанною фільтрацією. Тип фільтрації та її

параметри підбираються та налаштовуються для кожного виду зображень частинок фітопланктону індивідуально.

Контраст цифрового зображення на виході ПЗЗ-камери визначатиметься максимальним та мінімальним числам для пікселів, що відповідають мінімально та максимально освітленим елементам ПЗЗ-матриці

$$E_N = \frac{N_{\max} - N_{\min}}{N_{\max} + N_{\min}}. \quad (6.95)$$

Для підвищення контрасту використаємо наступну функцію перетворення яскравості зображення, коли рівням вхідного зображення, що лежать у інтервалі $[N_{\min_in}, N_{\max_in}]$ присвоюються нові значення $[N_{\min_out}, N_{\max_out}]$, щоб охопити весь можливий інтервал зміни яскравості $[0, D]$, який складає при використанні n розрядного аналого-цифрового перетворення $[0, 2^n - 1]$. При цьому доцільно відкинути значення, що лежать поза межами інтервалу $[N_{\min_in1}, N_{\max_in1}]$, зменшивши таким чином рівень шумів. Інтервали $[N_{\min_in1}, N_{\max_in1}]$ та $[N_{\min_in}, N_{\max_in}]$ співвідносяться таким чином, що відкидається деяка частка $\delta\%$ пікселів з обох боків гістограми зображення. Введемо допоміжні коефіцієнти

$$\begin{aligned} k_{\max_out} &= \frac{D}{N_{\max_out}}; k_{\min_out} = \frac{D}{N_{\min_out}}; \\ k_{\max_in} &= \frac{D}{N_{\max_in1}}; k_{\min_in} = \frac{D}{N_{\min_in1}}. \end{aligned} \quad (6.96)$$

Враховавши $k_{\max_out} = 1$, $k_{\min_out} = 0$ запишемо функцію перетворення яскравості зображення

$$N_{outij} = \frac{N_{inij} - (2^n - 1)k_{\min_in}}{k_{\max_in} - k_{\min_in}}. \quad (6.97)$$

Криву перетворення яскравості зображення за формулою (6.97). При такому перетворенні гістограма початкового зображення в інтервалі $[N_{\min_in1}, N_{\max_in1}]$ розтягується у вихідному зображенні до $[N_{\min_out}, N_{\max_out}]$, тобто здійснюється еквалізація гістограми. Для виділення необхідних елементів зображення використовують нелінійні криві

перетворення яскравості (рис. 6.16, б, в) застосовуючи гамма-корекцію, k_{gamma} – коефіцієнт гамма-корекції.

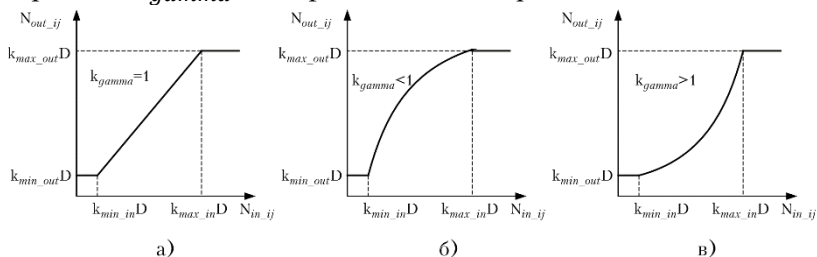


Рис. 6.16. Криві корекції яскравості зображення:

а) лінійна корекція,

б) гамма-корекція з $k_{gamma} < 1$,

в) гамма-корекція з $k_{gamma} > 1$ б – диск 3 рх; в –5 рх; г –10 рх

Використаємо лінійне перетворення яскравості зображення ($k_{gamma} = 1$) та прийнемо $\delta_{\%} = 1\%$, при обмеженні діапазону градацій яскравості вхідного зображення.

Якщо орієнтовна форма частинок відома, то можливо здійснити пошук та інтерпретацію елементів зображення, використовуючи у якості маски матрицю, що містить шаблон структуроутворюючого елементу заданої форми та розмірів. Проведемо структуризацію зображень, використавши у якості шаблону структуроутворюючого елементу диск різного діаметру. Слід відзначити, що при такому перетворенні форма зображення частинки дещо спотворюється та наближається до форми структуроутворюючого елементу зображення;

Для аналізу окремих частинок фітопланктону необхідно здійснити сегментацію зображення на окремі області. Для цього необхідно не лише виділити частинки на фоні завад, але й, при необхідності, розділити зображення окремих частинок, якщо вони накладаються одне на одне, або, у випадку коли частинки поєднані у агломерати. Перша задача вирішується шляхом перетворення напівтонового зображення, що має багато градацій яскравості, у бінарне (чорно-біле), що має лише дві градації яскравості. Друга задача більш складна. Для її вирішення можна використати метод водорозділів [276]. Якщо інтерпретувати

напівтонове зображення у вигляді поверхні рівнів на якій значення елементів зображення $f(x, y)$ інтерпретується, як висота, то лінії водорозділу будуть контурними лініями, що розділятимуть поєднані частинки. За допомогою логічного множення бінаризованого зображення та зображення контурів водорозділів отримуємо сегментоване зображення, у якому частинки розділені одна від одної.

Недоліком усіх методів сегментації є помилки при розділенні зображень частинок, які накладаються. Помилки можуть бути двох типів: надлишкова сегментація – зображення частинки розбите на сегменти; недостатня сегментація – зображення декількох частинок не розділене. Помилки цих двох типів зменшуються при правильній настройці порогових значень сегментації, а також попередніх ланок фільтрації та структуризації.

Виділення контуру частинки, при роботі у режимі однократного розсіювання моношаром частинок, полягає у побудові границі об'єкту. При роботі у режимі товстого шару рідини та багатократного відбивання необхідно будувати контури дифракційних максимумів зображення та обчислювати різницю між ними. Границя розглядається, як область різкого перепаду функції яскравості зображення. Для виділення контурів можна використати методи високочастотної фільтрації, просторового диференціювання та функціональної апроксимації. Для виділення контурів існують оператори Роберта, Лапласа, Собела, Кені, Уоллеса, Кірша, що реалізовані у багатьох математичних пакетах.

Отримавши сегментоване чорно-біле зображення, у якому кожна частинка представлена на цифровому зображенні сегментом, визначимо площу кожного сегменту та проведемо статистичну обробку цих даних. Результати обчислень наведено у табл. 6.1 підчас автоматизованого вимірювання параметрів частинок для різних видів фільтрації, структуризації та сегментації на прикладі дослідження зображення фітопланктону.

де $x_m \times y_m$ – розміри маски двовимірного фільтру;

d_s – діаметр диску структуроутворюючого елементу;

МС – метод сегментації за водорозділами; ПВ – за допомогою перетворення відстані; М – з використанням маркерів локальних мінімумів;

p – пороговий рівень при обчисленні локальних мінімумів; N_{seg} – кількість сегментів; S_{max} , S_{min} , S_{mean} , σ_S – максимальна, мінімальна, середня площі сегментів та середньоквадратичне відхилення площі.

Оптимальним для компромісу між надлишковою та недостатньою сегментацією для даного зображення частинок фітопланктону виявилось застосування двовимірного фільтру Вінера з розміром вікна 5×5 та використання у якості шаблону структуроутворюючого елементу диску діаметром 5 px. При застосуванні методу сегментації за водорозділами з допомогою перетворення відстані (№ 13, табл. 6.1) було отримано значення середньої площі частинок $237,553 \text{ px}^2$. При застосуванні методу сегментації за водорозділами з використанням маркерів локальних мінімумів та пороговим рівнем 100 (№ 26, табл. 6.1) було отримано значення середньої площі частинок $247,667 \text{ px}^2$. Гістограми розподілу сегментів зображення фітопланктону за площею для різних видів фільтрації, структуризації та сегментації відповідно табл. 6.1 показано на рис. 6.17. Метод сегментації з використанням маркерів локальних мінімумів є більш прийнятним, оскільки, при встановленні необхідного порогового рівня при обчисленні локальних мінімумів, дає менший рівень як дрібнодисперсних шумів, так і розділяє на окремі сегменти частинки, які поєднані у агломерати.

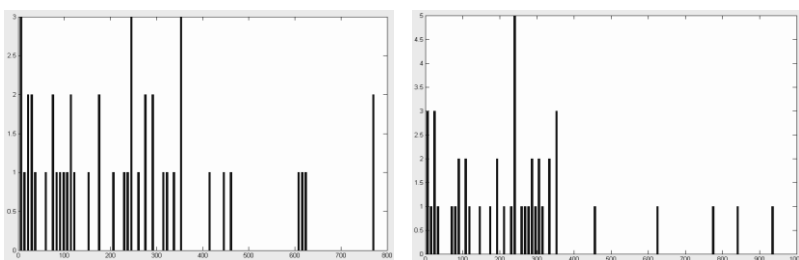
Таблиця 6.1.

Результати автоматизованого вимірювання параметрів частинок фітопланктону

№	фільтр	$x_m \times y_m, \mu\text{m}$	$d_s, \mu\text{m}$	МС	ρ	N_{seg}	$S_{\text{max}}, \mu\text{m}^2$	$S_{\text{min}}, \mu\text{m}^2$	$S_{\text{mean}}, \mu\text{m}^2$	$\sigma_s, \mu\text{m}^2$
1.	медіан.	5×5	5	ПВ	-	63	766	3	172,27	159,928
2.	медіан.	7×7	5	ПВ	-	63	757	5	177,111	153,247
3.	медіан.	9×9	5	ПВ	-	64	741	3	186,672	160,753
4.	медіан.	5×5	6	ПВ	-	60	774	3	183,033	171,773
5.	медіан.	7×7	6	ПВ	-	57	754	5	188,439	167,233
6.	медіан.	9×9	6	ПВ	-	65	873	3	187,369	179,558
7.	медіан.	5×5	7	ПВ	-	56	759	3	193,5	188,197
8.	медіан.	7×7	7	ПВ	-	55	759	5	199,236	184,543
9.	медіан.	9×9	7	ПВ	-	60	1051	3	207,833	206,978
10.	Вінера	5×5	5	ПВ	-	59	770	3	188,169	167,826
11.	Вінера	7×7	5	ПВ	-	55	767	3	195,545	163,981
12.	Вінера	9×9	5	ПВ	-	54	770	2	196,056	165,099
13.	Вінера	5×5	7	ПВ	-	47	774	2	237,553	200,659
14.	Вінера	7×7	7	ПВ	-	48	755	3	223,125	182,419
15.	Вінера	9×9	7	ПВ	-	49	781	2	223,388	191,399
16.	Вінера	5×5	6	ПВ	-	52	774	1	208,442	164,39
17.	Вінера	7×7	6	ПВ	-	53	771	3	204,906	169,833
18.	Вінера	9×9	6	ПВ	-	51	770	2	209,667	169,312
19.	Вінера	5×5	7	М	30	58	931	2	188,672	162,354
20.	Вінера	5×5	7	М	40	57	930	2	192,175	161,862
21.	Вінера	5×5	7	М	50	54	935	2	204,241	175,775
22.	Вінера	5×5	7	М	60	51	938	1	216,784	177,722
23.	Вінера	5×5	7	М	70	50	937	1	221,12	177,447
24.	Вінера	5×5	7	М	80	50	937	1	221,1	177,197
25.	Вінера	5×5	7	М	90	47	940	1	236,298	194,268
26.	Вінера	5×5	7	М	100	45	940	1	247,667	211,199
27.	Вінера	5×5	7	М	150	43	1252	1	260,465	251,168

На основі статистичних даних по середньому розміру частинок (ρ) чи їх показнику заломлення (m) можливо розпізнати частинки певного типу. Однак суттєвим недоліком такого підходу є необхідність побудови калібровочних кривих для

обчислення емпіричних коефіцієнтів, крім того при цьому не враховується структура та форма частинок, адже для частинок складної структури та форми неможливо підібрати суспензію з штучно створеними частинками параметри яких відомі. Тому доцільно здійснювати безпосереднє порівняння дифракційних спектрополяриметричних зображень частинок із зображеннями для частинок відомого типу, структури, форми та розмірів визначеними за допомогою зразкового засобу вимірювань, наприклад, за допомогою електронного мікроскопу.



а) метод сегментації з допомогою перетворення відстані

б) метод сегментації з використанням маркерів локальних мінімумів

Рис. 6.17. Гістограми розподілу сегментів зображення за площею:

Найпростішим методом порівняння є обчислення різницевого зображення ΔN_{ij} між елементами виміряного N_{ij} і еталонного зображення $N_{et.ij}$

$$\Delta N_{ij} = N_{ij} - N_{et.ij}. \quad (6.98)$$

У поняттях теорії рішень таке порівняння двох багатовимірних векторів \mathbf{x} та \mathbf{y} зводиться до знаходження евклідової відстані між ними [145]

$$\begin{aligned} d(\mathbf{x}, \mathbf{y}) &= \|\mathbf{x} - \mathbf{y}\| = \|\mathbf{y} - \mathbf{x}\| = \\ &= \left[(x_1 - y_1)^2 + \dots + (x_n - y_n)^2 \right]^{1/2}. \end{aligned} \quad (6.99)$$

Якщо евклідова відстань не перевищує допустимого порогового значення, то частинка відповідає тому ж типу, що й еталонне зображення. При цьому слід врахувати, що розміри і

форма частинок певного типу є випадковими величинами розподіленими по закону близькому до Гаусового, а тому поріг слід вибирати таким чином, щоб охопити 99,9% частинок певного типу у фітопланктону, а також здійснити надійне розділення частинок різних типів.

Вибір найкоротшої евклідової відстані еквівалентний обчисленню розв'язувальної функції

$$d_j(\mathbf{x}) = \mathbf{x}^T \mathbf{m}_j - \frac{1}{2} \mathbf{m}_j^T \mathbf{m}_j, \quad (6.100)$$

де \mathbf{m}_j – середні вектори для j -того класу.

Розпізнавання частинок до певного класу здійснюється при найбільшому значенні $d_j(\mathbf{x})$. Розрізняюча гіперповерхня між класами ω_i та ω_j у випадку класифікатора по мінімуму евклідової відстані визначається рівнянням [145]

$$\begin{aligned} d_{ij}(\mathbf{x}) &= d_i(\mathbf{x}) - d_j(\mathbf{x}) = \\ &= \mathbf{x}^T (\mathbf{m}_i - \mathbf{m}_j) - \frac{1}{2} (\mathbf{m}_i - \mathbf{m}_j)^T (\mathbf{m}_i + \mathbf{m}_j) = 0. \end{aligned} \quad (6.101)$$

Метод розпізнавання по мінімуму евклідової відстані вимагає порівняння матриць зображень однакової розмірності. Оскільки у даному випадку сегменти зображення отримані у п. 4.1.4. мають різну площу, а відповідно і різну розмірність матриць, а також різні співвідношення між сторонами, то їх неможливо перетворити до матриць однакової розмірності без спотворень зображень сегментів. Тому цей метод порівняння є неприйнятним. Доцільно використати такий метод розпізнавання частинок, що дозволить порівнювати зображення частинок різних розмірів та забезпечить найменше значення помилки розпізнавання.

Одним з таких підходів є пошук просторової кореляції зображень. При аналізі початкового зображення $f_1(x, y)$ кореляційна задача полягає у знаходженні позицій на зображенні, що краще всього відповідають заданому еталонному зображенню $f_2(x, y)$. Оскільки просторова кореляція зображень, згідно з теоремою про кореляцію, зводиться до згортки у частотній області, а пошук просторової кореляції зводиться до добутку перетворених зображень

$$f_1(x, y) \circ f_2(x, y) \Leftrightarrow F_1(u, v) \cdot F_2^*(u, v), \quad (6.102)$$

де $f_1(x, y) \circ f_2(x, y)$ – просторова кореляція,

$F_1(u, v) \cdot F_2^*(u, v)$ – добуток перетворених зображень.

Для порівняння зображень різної розмірності використаємо їх обробку у частотній області за допомогою дискретного перетворення Фур'є (ДПФ), пряме ДПФ $F(u, v) = \text{fft2}(f(x, y))$ здійснюється так

$$F(u, v) = \sum_{x=0}^{M-1} \sum_{y=0}^{N-1} f(x, y) e^{-j2\pi(ux/M+vy/N)}, \quad (6.103)$$

де $f(x, y)$ – досліджуване зображення $M \times N$;

$x = 0, 1, 2, \dots, M - 1$; $y = 0, 1, 2, \dots, N - 1$ – просторові координати;

$u = 0, 1, 2, \dots, M - 1$; $v = 0, 1, 2, \dots, N - 1$ – частотні координати.

Тобто розмірність матриці у частотній області зберігається, однак її елементи є комплексними числами. Зворотнє ДПФ $f(x, y) = \text{ifft2}(F(u, v))$ здійснюється так

$$f(x, y) = \frac{1}{MN} \sum_{u=0}^{M-1} \sum_{v=0}^{N-1} F(u, v) e^{-j2\pi(ux/M+vy/N)}. \quad (6.104)$$

Порівняння двох зображень $f_1(x, y)$ та $f_2(x, y)$ при використанні ДПФ здійснюється за допомогою їх згортки у частотній області:

$$F_1(u, v) = \text{fft2}(f_1(x, y)); \quad (6.105)$$

$$F_2(u, v) = \text{fft2}(f_2(x, y)); \quad (6.106)$$

$$F_{con}(u, v) = F_1(u, v) \cdot F_2^*(u, v); \quad (6.107)$$

$$f_{con}(x, y) = \text{Re} \left(\text{ifft2}(F_{con}(u, v)) \right), \quad (6.108)$$

де $F_2^*(u, v)$ – матриця ДПФ з комплексно спряженими елементами.

При згортці матриць $F_1(u, v)$ та $F_2^*(u, v)$ різної розмірності результат $F_{con}(u, v)$ буде мати розмірність меншої матриці. Оскільки зображення частинок несиметричні, то і при отриманні ДПФ будуть отримані несиметричні спектри. При здійсненні згортки для більш точного порівняння у частотній області доцільно відцентрувати їх спектри за допомогою функції, що зміщує початок координат у центр частотної області.

При порівнянні досліджуваного $f_i(x, y)$ та зразкового $f_s(x, y)$ визначаємо коефіцієнт кореляції між ними

$$k_{corr} = \frac{\frac{1}{M_i N_i} \sum_{x=0}^{M_i-1} \sum_{y=0}^{N_i-1} \left[\operatorname{Re} \left(\operatorname{ifft2} \left(\operatorname{fft2} \left(f_i(x, y) \right) \cdot \operatorname{fft2}^* \left(f_s(x, y) \right) \right) \right) \right]}{\frac{1}{M_s N_s} \sum_{x=0}^{M_s-1} \sum_{y=0}^{N_s-1} \left[\operatorname{Re} \left(\operatorname{ifft2} \left(\operatorname{fft2} \left(f_s(x, y) \right) \cdot \operatorname{fft2}^* \left(f_s(x, y) \right) \right) \right) \right]} \quad (6.109)$$

Відбувається порівняння зображення досліджуваної частинки x_i з набором зразкових зображень m_j k видів (груп) частинок. Рішення про приналежність частинок до певної групи здійснюється по максимальному рівню коефіцієнту кореляції. Якщо отримане значення максимального коефіцієнту кореляції не перевищує заданого порогового значення, то частинка не відповідає жодному типу з наявних.

На основі результатів розпізнавання частинок за допомогою згортки у частотній області із застосуванням ДПФ розрахуємо співвідношення між частинками певних груп у загальній кількості (табл. 6.3).

Використання просторової кореляції зображень за допомогою згортки у частотній області із застосуванням ДПФ дозволяє провести розпізнавання частинок серії спектрополяриметричних зображень та отримати співвідношення частинок різних груп у фітопланктону. Однак помилка розпізнавання при цьому є співрозмірною з результатами візуальної мікроскопії.

Таблиця 6.2

Результати розпізнавання частинок за допомогою згортки у частотній області із застосуванням ДПФ

№	Косфіцієнти кореляції						Група К	Макс. коеф. корел.	Тип			
	Група 1			Група 2								
	Тип 1	Тип 2	Тип 3	Тип 4	Тип 5	Тип 6						
1.	0,937541	0,7575	0,887442	0,976243	0,582714	0,850473	0,871468	0,76729	0,946366	0,976243	4	
2.	0,728398	0,58852	0,675259	0,694714	0,938387	0,70739	...	0,713493	0,899067	0,664261	0,938387	5
3.	0,666519	0,482819	0,686395	0,569941	0,862243	0,58034	...	0,704892	0,925681	0,544957	0,925681	8
4.	0,808858	0,775795	0,789033	0,911578	0,477763	0,749051	...	0,764814	0,875473	0,875637	0,911578	4
5.	0,884027	0,64038	0,910389	0,755932	0,654859	0,931118	...	0,934923	0,814489	0,722795	0,934923	7
6.	0,801365	0,647475	0,832272	0,764306	0,852944	0,778252	...	0,863901	0,897676	0,730803	0,897676	8
7.	0,588233	0,653801	0,513805	0,564593	0,227851	0,308825	...	0,348992	0,336832	0,598244	0,653801	0
8.	0,680738	0,570689	0,467545	0,531118	0,229016	0,279756	...	0,343	0,284139	0,575896	0,680738	0
9.	0,982941	0,794181	0,979576	0,937485	0,770693	0,954591	...	0,943711	0,731851	0,89639	0,982941	1
10.	0,593305	0,692413	0,570453	0,630501	0,335349	0,461642	...	0,529219	0,406465	0,697576	0,697576	0
11.	0,663888	0,936234	0,544593	0,634367	0,325582	0,516104	...	0,494846	0,438524	0,859436	0,936234	2
12.	0,832801	0,948827	0,664585	0,750468	0,459967	0,699096	...	0,672794	0,584189	0,867879	0,948827	2
13.	0,480273	0,453085	0,397935	0,417233	0,156173	0,191886	...	0,213958	0,205995	0,387533	0,480273	0
14.	0,752923	0,995286	0,655961	0,761511	0,293131	0,444889	...	0,462805	0,428987	0,784113	0,995286	2
15.	0,538772	0,628771	0,459707	0,509231	0,271024	0,316849	...	0,417981	0,369106	0,57968	0,628771	0
16.	0,649952	0,724139	0,556506	0,600312	0,311686	0,351827	...	0,489781	0,433146	0,680802	0,724139	0
17.	0,534559	0,810368	0,443293	0,521681	0,305529	0,438745	...	0,434751	0,371856	0,694721	0,810368	2
18.	0,901895	0,767391	0,8781	0,996441	0,509463	0,710063	...	0,843776	0,652131	0,843483	0,996441	4
19.	0,845153	0,682854	0,783496	0,806607	0,896341	0,820778	...	0,827859	0,859166	0,770735	0,896341	5
20.	0,170844	0,574337	0,658985	0,677972	0,820264	0,677036	...	0,696298	0,877399	0,648252	0,877399	8
21.	0,999965	0,807936	0,927013	0,953722	0,615536	0,971124	...	0,979503	0,8102	0,911915	0,999965	1
22.	0,308582	0,29711	0,262295	0,283296	0,10398	0,124171	...	0,130387	0,127815	0,23371	0,308582	0
23.	0,58015	0,838239	0,564843	0,645554	0,327715	0,456753	...	0,542764	0,406622	0,762619	0,838239	2
24.	0,51064	0,656325	0,43722	0,495122	0,205214	0,313553	...	0,330552	0,305037	0,568405	0,656325	0
25.	0,641107	0,517992	0,594336	0,61146	0,933618	0,622616	...	0,627988	0,651737	0,584656	0,933618	5
26.	0,704988	0,95543	0,589526	0,683813	0,394271	0,538907	...	0,562354	0,485989	0,850868	0,95543	2
...
N	0,700074	0,565635	0,649	0,667699	0,924134	0,679883	...	0,685748	0,779444	0,63843	0,924134	5

Для збільшення вірогідності контролю концентрацій частинок фітопланктону необхідно зменшувати помилку розпізнавання типу частинок. Для цього використаємо метод розпізнавання на основі поєднання спектрополяриметричних зображень однієї частинки отриманих на різних довжинах хвиль та їх одночасного порівняння зі зразковими мультиспектральним зображеннями. При цьому слід знаходити множину евклідових відстаней (6.99) від між кожною з матриць сімейства, що буде вимагати значних витрат часу на обчислення. Іншим методом є обчислення зваженої відстані між середніми векторами сімейств \mathbf{m}_X та \mathbf{m}_Y , причому вага відстані визначається матрицею, зворотною ковариаційній матриці \mathbf{C}_Y сімейства зразкового зображення.

Таблиця 6.3

Результати співвідношення частинок по групам

Номер групи	Кількість частинок групи	Співвідношення частинок групи до загальної кількості
1	110	5,283381
2	234	11,23919
3	453	21,75793
4	234	11,23919
5	253	12,15178
6	232	11,14313
...
K	23	1,104707

Така метрика визначається відстанню Махаланобіса [276]

$$d(\mathbf{m}_Y, \mathbf{m}_X) = (\mathbf{m}_Y - \mathbf{m}_X)^T \mathbf{C}_X^{-1} (\mathbf{m}_Y - \mathbf{m}_X), \quad (6.110)$$

де середні вектори сімейств визначаються так:

$$\mathbf{m}_X = \frac{1}{L} \sum_{l=1}^L \mathbf{x}_l; \quad (6.111)$$

$$\mathbf{m}_Y = \frac{1}{L} \sum_{l=1}^L \mathbf{y}_l, \quad (6.112)$$

а ковариаційна матриця сімейства зразкового зображення отримується так

$$\mathbf{C}_Y = \frac{1}{L-1} \sum_{l=1}^L (\mathbf{y}_l - \mathbf{m}_Y)(\mathbf{y}_l - \mathbf{m}_Y)^T. \quad (6.113)$$

Проведемо мультиспектральне розпізнавання частинок за допомогою статистично оптимального класифікатора Байеса, що має наступну розв'язувальну функцію для нуля-одиничної функції втрат

$$d_j(\mathbf{x}|\omega_j) = p(\mathbf{x}|\omega_j)P(\omega_j), \quad (6.114)$$

де $j = 1, 2, \dots, K$, $p(\mathbf{x}|\omega_j)$ – функція щільності розподілу ймовірностей для вектора ознак класу ω_j , $P(\omega_j)$ – ймовірність виявлення класу ω_j . При невідомому векторі ознак процес класифікації полягає у обчисленні усіх K розв'язувальних правил і у призначенні зображенню класу, розв'язувальне правило якого дає найбільше числове значення.

Функції щільності розподілу ймовірностей вектора ознак для n -вимірної гаусової випадкової величини мають вигляд:

$$p(\mathbf{m}_X|\omega_j) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |\mathbf{C}_j|^{1/2}} e^{-\frac{1}{2}[(\mathbf{m}_X - \mathbf{m}_j)^T \mathbf{C}_j^{-1} (\mathbf{m}_X - \mathbf{m}_j)]}, \quad (6.115)$$

де \mathbf{C}_j та \mathbf{m}_j – коваріаційна матриця та середній вектор сімейства зразкових зображень класу ω_j , \mathbf{m}_X – середній вектор сімейства досліджуваних зображень, $|\mathbf{C}_j|$ – детермінант матриці \mathbf{C}_j .

Оскільки знаходження максимуму функції $d_j(\mathbf{m}_X)$ по j еквівалентно пошуку максимуму $\ln(d_j(\mathbf{m}_X))$, то можна записати розв'язувальну функцію так

$$d'_j(\mathbf{m}_X) = \ln(p(\mathbf{m}_X|\omega_j)P(\omega_j)) = \ln(p(\mathbf{m}_X|\omega_j)) + \ln(P(\omega_j)). \quad (6.116)$$

Підставивши у (4.25) конкретну функцію для багатовимірної гаусової величини, отримаємо

$$d'_j(\mathbf{m}_X) = \ln(P(\omega_j)) - \frac{n}{2} \ln 2\pi - \frac{1}{2} \ln |\mathbf{C}_j| - \frac{1}{2} [(\mathbf{m}_X - \mathbf{m}_j)^T \mathbf{C}_j^{-1} (\mathbf{m}_X - \mathbf{m}_j)] \quad (6.117)$$

Відкинувши однакову для всіх класів сталу величину $\frac{n}{2} \ln 2\pi$, отримаємо таку розв'язувальну функцію з відстанню Махаланобіса у квадратних дужках

$$d_j''(m_x) = \ln(P(\omega_j)) - \frac{1}{2} \ln|C_j| - \frac{1}{2} \left[(m_x - m_j)^T C_j^{-1} (m_x - m_j) \right] \quad (6.118.)$$

За рахунок підвищення ймовірності вірного розпізнавання частинок при застосуванні мультиспектрального розпізнавання за допомогою класифікатора Байєса з розв'язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса у просторі ознак вдалось підвищити точність визначення співвідношення частинок фітопланктону по групам у порівнянні з їх розпізнаванням на основі кореляційної обробки за допомогою згортки у частотній області із застосуванням ДПФ.

Концентрація частинок певної групи, що виміряна із серії дослідів N_d визначається як середньоквадратичне значення

$$C_{Zi} = \sqrt{\sum_{j=1}^{N_d} C_{Zi}^2}. \quad (6.119)$$

При проведенні багаторазових вимірювань концентрацій частинок фітопланктону похибка вимірювання концентрацій зменшується, як $\delta C_{ZiN_d} = \delta C_{Zi} / \sqrt{N_d}$.

Для розпізнавання частинок запропонованим методом необхідно здійснювати порівняння масивів спектрополяриметричних зображень досліджуваної частинки з набором масивів спектрополяриметричних зображень зразкових частинок. Кількість спектрополяриметричних зображень у порівнюваних масивах повинна бути однаковою. Порівняння масивів великої розмірності вимагає значних витрат часу на обчислення. Тому доцільно здійснити оптимізацію алгоритму порівняння спектрополяриметричних зображень. Цільовою функцією є мінімальна кількість спектрополяриметричних зображень $\min(L)$ у масиві, а, відповідно, і мінімальний час обчислень $\min(t_{об.})$, що досягається при заданій достовірності розпізнавання частинок фітопланктону та заданій вірогідності контролю стану Дп. На початковому кроці ітераційного процесу

здійснюється отримання масиву спектрополяриметричних зображень частинки зі зміною довжини хвилі та кута обертання поляризатора із заданим кроком. Далі здійснюється розпізнавання типу частинок та обчислення вірогідності контролю D_i . Якщо значення вірогідності більше допустимого рівня з масиву вилучається одне із зображень і процес порівняння продовжується. Якщо при цьому зменшення вірогідності контролю ΔD_i буде менше встановленого допустимого значення $\Delta D_{\text{п}}$, то вилучають наступне зображення і процес порівняння повторюється. Інакше вилучене зображення повертають до масиву. Оптимізація закінчується тоді, коли буде отримана мінімальна кількість спектрополяриметричних зображень, що забезпечує задану вірогідність контролю $D_{\text{п}}$. Вірогідність оцінюється шляхом порівняння результатів розпізнавання типів частинок з отриманими досвідченим експертом на експериментальній установці, що забезпечує значно меншу похибку розпізнавання, наприклад, при використанні електронного мікроскопу.

Також у якості зразку може бути використано калібрувальну латексну суспензію із відомими параметрами, що призначена для перевірки засобів контролю полідисперсних рідин [278]. При обробці масивів спектрополяриметричних зображень виявлено, що для отримання високого значення вірогідності контролю достатньо обмежитись спектрополяриметричними зображеннями, отриманими на характеристичних довжинах хвиль, які відповідають екстремумам на спектральних залежностях пігментів, що входять до складу частинок фітопланктону, а також кутами обертання поляризатора та аналізатора, що відповідають мінімуму інтенсивності світлового потоку, який потрапляє на ПЗЗ-камеру. При розробленні засобів експрес-контролю стану водних об'єктів його робота буде відбуватись лише на фіксованих довжинах хвиль, а у якості джерела випромінювання використовуватимуться напівпровідникові лазери чи світлодіодна лінійка у поєднанні з вузькосмуговими інтерференційними фільтрами. У результаті вибору оптимальної кількості спектрополяриметричних зображень при заданій вірогідності контролю вдається зменшити

кількість зображень від 100-200 до 5-6, що відповідає підвищенню швидкодії більш ніж у 20 разів.

РОЗДІЛ 7.

МЕТОДИ ТА ЗАСОБИ ПОБУДОВИ СИСТЕМ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ НА ОСНОВІ БЕЗПРОВОДОВИХ СЕНСОРНИХ МЕРЕЖ

Бездротовий зв'язок. Поява безпроводових технологій, таких як Wi-Fi, Bluetooth, GPRS, ZigBee та інших, надала зручні засоби для побудови бездротових сенсорних мереж. При розробці систем на базі даних технологій розробник має враховувати вимоги щодо зв'язку конкретної проєктованої ним системи, зокрема: розмір мережі, безпеку та швидкість передачі даних, ціну обладнання та затрати на його встановлення і обслуговування, споживання, формати даних, що будуть передаватися тощо [279, 280].

Так, наприклад, стандарти GSM/ GPRS дозволяють одержувати дані практично з будь-якої місцевості в межах покриття мережі GSM з високими рівнем безпеки та швидкістю (до 171 кбіт/сек або до 473 кбіт/сек за новими можливостями стандарту EDGE). На рис. 3 показана вимірювальна система на базі GPRS-модема. Недоліками такої системи є необхідність оплати за передачу даних, велике споживання струму в активному режимі, необхідність наявності покриття GSM-мережею.

7.1. Архітектура безпроводових сенсорних мереж

Побудова бездротових сенсорних мереж (Wireless Sensor Network – WSN) ґрунтується на використанні передових технологій в трьох різних дослідницьких галузях [281]: сенсорне сприйняття, комунікації і комп'ютерній обробці. Відомі три архітектури побудови WSN, а саме:

1) mesh-архітектура мережі, яка є динамічною повнодоступною вузловою структурою з самоорганізацією (типу

“багатоточка – багатоточка”), що складається з нерівноправних вузлів, з’єднання між якими і керування цими з’єднаннями відбувається як розподіленим, так і централізованим способом. Здебільшого всі вузли мережі взаємодіють через виділені точки доступу [282, 283];

2) ad hoc–архітектура, в якій використовується так звана багатоланкове (multihop) передавання за участю проміжних сусідніх вузлів. Ad hoc– архітектура WSN утворює епізодичні мережі, які є безпроводовим об’єднанням довільних абонентів (терміналів)–ретрансляторів із самоорганізацією за відсутності визначеної мережної інфраструктури [281-284];

3) гібридна бездротова архітектура, яка епізодично використовує можливості обидвох попередніх архітектур.

При побудові сенсорних мереж важливими компонентом є знання специфіки збору, обробки та передачі даних у конкретній галузі (екомоніторинг, телемедицина - добовий кардіомоніторинг, спортивна медицина, тощо; відеомоніторинг, моніторинг промислового виробництва, інтелектуальний будинок та ін.). Окрім того на розробку механізмів передачі даних, забезпечення крипостійкості та завадостійкості даних суттєво впливає специфіка збору та інтерпретації даних. З метою побудови простих, ефективних та придатних для широкого використання WSN доцільно організувати обробку, кодування та передачу пакетів даних безпосередньо в місцях зародження інформаційних потоків [285, 286] в квазіреальному масштабі часу, тобто з попереднім накопиченням необхідних вибірковок даних і наступним передаванням крипостійких та завадостійких пакетів даних з мінімальною тривалістю або оперативним опрацюванням, а також кодуванням і передаванням відповідних пакетів даних з мінімальною затримкою після введення даних. Для організації моніторингу високошвидкісних подій (відеомоніторинг, моніторинг височастотних процесів у реальному часі) необхідно використовувати широкосмугові та

надширокосмугові засоби зв'язку (Wi-Fi-, WiMAX-, UWB-мережі) [282-284, 287].

У міру розвитку технологій відбувається перехід від локальних систем моніторингу до великомасштабних систем спостереження і прогнозування (Environmental Observations and Forcastsng System – EOFS). В університеті Саутгемптона [288] виконувалось декілька проектів EOFS. Зокрема, у рамках проекту FloodNet розроблялась інтелектуальна сенсорна мережа, що забезпечує уточнені попередження повеней; проект GlacsWeb присвячений розробці системи моніторингу льодовикового середовища; проект WiseNet (WiseNet An Ultralow–Power Wireless Sensor Network Solution – рішення для бездротових сенсорних мереж з наднизьким енергоспоживанням) орієнтований на створення сенсорних вузлів, які могли би автономно функціонувати протягом кількох років від звичайної півторавольтової батарейки. Це досягається завдяки врахуванню наявності “сплячих” режимів переважної більшості апаратури вузлів. При передаванні даних від одного вузла до іншого приймально-передавальні модулі обох вузлів повинні бути в активному стані.

До найрозповсюдженіших промислових бездротових сенсорних технологій відносяться стандарти ZigBee, Wireless Hart (продукт компанії Hart Communsation Foundation), а також закриті платформи Eaton PSR фірми Eaton Corporation та EmberNet фірми Ember [280]. Перспективними також є технології Mechlogic [289] та Wireles HART [280]. Технологія ZigBee (стандарт (IEEE 802.15.4) регламентує роботу сенсорних мереж в ISM – діапазоні радіочастот (ISM – Industrial, Scientific, Medical): один канал у діапазоні 868,0 – 868.6 МГц (для Європи); 10 каналів у діапазоні 902 – 928 МГц (для США) з кроком центральних частот – 2 МГц; 16 каналів у діапазоні 2450 МГц з кроком центральних частот – 5 МГц. Швидкість передачі даних у каналах складає 20 Кбіт/с (у діапазоні 868 МГц), 40 Кбіт/с (915 МГц) і 250 Кбіт/с (2450 МГц). Топологія мереж ZigBee регламентує

взаємодію двох типів пристроїв: пристроїв із зменшеною функціональністю (RFD - Reduced Function Device) і повнофункціональних пристроїв (FFD - Full Function Device), які виконують функції координатора (К чи С) мережі. З'єднання абонентів може бути типу “зірка” або “рівний з рівним” (“ad hoc”), при цьому мережа (пікомережа), яка складається із одного FFD–пристрою і декількох RFD – пристроїв утворює топологію типу «зірка» (рис.3.1), а якщо в пікомережі є декілька FFD–пристроїв – то така мережа (рис. 7.2) може бути однорангового типу (мережа рівноправних пристроїв з з'єднанням “рівний з рівним”) або складною мережею (рис. 7.3), яка утворена об'єднанням декількох зіркоподібних кластерів [282, 283, 290].

Суттєвою перевагою платформи ZigBee є її відкритість, що широко використовується в проектах “Інтелектуальний будинок”, “Індустрія майбутнього”. Поряд з тим в галузі побудови автоматизованих систем технологічних процесів (АСУТП) використання технології ZigBee обмежено, оскільки: ця технологія ґрунтується на стандарті IEEE 802.15.4-2003, в якому використовується метод доступу до середовища CSMA/CA (Carrier Sense Multiple Access with Collision Avoidance) на каналному рівні моделі OSI (Open System Interconnection) [280]. Цей метод доступу не відповідає підвищеним вимогам щодо надійності передачі даних для мереж промислової автоматики. Тому сенсорні мережі на основі технології ZigBee придатніші для моніторингу технологічних процесів, бо для керування процесами в АСУ ТП необхідне підвищена надійність зв'язку мереж ZigBee, наприклад, з використанням різних шляхів доставки (передачі) інформації, через збільшення бази шумоподібних сигналів та використання завадостійкого кодування.

Платформа Mechlogic [291] орієнтована на побудову бездротових сенсорних мереж в різноманітних галузях моніторингу. На фізичному чи на каналному рівні використовується стандарт IEEE 802.15.4, а відмінність від інших

технологій побудови сенсорних мереж полягає в наявності спеціального стеку мережених протоколів, який забезпечує багатокоміркову топологію мережі, рівноправність всіх вузлів з функціями маршрутизатора, самоорганізацію та автоматичний пошук маршрутів; стійкість до міжканальної інтерференції; високе масштабування і надійність доставки даних; спроможність роботи всіх вузлів від автономних джерел живлення. Не дивлячись на переваги платформи Mechlogic порівняно з платформою ZigBee, дана технологія побудови WSN наразі широко не використовується в промисловості, оскільки є лише частковою розробкою [290].

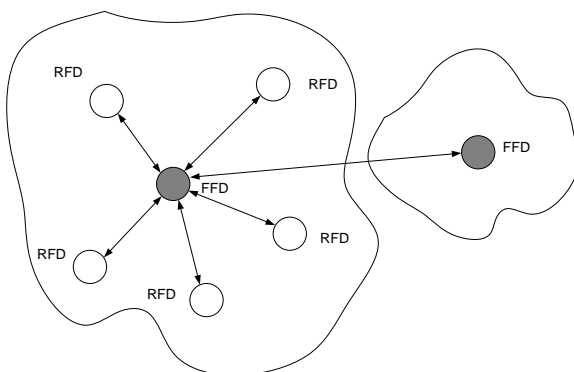


Рис. 7.1. Структура сенсорної мережі типу “зірка”

Однією із перспективних бездротових сенсорних технологій є технологія Wireless HART [290], яка створена на базі стандарту IEEE 802.15.4 у 2006 (в діапазоні 2400 – 2483,5 МГц). Ця технологія передбачає стек протоколів верхнього рівня, який сумісний з промисловими протоколами HART, ModBus–RTU і Industrial Ethernet. На основі використання множинного доступу з часовим розділенням каналів, а також механізму швидкого переключення між 16 частотними каналами, технологія Wireless

HART гарантує високу надійність обміну інформацією, пов'язаної безпосередньо з керуванням технологічними процесами в АСУ ТП.

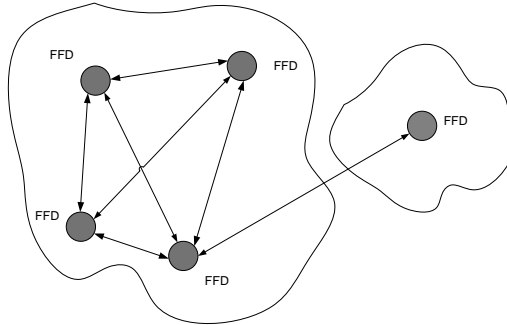


Рис. 7. 2. Структура сенсорної мережі “рівний з рівним”

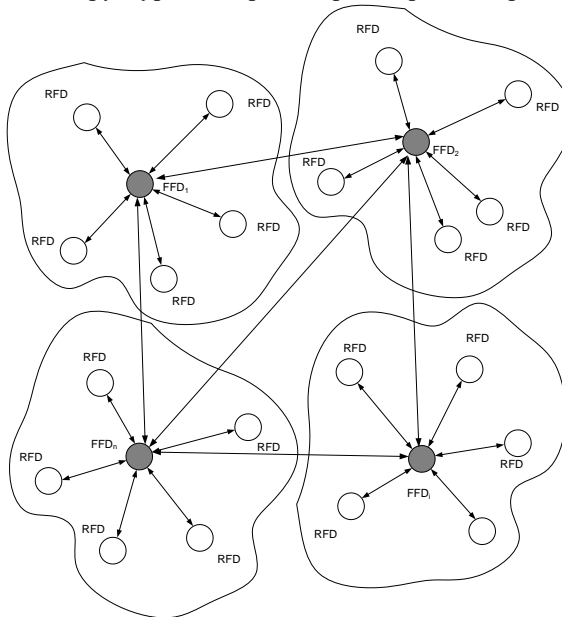


Рис. 7.3. Структура розгалуженої мережі, яка об'єднує кластери ZigBee-мереж

Для передачі даних з великими швидкостями та далекими відстанями безпроводового зв'язку, а також для об'єднання різнорідних сегментів дротових та бездротових мереж в промисловості вважається перспективним стандарт IEEE 802.11s. Спільне використання стандартів IEEE 802.11s та IEEE 802.15.4 дозволяє організувати різноманітні топології мереж (“точка-точка” “зірка”, ”mesh”) і об'єднувати різні модулі збору моніторингових даних, контролери керування, інтелектуальні сенсори і камери відеоспостереження в єдину мережу [280]. На сьогоднішній день ряд компаній, що входять до альянсу ZigBee, випускають портативні радіомодулі для побудови бездротових сенсорних мереж, серед них компанії Digital International (MaxStream), Telegesis, Texas Instruments (Shipcon), Meshnetics, SiLab (Helicomm), FreeScale, Ember, Jennic та ін. Малопотужні радіомодулі випускаються також компаніями Nore Microelectronica (Nore RF) (радіо модулі RFM01, RFM02, RAM01, RFM12, RFM12B); Semtech (Xemics) (приймально-передавальні пристрої - трансівери DP1203, DP1283, DP1205); Microchip (приймально-передавальні пристрої MRF49XA); Nanotron Technologies (радіомодуль nanoRAN 5361); Bluegiga Technologies (Bluegiga) (Bluetooth-модулі WT-11, WT-12, WT-32); Telit; On RF Technology; Panasonic EDEU (радіомодуль PAN 2355); Texas Instruments (мікроконтролер з радіоприйомопередавачем CC2430/31, мережевий ZigBee-співпроцесор CC2480); Analog Devices (радіоприйомопередавачі ADF7021, ADF7021-N, ADF7025); EBWISE (радіомодуль MO-CC1100+PA+LNA); Freescale та ін.

7.2 Аналіз функціонування сучасних бездротових мереж

Сучасні сенсорні мережі контролювання забрудненості довкілля і моніторингу стану різноманітних об'єктів можна розглядати як локальні комп'ютерні мережі, які об'єднують віддалені мікропроцесорні інтегральні платформи. Локальні мережі дають можливість отримувати інформацію про стан об'єктів моніторингу на великій відстані (сотні метрів, одиниці-десятки кілометрів). Слід зазначити, що термін “локальні мережі” є достатньо умовним. Технології локальних мереж з успіхом використовуються на відстанях до декількох десятків кілометрів [283].

Серед локальних мереж широкого розповсюдження отримала технологія бездротових локальних обчислювальних мереж (Wireless Local Area Network - WLAN), функціонування яких ґрунтується на протоколі IEEE 802.11 [283, 284]. На фізичному рівні мереж WLAN стандартизовані три різних методи передачі даних [292], в двох з яких використовується діапазон радіочастот ISM – 2.400 ... 2.4835 ГГц. З деякими обмеженнями цей діапазон радіочастот доступний для користувачів всього світу. Протокол IEEE 802.11 забезпечує пакетне передавання даних в бездротових мережах, аналогічне передаванню даних в дротових мережах Ethernet. Оскільки стандарт IEEE 802.11 передбачає використання напівдуплексних приймально-передавальних модулів то в бездротових мережах використовується множинний доступ з контролем носія і уникненням зіткнень пакетів (Carrier Sense Multiple Access with Collision Avoidance - CSMA/CA). Даний протокол намагається позбутися колізій через використання явного підтвердження наявності пакета, тобто приймальна станція пнадсилає АСК-пакет для підтвердження того, що пакет станції-відправника інформації отримано неушкодженим. Пакетна передача даних

передбачає розбиття масивів даних на маленькі підмасиви (інформаційні кадри), які доповнюються необхідною службовою інформацією. Як і в мережі Ethernet, абонентська система безпроводової мережі спершу перевіряє доступність середовища передачі даних. Під доступністю розуміємо ситуацію, при якій в даний момент часу ніякі абоненти мережі не передають свої дані. Враховуючи, що в бездротових мережах активні абоненти змінюють своє місце перебування, передача даних має спонтанний характер, а між абонентами наявні фізичні перешкоди (стіни будинків тощо.), які спотворюють радіосигнали, то фактично неможливо гарантувати, що кожному із пристроїв мережі буде відомо про існування інших пристроїв. Тому можливість конфліктів не виключається. Для вирішення цієї проблеми в стандарті IEEE 802.11 перед початком передачі даних запроваджено передавання відправником ширококомовного (тобто всім абонентам мережі) повідомлення “запит на передавання” (RTS - Request to Send). Пакет RTS повідомляє абонентів WLAN про те, що якась із систем бажає розпочати передачу даних, а також сповіщає про орієнтовну її даних, адреси відправника та отримувача цих даних. Після отримання повідомлення RTS і при доступності середовища передачі даних (радіоканалу), отримувач передає в мережу ширококомовне повідомлення “дозвіл на передавання” (CTS - Clear to Send). Це повідомлення містить також і дані щодо тривалості передачі. Після цього дві абонентські системи з адресами, заданими в повідомленнях RTS і CTS, можуть властиво розпочати пересилання даних. Всі ж інші абоненти, які бажають розпочати передачу даних, після отримання повідомлення CTS вимушені очікувати свою чергу протягом прогнозований інтервалу тривалості передачі даних.

Мережі WLAN характеризуються рядом перевагам [283,284,292], а саме:

– *гнучкістю* – вузли мережі WLAN можуть з'єднуватись один з одним в зоні покриття мережі без суттєвих обмежень, пов'язаних з їх розташуванням. Абонентам (терміналам, станціям, маршрутизаторам) необов'язково перебувати на лінії прямої радіовидимості. Стіни та інші перешкоди, які зустрічаються на шляху поширення радіосигналу здебільшого є прозорими для радіохвиль діапазону 2.4 ГГц;

– *простотою планування* – планування мережі пов'язане з радіочастотною складовою, при цьому конфігурація мережі є достатньо простою (структурованою) і досить рідко – типу “ad hoc” (скорочення від терміну “ad hoc network” – бездротова мережа довільної структури з епізодичним доступом, тобто повністю децентралізована структура мережі);

– *можливістю створення тимчасових конфігурацій мережі* – оскільки бездротовий зв'язок дає можливість створювати локальні мережі, які швидко розгортаються чи згортаються;

– *незалежністю від зовнішніх умов* – через відсутність штивних з'єднань мережі WLAN не дуже залежать від зовнішніх впливів в екстремальних випадках.

Мережі WLAN характеризуються також певними недоліками, зокрема гіршою якістю і меншою конфіденційністю передачі даних. Але ці недоліки мереж WLAN можливо нейтралізувати, додатково використовуючи завадостійке кодування даних, випереджуюче коригування спотворень (FEC або ARQ) та подібний захист даних при передачі пакетів інформації.

Слід зазначити, що локальні мережі рідко реалізуються незалежно від інших мереж. Як правило, бездротова передача даних використовується для забезпечення доступу до дротових мереж (Internet та ін.). Тому мережі WLAN повинні бути сумісними з цими мережами і прозорими для користувачів.

За конфігурацією мережі WLAN поділяються на структуровані та типу “ad hoc”. Структурована мережа WLAN

(рис.3.4) використовує дротову інфраструктуру, яка з'єднує мережу WLAN з іншими дротовими мережами. Важливими елементами такої мережі є точки доступу (AP - Access Point), які забезпечують взаємодію бездротових терміналів з дротовою інфраструктурою мережі. В більшості випадків радіообмін здійснюється тільки між точками доступу і бездротовими терміналами, тобто два мережевих термінали взаємодіють один з одним лише через відповідну точку доступу. Таким чином, точки доступу виконують ті ж функції, що й базові станції в стільникових системах зв'язку. Точка доступу реалізує більшість процедур, пов'язаних з керуванням передачею даних, залишаючи терміналам тільки просту обробку сигналів. Такий спосіб організації мережі дозволяє спростити керування доступом до ресурсів мережі та уникнути колізій. Це можливо у випадку, коли точки доступу керують доступом терміналів до радіоканалу.

Структуровані мережі не повністю гнучкі через наявність фіксованої дротової частини. Цього недоліку позбавлені бездротові мережі типу “ad hoc” (рис.3.5), які не мають опорної бездротової інфраструктури. Бездротові термінали не тільки з'єднують користувачів з мережею, але й виконують роль мережевих вузлів.

Вони можуть взаємодіяти між собою протягом усієї тривалості перебування в зоні взаємної радіовидимості. Розмір мережі можна збільшити завдяки обміну даними між віддаленими бездротовими терміналами. Таким чином концепція мережі типу “ad hoc” передбачає наявність технічно складніших терміналів. В даних мережах термінали не тільки приймають і відправляють повідомлення, але й виконують роль мережевого вузла. Термінали повинні отримувати доступ до мережних ресурсів на основі процедур багатостанційного доступу, маршрутизації пакетів даних, що підлягають передачі, і встановленню їх пріоритетності.

Відповідно до експертних оцінок, стрімко розвиваються як ринок засобів WLAN, так і самі технології передачі даних та обладнання для них. Швидкості передачі даних загалом вирости від 1-2 до 54 Мбіт/с і навіть спостерігається перевищення 100-300 Мбіт/с в нових версіях пристроїв стандарту IEEE 802.11.. Дещо меншими темпами падає коштовність обладнання, на сьогодні це вже десятки доларів для кінцевих пристроїв користувачів [283,292]. Коротко розглянемо функціональні характеристики стандартів і засобів WLAN та інших перспективних мереж дистанційного доступу [283,284,287, 292].

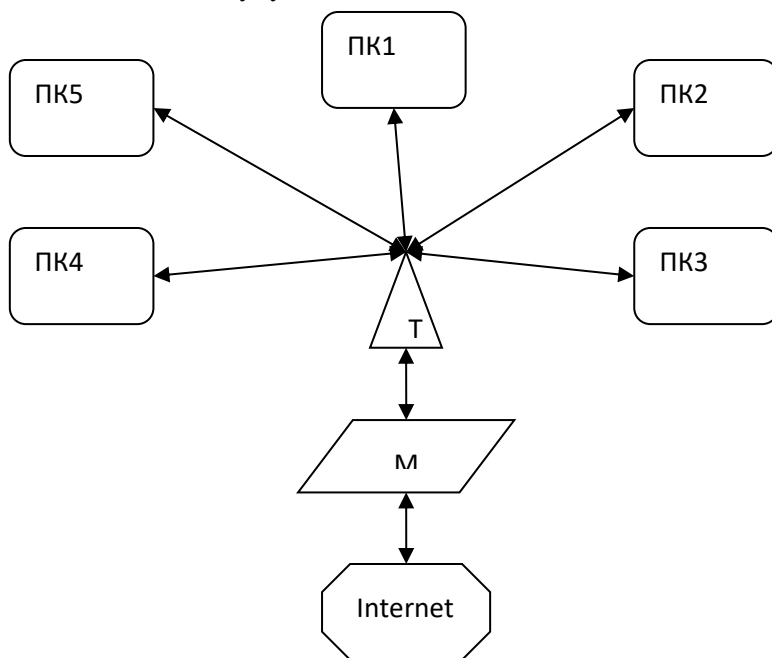


Рис. 7.4. Схема об'єднання користувачів у безпроводову мережу Wi-Fi з використанням точки доступу (режим "Інфраструктура"):

ПК1 – ПК5 - персональний комп'ютер: ноутбук або КПК із адаптером Wi-Fi; Т - точка доступу до бездротової мережі Wi-Fi; М – маршрутизатор або кабельний модем для доступу до мережі Internet

В зв'язку з бурхливим розвитком мережі Internet комп'ютерні радіомережі є одним із найрозповсюджених засобів під'єднання абонентів до точок доступу провайдерів послуг Internet. Для забезпечення високошвидкісної передачі інформації найбільшого розповсюдження отримали широкосмугові мережі радіодоступу зі швидкостями передачі даних, які набагато перевищують швидкості в абонентських лініях мереж інтегрального обслуговування (ISDN) та мереж загального користування. Широкосмугові радіомережі є також ефективним засобом організації корпоративних мереж підприємств і установ, особливо, коли їх підрозділи часто змінюють своє місце перебування; мереж відеомоніторингу та дистанційного контролювання станів віддалених і рухомих об'єктів. На сьогоднішній день розглядають чотири типи мереж широкосмугового бездротового доступу та радіомереж з пакетним комутуванням, які відповідають чотирьом рівням охоплення абонентів (користувачів чи об'єктів) [283, 284, 287]: персональний (Wireless Personal Area Network - WPAN) рівень; місцевий локальний (Wireless Local Area Network - WLAN) рівень; зоновий або міський (Wireless Metropolitan Area Network - WMAN) рівень; регіональний і глобальний (Wireless Wide Area Network - WWAN) рівень. В залежності від стосунку до служб зв'язку пакетні радіомережі та мережі широкосмугового доступу можуть бути стаціонарними (фіксованими) – FWA (Fixed Wireless Access), рухомими – MWA (Mobile Wireless Access) та переносними – NWA (Nomadic Wireless Access).

Мережі переносного рівня (WPAN-мережі). Характерною рисою WPAN-мереж є їх малий радіус дії, який здебільшого дорівнює 10-15 м. Дані мережі орієнтовані на організацію безпроводового інформаційного з'єднання між близько розташованим обладнанням: комп'ютерами, периферійними пристроями та офісним обладнанням. До WPAN-мереж відносяться також однокристальні радіомодулі з

мікроконтролерами, які орієнтовані на передавання даних від різноманітних датчиків, сенсорів, відеосенсорів в заданому частотному діапазоні.

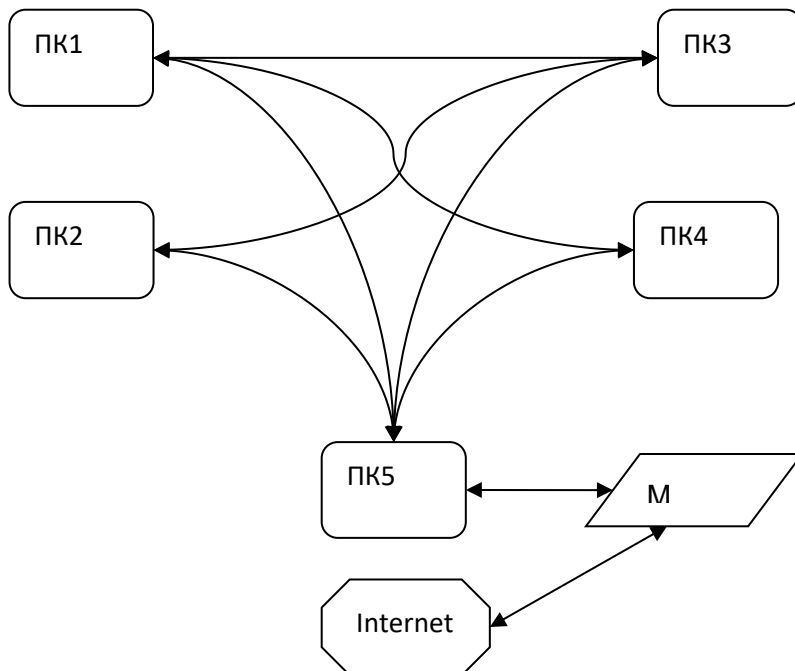


Рис. 7.5. Схема об'єднання користувачів у безпроводову мережу Wi-Fi без використання точки доступу (режим “Ad-hoc”): ПК1 – ПК4 - персональний комп'ютер: ноутбук або КПК із адаптером Wi-Fi; Wi-Fi – Wireless Fidelity (“бездротова точність”); ПК5 - персональний комп'ютер з додатковим адаптером Ethernet; М – маршрутизатор або кабельний модем для доступу до мережі Internet

Швидкий розвиток засобів WPAN-мереж розпочався з появою у липні 1997 року стандарту IEEE 808.11 (радіо-Ethernet), який забезпечив умови для побудови безпроводових мереж із швидкістю обміну до 11 Мбіт/с в діапазоні ISM 900, 2400 і 5800 МГц. Враховуючи, що засоби WPAN-мереж орієнтовані на

широкого користувача, тобто повинні бути дешевими та простими в експлуатації, на базі специфікації IEEE 802.11 було розроблено бездротові технології Bluetooth і HomeRF (SWAP). Пізніше з'явилися високо- і низько швидкісні засоби персональних мереж, побудовані у відповідності до стандартів IEEE 802.11 (piconet, ad hoc-system) та IEEE 802.15.4 (ZigBee).

Стандарт HomeRF задумувався в 1998 році групою виробників комп'ютерного і побутового обладнання як бездротова домашня радіомережа. Для роботи мережі HomeRF необхідний host-комп'ютер або пристрій, який виконує його функції, що є недоліком даної мережі. На сьогоднішній день якісно пророблений для використання мережевих завдань стандарт HomeRF наразі не знайшов широкого застосування. Його витісняють Bluetooth-пристрої та системи стандарту IEEE 802.11.

Стандарт Bluetooth – це універсальний радіоінтерфейс, орієнтований на організацію зв'язку різних пристроїв з використанням дешевої апаратури. Цей стандарт було названо на честь Гаральда I. Блаатанда (в пізнішій транскрипції – Bluetooth, синьозубий), який в X столітті об'єднав вікінгів Данії, Південної Норвегії і Південної Швеції та створив спільне Данське королівство. На сьогоднішній день пристрої Bluetooth здебільшого використовуються для заміни дротових з'єднань радіоінтерфейсом. Основи даної технології були опрацьовані фірмою Ericsson в 1994 році, а в 1998 році з'явилася перша версія Bluetooth 0.7, яка описувала протоколи фізичного рівня (baseband) і рівня з'єднання (Link Manager). В 1999 році було опубліковано першу відкриту версію Bluetooth 1.0a, яка вже містила розділ з правилами використання технології Bluetooth світовою спільнотою (включно з правовими аспектами). В 2002 році специфікація Bluetooth 1.1 увійшла в стандарт IEEE 802.15.1, в 2003 році – з'явилася нова версія – Bluetooth 1.2, а в 2004 році – найсвіжіша на сьогодні версія Bluetooth 2.0+EDR (Enhanced Data

Rate), що передбачає швидкість передачі даних до 3 Мбіт/с з радіусом дії 10-100м.

Функціонування пристроїв Bluetooth ґрунтується на організації пакетного радіозв'язку з часовим мультиплексуванням в неліцензійній смузі частот 2400-2483,5 МГц. Для завадостійкої та конфіденційної передачі даних в радіо тракті використано метод розширення спектру на основі частотних стрибків FHSS (frequency hopping spread spectrum), при цьому всю відведену для передачі смугу частот поділено на 79 радіочастотних підканалів, шириною 1 МГц. Інформація передається каналом у виді псевдовипадкової послідовності стрибків частоти по 79 підканалах (до 1600 стрибків частоти за секунду). Передавач синхронно з приймачем "перестрибує" з носія на носій у відповідності до псевдовипадкового номера каналу. Спосіб модулювання носія – дворівнева частотна маніпуляція з фільтром Гаусса (GFSK - binary Gaussian Frequency Shift Keying), в якій один модуляційний символ відповідає одному бітові. Технологія Bluetooth забезпечує зв'язок типу "точка-точка" і "точка-багато точок". Два і більше пристроїв, що використовують канал, утворюють пікомережу (piconet), в якій один із пристроїв працює як основний (master), а інші – підлеглі (slave). Декілька пікомереж утворюють "розподілену мережу" (scatternet). Остання версія Bluetooth 2.0 + EDR окрім базової швидкості 1 Мбіт/с забезпечує передачу даних зі швидкостями 2 і 3 Мбіт/с. Підвищення швидкості зв'язку досягається в режимі EDR використанням диференційної фазової модуляції – 4- і 8- позиційної $\pi/4$ - DQPSK і 8-DPSK, в яких один модуляційний символ передає два і три біти, відповідно.

Використання однокристальних радіомодулів (радіотрансиверів, радіомодемів) для побудови WPAN-мереж в діапазонах ISM (433 і 868 МГц - в Європі, 915 МГц або 902-928 МГц - в США, 426 МГц - в Японії, а також 2400 МГц) дозволяють будувати прості спеціалізовані мережі. Характерна риса таких

пристроїв – спрощені протоколи обміну даних фізичного рівня. Завдяки використанню напрямлених антен дальність зв'язку збільшується до 10-20 км.

Стандарт IEEE 802.15.3 описує роботу пікомережі або "ad hoc-системи", в якій декілька незалежних пристроїв взаємодіють один з одним в мережах радіусу зв'язку, який не перевищує 10 м. Мережі працюють з високою швидкістю (базова швидкість 22 Мбіт/с), характеризується простою інфраструктурою, наявністю засобів захисту даних та гарантованою якістю обслуговування (QoS - Quality of Service).

Стандарт IEEE 802.15.3a описує роботу пікомережі зі швидкістю обміну 110-480 Мбіт/с і вище – до 1320 Мбіт/с. Досягнення таких швидкостей можливе при використанні надширокосмугового зв'язку UWB/ зокрема., в США дозволені UWB-пристрої в діапазоні 3100-10600 МГц при максимальній густині потужності випромінювання $7,41 \cdot 10^{-14}$ Вт/Гц (41,3 дБм/МГц). Відомі дві конкуруючі пропозиції UWB-передачі і на основі ортогональних кодів (MB-OFDM - мультисмуговий множинний доступ на основі ортогональних несучих), яку запропонувало об'єднання MBOA - Multiband OFDM Alliance) на чолі з фірмами Texas Instruments і Intel та розширенням спектра сигналу методом прямої послідовності (DS-UWB), запропонованої об'єднанням фірм UWB Forum на чолі з компаніями Motorola і XtremeSpectrum. Суть технології MB-OFDM полягає в тому, що весь дозволений діапазон розбито на смуги шириною 528 МГц. Кожна смуга, в свою чергу, поділена на 128 піднесучих частот з кроком 4,125 МГц. Кожна піднесуча модулюється шляхом QPSK. Один OFDM-символ містить 100 або 200 закодованих бітів. В технології MB-OFDM запропонована комбінація OFDM і відомого механізму частотних стрибків (FH). В залежності від швидкості кодування і умов передачі даних формується спектр швидкостей від 55 до 480 Мбіт/с. Використання модуляції 16-QAM при тій же схемі

кодування дає $480 \times 2 = 960$ Мбіт/с. При використанні для передачі даних трьох діапазонів, модуляції QPSK і швидкості згорткового кодування $\frac{3}{4}$ (на три початкових символи одержуємо чотири кодованих) досягається швидкість $480 \times 3 = 1440$ Мбіт/с.

Технологія DS-UWB передбачає розширення спектру класичним методом прямої послідовності. При цьому кожний біт замінюється спеціальною кодовою послідовністю довжиною 24 біти. Використовуються два види модуляції – двійкова фазова BPSK (один біт на символ) і 4ВОК-модуляція (модуляція на основі чотирьох ортогональних двійкових кодів, фактично, це варіант квадратурної модуляції, один 4ВОК-символ має 2 біти). Весь робочий діапазон розбивається на дві зони: 3,1-4,85 ГГц (нижній діапазон) і 6,9-9,7 ГГц (верхній діапазон). В кожному діапазоні передбачено по шість каналів пікомереж. Частота передачі модуляційних символів в кожному каналі дорівнює $1/3$ центральної частоти каналу. В залежності від швидкості попереднього кодування, виду модуляції і довжини кодової послідовності швидкість передачі даних становить 28, 55, 110, 220, 500, 660, 1000 і 1320 Мбіт/с.

Технологія надширококузового зв'язку UWB. За визначенням федеральної комісії зв'язку США (FCC) до UWB-пристроїв відносяться всі системи із спектральною смугою не менше 500 МГц, а також пристрої, у яких ширина спектральної смуги перебуває на рівні – 10 дБ відносно максимуму потужності випромінення і становить щонайменше 20% від значення центральної смуги. Показник ширококузовості

$$\mu = 2(f_H - f_L)/(f_H + f_L) \geq 0.2$$

де f_H - верхня межа спектральної смуги на рівні – 10 дБ, f_L - нижня межа.

Суть технології UWB (за патентом Л. Фуллертонна – пат. 5687169 США, пріоритет 27.04.95) полягає в тому, що передача даних здійснюється короткими (20-0,1 нс) імпульсами (імпульс-

моноциклами Гаусса), які передаються з інтервалом 2-5000 нс. Ширина смуги такого сигналу в діапазоні 3 дБ складає приблизно 160% від центральної частоти. Наприклад, для імпульсу тривалістю 0,5 нс центральна частота дорівнює 2 ГГц, а ширина смуги – приблизно 3,2 ГГц. В технології UWB інформація кодується за допомогою часової позиційно-імпульсної модуляції. Зміщення імпульсу відносно його основного положення в послідовності вперед задає "0", назад – "1". Інтервал зміщення не перевищує однієї четвертої від тривалості імпульсу. Наприклад, в послідовності імпульсів 0,5 нс з міжімпульсним інтервалом 100 нс імпульс, який прийнято на 100 пс раніше, - це "0", а на 100 пс пізніше – це "1". Один інформаційний біт кодується послідовністю багатьох імпульсів, наприклад 200 імпульсів на один біт. Для реалізації кодового розділення каналів основне (базове) положення кожного імпульсу зміщують на інтервал, пропорційний поточному значенню відповідної псевдовипадкової послідовності. Слід зазначити, що порівняно з технологією множинного доступу з кодовим розподіленням каналів (CDMA) в стандарті UWB використовують ортогональні псевдовипадкові послідовності не для розширення спектру, а для згладжування його спектральної характеристики та формування окремих каналів зв'язку і захисту передачі даних від завад. З іншого боку, передачу даних "імпульсним радіо" можна розглядати як граничний випадок CDMA, в якому повністю відмовились від несучої частоти, оскільки тривалість одного імпульсу відповідає тривалості одного періоду несучої.

В 2004 році в США з'явилися чіткі норми розробки і використання UWB-систем в діапазоні 1990-10600 МГц. При потужностях десятки-сотні мкВт такі системи здатні передавати дані зі швидкостями понад 20 Мбіт/с всередині приміщень і об'єктів із складною архітектурою. На сьогоднішній день питання широкого використання UWB-технології до кінця не вирішені, ведуться роботи над стандартами надвисокосмугових

персональних систем передачі інформації IEEE 802.15.4a і 802.15.3a. Частина аналітиків передбачає [283,287], що зрештою бездротові технології IEEE 802.11x і Bluetooth будуть витиснені пристроями UWB.

Мережі локального рівня (WLAN-мережі). Існує багато локальних радіомереж, серед яких найбільш розповсюджені мережі, створені на основі стандарту IEEE 802.11 і його модифікацій. Перший стандарт IEEE 802.11, який було опубліковано в липні 1997 року, на фізичному рівні визначав три способи роботи: дві радіо технології з використанням розширеного спектру (spread spectrum) і одну в оптичному (інфрачервоному) діапазоні. Стандартом передбачається робота мереж в діапазоні 2,4-2,4835 ГГц і визначається два методи передачі шумоподібних пакетів інформації зі швидкостями 1 і 2 Мбіт/с, а саме: FHSS (Frequency Hops Spread Spectrum) і DSSS (Direct Sequence Spread Spectrum). Важливо, що ці методи відрізняються механізмами формування каналних сигналів, тобто вони є несумісними. Оскільки пропускна здатність дротових мереж Ethernet різко зросла, то швидкість 2 Мбіт/с не задовольняла користувачів, тому з'явилися додаткові стандарти IEEE 802.11b, 802.11a, 802.11g, 802.11n.

Стандарт IEEE 802.11b (робоча назва стандарту – Wi-Fi). Даний стандарт описує роботу бездротових мереж з DSSS в діапазоні 2,4 ГГц і передбачає швидкість обміну до 11 Мбіт/с. Через значну надмірність в пакетах службової інформації реальна інформаційна швидкість становить 6 Мбіт/с [279]. Для збільшення швидкості передачі інформації використано модуляцію комплементарних кодових послідовностей ССК (Complementary Code Keying). Крім цього, передбачено роботу з швидкостями 22 і 33 Мбіт/с на основі пакетного бінарного кодування. Метод ССК ґрунтується на використанні в радіотракті диференційної квадратурної модуляції (DQPSK).

Стандарт IEEE 802.11a. Даний стандарт описує роботу бездротових мереж в діапазоні 5 ГГц і був прийнятий одночасно з стандартом IEEE 802.11b. Завдяки використанню технології OFDM (Orthogonal Frequency Division Multiplexing – мультиплексування з розділенням на ортогональні частоти) швидкість передачі даних доведена до 54 Мбіт/с. Технологія OFDM передбачає одночасну передачу даних на піднесучих, які утворюють канал із смугою 20 МГц. В стандарті IEEE 802.11a в каналі використовуються 52 піднесучі (48 – для передавання даних, 4 – для пілотних сигналів). Ємність OFDM – символу складає $48 \cdot N_b$, де N_b – кількість двійкових символів в одному модуляційному символі (одній піднесучій), що дорівнює двійковому логарифму від кількості позицій модуляції. Тому OFDM-символ містить від 96 до 288 біт ($N_b = 2^{-6}$).

Стандарт IEEE 802.11g. Даний стандарт затверджено в червні 2003 року і забезпечує високошвидкісну передачу даних (до 54 Мбіт/с) в діапазоні 2,4 ГГц. Специфікація IEEE 802.11g, фактично, переносить схеми модуляції OFDM із діапазону 5 ГГц в діапазон 2,4 ГГц. Справа в тому, що в діапазоні 5 ГГц погасання сигналів вищі, ніж в діапазоні 2,4 ГГц, а обладнання дорожче. Дана специфікація передбачає також використання таких схем модуляції, як CCK-OFDM і PBCC (бінарного згортувального кодування).

Перспективні специфікації IEEE 802.11. Дані стандарти позначаються літерами "n", "p", "e". Стандарт IEEE 802.11n описує мережі зі швидкістю обміну понад 100 Мбіт/с на основі технології MIMO. Цей стандарт ґрунтується на специфікації IEEE 802.11a (технологія OFDM), а збільшення швидкості передачі даних базується на двох фізичних принципах: завдяки подвоєнню смуги пропускання каналу (з 20 до 40 МГц) і введенню додаткових антенних каналів приймання-передавання (використання технології багатоканальних антенних систем MIMO).

Розробляються також мобільна версія стандарту (IEEE 802.11p) та специфікація IEEE 802.11e, яка забезпечує надання гарантованої якості зв'язку QoS.

Інші WLAN-мережі. До локальних мереж відносяться європейські безпроводові мережі діапазону 5 ГГц HiperLan 2, які не отримали широкого розвитку, а також стільникові мобільні мережі третього (3G) та четвертого покоління (4G), мережі на основі стандарту DECT (Digital European Cordless Telecommunications) [293]. Спершу DECT був орієнтований на телефонію, включно з радіоподовжувачами, бездротові АТС та послуги радіодоступу до телефонних мереж. Проте стандарт виявився досить вдалим і його почали використовувати в системах передачі даних для бездротового абонентського доступу до різних мереж (ISDN, GSM та ін.). DECT використано в мультимедійних та домашніх радіомережах, він ефективний при організації доступу до Інтернет і факсимільного зв'язку, конкурує зі стандартом стільникового зв'язку, радіорелейними технологіями, є наземним засобом первинного доступу до телефонної мережі загального користування. Оскільки системи і пристрої DECT широко розповсюджені в різних країнах світу, тому не випадково абревіатури DECT тепер розшифровується як Digital Enhanced (замість European) Cordless Telecommunications. На сьогодні DECT входить в пул стандартів стільникової телефонії третього покоління IMT-2000.

Апаратура DECT суттєво дешевша за стільникові мережі. Прикладами систем DECT є мережа Freeset (DCT-1800) фірми Ericsson, яка передає голосові і факсимільні повідомлення, відеоінформацію, дані, надає послуги ISDN. Система може підтримувати до 600 абонентів, максимальне віддалення базової системи від контролера – 2,7 км. Інша система фірми Ericsson – DRA1900 – об'єднує шість базових станцій, радіус дії яких до 5 км.

Мережі регіонального рівня (WMAN-мережі). Розвиток мереж ширококутового доступу регіонального (міського) масштабу пов'язаний з розвитком цифрового телебачення, яке вимагає високошвидкісних передачі даних. В грудні 2001 року було затверджено стандарт IEEE 802.16, який присвоєно комерційну назву WiMax (Worldwide Interoperability for Microwave Access). В Європі даний стандарт має назву ETSI HIPERMAN, який описує роботу мереж в діапазоні 2-11 ГГц в одному режимі – WirelessMAN – OFDM.

На сьогодні широкого розповсюдження набули мережі стандарту IEEE 802.16-2004. В цих мережах оптимізовано використання спектрального ресурсу радіоканалу для різних співвідношень "швидкість-завадостійкість", а також забезпечується заданий рівень якості обслуговування QoS довільному абоненту мережі. Стандарт IEEE 802.16-2004 описує принципи побудови регіональних мереж в діапазоні до 66 ГГц. Один із режимів роботи мережі – WirelessMAN-SC – орієнтований на магістральні мережі ("точка-точка", "точка-багато точок") з типовими швидкостями потоку даних (bit stream) 120 Мбіт/с. Також передбачений режим WirelessHOMAN для роботи в діапазоні 5-6 ГГц. На сьогоднішній день розглядається можливість використання діапазону 700 МГц для нового стандарту на мобільні абоненти IEEE 802.16e.

Мережі глобального рівня (WWAN-мережі). Основою побудови даних мереж є супутникові та наземно-космічні радіомережі, які можна поділити на три групи мереж: з використанням ретрансляторів на геостаціонарних штучних супутниках землі; на основі середньо- і низькоорбітальних штучних супутників Землі; з використанням ретрансляторів на висотних платформах повітряного базування – HAPS (High Altitude Platform Station).

Радіомережі з використанням геостаціонарних супутників Землі (GEO) найефективніші для передачі відеоданих в стандарті

DVD, Інтернет-даних, для організації магістрального зв'язку і відомчих мереж. Прикладами GEO-мереж є Intelsat, Inmarsat, а також регіональні GEO-мережі: "Молнія", "Eutelsat", Arabtelsat, Ямал. Для побудови корпоративних мереж ефективно використання ширококутових супутникових платформ DW NOC (LX) і DW NOC (CX) фірми HNS, які забезпечують передавання інформації зі швидкістю 48 Мбіт/с. В останні 10-15 років широкого розвитку отримали GEO-мережі з використанням малогабаритних наземних станцій з дуже малою апертурою антен (VSAT – Very Small Aperture Terminal). Існують термінали USAT-станції з ультрамалою апертурною антеною діаметром меншим від 0,5 м. Термінали VSAT, USAT є достатньо прості і надійні в експлуатації, відносно дешеві і дозволяють просто об'єднувати віддалені локальні та регіональні мережі в єдину СПД зі швидкістю обміну 2 Мбіт/с і більше.

Радіомережі на основі низькоорбітальних (LEO – Low Earth Orbit) і середньо орбітальних (MEO – Medium Earth Orbit) здебільшого орієнтовані на організацію зв'язку з мобільними абонентами, включно з абонентами телефонних мереж. Першими такими проектами були "Ірідіум" (1999 рік) і "Глобалстар" (2000 рік). Основний недолік цих систем – низька швидкість передачі інформації. Наступний проект – "Teledesic" орієнтований на вирішення проблем створення високошвидкісних засобів "останньої милі". Це американський проект, який передбачає передачу даних абонентам на швидкості до 720 Кбіт/с і передачу даних від абонентів в мережу зі швидкістю 100 Кбіт/с. Така асиметрія часто характерна для роботи абонентів в мережі Інтернет. Конкуруючим проектом є французький проект "Sky Bridge" (фірма Alcatel). Швидкість передачі на "останній милі" до абонентів – 20 Мбіт/с, від абонентів – 2 Мбіт/с.

Відомі також мережі little-LEO [287] орієнтовані на передавання незначних обсягів інформації в режимі електронної пошти (без режиму реального часу). Це системи "Гонець" і

"Orbcomm". Перспективним проектом є використання МЕО-спутників в проекті Ellipso компанії Ellipso Inc, в якій використовується технологія CDMA .

Альтернативою супутниковим мережам є системи зв'язку з високопіднятими аероплатформами [287]. Радіус зв'язку таких систем сягає понад 500 км. Високопіднятими ретрансляторами можуть бути безпілотні апарати, зокрема новітні дирижаблі.

7.3. Реалізація інформаційно-ефективної обробки, кодування та передачі даних у бездротових сенсорних мережах

Функціонування сенсорних мереж ґрунтується на пакетній передачі даних моніторингу абонентськими системами (АС) мережі, які встановлюються на віддалених та розподілених об'єктах дослідження і керування (ОДіК) або об'єктах тривалого моніторингу (ОТМ). Враховуючи специфіку та завдання тривалого моніторингу ОДіК чи ОТМ, такі АС отримали назву об'єктні системи (ОС) [294,295,281,282]. Характерною рисою побудови сучасних сенсорних мереж є використання ширококутових радіоканалів та реалізація абонентами мережі методів і алгоритмів зменшення вихідних потоків даних (потоків пакетів інформації), включаючи реалізацію ефективних методів стиску (компресування) сигналів, зображень та цифрових масивів даних, захист та завадостійке кодування компактних інформаційних кадрів пакетів даних, що передаються зашумленими каналами. Зрештою, від співвідношення між ефективністю компресування та надмірністю завадостійкого кодування залежить, спроможність збільшення швидкості передачі інформації в мережі та кількості абонентів, які використовують спільний канал зв'язку та набір мережевих послуг, а також зменшує відносний внесок вартості з'єднань в розрахунку на одного абонента.

На сучасному етапі розвитку сенсорних мереж актуальною проблемою є побудова ефективних універсальних бездротових комп'ютерних мереж з урахуванням малих початкових та експлуатаційних капіталовкладень. Основою побудови таких мереж є створення абонентських (об'єктних) систем з підвищеною інформативністю [295], які реалізуючи багатофункціональну обробку та кодування первинних потоків даних формують і передають крипостійкі та завадостійкі пакети інформації мінімальної тривалості [294, 295, 283]. В інформаційно-ефективних сенсорних радіомережах реальна пропускна здатність каналу зв'язку (підканалів моноканалу) наближається до максимальної можливої, при цьому каналні сигнали пакетів інформації кодують і передають псевдохаотичними інтервальними сигналами, база яких адаптивно змінюється в залежності від визначеного поточного співвідношення сигнал/шум в каналі зв'язку. Відповідно максимальна швидкість передачі інформації суттєво залежить від якості каналу зв'язку, тобто від умов відбору та передачі інформації у місцях встановлення ОС. Слід зазначити, що широке використання та впровадження сенсорних мереж у різноманітні галузі людської діяльності вимагає від розробників комп'ютерних мереж створення високонадійних та завадостійких мереж передачі інформації. Надійність зв'язку передбачає інтегрування сенсорних, локальних та регіональних мереж в спільну мережу з наявністю резервних каналів зв'язку (дротово/бездротових) та різних шляхів доставки (пересилання) інформації між віддаленими абонентами.

Для підвищення ефективності функціонування сенсорних мереж АС (ОС) повинні бути багатофункціональними в обробці і кодуванні даних моніторингу та забезпечувати мінімізацію інформаційних потоків у місцях їх зародження (для i -ої АС (ОС), тут $i = 1, N_{\max}$, N_{\max} – максимальна кількість активних абонентів сенсорної мережі), що зрештою обумовлює зменшення кількості

переданих пакетів інформації та їх тривалості. Мінімізація інформаційних потоків на об'єктах моніторингу передовсім досягається завдяки виявленню інформативних та вірогідних первинних даних на етапі введення вхідних даних від ОдіК (ОТМ) засобами АС(ОС). На основі отриманих даних про якість введеної інформації забезпечуються умови для оптимізації процесів фільтрації і компактного кодування вхідних даних [281-284], експрес-аналізу сигналів, зображень відео- даних та станів ОдіК (ОТМ) [281, 285]. З погляду теорії інформації кожен АС (ОС) можна розглядати як джерело інформації (вихідних пакетів даних), при цьому інформативність вихідних сигналів [286], зображень та результатів обробки даних моніторингу на об'єктах завдяки реалізації ефективних за обчислювальною складністю і точністю методів і алгоритмів багатофункціональної обробки і кодування даних перетворюється в інформативність компактних інформаційних кадрів пакетів даних. Відповідно, інформаційно-ефективні сенсорні мережі можуть оптимально вирішувати комплекс проблем у місцях виникнення інформаційних потоків з урахуванням мінімізації сумарного трафіку вірогідних даних в спільному ресурсі – мережі передачі даних. Ефективність функціонування сенсорної мережі суттєво залежить від оптимізації вирішення проблем введення, обробки, кодування, формування та передачі пакетів кожним абонентом мережі [296-307], а кожна АС(ОС) повинна мати високу інформативність виконання складових операцій багатофункціональної обробки вхідних масивів даних [308-312]. Внаслідок програмно-апаратної реалізації обробки та кодування даних в канал зв'язку (моноканал, підканали моноканалу) відправляються оптимізовані за тривалістю, крипостійкі та завадостійкі пакети даних. Підвищення інформативності кожної АС(ОС) і сенсорної мережі загалом пов'язане з підвищенням вірогідності, компактності та захищеності пакетів даних, включно із захищеністю від несанкціонованого доступу до даних і їх

підміни, а також захищеністю послідовностей бітів даних від спотворень каналними завадами [313-321]. Узагальнений операторний алгоритм функціонування АС(ОС) сенсорної мережі має вигляд [11]

$$\Rightarrow O_{\text{вд}} \Rightarrow O_{\text{фд}} \Rightarrow O_{\text{сд}} \Rightarrow O_{\text{зд}} \Rightarrow O_{\text{здк}} \Rightarrow O_{\text{фіп}} \\ \Rightarrow O_{\text{дкз}} \Rightarrow O_{\text{ПерП}} \\ \text{ОдіК (ОТМ)}$$

$$\Leftarrow O_{\text{фск}} \Leftarrow O_{\text{ді}} \Leftarrow O_{\text{ПрП}},$$

де при передачі даних - $O_{\text{вд}}$, $O_{\text{фд}}$, $O_{\text{зд}}$, $O_{\text{здк}}$, $O_{\text{фіп}}$, $O_{\text{дкз}}$, $O_{\text{ПерП}}$, відповідно оператори введення даних, фільтрації даних, стиску даних, захисту даних, завадостійкого кодування даних, формування інформаційних пакетів (П), доступу до каналу зв'язку, передачі П, а при прийомі даних - $O_{\text{ПрП}}$, $O_{\text{ді}}$, $O_{\text{фск}}$, відповідно оператори прийому П, декодування інформації, формування сигналів керування. Таким чином АС(ОС) сенсорних мереж мінімізують вхідні потоки та перетворюють їх у псевдохаотичні бітові послідовності мінімальної тривалості, які закодовані з метою досягнення попередньо заданого значення ступеня захисту інформації P_z та з урахуванням надійної передачі (доставки) даних каналами зв'язку з шумами. Тому при введенні інформації (сигналів зображень, відеоданих) АС(ОС) виявляють та компактно кодують найінформативніші та вірогідніші дані, при цьому ефективність багатофункціональної обробки і кодування інформації на АС (ОС) суттєво залежить від вхідного співвідношення сигнал/шум при введенні даних, сумарної величини P_z , поточного співвідношення сигнал/шум в каналі зв'язку.

Показником ефективності обробки і кодування даних у місцях виникнення інформаційних потоків є відносна величина, яка залежить від тривалості поточних П та визначається виразом

$$T_{\text{in}}^{\text{min}} = \frac{T_{\text{in}}^{\text{поч}}}{t_{\text{сл}}^{\text{min}} \min\{T_{\text{ик}}\} \frac{N_b \cdot T_b}{\sum_{i=1}^M f_i \cdot p_i \cdot T_i}} \quad (7.1)$$

де $T_{\text{in}}^{\text{поч}}$ - початкова тривалість ІІ до компактного кодування первинних масивів даних; $T_{\text{in}}^{\text{min}}$ - мінімізований за тривалістю ІІ після компактного кодування даних; $t_{\text{сл}}^{\text{поч}}$ - тривалість службових даних початкового ІІ (тривалість початку ІІ, поля адреси, поле керування, поля перевірочних кодів та закінчення ІІ); N_b - кількість біт поточного ІІ; T_b - мінімальна тривалість бітового елементу; $t_{\text{сл}}^{\text{min}}$ - тривалість службових даних в пакеті, довжиною $T_{\text{in}}^{\text{min}}$; $\min\{T_{\text{ик}}\}$ - мінімальна сумарна тривалість інформаційного кадру після кодування; f_i - частота зустрічі i -тої двійкової послідовності; p_i - номер двійкової послідовності, яка кодується відповідним інтервальним імпульсним сигналом [295]; T_i - тривалість двійкової послідовності; M - максимальна кількість двійкових послідовностей.

Очевидно, що при значних шумах в каналі зв'язку тривалість закодованого інформаційного кадру $T_{\text{ик}}$ є значно більшою в порівнянні з аналогічним кадром при використанні "чистого" каналу зв'язку. При цьому $T_{\text{ик}}$ суттєво залежить від значення бази сигналу V , що передається каналом зв'язку. В свою чергу база сигналу вибирається адаптивно в процесі організації передачі даних між віддаленими абонентами, тобто $V = f(P_c/P_{\text{ш}})$, де $P_c/P_{\text{ш}}$ - відношення потужностей сигналу до шуму в каналі зв'язку (в точці приймання інформації).

Ефективність роботи АС(ОС) сенсорної мережі повинна оцінюватись інформаційними показниками. Поряд з цим кожна технічна система будується з урахуванням необхідності створення найекономнішої системи, характеристики якої відповідають заданим вимогам. Тому при оцінюванні ефективності роботи систем треба дотримуватись техніко-

економічного підходу, при якому одночасно враховуються економічні та технічні показники. При побудові технічних систем їх розробник, здебільшого керується принципом мінімальних витрат, згідно якого кращою вважається система, яка в процесі розробки і експлуатації вимагає найменших витрат при досягненні заданих технічних ефектів.

Однією із загальних характеристик ефективності роботи систем з передаванням даних, включаючи сенсорні мережі, є коефіцієнт використання каналу зв'язку за пропускну здатністю, який відповідає інформаційній ефективності систем передачі даних [287] $\lambda = C/R$, де R – швидкість передачі інформації, $C = F \log_2(1+h)$ – пропускна здатність каналу зв'язку, F – ширина смуги частот, яку займає канал зв'язку і яка відповідає ширині спектру каналних сигналів, $h = P_c/P_{ш}$ – відношення середньої потужності сигналу P_c до середньої потужності білого шуму $P_{ш}$ (з рівномірним спектром потужності та нормальним законом розподілу амплітуд в смузі частот каналу зв'язку). При оцінюванні ефективності передачі даних використовуються α , β – та γ – коефіцієнти питомих витрат [13,16,17]

$$\beta_E = E_b/N_o, \quad \beta = R/\rho_o, \quad \gamma = R/F, \quad (7.2)$$

де E_b – енергія сигналу на вході приймача, яка витрачається на передачу одного біту інформації; N_o – спектральна густина потужності шуму на вході приймача (енергетичний спектр завад); ρ_o – відношення потужності сигналу P_c до спектральної густини N_o потужності шуму.

Дані коефіцієнти характеризують енергетичну та частотну ефективність системи передачі інформації та розглядаються як показники роботи системи зв'язку, яка оцінюється у відповідності з критеріями питомих витрат.

Для комплексної оцінки ефективності роботи АС(ОС) ВІКМ необхідно враховувати вплив ключових показників пристроїв введення, обробки, кодування та передачі інформації програмно-апаратними засобами АС(ОС). Таким показником може бути

максимальна кількість інформації V_{max} , яка передається за час T , при цьому

$$V S_{\text{вхст}i\text{П}max} \quad (7.3)$$

де δ_s – сумарна похибка тракту введення та обробки інформації АС (ОС); $K_{\text{ст}} = k_{\text{св}} \cdot k_{\text{сбв}} \cdot k_{\text{в}}$ – сумарний коефіцієнт стиску даних, $k_{\text{св}}$ – коефіцієнт стиску даних з втратами (що характерно при обробці сигналів і зображень, при стиску масивів даних $k_{\text{св}} = 1$), $k_{\text{сбв}}$ – коефіцієнт стиску даних без втрат, $k_{\text{в}}$ – коефіцієнт виграшу в зменшенні тривалості ПП в процесі кодування і формування ПС (в пристроях і системах, в яких відсутня функція передачі інформації $k_{\text{в}} = 1$); R_i – інформаційна швидкість передачі інформації, $R_i = f(F_3, B, h)$, $F_3 = k_{\text{фс}} \cdot k_{\text{м}} \cdot v_{\text{к}}/2$ – значення зайнятої ширини смуги частот (радіочастот), $k_{\text{сф}} = (F + F_0)/F$ – коефіцієнт, що враховує якість відновлення фронтів цифрових сигналів, $F = v_{\text{к}}/2$ – ширина смуги частот каналу зв'язку, F_0 – надлишкова смуга частот, необхідна для підвищення крутизни фронтів цифрових сигналів, $k_{\text{м}}$ – коефіцієнт, що враховує метод маніпуляції несучої (переважно $1 < k_{\text{м}}^{\text{АМ}} < k_{\text{м}}^{\text{ФМ}} < k_{\text{м}}^{\text{ЧМ}}$, АМ - амплітудна маніпуляція, ФМ - фазова маніпуляція, ЧМ - частотна маніпуляція), $v_{\text{к}} = 2F$ – канална швидкість передачі інформації, $B = F/v_{\text{к}} = F \cdot T_b$ – коефіцієнт розширення спектру сигналу (база сигналу); T_b – тривалість одного двійкового символу.

Таким чином для надійної передачі інформації при заданій смузі частот F каналну швидкість $v_{\text{к}}$ необхідно зменшувати у $k_{\text{фс}}$ разів, тобто $v_{\text{к}} = 2F/k_{\text{фс}}$ (практично $k_{\text{фс}} > 1.4 - 1.8$) [322]. Підвищення швидкості $v_{\text{к}}$ при обмеженій смузі частот F досягається завдяки збільшенню кількості інформативних елементів каналного сигналу, що передається несучою. Слід зазначити, що альтернативним і перспективним способом передачі інформації є передавання даних без несучої, тобто з

використанням надширококузових методів зв'язку [323, 324, 279, 289]. До найпоширеніших способів підвищення інформаційної швидкості передачі інформації $v_i = k \cdot v_k$, ($k > 1$) відносяться: способи кодування та формування m_i –канальних сигналів (КС) на інформаційному рівні, де $m_i = f(M_i)$, M_i – кількість інформаційних елементів (дискрет) КС; способи багаторівневої маніпуляції (АМ, ЧМ, ФМ та їх комбінації), для яких кількість рівнів модуляції M_m визначає розмір набору елементів КС, де $M_m = 2^{m_m}$ ($m_m = \log_2 M_m$ – кількість бітів - двійкових символів, що передаються КС). Прикладами розповсюджених схем модуляції є BPSK ($M = 2$), QPSK ($M = 4$), 8PSK, MFSK ($M = 2,4,8$), 16-QAM, 64-QAM та ін. [322,323]. В стандарті IEEE 802.16 передбачено використання 256-рівневої квадратурної модуляції 256-QAM [323]. Задаючи значення робочої смуги частот F_3 та враховуючи попередній стиск (компресування) даних з коефіцієнтом $K_{ст}$, максимальну інформаційну швидкість передачі інформації можна визначити за виразом

$$v_{k_{i_{m_{ст}}}} = \frac{2F \cdot m_i \cdot m_m \cdot K_{ст}}{k_{сф} \cdot k_m} \quad i_{max} \quad (7.4)$$

Із теорії інформації відомо [287,322], що в каналах зв'язку із завадами передавати інформацію без спотворень можна, якщо швидкість передачі інформації менша від пропускної здатності каналу, тобто $R \leq C = F \cdot \log(1 + P_c/P_{ш})$ [287, 290, 322]. При малому відношенні сигнал/шум $C = 1.44F \cdot P_c/P_{ш}$ [290]. При нерівності $P_c \gg P_{ш}$ максимальна швидкість передачі інформації $R \log(c_{шmax})$. Щодо нерівності $P_{ш} > P_c$, то при використанні методів накопичення сигналів, кореляційного прийому сигналів і завадостійкого кодування даних можливо передавати інформацію навіть при $R < C$ Так, безпомилкову передачу інформації при $R \leq C$ можливо здійснити завдяки

кодування/декодування даних, яке, проте, вносить певну затримку при передачі даних. В системах керування, які працюють в режимі реального часу, така затримка не повинна перевищувати тривалості передачі однієї команди.

Пропускна здатність (ємність) каналу зв'язку C визначається в двійкових одиницях на символ (на елемент повідомлення), при цьому ємність бінарного каналу $C_b = 1$ біт/символ, а необхідна ємність каналу передачі повідомлення з m станами (m – кількість різних символів в алфавіті повідомлення) $C_m = \log_2 m$ [292]. Оскільки ємність каналу визначається як гранична швидкість передачі інформації $C = \lim[(\log_2 q)/T]$, де q – кількість елементарних повідомлень, що передаються протягом часу T (для циклічних процесів T дорівнює періодові циклу), то для бінарного (двійкового) каналу $C_b = (\log_2 2^{S \cdot T})/T = S$, де $S = 1/T_b$ – кількість двійкових символів, T_b – тривалість одного двійкового символу. Відповідно, чим менша тривалість двійкового символу $T_b = 1/S$, тим більша ємність каналу C . Для небінарного каналу протягом тривалості передачі одного символу (імпульсу) T_b можна передати один із m елементів повідомлень. Тоді кількість елементарних сигналів, які можна передати протягом інтервалу T , дорівнює $q = m^{S \cdot T}$, а $C_m = (\log_2 m^{S \cdot T})/T = S \cdot \log_2 m$ [292]. Відповідно, якщо до каналу під'єднане джерело повідомлень, в якого на один символ припадає ентропія рівна ємності каналу зв'язку, тоді маємо джерело інформаційно узгоджене з каналом. В інших випадках ємність каналу використовується не повністю (якщо ентропія джерела менша від ємності каналу), або безпомилкову передачу інформації організувати неможливо (якщо ентропія джерела є більшою від ємності каналу). Слід зазначити, що ентропія H є кількісною мірою інформації, і, згідно теореми К. Шеннона [287, 290, 322] $H = I = -\sum_{i=1}^m P_i \cdot \log P_i$, де $\sum_{i=1}^m P_i = 1$; P_i – ймовірність появи i -го символу із m символів. Згідно формули Шеннона ентропія H – це середня кількість інформації, яка

припадає на один символ і є логарифмічною мірою безпорядку стану джерела повідомлень та характеризує середню ступінь невизначеності стану цього джерела [292]. Якщо всі m різних станів джерела

інформації рівномірні, тобто

$$P_i = 1/m, \quad H = H \sum_{i=1}^m \frac{1}{m} \log \frac{1}{m} = \log m_{max}. \quad \text{В цьому}$$

випадку кількісна міра Шеннона збігається з мірою Хартлі [292]. Якщо повідомлення нерівномірні, тоді середня кількість інформації, що міститься в одному повідомленні, буде меншою від H_{max} . Для оптимізації передачі таких повідомлень необхідне попереднє кодування повідомлень з метою отримання близьких до рівномірних повідомлень. Тому актуальною проблемою є розробка методів кодування, які підвищують ентропію повідомлення і скорочують в ньому надмірність $Z = 1 - H/(\log m)$ [292]. Кодування джерела інформації тим ефективніше, чим більше ентропія H відрізняється від ємності $C = \log m$. При $H \ll \log m$ кодування дає великий ефект, при цьому зі збільшенням коефіцієнта стиску даних, як правило збільшується затримка в обробці даних та погіршується завадостійкість передачі даних, яка в свою чергу залежить від поточного співвідношення $P_c/P_{ш}$.

Оскільки при збільшенні швидкості передачі інформації тривалість двійкових символів (бітів) зменшується, то при відповідному рівні шумів в точці прийому даних спостерігається більша кількість спотворених (невірно прийнятих) символів (бітів). Враховуючи залежність співвідношення $P_c/P_{ш}$ від величини F для поточної оцінки продуктивності цифрових систем зв'язку та характеристики швидкості передачі інформації і рівня спотворень доцільніше контролювати співвідношення E_b/N_0 [325], а саме: відношенням енергії сигналу на один біт (питомої енергії одного біту) до густини потужності шумів на один герц (спектральної густини потужності шуму) [322, 325], де $E_b = S \cdot T_b$, $N_0 = P_{ш}/F$. Так як ймовірність спотворення

двійкового символу в каналі зв'язку є функцією суми завад (теплого шуму і широкопasmового гаусового шуму, утвореного від роботи сусідніх радіопередавачів, джерел промислових та імпульсних завад), то відношення сигнал/шум в каналі зв'язку можна подати як $E_b/(N_0 + J_0)$, де $J_0 = J/F \gg N_0$, J – середня потужність сумарних завад. Відповідно, необхідне значення відношення енергії двійкового символу (біту даних) до спектральної густини потужності шумів $(E_b/N_0)_н$, яке потрібне для підтримки заданого рівня ймовірності спотворень в каналі зв'язку, є основою для вибору поточної максимальної каналної швидкості передачі інформації v_{kmax} . Враховуючи, що v_{kmax} , взаємозв'язок показників $(E_b/J_0)_н$ і $P_c/P_{ш}$ (S/J) описується виразом

$$(E_b/J_0)_н = \frac{S \cdot T_b}{J/F} = \frac{S}{J} \cdot \frac{F}{v_k}, \quad (7.5)$$

де $F/v_k = F \cdot T_b = B$ – коефіцієнт розширення спектру сигналу (база сигналу).

Оскільки реальні канали зв'язку комп'ютерних мереж мають обмежену смугу F , в якій рівень шумів змінюється у великих межах, то забезпечення передачі даних з заданим рівнем спотворень досягається зміною параметрів бази сигналу B у широких межах. Тому основою підвищення інформативності АС(ОС) комп'ютерних мереж є формування ПІ у вигляді псевдохаотичних сигналів, база і структура яких залежить від оперативно визначеного співвідношення сигнал/шум, причому інформаційна швидкість передачі інформації $v_i = k \cdot v_k/B$, де $k = f(F_з, m_i, m_m, K_{ст}, 1/k_{сф}, 1/k_m)$, а значення бази сигналу змінюється у широких межах, тобто $1 \leq B \leq B_{max}$, де B_{max} досягає десятків-сотень одиниць. При формуванні псевдохаотичних ПІ двійкові символи (біти) замінюються на відповідні псевдовипадкові послідовності типу Баркера, Голда, Касамі [279, 281, 322, 325,]. Підвищення величини v_i досягається також одночасним передаванням даних L ортогональними

сигналами, де $L \leq B/4$ [21]. На практиці для оцінки вихідних абонентських потоків даних з урахуванням залежностей (3) і (4) сумарний об'єм (обсяг) інформації V_{max}^{AC} , який передається АС (ОС) протягом інтервалу передачі пакетів даних T_p , можна описати виразом $V_{max}^{AC} v_i$, де v_i, B_i – поточні значення інформаційної швидкості передачі інформації та бази сигналів, відповідно. Ефективність обробки і передачі інформації на АС (ОС) комп'ютерної мережі при заданих похибках введення і обробки вхідних даних та забезпеченні мінімально необхідної ймовірності безпомилкової передачі даних з урахування виразів (3.1)-(3.5) можна оцінити поточними показниками сумарного коефіцієнту стиску даних $K_{ст}$ та показником $\xi_j = \sum_{j=1}^P \sum_{j=1}^P B_j \cdot T_b^j T_{bmin}^j$, де $j = 1, 2, 3, \dots$ – поточний номер пакету даних, P – максимальна кількість переданих пакетів протягом тривалості передачі даних T_p , T_{bmin}^j мінімально допустима тривалість двійкового символу j – пакету, B_j – поточне значення бази сигналу j –го пакету, T_b^j – поточна тривалість двійкового символу j –го пакету.

Природа більшості процесів, що підлягають контролюванню та дослідженню є неперервною часовою функцією, а чутливі елементи датчиків (сенсорів) та відеосенсорів забезпечують формування аналогових сигналів, які на практиці є первинними інформаційними образами поведінки ОДіК (ОТМ). Найбільш інформативними (суттєвими) відліками аналогових сигналів є екстремуми та точки зміни опуклості обвідної сигналів, які, окрім амплітудно-часових значень, характеризуються такими додатковими параметрами, як поточне вхідне співвідношення сигнал/шум в околі інформативних відліків, параметри поточної динаміки обвідної та її зміни. Відповідно, інформативнішими суттєвими відліками (СВ) є такі інформативні значення сигналів, які виявлені на чистих від шумів ділянках обвідної та/або

відповідають підвищеним динамічним змінам обвідної. Тому при стиску аналогових сигналів з контрольованими втратами виявлені найінформативніші ділянки аналогових сигналів опитуються з підвищеною частотою дискретизації, а відповідні їм СВ кодуються точніше. Для досягнення необхідного коефіцієнту стиску зашумлені і менш динамічні ділянки сигналів опитуються з пониженою частотою дискретизації, а точність кодування менш інформативних СВ може бути заниженою. На цій основі ґрунтуються переваги адаптивного кодування аналогових сигналів як при введенні даних моніторингу, так і при обробці даних на ОС з мінімальними затримками.

Кожний введений сигнал характеризується мінімальними і максимальними значеннями амплітудних і частотних параметрів, відповідно X_{min} , X_{max} і f_{min} , f_{max} . Дані параметри визначають вибір частоти введення (дискретизації), сигналів f_d та кількість двійкових символів (бітів) q для кодування відліків сигналів [3,4]. Мініміально необхідні параметри f_d^i , q^i , $i = \overline{1, N}$, N – кількість каналів введення сигналів, визначають первинні інформаційні потоки даних, подальше зменшення яких на ОС без втрати якості введення точної і вірогідної інформації досягається прорідженням введених відліків сигналів у $k_{пр} = f([с/ш]_{вх}, \Delta X_\phi)$ разів (де $k_{пр} = 1, 2, 3, \dots (1, 2, 4, \dots)$ – значення коефіцієнта прорідження, $[с/ш]_{вх}$ – поточне значення вхідного співвідношення сигнал/шум, ΔX_ϕ – поточна значення приростів відфільтрованого сигналу). При фільтруванні сигналів з шумами обвідна результуючого сигналу зазнає відповідних спотворень, які часто є неконтрольованими. Тому для опосередкованого контролювання вірогідності введених даних кожен СВ обвідної доцільно характеризувати кодом величини $[с/ш]_{вх}$, який визначається на поточній ділянці обвідної обчисленням величини $\Delta X_j^{ш} = |X_{вхj} - X_j^\phi|$ та порівнянням значення $\Delta X_j^{ш}$ з відносними

величинами відфільтрованого відліку X_j^ϕ (де $X_{вхj}$ – поточний вхідний відлік сигналу, X_j^ϕ – поточний відфільтрований відлік сигналу) [326].

Вихідні сигнали сучасних відеосенсорів суттєво залежать від технології розміщення світлофільтрів перед чутливим елементом, який реагує на яскравість світла, а їх потоки даних від формату відеокадру $M \cdot L$ (M – кількість пікселів у рядку, L – кількість пікселів у стовпчику), прийнятої схеми кольорового відеокодування, топології побудови світлофільтрів відеосенсора, кількості двійкових символів (бітів) для кодування градацій яскравості світла. Найпоширенішими схемами відеокодування є традиційна схема $RGB-24$ та кольорорізницеві схеми $YC_B C_R$ і YUV , які є складнішими порівнянно з RGB -методом відеокодування, проте різницеві методи приблизно на 30% дозволяють зменшити потік відеоданих в порівнянні з RGB -методом [327]. Враховуючи простоту побудови відеосенсорів з RGB -методом кодування доцільно апаратно-програмними засобами відеосенсора організувати фільтрування-стиск відліків обвідних сигналів R , G , і B кольорового зображення. На рис.3.6 відображені R – , G – і B – сигнали відповідних фрагментів двох панорамних зображень, тобто обвідні відеосигналив характеризуються динамікою, яка визначається амплітудно-часовими характеристиками вихідних відліків світлочутливих елементів. Слід зазначити, що при побудові сучасних відеосенсорів R , G , B складові кольорового зображення для кожного пікселя визначаються (обчислюються) з урахуванням значень сусідніх вимірних однотипних складових. Однією з найпоширеніших схем побудови відеосенсорів є розміщення світлофільтрів з топологією $RGBG$, при цьому структура формату відліків відео сенсора має вигляд

$GRGRGR \dots GRGR$
 $BGBGBG \dots BGBG$

....
GRGRGR ... GRGR
BGBGBG ... BGBG ,

де G , R і B – q –бітові коди зеленого, червоного і синього відліків, $q = 8...12$ біт.

Для оперативного кодування R – , G – і B – сигналів відповідні відліки пікселів упорядковуються і підлягають ковзкому згладжуванню з мінімальним вікном усереднення $l = 3$ відліки. При цьому на обвідній G –сигналу, який є найінформативнішим, розшукуються екстремуми та точки зміни опуклості, а на R – і B – сигналах достатньо виявляти лише екстремальні відліки. Для якісного відновлення відеоданих з урахуванням введених значень відеосенсора для кожного пікселя визначаються (обчислюються) три складові (RGB -сигнали) та здійснюється пошук СВ на трьох обвідних відеосигналів.

Компактне кодування суттєвих та несуттєвих відліків (НВ) аналогових сигналів здійснюється в темпі введення даних (без буферизації/з буферизацією даних) або з накопиченням необхідної кількості вибіркового даних з наступною їх обробкою та кодуванням. При цьому НВ кодуються мінімальним набором службових даних, а СВ відповідних ділянок сигналів супроводжуються кодами вибраної частоти дискретизації, вхідного співвідношення сигнал/шум та кількості біт СВ [283,326, 328]. При компресуванні (стиску) аналогових сигналів з контрольованими втратами виникають проблеми відбору найінформативніших СВ, тобто деякі екстремальні точки та точки перегину класифікуються як НВ. Критерії відбору СВ в різних галузях використання сенсорних мереж задаються дослідником (експертом). Найбільш спрощеним і оперативним способом відбору СВ є обчислення та аналіз показників інформативності екстремумів відповідно до виразу $\xi^e > \xi_{min}$, де ξ^e –показник інформативності екстремуму. Найпростішим

показником ξ^e є величина $\xi_i^e = |A_i^e - A_{i+1}^e|$, де A_i^e – амплітуда i -го екстремуму, A_{i+1}^e – амплітуда $(i + 1)$ -го екстремуму. При класифікації двох сусідніх екстремумів як СВ всі проміжні точки перегину теж класифікуються як СВ. Інформативнішим є показник $\xi_i^e = \sum(|\Delta_{i(i-1)}^e| + |\Delta_{i(i)}^e|)$, де $|\Delta_{i(i-1)}^e| = ||A_{i-1}^e| - |A_i^e||$ – величина, яка характеризує інформативність i -го екстремуму по відношенню до $(i-1)$ -го; $\Delta_{i(i)}^e = ||A_i^e| - |A_{i+1}^e||$ – величина, яка характеризує інформативність i -го екстремуму по відношенню до $(i+1)$ -го. При впорядкуванні за амплітудними значеннями ξ_i^e виявляються ті екстремуми та відповідні ділянки сигналів, які є найбільш інформативними.

При обробці зображень для виявлення найінформативніших екстремумів показник ξ_i^e обчислюється окремо для СВ, які утворюють рядки і стовпчики двовимірних даних, тобто визначають величини $\xi_i^{ep} = \sum(|\Delta_{i(i-1)}^{ep}| + |\Delta_{i(i)}^{ep}|)$, $\xi_{jm}^{ec} = \sum(|\Delta_{j(j-1)}^{ec}| + |\Delta_{j(j)}^{ec}|)$, де ξ_i^{ep} – показник інформативності i -го відліку k -го рядка, який є СВ (екстремум), $k = \overline{0, L - 1}$, ξ_{jm}^{ec} – показник інформативності j -го відліку m -го стовпчика, який є СВ (екстремум), $j = \overline{0, M - 1}$. Для виявлення найінформативніших СВ двовимірних даних для кожного (i, j) -го СВ необхідно визначити сумарний показник інформативності $\xi_{ij}^e = \xi_i^{ep} + \xi_j^{ec}$, де ξ_i^{ep} – показник інформативності i, j -го відліку i -го рядка, ξ_j^{ec} – показник інформативності i, j -го відліку j -го стовпчика. При упорядкуванні за амплітудними значеннями ξ_{ij}^e виявляємо ті СВ, які є найінформативнішими. При обробці телевізійних сигналів ефективним способом стиску є відбір найбільш інформативних кадрів за критерієм $\xi_b^{vs} = \sum_{v=1}^D \xi_v^{eb}$, де ξ_b^{vs} – показник інформативності b -го кадру відеоданих, D – кількість СВ b -го кадру, ξ_v^{eb} – сумарний показник інформативності за рядками та стовпчиками b -го кадру. Можливо використання і усередненого значення величини ξ_v^{eb} , тобто $\overline{\xi_v^{eb}} = \xi_v^{eb} / D$.

Додатковий стиск масивів первинних даних здійснюється завдяки безвартним методам стиску інформації [327]. Після стиску даних без втрат масиви бітів підлягають захисту на основі гаміювання з довготривалими псевдовипадковими послідовними, які від пакету до пакету є змінними [283]. При цьому закони генерації абонентських псевдопослідовностей можуть бути різноманітними та локально визначеними на короткому інтервалі часу. Для цього різними способами (використання засобів несиметричної криптографії, передача сеансових кодових ключів генерації довготривалих послідовностей, використання альтернативних засобів зв'язку, маскуванню кодових ключів в масивах даних і ін.) абонентам мережі подається інформація про поточні кодові ключі прогенерованих псевдопослідовностей. Вибір довжини первинних масивів даних, які підлягають гаміюванню, визначається в залежності від ступеня захисту інформації і може досягати понад одиниці і десятки Кбіт. Для додаткового захисту даних від підміни біти завадостійкого кодування випадковим чином маскуються в масивах даних П, відіграючи роль “водяних знаків”. Для підвищення ступеня захисту даних можливе багаторазове гаміювання даних: після стиску і перемішування даних. Перемішування даних дозволяє уникнути спотворення каналними завадами тривалих послідовностей бітів інформаційних кадрів пакетів даних, при цьому завдяки псевдохаотичній зміні законів перемішування бітових послідовностей досягається додатковий захист даних в каналі зв'язку. Для завадостійкого кодування інформаційних кадрів П в залежності від якості каналу зв'язку доцільно використовувати різноманітні за ефективністю, швидкістю та складністю алгоритми Ріда–Соломона, каскадного кодування, турбокодування, багатопорогового кодування. В сучасних локально-регіональних бездротових мережах для боротьби із спотвореннями використовуються коди Ріда-Соломона, каскадні

коди із зовнішнім кодом Ріда–Соломона та внутрішнім згортувальним кодом, блокові турбоходи [322, 323]. Наприклад, в стандарті IEEE 802.16 в базовому алгоритмі кодування Ріда–Соломона формуються блоки даних розміром 2048 біт, із яких 128 перевірюваних біти (приблизно 6,3% від загальної довжини блоку даних) дозволяють виправляти 64 спотворені символи (3,1% блоку даних) або виявити до 120 спотворені символи (до 5,8% блоку даних) [328]. Ефективним методом завадостійкого кодування даних є використання шумоподібних сигналів (ШПС) при передачі двійкових послідовностей [322], проте таке кодування даних призводить до суттєвого зменшення швидкості передачі інформації.

При значних шумах в каналі зв'язку після завадостійкого кодування кожен біт даних або відповідні (базові) біти інформаційних кадрів ШПС передаються ШПС, при цьому завдяки псевдохаотичній зміні бази ШПС в заданих межах можливо організувати крипостійку та завадостійку передачу інформації, маскуючи її в шумах каналу зв'язку. При виявленні абонентами сенсорної мережі “чистого” каналу зв'язку доцільно організувати передачу пакетів даних інтервально-імпульсними сигналами, які простими засобами забезпечують підвищення інформаційної швидкості передачі в k - разів ($v_i = kv_k$, де $k \geq 1.6 \dots 2$) [295]. Для цього масиви двійкових даних пакетів розбиваються на P_j двійкові послідовності, які передаються інтервально-імпульсними сигналами відповідної тривалості та полярності. Дані сигнали можуть передаватись у вигляді шумоподібних сигналів. Кодування з формуванням інтервально-імпульсних сигналів можна досить ефективно використати при побудові сенсорних мереж з надширококустовими сигналами, а псевдохаотичною зміною їх параметрів в каналі зв'язку забезпечується крипостійкість та завадостійкість каналних сигналів. Доступ абонентів сенсорної мережі в режимі “рівний з рівним” реалізується з урахуванням їх пріоритету (групи

пріоритету) та формуванням випадково-зменшуючих інтервалів в процесі множинного доступу до спільних ресурсів мережі. Дана процедура дозволяє надійно рознести в часі моменти прийняття абонентами рішення щодо можливості безконфліктної передачі ІІІ. Таким чином реалізується інформаційно-ефективна обробка і кодування.

Тобто, реалізація інформаційно-ефективної обробки і передачі даних в комп'ютерних мережах досягається через встановлення в місцях виникнення інформаційних потоків абонентських (об'єктних) систем, які забезпечують виконання комплексу операцій багатофункціональної обробки, кодування та формування псевдохаотичних криптистійких та завадостійких пакетів даних мінімальної тривалості. Основою багатофункціональної обробки та кодування даних на об'єктах є оптимальний вибір частоти введення даних та кількості вірогідних двійкових символів (біт) суттєвих відліків огинаючої сигналів (відеосигналів), до яких відносяться екстремуми та точки перегину сигналів. Оперативне компактне кодування сигналів ґрунтується на основі комбінації адаптивного кодування введених даних з урахуванням інформації про вхідне співвідношення сигнал/шум та динамічних показників поточних ділянок сигналів, а також кодування двійкових даних без втрат. Компактні масиви даних підлягають захисту інформації гаміюванням бітів даних з довготривалими псевдохаотичними послідовностями, які від пакету до пакету є змінними. Зменшення тривалості пакетів даних та їх захист від завад в каналі зв'язку здійснюється в процесі формування інтервально-імпульсних сигналів, які можуть передаватись безпосередньо або у вигляді шумоподібних сигналів з адаптивною базою. Показниками ефективності обробки і передачі даних є поточний сумарний коефіцієнт стиску даних та показник відношення сумарної мінімальної тривалості бітів j -го пакету даних до сумарної тривалості сформованого пакету даних з базою $B_j \geq 1$.

7.4. Метод і алгоритм підвищення надійності синхронізації вузлів у системі зв'язку з псевдовипадковим переналаштуванням робочої частоти

Бурхливий розвиток телекомунікаційних систем в останні десятиліття створює певні труднощі при побудові нових інформаційних мереж з радіодоступом. Електромагнітна обстановка в радіоканалах всіх частотних діапазонів, аж до міліметрового, безперервно ускладнюється і новим радіозасобам доводиться працювати в умовах масованого впливу зовнішніх випадкових, а в певних випадках спеціально створених завад. Зниження достовірності прийнятої інформації внаслідок впливу цих факторів стає суттєвою перешкодою для забезпечення якісного зв'язку. Особливо гостро питання стоїть для радіосистем, призначених для передачі важливої, або таємної інформації, які часто працюють в безпосередній близькості з великою кількістю діючих радіозасобів різноманітного призначення. Прикладами таких радіосистем можуть бути перш за все військові системи радіозв'язку, радіостанції диспетчерського зв'язку на транспорті, банківські радіомережі передачі інформації, устаткування локальних мереж медичного призначення, системи радіооповіщення населення Міністерства надзвичайних ситуацій і багато інших.

Для забезпечення прийнятної достовірності при передачі інформації в таких системах доводиться застосовувати спеціальні все складніші і дорожчі методи і засоби, як наприклад: збільшувати потужність передавачів, використовувати методи рознесення частот передачі, застосовувати складні завадостійкі види модуляції, використовувати перемішування інформації (скремблювання), впроваджувати в інформаційний потік надлишкову інформацію і застосовувати завадостійке кодування з виправленням помилок і т.п.

В загальному синтез архітектури радіозасобів, вибір способів опрацювання сигналу для абонентського інформаційного обміну, методи найкращого доступу до абонента, оперативність передачі інформації, надійний захист інформації від несанкціонованого доступу і все це в умовах інтенсивного впливу завад для задач надійного захищеного зв'язку вирішені недостатньо ефективно і вимагають додаткових досліджень.

7.4.1. Аналіз методів та засобів цифрового зв'язку з псевдовипадковим переналаштуванням робочої частоти

Одним із засобів підняття завадостійкості цифрових засобів зв'язку в умовах організованих завад є метод розширення спектру сигналу в ефірі шляхом псевдовипадкового переналаштування робочої частоти (ППРЧ, FHSS). Робоча частота декілька сотень раз в секунду стрибкоподібно змінюється в межах виділеного частотного діапазону відповідно до псевдовипадкової послідовності (ПВП) відомої передавачу та приймачу. Якщо забезпечити комплекс технічних та організаційних мір, які з певною достовірністю гарантуватимуть невідомість для третьої сторони відповідної ПВП, то ППРЧ можна також розглядати як метод захисту інформації, а також як спосіб приховування самого факту зв'язку.

На сьогоднішній день найбільш ефективними з точки зору співвідношення вартості системи та величини досягнутого ефекту є системи повільного ППРЧ [329]. Особливістю повільного ППРЧ є те, що протягом роботи на одній частоті передається декілька бітів інформації.

В літературі [326,329,330] описано типові структурні схеми систем ППРЧ. В усіх них наявні синтезатори частоти, в яких частота задається генераторами ПВП. Загальною особливістю усіх цих систем є необхідність забезпечення синхронної роботи синтезаторів в частотно-часовій області. Для передачі цифрового потоку необхідне досягнення також бітового та кадрового

синхронізму. Метод забезпечення початкової синхронізації є фактором, що визначає особливості тієї чи іншої структурної схеми системи з ППРЧ. Існуючі методи та схемно-алгоритмічні засоби синхронізації можна узагальнено звести до наступних трьох видів [327]:

Системи з паралельним методом пошуку сигналу передавача. По суті являють собою багатоканальний приймач. На основі аналізу часово-частотного розподілу сигналу передавача приймач отримує інформацію, необхідну і достатню для досягнення синхронізму.

Системи з послідовним пошуком. До настання синхронізму одноканальний приймач сканує область частот в якій найбільш ймовірна робота передавача в даний момент часу.

Системи, приймач яких до моменту настання синхронізму очікує сигнал передавача на одній частоті. Після досягнення початкового синхронізму робоча частота приймача змінюється синхронно до зміни робочої частоти передавача [331].

В більшості випадків ці методи ґрунтуються на визначені кореляції між прийнятим сигналом та сигнатурою, яка передається передавачем, як правило, на початку сеансу зв'язку. Проте усі згадані вище методи синхронізації мають певні недоліки. Насамперед це необхідність зовнішніх засобів часової корекції, складних високоточних тактових генераторів. Також вони характеризуються великим значенням часу входження в синхронізм та низькою ймовірністю успішного входження при заданому значенні початкової максимальної розбіжності в системних годинниках передавача та приймача [324]. Тому пошук ефективних методів і алгоритмів синхронізації залишається актуальним.

Метою роботи є розроблення і дослідження програмно-апаратного алгоритму установки синхронізації в системі ППРЧ, який скорочує час настання синхронізації та стійкий до певної неузгодженості системного часу між абонентами.

7.4.2. Метод підвищення швидкості синхронізації без зовнішніх джерел точного часу в частотно-часовій області

Запропонований нами метод синхронізації систем радіозв'язку з повільним ППРЧ є комбінацією методу сканування та методу очікування з одночасним використанням принципу плинної зміни частот входження в синхронізм [295]. В ньому також реалізовано спосіб відновлення бітової синхронізації з використанням однобітних паралельних обчислень.

Час передачі інформаційного цифрового пакету розбивається на так звані інтервали виклику (ІВ), кожен з яких має свій номер. На початку ІВ генератори ПВП ініціалізуються ключами, які є функцією базового ключа та номеру ІВ.

Передавач перед початком передачі даних передає синхропосилку, яка являє собою послідовність імпульсів виклику. Імпульси виклику несуть інформацію про номер інтервалу виклику та номер імпульсу виклику з початку синхропосилки. Кожен ІВ передається на іншій частоті, причому набір частот, на яких передаються ІВ, являє собою підмножину усіх робочих частот. Цю підмножину частот називатимемо частотами виклику. Набір значень частот виклику однозначно визначаються номером ІВ та базовим ключем. Метод розрахунку частот виклику вибрано таким, що при збільшенні номеру інтервалу виклику на одиницю в множині значень частот змінюється лише один елемент. Таким чином реалізується принцип плинності частот виклику [295].

Потужність множини частот виклику становить n . Синхропосилка містить усього $n \cdot n$ імпульсів виклику. Приймач до початку прийому даних знаходиться в режимі очікування, особливістю якого є те, що він послідовно сканує частоти у відповідності до свого номеру інтервалу виклику. Номер інтервалу виклику приймача може відрізнятись від номеру інтервалу виклику передавача внаслідок розбіжності в системному часі передавача та приймача. Як наслідок, множина

частот, по якій проводить сканування приймач в режимі очікування може відрізнятись від множини частот виклику. Цю множину надалі називатимемо множиною частот очікування.

Час перебування приймача в режимі очікування на одній частоті в n раз більша за час, протягом якого на одній частоті перебуває передавач. Як наслідок, подія зустрічі передавача та приймача на одній частоті носить уже не імовірнісний характер [329], а є гарантованою протягом часу, що не перевищує тривалість синхросилки у випадку, якщо розбіжність між номером інтервалу виклику передавача та приймача не більша за $n-1$.

У випадку зустрічі передавача та приймача на одній частоті приймач запускаються механізм швидкого відновлення бітової синхронізації та прийому інформації про номер імпульсу виклику та інтервал виклику передавача. На основі цих даних приймач може однозначно прогнозувати момент закінчення синхросилки та скорегувати розбіжності між своїм значенням номера інтервалу виклику та відповідним значенням передавача. Отже у приймача появляються всі необхідні передумови для синхронізації свого генератора ПВП до генератора передавача. Графічна ілюстрація процесу синхронізації приведена на рис. 7.6. Для спрощення ілюстрування число частот виклику відображених на рисунку рівне 6, а величина розбіжності в множинах частот виклику та очікування показана рівною одиничному значенню. Також умовно зображено, що робочі частоти змінюються послідовно, хоч реально за псевдо випадковим законом.

Інтервал часу, протягом якого передавач проходить усі значення частот з множини частот виклику називатимемо блоком виклику. Синхросилка містить N блоків виклику. Для деякого моменту часу, коли приймач знаходиться в режимі очікування потужність перетину множини частот виклику та множини частот очікування позначимо як m . За умови повного перекриття

в часі всіх кадрів виклику під час періоду початкової синхронізації ймовірність події зустрічі передавача та приймача на одній частоті (далі - перекриття) протягом першого блоку виклику становить: $p(1) = \frac{m}{n}$

$$p(1) = \frac{m}{n} . \quad (7.7)$$

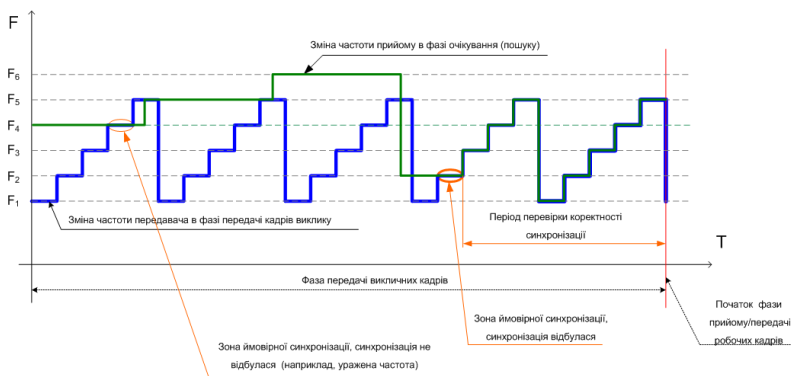


Рис. 7.6. Частотно-часові діаграми в стадії початкової синхронізації.

Ймовірність перекриття протягом другого блоку виклику

становить
$$p(2) = (1 - p(1)) \left(\frac{m}{n-1} \right) . \quad (7.8)$$

В загальному для і-го блоку

$$p(i) = (1 - p(1)) \dots (1 - p(i-1)) \left(\frac{m}{n-i+1} \right) , \text{ або}$$

$$p(i) = m \frac{(n-m)!(n-i)!}{n!(n-m-i+1)!} .$$

$$(3.9)$$

Ймовірність встановлення синхронізації на множині перших k блоків становить

$$Ps_k = \sum_{i=1}^k p(i) \quad (3.10)$$

З врахуванням враження робочих частот ця ймовірність становить $Pf_i, i = 1, 2, \dots, n$

$$Ps_k = \sum_{i=1}^k (1 - Pf_i) p(i) \quad (3.11)$$

Після встановлення частотно-часової синхронізації ініціюється процес встановлення бітової синхронізації цифрового пакету.

7.4.3. Спосіб бітової синхронізації на основі паралельного кореляційного пошуку сигнатури

По своїй суті бітова синхронізація є визначення моменту оптимального стробування виходу демодулятора. Квантування слід проводити тоді, коли сигнал на виході демодулятора максимально віддалений від зони міжсимвольних переходів. В такому випадку ймовірність бітової помилки буде найнижчою. Саме тому можна стверджувати, що варіант стробування, при якому спостерігається максимальна кореляція з еталоном сигнатури і буде моментом оптимального стробування.

При традиційних підходах до кореляційного способу відновлення синхронізації оцінка кореляції проводиться декілька разів за час, що відповідає тривалості одного символу. Це приводить до значних обчислювальних затрат, так як розмірність еталону сигнатури є добутком бітової довжини сигнатури та кількості оцінок на один біт. Крім того, обчислення слід виконувати в тій розрядності, в якій отримуємо вихідне значення демодулятора.

Суттю запропонованого методу є те, що ми обчислюємо кореляцію до еталону сигнатури в декілька паралельних потоків для вибірок, що містять однобітові значення після компаратора, який включено на виході демодулятора. Для кожного потоку

стробування компаратора здійснюється з постійним зсувом. Величина зсуву рівна тривалості біту, яка розділена на кількість потоків. Це дозволяє для оцінки величини кореляції з еталоном сигнатури використати операцію побітового виключного “АБО” з наступним визначенням хемінгової ваги одержаного результату. Одержане значення є інверсією кореляції. Момент стробування потоку, який дав максимум кореляції та перевищує певне ключове значення і є моментом оптимального стробування (рис. 7.7).

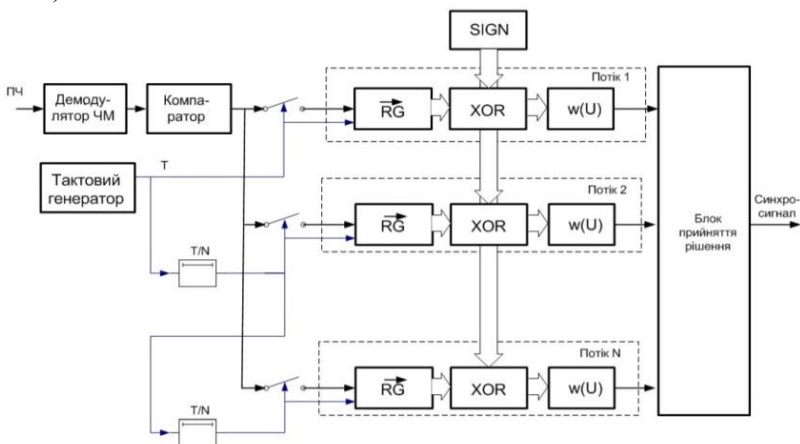


Рис. 7.7. Блок-схема запропонованого способу відновлення бітової синхронізації

Тут T/N – елементи затримки, RG – регістр зсуву, $SIGN$ – еталоном сигнатури, XOR – обчислювач виключного АБО, $w(U)$ – схема визначення хемінгової ваги.

7.4.4. Результати експериментальних досліджень

Запропонований спосіб синхронізації в частотно-часовій області забезпечує значно менший час настання синхронізму в порівнянні з типовими методами сканування та характеризується значно вищою ймовірністю встановлення синхронізації в

порівнянні з системами, які досягають синхронізму методом очікування. Перехід до паралельних обчислень з використанням однієї математики для кореляційних способів бітрової синхронізації дає вигоду в продуктивності системи.

Запропонований спосіб синхронізації реалізовано у цифровій УКХ радіостанції з ППРЧ, що розробляється у ПАТ Тернопільський радіозавод “Оріон”. На рис. 7.8 наведено функціональну схему блока керування і цифрової обробки сигналів радіостанції з ППРЧ.

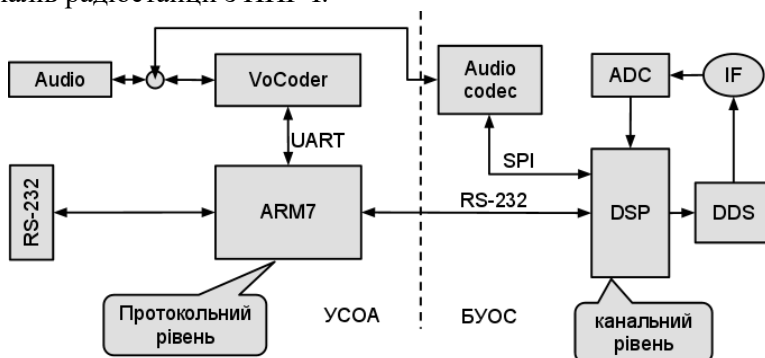


Рис. 7.8 Функціональна схема блока керування і цифрової обробки сигналів радіостанції з ППРЧ

Вигляд модуля блока керування і цифрової обробки сигналів та радіостанції з ППРЧ показано на рис. 7.9.

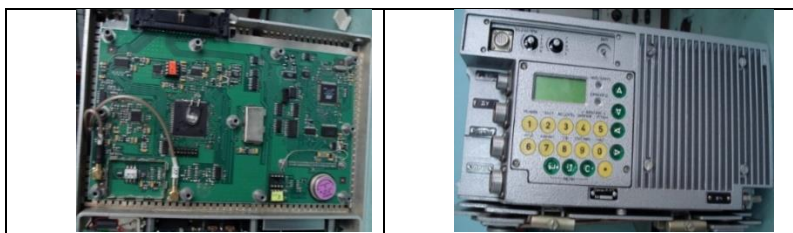


Рис. 7.9 Модуль блока керування і цифрової обробки сигналів та вигляд радіостанції з ППРЧ

Для швидкості переключення ППРЧ в 400 стрибків за секунду з часом передачі синхросигнали протягом 240 мілісекунд на початку сеансу зв'язку настання синхронізації досягається при початкових розузгодженнях системного часу передавача та приймача до 8 хвилин для лабораторних умов, та 4 хвилин для випадку роботи в умовах реального радіо ефіру.

Завдяки запропонованому методу досягнуто часу відновлення бітової та кадрової синхронізації 600 мкс для 24-бітних сигнатур з одночасним зменшенням орієнтовно у 8 раз потреб в обчислювальному ресурсі (для типу DSP TMS320C5502, що використовується) у порівнянні з традиційними кореляційними методами відновлення бітової та кадрової синхронізації.

ПІСЛЯМОВА

1. Розроблено інформаційну модель акустичного зондування водного середовища, в її основу покладено випромінювання акустичного сигналу $S(t)$ багатьма каналами у середовище і отримання суми багаторазово відбитих сигналів БВС $S(t)$ у кожному з них.

2. Розроблено єдиний методологічний підхід, який покладе-но в основу побудови ВІС акустичного моніторингу водного середовища. Він полягає у використанні лінійних та нелінійних ефектів взаємодії акустичних коливань з вказаними середовищами та введенні нових параметрів багаторазово відбитих сигналів, що є основою для аналізу взаємодії вузлів систем з метою визначення всіх складових похибок, розроблення вимог до цих вузлів, а також синтезу їх структур.

3. Розроблено нову методологію побудови комп'ютерних інформаційно-вимірювальних систем для екологічного моніторингу водного середовища, в основу якої покладено одночасне вимірювання його інтегральних, селективних, гідрофізичних параметрів та географічних координат, що є підставою для розроблення вимог до ВІС.

4. Вдосконалено математичні моделі динаміки популяцій фітоплантону у водних екосистемах за допомогою системи рекурентних рівнянь, що дало змогу врахувати залежності розвитку фітопланктону від температури, освітленості, концентрації біогенних та токсичних речовин. Запропоновані математичні моделі дозволяють моделювати зміну співвідношення відносної чисельності популяцій фітопланктону підчас забруднення водного об'єкта, а також оцінити інтегральні характеристики забруднення на основі зміни індексів Сімпсона і Шеннона.

5. Вдосконалено математичні моделі водних середовищ із завислими частинками фітопланктону, що дозволяють оцінювати

екологічний стан водних об'єктів на основі вимірювання спектрофотометричних характеристик водних середовищ дистанційними методами, індикатрис та тіл яскравості методом глибинного режиму, а також концентрації частинок фітопланктону у проточній вимірювальній кюветі.

6. Запропоновано новий інваріантний до зміни температури акустичний метод вимірювання загальної концентрації домішок у воді, в основу якого покладено вимірювання часових параметрів ультразвукових багаторазово відбитих сигналів у двох еталонних та досліджуваному середовищах, що дало змогу зменшити на порядок похибки вимірювань концентрації, і аналізувати неорганічні та органічні рідини.

7. Виявлено індивідуальні спектральні характеристики для рідин, які залежать від хімічної природи складників, їх концентрацій та конструкції первинного перетворювача. Запропоновано метод швидкого визначення та контролю концентрацій складників рідин за одним вимірним показником реактивної складової провідності без лабораторних умов та вартісної апаратури. Представлено аналіз результатів експериментів.

8. Сформульовано пропозиції щодо удосконалення методів та засобів контролю води за одним електричним параметром. Впровадження розробленого методу та способів створює умови для переходу від лабораторних умов контролю до оперативних та дозволяють вирішувати завдання підвищення надійності контролю, сприяє економії матеріальних ресурсів та забезпечує мінімальний вплив на здоров'я людини.

9. Запропоновано новий метод мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону, що полягає у відборі проб фітопланктону, визначенні видового складу та чисельності клітин фітопланктону. Отримані дані порівнюють з нормою. Здійснюється проточний мультиспектральний

телевізійний вимірювальний контроль частинок фітопланктону неперервної дії, який порівнює зображення частинок у проточній вимірювальній кюветі, отримані на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону за допомогою мікроскопу та телевізійної CCD-камери, з зображеннями з бази даних частинок фітопланктону певних видів у спеціалізованому процесорі у режимі реального часу із застосуванням оптимального класифікатора Байєса з розв'язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса. Визначають абсолютну та відносну чисельність частинок фітопланктону кожного з видів, які присутні у пробі, та розраховують індекси Сімпсона та Шеннона, які дозволяють достовірно оцінити стан екосистеми водного об'єкту.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Погребенник В.Д., Петрук В.Г., Паламар М.І. Оперативний контроль інтегральних параметрів забруднення водного середовища // 3-ій Міжнародний Конгрес "Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. Збірник матеріалів", 17-19 вересня 2014 р., Львів. – С.48.

2. Vasiliy Petruk, Sergyi Kvaternyuk, Volodymyr Pohrebennyk, Yana Bezusiak. Multispectral control of water bodies for biological diversity with the index of phytoplankton // International scientific conference «New Trends in Ecological and Biological Research», September 9th – 11th, 2015, University of Prešov in Prešov, Prešov, Slovak Republic. – Prešov, 2015. – P. 84. ISBN 978-80-555-1354-6

3. Oksana Styskal, Vasiliy Petruk, Volodymyr Pohrebennyk, Vitaliy Ishchenko. Analysis of modern safe methods of drinking water disinfection // International scientific conference «New Trends in Ecological and Biological Research», September 9th – 11th, 2015, University of Prešov in Prešov, Prešov, Slovak Republic. – Prešov, 2015. – P. 48. ISBN 978-80-555-1354-6

4. Погребенник В.Д. Методи і засоби вимірювання вихрового компонента швидкості течії // Монографія. – Львів: Вид-во Львівської політехніки, 2015. – 180 с.

5. Karina Janish, Volodymyr Pohrebennyk, Mikołaj Karpiński. Methods of operational environmental monitoring of water // 2nd International Conference Renewable Energy Sources - Engineering, Technology, Innovation, Krynica, Poland, Maj 26-29, 2015. – С. 9.

6. Погребенник В.Д., Крайківський Р.С. Мікропроцесорна система для вимірювання загальної концентрації домішок у воді // Чотирнадцята Міжнародна науково-технічна конференція Приладобудування: стан і перспективи», 22-23 квітня 2015 р., м. Київ. – Київ: НТТУ «КПІ», 2015. – С. 241.

7. Погребенник В.Д., Пташник В.В. Акустичні методи вимірювання загальної концентрації домішок у воді //

Чотирнадцята Міжнародна науково-технічна конференція «ПРИЛАДОБУДУВАННЯ: стан і перспективи», 22-23 квітня 2015 р. м. Київ. Київ: НТТУ «КПІ», 2015. – С. 240–241.

8. Погребенник В.Д., Крайківський Р.С. Особливості програмного забезпечення ультразвукової мікропроцесорної системи вимірювання інтегральних параметрів рідини // Праці V Міжнародної науково-практичної конференції «Обробка сигналів і негаусівських процесів», присвяченої пам'яті професора Кунченка Ю.П., 20-22 травня 2015 р., м. Черкаси. – Черкаси: ЧДТУ, 2015. – С. 151–153.

9. Pokhodylo E.V. Means identification of water-spirit solutions / E.V. Pokhodylo E.V., Yuzva V.Z., Lyubchuk O.S. // Науковий вісник Національного лісотехнічного університету. – 2015. – Вип. 25.6. – С. 225–227.

10. Петрук В.Г. Екологічний контроль забруднення р. Згар біогенними та токсичними речовинами методами біоіндикації по фітопланктону / В.Г. Петрук, С. М. Кватернюк, В.В. Гончарук, Л.І. Гриник // 3-й Міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування». Львів, – 2014. – С.46.

11. Джигирей В.С., Сторожук В.М., Яцюк Р.А. Основи екології та охорона навколишнього середовища: Підручник. – Вид. 3-тє, доп. – Львів, Афіша, 2001. – 203 с.

12. Потіш Л.А. та ін. Екологія: теорія та практика. – Львів: «Новий Світ-2000», 2003. – 296 с.

13. О проблеме очистки фильтрата полигонов для захоронения твердых бытовых отходов / А.Ю. Бекетов, Б. А. Бекренев, И.В. Викторовский и др. // Экологическая химия. – 1988. – Т. 7, № 4. – С. 217-228.

14. Кашковський В.І., Кухар В.П. Способи знешкодження високотоксичних стоків звалищ твердих побутових відходів // Наука та інновації.. – 2005. - Т. 1, № 6. - С. 107-116.

15. Кашковский В.И., Войновский В.В. Сточные воды свалок твердых бытовых отходов: проблемы и решения / III Международная конференция «Сотрудничество для решения проблемы отходов». Харьков, 7-8 февраля 2006 г. - С. 151-153.

16. Батищев В.В., Кияшкин В.И., Довгань С.А. О составе вод фильтрата на полигонах твердых бытовых отходов. Материалы 2-го Международного Конгресса по управлению отходами. 2001 г., С. 139

17. Rebecca J. Slack, Jan R. Gronow, David H. Hall, Nikolaos Voulvoulis, Household hazardous waste disposal to landfill: Using LandSim to model leachate migration. Centre for Environmental Policy, Imperial College, Prince Consort Road, London SW7 2BP, UK [электронный ресурс]: http://www.researchgate.net/publication/6749763_Household_hazardous_waste_disposal_to_landfill_Using_LandSim_to_model_leachate_migration

18. R.J. Slack, J.R. Gronow, N. Voulvoulis, Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. Department of Environmental Science and Technology, Imperial College, Prince Consort Road, London, SW7 2BP, UK [электронный ресурс]: http://www.researchgate.net/publication/8105357_Household_hazardous_waste_in_municipal_landfills_contaminants_in_leachate

19. Richard A. Statom, Geoffrey Thyne, John E. McCray, Temporal Changes in Leachate Chemistry of a Municipal Solid Waste Landfill in Florida, USA. DRAFT – Submitted to Hydrogeology Journal [электронный ресурс]: https://gsa.confex.com/gsa/2002RM/finalprogram/abstract_34022.htm

20. Зальцберг Э. Мониторинг качества подземных вод в целях предотвращения аварийных ситуаций в районах свалок (на примере Канады) // Вод. ресурсы. - 1997. - Т.24, N 5. – С. 630–633.

21. Aizhong Ding, Zonghu Zhang, Jiamo Fu and Lirong Cheng
Aizhong Ding, Zonghu Zhang, Jiamo Fu and Lirong Cheng,
Biological control of leachate from municipal landfills. [электронный
ресурс]: ir.gig.ac.cn/bitstream/344008/.../1/01011.pdf

22. Грибанова Л.П., Афонин А.П. Геоэкологические
исследования на Саларьевском полигоне твердых бытовых и
промышленных отходов // Экол. и пром-ть России. – 1997. –
Июнь. – С.8–10.

23. Грибанова Л.П., Гудкова В.Н. Организация и ведение
экологического мониторинга на полигонах твердых бытовых и
промышленных отходов в Московском регионе // Науч. и техн.
аспекты охраны окруж. среды / ВИНТИ. – М., 1999. – N 3. –
С.60–64.

24. Грибанова Л.П., Портнова Т.Г. Контроль подземных и
поверхностных вод в районах полигонов твердых бытовых
отходов Московского региона // Экол. вестн. Подмосковья. –
1993. – N 4. – С.27–29.

25. Вайсман Я.И., Петров В.Ю., Серета Т.Г. Факторы,
влияющие на объем образующегося фильтрата полигонов
захоронения (депонирования) твердых бытовых отходов //
Пробл. охраны окруж. Среды на урбанизир. территориях: Матер.
междунар. конф. студ. и мол. ученых, Пермь, 1996. – Пермь, 1996.
– С. 26–38.

26. Туркадзе Ц.Д., Камкамидзе Н.Р., Богверадзе М.З.
Изучение интенсивности процессов самоочищения грунтовых
вод в районе городской свалки хозяйственно-бытового мусора //
Экол. системы и приборы. – 2006. – N 5. – С.13-14.

27. Бельгасем А., Краснянский М.Е. Исследование влияния
свалок ТБО г. Донецка и г. Макеевки на природную среду //
Экология и науч.-техн. прогресс: Матер. 3 междунар. науч.-
практ. конф. студ., аспирантов и мол. ученых / Перм. ГТУ. -
Пермь, 2005. - С.247-255.

28. Гідроекологія: навч. посібник / В.Д. Погребенник, А.М. Шибанова, Р.В. Політило. – Львів: Видавництво Львівської політехніки», 2016. – 200 с.
29. Клименко М.О., Гроховська Ю.Р. Гідроекологія: навч. посібник. – Рівне: НУВГП, 2008. – 178 с.
30. Физико-химические методы анализа. Под ред. В.Б. Алесковского, Л.: 1988. – 372 с.
31. Зорі А.А. Методи, засоби, системи вимірювання і контролю параметрів водних середовищ / А.А. Зорі, В.Д. Корень, М.Г. Хламов. – Донецьк : РВА ДонДТУ, 2000. – 368 с.
32. Міхалева М. Проблеми нормування якості водних середовищ, стічних вод, апаратне і метрологічне забезпечення системи гідромоніторингу / М. Міхалева, П. Столярчук // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2008. – № 68. – С.199–203.
33. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.] ; під ред. В.Д. Романенко. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
34. Балтиев Ю.С. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности) / Ю.С. Балтиев, Г.П. Усов. – М.: Военное издательство, 2005. – 119 с.
35. Булатов М.И., Калинин И.П. Практическое руководство по фотометрическим методам анализа. Л.: Химия, 1986. – 432 с.
36. Худяков Т.А., Крешков А.П. Кондуктометрический метод анализа. Москва, «Высшая школа», 1975. – 208 с.
37. Рабинович Ф.М. Кондуктометрический метод дисперсного анализа. Химия, Л.: 1970. – 176 с.
38. Боховкин И.М. и др. Кондуктометрические и потенциометрические методы анализа. – Архангельск: Северо-Западное книжное изд-во, 1972. – 36 с.
39. Pohrebennyk V. The Computerized System for the Operational Environmental Monitoring Of the Aquatic Medium / V.

Pohrebennyk, R. Politylo, A. Romanyuk // XV International PhD Workshop. – OWD 2013, Wisla, Poland. – P. 315–317.

40. Погребенник В.Д. Комп'ютерні вимірювально-інформаційні системи для оперативного екологічного моніторингу водного середовища / В.Д. Погребенник, А.В. Романюк. – Монографія. – Львів: Вид-во Львівської політехніки, 2013. – 160 с.

41. Погребенник В.Д. Оперативне вимірювання інтегральних параметрів водного середовища та донних відкладів. – Монографія / В.Д. Погребенник. – Львів: СПОЛОМ, 2011. – 280 с.

42. Бубела Т.З. Фізико-хімічні вимірювання. – Львів: Вид-во Нац. ун-ту "Львів. політехніка", 2005. – 149 с.

43. Кульский Л.А. Физико-химический контроль качества воды. – Киев, 1958. – 38 с.

44. Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н. Методы исследования качества воды водоемов / Под ред. А.П. Шицковой. – М.: Медицина, 1990. – 400 с.

45. Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю.Ю. Лурье. – М.: Химия, 1971. – 375 с.

46. Унифицированные методы исследования качества вод. – Ч. 1: Методы химического анализа вод. – М.: СЭВ, 1974. – С. 90–100.

47. Физико-химические методы анализа. Под ред. В.Б. Алесковского, Л.: 1988. – 372 с.

48. Цюцюра В.Д. Метрологія та основи вимірювань. – Навч. Посібник / В.Д. Цюцюра, С.В. Цюцюра. – К.: "Знання –Прес", 2003. – 180 с.

49. Клименко М.О. Метрологія, стандартизація і сертифікація в екології: Підручник / М.О. Клименко, П.М. Скрипчук. – К.: Вид. центр "Академія", 2010. – 368 с.

50. Бичківський Р.В., Столярчук П.Г., Гамула П.Р. Метрологія, стандартизація, управління якістю і сертифікація /

Р.В. Бичківський, П.Г. Столярчук, П.Р. Гамула. – Львів: Видавництво Нац. унів-ту «Львівська політехніка», 2002.

51. Аналітична хімія: посібник / В.А. Копілевич, В.Є. Косматий, Л.В. Войтенко та ін. – К.: Фенікс, 2004. – 300 с.

52. Основы аналитической химии / под ред. Ю.А. Зотова. Т. 1. – М.: Высш. шк., 2004. – 361с.; Т. 2. – 503 с.

53. Лабораторний практикум з аналітичної хімії: навч. посібник / О.А. Бугаєвський, А.В. Дрозд, В.А. Науменко, О.І. Юрченко / за ред. О.А. Бугаєвського, А.В. Дрозда. – Харків: ХДУ, 1999. – 140 с.

54. Васильев В.П. Аналитическая химия / В.П. Васильев. Ч. 1. – М.: Высш. шк., 1989. – 320 с.; Ч. 2. – 383 с.

55. Цитович И.К. Курс аналитической химии / И.К. Цитович. – М.: Высш. шк., 1985. – 400 с.

56. Wright J. F. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK / J. F. Wright, M. T. Furse, P. D. Armitage // European Water Pollution Control. – 1993. – Vol. 3 (4). – P. 212–227.

57. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод / В. П. Семенченко. – Минск: Орех, 2004. – 125 с.

58. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Фитопланктон и его продукция / [под ред. Г. Г. Винберг]. – Л.: ГосНИОРХ, 1984. – 31с.

59. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. III. Методы биологического анализа вод. Прил. 2. Атлас сапробных организмов. – М.: Секретариат СЭВ, 1997. – 227 с.

60. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / [под ред. В. А. Абакумова]. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 196 с.

61. Контроль химических и биологических параметров окружающей среды / [под ред. Л. К. Исаева]. – СПб.: Эколого-аналитический информационный центр “Союз”, 1998. – 896 с.

62. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація: Теорія, методи, практика використання / [І. Т. Олексів, Н. С. Ялинська, Л. П. Брагінський та ін.]. – Львів : Світ, 1995. – 440 с.

63. Биоиндикация: теория, методы, приложения / [под ред. Г.С. Розенберга]. – Тольятти : Изд-во Интер-Волга, 1994. – 266 с.

64. Зилов Е. А. Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем). / Е. А. Зилов. – Иркутск : Иркут. ун-т, 2008. – 138 с.

65. Патент України №65329, МПК (2006) G01N 33/18 Спосіб біоіндикації водного середовища / Карпезо Ю.Г.; власник Інститут гідробіології НАНУ. – №u201015837 ; заявка 28.12.10 ; опубл. 12.12.11, Бюл. № 23.

66. Патент України №88673, МПК (2006) G01N 15/14 Спосіб ідентифікації фітопланктонних водоростей у пробах води з водних об'єктів / Аристархова Е.О.; Єльнікова Т.О.; Подчашинський Ю.О.; власник Житомирський державний технологічний університет.– № a200709275 ; заявка 14.08.07 ; опубл. 10.11.09, Бюл. № 21.

67. ДСТУ 4074-2001 Якість води. Визначання гострої летальної токсичності хімічних речовин та води на прісноводній рибі [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)]. Частина 1. Статичний метод (ISO 7346-1:1996, MOD)

68. ДСТУ 4075-2001 Якість води. Визначання гострої летальної токсичності хімічних речовин та води на прісноводній рибі [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)]. Частина 2. Напівстатичний метод (ISO 7346-2:1996, MOD)

69. ДСТУ 4076-2001 Якість води. Визначання гострої летальної токсичності хімічних речовин та води на прісноводній рибі [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)]. Частина 3. Проточний метод (ISO 7346-3:1996, MOD)

70. ДСТУ 4173:2003 Якість води. Визначення гострої летальної токсичності на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD)

71. ДСТУ 4174:2003 Якість води. Визначення хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 10706:2000, MOD)

72. Погребенник Володимир. Екологічні характеристики водних середовищ / Володимир Погребенник, Анатолій Романюк // Вісник Черкаського ДТУ. – №2. – Черкаси, 2008. – С. 148-153.

73. Погребенник В.Д. Принципи побудови первинних вимірювальних перетворювачів систем екологічного моніторингу водного середовища / В.Д. Погребенник., А.В. Романюк // Збірник тез доповідей VII Міжнародної науково-технічної конференції «Приладобудування 2008: стан і перспективи». – С. 167–168.

74. Троянський О.І. Моніторинг якості води. – Житомир: Волинь, 2004. – 192 с.

75. Mann R.E. Global Environmental Monitoring System (GEMS). Action Plan for Phase 1. SCOPE, rep.3. – 130 p.

76. Чернявский Е.А. Измерительно-вычислительные средства автоматизации производственных процессов: Учебное пособие для вузов. / Е.А. Чернявский, Д.Д. Недосекин, В.В. Алексеев. – Л.: Энергоатомиздат, Ленингр. отделение, 1989. – 272 с.

77. Новоселов О.Н. Основы теории и расчета информационно-измерительных систем / О.Н. Новоселов, А.Ф. Фомин. – М.: Машиностроение, 1991. – 336 с.

78. Погребенник В.Д. Методи і вимірювальні системи оперативного визначення інтегральних параметрів водного середовища та донних відкладів: Дис. д-ра техн. наук: 05.11.16 / Фізико-механічний ін-т ім. Г.В.Карпенка НАН України. – Л., 2002. – 382 с.

79. Микро-ЭВМ в информационно-измерительных системах / С.М. Переверткин, Н.И. Гаранин, Ю.И. Костин, И.И. Миронов – М.: Машиностроение, 1991. – 248 с.

80. Погребенник В.Д. Методологія побудови інформаційно-вимірювальних систем для екологічного моніторингу водного середовища / В.Д. Погребенник, А.В. Романюк // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції "Обробка сигналів і негауссівських процесів". – Черкаси: ЧДТУ, 2007. – С. 227–229.

81. Филаретов Г.Ф. Датчики и приборы для применения в задачах экологического мониторинга // Приборы и системы управления. – 1996. – № 5. – С. 26–28.

82. Гончарук В. Національна екологічна безпека та екологічна паспортизація водних об'єктів / В. Гончарук, Г. Білявський, М. Ковальов, Г. Рубцов // Вісник НАНУ. – 2009. – №5. – С.22–29.

83. Стухляк П.Д. Теорія інформації (інформаційно-вимірювальні системи, похибки, ідентифікація): навчальний посібник / П.Д. Стухляк, О.В. Іванченко, А.В. Букетов, М.А. Долгов – Херсон: Айлант, 2011. – 371 с.

84. Погребенник В.Д. Засади створення інформаційно-вимірювальних систем оперативного моніторингу водного середовища / В.Д. Погребенник // Відбір і обробка інформації. – Вип. 18 (94). – 2003. – С. 63–68.

85. Погребенник В.Д. Автоматичний експрес-контроль концентрації водних розчинів / В.Д. Погребенник, І.А. Михалина // Фізико-хімічна механіка матеріалів. – 1997. – №5. – С. 123–129.

86. Погребенник В.Д., Александер Марек, Карпінський М.П. Комп'ютерні системи оперативного екологічного контролю водного середовища // Збірник тез Всеукраїнської науково-практичної конф. «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки» (06 грудня 2013 р., м. Харків). – Харків: Нац. ун-т цивільного захисту України. – С. 125–126.

87. Погребенник В.Д., Александер Марек, Карпинский М.П. Компьютерная информационно-измерительная система для оперативного экологического мониторинга водной среды // Сборник материалов Всероссийской научно-практической

конференции с международным участием «Малоотходные, ресурсосберегающие химические технологии и экологическая безопасность», Стерлитамак, 20–22 ноября 2013 г. – Стерлитамак: Типография «Фобос», 2013. – С. 307–308.

88. Міхалева М.С. Розвиток нормативно-технічного забезпечення оперативного визначення характеристик рідин для контролю стічних вод: автореф. дис. канд. техн. наук : 05.01.02 / М.С. Міхалева. – Львів, 2012. – 21 с.

89. Міхалева М.С. Шляхи вдосконалення нормування показників якості водних середовищ / М.С. Міхалева, П.Г. Столярчук, Т.Г. Бойко, Т.З. Бубела // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2008. – № 2. – С. 34–37.

90. Міхалева М. Проблеми нормування якості водних середовищ, стічних вод, апаратне і метрологічне забезпечення системи гідромоніторингу / М. Міхалева, П. Столярчук // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2008. – Вип. 68. – С. 199–203.

91. Majewski, J. Zastosowanie sensorów pojemnościowych do szybkiej kontroli parametrów roztworów wieloskładnikowych [Text]/ J. Majewski, P. Malacziwskyj, V. Yatsuk, P. Stolyarczuk, M. Michalewa // Przegląd Elektrotechniczny. – 2010. – №10 – P. 92–95.

92. Stolyarczuk, P. Electric Sensors for Express-Method Checking of Liquid Quality Level Monitoring [Text]/ P. Stolyarczuk, V. Yatsuk, Y. Pokhodylo, M. Mikhalieva, T. Boyko, O. Basalkevych // Sensors&Transducers Journal. – 2010. – № 2, Vol. 8. – P. 88–98.

93. The Impedance Measurement Handbook. A Guide to Measurement Technology and Techniques. Agilent Technologies. – Inc. Printed in USA, 2006. – P. 5950–3000.

94. Міхалева М.С. Результати експериментальних досліджень модельних водних розчинів новим електричним імпедансним методом / М.С. Міхалева // Вісник Національного університету “Львівська політехніка”. – Автоматика, вимірювання та керування. – 2010. – № 665. – С. 169–173.

95. Барковский В.Ф. Основы физико-химических методов анализа. Учебное пособие / В.Ф. Барковский, Т.Б. Городенцева, Н.Б. Топорова. – М.: Высшая школа, 1983. – 248 с.

96. Худякова Т.А., Крешков А.П. Кондуктометрический метод анализа // Москва, «Высшая школа», 1975. – 208 с.

97. Герасим М.Р. Вимірювальні перетворювачі параметрів контактних ємнісних сенсорів / М.Р. Герасим, Є.В. Походило, О.М. Нечай // Автоматика, вимірювання та керування: міжвідомчий науково-технічний збірник / Національний університет "Львівська політехніка"; відповідальний редактор В.Б. Дудикевич. - Львів: Видавництво Національного університету "Львівська політехніка", 2013. – №753. – С. 15-20.

98. Першина К.Д., Каздобін К.О. Спектроскопія імпедансу електролітичних матеріалів. К.: Освіта України, – 2012. – 224с.

99. Походило Є. В. Інваріантні кондуктометричні вимірювальні перетворювачі / Є. Походило, Н. Плахтій, Н. Мартинович // Вимірювальна техніка та метрологія: міжвідомчий науково-технічний збірник / Національний університет "Львівська політехніка"; відповідальний редактор Б. І. Стадник. - Львів : Видавництво Національного університету "Львівська політехніка", 2012. – №71. – С. 83-88.

100. Herasym M. Invariant Transducers of Capacitive Sensor Parameters into Voltage [Text] / M. Herasym, Y. Pokhodylo // Eastern European journal of Enterprise Technologies, ISSN 1729-3774. – Kharkiv, Ukraine. – 2014. –2/9 (68). – P. 28-32.

101. Hans-Rolf Tränkler Smart sensor systems using impedance spectroscopy Proc. Estonian Acad. Sci. Eng., – 2007. – P. 455–478.

102. Анохин В.Н. Методология исследования физико-химических свойств морской воды как многокомпонентной системы // Сб. тез. докл. Всесоюз. школы по техническим средствам и методам освоения океана. – М., 1991. – Т. 2. – С. 119.

103. Многофункциональный автоанализатор загрязнений жидких сред / Н.И. Иванов, И.И. Юрченко, С.А. Тюрин, Г.В.

Тарасова // Матер. III Междунар. науч.-техн. конф. "Проблеми екологічного моніторингу та охорони праці". - Севастополь, 1995. – С. 47–48.

104. Когут І.В., Погребенник В.Д. Характеристика інструментів проектного менеджменту при вирішенні екологічних проблем регіону // Системи контролю оточуючої середовища. МГІ НАНУ, 2013. – Вип. 19. – С. 289–294.

105. Погребенник В.Д. Інформаційна модель ультразвукового зондування водного середовища // Фізичні методи та засоби контролю середовищ, матеріалів та виробів. – Київ-Львів: ФМІ НАН України. – 2002. – Вип. 7. – С. 68–73.

106. Ермолов І.Н. Теорія та практика ультразвукового контролю. М.: Машиностроение, 1981. – 240 с.

107. Гончарук В.В., Малярєнко В.В., Яременко В.А. О механизме воздействия ультразвука на водные системы. //Химия и технология воды. – 2004. – Т. 26, № 3. – С.275–284.

108. Бреховских Л.М., Годин О.А. Акустика слоистых сред. – М.: Наука, 1989. – 416 с.

109. Бреховских Л.М., Лысанов Ю.П. Теоретические основы акустики океана. – Л.: Гидрометеиздат, 1982. – 264 с.

110. Бурдик В.С. Анализ гидроакустических систем. – Л.: Судностроение, 1988. – 392 с.

111. Погребенник В.Д. Діагностика водних розчинів з допомогою нелінійних акустичних ефектів / В.Д. Погребенник, В.М. Юзевич, П.М. Сопрунюк та інші. // Фізичні методи та засоби контролю середовищ матеріалів та виробів. – Київ-Львів. – 2001. – Вип. 6. – С. 60–64.

112. Погребенник В.Д. Методи та засоби покращення метрологічних характеристик вторинних часових вимірювальних перетворювачів / В.Д. Погребенник, А.В. Романюк // Фізичні методи та засоби контролю середовищ, матеріалів і виробів. – Вип.11. – Львів, 2007. – С. 200-207.

113. Погребенник В.Д. Ультразвукова система експрес-контролю параметрів водного середовища / В.Д. Погребенник // Вісник Тернопільського державного технічного університету. – 2000. – Т.5. – №2. – С. 92–96.

114. Погребенник В.Д. Класифікація шаруватих середовищ з допомогою багаторазово відбитих сигналів // Системи контролю окружающей среды: – Севастополь: МГИ НАН Украины, 1999. – С. 42–45.

115. Погребенник В.Д. Оптимізація вибору параметрів ультразвукового концентратоміра рідин / В.Д. Погребенник // Відбір і обробка інформації. – Львів. – 1999. – №13. – С. 101–105.

116. Pohrebennyk V., Politylo R., Romanyuk A. Ultrasonic system for Operational ecological control of water pollution // Матеріали I Міжнародної конференції молодих вчених EcoTour-2013. (21–23 листопада 2013 р., Львів). – Львів: Вид-во Львівської політехніки, 2013. – С. 26-27.

117. Погребенник В.Д. Помехоустойчивые методы и средства измерения временных параметров импульсных сигналов / В.Д. Погребенник // Mechanizacja I Automatyzacja Gornictwa. – Katowice: EMAG. – 1997. – №1. – С. 47–58.

118. Патент України №11443, МПК G01F 10/04. Спосіб перетворення часового зсуву між двома сигналами та пристрій для його реалізації / Погребенник В.Д., Сопрунок П.М. – Опубл. 25.12.96 р., Бюл.№4.

119. Погребенник В.Д. Підвищення точності та завадостійкості вимірювання часових параметрів ультразвукових сигналів / В.Д. Погребенник // Фізичні методи та засоби контролю середовищ, матеріалів та виробів. – Київ–Львів: ФМІ НАН України. – 2000. – Вип. 5. – С. 43–48.

120. Заявка а201505661 на патент України на винахід від 08.06.2015. МПК G04F 10/00. Спосіб перетворення часового зсуву між двома сигналами та пристрій для його реалізації // Погребенник В.Д., Політило Р.В.

121. Заявка а201507537 на патент України на винахід від 17.07.2015. МПК G04F 10/00 Спосіб перетворення часового звуку між двома сигналами та пристрій для його реалізації / Погребенник В.Д.

122. Погребенник В.Д., Політило Р.В. Комп'ютерні системи охорони важливих об'єктів // Монографія. – Львів: Вид-во Львівської політехніки, 2013. – 160 с.

123. Volodymyr Pohrebennyk, Anatoliy Romanyuk, Roman Politylo. The computerized system for operational environmental monitoring of the aquatic medium // XV International PhD Workshop OWD, 2013, 19-22 October. – P. 334–337.

124. Таланчук П.М., Скрипник Ю.О., Дубровний В.О. Засоби вимірювання в автоматичних інформаційних та керуючих системах. – К.: Райдуга, 1984. – 672 с.

125. Погребенник В.Д. Оперативне вимірювання інтегральних параметрів водного середовища та донних відкладів // Збірник праць. II Всеукраїнська науково-практична конференція «Комп'ютерне моделювання та програмне забезпечення інформаційних систем і технологій (КМПЗ)». 31 травня 2013 р. – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2013. – С. 114–116.

126. Бордун І.М., Пташник В.В., Погребенник В.Д. Зміна параметрів водного середовища внаслідок низькоінтенсивного ультразвукового впливу // XII Міжнародна конференція «Контроль і управління в складних системах (КУСС-2014). Тези доповідей, 14-16 жовтня 2014 р., м. Вінниця. – С. 203.

127. Mykhaylo Palamar, Marek Aleksander, Volodymyr Pohrebennyk, Mykhaylo Strembicky. Synthesis and Optimization of Neural Network Parameters to Control Non-linear Objects // Przegląd Elektrotechniczny. ISSN 0033-2097, R. 90 NR 5/2014. – S. 207–210.

128. Романюк А.В. Похибки вимірювання часових параметрів імпульсних ультразвукових сигналів / В.Д. Погребенник, А.В. Романюк // Збірник тез доповідей VIII

Міжнародної науково-технічної конференції «Приладобудування 2009: стан і перспективи». – С. 79–80.

129. Лопатин Б.А. Кондуктометрия. М., «Высшая школа», 1964. – 240 с.

130. Susan L. Schiefelbein, Naomi A. Fried A high-accuracy, calibration-free technique for measuring the electrical conductivity of liquids // Review of scientific instruments, Volume 69, Number 9. P 8-13.

131. Bard A.J. and Faulkner L.R. Electrochemical Methods: Fundamentals and Applications. Wiley, New York, 1980. Chaps. 3 and 12.

132. Brett C.M.A. and Oliveira A.M. Brett, Electrochemistry: Principles, Methods and Applications. Oxford University Press, Oxford, 1993. – P. 155-157.

133. Oldham K.B., Myland J.C., Fundamentals of electrochemical science. Academic, San Diego, CA, 1994. – 261 p.

134. Zahn M. Electrochemical Field Theory: A problem solving approach. Wiley, New York, 1979. – 192 p.

135. Лопатин Б.А. Теоретические основы электрохимических методов анализа. Учебное пособие для университетов. М., «Высшая школа», 1975. – 295 с.

136. Дамаскин Б.Б. и др. Практикум по электрохимии. – М.: Высшая школа, 1991. – 287 с.

137. Робинсон Р., Стокс Р. Растворы электролитов. – М.: Издательство иностранной литературы, 1963. – 646 с.

138. Cardu R., Leong P. 'Electrode contact impedance sensitivity to variations in geometry', Physiological Measurement: Number 5, University of Bath, UK, 2012. – P. 817-830.

139. Дамаскин Б.Б. Электрохимия / О.А. Петрий, Г.А. Цирлина– 2–е изд., испр. и перераб. — М.: Химия, КолосС, 2006. – 672 с.

140. Stolyarchuk P. Multicomponent Liquids' Research / P. Stolyarchuk, M. Mikhalieva, V. Yatsuk, Ye. Pokhodylo, O.

Basalkevych // Sensors and Transducers Journal. – January 2013. – Vol.148, Issue 1. – P. 95-99. – e-ISSN 1726-5479, ISSN 2306-8515.

141. Міхалева М.С. Визначення та контроль концентрації складника багатокомпонентної рідини за одним електричним параметром / Технологічний аудит та резерви виробництва. – 2014. – № 1/4(15). – С. 4–6.

142. Міхалева М.С., Світлик І.В. Можливості використання електрохімічних технологій для модифікування властивостей та контролю якості води / Технологічний аудит та резерви виробництва. – 2014. – № 3. – С. 4–6.

143. Походило Є.В. Розвиток теорії та принципів побудови засобів вимірювання імітансу об'єктів кваліметрії: Автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук, Львів 2004. – 37 с.

144. Походило Є.В., Гонсьор О.Й. Контроль якості питної води за електричними параметрами // Вимірювальна техніка та метрологія, випуск 68, 2008. – С. 237-242.

145. Performance water purification system. Пат. 6001244 США, МПК6 В 01 D 61/12. Anthony Pipes, Salter Edwin Christopher. № 09/113786.

146. Походило Є.В. Імітансний контроль якості: монографія / Є.В. Походило, П.Г. Столярчук. – Львів: Львівська політехніка, 2012. – 164 с.

147. Триснюк В.М. Інформаційно-аналітичні технології дослідження штучно створених водойм / В.М. Триснюк, В.І. Мокрий, В.Т. Триснюк // Системи обробки інформації: збірник наукових праць. – Х.: Харківський університет Повітряних Сил імені Івана Кожедуба, 2015. – Вип. 10 (135). – С. 245–247.

148. Санкин Г.Н., Тесленко В.С. Инерционность изменения электропроводности воды в слабых постоянных магнитных полях // Журнал технической физики, 2000, том 70, вып. 3. – С. 156-162.

149. Методика калибровки ячеек проводимости. Международная рекомендация МОЗМ № 68, 1987.
150. Бондар О. М. Аналіз перехідних процесів при визначенні електропровідності рідин контактним способом [Текст] / О. М. Бондар, Н.О. Перепич – КНТУ, 2012. – С. 3-8.
151. Murty D. V. Transducers and Instrumentation [Text] / D. V. Murty. – PHI Learning Private Limited, New Delhi, 2012. – 723 p.
152. Kuchmenko T.A. Static multichannel "electronic nose" on piezosensors to solve food and pharmacological analysis problem / T.A. Kuchmenko, R.P. Lisitskaya, N.N. Popova, Yu.I. Orobinskiy, E.Yu. Buylova, A.V. Kozhukhova, G.Yu. Kochetova, Yu.E. Silina // Internnatioanl Symposium on Olfaction and Electronic Noses. "ISOEN 2007". – St. Petersburg, 2007. – С. 154 – 155.
153. Alder J.F. Piezoelectric crystals for mass and chemical measurements. A Review / J.F. Alder, J.J. McCallum // Analyst. – 1983. – V. 108, № 1291. – P. 1169–1189.
154. Малов В.В. Пьезорезонансные датчики. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 272 с.
155. Бельков В.М. Пьезоэлектрический метод определения примесей в жидкостях / В.М. Бельков, Л.М. Малиновская // Журн. Аналит. Химии. – 1984. – Т.39, №9. – С.1614–1620.
156. Кучменко Т.А. Применение метода пьезокварцевого микровзвешивания в аналитической химии. – Воронеж: Воронеж. гос. технол. акад., 2001. – 280 с.
157. Сычев К.С. Пространство для хроматографии. [Электронный ресурс] <http://www.anchem.ru>
158. Лопатин Б.А. Теоретические основы электрохимических методов анализа / Б.А. Лопатин. – М. :Высш. шк., 1975 – 295 с.
159. Шейко С.Г. Електрохімія: [навчальний посібник] / С.Г. Шейко, М.П.Міхеєва; Донец. нац. техн. ун-т. - Донецьк: Вид-во «Ноулідж», 2013. – 226 с

160. Байрамов В.М. Основы электрохимии: Учеб пособие для студ. высш. учеб. заведений / Под ред. В.В. Лунина. – М.: Издательский центр „Академия”, 2005. – 240 с.

161. Леськів М. Р. Проблеми імітансних вимірювань електрофізичних параметрів речовин та матеріалів / М.Р. Леськів, Є.В. Походило // IX міжнародна науково-технічна конференція «Методи і засоби фізичних величин» - «Температура-2012». Тези доповідей. – м. Львів. – 2012. – С. 189-190.

162. Ярута В.О. Вимірювання електричних параметрів живих тканин з урахуванням резистивно-ємнісного імпедансу, створеного електродами / В.О. Ярута // Системи обробки інформації: зб. наук.пр./ Харківська державна академія культури, Харків –, 2011. – вип. 4 (94). – С. 231-234.

163. Ярута В.А. Измерение электрических параметров живых тканей на основе их моделирования в виде эквивалентной схемы [Текст] / В.А. Ярута // Вестн. Нац. техн. ун-та «ХПИ». – Х., 2002. – № 18. – С. 133-142.

164. Походило Є.В. Дослідження впливу ємності подвійного шару на інформативні параметри імітансних сенсорів / Є.В. Походило, М.Р. Леськів // Вимірювальна техніка та метрологія : міжвідомчий науково-технічний збірник / Національний університет "Львівська політехніка"; відповідальний редактор Б.І. Стадник. - Львів : Видавництво Національного університету "Львівська політехніка", 2012. – Вип.73. – С. 76-79.

165. Леськів М.Р. Аналіз параметрів імітансних первинних перетворювачів / М.Р. Леськів, Є.В. Походило // I Міжнародна науково-технічна конференція «Метрологія та інформаційно-вимірювальні технології і системи». – м. Одеса. – 2012. – С. 134-136.

166. Герасим М.Р. Математичне моделювання складових адмітансу контактних первинних перетворювачів / М.Р. Герасим, Є.В. Походило // Комп'ютерні науки та інформаційні технології: міжвідомчий науково-технічний збірник / Національний

університет "Львівська політехніка"; відповідальний редактор Ю.М. Рашкевич. - Львів: Видавництво Національного університету "Львівська політехніка", 2013. – №751. – С. 193-198.

167. Делахей П. Двойной слой и кинетика электродных процессов. М.: Мир, 1967. – 351 с.

168. Андреев В.С. О некоторых свойствах двойного электрического слоя на границе диэлектрик – раствор. / В.С. Андреев // Электрохимия – 1968. – Т. IV. – Вып. 6. – С. 751-754.

169. Міхалева М. С. Результати експериментальних досліджень модельних водних розчинів новим електричним імпедансним методом / М.С. Міхалева // Вісник Національного університету “Львівська політехніка”. – Автоматика, вимірювання та керування. – 2010. – № 665. – С. 169-173.

170. Датчики неелектричних величин: Навч. посіб. для студ. / І.Ю. Проценко, Н.І. Шумакова; Сум. держ. ун-т. – Суми, 2003. – 79 с.

171. Першина К.Д., Каздобін К.О. Спектроскопія імпедансу електролітичних матеріалів. – К.: Освіта України. – 2012. – 224 с.

172. Виглеб Г. Датчики. – Москва: Мир, 1989. – С. 62-70.

173. Means of identification of water-spirit solutions / E. V. Pokhodylo, V. Z. Yuzva, O. S. Lyubchuk // Науковий вісник НЛТУ України. – 2015. – Вип. 25.6. – С. 225-229.

174. Походило Є.В. Електрична модель етилового спирту в частотному діапазоні / Є.В. Походило, В.З Юзва // Матеріали II міжнародної науково-практичної конференції «Управління якістю в освіті та промисловості: досвід, проблеми та перспективи», 28-30 травня 2015 р. – Львів, 2015. – С. 188.

175. Руоппа М. Биологические методы исследования водоемов в Финляндии / М. Руоппа, П. Хейнонен. – Helsinki : SUOMEN YMPARISTOKESKUS, 2006. – 112 с.

176. Яцик А.В. Водогосподарська екологія: У 4 т., 7 кн. / А.В. Яцик. Т. 3, кн. 5. – К.: Генеза, 2004. – 494 с.

177. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – L 327, 22.12.2000. – 72 p.

178. Царенко П.М. Кадастр водоростей водойм міста Вінниці / [П.М. Царенко, П.Д. Клоченко, О.П. Царенко та ін.]. – Вінниця : О. Власюк, 2006. – 81 с.

179. Масюк Н.П. Водорості в системі органічного світу. / Н.П. Масюк, І.Ю. Костіков. – К.: Академперіодика, 2002. – 178 с.

180. Оптические методы изучения океанов и внутренних водоемов / [под ред. Г.И. Глазья]. – Новосибирск: Наука, 1979. – 358 с.

181. Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты / Программа экологического оздоровления бассейна Днестра. – Киев: АйБи, 2004. – 59 с.

182. Сигналізатори токсичності природних та стічних вод біологічні. Загальні технічні вимоги та методи випробування: ДСТУ 4004–2000. – [Чинний від 2000-07-01]. – К.: Держстандарт України, 2001. – 16 с.

183. Луців Н. Елементи методології вимірювання гідробіологічних характеристик водних екосистем / Н. Луців, В. Юзевич // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2009. – № 70. – С. 86–90.

184. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1. Реки и каналы. Украина. В-к 3.: Киев, 2006. – 290 с.

185. Охрана природы. Гидросфера: [сб.]. – М.: Изд-во стандартов, 1993. – 100 с.

186. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк та ін.]. – К.: СИМВОЛ – Т, 1998. – 28 с.

187. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков: ГОСТ 17.1.3.07-82. – [Введ. 1982-03-19]. – М.: Издательство стандартов, 1982. – 14 с.

188. Вода питьевая. Методы анализа. – М.: Изд-во стандартов, 1984. – 282 с.

189. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / [под ред. В.А. Абакумова]. – Л.: Гидрометеоиздат, 1983. – 196 с.

190. Владимиров Ю. В., Потапенко А. Я. Физико-химические основы фотобиологических процессов. – М.: Высшая школа, 1989. – 202 с.

191. Barun V. V., Ivanov A. P. Effect of localized absorption by cylindrical blood vessels on optical characteristics of biological tissue // Proc. 7th Conf. Electromagnetic and Light Scattering by Nonspherical Particles. Ed. Wriedt T. Bremen: Universitat Bremen, 2003. – P. 41 – 44.

192. Барун В. В., Иванов А. П. Оценка вклада локализованного поглощения света кровеносными сосудами в оптические свойства биологической ткани // Опт. спектр. – 2004. – Т. 96. №6. – С. 1019 – 1024.

193. Иванов А.П. Физические основы гидрооптики. – Минск: Наука и техника, 1975. – 504 с.

194. Зеге Э.П., Иванов А.П., Кацев И.Л. Перенос изображения в рассеивающей среде. – Минск: Наука и техника, 1975. – 327 с.

195. Иванов А.П. Оптика рассеивающих сред. – Минск: Наука и техника, 1975. – 592 с.

196. Копелевич О.В. Малопараметрическая модель оптических свойств морской воды // Оптика океана. Ред. Монин А.С. – М.: Наука, 1983. – Т.1. – С. 208 – 234.

197. Копелевич О.В., Шифрин К.С. Современные представления об оптических свойствах морской воды // Оптика океана и атмосферы. – М.: Наука, 1981. – С. 4 – 55.

198. Duysens L.N.M. The flattening of the absorption spectrum of suspensions, as compared to that of solutions // *Biochim. Biophys. Acta.* 1956. V. 19. P. 1 – 12.

199. Kirk J. T. O. A theoretical analysis of the contribution of algal cells to the attenuation of light within natural waters. II. Spherical cells // *New Phytol.* 1975. V. 75. P. 21 – 36.

200. Kirk J.T.O. A theoretical analysis of the contribution of algal cells to the attenuation of light within natural waters. III. Cylindrical and spheroidal cells // *New Phytol.* 1976. V. 77. P. 341 – 358.

201. Morel A., Bricaud A. Theoretical results concerning light absorption in a discrete medium, and application to specific absorption of phytoplankton // *Deep-Sea Res.* – 1981. V. 28. – P. 1375 – 1393.

202. Morel A., Bricaud A. Inherent optical properties of algal cells including picoplankton: theoretical and experimental results // *Can. Bull. Fish Aquat. Sci.* – 1986. V. 214. – P.521 – 529.

203. Enriquez S. Light absorption efficiency and the package effect in the leaves of seagrass *Thalassia testudinum* // *Marine Ecology Progress Series.* 2005. V. 289. – P. 141 – 150.

204. Haardt H., Maske H. Specific in vivo absorption coefficient of chlorophyll a at 675 nm // *Limnol. Oceanogr.* – 1987. V. 32. – P. 608 – 619.

205. Verkruyse W., Lucassen G. W., de Boer J. F., et al. Modelling light distributions of homogeneous versus discrete absorbers in light irradiated turbid media // *Phys. Med. Biol.* – 1997. V. 42. – P. 51 – 65.

206. Talsma A., Chance B., Graaf R. Corrections for inhomogeneities in biological tissue caused by blood vessels // *JOSA A.* – 2001. V. 18. No. 4. – P. 932 – 939.

207. Кобленц-Мишке О.И., Семенова М.А. Пигменты фитопланктона мезотрофных и эвтрофных районов тропической Пацифики // *Тр. Ин-та океанологии.* – 1975. – Т.102. – С. 131–139.

208. Бекасова О.Д., Цветкова А.М., Евстигнеев В.Б. Об изменениях пигментной системы океанического фитопланктона

// Гидрофизические и оптические исследования в Атлантическом и Тихом океанах. Ред. Бреховских Л. М., Шифрин К.С. – М.: Наука, 1975. – С. 235 – 242.

209. Методические указания. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем: РД 52.24.633-2002. – [Введ. 2002-04-24]. – М.: Росгидромет, 2002. – 37 с.

210. Кобленц-Мишке О. И., Ведерников В. И. Первичная продукция // Биология океана. М.: Наука. 1977. Т. 2. С. 183 – 209.

211. Enriquez S., Agusti S., Duarte S. M. Light absorption by seagrass *Posidonia oceanica* leaves // Marine Ecology Progress Series. 1992. V. 86. P. 201 – 204.

212. Barun V.V., Ivanov A.P. Effect of hemoglobin localization in erythrocytes on optical absorption by human blood // Proc. 10th Conf. Electromagnetic and Light scattering by Nonspherical Particles. Ed. Videen G., Mishchenko M., et al. Bodrum, Turkey: ICHMT, 2007. P. 5 – 8.

213. Ерлов Н. Г. Оптика моря. Л.: Гидрометеиздат, 1980. 247 с.

214. Чандрасекар С. Перенос лучистой энергии. – М.: Изд. иностр. лит., 1953. – 431 с.

215. Барабаненков Ю.Н. К спектральной теории переноса излучения // ЖТЭФ. – Т.56, № 4, – 1969. – С.1262-1272.

216. Mie G. Beitrage zur optik truben medien sparell kolloidaler metallosungen // Analen der Physik. – 1908. – Vol.25. – S.377-442.

217. Tundall J. On the blue colour of the sky, the polarization of skylight, and on the polarization of light by cloudly matter generally // Phil. Mag. – Vol.37. – 1869. – P.384; Proc. Roy. Soc. – Vol.17. – 1869. – P.223.

218. Rayleigh. On the light from the sky, its polarization and colour, Scientific Papers // University Press, Cambridge. – Bd.1. – 1899. – P.87-110; P.518-536.

219. Smoluchowsky M. Molecular-kinetische Theorie der Opaleszenz von Gasen in kritischen Zustände, sowie einiger Verwendter Erscheinungen // Ann. Physic. – Vol.25, 1908. – S.205.

220. Einstein A. Theorie der Opaleszenz von homogenen Flüssigkeiten und Flüssigkeitgemischen in der Nahe der kritischen Zustandes // Ann. Physic. – Vol.33, 1910. – S.1275.

221. Lenoble J. Etat de polarisation du rayonnement diffuse dans les milieux naturels (mer et atmosphere) // J. phis. et radium. – 1957.– Vol.18, №11.– S.47-50.

222. Geutler G., Krochmann J., Reibmann K.-D., Steglich K. Uber eine Anordnung zur genauen Messung von Reflexionsgrad und Transmission – grad // Optik. – 1980. – Vol.54, № 5. – S.397-408.

223. Edwards D.K., Gier J.F., Nelson K.E. and Roddik R.D. Integrating Sphere for Imperfectly Diffuse Samples // Journ. Opt. Soc. Amer. – 1961. – Vol.51, – P.1279-1288.

224. Ulbricht R. Das Kugelphotometer // Elektrotech. Zeits. – 1900. – Vol.21. – S.595.

225. Teyler J.E., Preisendorfer R.W. The sea // Interscience Publ. – 1962. – Vol.1, №4. – P.347.

226. Шумейкин В.В. Материалы по оптике сильно рассеивающей среды в применении к морской воде, облакам и туманам // Журн. геофизики.– Т.3, вып.2. – 1933. – С.145-178.

227. Billinger D. G. Instruments for water quality monitoring // Environ. Sci. Techn. – 1972. – 6, N 2. – P. 130-133.

228. Розенберг Г.В. Луч света (к теории светового поля) // УФН. – Т. 121, №1. – 1977. – С.97-138.

229. Рвачев В.П. Методы оптики светорассеивающих сред в физике и биологии. – Мн.: Изд.Белорус. ун-та, 1978. – 237 с.

230. Науменко Е.К. Исследование применимости численного метода решения обратной спектроскопической задачи оптики рассеивающих сред // ЖПС. –Т.35, № 1. – 1981. – С.183.

231. Иванов А.П. Оптика рассеивающих сред. –Мн.: Навука і тэхніка,1969. – 592 с.

232. Петрук В.Г., Васильківський І.В., Гаркушевський В.С. Математична модель трансформації випромінювання дисперсним середовищем в умовах глибинного режиму // Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. – Вінниця: ВДГУ, 2001, №2. – С.164-170.

233. Петрук В.Г., Васильківський І.В., Солоненко В.І. Моделювальна автоматизована система для вимірювального контролю оптичних параметрів дисперсних середовищ // Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах: Збірник наукових праць. – Хмельницький: ТУП, 2002. – Том 1. – С. 222-226.

234. Сахновский М.Ю., Смолинский Е.С., Котик А.Ф. Определение характеристик индикатрис \square рассеяния в условиях глубинного режима // Оптика и спектроскопия. – Т.40, в п.1. – 1976. – С.141-145.

235. Петрук В.Г., Васильківський І.В., Томчук М.А. Вимірювальний контроль дисперсності неоднорідних середовищ за допомогою індикатрис розсіяння // Сучасні інформаційні та енергозберігаючі технології життєзабезпечення людини. Збірник наукових праць. – Випуск №11. – Київ: КНУТД, 2002. – С.16-19.

236. Методы светорассеяния в анализе дисперсных биологических сред / [В.Н. Лопатин, А.В. Приезжев, А.Д. Апонасенко и др.]. – М.: Физматлит, 2004. – 384 с.

237. Лопатин В. Н. Введение в оптику взвесей клеток / В.Н. Лопатин, Ф.Я. Сидько. – Новосибирск: Наука, 1988. – 240 с.

238. Борен К. Поглощение и рассеяние света малыми частицами // К. Борен, Д. Хафмен. – М.: Мир, 1986. – 664 с.

239. Кватернюк С.М. Спектральные особенности распространения света в морской воде с сильно поглощающими водорослями / [В.В. Барун, С.М. Кватернюк, А.П. Иванов и др.] // Проблемы оптической физики и биофотоники: 12-тая Международная молодежная научная школа по оптике, лазерной

физике и биофотонике., 23–26 сентября 2008 г.: материалы конф. – Саратов, 2009. – С. 78–85.

240. In vivo absorption properties of algal pigments / [R.R. Bidigare, M.E. Ondrusek, J.H. Morrow et. al.] // Ocean Optics. – 1990. – Vol. 1302. – P. 290–302.

241. Кватернюк С.М. Моделювання методом Монте-Карло спектрополяризаційних зображень оптично м'яких частинок полідисперсних біологічних середовищ / [В.Г. Петрук, С.М. Кватернюк, А.П. Іванов та ін.] // Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. – 2009. – №2. – С. 79–86.

242. Аззам Р. Эллипсометрия и поляризованный свет // Р. Аззам, Н. Башара. – М.: Мир, 1981. – 583 с.

243. Ванюрихин А.И. Оптико-электронные поляризационные устройства / А.И. Ванюрихин, В.П. Герчановская. – К.: Техніка, 1984. – 160 с.

244. Петрук В.Г., Васильківський І.В., Іщенко В.А. Автоматизована система контролю за процесом відстоювання дисперсних стічних вод. – Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів // Матеріали ІІ МНПК. – Дніпропетровськ, 2003. – С.292-293.

245. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / [В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін.]. – К.: ВІПОЛ, 2001. – 47 с.

246. Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод. Видання офіційне // Міністерство екології та природних ресурсів України. Нормативний документ. – К.: 2001. – 54 с.

247. Мокін В.Б. Математичні моделі для контролю та управління якістю річкових вод. Монографія / В.Б. Мокін. – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2005. – 172 с.

248. Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами: ДСТУ ISO 5667–3. –

[Чинний від 2003-01-01]. – К.: Держстандарт України, 2002. – 34 с. – (Національний стандарт України).

249. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків: ДСТУ ISO 5667–62001. – [Чинний від 2003-01-01]. – К.: Держспоживстандарт, 2002. – 10 с. – (Національний стандарт України).

250. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков: ГОСТ 17.1.5.05-85. – [Введ. 1986-07-01]. – М.: Издательство стандартов, 1986. – 30 с.

251. Пробовідбірники автоматичні природних та стічних вод. Загальні технічні вимоги та методи випробування: ДСТУ 3920–1999. – [Чинний від 2000-07-01]. – К.: Держстандарт України, 2000. – 20 с. – (Національний стандарт України).

252. Охорона навколишнього природного середовища. Автоматизовані системи контролю якості природних вод: Типи та основні вимоги: ДСТУ 3831-98. – [Чинний від 2000-01-01]. – К.: Держстандарт України, 2000. – 23 с. – (Національний стандарт України).

253. Аналітичні екологічні прилади та системи: монографія / В.А. Порєв, О. А. Дашковський, Я.Л. Миндюк, В.П. Приміський; під заг. ред. В.А. Порєва. – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2009. – 336 с.

254. Кондратьева Л.М. Экологический риск загрязнения водных экосистем. – Владивосток: Дальнаука, 2005. – 299 с.

255. Монохроматоры МДР-204, МДР-206. Техническое описание и инструкция по эксплуатации. – СПб.: ЛОМО, 2009. – 48 с.

256. Стекло кварцевое оптическое. Общие технические условия: ГОСТ 15130–86. – [Введ. 1988-01-01]. – М.: Издательство стандартов, 1986. – 30 с.

257. Детали оптические. Классы чистоты поверхности. Методы контроля: ГОСТ 11141–84. – [Введ. 1985-01-01]. – М.: Издательство стандартов, 1985. – 23 с.

258. Кюветы прямоугольные кварцевые для спектрофотометров. Основные размеры. Технические требования: ГОСТ 20903–75. – [Введ. 1976-07-01]. – М.: Издательство стандартов, 1975. – 5 с.

259. Материалы оптические. Параметры: ГОСТ 23136–93. – [Введ. 1995-07-31]. – М.: Межгосударственный совет по стандартизации, метрологии и сертификации, 1993. – 25 с.

260. Микроскопы биологические “БИОЛАМ 70”. Техническое описание и инструкция по эксплуатации. – Л.: ЛОМО, 1972. – 32 с.

261. Device performance specification: KAF 1401E 1320(H) x 1035(V) Enhanced Response Full-Frame CCD. Kodak Corporation, 2002. – 18 p.

262. ATmega16, ATmega16L. DataSheet. 8-bit AVR Microcontroller with 16K Bytes In-System Programmable Flash. Atmel Corporation. – 2009. – 357 p.

263. DS18B20. DataSheet. Programmable Resolution 1-Wire Digital Thermometer. Maxim Integrated Products, Inc. – 2009. – 22 p.

264. Миранович В. Мощные светодиоды: особенности применения, проблемы и методы решения на примере светодиодов компании Prolight Opto Technology. / В. Миранович, И. Филоненко // Электронные компоненты. – 2007. – №6. – С.45–49.

265. Дунаев Б.Б. Точность измерений при контроле качества. / Б.Б. Дунаев. – К.: Техніка, 1981. – 152 с.

266. Захаров И.П. Теория неопределенности в измерениях / И.П. Захаров, В.Д. Кукуш. – Харьков : Консум, 2002. – 256 с.

267. Ціделко В.Д. Невизначеність вимірювання. Обробка даних і подання результату вимірювання: монографія / В.Д.

Ціделко, Н.А. Яремчук. – К.: ІВЦ “Видавництво “Політехніка”, 2002. – 176 с.

268. Поджаренко В.О. Опрацювання результатів вимірювань на основі концепції невизначеності / В.О. Поджаренко, О.М. Васілевський, В.Ю. Кухарчук. – Вінниця: ВНТУ, 2008. – 128 с.

269. Загрутдинов Г.М. Достоверность автоматизированного контроля / Г.М. Загрутдинов. – Казань: Изд-во КГУ, 1980. – 279с.

270. Вентцель Е.С. Теория вероятности и ее инженерные приложения / Е.С. Вентцель, Л.А. Овчаров. – М.: Высшая школа, 2000. – 480 с.

271. Вода. Норми похибки вимірювань показників складу і властивостей: ДСТУ ГОСТ 27384: 2005. – [Чинний від 2006-04-01]. – К.: Держспоживстандарт, 2006. – 14 с. – (Національний стандарт України).

272. Офіційний сайт «Топ новини України» // Вода, яку ми п'ємо, може викликати мутації Публікація від 27.10.10 р. Режим доступу <http://ntop.com.ua/news/a-253.html>.

273. Крамаренко Л.В. Спецкурс з очистки природних вод. – Харків: ХНАМГ, 2010. – 122 с.

274. Офіційний сайт Державного комітету статистики України. Режим доступу:

http://ukrstat.org/uk/operativ/operativ2007/oz_rik/oz_u/zahvor_06_u.html

275. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / Под ред. С. Гейны, К. Сытника. – Киев: Наук. думка, 1993. – С. 21-28.

276. Гонсалес Р. Цифровая обработка изображений в среде MATLAB / Р. Гонсалес, Р. Вудс, С. Эддинс. – М.: Техносфера, 2006. – 616 с.

277. Чен К. MATLAB в математических исследованиях: Пер. с англ. / К. Чен, П. Джиблинг, А. Ирвинг – М.: Мир, 2001. – 346 с.

278. Analysette-22 NanoTec. Fritsch GmbH Manufacturers of Laboratory Instruments. Table of the technical specifications. – 24 p.

279. McLuhan M. War and Peace in the Global Village [Text] / M. McLuhan, Q. Fiore – N.Y.: Bantam, 1968.

280. Загальнодержавна цільова науково-технічна космічна програма на 2013 – 2017 роки [Текст]. – К.: ДКАУ, 2013.

281. Принципи, що стосуються дистанційного зондування Землі з космічного простору [Текст] / Резолюція Генеральної Асамблеї ООН 41/65 від 3 грудня 1986 року.

282. K.Ya.Kondratyev, T.Tanaka. Advanced Earth Observing Satellite — II (ADEOS-II): New Perspectives of Global Environmental Monitoring // Исследование Земли из космоса. – 1997. – №1. – С. 105-121.

283. Моисеенко А.Е. Современное состояние и перспективы использования средств дистанционного зондирования Земли из космоса в целях изучения природных ресурсов и экологии. Обзор. [Текст] / А.Е. Моисеенко. – М.: 1994. – 103 с.

284. Аерокосмічні дослідження Землі: тенденції і перспективи [Текст] // Спеціальний випуск журналу «Космічна наука і технологія», №№2-3/2002

285. Попов М.О. Шляхи отримання космічної інформації в інтересах національної безпеки та оборони [Текст] / М.О. Попов // Наука і оборона. – 2003. - №2. – С.38-50

286. Кронберг П. Дистанционное изучение Земли. Основы и методы дистанционных исследований в геологии [Текст] / П. Кронберг. – М.: Мир, 1988. – 349 с.

287. Рис У.Г. Основы дистанционного зондирования [Текст] / У.Г. Рис. – М.: Техносфера, 2006. – 336 с. ISBN 5-94836-094-6.

288. Посудін Ю.І. Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища.- К.: Світ, 2003.- 288 с.

289. Кашкин В.Б. Дистанционное зондирование Земли из космоса. Цифровая обработка изображений: Уч. Пособие [Текст]

/ В.Б. Кашкин, А.И. Сухинин. – М.: Логос, 2001. – 264 с.: ил. ISBN 5-94010-138-0

290. Чандра А.М. Дистанционное зондирование и географические информационные системы [Текст] / А.М. Чандра, С.К. Гош. – М.: Техносфера, 2008. – 312 с. ISBN 978-5-94836-178-9.

291. Українська програма спостереження Землі із космосу [Текст]. – К.: НКАУ, 2005

292. Коптев Ю.Н. Дистанционное зондирование Земли [Текст] / Ю.Н. Коптев // Радиотехника. – 1995. – №10. – С.83-90.

293. Закон України "Про космічну діяльність": Науково-практичний коментар [Текст] / За ред. Н.Р.Малишевої. – К.: Атіка, 2005. – 196 с.

294. Дудикевич В.Б. Автоматизація метрології комп'ютерних вимірювальних систем [Текст] / В.Б. Дудикевич, М.І. Паламар // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2000. – № 56. – С. 118-122.

295. Маршалл Маклюэн С появлением Спутника планета стала глобальным театром, в котором нет зрителей, а есть только актеры (рус.) [Текст] // Кентавр / пер. В. П. Терин. – М., 1994. – №1. – С. 20—31.

296. Корчемний М.О. Інтелектуальні технології управління та прийняття рішень. Частина II. Нейронні та гібридні мережі [Текст] / М.О. Корчемний, В.С. Федорейко – Тернопіль: ТНПУ, 2008. –197с.

297. Зайченко Ю.П. Основи проектування інтелектуальних систем. [Текст] / Ю.П. Зайченко. – К.: Видавничий дім "Слово", 2004. – 352 с.

298. Рутковская Д. Нейронные сети, генетические алгоритмы и нечеткие системы [Текст] / Д. Рутковская, М. Пилиньський, Л. Рутковский. – М.:Горячая линия-Телеком, 2004. – 452 с.

299. Леоненков А.В. Нечеткое моделирование в среде Matlab и fuzzyTECH [Текст] / А.В. Леоненков. - СПб: БХВ-Петербург, 2003. - 736 с.

300. Головкин В.А. Нейронные сети: обучение, организация и применение [Текст] / В.А. Головкин. - М.: ИПРЖР, 2001. - 256 с.

301. Каллан Р. Основные концепции нейронных сетей [Текст] / Р. Каллан. - М.: Издательский дом "Вильямс", 2001. - 288 с.

302. Нейрокомпьютеры в системах обработки сигналов [Текст] / Под ред. Ю.В. Гуляева и А.И. Галушкина. - М.: Радиотехника, 2003. - 224 с.

303. Змитрович А.И. Интеллектуальные информационные системы [Текст] / А.И. Змитрович // Минск: НТОО «ТетраСистемс» - 1997. - 367 с.

304. Дудикевич В.Б. Методи спряження датчиків з персональним комп'ютером в системах автоматичного вимірювання і керування [Текст] / В.Б. Дудикевич, М.І. Паламар // Вимірювальна техніка та метрологія. - 1998. - № 53. - С.135-142.

305. Дудикевич В.Б. Автоматизація метрології комп'ютерних вимірювальних систем [Текст] / В.Б. Дудикевич, М.І. Паламар // Вимірювальна техніка та метрологія. - 2000. - № 56. - С. 118-122.

306. Паламар М.І. Спосіб вводу і динамічного аналізу графічної інформації в ПЕОМ [Текст] / М.І. Паламар // Захист інформації. Київ: 2002. - №1(10) - С.51-55.

307. Вульвет Дж. Датчики в цифровых системах [Текст] / Вульвет Дж.; пер. с англ. Под ред. А.С. Яроменка. - М.: Энергоиздат, 1981.- 200 с. ил.

308. Высокоточные преобразователи угловых перемещений [Текст] / Э.Н. Асиновский, А.А. Ахметжанов, М.А. Габидулин и др.; Под общ. ред. А.А. Ахметжанова. - М.: Энергоатомиздат, 1986. - 128 с.: ил.

309. Баканов М.В. Информационные микромашины следящих счётно-решающих систем (вращающиеся трансформаторы, сельсины) [Текст] / Баканов М.В., Лыскина В.А., Алексеев В.В. – М. : Сов. радио, 1977. – 88 с.

310. Аш Ж. Датчики измерительных систем [Текст]: В 2-х книгах. Кн. 1 / Ж. Аш, П. Андре, Ж. Бофрон, П. Дегут и др., Пер. с франц. Н.В. Васильченко и др. – М.: Мир, 1992. – 480 с, ил.

311. Frank Randy. Understanding Smart Sensors. - Second Edition. Artech House Publishers, 2002. - 412 p.

312. Войтович И.Д. Интеллектуальные сенсоры: Учебное пособие / И.Д. Войтович, В.М. Корсунский. – М.: Интернет-Университет Информационных технологий; БИНОМ. Лаб. Знаний, 2009.- 624 с. Ил. ISBN 978-5-9963-0124-9.

313. Gerard C.M. Meijer. Smart Sensors Systems. John Wiley&Sons, Ltd, 2008. - 404 p.

314. В.О. Романов, В.М. Груша, Д.М. Артеменко, О.В. Скрипник, Н.М. Вільк Інтелектуальні сенсори: особливості та проблеми проектування. Комп'ютерні засоби, мережі та системи. – 2008 – №7– С.146-152.

315. Білінський Й.Й. Субпіксельне вимірювання геометричних параметрів сегментних елементів зображення [Текст] / Й.Й. Білінський // Методи та прилади контролю якості. – 2007. – Вип. 19. – С. 35–39.

316. Габидулин М.А. Фотоэлектрические цифровые преобразователи перемещений пространственного кодирования [Текст] / М.А. Габидулин // Штучний інтелект. – 2008 .– 3'2008. – С. 272-281.

317. Основи побудови перспективних безпроводових сенсорних мереж [Текст]: монографія / М.Д. Гераймчук, О.В. Івахів, М.І. Паламар, Б.М. Шевчук; Нац. техн. ун-т України "Київ. політехн. ін-т". – К.: НТУУ "КПІ", 2010. – 124, [2]с.: іл. – бібліогр.: с.120-124 (98 назв). – ISBN 978-966-2153-40-8

318. Mykhaylo Palamar, Marek Aleksander, Volodymyr Pohrebennyk, Mykhaylo Strembicky Synthesis and Optimization of Neural Network Parameters to Control Non-linear Objects // Przegląd elektrotechniczny, ISSN 0033-2097, R. 90 NR 5/201. – p. 207-210.

319. Михайло Паламар, Ігор Осов'як Підвищення надійності синхронізації абонентів у системі зв'язку з псевдовипадковим переналаштуванням робочої частоти / Сучасні проблеми техніки і технології // Збірник праць. – Т.9. Тернопільський осередок Наукового товариства ім. Шевченка. Астон. – Тернопіль: 2014. – с.191-201.

320. Паламар М.І. Пристрій для дистанційного вимірювання параметрів поверхонь рефлекторів антен [Текст] / М.І. Паламар, І.М. Зелінський, М.І. Яворська // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2015. – № 76. – С. 105-108

321. Паламар М.І. Інтелектуальний кутовий сенсор для антенних систем та його метрологічний аналіз [Текст] / М.І. Паламар, А.В. Чайковський, А.М. Лупенко // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2015. – № 76. – С. 79-85

322. Основи побудови перспективних безпроводових сенсорних мереж [Текст]: монографія / М.Д. Гераїмчук, О.В. Івахів, М.І. Паламар, Б.М. Шевчук; Нац. техн. ун-т України "Київ. політехн. ін-т". – К.: НТУУ "КПІ", 2010. – 124, [2]с.: іл. – бібліогр.: с.120-124 (98 назв). – ISBN 978-966-2153-40-8 : 18,00.

323. Посудін Ю.І. Фізика і біофізика навколишнього середовища. – К.: Світ, 2000. – 303 с.

324. Посудін Ю.І. Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища. – К.: Світ, 2003. – 288 с.

325. Кондратьев К.Я. Глобальная экология: дистанционное зондирование [Текст] / К.Я. Кондратьев, А.А. Бузников, О.М. Покровский // Итоги науки и техники. Сер. Атмосфера, океан, космос – программа «Разрезы». М.: ВИНТИ, 1992. 14. – С.1–312.

326. M. Palamar Smart Station for Data Reception of the Earth Remote Sensing [Electronic Resource] // Remote Sensing – Advanced Techniques and Platforms. – Rijeka.: InTechBook, 2012. – Mode of access: URL: <http://www.intechopen.com/books/remote-sensing-advanced-techniques-and-platforms/smart-station-for-data-reception-of-the-earth-remote-sensing>. - Title from the screen.

327. Паламар М.І. Дослідження ефективності застосування нейронної мережі в системі керування нелінійними динамічними об'єктами [Текст] / М.І. Паламар, Ю.В. Пастернак, М.О. Стрембiцький // Автоматика, вимiрювання та керування.- Вісник НУ “Львівська політехніка”. – 2013. – № 753. – с.8-14.

328. Паламар М.І. Комп'ютерна програма для управління і діагностики антенних систем слiдкування за космічними апаратами «Ant7CS» [Текст] / М.І. Паламар, А.М. Паламар, А.В. Хом'як // Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір № 23441 UA – К.: Державний департамент інтелектуальної власності України. – Дата реєстрації: 17.01.08.

329. Паламар М.І. Особливості прийому інформації дистанційного зондування Землі з низькоорбітальних космічних апаратів [Текст] / М.І. Паламар // Вісник Тернопільського державного технічного університету ім. І.Пулюя. – 2008. – том № 2 – с.121-126.

330. Паламар М.І. Застосування рекурентної нейронної мережі для керування об'єктами з невизначеними динамічними параметрами [Текст] / М.І. Паламар, О.Б. Гнатюк, М.О. Стрембiцький // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2013. – № 2(107) – с.5-10.

331. Нейрокомпьютеры в системах обработки изображений [Текст] / Общая ред. А.И. Галушкина. – М.:Радиотехника, 2003. – 192 с.

ДЛЯ НОТАТОК

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

В.Д. ПОГРЕБЕННИК, В.Г. ПЕТРУК, М.І. ПАЛАМАР,
Є.В. ПОХОДИЛО, С.М. КВАТЕРНЮК

**СИСТЕМИ ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЮ
ІНТЕГРАЛЬНИХ ПАРАМЕТРІВ
ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

Т. 1. Математичне моделювання та принципи побудови
систем оперативного контролю

За науковою редакцією доктора технічних наук, професора
Володимира Дмитровича Погребенника

Віддруковано з готових оригінал-макетів замовника
Формат 60x84/16. Папір офсетн. Гарн. Century
Умовн. друк. арк. 30,0. Наклад 300 прим. Зам. №
ТОВ "Видавничий дім "Бук-Друк"
м. Житомир, вул. М. Бердичівська, 17А, тел.: 063 101 22 33
Свідоцтво серія ДК №7412 від 27.07.2021 р.

Друк та палітурні роботи ФОП О. О. Євенок
м. Житомир, вул. М. Бердичівська, 17А,
тел.: 063 101 22 33, e-mail: printinzt@gmail.com
Свідоцтво серія ДК №3544 від 05.08.2009 р.