

Міністерство освіти і науки, молоді та спорту України
Вінницький національний технічний університет

С. М. Кватернюк, В. Г. Петрук

**СПЕКТРОПОЛЯРИМЕТРИЧНИЙ
КОНТРОЛЬ КОНЦЕНТРАЦІЙ
ЧАСТИНОК ПОЛІДИСПЕРСНИХ
ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ**

Монографія

Вінниця
ВНТУ
2012

УДК 504.064.38

К 86

ББК 26.222

Рекомендовано до друку Вченою радою Вінницького національного технічного університету Міністерства освіти і науки, молоді та спорту України (протокол №4 від 24.11.2011 р.).

Рецензенти:

В. Ю. Кучерук, доктор технічних наук, професор

В. А. Порєв, доктор технічних наук, професор

В. Г. Кур'ята, доктор біологічних наук, професор

Квaternюк С. М.

К 86 Спектрополяриметричний контроль концентрацій частинок полідисперсних водних середовищ / С. М. Квaternюк, В. Г. Петрук. – Вінниця : ВНТУ, 2012. – 158 с.

ISBN

В монографії досліджено можливості підвищення вірогідності контролю концентрацій частинок полідисперсних водних середовищ. Вдосконалено математичні моделі перенесення поляризованого випромінювання об'єктом контролю, що дозволило врахувати особливості форми і внутрішньої структури частинок. Запропоновано спектрополяриметричний метод контролю концентрацій частинок, що дає можливість більш точно розпізнавати частинки певного типу та визначати їх концентрацію. Розроблено автоматизований засіб контролю на основі спектрополяриметричного методу, проаналізовано його похибки та метрологічні характеристики.

УДК 504.064.38

ББК 26.222

ISBN 978-966-641-495-6

© С. Квaternюк, В. Петрук, 2012

ЗМІСТ

Перелік умовних скорочень	6
Вступ	7
Розділ 1. Аналіз сучасних методів та засобів контролю концентрацій частинок полідисперсних водних середовищ	8
1.1. Аналіз особливостей ПВС як об'єктів контролю	8
1.2. Аналіз експериментальних методів контролю концентрацій частинок ПВС	15
1.3. Аналіз структурних схем засобів контролю концентрацій частинок ПВС	20
1.4. Аналіз теоретичних методів розв'язання прямої і зворотної задач теорії перенесення поляризованого випромінювання у ПВС	27
1.5. Аналіз сучасних промислових засобів контролю концентрацій частинок ПВС	30
1.6. Висновки та обґрунтування напрямку досліджень	33
Розділ 2. Розроблення математичних моделей перенесення випромінювання об'єктом контролю та первинним вимірювальним перетворювачем	35
2.1. Розроблення математичних моделей перенесення випромінювання однорідними частинками ПВС	35
2.1.1. Математичне моделювання перенесення випромінювання сферичними частинками	35
2.1.2. Математична модель перенесення випромінювання завислими частинками складної форми	38
2.2. Розроблення математичних моделей перенесення випромінювання дисперсними частинками складної структури	48
2.2.1. Математична модель перенесення випромінювання в рамках наближення Релея–Ганса–Дебая для частинок ПВС складної структури	49
2.2.2. Математична модель перенесення випромінювання на основі методу Монте-Карло та гібридної апроксимації	53
2.2.3. Моделювання спектрополяриметричних зображень на основі параметрів Стокса та матриці розсіювання	57
2.3. Розроблення математичної моделі оптичного первинного перетворювача засобу контролю концентрацій частинок ПВС ...	59

2.4. Висновки	65
Розділ 3. Спектрополяриметричний метод та метрологічні характеристики автоматизованого засобу контролю концентрацій частинок	67
3.1. Розроблення спектрополяриметричного методу контролю концентрацій частинок ПВС	67
3.2. Розроблення структурних схем засобів контролю концентрацій частинок ПВС	69
3.3. Дослідження рівняння перетворення оптичного сигналу	76
3.4. Аналіз порога чутливості засобу контролю	81
3.5. Аналіз похибок засобу контролю	83
3.5.1. Аналіз інструментальних похибок	83
3.5.2. Аналіз методичної та загальної похибки визначення концентрацій частинок ПВС	90
3.6. Дослідження дії факторів впливу на перетворення інформативного сигналу у засобі контролю	92
3.7. Висновки	98
Розділ 4. Аналіз експериментальних результатів та оцінка вірогідності контролю концентрацій частинок полідисперсних водних середовищ	100
4.1. Алгоритмічне і програмне забезпечення засобу контролю концентрацій частинок ПВС за спектрополяриметричним методом	100
4.1.1. Виділення необхідного фрагмента та фільтрація зображень частинок	103
4.1.2. Підвищення контрасту зображення частинок	106
4.1.3. Морфологічний аналіз зображень	108
4.1.4. Визначення розмірів частинок ПВС та їх статистичний аналіз	110
4.1.5. Розпізнавання частинок ПВС на основі порівняння з характерними зображеннями для частинок певного типу	112
4.1.6. Обґрунтування вибору мінімально можливої кількості спектрополяриметричних зображень	121
4.2. Аналіз експериментальних результатів контролю концентрацій частинок ПВС	123
4.3. Оцінювання невизначеності вимірювань концентрацій частинок ПВС	130

4.4. Оцінювання вірогідності контролю концентрацій частинок ПВС	134
4.5. Висновки	138
Загальні висновки	140
ЛІТЕРАТУРА	142

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

- АЦП – аналогово-цифровий перетворювач
- ВОХ – волоконно-оптичний хвилевід
- ОК – об'єкт контролю
- ОПП – оптичний первинний перетворювач
- ПВС – полідисперсні водні середовища
- ПЗЗ – пристрій з зарядовим зв'язком
- СПК – світлоподільний куб
- СПЦ – скануюча проточна цитометрія
- ФЕП – фотоелектронний помножувач

ВСТУП

Теоретичні та практичні аспекти автоматизованого контролю параметрів водних об'єктів та навколишнього природного середовища в цілому розвинуті недостатньо, а інтегральні показники, за якими оцінюється їх стан, у значній мірі є відносними і суб'єктивними. При цьому відомі методи і засоби контролю концентрацій частинок полідисперсних водних середовищ (ПВС) не забезпечують високу вірогідність контролю, оскільки не дозволяють у повній мірі порівняти оптико-фізичні параметри частинок різних типів, що визначаються геометричними розмірами, формою, внутрішньою будовою, анізотропністю, спектральними і поляризаційними властивостями. А це, у свою чергу, призводить до неможливості точного розпізнавання частинок ПВС певних типів, зокрема, частинок фітопланктону, визначення та контролю їх концентрацій, що суттєво ускладнює адекватну оцінку рівня забруднення водних об'єктів. Отже, для підвищення вірогідності контролю виникає необхідність розроблення нового спектрополяриметричного методу та автоматизованого засобу контролю, які б дозволили більш точно визначати концентрацію частинок певного типу у ПВС, а, відповідно, оцінювати стан забруднення водних об'єктів та якість поверхневих вод.

Крім того, вони можуть знайти своє застосування і у інших напрямках екологічного моніторингу довкілля, санітарно-гігієнічній експертизі, харчовій промисловості, аналізі гуморальних середовищ, екотрофологічних дослідженнях, а також в оптиці розсіювання, теорії переносу випромінювання та у контрольно-вимірвальній техніці в цілому.

Актуальність теми обумовлена необхідністю постійного підвищення вірогідності контролю концентрацій частинок певних типів у полідисперсних водних середовищах з урахуванням їх оптико-фізичних параметрів та розроблення нового спектрополяриметричного методу і відповідного автоматизованого засобу контролю з метою забезпечення зростаючих вимог до якості поверхневих вод.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ СУЧАСНИХ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ КОНТРОЛЮ КОНЦЕНТРАЦІЙ ЧАСТИНОК ПОЛІДИСПЕРСНИХ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ

1.1 Аналіз особливостей ПВС як об'єктів контролю

Забруднення водних об'єктів полягає у внесенні прямо чи побічно у водне середовище речовини або енергії, що приводить до зміни функціонування водних екосистем, потоків енергії і речовин, продуктивності та чисельності біологічних популяцій тощо. Це призводить до зміни властивостей водного об'єкта, виникнення небезпеки для живих ресурсів екосистеми та здоров'я людини [1].

Для екологічної оцінки якості поверхневих вод в Україні використовується Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [2, 3], що встановлює три групи спеціалізованих класифікацій, а саме:

- за критеріями сольового складу;
- за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями;
- за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, а також за рівнем токсичності.

При забрудненні водних об'єктів до них можуть надходити і накопичуватись як стійкі забруднюючі речовини, які практично не руйнуються у природних умовах (наприклад, ДДТ) так і речовини, що мають природні механізми засвоєння (нітрати, нітроти, фосфати) в кількостях, що порушують баланс водних екосистем та їх здатність до саморегуляції. Загалом, у водні об'єкти потрапляють тисячі шкідливих речовин, що суттєво ускладнює контроль їх екологічного стану. Оцінка стану природних водних об'єктів з використанням гранично допустимої концентрації (ГДК) є невиправданою, оскільки оцінити комплексний вплив тисяч хімічних забрудників на складну багатовидову екосистему, визначивши їх концентрації, неможливо [4]. Для вирішення цієї проблеми використовують методи біоіндикації водних об'єктів, що дозволяють інтегрально оцінити їх забруднення широким класом хімічних речовин, а також вплив інших антропогенних факторів [5, 6]. Існуючі методики дозволяють оцінити еколого-санітарний стан водних об'єктів, а також рівень токсичності за допомогою біоін-

дикації [7–32]. Зокрема, у Єдиному міжвідомчому керівництві по організації та здійсненню державного моніторингу вод [18] біотестування вказане як один з обов’язкових методів аналізу токсичності поверхневих вод. Будь-яка комбінація традиційних аналітичних приладів не в змозі передбачити специфічний біологічний ефект, виявлений в процесі контролю токсичності як інтегральний показник. Основний принцип гідробіологічного тестування водних об’єктів полягає у порівнянні виживання певних організмів у чистій та забрудненій воді [6]. У добре збалансованій екосистемі є велика кількість видів, причому жоден з них не домінує. Зі зростанням забруднення екосистема спрощується, залишаються стійкі до забруднення види. У нашій роботі виберемо у якості тест-організмів фітопланктон, що дозволить аналізувати клас якості води, сапробність та трофічний рівень для широкого діапазону категорій поверхневих вод від чистих до дуже брудних, а також оцінювати рівень їх токсичності. Процедура біоіндикації забруднення водних об’єктів за допомогою фітопланктону зводиться до контролю концентрацій частинок фітопланктону різних видів.

При цьому середовища водних об’єктів, які підлягають дослідженню, розглядаються як полідисперсні водні середовища (ПВС) – складні полідисперсні системи, що включають в себе частинки різних типів, розмірів і форми, які перебувають у складній взаємодії. До ПВС, які є об’єктом контролю автори, відносять природні полідисперсні водні середовища водних об’єктів. У ПВС знаходяться у завислому стані частинки різного походження: неорганічна завись, колоїдні органічні частинки, а також частинки планктону різних типів. Основним параметром ПВС, як об’єкта контролю, є чисельні концентрації частинок різних типів, що визначаються кількістю частинок певної групи N_{zi} у заданому об’ємі V

$$C_{zi} = \frac{N_{zi}}{V}. \quad (1.1)$$

Крім того, у низці випадків необхідно контролювати не лише концентрації частинок певних типів, але й також співвідношення між ними, що характеризує стан ПВС у межах норми та дозволяє його прогнозувати. Для визначення концентрації частинок певних типів необхідно спочатку здійснити їх розрізнення на основі порівняння оптико-фізичних параметрів. Частинки ПВС, які використовуються у

якості біоіндикаторів забруднення, є біологічними клітинами та їх агрегатами. Забруднення водних об'єктів призводить до зміни видового складу водних екосистем та їх гідробіологічних показників. У порівнянні із фізичними та хімічними показниками якості води гідробіологічні – є більш чутливими до забруднень, оскільки навіть невеликі забруднення водних об'єктів призводять до значних змін у чисельності деяких видів фітопланктону, що використовується у якості біоіндикатора. Контроль решти параметрів ПВС (фізичних, хімічних, бактеріологічних) не входить до кола питань, що будуть досліджуватись у монографії.

Контроль стану природних ПВС можливо здійснювати на основі індексів біоіндикації по фітопланктону [7–9]. 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 [33], а також систем біоіндикації стану водних об'єктів США Rapid Bioassessment Protocols (RPBs) та Великобританії River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) [10, 11]. Класифікація організмів фітопланктону [34] за розмірами наведена у табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – 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 збігається з характером їх забарвлення та особливостями будови. У прісноводних об'єктах спостерігаються водорості таких відділів [35, 36]: синьо-зелені (Cyanoprocarota); золотисті (Chrysophyta); жовто-зелені (Xanthophyta); криптофітові (Cryptophyta); динофітові (Dinophyta); ев-

гленові (Euglenophyta); діатомові (Bacillarlophyta); 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 (Prokaryota), на відміну від решти організмів клітини яких мають сформоване ядро і відомих як еукаріоти (Eukaryota). Зображення частинок фітопланктону прісноводних водойм наведено на рис. 1.1.

Суанопроскаріота (синьо-зелені водорості)



Oscillatoria



Coleosphaerium



Chroococcus

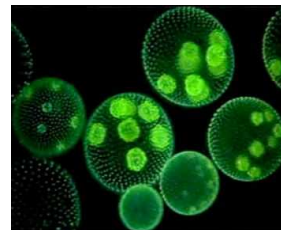
Chlorophyta (зелені)



Natrium

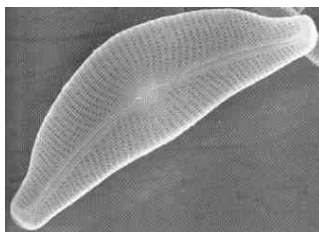


Spinoclosterium

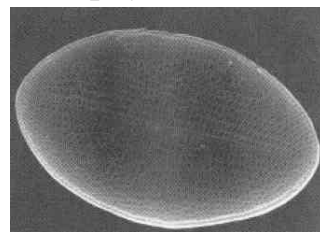


Volvox

Bacillarlophyta (діатомові)



Symbella tumida



Cocconeisplacentula



Diatoms

Рисунок 1.1 – Основні групи фітопланктону прісноводних водойм

Клітини водоростей-еукаріотів мають складну будову, в їх складі (за винятком синьо-зелених водоростей) є особливі внутрішньоклітинні утворення – хлоропласти, що складаються з білків, ліпідів, нуклеїнових кислот та пігментів. У синьо-зелених водоростей є пігментовмісні ламелли-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 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 динофітові 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 типи фікобілінів (фікоціанин і фікоеритрин) у різних співвідношеннях. Вибір характеристичних довжин хвиль для дослідження зразків фітопланктону водних об'єктів [8] визначається спектральними залежностями відносних показників поглинання пігментів фітопланктону (рис. 1.2). Від складу пігментів залежать й спектральні характеристики поглинання світла фітопланктоном різних видів. На рис. 1.3 наведені спектральні залежності відносних показників поглинання для трьох основних відділів фітопланктону [36].

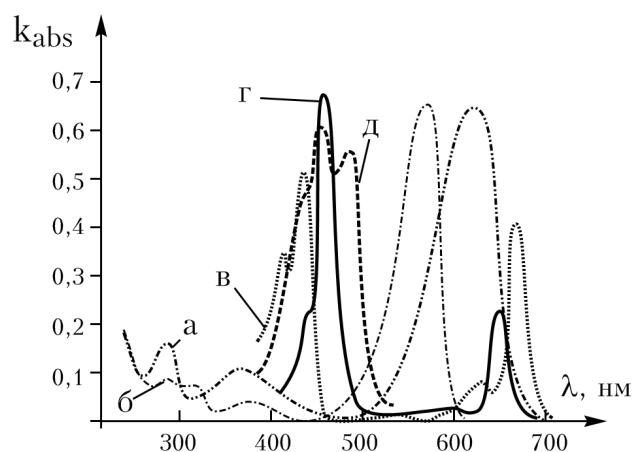


Рисунок 1.2 – Спектральні залежності відносних показників поглинання пігментів фітопланктону: а – фікоціанин, б – фікоеритрин, в – хлорофіл *a*, г – хлорофіл *b*, д – бетакаротин

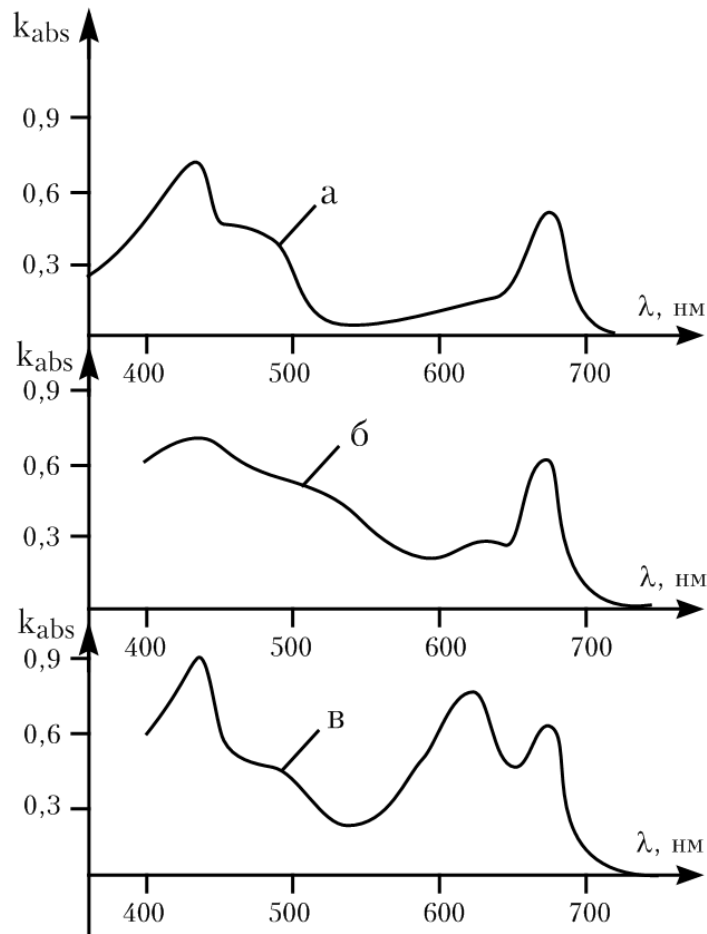


Рисунок 1.3 – Спектральні залежності відносних показників поглинання різних груп фітопланктону: а – зелених, б – діатомових, в – синьо-зелених водоростей (in vivo)

Типова спектрофотометрична методика розрахунку концентрації основних пігментів з використанням стандартних формул, рекомендованих робочою групою при ЮНЕСКО [8]:

$$C_{Chla} = (11,64 \cdot E'_{663} - 2,16 \cdot E'_{645} - 0,1 \cdot E'_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (1.2)$$

$$C_{Chlb} = (-3,94 \cdot E'_{663} + 20,97 \cdot E'_{645} - 3,66 \cdot E'_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (1.3)$$

$$C_{Chlc} = (-5,53 \cdot E'_{663} - 14,81 \cdot E'_{645} - 54,22 \cdot E'_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (1.4)$$

де V_1 – об'єм екстракту (мл); V_2 – об'єм проби (дм³); E'_{630} , E'_{645} , E'_{663} – оптична щільність при довжині хвилі відповідно 630, 645, 663 нм, віднесена до довжини кювети l (1 см):

$$E'_{630} = \frac{E_{630} - E_{750}}{l}; E'_{645} = \frac{E_{645} - E_{750}}{l}; E'_{663} = \frac{E_{663} - E_{750}}{l}. \quad (1.5)$$

Діапазон розмірів частинок основного фітопланктону складає до 50 мкм. Однак розміри колоніальних видів, наприклад, *Volvox*, *Pyrrophyta*, 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 *a* слід враховувати, що клітини різних розмірів мають різний вміст цього пігменту на одиницю їх біомаси та, відповідно, і різне поглинання ними світла.

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 перерізу та вздовж всієї протяжності водного об'єкта. 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 [37]. 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 необхідні нові методи досліджень, які б дозволяли оперативно оцінювати рівень забруднення, а також автоматизовано здійснювати обробку зібраних матеріалів.

1.2 Аналіз експериментальних методів контролю концентрацій частинок ПВС

Існує низка експериментальних методів вимірювального контролю концентрацій частинок ПВС [6, 38]. У лабораторній практиці широко використовують електрохімічні методи вимірювання параметрів частинок – кондуктометричний та електрокінетичний, у яких за допомогою первинних вимірювальних перетворювачів фізичні характеристики частинок (геометричні розміри, форма, внутрішня будова) зводяться до вимірювання значення опору чи різниці потенціалів, що пов'язаний з ними. Це дозволяє суттєво спростити засоби контролю, однак не дає у повній мірі визначати параметри частинок, зокрема, їх концентрацію.

Кондуктометричний метод заснований на вимірюванні електричного опору середовища на частотах 10–25 кГц. Електричний опір окремих частинок у проточних приладах вимірюється за допомогою комірки Коултера [39, 40]. Однак, цей метод є недостатньо чутливим для надійного розпізнавання частинок фітопланктону різних видів.

У основу електрокінетичного методу покладено вимірювання різниці потенціалів, що виникає при наявності у рідині заряджених частинок (дзета-потенціал, ζ) чи осіданні частинок (седиментаційний потенціал за рахунок дії ефекту Дорна) [41, 42], однак цей метод не дозволяє розпізнати тип частинки.

Оптичні методи дозволяють визначати значно більшу кількість характеристик частинок ПВС. Проаналізуємо основні з них.

Фотометричний метод є найбільш поширеним лабораторним методом дослідження ПВС. За допомогою цього методу можлива кількісна оцінка розмірів і щільності мікроагрегатів. Окрім цього, фотометричний аналіз відрізняється простотою і доступністю, що пояснює його широке застосування в лабораторній практиці.

При використанні методу спектрофотометрії у якості зондуючого випромінювання використовується монохроматор зі змінною довжиною хвилі, що дозволяє вимірювати спектральні характеристики поглинання чи відбивання, а також аналізувати параметри на характеристичних довжинах хвиль, що відповідають за певні пігменти частинок [38, 43].

Послаблення інтенсивності світла, що пройшло через оптично мутне середовище контролюють, методом турбідиметрії [41].

Метод рефрактометрії полягає у вимірюванні показника заломлення середовища, що суттєво відрізняється для його дисперсних частинок та розчинів, у яких вони знаходяться.

Метод лазерної дифрактометрії, що заснований на явищі дифракції лазерного випромінювання на одиночних і множинних частинках ПВС, характеризується високою точністю, чутливістю, швидкодією, мінімальною дією на об'єкт дослідження, можливістю одночасної реєстрації великої кількості малих частинок. Параметри дифракційної картини (ДК) однозначно пов'язані з параметрами мікрооб'єктів, що дозволяє визначати їх розміри, форму, внутрішню структуру [44].

Однак такі оптичні методи дають інтегральні параметри, що характеризують ПВС загалом – середні розміри частинок, ступінь дисперсності, середню концентрацію частинок [38, 45] та не дозволяють досліджувати параметри окремих частинок, або їх типів чи груп. У реальних ПВС, що мають велику кількість різних частинок, такий підхід не дозволяє отримати співвідношення між концентраціями частинок різних груп, що визначає стан ПВС.

Раніше при дослідженнях нехтувався векторний характер випромінювання, що поширюється у ПВС, оскільки вважалось, що відбувається швидка деполяризація світла при його поширенні у таких середовищах. Проте у низці випадків ступінь поляризації цього світла виявляється цілком вимірюваним. При цьому інформативними параметрами, що характеризують структуру середовищ, є як ступінь деполяризації падаючого поляризованого світла, характер перетворення поляризації з одного виду в інший, так і поява поляризованої компоненти в розсіяному світлі при опроміненні об'єкта неполяризованим випромінюванням.

Найбільш повно пружне розсіювання світла окремими частинками чи ансамблями частинок описується за допомогою матриці розсіювання світла (МРС) – матриці Мюллера, кожний з елементів якої є функцією довжини хвилі, розміру, форми і внутрішньої будови частинок [46, 47]. Для вимірювання МРС використовують методи поляризаційної нефелометрії, тобто здійснюється вимірювання індикатрис розсіювання для всіх 16 елементів матриці Мюллера при відповідних положеннях поляризатора та аналізатора. Для дослідження ПВС ши-

роко використовується скануюча проточна цитометрія (СПЦ) [48–51], особливістю якої є дослідження частинок в тонкому потоці, створеному гідрофокусуною головкою. СПЦ дозволяє визначати розмір і показник заломлення одиночних часток у реальному часі без використання процедури калібрування. Основною перевагою такої технології аналізу одиночних часток є висока швидкість і універсальність технології. Недоліком є неможливість досліджувати частинки з великим діапазоном розмірів, а також утворення лінійних та сферичних комбінацій завислих частинок, що обмежується розмірами потоку створеного гідрофокусуною головкою, а також деформацією частинок складної форми у потоці.

Метод поляриметрії зображень (відеополяриметрії) для ПВС полягає у реєстрації ПЗЗ-камерою поляризаційного зображення для елементів матриці Мюллера, що утворене після проходження поляризованого лазерного випромінювання через кювету з ПВС чи відбивання від поверхні [52, 53]. При спектрополяриметрії зображень аналогічні вимірювання здійснюють на різних довжинах хвиль [54, 55], що дозволяє врахувати спектральні особливості пігментів дисперсних частинок ПВС. Такий метод є найбільш перспективним для подальших досліджень, оскільки дозволяє отримати оптико-фізичні параметри ПВС, які пов'язані з властивостями їх дисперсних частинок. Цей метод потребує подальшого вдосконалення відповідно до особливостей ПВС, як об'єктів контролю.

Для дослідження частинок ПВС широко застосовують методи мікроскопії. У світловому мікроскопі збільшення зображення досягається спеціальною системою лінз об'єктива та окуляра. Дзеркало, конденсор та діафрагма направляють світловий потік і регулюють освітлення об'єкта. У темнопольному мікроскопі використовується спеціальний конденсор, що виділяє контрастуючі структури матеріалу. При цьому об'єкт виглядає, як освітлений на темному фоні. Поляризаційна мікроскопія дозволяє формувати поляризаційні зображення анізотропних структур. Конфокальна мікроскопія дозволяє спостерігати об'єкти у фокусі по всьому полю та отримати чітке зображення, завдяки якому з'являється можливість просторової реконструкції досліджуваної частинки. Світлове випромінювання, що проходить через частинки ПВС, змінює не лише свою інтенсивність, але й фазу. І саме фазовий зсув несе основну інформації про структуру об'єкта. Інтер-

ференційна мікроскопія поєднує принципи фазового контрасту та поляризаційної мікроскопії. Для дослідження цих фазових зсувів, а також вивчення тривимірних зображень мікрооб'єктів використовують метод голографічної інтерференційної мікроскопії [56]. Об'ємне голографічне зображення дозволяє кількісно оцінити поперечний переріз частинки, площу її поверхні, об'єм, вагу та концентрацію речовин всередині. Кількісний аналіз частинок ПВС при візуальній мікроскопії здійснюють за допомогою лічильної камери Горяєва відповідно до методики [14]. Для автоматизованої обробки зображень частинок ПВС, отримання їх геометричних параметрів та розрізнення типів, використовують засоби нечіткої логіки та нейропроцесори [57, 58]. Методи мікроскопії можуть бути використані для подальшого дослідження та потребують вдосконалення для врахування світлорозсіювання у внутрішніх неоднорідностях завислих частинок ПВС, розміри яких співрозмірні з довжиною хвилі зондуючого випромінювання.

Новітнім напрямком досліджень параметрів ПВС є спекл-інтерферометрія, що полягає у отриманні спекл-зображення (від англ. speckle – пляма), яке утворюється внаслідок випадкової модуляції мікронеоднорідностями лінійно поляризованого лазерного випромінювання, що проходить через кювету з ПВС [59, 60], однак методи обробки спекл-зображень не дозволяють точно визначити параметри завислих частинок.

Флуориметричні методи дозволяють швидко і достовірно розділяти і підраховувати будь-які підтипи будь-яких типів частинок ПВС, що відомі фахівцям. Флуориметричний метод є одним з основних при визначенні концентрації хлорофілу у водному середовищі [6, 37, 43]. При люмінесцентній мікроскопії об'єкт освітлюється на одній довжині хвилі, а спостереження проводиться на іншій довжині хвилі, на якій відбувається флуоресценція. Розроблені спеціальні флуоресцентні барвники, які поєднуються зі специфічними макромолекулами на поверхні або всередині частинок ПВС і можуть використовуватись для вивчення їх структури в масштабі нанометрів. Однак використання флуоресцентних міток значно підвищує вартість та ускладнює процес досліджень і контролю. Відповідно до наведених класифікаційних ознак класифікація експериментальних оптичних методів контролю стану ПВС показана на рис. 1.4.

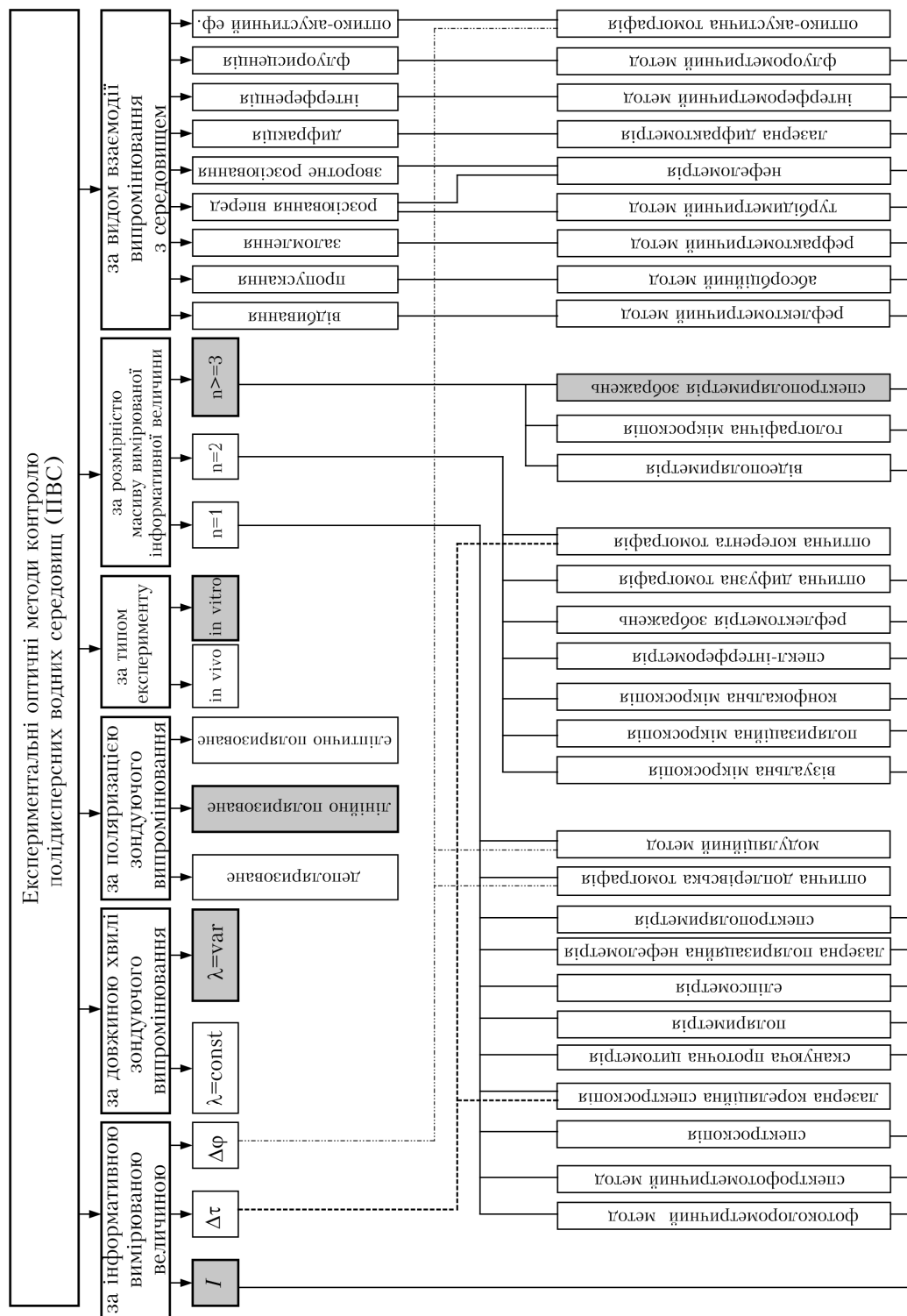


Рисунок 1.4 –Класифікація експериментальних оптичних методів контролю ПВС

При оптичному контролі ПВС можна використовувати різні режими роботи джерела зондуючого випромінювання [46, 61, 62]:

- неперервне джерело випромінювання, інформативним параметром є інтенсивність, режим найбільш поширений, оскільки дозволяє використовувати порівняно недорогі фотоприймальні та підсилювальні пристрої;

- надкороткі імпульси джерела випромінювання ($10^{-9} - 10^{-11}$ с), інформативним параметром є часовий зсув, а точність вимірювань визначається кореляційною обробкою імпульсів наносекундної тривалості, що підвищує складність апаратури та її вартість;

- модуляція джерела випромінювання на частотах 100 МГц – 10 ГГц, інформативним параметром є зсув фаз на частотах модуляції. Модуляційний метод є більш простим та надійним у порівнянні з розрізненням за часом. Однак просторова розділова здатність на основі цього методу досягає 1 мм, що недостатньо для дослідження форми та розмірів частинок ПВС.

При вимірювальному контролі ПВС може вимірюватись одне значення вимірюваної величини (наприклад, екстинкція), одновимірний масив (спектральний коефіцієнт дифузного відбиття або індикатриса розсіювання), двовимірний масив (зображення з CCD-камери, дифракційна картина, поляризаційне зображення) та багатовимірний масив (серія поляриметричних зображень матриці Мюллера, спектрополяриметричні зображення для різних довжин хвиль та кутів повороту поляризатора, тривимірне голографічне зображення тощо).

Згідно з умовами проведення експерименту він може бути проведений *in vivo* (з лат. безпосередньо на живому об'єкті, неінвазивно), *in vitro* (з лат. у пробірці, в штучних умовах) та *in situ* (з лат. на місці).

1.3 Аналіз структурних схем засобів контролю концентрацій частинок ПВС

Проаналізуємо схемні рішення засобів контролю параметрів ПВС згідно з найбільш перспективним експериментальним оптичним методам за літературними даними та результатами патентного пошуку. Отримати найбільше інформації про властивості завислих частинок ПВС, на основі яких оцінюється їх стан, можливо, використовуючи поляризаційні методи.

Оптична схема лазерного поляризаційного нефелометра наведена на рис. 1.5 [46]. Засіб містить фіксовані поляризатор P і аналізатор A та дві фазові пластинки F та F' , розміщені до і після досліджуваного об'єкта. Для визначення всіх 16 елементів матриці розсіювання необхідно провести вимірювання інтенсивності світла на виході системи при різних кутових положеннях фазових пластинок. У якості джерела світла використано He-Ne лазер 1 типа ЛГН-207А ($\lambda = 632,8$ нм). На плечах гоніометра ГС-5 замість коліматора і зорової трубки змонтовані оптичні кутомірні головки з точністю візуального відліку кутів обертання $1'$, за якими можна контролювати кути обертання поляризатора 2, аналізатора 3 і компенсаторів 4 та 5. Обертання кутомірних головок здійснюється за допомогою крокових двигунів 11 та 12 відповідно. Керуючі імпульси подаються на крокові двигуни через підсилювачі 14 та 15 за допомогою пристрою узгодження 10 за командою з мікроЕОМ 6. Обертання аналізатора з дискретністю $4'$ здійснюється кроковим двигуном 13 та підсилювачем 16 за командою з мікроЕОМ. У якості фотоприймача 7 використано фотоелектронний помножувач ФЭУ-79, що працює у режимі підрахунку фотонів з використанням порогового пристрою 8 та частотомера 9.

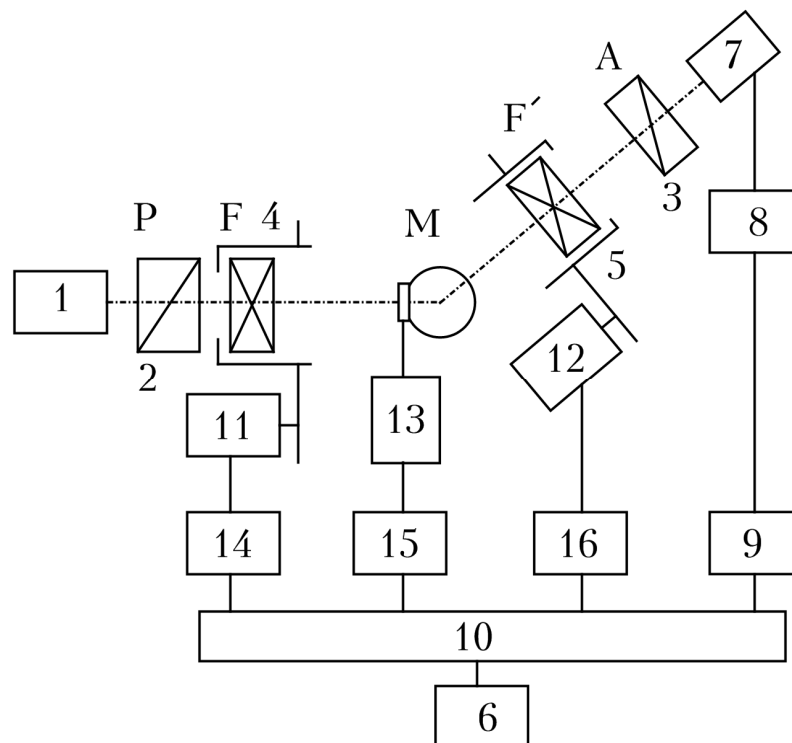


Рисунок 1.5 – Структура лазерного поляризаційного нефелометра

Виявлена сильна залежність індикатрис розсіювання від розмірів частинок в діапазонах кутів $0-35^\circ$ дозволяє визначити функцію їх розподілу за розмірами. Вимірювання повної індикатрис використовується для визначення розмірів частинок у діапазоні $0,1-10$ мкм, а аналіз малокутового розсіювання – для вимірювання розподілу частинок за розмірами у діапазоні $1-300$ мкм [63–65]. Пристрій забезпечує визначення середніх розмірів частинок ПВС з похибкою до 5% . Швидкодія пристрою невелика, а час одного циклу вимірювань складає десятки хвилин, оскільки при вимірюванні повної індикатрис з вказаною дискретністю необхідно отримати 2700 значень для кожного з 16 елементів матриці Мюллера. Недоліком пристрою також є те, що інтегральна індикатриса характеризує середні параметри завислих частинок ПВС, причому виділити параметри окремої групи частинок важко.

Основна ідея проточних цитометрів полягає у вимірюванні характеристик одиночних частинок. Для цього за допомогою гідрофокусуєної головки (ГФГ) створюється два ламінарні коаксіальні потоки – внутрішній (з діаметром $10-30$ мкм), що є пробєю з вимірюваними об'єктами, і зовнішній, що складається з дистильованої та відфільтрованої води. За рахунок малої площі перерізу внутрішнього потоку і його ламінарності в робочій зоні приладу створюється можливість вимірювання характеристик одиночної частинки. Схема поляризаційного скануючого проточного цитометра показана на рис. 1.6 [48, 49].

Світло, розсіяне одиночною частинкою, сканується по апертурі фотоприймача під час її руху в потоці по капіляру кювети. Основне випромінювання (лазер 1, He-Cd, 442 нм, 40 мВт) поширюється вздовж осі каналу, по якому рухаються частинки, і фокусується в кювету через оптичне вікно в її нижній частині. Фокусування променя за допомогою лінзи 1 забезпечує постійну освітленість рухомої частинки під час вимірювання.

Для будь-якої точки на осі потоку всередині робочої зони існує певний кут розсіювання θ , для якого розсіяне частинкою світло відіб'ється сферичним дзеркалом паралельно осі потоку. Далі цей світловий циліндр, покинувши оптичну кювету, відбивається від поверхні дзеркала 1, і фокусується лінзою 2 на діафрагмі, розташованій на входному вікні фотопомножувача (ФЕП 1). Таким чином, в кожен момент

часу на ФЕП1 потрапляє світло, розсіяне частинкою під певним кутом θ . Сигнал з ФЕП1 безперервно надходить на вхід АЦП, приєднаний до ЕОМ. Частинка при виході з робочої зони перетинає промінь тригерного лазера 2. Сигнал від розсіювання частинкою світла вперед, що реєструється за допомогою фотодіода, дозволяє визначити положення частинки на осі каналу в певний момент часу. Однозначний зв'язок положення частинки і кута розсіювання світла, для якого світло потрапить на ФЕП1, дозволяє відновити залежність інтенсивності розсіяного світла від кута розсіювання. Одночасно з індикатрисою світлорозсіювання вимірюється також сигнал флюоресценції (об'єктив 1, фотопомножувач ФЕП2). Для вимірювання поляризаційних індикатрис використовується два поляризатори (П1, П2), світлоподільний куб (СПК) та фотопомножувач ФЕП3, сигнал з якого надходить на окремий канал АЦП. Змінюючи кути обертання поляризатора і аналізатора, вимірюють всі елементи матриці розсіювання.

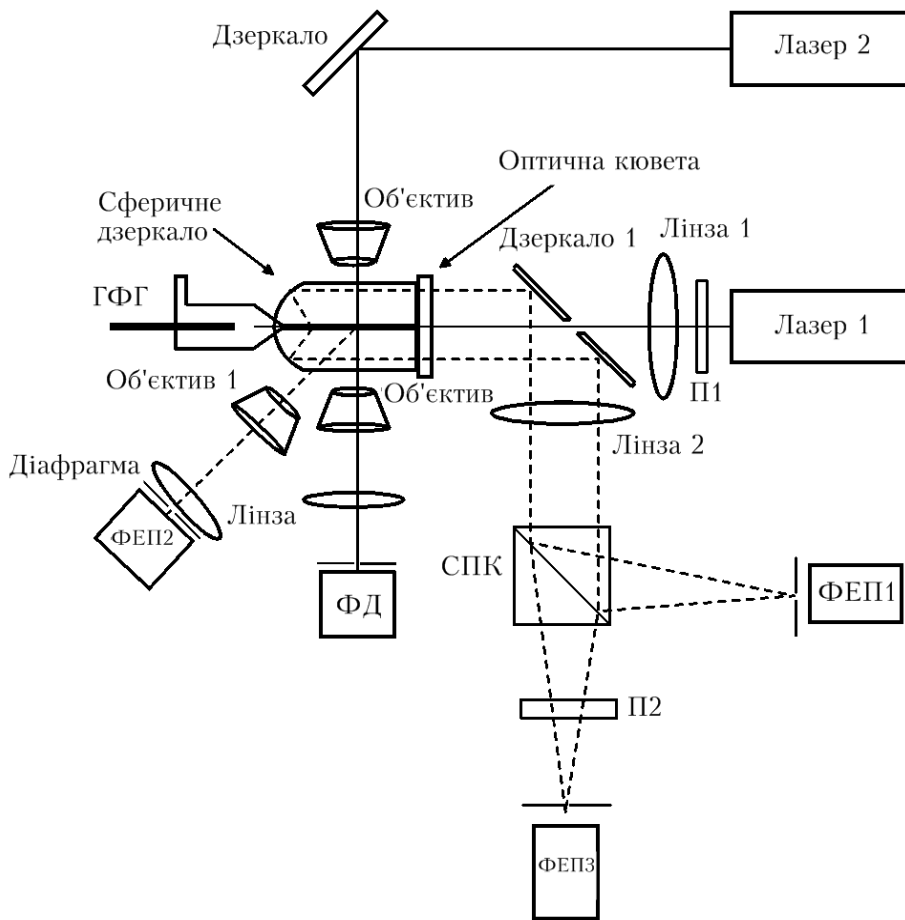


Рисунок 1.6 – Оптична схема поляризаційного скануючого проточного цитометра [48]

Перевагою такої схеми є висока швидкодія, що може досягати до 500 частинок в секунду. Пристрій забезпечує визначення розмірів частинок ПВС з похибкою 2–5 % для різних режимів роботи. Недоліком є необхідність високоточного прецизійного виконання оптичної схеми, зокрема, необхідно точно сумістити оптичну кювету з ламінарним коаксіальним потоком товщиною 10–30 мкм та промінь основного лазера, а також дзеркало, світлоподільний куб, фотоприймачі та поляризатори. Все це значно підвищує вартість обладнання. Частинок складної форми деформуються при русі в потоці. Діаметр потоку створеного гідрофокусуною головкою обмежує дослідження частинок величиною понад 20–30 мкм, а також їх лінійних та сферичних комбінацій.

У лазерному дифрактометрі [44, 66] випромінювання лазера направляється на кювету з суспензією і дифрагує (рис. 1.7). Дифракційна картинка (ДК), що утворюється, за допомогою детектора перетворюється в комп'ютерне зображення. Зображення обробляється і обчислюється діаметр дифракційних кілець у виділеному перерізі ДК. Вимірювання може проводитись при використанні прямого (див. рис. 1.7а) та зворотного розсіювання (див. рис. 1.7б). Застосування зворотного розсіювання дозволяє вимірювати частинки меншого розміру.

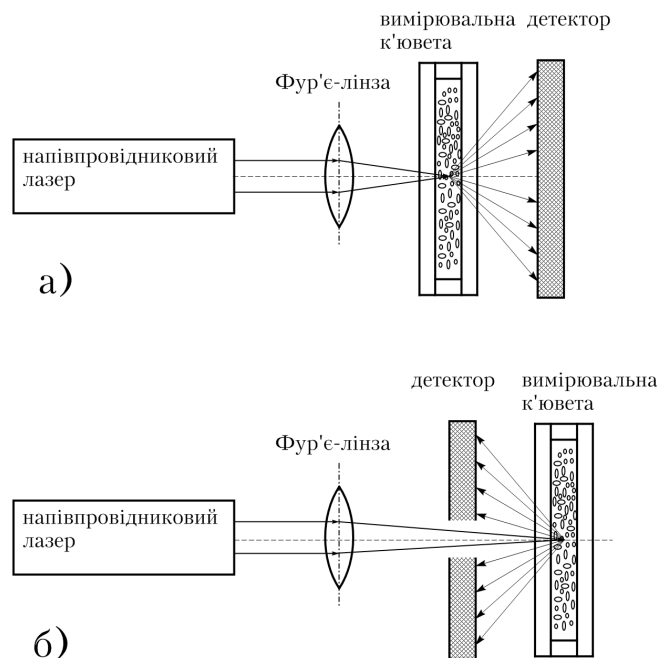


Рисунок 1.7 – Схема лазерної дифрактометрії на основі:
 а) прямого та б) зворотного розсіювання

У випадку дифракції на суспензії частинок ПВС, дифракційна картина має вид системи концентричних кілець. Для дослідження частинок ПВС у розчинах різної осмолярності методом лазерної дифрактометрії, слід підготувати зразок так, щоб оптична товщина шару була мала, що необхідно для забезпечення умов однократного розсіювання. Частинки ПВС на досліджуваному зразку повинні мати рівномірний розподіл по поверхні та утворювати моношар. Недоліком лазерної дифрактометрії є те, що ДК характеризує усереднені параметри для всієї суспензії частинок, а отримати характеристики окремої частинки немає можливості.

У роботі [67] запропоновано досліджувати седиментацію (осідання) частинок полідисперсної рідини у крапельній пробі (рис. 1.8) на основі методу фотометрії. Крапельна проба освітлюється знизу джерелом випромінювання з довжиною хвилі 750–950 нм. Оптимальне значення підбирається відповідно характеристичним довжинам хвиль основних пігментів частинок.

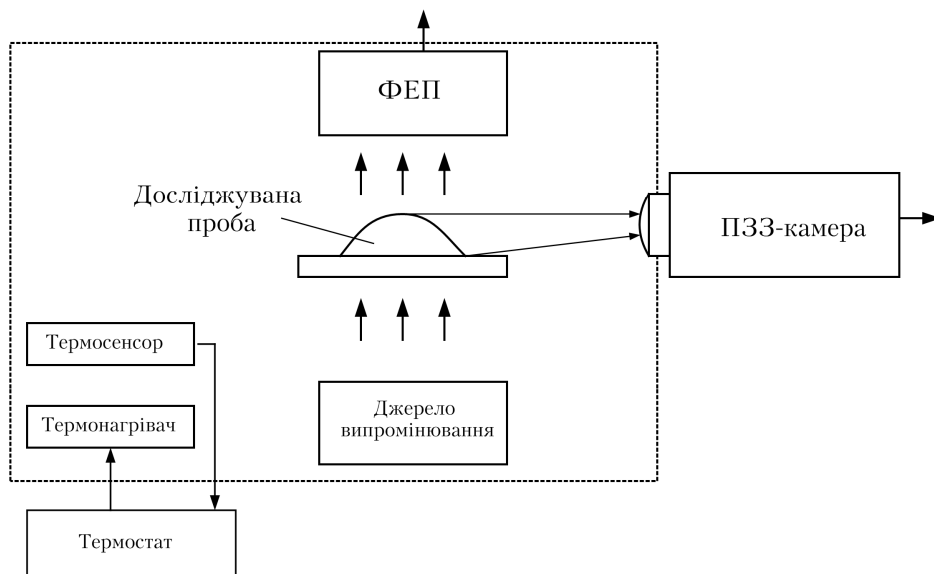


Рисунок 1.8 – Структурна схема експериментальної установки дослідження седиментації частинок у крапельній пробі на основі методу фотометрії

Величина світлового потоку, що пройшов через пробу вимірюється фотоелектронним помножувачем, ПЗЗ-камера збоку фіксує розсіяне краплею випромінювання. Здійснюється порівняння величини світлового потоку, що пройшов через пробу по вихідній напрузі ФЕП та

товщини шару осаду частинок, зареєстрованого ПЗЗ-камерою. Первинний вимірювальний перетворювач охоплений термостабілізатором та засобами підтримання вологості, що забезпечує стабільність крапельної проби протягом проведення експерименту. Результати оцінки осаду частинок ПВС за допомогою крапельної методики мають високу повторюваність. Недоліком схеми є неможливість аналізу окремих структурних агрегатів на мікрорівні.

Проаналізуємо структуру відомого поляриметра зображення наведено на рис. 1.9 [68]. Він містить джерело випромінювання з розширювачем пучка, поляризатор, досліджуваний зразок, аналізатор, двовимірний фотоприймач, комп'ютер. Як джерело випромінювання 1 використаний гелій-неоновий лазер ($\lambda=633$ нм, $P=3$ мВт), після якого розташовані поворотний пристрій регулятора інтенсивності випромінювання 2, з розміщеними в ньому лінійним поляризатором і $\lambda/4$ -пластинкою, і додатково введений перемішувач когерентності 5, що

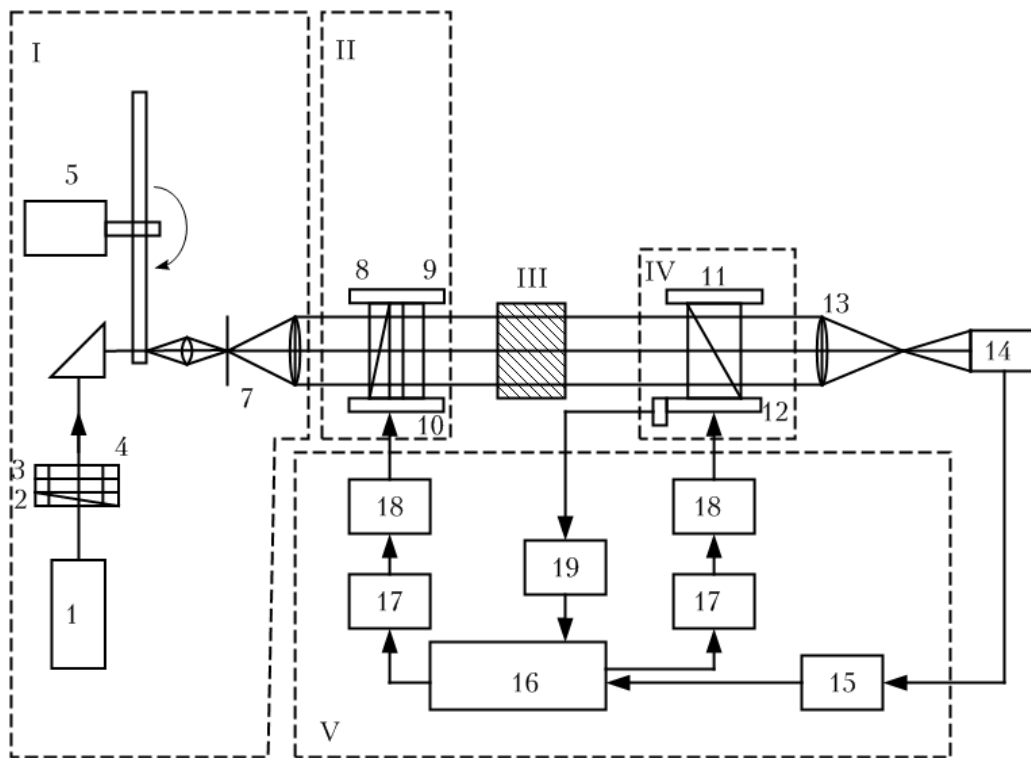


Рисунок 1.9 – Схема поляриметра зображення

У випадку використання лазерних джерел випромінювання для зображення є характерною спекл-структура (плямистість), що виникає за рахунок інтерференції випромінювання, дифрагованого на елементах оптичної схеми. Це усувається перемішувачем когерентності 5, що

являє собою шліфований скляний диск, що постійно обертається за допомогою електродвигуна. Внаслідок цього плями швидко рухаються по зображенню, і при усередненні за деякий досить великий у порівнянні з періодом обертання диску час їх дія зменшується. Поляризатор та аналізатор складені з лінійних поляризаторів 8, 11 і $\lambda/4$ -пластинок, розміщених у поворотних пристроях. Вхід комп'ютера 16 через інтерфейс 15 зв'язаний з відеокамерою 14, яка реєструє зображення зразка. Поворотні пристрої 12 приводяться у дію кроковими двигунами 18, які керуються з комп'ютера 17. Положення поляризатора визначається позиційним сенсором 19 та передається у комп'ютер. Недоліком цього пристрою є його обмеження для роботи на одній довжині хвилі, на яку налаштований лазер та $\lambda/4$ -пластинки компенсаторів. Розміри досліджуваного зразка обмежуються діаметром променя поляризатора 20 мм, що дає можливість аналізувати лише зразки біотканин і гуморальних рідин у кюветній камері. Поворотний пристрій повинен рухатись з кроком $0,001^\circ$, що вимагає прецизійних механічних вузлів.

1.4 Аналіз теоретичних методів розв'язання прямої і зворотної задач теорії перенесення поляризованого випромінювання у ПВС

Однією з особливостей ПВС є оптична м'якість досліджуваних частинок, тобто показник заломлення частинок близький до навколишнього середовища. При цьому виконується умова $|m-1| \ll 1$, де m – відносний показник заломлення. Це дозволяє використовувати для аналізу перенесення випромінювання разом з точними методами і різного роду наближення. У теорії розсіювання світла малими частинками, що знаходяться у завислому стані у рідинах, розроблені різні підходи, область застосування і ефективність яких залежить від конкретних умов.

Аналітичні і чисельні методи для обчислення розсіяного випромінювання базуються на розв'язуванні рівнянь Максвелла. Всі методи можна розділити на дві категорії: методи, засновані на диференціальному представленні, що дозволяють обчислити розсіяне поле за допомогою розв'язування векторного хвильового рівняння в частотній або часовій області і методи, засновані на представленні рівнянь Максвелла об'ємними або поверхневими інтегральними рівняннями. При цьому

передбачається, що щільність частинок в дисперсному середовищі низька і ефектами багатократного розсіювання можна нехтувати, тому при цьому може бути застосована теорія однократного розсіювання.

Класичним методом розв'язування задачі розсіювання світла довільною частинкою є метод розділення змінних (separation of variables method — SVM). Одним з найпростіших прикладів методу розділення змінних є точний розв'язок задачі розсіювання плоскої електромагнітної хвилі на однорідній ізотропній кулі – теорія Мі [69, 70]. Оскільки розділення змінних в сферичній системі координат є складною задачею, особливо для поглинаючих частинок, область застосування методу SVM до сфероїдальних частинок обмежена розміром дифракційного параметра 40 [63, 71].

Метод кінцевих елементів (finite elements method — FEM) заснований на диференціальному представленні, при цьому розсіювач є обмеженою областю, яка розбивається на велике число об'ємних елементів (10–20 елементів на довжину хвилі) [69]. Невідоме поле визначається у вузлах цих елементів з урахуванням граничних умов. Основною перевагою методу FEM є те, що він дозволяє легко моделювати неоднорідні частинки і частинки довільної форми. Проте метод кінцевих елементів вимагає більших витрат часу на обчислення і не дозволяє моделювати частинки з дифракційним параметром більше 10 [63].

Основою методу дискретної дипольної апроксимації (discrete dipole approximation — DDA) (інша назва метод зв'язаних диполів) [72], є розбиття частинки на N елементарних диполів, що поляризуються. Електромагнітний відгук диполів на локальне електричне поле відомий. Збуджуюче поле диполя є суперпозицією зовнішнього поля і розсіяних полів всіх інших диполів. Це дозволяє записати систему з N лінійних рівнянь для N полів, що збуджують N диполів. Найбільш важлива перевага методу DDA – можливість використання до частинок довільної форми, неоднорідних і анізотропних. Недоліком DDA є обмежена кількість диполів точність, що пов'язана з витратами часу на обчислення, особливо для частинок з великим розміром.

Метод Т-матриць (T-matrix method — ТММ) базується на розкладанні падаючої на частинку плоскої електромагнітної хвилі, а також розсіяного і внутрішнього полів частинки через векторні сферичні гармоніки. Основним недоліком методу ТММ є втрата його ефективно-

сті для частинок з великим параметром асиметрії. Основна перевага методу ТММ полягає в його високій точності, швидкості обчислень для розсіювачів з обертальною симетрією і можливості обчислювати світлорозсіювальні характеристики хаотично орієнтованих частинок з дифракційним параметром більшим 100 [69].

Використання теорії світлорозсіювання дозволяє отримувати інформацію про довільний розсіюючий об'єкт. Проте ці розрахунки трудомісткі і отримувана інформація складна для аналізу. Простішу для аналізу інформацію можна отримувати за допомогою наближених методів. Наближені теорії можуть привести до аналітичних виразів, які дають більше розуміння фізичної суті процесів, ніж чисельні значення, отримані точними методами. Основним недоліком всіх наближень є нечітка визначеність меж їх застосування, оскільки їх точність сильно залежить від форми частинки і від того, яку саме величину потрібно обчислити. Застосування наближених методів пов'язане з певними областями значень фундаментальних характеристик речовини: дифракційного параметра ρ і відносного показника заломлення m .

Для оптично м'яких частинок, що задовольняють умову $|m - 1| \ll 1$ та $|m - 1|kd \ll 1$, застосовується наближення Релея–Ганса–Дебая (РГД). При цьому поле всередині частинки вважається рівним полю падаючої хвилі. РГД-наближення дозволяє описувати кутові характеристики розсіювання та широко використовується для знаходження характеристик світлорозсіювання різних моделей, включаючи полідисперсні ансамблі.

Для знаходження характеристик світлорозсіювання суспензій частинок за умови, що $kd \gg 1$, $\Delta \gg 1$ (Δ – фазовий зсув променя, що пройшов через центр частинки), можна скористатися наближенням променевої оптики. В рамках цього наближення розсіяне частинкою поле визначається двома складовими: геометрооптичною і дифракційною. Дифракційна складова визначається дифракцією Фраунгофера.

Різні апроксимаційні підходи для оптично м'яких частинок мають обмежені області застосування, що може привести до значних помилок і невірної інтерпретації отриманих результатів. Проте простота фізичних механізмів, що лежить в основі апроксимацій, дозволяє отримувати прості для розуміння аналітичні рішення.

Найбільш повно поляризаційні характеристики світлових полів описуються у термінах параметрів вектора Стокса [74]

$$S_0 = S(S_0, S_1, S_2, S_3), \quad (1.7)$$

де S_i – параметри вектора Стокса, які мають такий вигляд:

$$S_0 = I_0 + I_{90}, \quad S_1 = I_0 - I_{90}, \quad S_2 = I_{+45} - I_{-45}, \quad S_3 = I_{\parallel} - I_{\perp},$$

де I_0 , I_{90} , I_{+45} , I_{-45} – інтенсивності ортогонально лінійно-поляризованих компонент оптичного поля, I_{\parallel} , I_{\perp} – інтенсивності право- та лівоциркулярно поляризованих складових в електромагнітному полі.

Якщо A і B – амплітуди x - і y -компонентів електричного вектора, $\delta = \delta_x - \delta_y$ – зсув фаз між ними, то параметри Стокса S_0 , S_1 , S_2 , S_3 визначаються таким чином:

$$S_0 = \langle A^2 + B^2 \rangle, \quad S_1 = \langle A^2 - B^2 \rangle, \quad S_2 = \langle 2AB \cos \delta \rangle, \quad S_3 = \langle -2AB \sin \delta \rangle. \quad (1.8)$$

Дужки означають усереднення по проміжку часу, який необхідно для реєстрації світла. Будь-який поляризуючий елемент змінює вектор Стокса і відповідне перетворення описується матрицею Мюллера 4×4 .

1.5 Аналіз сучасних промислових засобів контролю концентрацій частинок ПВС

Сучасні промислові засоби контролю стану ПВС відрізняються кількістю і складом контрольованих параметрів. Існує два способи розташування засобу контролю:

- безпосередньо у водному об'єкті у вигляді плаваючого вимірювального буя; зонда, що занурюється у глибину чи тягнеться за судном;
- стаціонарного засобу контролю, у який передаються проби з водного об'єкту, взяті у визначений час з певної глибини у заданій точці.

У результаті роботи засобу контролю формуються гідрофізичні поля певних параметрів контролю та робиться висновок про їх відповідність встановленим нормам.

Прилад РС-2100 (виробництва ОМЕС, КНР) [75] є автоматизованим аналізатором та використовується для роботи у режимі *in vitro*. Підрахунок і розділення частинок ПВС проводиться кондуктометрич-

ним методом. Об'єм досліджуваної проби складає 12 мкл. Час одного вимірювання складає 15 с, однак, враховуючи витрати часу на підготовку зразків, швидкодія роботи складає 30 тестів на годину. Прилад дозволяє визначати чисельну концентрацію частинок ПВС з похибкою не більшою 2%. Однак використання кондуктометричного методу не дозволяє отримати високу чутливість пристрою, а, відповідно, і достовірно розрізняти частинки ПВС різних типів. Тому вимірювання концентрацій частинок реальних ПВС, що містить 50–300 типів частинок, не є достовірним. Порівняльну таблицю засобів контролю концентрацій частинок ПВС наведено в табл. 1.2.

Аналізатор EPICS ALTRA HyPerSort (Beckman Coulter, Inc., США) призначений для дослідження частинок ПВС методом скануючої проточної цитометрії [76]. Прилад дозволяє розрізнити типи частинок ПВС без використання флуоресцентних препаратів лише по індикаторам світлорозсіювання, що зменшує вартість додаткових препаратів та збільшує швидкодію проведення одного аналізу. Загалом, при використанні цього методу, швидкодія досягає 500 частинок за секунду, відповідно 30–60 с на проведення тесту для одного зразка. Однак поляризаційна скануюча цитометрія вимагає прецизійного виконання оптичної схеми, що значно підвищує вартість обладнання у порівнянні з попереднім методом. Крім того метод не дозволяє вивчати кінетику процесу взаємодії та зміни властивостей окремих частинок.

Лазерний дифрактометр Analysette-22 NanoTec (виробництва Fritish Laborgeräte, Німеччина) [66] призначений для контролю параметрів частинок ПВС у межах від 10 нм до 2 мм універсального призначення. Пристрій працює на основі методу лазерної дифрактометрії, та дозволяє формувати дифракційні зображення для прямого та зворотного розсіювання шару ПВС. Джерелом випромінювання є напівпровідниковий лазер потужністю 7 мВт та довжиною хвилі 655 нм. Час вимірювання однієї проби складає біля 2 хв. і визначається переважно тривалістю підготовки проби, безпосередньо вимірювання триває лише 10 с. Оскільки пристрій працює лише на одній довжині хвилі, то він має обмежені можливості щодо дослідження світлорозсіювальних параметрів частинок, а, відповідно, і їх розділення та класифікації за типами. Також інтегральні показники розсіювання не дозволяють аналізувати властивості окремих частинок ПВС.

Таблиця 1.2 – Сучасні засоби контролю концентрацій частинок ПВС

	RC-2100	EPICS ALTRA NuPerSort	Analysette-22 NanoTec	МЕКОС-Ц2
Метод	кондукто- метричний	скануюча проточна цитометрія	лазерна дифракто- метрія	автомати- зована мікроскопія
Об'єм проби, мкл	12	10	500	10
Відносна похибка вимірювання кон- центрації частинок ПВС з малою кількістю видів частинок, %	2	2	5	5
з великою кількіс- тю видів частинок, %	>30	10	>20	12
Швидкодія, хв.	2	2	2	5–10
Ціна, грн.	8000	2 800 000	100 000	80 000
Переваги	Простота, висока швидкодія	Висока швид- кодія	Висока швидкодія	Використо- вуються вдо- сконалені традиційні методики ві- зуальної мік- роскопії
Недоліки	Важко роз- пізнати тип частинок у складних ПВС, низь- ка вірогід- ність конт- ролю	Не врахову- ються спект- ральні та по- ляризаційні властивості частинок, ви- сока вартість	Інтегральні показники розсіювання не дозволя- ють аналізу- вати власти- вості окремих частинок	Не врахову- ються спект- ральні та по- ляризаційні властивості частинок, ни- зька швидко- дія
Оціночна вірогід- ність контролю	~ 0,6	~ 0,85	0,7	0,9
Додаткові можливості	автоматич- на підгото- вка проби	розпізнавання частинок за індикатрисами	автоматична підготовка проби	автоматизо- вана обробка зображень

Комплекс автоматизованої мікроскопії МЕКОС-Ц2 [77] відноситься до універсальних засобів контролю стану ПВС. Програмне забезпечення дозволяє виділяти та підраховувати клітини певного типу на основі обробки цифрових зображень. При цьому середня похибка сортування складає до 5 %.

Перевагою автоматизованої мікроскопії є можливість використання традиційних методик візуальної мікроскопії та порівняння на основі даних з атласів-визначників фітопланктону. Також використовується розпізнавання видів частинок фітопланктону на основі порівняння їх геометричних параметрів [57, 58]. Комплекс має вбудовані засоби калібрування, що дозволяє отримувати стабільні та повторювані результати, які відповідають міжнародним стандартам до лабораторного обладнання.

1.6 Висновки та обґрунтування напрямку досліджень

Отже, в результаті здійсненого аналізу сучасних методів і засобів контролю концентрацій частинок ПВС виявляється необхідність в подальшому розвитку оптичних методів, розробці автоматизованих засобів та створенні експериментальних методик їх контролю, які дозволяють підвищити швидкодію, об'єктивність і вірогідності контролю, що є, у свою чергу, неодмінною умовою забезпечення оперативного оцінювання рівня забруднення природних водних об'єктів.

Таким чином, на підставі вище означеного сформульовані завдання цієї роботи:

- розробити спектрополяриметричний метод контролю концентрацій частинок ПВС, що дозволить підвищити вірогідність контролю;
- удосконалити математичні моделі перенесення випромінювання у ПВС та формування спектрополяриметричних зображень частинок у первинному вимірювальному перетворювачі і оптичній системі засобу контролю, що дозволить врахувати особливості їх форми і внутрішньої структури, спектральні і поляризаційні властивості;
- розробити автоматизований засіб контролю концентрацій частинок ПВС на основі запропонованого спектрополяриметричного методу, скласти рівняння перетворення інформативного сигналу у засобі контролю та дослідити його метрологічні характеристики;

- обґрунтувати вибір мінімально можливої кількості оптимальних значень характеристичних довжин хвиль та кутів обертання поляризатора і аналізатора, що дозволить підвищити швидкодію при заданому значенні вірогідності контролю концентрацій частинок ПВС;
- розробити алгоритмічне і програмне забезпечення засобу контролю концентрацій частинок ПВС для здійснення обробки спектрополяриметричних зображень, оптимізації кількості зображень, розпізнавання типів частинок та обчислення співвідношення між ними, що дозволить оцінювати рівень забруднення природних водних об'єктів;
- здійснити експериментальні дослідження ПВС та оцінку адекватності розроблених математичних моделей; удосконалити експериментальні методики оцінки стану ПВС для контролю забруднення водних об'єктів навколишнього природного середовища.

Результати, викладені у розділі 1, опубліковані у роботах [54, 78–87].

РОЗДІЛ 2

РОЗРОБЛЕННЯ МАТЕМАТИЧНИХ МОДЕЛЕЙ ПЕРЕНЕСЕННЯ ВИПРОМІНЮВАННЯ ОБ'ЄКТОМ КОНТРОЛЮ ТА ПЕРВИННИМ ВИМІРЮВАЛЬНИМ ПЕРЕТВОРЮВАЧЕМ

2.1 Розроблення математичних моделей перенесення випромінювання однорідними частинками ПВС

Морфологічні характеристики частинок ПВС 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 у ПВС зводиться до розгляду характеристик розсіювання і поглинання окремих частинок з подальшим врахуванням концентраційних ефектів і полідисперсності суспензії [69].

2.1.1 Математичне моделювання перенесення випромінювання сферичними частинками. Розглянемо узагальнену математичну модель однорідних частинок ПВС. 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 [69–71, 88, 89] та може бути використана для моделювання однорідних частинок ПВС з формою близькою до сферичної. Результати моделювання можуть порівнюватись з результатами вимірювань для латексних суспензій з відо-

ними розмірами частинок. Нехай на сферичну частинку падає лінійно поляризована хвиля (рис. 2.1), коливання електричного вектора E збігається з віссю OX , магнітного H – з віссю OY .

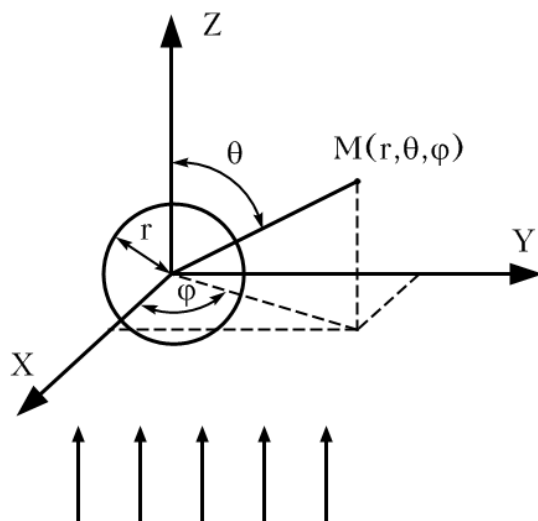


Рисунок 2.1 – Світлорозсіювання однорідних сферичних частинок

У основі розв’язування проблеми світлорозсіювання на однорідній сфері лежать рівняння Максвелла. Поєднуючи розв’язки для полів всередині і зовні частинки і використовуючи розкладання плоскої хвилі по сферичних гармоніках, Мі отримав вирази для амплітуд хвиль, розсіяних частинкою у всіх напрямках. Компоненти поля розсіяного випромінювання можуть бути представлені у вигляді суми окремих парціальних хвиль [69]:

$$E_{\varphi}^s = \frac{-\sin \varphi}{k} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l); \quad (2.1)$$

$$E_{\theta}^s = \frac{\cos \varphi}{k} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (b_l Q_l + c_l S_l); \quad (2.2)$$

$$H_{\varphi}^s = \frac{\cos \varphi}{k_0} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (b_l Q_l + c_l S_l); \quad (2.3)$$

$$H_{\theta}^s = \frac{\sin \varphi}{k_0} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l), \quad (2.4)$$

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_p) сферизованої частинки ПВС об'ємом V_p

$$D_p = 2\sqrt[3]{\frac{3V_p}{4\pi}}. \quad (2.5)$$

Дифракційний параметр частинки

$$\rho = (\pi D_{er} / \lambda) m_0, \quad (2.6)$$

де λ – довжини хвилі падаючого випромінювання у вакуумі; m_0 – показник заломлення середовища.

Як показано в роботі [70], 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 :

$$c_l = \frac{\psi_l(\rho)\psi'_l(m\rho) - m\psi'_l(\rho)\psi_l(m\rho)}{\xi_l(\rho)\psi'_l(m\rho) - m\xi'_l(\rho)\psi_l(m\rho)}; \quad b_l = \frac{\psi'_l(\rho)\psi_l(m\rho) - m\psi_l(\rho)\psi'_l(m\rho)}{\xi'_l(\rho)\psi_l(m\rho) - m\xi_l(\rho)\psi'_l(m\rho)}, \quad (2.7)$$

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 [70]. Тоді на основі (2.1)–(2.4) для φ -складової та θ -складової інтенсивності розсіяного випромінювання отримаємо

$$I_\varphi = I_0 \frac{\sin^2 \varphi}{k^2 r^2} \left| \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l) \right|^2, \quad (2.8)$$

$$I_{\theta} = I_0 \frac{\cos^2 \varphi}{k^2 r^2} \left| \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l S_l + b_l Q_l) \right|^2, \quad (2.9)$$

де I_{θ} – інтенсивність падаючого потоку випромінювання.

Обчислимо амплітуди парціальних хвиль та визначимо індикатриси для інтенсивності розсіяного випромінювання (рис. 2.2).

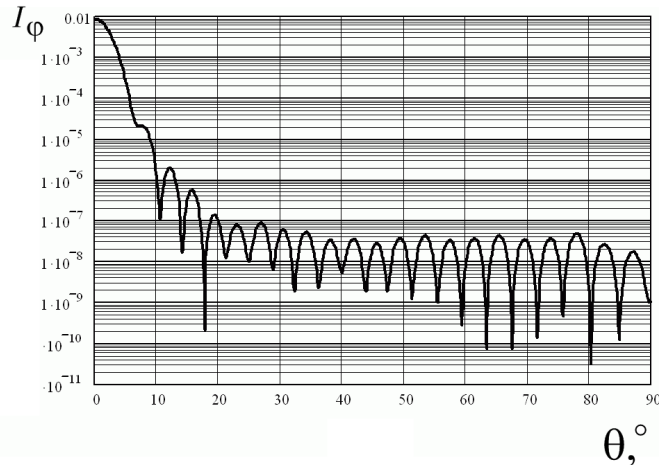


Рисунок 2.2 – Логарифмічна індикатриса інтенсивності для φ -складової розсіяного випромінювання

Моделювання індикатрис проведено у Mathcad 13.0. Основна частина енергії інтенсивності розсіяного випромінювання для частинок ПВС зосереджена у основній пелюстці індикатриса. 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 ПВС і неприйнятна для аналізу частинок більш складної форми та внутрішньої структури.

2.1.2 Математична модель перенесення випромінювання завислими частинками складної форми. У роботі [85] використовується модель частинок у вигляді циліндра висотою h та діаметром D з сферичною увігнутою основою, мінімальна товщина частинки h_0 (рис. 2.3). 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.

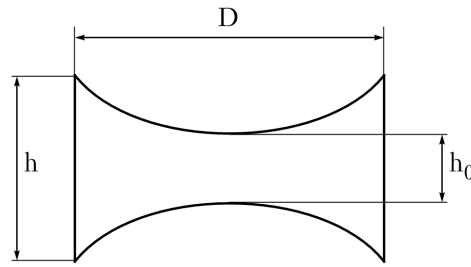


Рисунок 2.3 – Модель частинки ПВС у вигляді кругового циліндра

Зміну форми сфероїдальних частинок ПВС, а також утворення лінійних агломератів частинок можна моделювати за допомогою овалів Кассіні, що описуються у декартовій системі координат рівнянням

$$(x^2 + y^2)^2 - 2c^2(x^2 - y^2) = a^4 - c^4, \quad (2.10)$$

де a та c – константи.

Рівняння має явний розв'язок у декартовій системі координат

$$y = \pm k_1 \sqrt{\sqrt{a^4 + 4c^2x^2} - x^2 - c^2}, \quad (2.11)$$

де введений коефіцієнт k_1 для підгонки моделі до реальних розмірів.

У полярній системі координат рівняння овалу Кассіні

$$\rho^4 - 2c^2\rho^2 \cos 2\varphi = a^4 - c^4, \quad (2.12)$$

що дає наступний розв'язок відносно ρ

$$\rho = \pm \sqrt{c^2 \cos 2\varphi \pm \sqrt{c^4 \cos^2 2\varphi + a^4 - c^4}}. \quad (2.13)$$

При певних значеннях параметрів профіль частинки визначений за допомогою електронного мікроскопа близький до овалу Кассіні (рис. 2.4). Це доводить адекватність вибраних моделей та можливість їх застосування.

Похідним параметром, який визначає зміну форми частинки ПВС 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 ПВС відносно водного середовища є комплексною величиною $m_k = m + i\chi$. У вікні прозорості $\lambda = 0,6 - 1$ мкм реальна частина відносного показника заломлення частинок ПВС близька

до одиниці, тому вони є оптично м'якими частинками [91]. Показник заломлення частинок визначається концентрацією пігментів та їх питомими показниками заломлення у заданому діапазоні довжин хвиль.

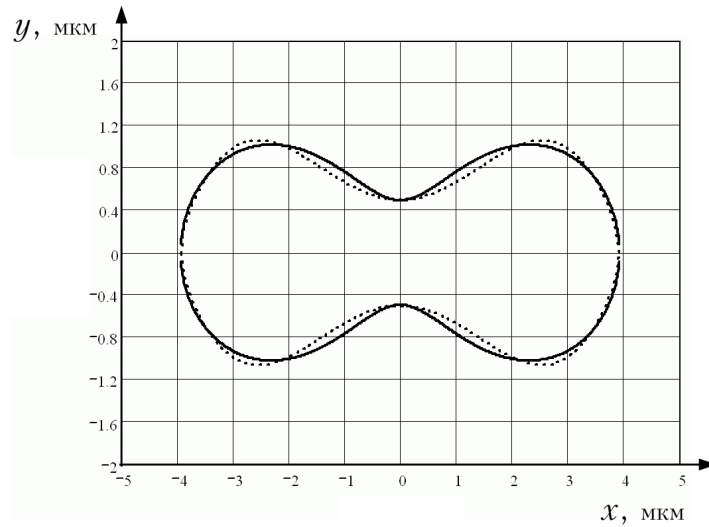


Рисунок 2.4 – Модель частинки ПВС на основі овалу Кассіні

При виконанні умови $\rho \gg 1$ для моделювання світлорозсіювання частинками можна використати наближення геометричної оптики, при якому падаючу плоску хвилю можна представити у вигляді великої кількості променів, поведінка яких на межі поділу двох середовищ відповідає формулам Френеля та закону Снеліуса [71]. Схема поширення світлових променів у частинці за методом геометричної оптики показана на рис. 2.5.

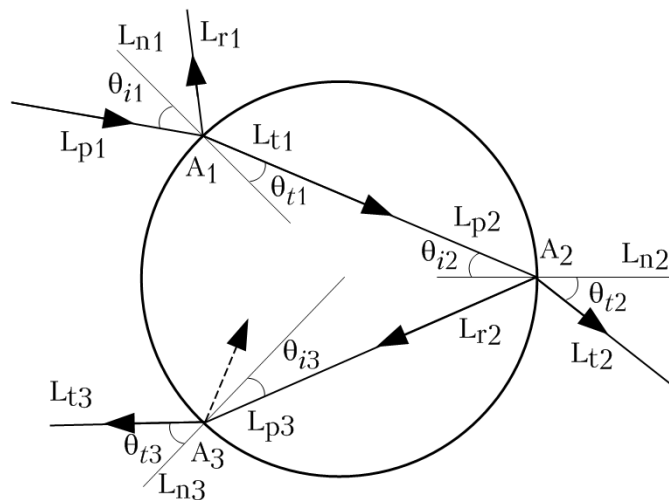


Рисунок 2.5 – Поширення світлових променів у частинці за методом геометричної оптики

Будемо розділяти промені з площиною поляризації, що лежить у площині падіння (p) та перпендикулярні площині падіння (s). Промені, отримані при відбитті і заломленні початкового променя, називаються похідними, так, у точці A_1 утворюються промені першої похідної. Промені мають такі властивості: падаючий L_{pi} , відбитий L_{ri} і заломлений L_{ti} промені лежать у одній площині, утвореній падаючим променем L_{pi} та нормаллю до поверхні частинки L_{ni} ; всі похідні p -променя – p -промені, а s -променя – s -промені; інтенсивність падаючого променя рівна сумі інтенсивностей його похідних.

На початку розрахунку тривимірне рівняння поверхні частинки задане у сферичній системі координат перетворюється в декартову систему:

$$\rho(\varphi, \theta) = \pm \sqrt{c^2 \cos 2\varphi \pm \sqrt{c^4 \cos^2 2\varphi + a^4 - c^4}}; \quad (2.14)$$

$$\begin{cases} x = \sin(\varphi) \cos(\theta) \rho(\varphi, \theta); \\ y = \sin(\varphi) \sin(\theta) \rho(\varphi, \theta); \\ z = \cos(\theta) \rho(\varphi, \theta). \end{cases} \quad (2.15)$$

Падаючий промінь L_{p1} задаємо параметричною прямою

$$L_{p1} = \begin{pmatrix} m_{p1_0} \cdot t + x_{A0} \\ m_{p1_1} \cdot t + y_{A0} \\ m_{p1_2} \cdot t + z_{A0} \end{pmatrix}, \quad (2.16)$$

де $m_{p1} = \begin{pmatrix} m_{p1_0} \\ m_{p1_1} \\ m_{p1_2} \end{pmatrix}$ – вектор, колінеарний падаючому променю;

$A_0(x_{A0}, y_{A0}, z_{A0})$ – початкова точка поверхні падаючої хвилі.

Шукаємо точку перетину $A_1(x_{A1}, y_{A1}, z_{A1})$ падаючого променя L_{p1} та поверхні частинки $\rho(\varphi, \theta)$ вирішуючи чисельним методом систему рівнянь, починаючи ітерації з точки A_0

$$\begin{cases} m_{p1_0} \cdot t + x_{A0} = \sin(\varphi) \cos(\theta) \rho(\varphi, \theta); \\ m_{p1_1} \cdot t + y_{A0} = \sin(\varphi) \sin(\theta) \rho(\varphi, \theta); \\ m_{p1_2} \cdot t + z_{A0} = \cos(\theta) \rho(\varphi, \theta). \end{cases} \quad (2.17)$$

Перевіряємо чи процес ітерацій дав правильний розв'язок, тобто чи точка на промені $L_{p1}(t_1)$ відповідає точці на поверхні частинки $\rho(\varphi_1, \theta_1)$. Оскільки система рівнянь (2.17) може мати декілька розв'язків, потрібно вибрати з них правильний. Далі необхідно побудувати нормаль до поверхні у точці перетину A_1 . Для цього необхідно знайти градієнт у цій точці. Оскільки здійснити це безпосередньо досить важко, використаємо полігональне наближення поверхні частинки. Обчислимо координати допоміжного трикутника, одна з вершин якого точка A_1 , а дві інші A_1' та A_1'' лежать у її околі. Нормаль m_{n1} , утворена до площини цього трикутника буде тим точніше збігатись з нормаллю до поверхні, чим менші розміри допоміжного трикутника будуть використані. Оскільки поверхні досліджуваних частинок не мають різких вигинів такий підхід є прийнятним

$$m_{n1} = m_{A_1 A_1'} \times m_{A_1 A_1''}. \quad (2.18)$$

Далі знайдемо векторний добуток вектора m_{p1} , колінеарного падаючому променю, та вектора m_{n1} нормалі до поверхні, отримавши таким чином вісь обертання, необхідну для обчислення відбитого і заломленого променів, та обчислюємо його нормоване значення:

$$m_{axic1} = m_{p1} \times m_{n1}; \quad (2.19)$$

$$m_{axic1_n} = \frac{m_{axic1}}{|m_{axic1}|}. \quad (2.20)$$

Обчислимо кут падіння θ_{i1} , як кут між векторами m_{p1} та m_{n1} . Для того, щоб знайти відбитий промінь L_{r1} у точці A_1 , знайдемо кут повороту $\theta_{rot1_1} = 2 \cdot \theta_{i1}$. Використавши матрицю повороту M_{rot1_1} на кут θ_{rot1_1} навколо осі заданої одиничним вектором m_{axic1_n} , знайдемо вектор m_{r1} колінеарний відбитому променю в точці A_1 [92]

$$m_{r1} = M_{rot1_1} \cdot m_{p1}. \quad (2.21)$$

Відповідний відбитий промінь L_{r1} у точці A_1 заданий параметрично

$$L_{r1} = \begin{pmatrix} m_{r1_0} \cdot t + x_{A1} \\ m_{r1_1} \cdot t + y_{A1} \\ m_{r1_2} \cdot t + z_{A1} \end{pmatrix}. \quad (2.22)$$

Використавши закон Снелліуса, обчислимо кут заломлення $\theta_{t1} = \arcsin(n_c \theta_{i1} / n_u)$, де n_1, n_2 – показники заломлення першого і другого середовища; n_u, n_c – показники заломлення частинки і навколишнього ПВС. Для того, щоб знайти заломлений промінь L_{t1} у точці A_1 знайдемо кут повороту $\theta_{rot1_2} = \pi + \theta_{i1} - \theta_{t1}$. Використавши матрицю повороту M_{rot1_2} на кут θ_{rot1_2} навколо осі, заданої одиничним вектором m_{axic1_n} , знайдемо вектор m_{t1} , колінеарний заломленому променю в точці A_1

$$m_{t1} = M_{rot1_2} \cdot m_{p1}. \quad (2.23)$$

Відповідний заломлений промінь L_{t1} у точці A_1 заданий параметрично

$$L_{t1} = \begin{pmatrix} m_{t1_0} \cdot t + x_{A1} \\ m_{t1_1} \cdot t + y_{A1} \\ m_{t1_2} \cdot t + z_{A1} \end{pmatrix}. \quad (2.24)$$

Заломлений промінь L_{t1} у точці A_1 є падаючим променем для точки A_2 $L_{p2} = L_{t1}$. Процедура пошуку відбитого і заломленого променя у точці A_2 повторюється. Однак слід врахувати, що у цьому випадку промінь поширюється з більш оптично щільного середовища частинки у менш оптично щільне середовища, а тому тут виникають явища повного внутрішнього відбиття та повної поляризації. Відповідно обчислимо кути повного внутрішнього відбиття та повної поляризації (кут Брюстера). При цьому коефіцієнти відбиття та пропускання обчислюються за формулами Френеля [74]. Моделювання коефіцієнтів відбиття та пропускання на межі двох середовищ – води та частинки – для випадку входження променя із води у частинку і навпаки, за фор-

мулами Френеля проведено у Mathcad 13.0, результати моделювання наведено на рис. 2.6.

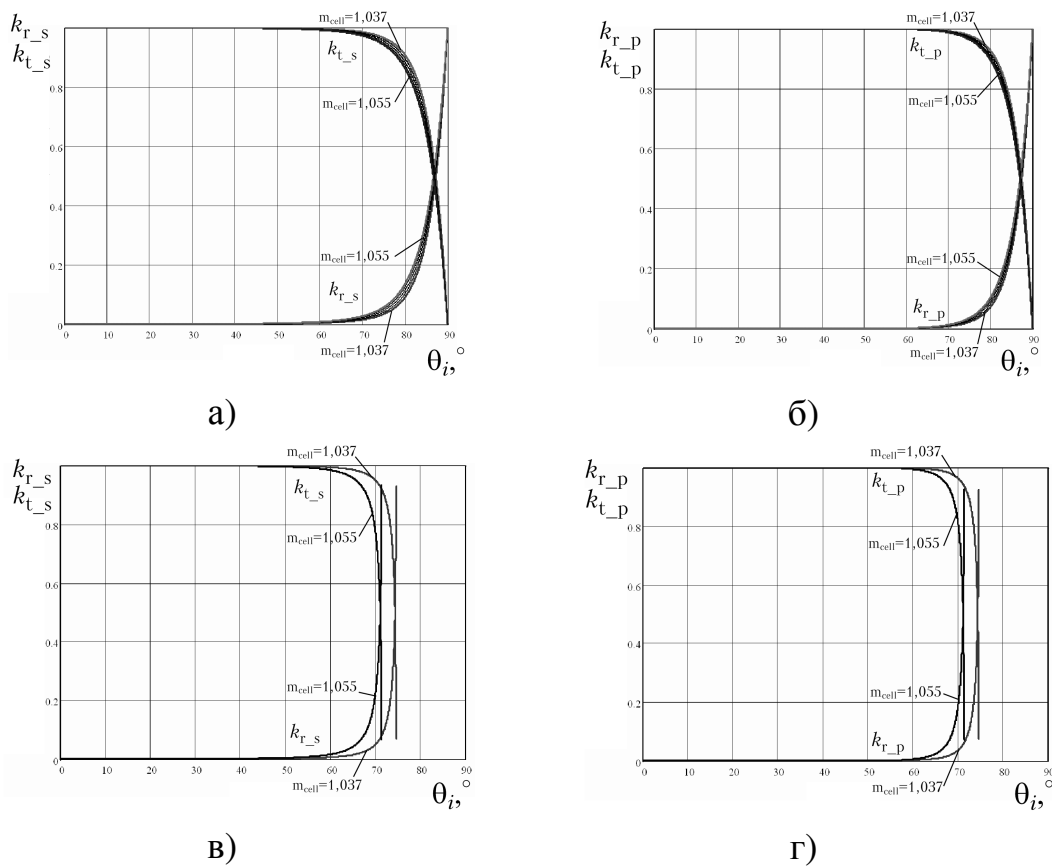
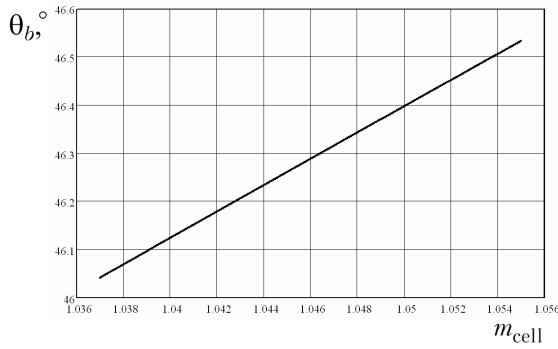


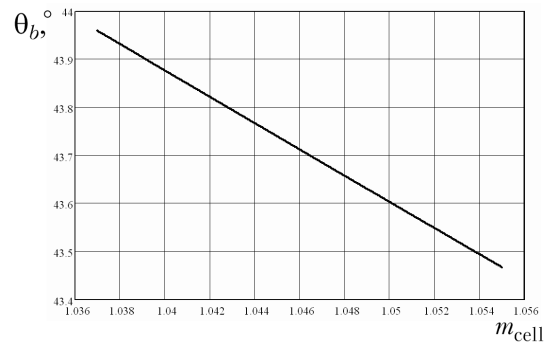
Рисунок 2.6 – Моделювання коефіцієнтів відбиття та пропускання на границі води та частинки для s-поляризації (а, в) та р-поляризації (б, г)

Кут повної поляризації (кут Брюстера) відповідає випадку, коли відбивається світло s-поляризації, а світло р-поляризації повністю проходить у середовище $\theta_b = \arctg(n_c/n_q)$. Результати моделювання впливу на кут Брюстера відносного показника заломлення частинки для випадку входження променя із води у частинку і навпаки, показано на рис. 2.7.

У випадку поширення променя з частинку у воду, тобто з середовища з більшим показником заломлення у середовище з меншим показником заломлення, може спостерігатись явище повного внутрішнього відбиття. Кут повного внутрішнього відбиття обчислюється за формулою $\theta_{pvv} = \arcsin(n_c/n_q)$. Результати моделювання впливу на кут повного внутрішнього відбиття відносного показника заломлення частинки показано на рис. 2.8.



а)



б)

Рисунок 2.7 – Моделювання впливу на кут Брюстера відносного показника заломлення частинки, для випадку входження променя із води у частинку (а) і навпаки (б)

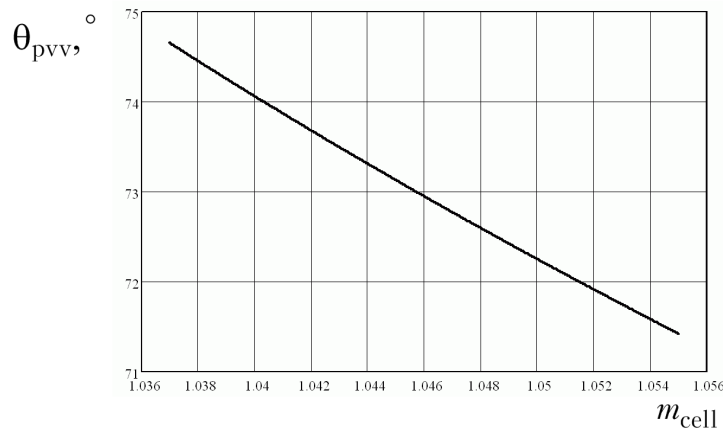


Рисунок 2.8 – Моделювання впливу на кут повного внутрішнього відбиття відносного показника заломлення частинки

Далі повторимо процес знаходження похідних падаючого променя для точок $A_2, A_3 \dots A_{max}$. Процес можливо зупинити, коли внесок наступної похідної променя стане меншим заданої похибки моделювання. Після знаходження всіх похідних променів визначаються точки їх перетину з площиною вихідного екрана. Розраховуються довжини відрізків $A_0 A_1, A_1 A_2, A_2 A_{e1} \dots$, які проходить кожний промінь, та фаза коливання у вихідній точці з врахуванням різних відносних коефіцієнтів заломлення на кожному відрізку

$$\varphi_{s_Ae} = \frac{2 \cdot \pi \cdot n (m_c L_{A0A1} + m_q L_{A1A2} + m_c L_{A2Ae})}{\lambda}, \quad (2.25)$$

де n – абсолютний коефіцієнт заломлення середовища; m_c , m_q – відносні коефіцієнти заломлення на кожному з відрізків; $L_{A_0A_1}$, $L_{A_1A_2}$, $L_{A_2A_e}$ – довжини відповідних відрізків; λ – довжина хвилі падаючого випромінювання у вакуумі.

При цьому необхідно також додавати зсув фази на π при кожному відбитті. У кожній точці, у якій відбувається відбиття і заломлення, тобто утворення похідних променів, обчислюється коефіцієнти відбиття і пропускання для s - і p -компонент падаючого випромінювання. Перемноживши відповідні складові коефіцієнтів відбиття і пропускання на всіх відрізках, можна знайти амплітуду коливання у точці A_{e1} :

$$I_{Ae_s2} = I_{A0_s} k_{t_s_A1} k_{t_s_A2}; \quad (2.26)$$

$$I_{Ae_s4} = I_{A0_s} k_{t_s_A1} k_{p_s_A2} k_{p_s_A3} k_{t_s_A4}; \quad (2.27)$$

$$I_{Ae_s6} = I_{A0_s} k_{t_s_A1} k_{p_s_A2} k_{p_s_A3} k_{p_s_A4} k_{p_s_A5} k_{t_s_A6} \dots \quad (2.28)$$

Якщо взяти одиничну амплітуду початкового коливання, то достатньо обчислити лише відповідні результуючі коефіцієнти пропускання:

$$k_{t_s_Ae_2} = k_{t_s_A1} k_{t_s_A2}; \quad (2.29)$$

$$k_{t_s_Ae_4} = k_{t_s_A1} k_{p_s_A2} k_{p_s_A3} k_{t_s_A4}; \quad (2.30)$$

$$k_{t_s_Ae_6} = k_{t_s_A1} k_{p_s_A2} k_{p_s_A3} k_{p_s_A4} k_{p_s_A5} k_{t_s_A6} \dots \quad (2.31)$$

Як видно з рис. 2.8, для кутів падіння до 60° коефіцієнт пропускання для досліджуваних оптично м'яких частинок близький до одиниці, а коефіцієнт відбиття близький до нуля. Відповідно амплітуда сигналу для променів другої похідної перевищує амплітуду сигналів для променів четвертої та шостої похідної більш ніж на три-чотири порядки. Тобто, якщо їх відкинути, то методична похибка моделювання світлорозсіювання для таких оптично м'яких частинок буде не більшою 0,1%.

Відповідно представивши коливання у комплексному вигляді, можливо обчислити їх дійсну та уявну складові:

$$k_{\text{Re}_{t_s_Ae}} = k_{t_s_Ae} \cos(\varphi_{s_Ae}); \quad (2.32)$$

$$k_{\text{Im}_{t_s_Ae}} = k_{t_s_Ae} \sin(\varphi_{s_Ae}); \quad (2.33)$$

$$k_{\text{Re}_{t_p_Ae}} = k_{t_p_Ae} \cos(\varphi_{p_Ae}); \quad (2.34)$$

$$k_{\text{Im}_{t_s_Ae}} = k_{t_s_Ae} \sin(\varphi_{p_Ae}). \quad (2.35)$$

Знайшовши відповідні значення за формулами (2.31–2.35) для великої кількості променів здійснюється їх усереднення за допомогою багатовимірної регресії. Після усереднення можливо розрахувати амплітуди та фази s- і p-компонент випромінювання:

$$\langle k_{s_Ae} \rangle = \sqrt{\langle k_{\text{Re}_{t_s_Ae}} \rangle^2 + \langle k_{\text{Im}_{t_s_Ae}} \rangle^2}; \quad (2.36)$$

$$\langle k_{p_Ae} \rangle = \sqrt{\langle k_{\text{Re}_{t_p_Ae}} \rangle^2 + \langle k_{\text{Im}_{t_p_Ae}} \rangle^2}; \quad (2.37)$$

$$\langle \varphi_{s_Ae} \rangle = \text{arctg} \left(\frac{\langle k_{\text{Re}_{t_s_Ae}} \rangle}{\langle k_{\text{Im}_{t_s_Ae}} \rangle} \right); \quad (2.38)$$

$$\langle \varphi_{p_Ae} \rangle = \text{arctg} \left(\frac{\langle k_{\text{Re}_{t_p_Ae}} \rangle}{\langle k_{\text{Im}_{t_p_Ae}} \rangle} \right). \quad (2.39)$$

При формуванні спектрополяриметричного зображення на екрані окрім променів, які проходять через частинку і розсіюються, слід врахувати також промені, що огинають частинку, в результаті чого відбувається дифракція Фраунгофера в площині екрана. Результати моделювання в рамках наближення геометричної оптики та дифракції Фраунгофера проведено у Mathcad 13.0, результати моделювання показано на рис. 2.9.

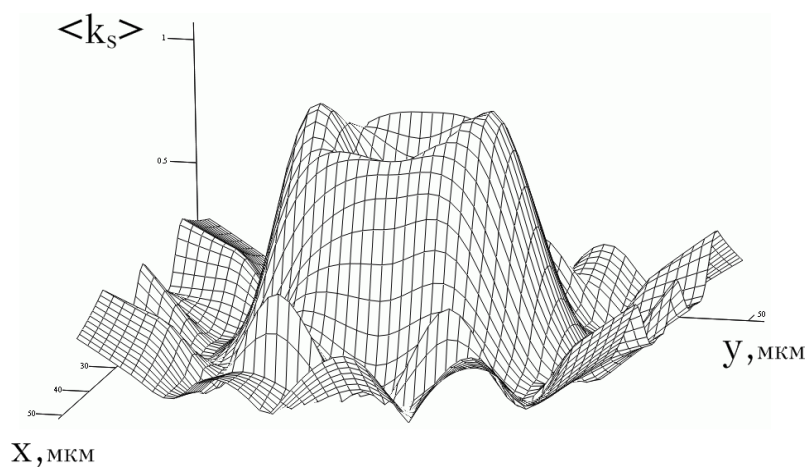


Рисунок 2.9 – Результати моделювання світлорозсіювання за наближенням геометричної оптики та дифракції Фраунгофера

На основі отриманих зображень $\langle k_{s_Ae} \rangle$, $\langle k_{p_Ae} \rangle$, $\langle \varphi_{s_Ae} \rangle$, $\langle \varphi_{p_Ae} \rangle$ можна розрахувати спектрополяриметричні зображення елементів матриці розсіювання.

2.2 Розроблення математичних моделей перенесення випромінювання дисперсними частинками складної структури

Більшість частинок ПВС неоднорідні і мають складну форму. Їх вміст можна описати, як основне середовище (матрикс) з численними включеннями (органелами) та ядром. Простою моделлю клітини з ядром є двошарова модель рис. 2.10, а. Передбачається, що частинка складається з сферичного однорідного ядра радіусу r_1 з абсолютним комплексним показником заломлення n_1 , оточеного сферично симетричною однорідною оболонкою радіуса r_2 з абсолютним комплексним показником заломлення n_2 . Частинка поміщена в однорідне непоглинаюче середовище з показником заломлення n_0 [93].

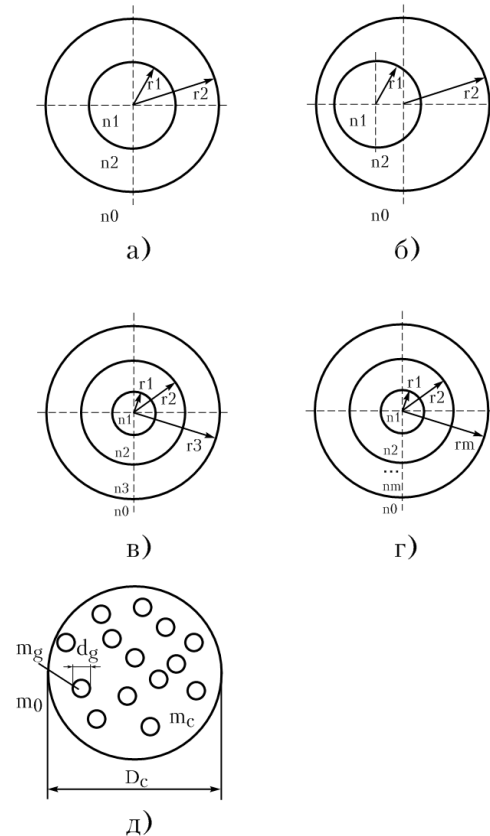


Рисунок 2.10 – Частинки ПВС складної структури

Теорія розсіювання на двошаровій сфері є модифікацією теорії розсіювання на однорідній сфері (теорії Мі). У реальних об'єктах дослідження шари є неконцентричними (рис. 2.10б). Використавши ітераційний підхід [70] можна розрахувати характеристики розсіювання для сфери з трьома (рис. 2.10в) і більше шарами (рис. 2.10г).

Для моделювання неоднорідних частинок ПВС може використовуватися модель зернистої кулі, показана на рис. 2.10д. Всі гранули однакові і випадково розташовані. Для реальних частинок ПВС 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.

2.2.1 Математична модель перенесення випромінювання в рамках наближення Релея–Ганса–Дебая для частинок ПВС складної структури. Для дослідження індикатриси розсіювання частинок ПВС, що містять ядро та гранули, використаємо наближення Релея–Ганса–Дебая (РГД), припускаючи $|m-1| \ll 1$ [69, 70, 89]. Однак умова $|m-1|kd \ll 1$ виконується не завжди, тому застосування РГД дасть лише наближені результати.

Розглянемо модель частинки ПВС складної структури у вигляді зернистої кулі. Положення центрів гранул відносно початку координат описується векторами 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 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 (див. рис. 2.1).

Згідно з РГД, лише діагональні елементи амплітудної матриці розсіювання не рівні нулю [71]:

$$S_1(n) = -\frac{ik^3}{2\pi} \sum_{i=0}^N (m_i - 1) V_i h(V_i, n); S_2(n) = S_1(n) \cos \theta, \quad (2.40)$$

де частинка розділена на $N + 1$ області: $i = 0$ відповідає цитоплазмі, а решта N – гранулам; m_i та V_i – це показник заломлення і об'єм кожної області; n – вектор напрямку розсіювання, а $h(V, n)$ – формфактор

$$h(V, n) = \frac{1}{V} \int_V d^3r \exp(ir \cdot q), \quad (2.41)$$

де $q = k(e_z - n)$, e_z – одиничний вектор по осі z . Формфактор кулі, розташованої в центрі координат, обчислюється аналітично [71]:

$$h_s(\rho, \theta) = g_s(u) = \frac{3}{u^3}(\sin u - u \cos u); u = qr = 2\rho \sin \frac{\theta}{2}, \quad (2.42)$$

де r і ρ це радіус і дифракційний параметр кулі, а залежність від азимутного кута відсутня.

Використовуючи лінійність $S_1(n)$ по множнику $m-1$, розглянемо окремо однорідну цитоплазму у вигляді кулі з множником m_c-1 і гранули з множником m_g-m_c

$$S_1(n) = -\frac{ik^3}{2\pi} \left[(m_c-1)V_c h_s(\rho_c, \theta) + (m_g-m_c)V_g h_s(\rho_g, \theta) \xi(N) \right], \quad (2.43)$$

де $\xi(N)$ містить залежність від положення гранул

$$\xi(N) = \sum_{i=1}^N \exp(ir_i \cdot q).$$

Усереднення $\xi(N)$ по всіх можливих положеннях гранул виконується незалежно для кожного доданку в сумі, що приводить до такого ж інтеграла, як у формулі (2.41), 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 неперекриття гранул. При цьому $\langle |\xi(N)|^2 \rangle = N + N(N-1)h_s^2(\rho_c - \rho_g, \theta)$, тоді

$$\begin{aligned} \langle |S_1(\theta)|^2 \rangle = & \left| \frac{2}{3} \rho_c^3 \right|^2 \left(\left| (m_c-1)h_s(\rho_c, \theta) + f(m_g-m_c)h_s(\rho_g, \theta)h_s(\rho_c - \rho_g, \theta) \right|^2 + \right. \\ & \left. + \left| f(m_g-m_c)h_s(\rho_g, \theta) \right|^2 [1 - h_s^2(\rho_c - \rho_g, \theta)] / N \right). \end{aligned} \quad (2.44)$$

Моделювання індикатрис із застосуванням наближення РГД для зернистої кулі з $m_c = 1,015$; $m_g = 1,2$; $\lambda = 0,47$ мкм; $D_c = 8$ мкм; $N = 2000$ і гранул діаметром $D_g = 0,1$; $0,075$; $0,05$; $0,02$ мкм проведено у Mathcad 13.0, результати моделювання показані на рис. 2.11.

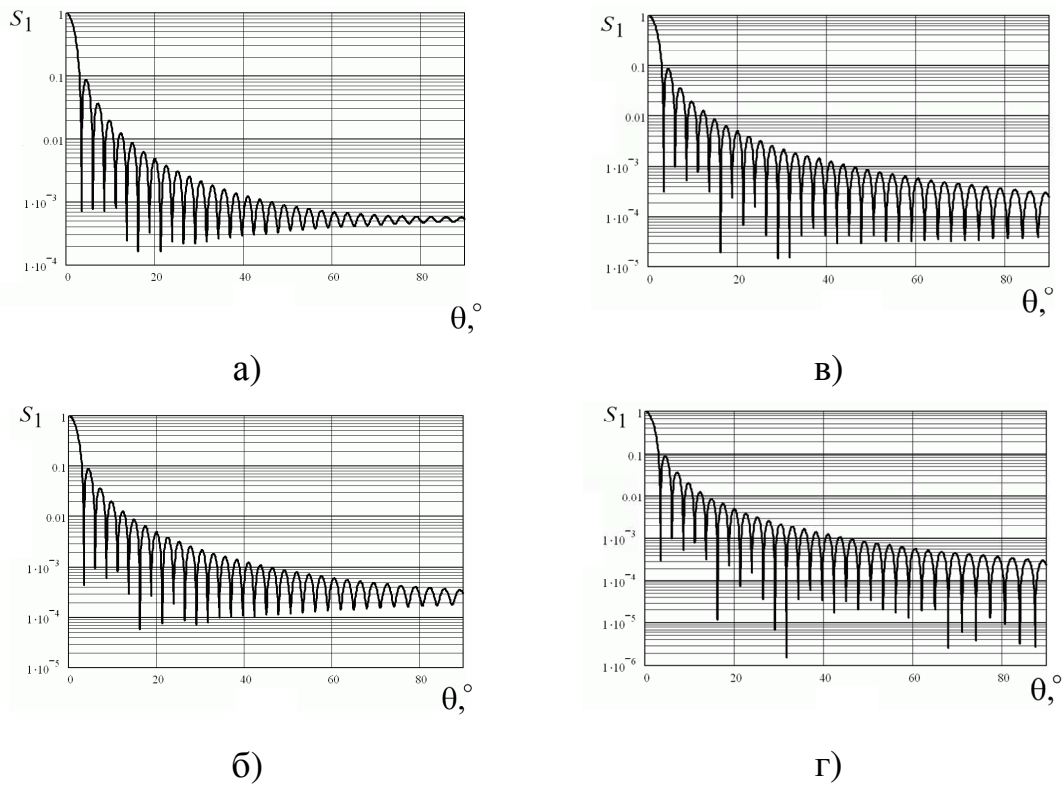


Рисунок 2.11 – Логарифмічні індикатриси інтенсивності розсіяного випромінювання модельованого за наближенням РГД при
а) $D_g = 0,1$ мкм; б) $D_g = 0,075$ мкм; в) $D_g = 0,05$ мкм; г) $D_g = 0,02$ мкм

Ввівши до моделі ядро діаметром $D_{core} = 3,5$ мкм та $m_{core} = 1,2$, відповідно змінимо вираз (2.44)

$$\begin{aligned} \langle |S_1(\theta)|^2 \rangle = & \left| \frac{2}{3} \rho_c^3 \right|^2 \left(|(m_c - 1)h_s(\rho_c, \theta) + f_1(m_{core} - m_c)h_s(\rho_{core}, \theta) + \right. \\ & \left. + f_2(m_g - m_c)h_s(\rho_g, \theta)h_s(\rho_c - \rho_g, \theta)|^2 + |f_2(m_g - m_c)h_s(\rho_g, \theta)|^2 [1 - h_s^2(\rho_c - \rho_g, \theta)] / N \right), \end{aligned} \quad (2.45)$$

де $f_1 = NV_{core} / (V_c)$ – об’ємна частина ядра; $f_2 = NV_g / (V_c)$ – об’ємна частина гранул; V_{core} – об’єм ядра.

Моделювання за формулою (2.45) проведено у Mathcad 13.0 при $D_{core} = 3,5$ мкм, $m_{core} = 1,015; 1,05; 1,1; 1,2$, результати моделювання показані на рис. 2.12.

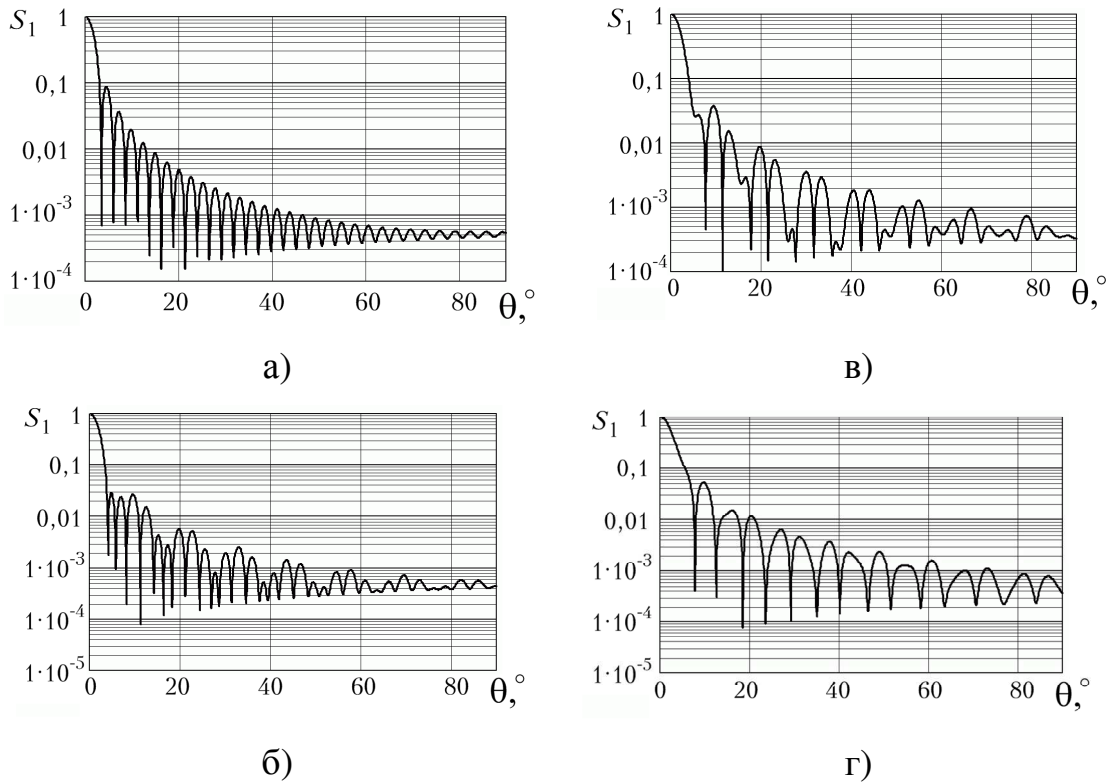


Рисунок 2.12 – Логарифмічні індикатриси інтенсивності розсіяного випромінювання для моделі зернистої кулі з ядром за наближенням РГД: а) $m_{core} = 1,015$, б) $m_{core} = 1,05$, в) $m_{core} = 1,1$, г) $m_{core} = 1,2$

При граничному $x_g \rightarrow 0$, $N \rightarrow \infty$ та постійному f отримуємо

$$\langle |S_1(\theta)|^2 \rangle = \left| \frac{2}{3} x_c^3 (m_e - 1) h_s(x_c, \theta) \right|^2, \quad m_e = f m_g + (1 - f) m_c, \quad (2.46)$$

відповідає однорідній сфері з ефективним показником заломлення m_e .

Моделювання частинки складної структури заміненої еквівалентною однорідною сферою проведено у Mathcad 13.0, результати моделювання наведено на рис. 2.13а. Оскільки зміна D_g від 0,02 до 0,1 мкм приводить до зміни ефективного показника заломлення m_e від 1,016 до 1,015, то індикатриси для еквівалентних однорідних сфер при цьому практично не змінюється. Проведемо моделювання за наближенням РГД для еквіоб'ємної сфери сферичної однорідної частинки з $D_p = 5,64$ мкм; $m = 1,05$, результати моделювання наведено на рис. 2.13б.

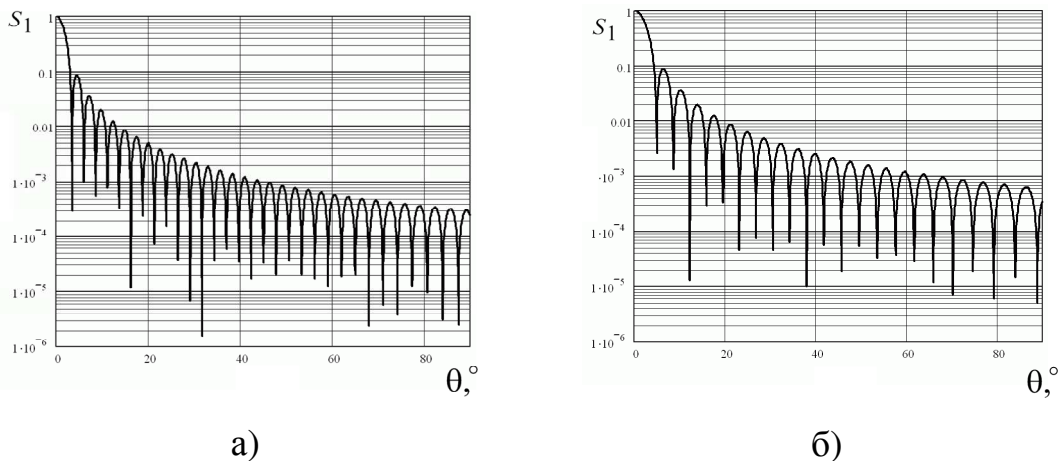


Рисунок 2.13 – Логарифмічна індикатриса інтенсивності розсіяного випромінювання для а) частинки складної структури заміненої еквівалентною однорідною сферою; б) сферичної однорідної частинки

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 приводить 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 індикатриси.

2.2.2 Математична модель перенесення випромінювання на основі методу Монте-Карло та гібридної апроксимації. Зменшення похибки δ вимагає пропорційного збільшення кількості променів $N_{ГО}$ при здійсненні моделювання за наближенням геометричної оптики та дифракції Фраунгофера при використанні моделі з променями, що виходять з сталим кроком:

$$L_{pli} = \begin{pmatrix} m_{p1_0i} \cdot t + x_{A0i} \\ m_{p1_1i} \cdot t + y_{A0i} \\ m_{p1_2i} \cdot t + z_{A0i} \end{pmatrix}; \quad (2.47)$$

$$x_{A0i} = X_0 + \Delta x \cdot i; \quad y_{A0i} = Y_0 + \Delta y \cdot i; \quad z_{A0i} = 0, \quad (2.48)$$

та приводить до пропорційного збільшення часу моделювання $t_{\text{мод}}$: $1/\delta \sim N_{ГО} \sim t_{\text{мод}}$.

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 роботоздатністю та різним часом моделювання t_{mod_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, реєстрація.

Для генерації джерела фотонів їх просторовий розподіл задаємо таким:

$$x_{A0i} = X_0 + \text{rnd}(Lx); \quad y_{A0i} = Y_0 + \text{rnd}(Ly); \quad z_{A0i} = 0, \quad (2.49)$$

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 низка схем розрахунку за методом Монте-Карло – моделювання справжніх траєкторій руху фотонів у середовищі, що розсіює; використанням «ваги» фотону, що відповідає моделюванню для пакетів, які складаються з великої кількості фотонів, де «вага» пропорційна їх кількості та інші [94]. 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», що перерозподіляється між похідними траєкторіями його руху, то чисельно результат моделювання буде аналогічним наближенню геометричної оптики та дифракції Фраунгофера, за винятком 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 (рис. 2.14).

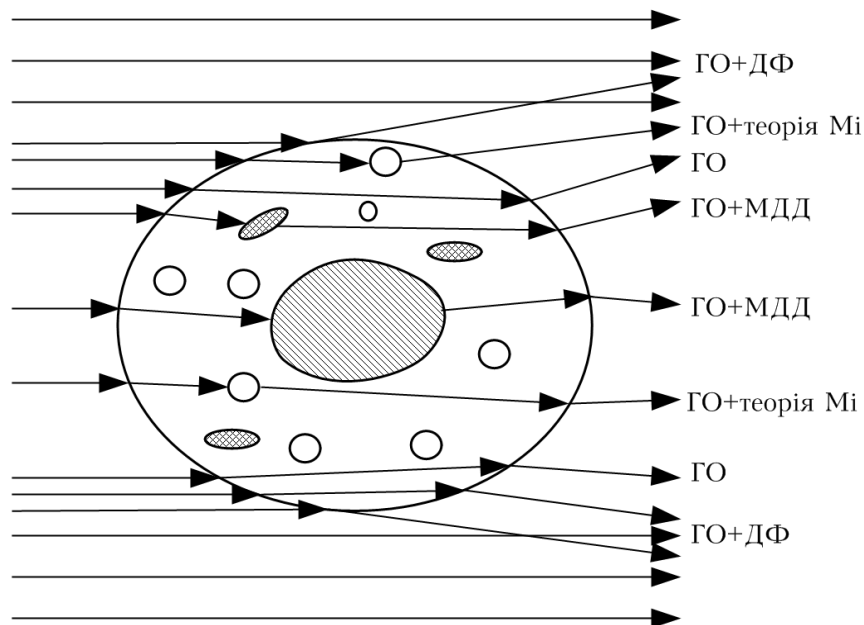


Рисунок 2.14 – Гібридна апроксимація світлорозсіювання частинок складної внутрішньої будови за методом Монте-Карло

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 вклю-

чень 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 фотона. 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.

Результати моделювання частинок ПВС за допомогою методу Монте-Карло та гібридної апроксимації проведено у Mathcad 13.0, результати моделювання показані на рис. 2.15.

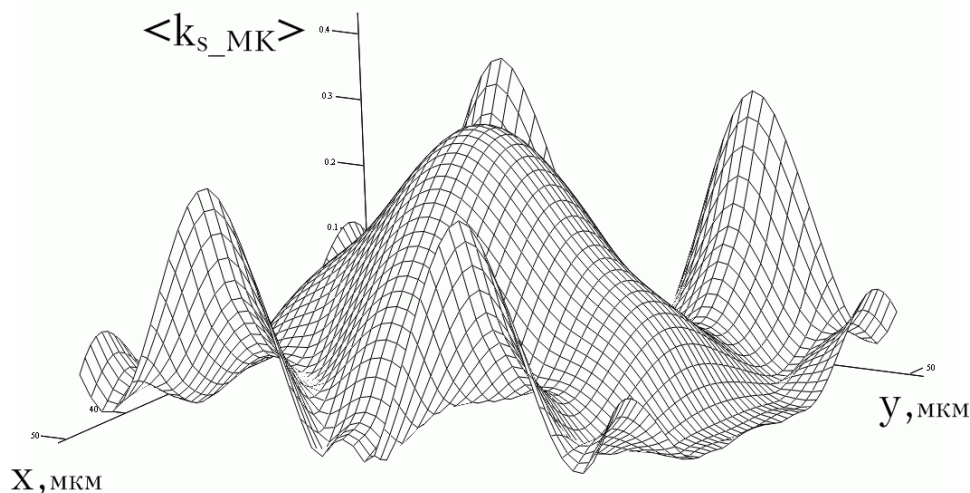


Рисунок 2.15 – Результати моделювання за допомогою методу Монте-Карло та гібридної апроксимації для s-компоненти випромінювання

2.2.3 Моделювання спектрополяриметричних зображень на основі параметрів Стокса та матриці розсіювання. На основі розрахованих за формулами (2.32)–(2.35) усереднених амплітуд та фаз s -і p -компонент випромінювання $\langle k_s \rangle$, $\langle k_p \rangle$, $\langle \varphi_s \rangle$, $\langle \varphi_p \rangle$ можливо обчислити параметри Стокса у кожній точці зображення

$$\begin{cases} S_{0_{\text{вих}}} = \langle k_s \rangle^2 + \langle k_p \rangle^2; \\ S_{1_{\text{вих}}} = \langle k_s \rangle^2 - \langle k_p \rangle^2; \\ S_{2_{\text{вих}}} = 2\langle k_s \rangle \langle k_p \rangle \cos(\langle \varphi_s \rangle - \langle \varphi_p \rangle); \\ S_{3_{\text{вих}}} = -2\langle k_s \rangle \langle k_p \rangle \sin(\langle \varphi_s \rangle - \langle \varphi_p \rangle). \end{cases} \quad (2.50)$$

Для лінійно поляризованого джерела випромінювання з горизонтальною поляризацією вектор Стокса $S = \{1, 1, 0, 0\}$, з поляризацією під кутом 45° $S = \{1, 0, 1, 0\}$, правоциркулярно поляризованого випромінювання $S = \{1, 0, 0, 1\}$ [95]. Параметри Стокса на виході оптичної системи пов'язані з параметрами джерела випромінювання за допомогою матриці Мюллера (матриці розсіювання):

$$S_{\text{вих}} = MS_{\text{ex}}. \quad (2.51)$$

Обчислимо елементи матриці Джонса у кожній точці зображення [74]:

$$\begin{bmatrix} E_{s_{\text{вих}}} \\ E_{p_{\text{вих}}} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} T_1 & T_4 \\ T_3 & T_2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} E_{s_{\text{ex}}} \\ E_{p_{\text{ex}}} \end{bmatrix}; \quad (2.52)$$

$$E_{\text{вих}} = TE_{\text{ex}}; \quad (2.53)$$

$$T_1 = \left[\frac{E_{s_{\text{вих}}}}{E_{s_{\text{ex}}}} \right]_{E_{p_{\text{ex}}}=0}; \quad T_2 = \left[\frac{E_{p_{\text{вих}}}}{E_{p_{\text{ex}}}} \right]_{E_{s_{\text{ex}}}=0}; \quad T_3 = \left[\frac{E_{p_{\text{вих}}}}{E_{s_{\text{ex}}}} \right]_{E_{p_{\text{ex}}}=0}; \quad T_4 = \left[\frac{E_{s_{\text{вих}}}}{E_{p_{\text{ex}}}} \right]_{E_{s_{\text{ex}}}=0}. \quad (2.54)$$

На основі комплексних елементів матриці Джонса обчислимо елементи матриці Мюллера у кожній точці зображення [74]

$$M = \begin{bmatrix} \frac{1}{2}(E_1 + E_2 + E_3 + E_4) & \frac{1}{2}(E_1 - E_2 - E_3 + E_4) & F_{13} + F_{42} & -G_{13} - G_{42} \\ \frac{1}{2}(E_1 - E_2 + E_3 - E_4) & \frac{1}{2}(E_1 + E_2 - E_3 - E_4) & F_{13} - F_{42} & -G_{13} + G_{42} \\ F_{14} + F_{32} & F_{14} - F_{32} & F_{12} + F_{34} & -G_{12} + G_{34} \\ G_{14} + G_{32} & G_{14} - G_{32} & G_{12} + G_{34} & F_{12} - F_{34} \end{bmatrix}, \quad (2.55)$$

де E_i, F_{ij}, G_{ij} – допоміжні комплексні коефіцієнти

$$E_i = |T_i|^2; \quad i = 1, 2, 3, 4;$$

$$F_{ij} = \operatorname{Re}(T_i T_j^*); \quad i, j = 1, 2, 3, 4;$$

$$G_{ij} = \operatorname{Im}(T_i^* T_j); \quad i, j = 1, 2, 3, 4.$$

Розрахунки спектрополяриметричних зображень для параметрів Стокса на виході системи, елементів матриці Мюллера відповідно розрахованих s- та p-компонент випромінювання проведено у Mathcad 13.0, результати моделювання показано на рис. 2.16, 2.17.

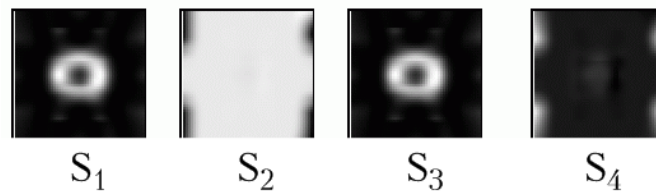


Рисунок 2.16 – Результати моделювання спектрополяриметричних зображень частинок ПВС для параметрів Стокса на виході системи

Біохімічні сполуки частинок ПВС 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 [96]. Вимірювання обертання площини поляризації світла є швидким та надійним засобом дослідження вмісту рівня специфічних пігментів у частинках ПВС.

Враховуючи питому оптичну активність цих речовин та невелику довжину оптичного шляху у ПВС, 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 відрізнятися 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 цирку-

лярного 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 ПВС.



Рисунок 2.17 – Результати моделювання спектрополяриметричних зображень частинок ПВС для елементів матриці Мюллера

2.3 Розроблення математичної моделі оптичного первинного перетворювача засобу контролю концентрацій частинок ПВС

У практичних експериментальних дослідженнях ПВС 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 ПВС мають малий коефіцієнт відбиття (до 1 %), вклад цих складових може бути сумір-

ним 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 параметра.

На рис. 2.18 показані можливі варіанти виконання вимірювальних кювет для засобу контролю стану ПВС. Як відомо, досліджувати частинки великих розмірів (до 300 мкм) більш доцільно у області малих кутів, тобто, фактично, у області головної пелюстки індикатриси розсіювання. Глибина кювети визначає умови світлорозсіювання та вибирається за допомогою прокладок відповідної товщини. Для забезпечення можливості дослідження моношару клітин 1 та умов однократного розсіювання використовується латексна прокладка 3 (товщина 10–14 мкм) між склом основи 4 та покривним склом 2 (рис. 2.18а). Це дозволяє отримати зображення окремих клітин, спостерігати кінетику процесів у ПВС, а також при використанні відповідних флуоресцентних барвників вивчати ті окремі клітини, макромолекули яких чутливі до їх дії.

На противагу цьому, для дослідження частинок малих розмірів (0,02–10 мкм) більше значення для оцінювання форми та розмірів частинки мають бічні пелюстки індикатриси [63, 64]. Виходячи з таких міркувань первинні вимірювальні перетворювачі для різних режимів роботи пристрою повинні суттєво відрізнитись.

Для дослідження бічних пелюсток індикатриси необхідно досліджувати розсіяне випромінювання під якомога більшим кутом. Це можна здійснити за допомогою плоско-випуклої лінзи (рис. 2.18б) чи дзеркального об'єктива Бурха (рис. 2.18в) [97]. Для зменшення впливу перевідбивань на межі повітря–лінза, а також зменшення розходження променів за рахунок заломлення при виході з покривного скла між покривним склом і лінзою необхідна імерсійна рідина. Дзеркальний об'єктив Бурха забезпечує близькі до імерсійного об'єктива числові апертури однак, за рахунок внутрішнього дзеркала загороджує частину світла. За рахунок цього головна пелюстка індикатриси роз-

сіювання не потрапляє на дифракційне спектрополяриметричне зображення. Враховуючи те, що її рівень вищий на три-чотири порядки ніж бічних пелюсток, це приводить до того що фотоприймачі, динамічний діапазон яких обмежений, можуть вимірювати сигнали з бічних пелюсток. У іншому випадку сильний сигнал від головної пелюстки індикатриси практично повністю їх подавлюватиме. Враховуючи технологічність виготовлення та можливість отримання більшої числової апертури, оптимальним варіантом є використання імерсійного об'єктива на основі плоско-випуклої лінзи (рис. 2.18б).

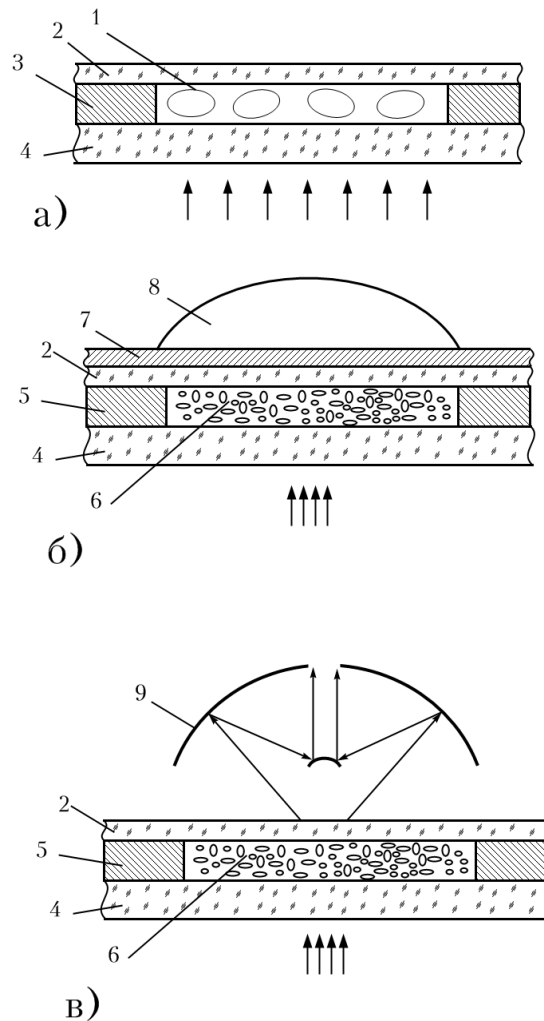


Рисунок 2.18 – Варіанти виконання вимірювальних кювет для засобу контролю стану ПВС при різних режимах роботи: а) однократного розсіювання; б) багатократного розсіювання з використанням плоско-випуклої лінзи; в) багатократного розсіювання з використанням об'єктива Бурха

Розрахуємо вплив перевідбивань на межі поділу середовищ для випадку застосування вимірювальної кювети (рис. 2.18а) та знехтувавши шорсткостями поверхонь. У загальному випадку коефіцієнти відбиття і пропускання на межі двох середовищ описуються формулами Френеля. Поширення випромінювання, розсіяного частинками ПВС, через верхню частину вимірювальної кювети (рис. 2.18а) характеризується проходженням через дві межі між середовищами ПВС–скло, скло–повітря. Крім того, додається випромінювання відбите від нижнього скла кювети. При нормальному падінні світла коефіцієнти відбиття та пропускання на кожній з меж:

$$k_{r-s}(0) = \left(\frac{n-1}{n+1}\right)^2; \quad k_{t-s}(0) = \frac{4n}{(n+1)^2}, \quad (2.56)$$

де $n = n_2/n_1$ – відносний коефіцієнт заломлення для двох середовищ.

В результаті багатократного перевідбиття світла отримуємо інтерференцію хвиль. Результуючий коефіцієнт пропускання можна визначити, як суму прогресії:

$$\begin{aligned} k_{t-s \Sigma}(0) &= \frac{4n_3}{n_2(n_3/n_2+1)^2} \frac{4n_2}{n_1(n_2/n_1+1)^2} + \frac{4n_3}{n_2(n_3/n_2+1)^2} \frac{4n_2}{n_1(n_2/n_1+1)^2} \times \\ &\times \left(\frac{n_3/n_2-1}{n_3/n_2+1}\right)^2 \left(\frac{n_1/n_2-1}{n_1/n_2+1}\right)^2 \cos\left(\frac{4\pi n_2 \Delta t}{\lambda}\right) + \frac{4n_3}{n_2(n_3/n_2+1)^2} \frac{4n_2}{n_1(n_2/n_1+1)^2} \times \\ &\times \left(\frac{n_3/n_2-1}{n_3/n_2+1}\right)^4 \left(\frac{n_1/n_2-1}{n_1/n_2+1}\right)^4 \cos\left(\frac{8\pi n_2 \Delta t}{\lambda}\right) + \dots; \end{aligned} \quad (2.57)$$

$$\begin{aligned} k_{t-s \Sigma}(0) &= \frac{16n_3}{n_1(n_3/n_2+1)^2(n_2/n_1+1)^2} \left(1 + \sum_{i=1}^{i_{\max}} \left(\frac{n_3/n_2-1}{n_3/n_2+1}\right)^{2i} \left(\frac{n_1/n_2-1}{n_1/n_2+1}\right)^{2i} \times \right. \\ &\times \left. \cos\left(\frac{4\pi n_2 i \Delta t}{\lambda}\right)\right), \end{aligned} \quad (2.58)$$

де n_1, n_2, n_3 – коефіцієнти заломлення для ПВС, покривного скла та зовнішнього середовища (повітря чи імерсійна рідина); Δt – товщина покривного скла; λ – довжина хвилі.

Формула (2.58) описує перенесення випромінювання розсіяного частинкою через покривне скло у випадку дослідження зображень ча-

стинок і може застосовуватись, як наближена, у випадку малокутового розсіювання. У випадку необхідності дослідження бічних пелюсток індикатриси розсіювання, більший інтерес викликає розсіяне випромінювання. У цьому випадку спростити результуючий коефіцієнт до формули подібної (2.58) неможливо і слід використовувати моделювання за допомогою методу Монте-Карло та формул Френеля. При цьому спектрополяриметричне зображення $I(x, y)$, утворене на нижній межі покривного скла, перетвориться у зображення $I'(x, y)$, що враховує ці багатократні перевідбиття.

Розглянемо процес формування зображень частинок ПВС на ПЗЗ-камері при використанні світлового мікроскопа. При проходженні зондувального випромінювання через шар ПВС у кюветі відбувається розсіювання світла у відповідності з індикатрисами розсіювання частинок $I(\varphi, \theta)$. Частина розсіяного випромінювання потрапляє у об'єктив мікроскопа. Враховуючи процес багатократного перевідбиття 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

$$k = k_1 k_2 = \frac{L\delta}{F_1 F_2}, \quad (2.59)$$

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 чи-

словою апертурою мікроскопа та дифракційними явищами при відомому значенні довжини хвилі

$$\Delta = 0,61 \frac{\lambda}{A}, \quad (2.60)$$

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 ПВС та розсіюється його частинками

$$\Phi'_{дж} = \Phi_{погл} + \Phi_{розс}. \quad (2.61)$$

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

$$D_{ex\max} = \frac{D_{ок}}{k_1 k_2}. \quad (2.62)$$

Враховуючи $D_{ex\max}$ та глибину кювети $\Delta t_{кюв}$, визначимо з якого максимального кута розсіювання випромінювання потрапить у об'єктив

$$\Delta\varphi = \Delta\theta = \arctg \frac{D_{ex\max}}{2\Delta t_{кюв}}. \quad (2.63)$$

Враховуючи лінійні розміри фоточутливої матриці ПЗЗ-камери $a \times b$, максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю:

$$\Delta\varphi_1 = \arctg \frac{a}{\Delta t_{кюв} k_1 k_2}; \quad (2.64)$$

$$\Delta\theta_1 = \arctg \frac{b}{\Delta t_{кюв} k_1 k_2}. \quad (2.65)$$

Оскільки світловий потік визначається через силу світла I та тілесний кут ω , як $\Phi = I\omega$, відповідно до індикатриси розсіювання $I(\varphi, \theta)$ в умовних одиницях визначимо частину світлового потоку, що потрапить на матрицю ПЗЗ-камери

$$\Phi_{ПЗЗ} = \Phi_{розс} \frac{\int_{-\Delta\varphi_1/2}^{\Delta\varphi_1/2} \int_{-\Delta\theta_1/2}^{\Delta\theta_1/2} I(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}{\int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} I(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}. \quad (2.66)$$

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

$$\Phi_{ел.і} = \Phi_{ПЗЗ} \frac{\int_{x_{max}^{(i-1)}}^{\Delta x_i} \int_{y_{max}^{(j-1)}}^{\Delta y_j} I'(x, y) dx dy}{\int_0^{x_{max}} \int_0^{y_{max}} I'(x, y) dx dy}. \quad (2.67)$$

2.4 Висновки

1. Для оцінювання загальних закономірностей індикатрис розсіювання частинок ПВС використано теорію Мі та наближення Релея-Ганса-Дебая. Теорія Мі може бути застосована лише для моделювання однорідних частинок ПВС з формою близькою до сферичної і неприйнятна для аналізу частинок більш складної форми та внутрішньої будови. Результати моделювання індикатрис розсіювання за наближенням РГД є менш точними, однак дозволяють проаналізувати частинки складної структури.

2. Вдосконалено математичні моделі однорідних частинок ПВС та їх лінійних агрегатів, а також частинок ПВС складної структури. Вдосконалено математичні моделі перенесення поляризованого випромінювання у ПВС на основі методу Монте-Карло і гібридної апроксимації, що у порівнянні з інтегральними спектрофотометричними параметрами дало можливість врахувати особливості форми і внутрішньої будови їх частинок та дозволило підвищити достовірність розпізнавання типу частинок ПВС.

3. Гібридна апроксимація перенесення випромінювання у частинках ПВС складної структури дозволила поєднати різні підходи – теорію Мі, наближення РГД, наближення геометричної оптики, дифракції

Фраунгофера та методу дискретних диполів, кожен з яких застосовується тоді, коли дозволяє найбільш адекватно моделювати світлорозсіювання певного виду включень цих частинок.

4. Вдосконалено математичні моделі формування спектрополяриметричних зображень частинок ПВС на основі їх індикатрис розсіювання за допомогою параметрів Стокса та елементів матриці Мюллера. Проаналізовано послідовну трансформацію отриманих спектрополяриметричних зображень у первинному вимірювальному перетворювачі та оптичній системі засобу контролю до входу ПЗЗ-камери.

Результати, викладені у розділі 2, опубліковані у роботах [78–80, 84–87, 94, 98–101].

РОЗДІЛ 3

СПЕКТРОПОЛЯРИМЕТРИЧНИЙ МЕТОД ТА МЕТРОЛОГІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ АВТОМАТИЗОВАНОГО ЗАСОБУ КОНТРОЛЮ КОНЦЕНТРАЦІЙ ЧАСТИНОК

3.1 Розроблення спектрополяриметричного методу контролю концентрацій частинок ПВС

На основі результатів моделювання спектрополяриметричних зображень частинок ПВС, отриманих у розділі 2, 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 ПВС та визначити їх концентрації.

Для підвищення вірогідності контролю пропонується застосувати спектрополяриметричний метод контролю концентрацій ПВС. Суть методу полягає у наступному.

Чисельна концентрація частинок певного типу у ПВС визначається відношенням кількості частинок певного типу N_{zi} до заданого об'єму V

$$C_{zi} = \frac{N_{zi}}{V_k}. \quad (3.1)$$

При визначенні концентрації частинок багатократно вимірюється кількість частинок певного типу N_{zi} у об'ємі первинного вимірювального перетворювача – проточній вимірювальній кюветі V_k , що обмежується її геометричними розмірами, а також характеристиками оптичної системи засобу контролю (рис. 3.1).

Частинки ПВС певних типів мають характерні особливості форми, структури, анізотропності, спектральних та поляризаційних характеристик. Для визначення кількості частинок певного типу N_{zi} у вимірювальній кюветі необхідно правильно 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 ПВС.

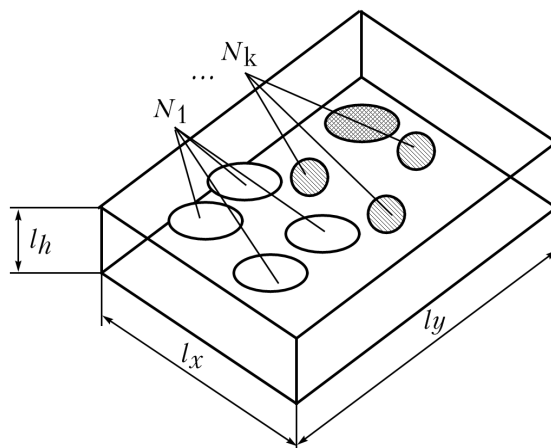


Рисунок 3.1 – Первинний вимірювальний перетворювач – проточна вимірювальна кювета з ПВС

Далі необхідно здійснити первинну обробку отриманих зображень з ПЗЗ камери та виділити зображення окремих частинок. Оскільки геометричні розміри частинок ПВС 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 ПВС 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 ПВС 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 [2, 3, 18, 21].

Також слід враховувати особливості нормування концентрації частинок ПВС, як одного з показників якості поверхневих вод [102, 103]. Концентрація частинок не може мати від'ємне значення. Усталене значення концентрації таких частинок ПВС як фітопланктон для при-

родних 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 ПВС 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 ПВС у первинному вимірювальному перетворювачі і похибок, що вносяться пробопідготовкою [104–109].

3.2 Розроблення структурних схем засобів контролю концентрацій частинок ПВС

Структурну схему засобу контролю концентрацій частинок ПВС для реалізації спектрополяриметричного методу представлено на рис. 3.2. Джерелом випромінювання є ксенонова лампа білого світла підключена до монохроматора. Випромінювання від перестроюваного монохроматора проходить крізь волоконно-оптичних хвилевід до поляриметричної системи. Довжина хвилі монохроматора змінюється із заданим кроком за допомогою крокового двигуна 1. Зменшення ширини щілини монохроматора зменшує ширину спектру його вихідного випромінювання, однак також зменшує і світловий потік. А тому ширину щілини вибирають з компромісних міркувань між бажаною монохроматичністю вихідного випромінювання та світловим потоком, достатнім для нормальної роботи фотоприймача.

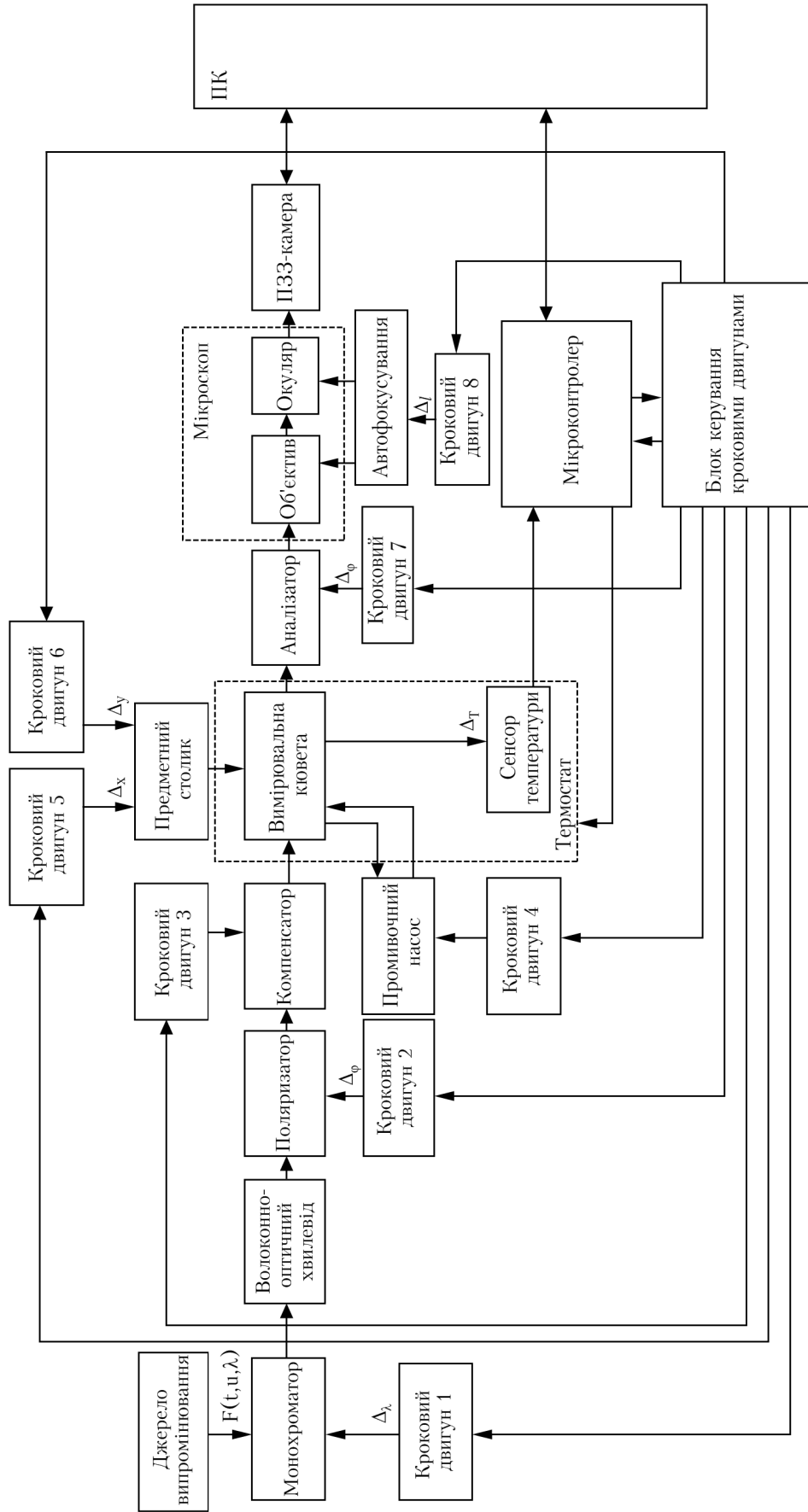


Рисунок 3.2 – Структурна схема стаціонарного автоматизованого засобу контролю концентрації частинок ПВС за спектрополяриметричним методом

Далі випромінювання потрапляє на плівковий лінійний поляризатор, який розміщений на поворотному пристрої, що обертається кроковим двигуном 2 із заданим кроком. У якості компенсатора застосовано набір чвертьхвильових платівок, які перемикаються за допомогою крокового двигуна 3. Випромінювання проходить вимірвальну кювету з тонким шаром досліджуваного ПВС. Кювета розміщена на предметному столику мікроскопа та може рухатись за допомогою крокових двигунів 5 та 6 у горизонтальній площині. При підготовці до експерименту кювета промивається стандартним розчином за допомогою насоса підключеного до крокового двигуна 4. Оскільки параметри ПВС суттєво залежать від температури до вимірювальної кювети підключено цифровий сенсор температури, сигнал з якого подається до мікроконтролера і реєструються поряд з іншими даними експерименту. При здійсненні контролю концентрацій частинок ПВС за їх спектрополяриметричними зображеннями термостатом підтримується стабільна температура з точністю до $\pm 0,25^{\circ}\text{C}$. У вимірювальній кюветі відбувається розсіювання випромінювання частинками ПВС, згідно з індикатрисою, що визначається середніми розмірами, формою та типом частинок. Для вимірювання зображень, що відповідають елементам матриці Мюллера, необхідно здійснювати обертання як поляризатора, так і аналізатора, що здійснюється за допомогою крокових двигунів 2, 7. Збільшення спектрополяриметричних зображень дисперсних частинок ПВС до необхідних розмірів здійснюється за допомогою оптичної системи мікроскопа та визначається добутком коефіцієнтів збільшення об'єктива та окуляра. Автофокусування мікроскопа здійснюється за допомогою крокового двигуна 8. Сформоване зображення через окуляр мікроскопа потрапляє на ПЗЗ-камеру. Далі зображення обробляється у комп'ютері за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення.

У якості перестроюваного монохроматора використаємо універсальний малогабаритний монохроматор МДР-204 [110], 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 370×240×170 мм;
- вага, не більше 9 кг.

У якості поляризатора та аналізатора використано плівкові лінійні поляризатори типу ПФ-40,5.

У якості покривного 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) [111–114].

У якості мікроскопу застосовується модифікований мікроскоп БЮЛАМ 70 Р11 з такими параметрами [115]:

- об'єтив 8×0,20: 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 роздільна здатність 1,83 мкм;
- об'єтив 40×0,65: 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 роздільна здатність 0,51 мкм;
- об'єтив 90×1,25: 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 роздільна здатність 0,28 мкм;
- окуляр 15×: збільшення окуляра 15,0; фокусна відстань 16,7 мм; лінійне поле зору 11 мм;
- загальне збільшення мікроскопа з об'єктивом 8×0,20 – 120; 40×0,65 – 600; 90×1,25 – 1350.

У якості фотоприймача використаємо ПЗЗ камеру КАФ 1401Е (виробництва Kodak) з такими параметрами [116]:

- розмірність матриці: 1317×1035;
- розмір одного фоточутливого елемента матриці 6,8×6,8 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).

Монохроматор типу МДР-204 в повній мірі забезпечує діапазон 300-1200 нм. При цьому ПЗЗ-камера та елементи оптичної схеми мають вузький спектральний діапазон, однак оскільки характеристичні довжини хвиль пігментів знаходяться в інтервалі 400–700 нм – елементи оптичної схеми працюють ефективно. Використана у роботі камера KAF 1401E Kodak має спектральний діапазон 350–850 нм, поляризаційні елементи та лінзи також працюють лише у видимому діапазоні. Для роботи у ультрафіолетовій області необхідно використати камеру HAMAMATSU ORCA-BT-1024 C4742, яка ефективно працює від 200 нм, а також у якості поляризаційних елементів кварцові призми Сенармона та інші оптичні елементи з кварцу чи флориду магнію.

Вихідний цифровий сигнал ПЗЗ камери подається до персонального комп'ютера через USB порт. Блок керування засобом контролю виконаємо на основі мікроконтролера ATmega16-16PI [117].

У якості сенсора температури використаємо цифровий сенсор DS18B20, що дозволяє вимірювати температуру у діапазоні від -10°C до $+85^{\circ}\text{C}$ з точністю $0,25^{\circ}\text{C}$, при використанні внутрішнього 10-бітного перетворення температура–частота–код [118]. 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. Аналогічно, для спрощення схеми можливо відмовитись і від засобів автофокусування, оскільки глибина кювети невелика і змінювати фокусну відстань від одного досліду до іншого непотрібно. Виходячи з таких міркувань структуру робочого засобу експрес-контролю можливо спростити (рис. 3.3).

У якості крокового двигуна використано ШД-0,25А на який з мікроконтролера через транзисторні ключі блока 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 [119]. Живлення світлодіодів доцільно здійснювати в широтно-імпульсному режимі за допомогою спеціалізованих мікросхем-драйверів, наприклад ZXSC400.

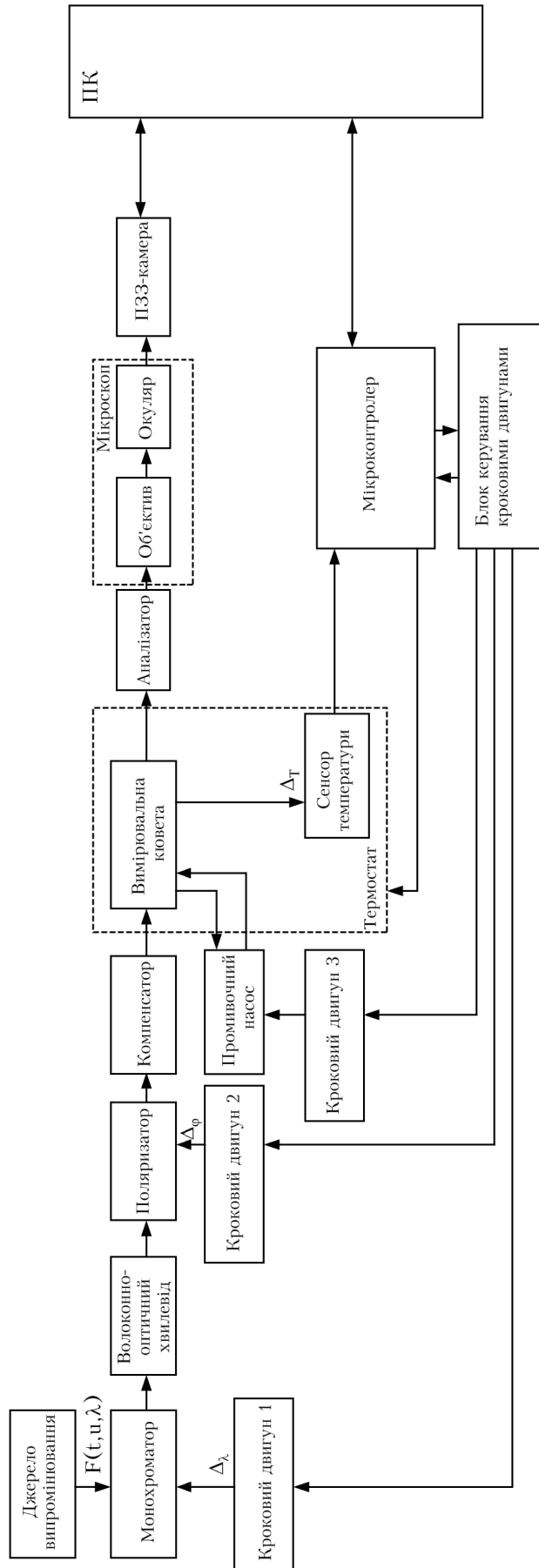


Рисунок 3.3 – Структурна схема робочого автоматизованого засобу експрес-контролю концентрації частинок ПВС за спектрополяриметричним методом

3.3 Дослідження рівняння перетворення оптичного сигналу

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 (ПВС 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 ПВС за спектрополяриметричним методом є непрямим [120]. Безпосередньо вимірюється освітленість світлочутливих елементів матриці ПЗЗ-камери $E_{\text{ex.XY ПЗЗ}}$, що перетворюється у цифрове зображення F_{XY} після обробки якого і визначається концентрація частинок ПВС 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 $\tau_{\text{во}}$, фокусуючих лінз $\tau_{\text{фл}}$, а також коефіцієнта відбиття дифракційної ґратки $r_{\text{дг}}$

$$S_{\text{OC}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ос.}}}{\Phi_{\text{вх.ос.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ос.}}}{\Phi_0} = \frac{\Phi_0 \tau_{\text{во}} \tau_{\text{фл}} r_{\text{дг}}}{\Phi_0} = \tau_{\text{во}} \tau_{\text{фл}} r_{\text{дг}} = \tau_{\text{OC}}. \quad (3.2)$$

де τ_{OC} – 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

$$S_{\text{ВОХ}} = \frac{\Phi_{\text{вих.вох.}}}{\Phi_{\text{вх.вох.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.вох.}}}{\Phi_{\text{вих.ос.}}} = \frac{\Phi_{\text{вих.ос.}} \tau_{\text{вох}}}{\Phi_{\text{вих.ос.}}} = \tau_{\text{вох}}. \quad (3.3)$$

де $\tau_{\text{вох}}$ – коефіцієнт пропускання волоконно-оптичного хвилеводу,

який залежить, в свою чергу, від їх довжини, матеріалу волокна, повного внутрішнього відбиття, 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:

$$S_n = \frac{\Phi_{вих.н.}}{\Phi_{вх.н.}} = \frac{\Phi_{вих.н.}}{\Phi_{вих.вох.}} = \frac{\Phi_{вих.вох.} \tau_n(\theta_1)}{\Phi_{вих.вох.}} = 0,5\tau_{n1_0}; \quad (3.4)$$

$$S_k = \frac{\Phi_{вих.к.}}{\Phi_{вх.к.}} = \frac{\Phi_{вих.к.}}{\Phi_{вих.н.}} = \frac{\Phi_{вих.н.} \tau_k}{\Phi_{вих.н.}} = \tau_{вт.к.} (1 - r_k), \quad (3.5)$$

де $\tau_n(\theta_1)$ – 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 $\tau_{n1_0} = 0,35$. Вважаючи випромінювання на вході поляризатора повністю деполаризованим $S_n = 0,5\tau_{n0}$. 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) [111–114] $\tau_{вт.к.} = 0,9998$ та відбиття від її поверхні

$$r_k = \left(\frac{n-1}{n+1} \right)^2 = \left(\frac{1,544-1}{1,544+1} \right)^2 = 0,046. \quad (3.6)$$

Коефіцієнт передачі по світловому потоку оптичного первинного перетворювача визначається індикатрисою розсіювання $I'(\varphi, \theta)$ з врахуванням перевідбивань на стінках кювети

$$S_{ОПП} = \frac{\Phi_{вих.ОПП.}}{\Phi_{вх.ОПП.}} = \frac{\int_{-\Delta\varphi/2}^{\Delta\varphi/2} \int_{-\Delta\theta/2}^{\Delta\theta/2} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}{\int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}, \quad (3.7)$$

де $\Delta\varphi_1$, $\Delta\theta_1$ – максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю ПЗЗ камери.

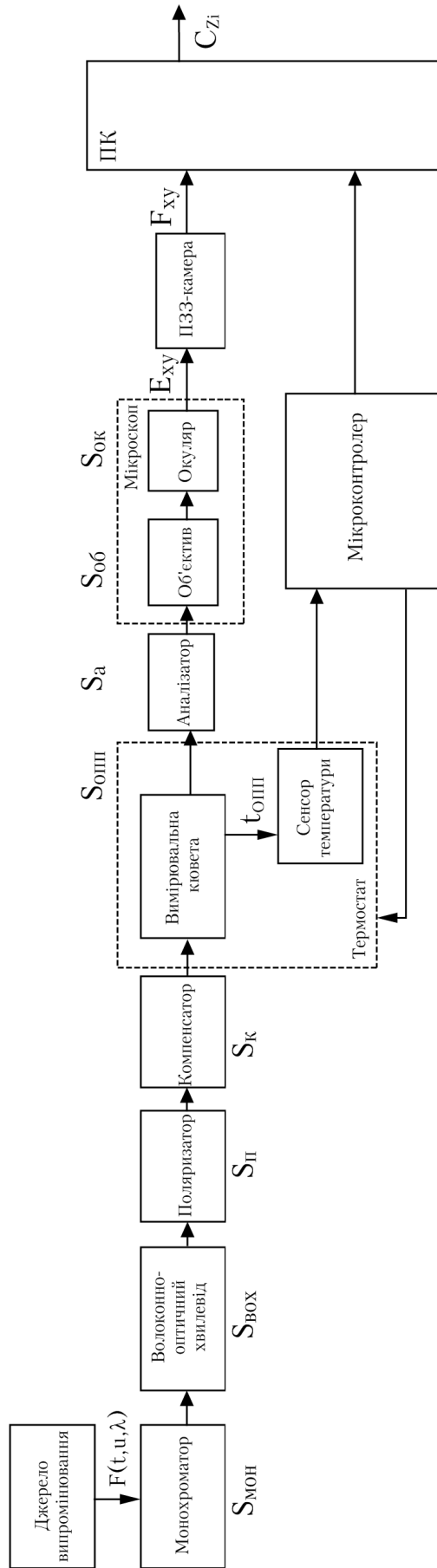


Рисунок 3.4 – Структурна схема вимрювального каналу засобу контролю концентрації частинок ПВС спектрополяриметричним методом

Коефіцієнт передачі аналізатора на основі плівкового лінійного поляризатора буде визначатись кутом між площиною поляризації аналізатора θ_2 та поляризатора θ_1 :

$$S_a = \frac{\Phi_{вих.а.}}{\Phi_{вх.а.}} = \frac{\Phi_{вих.а.}}{\Phi_{вих.ОПП.}} = \frac{\Phi_{вих.ОПП.} \tau_a (\theta_2 - \theta_1)}{\Phi_{вих.ОПП.}} = \tau_{n2_0} \cos(\theta_2 - \theta_1), \quad (3.8)$$

де $\tau_{n2_0} = 0,35$ – коефіцієнт пропускання вибраного поляризатора в площині поляризації.

Коефіцієнт передачі по світловому потоку об'єктива та окуляра мікроскопа визначаються коефіцієнтами пропускання та відбиття їх лінз:

$$S_{об} = \frac{\Phi_{вих.об.}}{\Phi_{вх.об.}} = \frac{\Phi_{вих.об.}}{\Phi_{вих.а.}} = \frac{\Phi_{вих.а.} \tau_{об}}{\Phi_{вих.а.}} = \tau_{вт.об.} (1 - r_{об}); \quad (3.9)$$

$$S_{ок} = \frac{\Phi_{вих.ок.}}{\Phi_{вх.ок.}} = \frac{\Phi_{вих.ок.}}{\Phi_{вих.об.}} = \frac{\Phi_{вих.об.} \tau_{ок}}{\Phi_{вих.об.}} = \tau_{вт.ок.} (1 - r_{ок}), \quad (3.10)$$

де $\tau_{вт.об.}$, $\tau_{вт.ок.}$ – коефіцієнт пропускання визначається поглинанням в матеріалі лінз $\tau_{вт.об.} = \tau_{вт.ок.} = 0,999$; $r_{об}$, $r_{ок}$ – коефіцієнт відбиття від поверхні лінз (для скла марки К108, що використовується для виготовлення лінз [114])

$$r_{об} = r_{ок} = \left(\frac{n-1}{n+1} \right)^2 = \left(\frac{1,5183-1}{1,5183+1} \right)^2 = 0,042. \quad (3.11)$$

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 $\Phi_{вх.ХУ ПЗЗ.}$, що потрапить на кожний з елементів матриці

$$S_{ПЗЗ} = \frac{\Phi_{вх.ХУ ПЗЗ.}}{\Phi_{вих.ок.}} = \frac{\int_0^{\Delta x i} \int_0^{\Delta y j} I'(x, y) dx dy}{\int_0^{x_{max}} \int_0^{y_{max}} I'(x, y) dx dy}, \quad (3.12)$$

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

$$F_{XY} = \frac{\Phi_{\text{вх.ХУ ПЗЗ}} \cdot S_{u.\Phi}}{U_0} \cdot 2^n, \quad (3.13)$$

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

$$\begin{aligned} S_{BK} &= S_{OC} \cdot S_{BOX} \cdot S_n \cdot S_k \cdot S_{OIII} \cdot S_a \cdot S_{ob} \cdot S_{ok} \cdot S_{ПЗЗ} = \\ &= \tau_{OC} \cdot \tau_{вох} \cdot 0,5\tau_{n1_0} \cdot \tau_{вт.к.} \cdot (1 - r_k) \cdot \frac{\int_{-\Delta\phi_1/2}^{\Delta\phi_1/2} \int_0^{\Delta\theta_1/2} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}{\int_0^{\Delta\phi_1/2} \int_0^{\Delta\theta_1/2} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta} \cdot \tau_{n2_0} \cos(\theta_2 - \theta_1) \times \\ &\times \tau_{вт.об.} \cdot (1 - r_{об}) \cdot \tau_{вт.ок.} \cdot (1 - r_{ок}) \cdot \frac{\int_{x_{\max}^{(i-1)}}^{\Delta x_i} \int_0^{\Delta y_j} I'(x, y) dx dy}{\int_0^{x_{\max}} \int_0^{y_{\max}} I'(x, y) dx dy}. \end{aligned} \quad (3.14)$$

Вимірювальна кювета охоплена термостатом, що підтримує задану температуру з точністю $\pm 0,25^\circ C$ за допомогою цифрового сенсора термометра DS18B20 [118].

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

$$M_{ij}(\lambda) = F_1(F_{XY}). \quad (3.15)$$

Після обробки спектрополяриметричних зображень за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення та порівняння зі зразковими зображеннями для ПВС з відомими розмірами та формою частинок здійснюється розпізнавання типу частинок та визначаються концентрації частинок певних типів

$$C_{Zi} = F_2(M_{ij}(\lambda)). \quad (3.16)$$

3.4 Аналіз порога чутливості засобу контролю

Основними факторами, що визначають мінімальні та максимальні розміри частинок ПВС, концентрація яких може контролюватись за допомогою цього засобу контролю, є роздільна здатність та геометричні розміри ПЗЗ-камери, а також глибина проточної вимірювальної кювети та значення коефіцієнта 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 цим методом, визначаються можливістю фіксації хоча б двох дифракційних максимумів ПЗЗ-камерою. Роздільна здатність ПЗЗ-камери визначає мінімальні відстані між дифракційними максимумами індикатриси, які можна визначити, що обмежує максимальні розміри частинок, які можна визначити цим методом.

Максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю:

$$\Delta\varphi_{1\max} = \arctg \frac{\Delta a \cdot N_x}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{1\min} k_2}; \quad \Delta\varphi_{1\min} = \arctg \frac{\Delta a \cdot N_x}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{1\max} k_2}; \quad (3.17)$$

$$\Delta\theta_{1\max} = \arctg \frac{\Delta b \cdot N_y}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{1\min} k_2}; \quad \Delta\theta_{1\min} = \arctg \frac{\Delta b \cdot N_y}{\Delta t_{\text{кюв}} k_{1\max} k_2}, \quad (3.18)$$

де Δa , Δb – розміри фоточутливого елемента матриці ($6,8 \times 6,8$ мкм); N_x , N_y – розмірність матриці (1317×1035); $\Delta t_{\text{кюв}}$ – глибина кювети (10 мкм); $k_{1\min}$, $k_{1\max}$ – мінімальне та максимальне збільшення об'єктива.

Підставивши числові значення, отримаємо: $\Delta\varphi_{1\max} = 82,4^\circ$, $\Delta\varphi_{1\min} = 33,6^\circ$, $\Delta\theta_{1\max} = 80,3^\circ$, $\Delta\theta_{1\min} = 27,5^\circ$. Виходячи з мінімального дифракційного параметра частинок, визначимо максимальні розміри частинок:

$$X_{\max} = \frac{2N_x \lambda_{\max}}{\Delta\varphi_{1\max(\text{rad})} m_0}; \quad Y_{\max} = \frac{2N_y \lambda_{\max}}{\Delta\theta_{1\max(\text{rad})} m_0}. \quad (3.19)$$

При $\lambda_{\max} = 1250$ нм та $m_0 = 1,33$ – $X_{\max} = 1,72$ мм, $Y_{\max} = 1,39$ мм.

Виходячи з максимального дифракційного параметра частинок $\rho_{\max} = (\pi D / \lambda_{\min}) m_0$ визначимо мінімальні розміри частинок:

$$X_{\min} = \frac{4\lambda_{\min}}{\Delta\varphi_{1\min(\text{rad})}m_0}; \quad Y_{\min} = \frac{4\lambda_{\min}}{\Delta\theta_{1\min(\text{rad})}m_0}. \quad (3.20)$$

При $\lambda_{\min} = 190$ нм та $m_0 = 1,33$ – $X_{\min} = 0,98$ мкм, $Y_{\max} = 1,19$ мкм.

Таким чином, за допомогою цього засобу можливо вимірювати частинки розміром від 1,19 мкм до 1,39 мм при використанні об'єтивів зі збільшенням від $8\times$ до $90\times$.

Контраст зображення, що надходить на ПЗЗ-камеру визначається значеннями мінімальної та максимальної освітленості елементів матриці ПЗЗ-камери

$$K_{\phi} = \frac{E_{\text{ex.XY ПЗЗ.max}} - E_{\text{ex.XY ПЗЗ.min}}}{E_{\text{ex.XY ПЗЗ.max}} + E_{\text{ex.XY ПЗЗ.min}}}. \quad (3.21)$$

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 $D_{N\text{ПЗЗ}}$ та розрядності перетворення $n = 12$

$$E_{\max} = E_{\min} \cdot D_{N\text{ПЗЗ}} = E_{\min} \cdot 2^n = 50 \cdot 10^{-6} \cdot 2^{12} = 0,205 \text{ лк}. \quad (3.22)$$

Контраст цифрового зображення на виході ПЗЗ-камери визначатиметься мінімально та максимально освітленим елементам ПЗЗ-матриці

$$K_N = \frac{F_{\max} - F_{\min}}{F_{\max} + F_{\min}}. \quad (3.23)$$

Для підвищення контрасту використаємо лінійне розтягування та нормалізацію гістограми зображення, коли рівням вихідного зображення, що лежать у інтервалі $[F_{\min}, F_{\max}]$ присвоюються нові значення, щоб охопити весь можливий інтервал зміни яскравості, а саме $[0, 2^n - 1]$. Нормалізація зображення здійснюється таким чином:

$$F_{n\ ij} = (F_{ij} - F_{\min}) \frac{2^n - 1}{F_{\max} - F_{\min}}. \quad (3.24)$$

3.5 Аналіз похибок засобу контролю

Загальна похибка вимірювання концентрацій частинок ПВС 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. 3.5).

Основні похибки, що виникають під час вимірювального перетворення такі: $\Delta_{\delta\theta}$ – за рахунок нестабільності у часі світлового потоку джерела випромінювання; Δ_m – оптичної системи монохроматора; $\Delta_{\text{вох}}$ – волоконно-оптичного хвилеводу; Δ_n , Δ_k , Δ_a – встановлення азимутальних кутів поляризатора, компенсатора та аналізатора; $\Delta_{\text{онн}}$ – оптичного первинного перетворювача – вимірювальної кювети за рахунок перевідбиття, неоднорідностей та дефектів; $\Delta_{\text{нн}}$ – пробопідготовки; Δ_V – встановлення об'єму проточної вимірювальної кювети; $\Delta_{\text{об}}$, $\Delta_{\text{ок}}$ – елементів оптичної схеми мікроскопа; $\Delta_{\text{шПЗЗ}}$, $\Delta_{\text{АЦП ПЗЗ}}$, $\Delta_{\text{L ПЗЗ}}$ – за рахунок шумів, квантування при аналого-цифровому перетворенні та обмеженої роздільної здатності ПЗЗ-камери; Δ_{Np} , Δ_{Nd} – за рахунок невірної розпізнавання частинок та дискретності їх підрахунку.

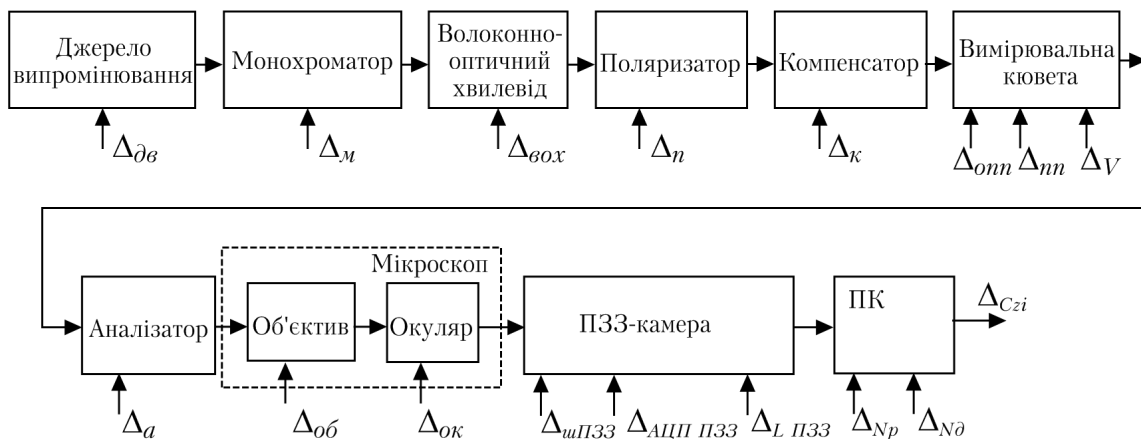


Рисунок 3.5 – Похибки у вимірювальному каналі засобу контролю концентрацій частинок ПВС

3.5.1 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, 10 А, 150 Вт) та схемою запуску забезпечується суцільний спектр випромінювання у діапазоні 200–800 нм та довготривала стабільність випромінювання на рівні $\delta_{ос} = 1,2 \%$.

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.

За рахунок немонохроматичності випромінювання індикатриса розсіювання буде формуватись інтегруванням індикатрис для спектрального діапазону $\Delta\lambda_{щ}$ 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 $\delta_m = 1,5 \%$.

3. Похибка, що створюється волоконно-оптичним хвилеводом. Коефіцієнт пропускання волоконно-оптичного хвилеводу ($\tau_{вох}$) визначається як $A = 10 \lg(\tau_{вох})$, $\tau_{вох} = 10^{A/10}$, де A – затухання у ВОХ в децибелах, яке визначається за формулою

$$A = A_{з1} + \alpha \cdot L + A_{з2}, \quad (3.25)$$

де $A_{з1}$, $A_{з2}$ – значення затухання на з'єднаннях; α – питоме затухання у оптоволоконі, дБ/км; L – довжина ВОХ, м.

Враховавши похибки, що виникають при зміні затухання у з'єднаннях ($\Delta_{з1(дБ)} = \Delta_{з2(дБ)} = 0,1$ дБ), механічному виготовленні ВОХ ($\delta_L = 0,1 \%$) та зміні його питомого затухання від температури навколишнього середовища (температурний коефіцієнт зміни питомого затухання у ВОХ $0,05 \%^{\circ}C^{-1}$, $\delta_{\alpha T} = 0,01 \cdot \Delta T = 0,01 \cdot 50 = 0,5 \%$), визначи-

мо відносні похибки затухання у ВОХ та його коефіцієнта пропускання:

$$\delta_{\delta_{31}} = \delta_{\delta_{32}} = \left(1 - 10^{\frac{-\Delta_{\delta_{31}(\text{дБ})}}{10}}\right) 100 = \left(1 - 10^{\frac{-0,1}{10}}\right) 100 = 0,23 \% ; \quad (3.26)$$

$$\Delta_{L(\text{дБ})} = \frac{\alpha \cdot L \cdot \delta_L}{1000 \cdot 100} = \frac{0,03 \cdot 1 \cdot 0,1}{1000 \cdot 100} = 3 \cdot 10^{-8} \text{ дБ}; \quad (3.27)$$

$$\delta_L = \left(1 - 10^{\frac{-\Delta_{L(\text{дБ})}}{10}}\right) 100 = \left(1 - 10^{\frac{-3 \cdot 10^{-8}}{10}}\right) 100 = 6,9 \cdot 10^{-7} \% ; \quad (3.28)$$

$$\Delta_{\alpha T(\text{дБ})} = \frac{\alpha \cdot L \cdot \delta_{\alpha T}}{1000 \cdot 100} = \frac{0,03 \cdot 1 \cdot 0,5}{1000 \cdot 100} = 1,5 \cdot 10^{-7} \text{ дБ}; \quad (3.29)$$

$$\delta_{\alpha T} = \left(1 - 10^{\frac{-\Delta_{\alpha T(\text{дБ})}}{10}}\right) 100 = \left(1 - 10^{\frac{-1,5 \cdot 10^{-7}}{10}}\right) 100 = 3,5 \cdot 10^{-6} \% . \quad (3.30)$$

Таким чином, обчислимо загальну похибку, що створюється волоконно-оптичним хвилеводом, враховуючи некорельованість її складових

$$\begin{aligned} \bar{\Delta}_{\text{вох}} &= \sqrt{\delta_{\delta_{31}}^2 + \delta_L^2 + \delta_{\alpha T}^2 + \delta_{\delta_{32}}^2} = \\ &= \sqrt{0,23^2 + (6,9 \cdot 10^{-7})^2 + (3,5 \cdot 10^{-6})^2 + 0,23^2} = 0,33 \% . \end{aligned} \quad (3.31)$$

4. Похибки, що створюються поляризаційною системою, визначаються переважно похибками встановлення азимутальних кутів поляризатора Δ_n , компенсатора Δ_κ та аналізатора Δ_a [96]

$$\delta_{nc}(\theta_n, \theta_c, \theta_a) = (\gamma_n \Delta_n + \gamma_\kappa \Delta_\kappa + \gamma_a \Delta_a) \cdot 100\% , \quad (3.32)$$

де γ_n , γ_κ , γ_a – коефіцієнти, що характеризують вплив похибок встановлення азимутальних кутів поляризатора, компенсатора та аналізатора.

Для схеми поляризаційної системи PCSA, що використовується у цьому засобі контролю, коефіцієнти впливу визначаються [74]:

$$\gamma_n = \frac{T_C \operatorname{tg} \theta_a \sec^2 \theta_c \sec^2 (\theta_n - \theta_c)}{(1 - T_C \operatorname{tg} \theta_c \operatorname{tg} (\theta_n - \theta_c))^2} ; \quad (3.33)$$

$$\gamma_c = -\frac{\operatorname{tg} \theta_a \sec^2 \theta_c (1 - T_C \sec^2 (\theta_n - \theta_c) - T_C^2 \operatorname{tg}^2 (\theta_n - \theta_c))}{(1 - T_C \operatorname{tg} \theta_c \operatorname{tg} (\theta_n - \theta_c))^2} ; \quad (3.34)$$

$$\gamma_a = -\frac{\sec^2 \theta_a (tg \theta_c + T_C tg (\theta_n - \theta_c))}{(1 - T_C tg \theta_c tg (\theta_n - \theta_c))^2}, \quad (3.35)$$

де $\theta_n, \theta_c, \theta_a$ – 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 $T_C = \frac{\tau_{n\perp} \tau_{a\perp}}{\tau_{n\parallel} \tau_{a\parallel}} = \frac{0,001 \cdot 0,001}{0,35 \cdot 0,35} = 8 \cdot 10^{-6}$.

Обчислимо максимальне значення похибки, що створюються поляризаційною системою, проаналізувавши всі можливі варіанти співвідношень кутів азимуту

$$\delta_{nc} = (\max |\gamma_n \Delta_n + \gamma_k \Delta_k + \gamma_a \Delta_a|) \cdot 100\% = 0,8\%. \quad (3.36)$$

5. Похибка, що створюється оптичним первинним перетворювачем – вимірювальною кюветою – визначається такими складовими:

- $\delta_{опп1} = 0,01$ перевідбиття у стінках кювети;
- $\delta_{опп2} = 0,01$ відхилення площини стінок кювети від паралельних;
- $\delta_{опп3} = 0,01$ спотворення зображення на неоднорідностях, за рахунок шорсткості та точкових дефектів у склі стінок.

Таким чином, обчислимо загальну похибку, що створюється оптичним первинним перетворювачем

$$\delta_{опп} = \sqrt{\delta_{опп1}^2 + \delta_{опп2}^2 + \delta_{опп3}^2} = \sqrt{0,01^2 + 0,01^2 + 0,01^2} = 0,017. \quad (3.37)$$

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 зна-

чення 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 $\delta_{АЦП\ ПЗЗ}$ та інструментальної похибки, зумовленої наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ-камері $\delta_{ш\ ПЗЗ}$. 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

$$\delta_{ш\ ПЗЗ} = 100\% / (10^{D_{ns}/20}) = 100\% / (10^{45/20}) = 0,562\% . \quad (3.38)$$

Похибка квантування $\delta_{АЦП\ ПЗЗ}$ 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:

$$\Delta_{\text{АЦП ПЗЗ}} = \frac{\Phi_H}{2 \cdot \Phi_x \cdot 2^n} \cdot 100\%; \quad (3.39)$$

$$\Delta_{\text{АЦП ПЗЗ min}} = \frac{\Phi_H}{2 \cdot \Phi_{x \max} \cdot 2^n} \cdot 100\% = \frac{1}{2 \cdot 2^{12}} \cdot 100\% = 0,012\%;$$

$$\Delta_{\text{АЦП ПЗЗ max}} = \frac{\Phi_H}{2 \cdot \Phi_{x \min} \cdot 2^n} \cdot 100\% = \frac{1}{2 \cdot 0,01 \cdot 2^{12}} \cdot 100\% = 1,22\%.$$

Середньоквадратичне значення похибки квантування на мінімальному рівні сигналу [121]

$$\delta_{\text{АЦП ПЗЗ}} = \frac{\Delta_{\text{АЦП ПЗЗ max}}}{\sqrt{12}} = 0,35\%. \quad (3.40)$$

8. При формуванні спектрополяризаційний зображень частинок ПВС 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 $l_{x \text{ } \partial m i}$ та вертикальній $l_{y \text{ } \partial m i}$ осі зображення визначається таким чином:

$$l_{x \text{ } \partial m i} = \frac{\Delta \varphi_i}{\Delta \varphi_{1 \max}} N_x; \quad (3.41)$$

$$l_{y \text{ } \partial m i} = \frac{\Delta \theta_i}{\Delta \theta_{1 \max}} N_y, \quad (3.42)$$

де $\Delta \varphi_i$ та $\Delta \theta_i$ – кутова відстань між дифракційними максимумами на індикатрисі розсіювання ($\Delta \varphi_i = 3,6^\circ$ $\Delta \theta_i = 3,7^\circ$); $\Delta \varphi_{1 \max}$, $\Delta \theta_{1 \max}$ – максимальні кути розсіювання випромінювання, що потрапить на матрицю $\Delta \varphi_{1 \max} = 82,4^\circ$, $\Delta \theta_{1 \max} = 80,3^\circ$; N_x , N_y – розмірність матриці (1317×1035).

Підставивши чисельні значення, отримаємо: $l_{x \text{ } \partial m i} = 57$; $l_{y \text{ } \partial m i} = 47$.

Максимальна похибка квантування при обчисленні відстані на основі цифрового зображення складатиме половину кроку квантування, тобто відповідатиме половині розміру елемента ПЗЗ-матриці: $\Delta_{\text{кв. x max}} = 0,5 \Delta_{\text{кв.}}$, $\Delta_{\text{кв. y max}} = 0,5 \Delta_{\text{кв.}}$.

Середньоквадратичне значення цієї похибки:

$$\varepsilon_{\kappa\theta.x} = \frac{\Delta_{\kappa\theta.x \max}}{\sqrt{3}} = \frac{\Delta_{\kappa\theta.x}}{2\sqrt{3}}; \quad (3.43)$$

$$\varepsilon_{\kappa\theta.y} = \frac{\Delta_{\kappa\theta.y \max}}{\sqrt{3}} = \frac{\Delta_{\kappa\theta.y}}{2\sqrt{3}}. \quad (3.44)$$

На основі цього обчислимо відносну похибку визначення розмірів частинок, що визначається роздільною здатністю ПЗЗ-камери:

$$\delta_{lx} = \frac{\varepsilon_{\kappa\theta.x}}{l_{x \text{ дм } i}} 100 \%; \quad (3.45)$$

$$\delta_{ly} = \frac{\varepsilon_{\kappa\theta.y}}{l_{y \text{ дм } i}} 100 \%. \quad (3.46)$$

Підставивши числові значення, отримаємо: $\delta_{lx} = 0,51 \%$, $\delta_{ly} = 0,64 \%$.

9. Проаналізуємо складові похибки δV_{κ} , що виникають при визначенні об'єму проточної вимірювальної кювети

$$V_{\kappa} = l_h \cdot l_x \cdot l_y, \quad (3.47)$$

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 (3.1) отримаємо рівняння перетворення для інформативного параметра:

$$C_{Zi} = \frac{N'_{Zi}(F_{XY \text{ ПЗЗ}})}{V_{\kappa}} = \frac{N'_{Zi}(F_{XY \text{ ПЗЗ}})}{l'_h \cdot l'_x \cdot l'_y \cdot (1 + \alpha_T \cdot (T - T_0))^3}, \quad (3.48)$$

де N'_{zi} – кількість частинок ПВС у первинному вимірювальному перетворювачі; V_{κ} – 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 $F_{XY ПЗЗ}$ – цифрове зображення з ПЗЗ-камери, що визначається освітленістю елементів її матриці

$$F_{XY ПЗЗ} = \tau_{OC} \cdot \cos(\theta_2 - \theta_1) \cdot \frac{\int_{-\Delta\phi_1/2}^{\Delta\phi_1/2} \int_0^{2\pi} I'(\varphi, \theta) d\varphi d\theta}{\int_0^{x_{\max}} \int_0^{y_{\max}} I'(x, y) dx dy} \cdot \frac{\int_{\Delta x(i-1)}^{\Delta x i} \int_{\Delta y(j-1)}^{\Delta y j} I'(x, y) dx dy}{\int_0^{x_{\max}} \int_0^{y_{\max}} I'(x, y) dx dy} \cdot \frac{\Phi_0 S_{u.\phi}}{U_0} \cdot 2^n, \quad (3.49)$$

де $\tau_{OC} = \tau_{OCM} \cdot \tau_{вох} \cdot 0,5\tau_{n1_0} \cdot \tau_{вт.к.} (1 - r_{\kappa}) \cdot \tau_{n2_0} \cdot \tau_{вт.об.} (1 - r_{об}) \cdot \tau_{вт.ок.} (1 - r_{ок})$ – коефіцієнт пропускання оптичної системи засобу контролю для лінійно поляризованого випромінювання в площині поляризації; τ_{OCM} – коефіцієнт пропускання оптичної системи монохроматора; $\tau_{вох}$ – коефіцієнт пропускання волоконно-оптичного хвилеводу; $\tau_{n1_0}, \tau_{вт.к.}, \tau_{n2_0}$ – коефіцієнти пропускання поляризатора, компенсатора та аналізатора для лінійно поляризованого випромінювання в площині поляризації; $\tau_{вт.об.}, \tau_{вт.ок.}$ – коефіцієнти пропускання об'єктива та окуляра; $r_{\kappa}, r_{об}, r_{ок}$ – коефіцієнти відбиття від поверхні компенсатора, об'єктива та окуляра; $I'(\varphi, \theta)$ – індикатриса розсіювання оптичного вимірювального перетворювача з ПВС; $\Delta\phi_1, \Delta\theta_1$ – кутові параметри сектора індикатрисы, 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 – порядкові номери елементів; $\Delta x, \Delta y$ – геометричні розміри елементів; Φ_0 – світловий потік джерела живлення; $S_{u.\phi}$ – чутливість; U_0 – опорна напруга; n – розрядність перетворення.

3.5.2. Аналіз методичної та загальної похибки визначення концентрацій частинок ПВС. Відповідно (3.1) похибка визначення чисельної концентрації частинок ПВС δC_{Zi} буде залежати від похибок вимірювання кількості частинок δN_{Zi} та похибки визначення об'єму проточної вимірювальної кювети δV_{κ} . В свою чергу, похибка вимірю-

вання кількості частинок δN_{Z_i} визначається похибками, які виникають за рахунок неправильного розпізнавання частинок δN_p та дискретності підрахунку δN_o . Перша складова похибки δN_p є методичною похибкою та визначається ймовірностями правильного та помилкового розпізнавання частинок ПВС певної групи за їх спектрополяриметричними зображеннями, а також кількістю частинок у досліджуваному зразку N_i . При цьому ймовірність правильного визначення кількості частинок певної групи дорівнює добутку ймовірностей правильного розпізнавання кожної з частинок

$$P_{BN_i} = \prod_{j=1}^{N_i} P_{ei}, \quad (3.50)$$

а ймовірність визначення кількості частинок певної групи з похибкою Δx (правильного розпізнавання будь-яких Δx частинок з N) дорівнює добутку ймовірностей правильного розпізнавання $N - \Delta x$ частинок та ймовірностей помилкового розпізнавання Δx частинок з врахуванням усіх можливих комбінації таких подій

$$P_{\Pi\Delta x} = \frac{N!}{\Delta x!(N - \Delta x)!} \prod_{i=1}^{N-\Delta x} P_{ei} \prod_{j=1}^{\Delta x} (1 - P_{ei}). \quad (3.51)$$

Ймовірність визначення кількості частинок певної групи з помилкою не більше Δx дорівнює сумі ймовірностей відповідних подій

$$P_{B \leq \Delta x} = \prod_{j=1}^N P_{ei} + \sum_{m=1}^{\Delta x} \left(\frac{N!}{\Delta x!(N - \Delta x)!} \prod_{i=1}^{N-\Delta x} P_{ei} \prod_{j=1}^{\Delta x} (1 - P_{ei}) \right), \quad (3.52)$$

що відповідає визначенню кількості частинок певної групи N_i з відносною похибкою не більшою $\delta N_i = (1 - \Delta x / N_i) \cdot 100\%$ з ймовірністю не більшою $P_{B \leq \Delta x}$.

Ймовірності розпізнавання типу частинок ПВС 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 ПВС.

Оскільки похибка, яка виникає за рахунок помилкового розпізнавання частинок, є випадковою та залежить від великої кількості неза-

лежних складових, то її можна описати за допомогою нормального закону розподілу.

Друга складова похибки вимірювання кількості частинок ПВС, що визначається дискретністю їх підрахунку δN_{δ} , 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 ПВС у первинному вимірювальному перетворювачі

$$\bar{\Delta}_{\delta \max} = \frac{1}{2 \cdot N_{\min}} \cdot 100 \% . \quad (3.53)$$

Середньоквадратичне значення цієї похибки [121]

$$\delta N_{\delta} = \frac{\bar{\Delta}_{\delta \max}}{\sqrt{3}} = \frac{1}{2\sqrt{3} \cdot N_{\min}} \cdot 100 \% . \quad (3.54)$$

Таким чином, з врахуванням незалежної дії проаналізованих складових результуюча похибка вимірювання кількості частинок буде визначати методичну складову похибки

$$\delta_M = \delta N_{Zi} = \sqrt{\delta N_p^2 + \delta N_{\delta}^2} . \quad (3.55)$$

Інструментальна складова похибки вимірювань концентрації частинок ПВС 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 ПВС в результаті ввійшли до складу похибки розпізнавання частинок δN_p .

Відтак, загальна похибка визначення чисельної концентрації частинок ПВС обчислюватиметься таким чином

$$\delta C_{Zi} = \delta_M + \delta_i . \quad (3.56)$$

3.6 Дослідження дії факторів впливу на перетворення інформативного сигналу у засобі контролю

Вимірювання концентрації частинок ПВС за спектрополяриметричним методом є опосередкованим. Безпосередньо вимірюється осві-

тленість світлочувливих елементів матриці ПЗЗ-камери $E_{\text{вх.ХУ ПЗЗ}}$. Крім того цифровим сенсором визначається температура у вимірювальній кюветі T . На вимірювання чисельної концентрації частинок ПВС (інформативного параметра) впливають такі фактори: кількість частинок ПВС 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 вигляд (рис. 3.6)

$$y = f(\bar{x}, \bar{f}) = f(x_1, x_2, f_1, f_2, f_3, f_4, f_5), \quad (3.57)$$

де x_i – вхідні величини; f_i – впливні величини.

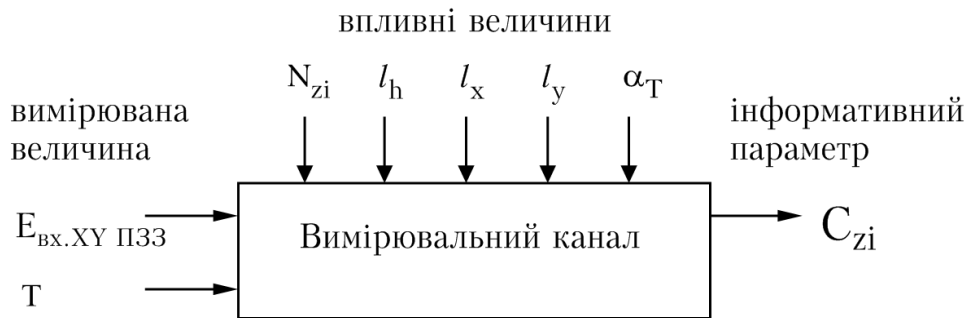


Рисунок 3.6 – Узагальнена схема перетворення інформативного сигналу у засобі контролю

Розвинення (3.57) в ряд Тейлора буде таким:

$$y = f(\bar{x}_n) + \sum_{i=1}^2 \frac{\partial y}{\partial x_i} \cdot (x_i - x_{in}) + \sum_{j=1}^5 \frac{\partial y}{\partial f_j} \cdot (f_j - f_{jn}) + \sum_{i=1}^2 \sum_{j=1}^5 \frac{\partial^2 y}{\partial x_i \partial f_j} \cdot (x_i - x_{in}) \times \\ \times (f_j - f_{jn}) + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^2 \sum_{j=1}^5 \frac{\partial^2 y}{\partial x_i \partial x_j} \cdot (x_i - x_{in}) \cdot (x_j - x_{jn}) + \\ + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^2 \sum_{j=1}^5 \frac{\partial^2 y}{\partial f_i \partial f_j} \cdot (f_i - f_{in}) \cdot (f_j - f_{jn}) + \dots \quad (3.58)$$

Індекс n біля функцій і параметрів означає їх номінальне значення. При цьому із (3.58) можна виділити такі номінальні коефіцієнти перетворення:

$s_1 = \partial C_{zi} / \partial N_{zi}$ – чутливість визначення концентрації частинок C_{zi} за кількістю частинок ПВС у проточній вимірювальній кюветі N_{zi} ;

$s_2 = \partial C_{zi} / \partial T$ – чутливість визначення концентрації частинок C_{zi} за зміною температури.

Статична метрологічна характеристика вимірювального каналу за собу контролю показана на рис. 3.7. Розрахуємо залежності зміни чутливості s_1 та s_2 від температури T та кількості частинок N_{zi} (рис. 3.8).

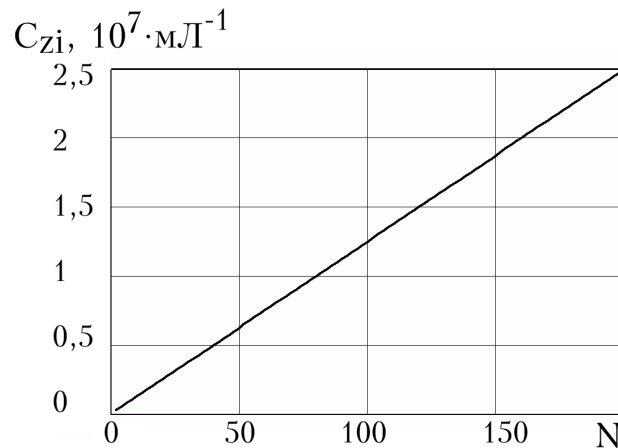
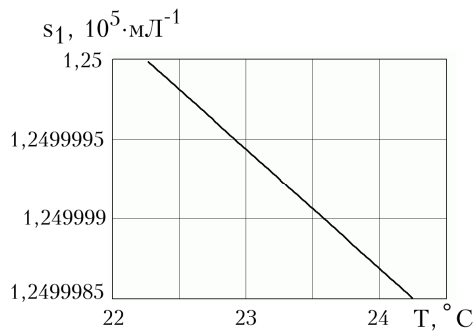
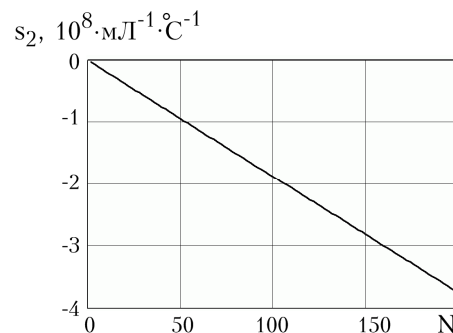


Рисунок 3.7 – Статична метрологічна характеристика вимірювального каналу



а)



б)

Рисунок 3.8 – Залежності зміни чутливості а) s_1 та б) s_2 від температури T та кількості частинок N_{zi}

Розрахуємо залежності похибки визначення концентрації частинок δC_{zi} від похибки за рахунок помилкового розпізнавання частинок,

похибки дискретності, факторів впливу на основі рівняння перетворення інформативного параметра (рис. 3.9).

Аналізуючи отримані залежності вимірювання концентрації частинок δC_{zi} від факторів впливу, слід відзначити малий вплив на похибку температури за рахунок дії термостату. Значний вплив на вимірювання концентрації частинок створює похибка дискретності при кількості частинок ПВС у первинному вимірювальному перетворювачі меншій 50.

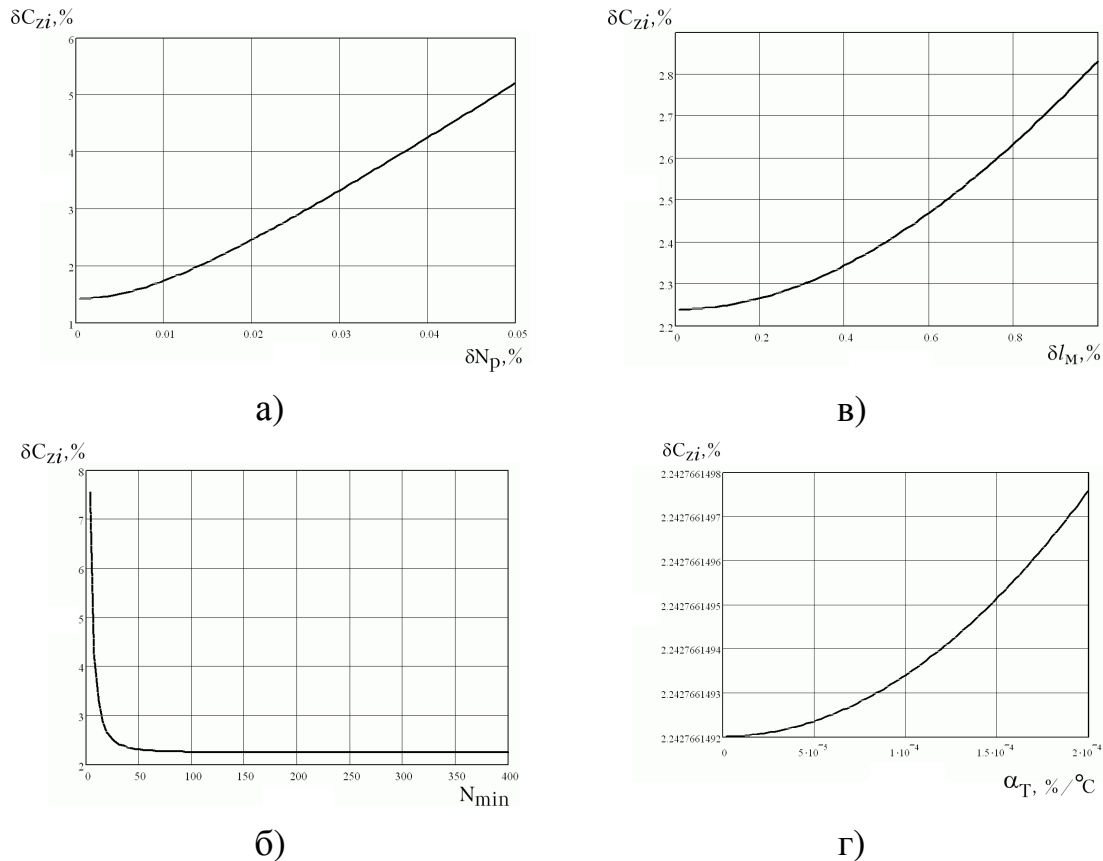


Рисунок 3.9 – Залежності похибки вимірювання концентрації частинок δC_{zi} від факторів впливу: а) похибки за рахунок помилкового розпізнавання частинок, б) похибки дискретності, в) механічних допусків при виготовленні кювети, г) температурного коефіцієнта розширення

Основним фактором впливу, що визначає похибку вимірювання концентрації частинок ПВС, є похибка, яка спричинена помилковим розпізнаванням типів частинок (рис. 3.10а). Тому необхідно проаналізувати, як впливають похибки прямого вимірювання освітленості елементів ПЗЗ камери на похибку вимірювання концентрації частинок, що визначається опосередкованим методом. Для оцінювання випадко-

вих похибок опосередкованих вимірювань [125] використовується методика опрацювання результатів опосередкованих вимірювань наведена у документі МИ 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

$$\delta q = \sqrt{\left(\frac{\partial q}{\partial x} \delta x\right)^2 + \left(\frac{\partial q}{\partial y} \delta y\right)^2 + \dots + \left(\frac{\partial q}{\partial w} \delta w\right)^2}. \quad (3.59)$$

Однак функція, що пов’язує освітленість елементів ПЗЗ-камери $E_{\text{ок.ХУ ПЗЗ}}$ та концентрацію частинок, у аналітичному вигляді, не існує, а перетворення від сформованих ПЗЗ-камерою спектрополяриметричних зображень до значення концентрації частинок ПВС певного типу здійснюється у ПК за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення, розробленого у розділі 4. Тому оцінювання похибки опосередкованих вимірювань виконаємо за допомогою імітаційного математичного моделювання, як рекомендовано у МИ 2174-91. При цьому у якості початкових даних використаємо спектрополяриметричні зображення частинок ПВС, отримані методом Монте-Карло, з урахуванням спотворень у вимірювальному каналі засобу контролю

$$E'_{XY} = H(E_{XY}) + h_{XY}, \quad (3.60)$$

де E_{XY} – початкове неспотворене зображення; $H(E_{XY})$ – оператор спотворення зображення у оптичній схемі засобу контролю за рахунок дії систематичної похибки; h_{XY} – шумовий сигнал, що визначається випадковими похибками.

Залежності, отримані за допомогою імітаційного моделювання, показані на рис. 3.10, де 1–3 – вплив світлового потоку джерела випромінювання, 4–6 – розрядності АЦП, 7–9 – співвідношення сигнал/шум ПЗЗ-камери, 10–12 – роздільної здатності ПЗЗ камери, 13–15 – загальної похибки прямого вимірювання освітленості елементів ПЗЗ-камери.

При значенні факторів впливу $\delta N_p < 2 \%$, $N_{\text{min}} > 30$, $\delta l_M < 0,5 \%$, $K_T < 2 \cdot 10^{-4} \%/^{\circ}\text{C}$, $\Delta T < 0,25^{\circ}\text{C}$ загальна похибка вимірювань концентрації частинок ПВС не перевищує 2,5 %.

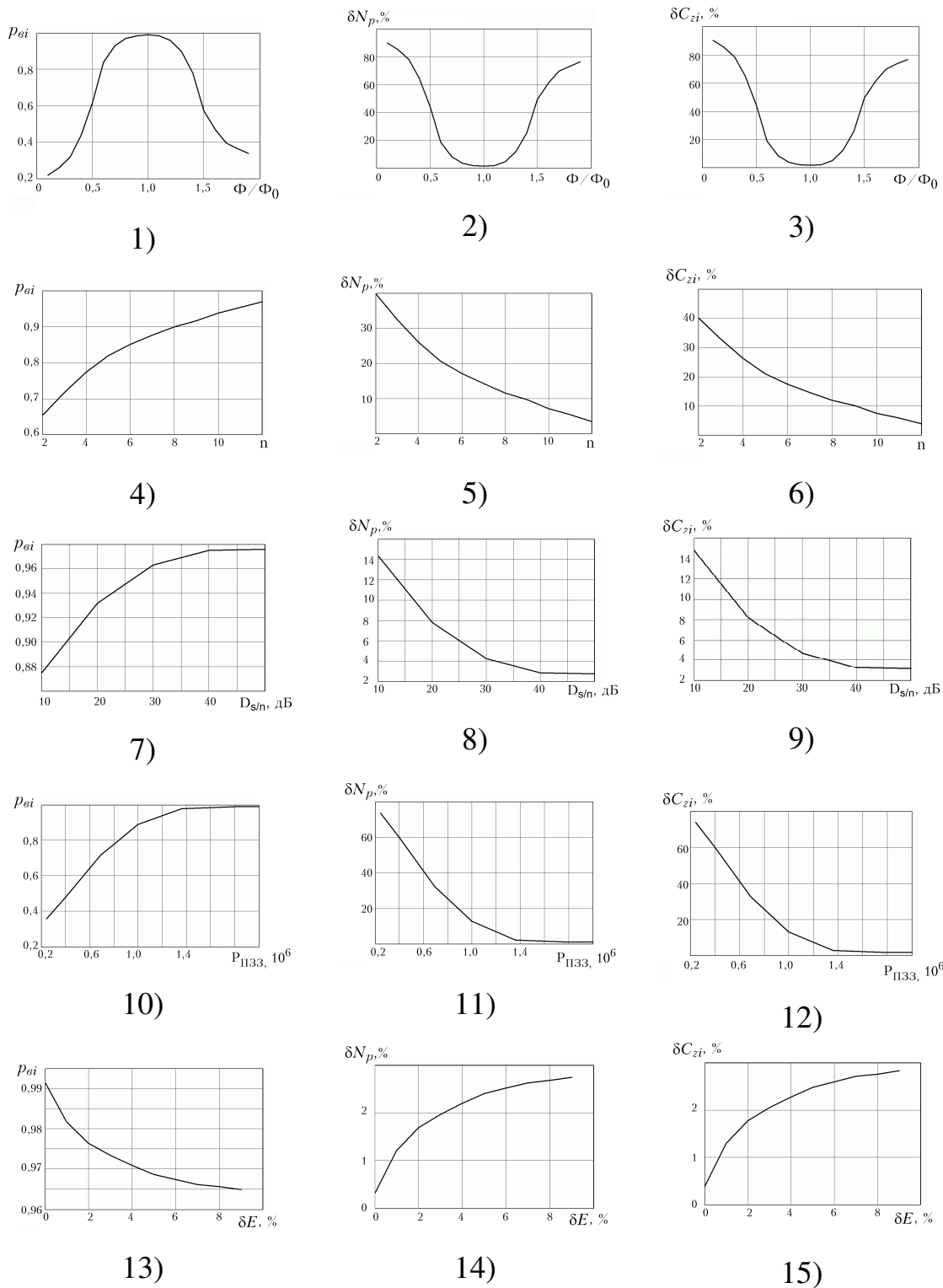


Рисунок 3.10 – Залежності ймовірності розпізнавання типу частинок ПВС p_{ei} , похибки за рахунок помилкового розпізнавання частинок δN_p та загальної похибки вимірювань концентрації частинок δC_{zi} від факторів, що впливають на формування спектрополяриметричних зображень частинок

Закон розподілу випадкової складової загальної похибки вимірювань є композицією законів розподілу – нормального закону розподілу похибки, яка спричинена помилковим розпізнаванням типів частинок на основі порівняння масивів спектрополяриметричних зображень та прямокутного закону розподілу похибки, яка спричинена дискретністю підрахунку частинок ПВС у первинному вимірювальному перетворювачі.

Закон розподілу визначається як згортка законів розподілу складових похибки за формулою

$$p(y) = \int_{-\infty}^{\infty} p_1(y-x)p_2(x)dx, \quad (3.61)$$

де $p(y)$ – результуючий закон розподілу; $p_1(x)$ та $p_2(x)$ – закони розподілу складових похибки.

Результати числового розв’язку формули (3.61) отримані за допомогою Maple 10.0 та показані на рис. 3.11.

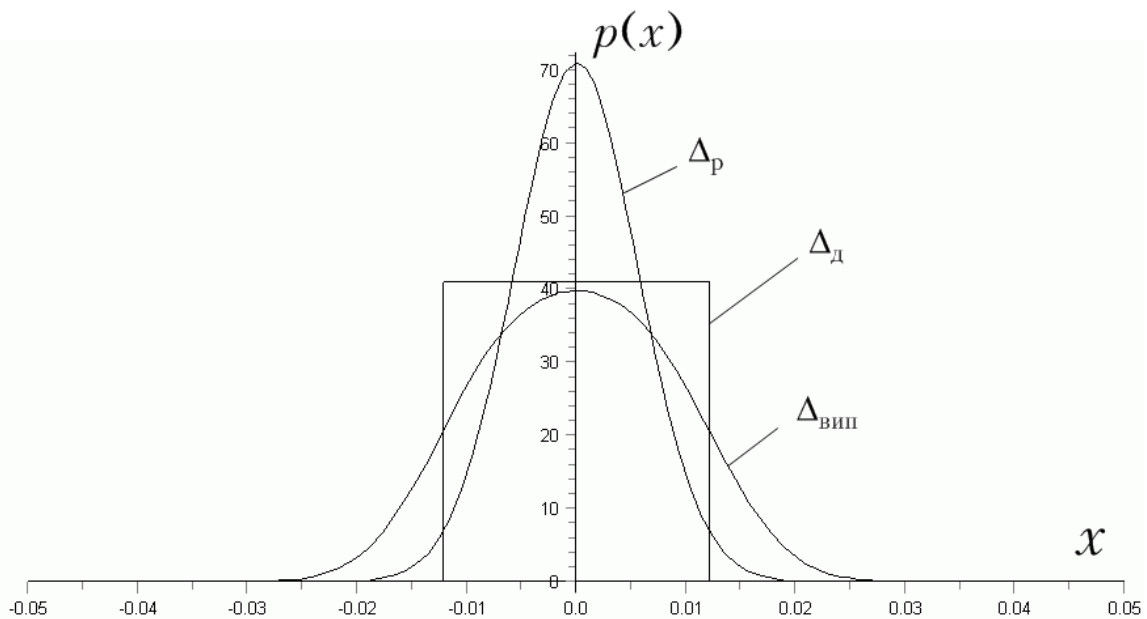


Рисунок 3.11 – Композиція законів розподілу випадкової складової загальної похибки

3.7 Висновки

1. Вперше запропоновано спектрополяриметричний метод контролю концентрацій частинок ПВС, який полягає у порівнянні з допомогою

розробленого автоматизованого засобу контролю масивів спектрополяриметричних зображень частинок, отриманих *in vitro* ПЗЗ-камерою в заданому діапазоні зміни довжин хвиль та кутових положень поляризатора і аналізатора, що дає можливість підвищити вірогідність контролю концентрацій частинок ПВС.

2. Вдосконалено конструкцію оптичного первинного перетворювача та розроблено структурну схему автоматизованого засобу контролю концентрацій частинок ПВС на основі порівняння масивів їх спектрополяриметричних зображень, що дозволило підвищити вірогідність контролю.

3. Визначено рівняння перетворення інформативного сигналу у вимірювальному каналі засобу контролю, що дало можливість врахувати впливні фактори, а також зменшити методичну складову похибки вимірювань та підвищити вірогідність контролю концентрацій частинок ПВС.

4. Проаналізовано чутливість засобу контролю та визначено мінімальні розміри частинок ПВЧ, які можуть досліджуватись та порівнюватись.

5. Оцінено можливі значення складових похибки вимірювання концентрації частинок ПВС за допомогою розробленого засобу. Встановлено, що загальна похибка вимірювань не перевищує 2,5 %.

Основні наукові результати розділу опубліковані в працях [54, 78–87, 122–123].

РОЗДІЛ 4

АНАЛІЗ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ РЕЗУЛЬТАТІВ ТА ОЦІНКА ВІРОГІДНОСТІ КОНТРОЛЮ КОНЦЕНТРАЦІЙ ЧАСТИНОК ПОЛІДИСПЕРСНИХ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ

4.1 Алгоритмічне і програмне забезпечення засобу контролю концентрацій частинок ПВС за спектрополяриметричним методом

Використання ПЗЗ-камери дозволяє отримувати цифрові дифракційні спектрополяриметричні зображення частинок ПВС, що має низку 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 ПВС спектрополяриметричним методом такий (рис. 4.1а): на початку роботи встановлюються основні параметри експерименту – діапазон та крок зміни довжини хвилі зондуючого 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 ПВС, 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 ПВС 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 (рис. 4.1б):

- виділення необхідного фрагмента;
- 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 чорнобіле;
- сегментації – формування сегментів зображення, що відповідають окремим частинкам.

На даний час існує низка методів оброблення зображення, які призначені 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 під'єднаними до персонального комп'ютера через COM та USB порти [126, 127]. Графічний інтерфейс користувача програми обробки спектрополяриметричних зображень частинок ПВС наведено на рис. 4.2.

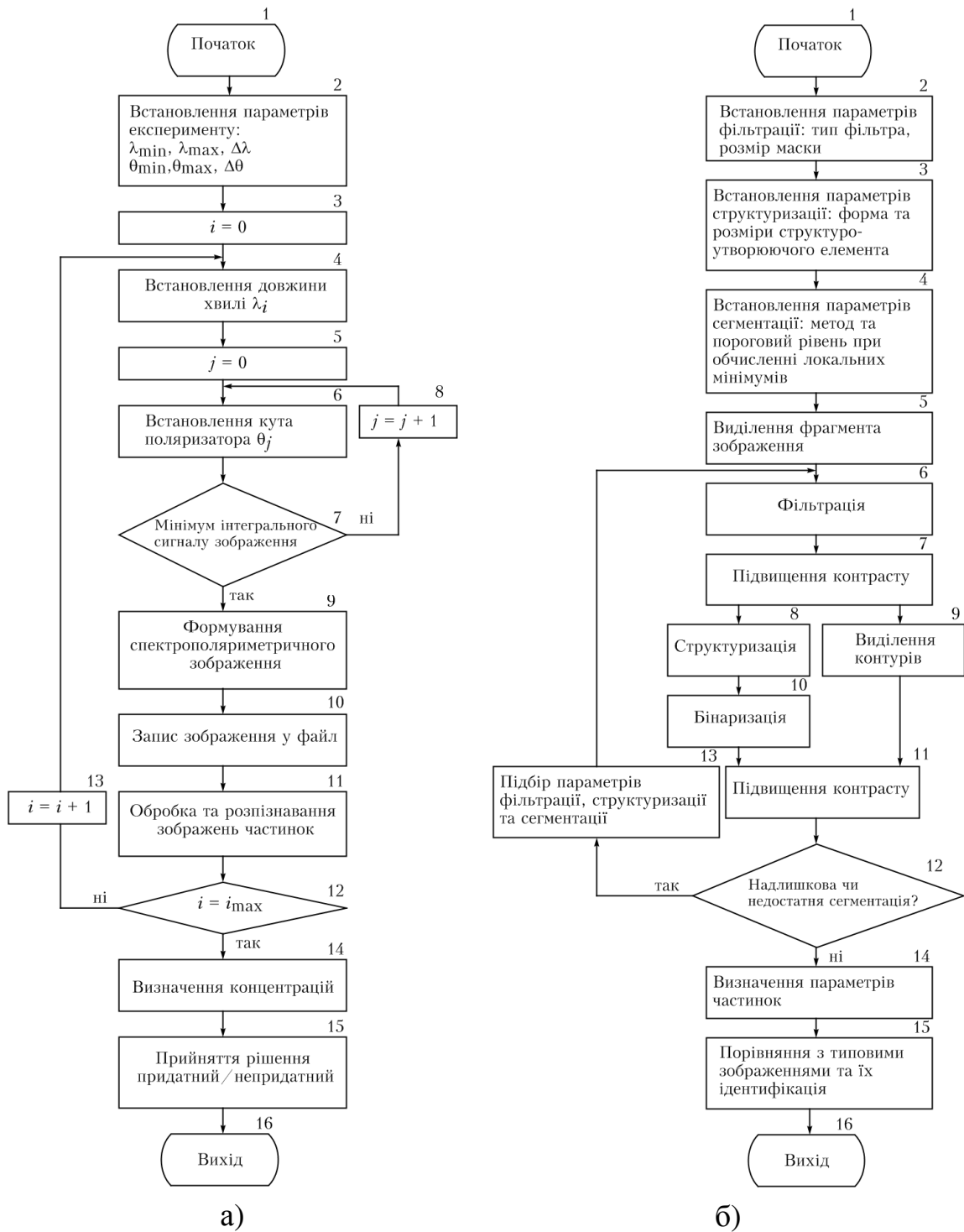


Рисунок 4.1 – Алгоритми функціонування засобу контролю: а) алгоритм роботи автоматизованого засобу контролю концентрацій частинок ПВС; б) алгоритм підпрограми обробки спектрополяриметричних зображень

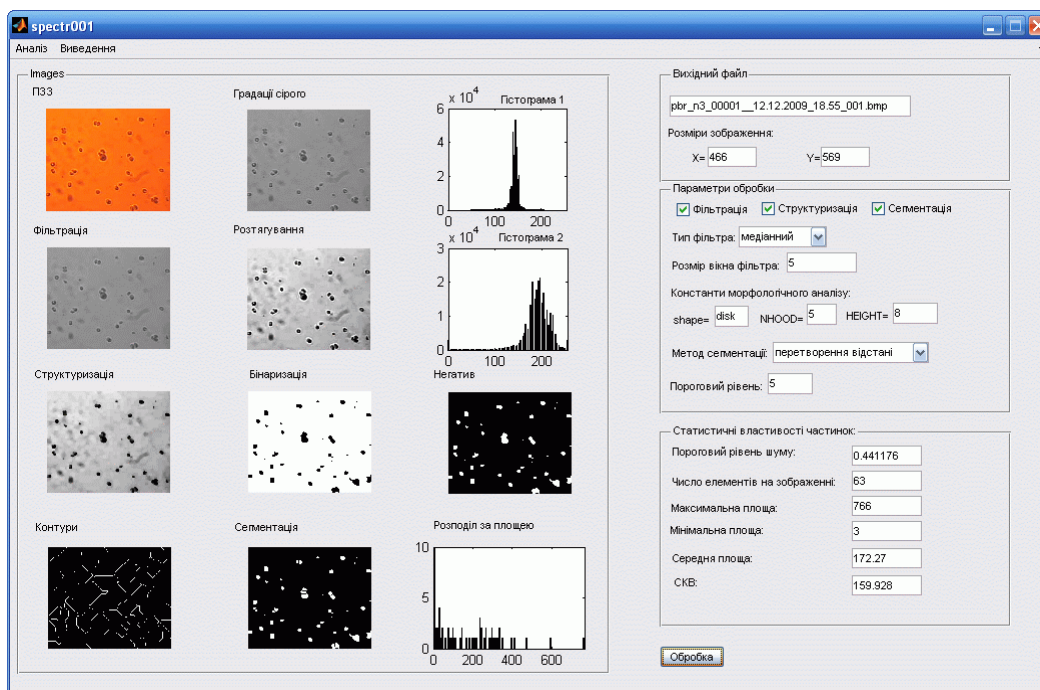
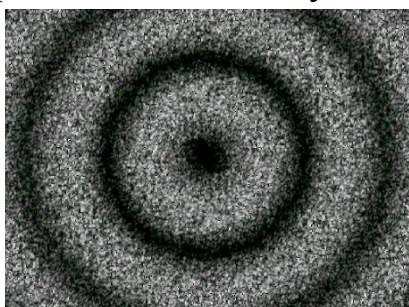
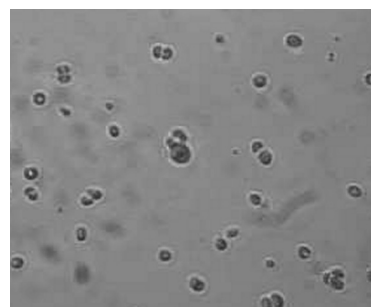


Рисунок 4.2 – Графічний інтерфейс користувача програми засобу контролю концентрацій частинок ПВС спектрополяриметричним методом

4.1.1 Виділення необхідного фрагмента та фільтрація зображень частинок. При роботі засобу контролю з товстим шаром ПВС та багатократним відбиттям на ПЗЗ-камері формується дифракційне зображення, що характеризує усереднені форму та розміри частинок ПВС (рис. 4.3а). При цьому інформативним є все отримане зображення з ПЗЗ-камери і виділення фрагмента зображення не потрібне. Розміри частинок визначаються за допомогою обчислення різниці між дифракційними максимумами.



а)



б)

Рисунок 4.3 – Зображення отримані при дослідженні шару ПВС при а) багатократному та б) однократному розсіюванні

Однак при роботі засобу контролю з тонким шаром ПВС, у якому забезпечується режим однократного відбиття у моношарі частинок, на ПЗЗ-камері формуються дифракційні спектрополяриметричні зображення декількох частинок (див. рис. 4.3б). 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.

Для виділення зображення на фоні шумів використовується їх лінійна та нелінійна фільтрації. 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 приводить 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, впорядкованою за зростанням послідовності елементів зображення, що потрапляють у маску. При виході маски на межу зображення елементи маски, які не потрапляють на зображення, замінюються нулями. Медіанний фільтр досить просто та ефективно подавляє дрібнодисперсний шум, що виникає в 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 заглушення завад на зображенні є фільтр Вінера. Фільтр Вінера шукає наближення \hat{f} , що мінімізує середньоквадратичне відхилення

$$e^2 = E(f - \hat{f}), \quad (4.1)$$

де E – оператор математичного очікування; f – неспотворене зображення.

Двовимірний фільтр Вінера шукає для елементів маски середнє значення та середньоквадратичне відхилення:

$$\mu = \frac{1}{n \cdot m} \sum N_{ij}; \quad \sigma^2 = \frac{1}{n \cdot m} \sum (N_{ij})^2 - \mu^2. \quad (4.2)$$

Далі елементи зображення замінюються на

$$b_{ij} = \mu + \frac{\sigma^2 - v^2}{\sigma^2} (N_{ij} - \mu), \quad (4.3)$$

де v^2 – середньоквадратичне значення шуму для всього зображення.

На рис. 4.4 наведено результати фільтрації зображення у MATLAB для ПВС на прикладі фітопланктону при застосуванні різних видів фільтрації.

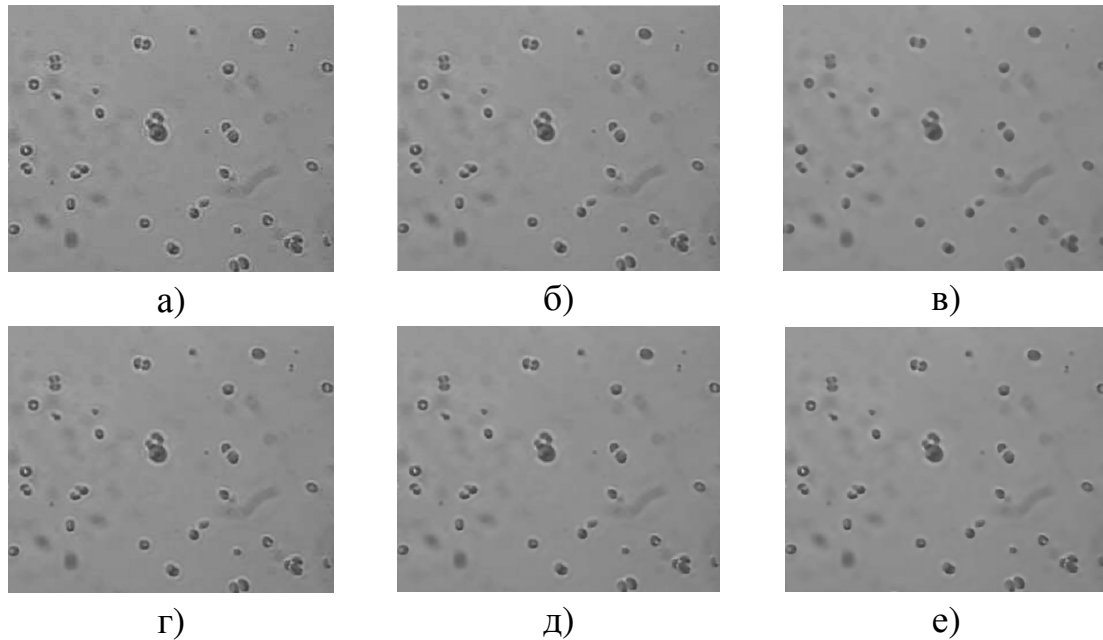


Рисунок 4.4 – Фільтрація зображень:

- а) початкове зображення; б) медіанна фільтрація, вікно 5×5;
- в) медіанна фільтрація, вікно 9×9; г) фільтр Вінера, вікно 5×5;
- д) фільтр Вінера, вікно 7×7; е) фільтр Вінера, вікно 9×9

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 ПВС індивідуально.

4.1.2 Підвищення контрасту зображення частинок. Контраст цифрового зображення на виході ПЗЗ-камери визначатиметься максимальним та мінімальним числами для пікселів, що відповідають мінімально та максимально освітленим елементам ПЗЗ-матриці

$$K_N = \frac{N_{\max} - N_{\min}}{N_{\max} + N_{\min}}. \quad (4.4)$$

Для підвищення контрасту використаємо 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

$$k_{\max_out} = \frac{D}{N_{\max_out}}; k_{\min_out} = \frac{D}{N_{\min_out}}; k_{\max_in} = \frac{D}{N_{\max_in1}}; k_{\min_in} = \frac{D}{N_{\min_in1}}. \quad (4.5)$$

Враховавши $k_{\max_out} = 1$, $k_{\min_out} = 0$ запишемо функцію перетворення яскравості зображення

$$N_{out\ ij} = \frac{N_{in\ ij} - (2^n - 1)k_{\min_in}}{k_{\max_in} - k_{\min_in}}. \quad (4.6)$$

Крива перетворення яскравості зображення за формулою (4.6) наведена на рис. 4.5а. 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 використову-

ють нелінійні криві перетворення яскравості (рис. 4.5б, в) застосовуючи гамма-корекцію.

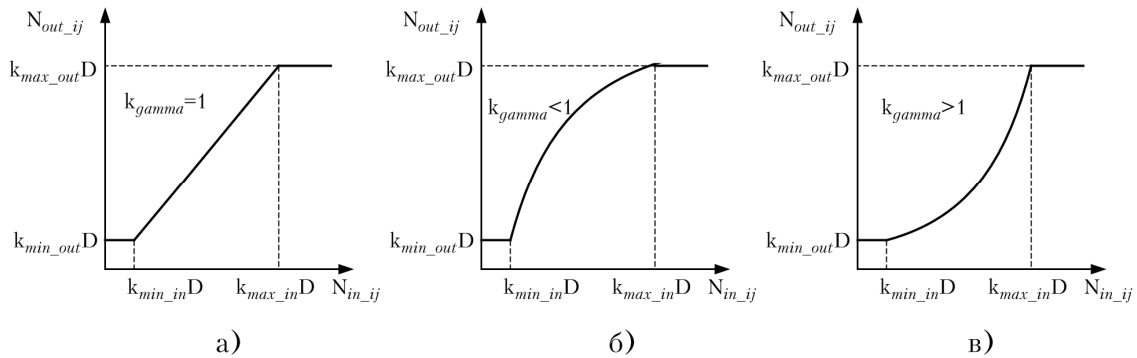


Рисунок 4.5 – Криві корекції яскравості зображення: а) лінійна корекція, б) гамма-корекція з $k_{gamma} < 1$, в) гамма-корекція з $k_{gamma} > 1$

Використаємо лінійне перетворення яскравості зображення ($k_{gamma} = 1$) та приймемо $\delta_{\%} = 1\%$, при обмеженні діапазону градацій яскравості вхідного зображення. Результати перетворення яскравості зображення для прикладу зразка фітопланктону, проведені у MATLAB, показані на рис. 4.6.

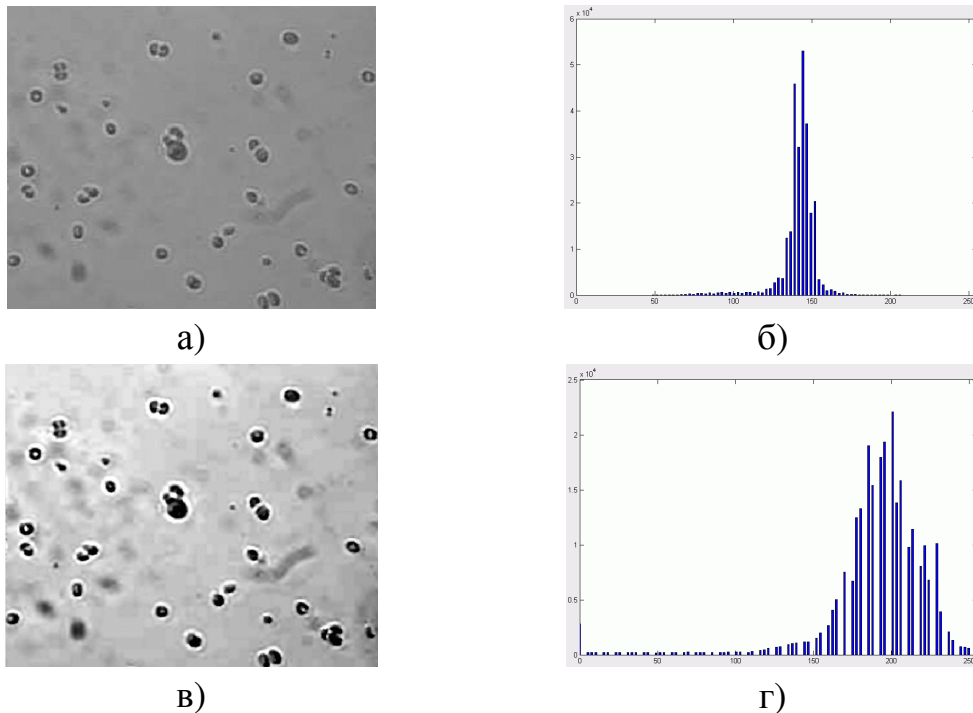


Рисунок 4.6 – Корекція яскравості зображення:
 а) початкове зображення $N_{in\ ij}$; б) гістограма початкового зображення;
 в) вихідне зображення $N_{out\ ij}$; г) гістограма вихідного зображення

4.1.3 Морфологічний аналіз зображень. Якщо орієнтовна форма частинок відома, то можливо здійснити пошук та інтерпретацію елементів зображення, використовуючи у якості маски матрицю, що містить шаблон структуроутворюючого елемента заданої форми та розмірів. Проведемо структуризацію зображень, використавши у якості шаблону структуроутворюючого елемента диски різного діаметра (рис. 4.7) Слід відзначити, що при такому перетворенні форма зображення частинки дещо спотворюється та наближається до форми структуроутворюючого елемента.

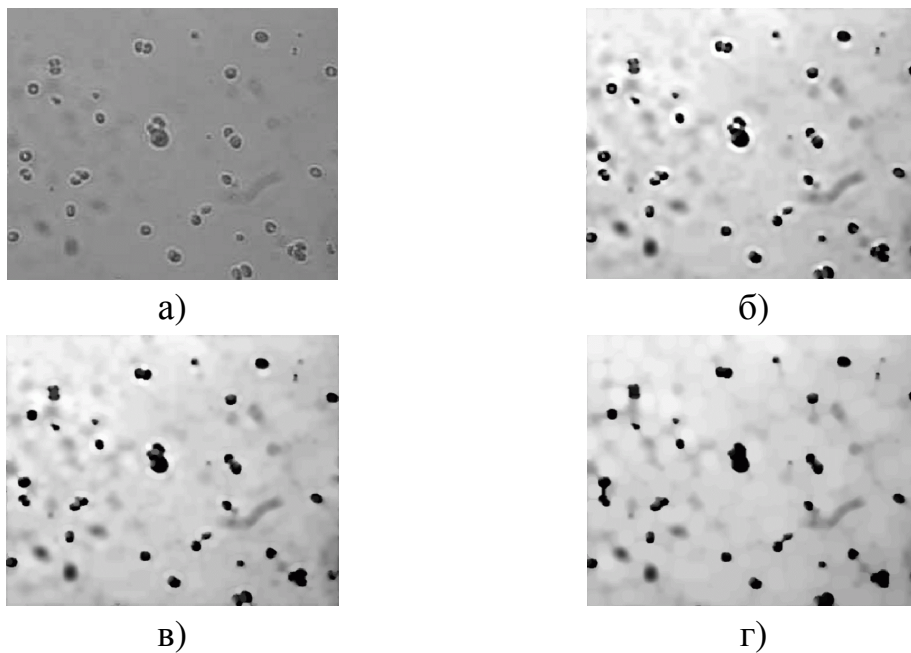


Рисунок 4.7 – Структуризація зображень при використанні у якості шаблону структуроутворюючого елемента диски різного діаметра: а – початкове зображення; б – диск 3 px; в – 5 px; г – 10 px

Для аналізу окремих частинок ПВС 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 (рис. 4.8б). Друга задача більш складна. Для її вирішення можна використати метод водорозділів [126]. Якщо інтерпретувати напівтонове зображення у вигляді поверхні рівнів на якій зна-

чення елементів зображення $f(x, y)$ інтерпретується, як висота, то лінії водорозділу будуть контурними лініями, що розділятимуть поєднані частинки (див. рис. 4.8в). За допомогою логічного множення бінаризованого зображення (див. рис. 4.8в) та зображення контурів водорозділів (див. рис. 4.8д) отримуємо сегментоване зображення (див. рис. 4.8ж), у якому частинки розділені одна від одної.

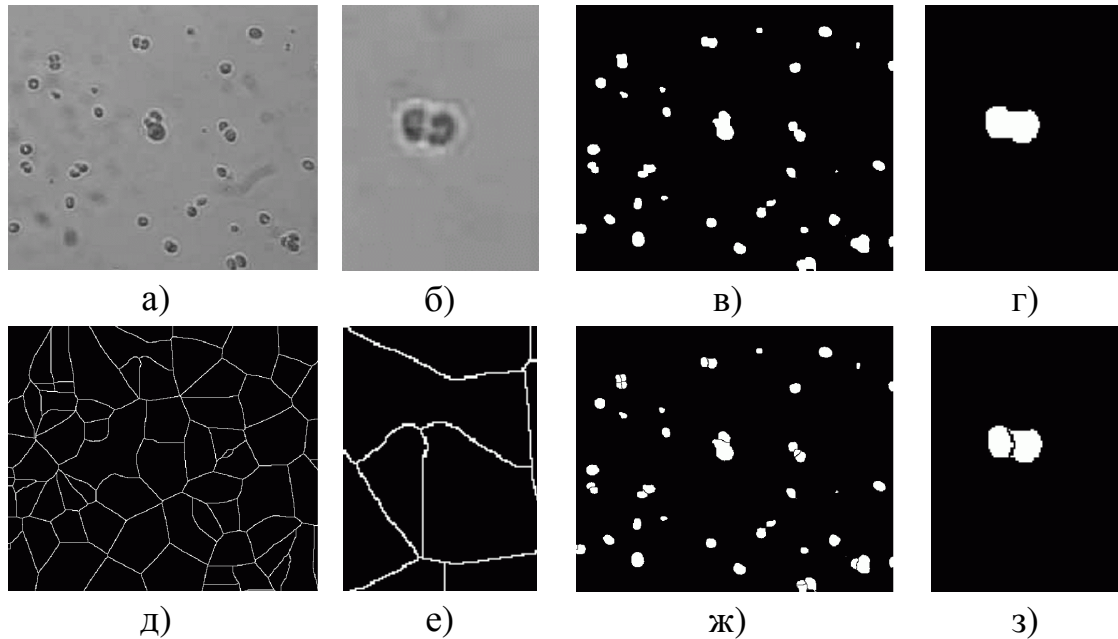


Рисунок 4.8 – Сегментація зображення: а) початкове зображення; в) бінаризоване зображення; д) контури водорозділів; ж) сегментоване зображення; б), г), е), з) збільшені фрагменти відповідних зображень

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 межі об'єкта. При роботі у режимі товстого шару рідини та багатократного відбиття необхідно будувати контури дифракційних максимумів зображення та обчислювати різницю між ними. Межа розглядається, як область різкого перепаду функції яскравості зображення. Для виділення кон-

турів 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.

4.1.4 Визначення розмірів частинок ПВС та їх статистичний аналіз. Отримавши сегментоване чорно-біле зображення (див. рис.4.8ж), у якому кожна частинка представлена на цифровому зображенні сегментом, визначимо площу кожного сегмента та проведемо статистичну обробку цих даних. Результати обчислень наведені у табл. 4.1 при автоматизованому вимірюванні параметрів частинок для різних видів фільтрації, структуризації та сегментації на прикладі дослідження зображення фітопланктону.

Найбільш оптимальним з точки зору компромісу між надлишковою та недостатньою сегментацією для цього зображення частинок ПВС виявилось застосування двовимірного фільтра Вінера з розміром вікна 5×5 та використання у якості шаблону структуроутворюючого елемента диску діаметром 5 рх. При застосуванні методу сегментації по водорозділах з допомогою перетворення відстані (№ 13, табл. 4.1) було отримано значення середньої площі частинок $237,553 \text{ рх}^2$. При застосуванні методу сегментації по водорозділах з використанням маркерів локальних мінімумів та пороговим рівнем 100 (№ 26, табл. 4.1) було отримано значення середньої площі частинок $247,667 \text{ рх}^2$. Гістограми розподілу сегментів зображення ПВС по площі для різних видів фільтрації, структуризації та сегментації відповідно табл. 4.1 показані на рис. 4.9.

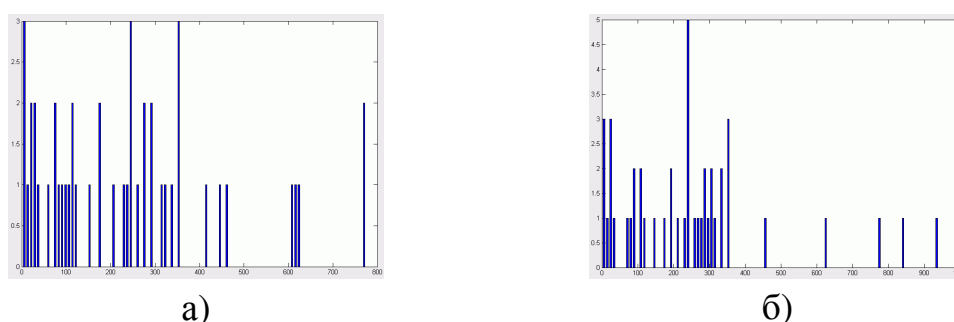


Рисунок 4.9 – Гістограми розподілу сегментів зображення по площі:

- а) метод сегментації з допомогою перетворення відстані;
- б) метод сегментації з використанням маркерів локальних мінімумів

Таблиця 4.1 – Результати автоматизованого вимірювання параметрів частинок ПВС

№	фільтр	$x_m \times y_m$, рх	d_s , рх	МС	р	N_{seg}	S_{max} , рх ²	S_{min} , рх ²	S_{mean} , рх ²	σ_s , рх 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

В табл.4.1 $x_m \times y_m$ – розміри маски двовимірного фільтра; d_s – діаметр диска структуроутворюючого елемента; МС – метод сегментації по водорозділах: ПВ – з допомогою перетворення відстані, М – з використанням маркерів локальних мінімумів; р – 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.

4.1.5 Розпізнавання частинок ПВС на основі порівняння з характерними зображеннями для частинок певного типу. На основі статистичних даних за середнім розміром частинок $\langle \rho \rangle$ чи їх показником заломлення $\langle m \rangle$ 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 спектрополяриметричних зображень частинок із зображеннями для частинок відомого типу, структури, форми та розмірів, визначених за допомогою зразкового засобу вимірювань.

Найпростішим методом порівняння є обчислення різницевого зображення ΔN_{ij} між елементами виміряного N_{ij} і еталонного зображення $N_{et.ij}$

$$\Delta N_{ij} = N_{ij} - N_{et.ij}. \quad (4.7)$$

У поняттях теорії рішень таке порівняння двох багатовимірних векторів x та y зводиться до знаходження евклідової відстані між ними [126]

$$d(x, y) = \|x - y\| = \|y - x\| = \left[(x_1 - y_1)^2 + \dots + (x_n - y_n)^2 \right]^{1/2}. \quad (4.8)$$

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 ПВС, а також здійснити надійне розділення частинок різних типів.

Вибір найкоротшої евклідової відстані еквівалентний обчисленню розв'язувальної функції

$$d_j(x) = x^T m_j - \frac{1}{2} m_j^T m_j, \quad (4.9)$$

де m_j – середні вектори для j -го класу.

Розпізнавання частинок до певного класу здійснюється при найбільшому значенні $d_j(x)$. Розрізнявальна гіперповерхня між класами ω_i та ω_j у випадку класифікатора по мінімуму евклідової відстані визначається рівнянням [126]

$$d_{ij}(x) = d_i(x) - d_j(x) = x^T (m_i - m_j) - \frac{1}{2} (m_i - m_j)^T (m_i + m_j) = 0. \quad (4.10)$$

Метод розпізнавання по мінімуму евклідової відстані вимагає порівняння матриць зображень однакової розмірності. Оскільки у цьому 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 зводиться до виразу

$$f_1(x, y) \circ f_2(x, y) \Leftrightarrow F_1(u, v) \cdot F_2^*(u, v). \quad (4.11)$$

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 таким чином

$$F(u, v) = \sum_{x=0}^{M-1} \sum_{y=0}^{N-1} f(x, y) e^{-j2\pi(ux/M + vy/N)}, \quad (4.12)$$

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 $f(x, y) = \text{iff}t2(F(u, v))$ здійснюється таким чином

$$f(x, y) = \frac{1}{MN} \sum_{u=0}^{M-1} \sum_{v=0}^{N-1} F(u, v) e^{-j2\pi(ux/M + vy/N)}. \quad (4.13)$$

Порівняння двох зображень $f_1(x, y)$ та $f_2(x, y)$ здійснюється таким чином:

$$F_1(u, v) = \text{fft}2(f_1(x, y)); \quad (4.14)$$

$$F_2(u, v) = \text{fft}2(f_2(x, y)); \quad (4.15)$$

$$F_{con}(u, v) = F_1(u, v) \cdot F_2^*(u, v); \quad (4.16)$$

$$f_{con}(x, y) = \text{Re}(\text{iff}t2(F_{con}(u, v))), \quad (4.17)$$

де $F_2^*(u, v)$ – матриця ДПФ з комплексно спряженими елементами.

При порівнянні досліджуваного $f_i(x, y)$ та зразкового $f_s(x, y)$ визначаємо коефіцієнт кореляції між ними

$$k_{corr} = \frac{\frac{1}{M_i N_i} \sum_{x=0}^{M_i-1} \sum_{y=0}^{N_i-1} \left[\text{Re}(\text{iff}t2(\text{fft}2(f_i(x, y)) \cdot \text{fft}2^*(f_s(x, y)))) \right]}{\frac{1}{M_s N_s} \sum_{x=0}^{M_s-1} \sum_{y=0}^{N_s-1} \left[\text{Re}(\text{iff}t2(\text{fft}2(f_s(x, y)) \cdot \text{fft}2^*(f_s(x, y)))) \right]}. \quad (4.18)$$

Приклад проведення розпізнавання частинок із застосуванням ДПФ показаний на рис. 4.10. Загальна схема прийняття рішень при розпізнаванні частинок показана на рис. 4.11. На основі такої схеми проведено розпізнавання частинок серії спектрополяриметричних зображень, а результати наведено у табл. 4.2.

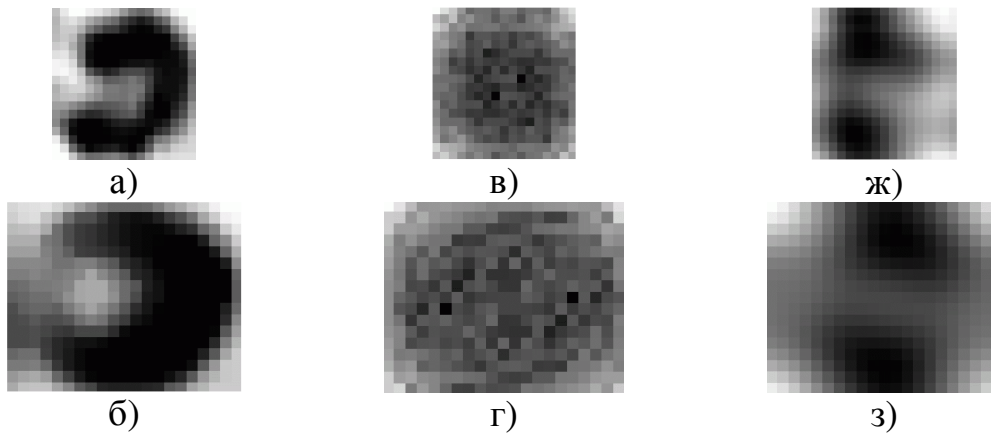


Рисунок 4.10 – Розпізнавання частинок із застосуванням ДПФ:
 а) зображення досліджуваної частинки $f_1(x, y)$; б) $f_s(x, y)$;
 в) ДПФ $f_1(x, y)$; г) ДПФ $f_s(x, y)$; ж) зворотне ДПФ $f_{is}(x, y)$;
 з) зворотне ДПФ $f_{ss}(x, y)$

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 за максимальним рівнем коефіцієнта кореляції. Якщо отримане значення максимального коефіцієнта кореляції не перевищує заданого порогового значення, то частинка не відповідає жодному типу з наявних.

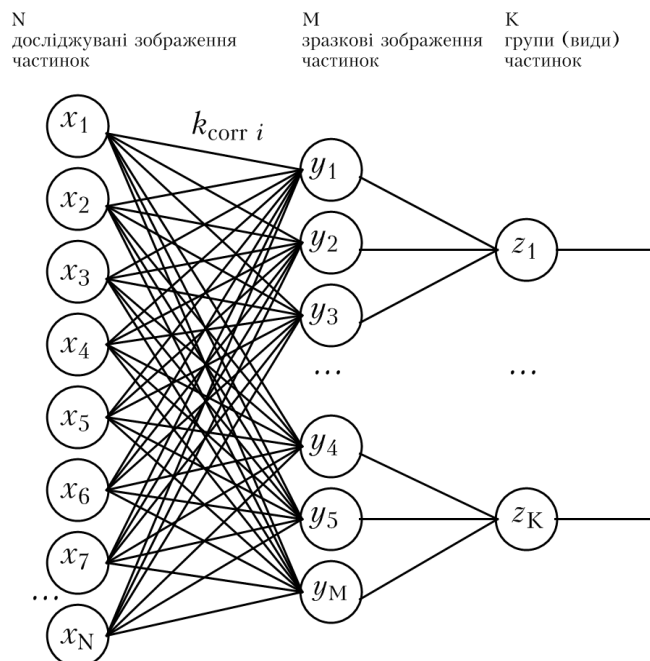


Рисунок 4.11 – Схема розпізнавання частинок на основі порівняння коефіцієнтів двовимірної кореляції зі зразковими частинками

Таблиця 4.2 – Результати розпізнавання частинок за ДПФ

№	Коефіцієнти кореляції									Макс. коэф. корел.	Тип	
	Група 1			Група 2			..	Група К				
	Тип 1	Тип 2	Тип 3	Тип 4	Тип 5	Тип 6		Тип М-2	Тип М-1			Тип М
1.	0,93754	0,7575	0,88744	0,97624	0,58271	0,85047	..	0,87146	0,76729	0,94636	0,976243	4
2.	0,72839	0,58852	0,67525	0,69471	0,93838	0,70739	..	0,71349	0,89906	0,66426	0,938387	5
3.	0,66651	0,48281	0,68639	0,56994	0,86224	0,58034	..	0,70489	0,92568	0,54495	0,925681	8
4.	0,80885	0,77579	0,78903	0,91157	0,47776	0,74905	..	0,76481	0,57047	0,87563	0,911578	4
5.	0,88402	0,64038	0,91038	0,75593	0,65489	0,93111	..	0,93492	0,81448	0,72279	0,934923	7
6.	0,80136	0,64747	0,83227	0,76430	0,85294	0,77825	..	0,86390	0,89767	0,73080	0,897676	8
7.	0,58823	0,65380	0,51380	0,56459	0,22785	0,30882	..	0,34899	0,33683	0,59824	0,653801	0
8.	0,68073	0,57068	0,46754	0,53111	0,22901	0,27975	..	0,343	0,28413	0,57589	0,680738	0
9.	0,98294	0,79418	0,97957	0,93748	0,77069	0,95459	..	0,94371	0,73185	0,89639	0,982941	1
10.	0,59330	0,69241	0,57045	0,63050	0,33534	0,46164	..	0,52921	0,40646	0,69757	0,697576	0
11.	0,66388	0,93623	0,54459	0,63436	0,32558	0,51610	..	0,49484	0,43852	0,85943	0,936234	2
12.	0,83280	0,94882	0,66458	0,75046	0,45996	0,69909	..	0,67279	0,58418	0,86787	0,948827	2
13.	0,48027	0,45308	0,39793	0,41723	0,15617	0,19188	..	0,21395	0,20599	0,38753	0,480273	0
14.	0,75292	0,99528	0,65596	0,76151	0,29313	0,44488	..	0,46280	0,42898	0,78411	0,995286	2
15.	0,53877	0,62877	0,45970	0,50923	0,27102	0,31684	..	0,41798	0,36910	0,57968	0,628771	0
16.	0,64995	0,72413	0,55650	0,60031	0,31168	0,35182	..	0,48978	0,43314	0,68080	0,724139	0
17.	0,53455	0,81036	0,44329	0,52168	0,30552	0,43874	..	0,43475	0,37185	0,69472	0,810368	2
18.	0,90189	0,76739	0,8781	0,99644	0,50946	0,71006	..	0,84377	0,63213	0,84348	0,996441	4
19.	0,84515	0,68285	0,78349	0,80607	0,89634	0,82077	..	0,82785	0,85916	0,77073	0,896341	5
20.	0,71084	0,57433	0,65898	0,67797	0,82026	0,76703	..	0,69629	0,87739	0,64825	0,877399	8
21.	0,99996	0,80793	0,92701	0,95372	0,61553	0,97112	..	0,97950	0,8102	0,91191	0,999965	1
22.	0,30858	0,29711	0,26229	0,28329	0,10398	0,12417	..	0,13038	0,12781	0,23371	0,308582	0
23.	0,58015	0,83823	0,56484	0,64555	0,32771	0,45675	..	0,54276	0,40662	0,76261	0,838239	2
24.	0,51064	0,65632	0,43722	0,49512	0,20521	0,31353	..	0,33055	0,30503	0,56840	0,656325	0
25.	0,64110	0,51799	0,59433	0,61146	0,93361	0,62261	..	0,62798	0,65173	0,58465	0,933618	5
26.	0,70498	0,95543	0,58952	0,68381	0,39427	0,53890	..	0,56235	0,48598	0,85086	0,95543	2
27.	0,88234	0,82097	0,85679	0,96911	0,51080	0,83772	..	0,83431	0,63531	0,92663	0,969119	4
28.	0,99262	0,71904	0,97826	0,84879	0,67454	0,86427	..	0,95259	0,72538	0,81158	0,992622	1
29.	0,74868	0,60491	0,69406	0,71406	0,98830	0,72709	..	0,73336	0,7611	0,68276	0,988306	5
30.	0,37512	0,37949	0,33210	0,34443	0,13788	0,17283	..	0,20369	0,20336	0,35869	0,379496	0
31.	0,84722	0,95365	0,9139	0,88830	0,49400	0,78516	..	0,86492	0,83340	0,92903	0,953658	2
32.	0,88376	0,81966	0,85817	0,96756	0,54040	0,98521	..	0,83565	0,63634	0,92514	0,985216	6
33.	0,78154	0,63146	0,72452	0,74540	0,96929	0,75900	..	0,76555	0,79450	0,71272	0,969291	5
34.	0,33207	0,26973	0,13612	0,25431	0,09164	0,14834	..	0,16972	0,09689	0,24688	0,332079	0
35.	0,99985	0,80808	0,92718	0,95389	0,56644	0,85109	..	0,97968	0,81005	0,91208	0,999854	1
...
N	0,70007	0,56563	0,649	0,66769	0,92413	0,67988	..	0,68574	0,77944	0,63843	0,924134	5

На основі результатів розпізнавання частинок із застосуванням ДПФ розрахуємо співвідношення між частинками певних груп у загальній кількості (табл. 4.3). Використання просторової кореляції зображень із застосуванням ДПФ дозволяє провести розпізнавання частинок серії спектрополяриметричних зображень та отримати співвідношення частинок різних груп у ПВС. Однак помилка розпізнавання при цьому є сурозмірною з результатами візуальної мікроскопії. Для збільшення вірогідності контролю концентрацій частинок ПВС 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 мультиспектральними зображеннями (рис. 4.12).

Таблиця 4.3 – 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
...
К	23	1,104707

При цьому слід знаходити множину евклідових відстаней (4.8) від між кожною з матриць сімейства, що буде вимагати значних витрат часу на обчислення. Іншим методом є обчислення зваженої відстані між середніми векторами сімейств m_X та m_Y , причому вага відстані визначається матрицею, зворотною ковариаційній матриці C_Y сімейства зразкового зображення.

Така метрика визначається відстанню Махаланобіса [126]

$$d(m_Y, m_X) = (m_Y - m_X)^T C_X^{-1} (m_Y - m_X), \quad (4.19)$$

де середні вектори сімейств визначаються таким чином:

$$m_X = \frac{1}{L} \sum_{l=1}^L x_l; \quad (4.20)$$

$$m_Y = \frac{1}{L} \sum_{l=1}^L y_l, \quad (4.21)$$

а коваріаційна матриця сімейства зразкового зображення отримується так

$$C_Y = \frac{1}{L-1} \sum_{l=1}^L (y_l - m_Y)(y_l - m_Y)^T. \quad (4.22)$$

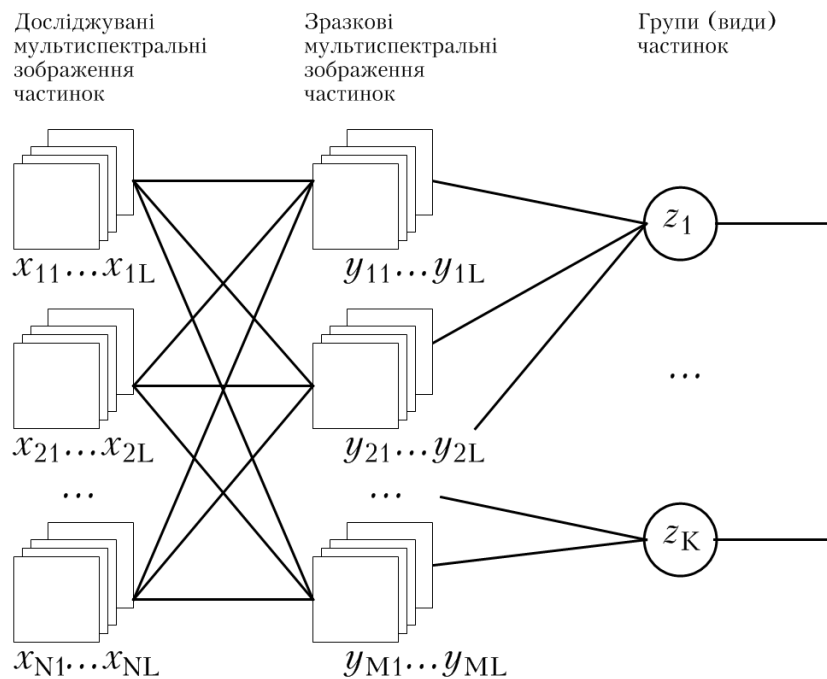


Рисунок 4.12 – Схема розпізнавання частинок на основі порівняння зі зразковими мультиспектральними зображеннями за допомогою класифікатора Байєса

Проведемо мультиспектральне розпізнавання частинок за допомогою статистично оптимального класифікатора Байєса, що має таку розв’язувальну функцію для нуль-одичної функції втрат

$$d_j(x|\omega_j) = p(x|\omega_j)P(\omega_j), \quad (4.23)$$

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 густини розподілу ймовірностей вектора ознак для n -вимірної гаусової випадкової величини мають вигляд:

$$p(m_x|\omega_j) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |C_j|^{1/2}} e^{-\frac{1}{2}[(m_x - m_j)^T C_j^{-1} (m_x - m_j)]}, \quad (4.24)$$

де C_j та m_j – ковариаційна матриця та середній вектор сімейства зразкових зображень класу ω_j , m_x – середній вектор сімейства досліджуваних зображень, $|C_j|$ – детермінант матриці C_j .

Оскільки знаходження максимуму функції $d_j(m_x)$ по j еквівалентно пошуку максимуму $\ln(d_j(m_x))$, то можна записати розв’язувальну функцію таким чином

$$d'_j(m_x) = \ln(p(m_x|\omega_j)P(\omega_j)) = \ln(p(m_x|\omega_j)) + \ln(P(\omega_j)). \quad (4.25)$$

Підставивши у (4.25) конкретну функцію для багатовимірної гаусової величини, отримаємо

$$d'_j(m_x) = \ln(P(\omega_j)) - \frac{n}{2} \ln 2\pi - \frac{1}{2} \ln |C_j| - \frac{1}{2} [(m_x - m_j)^T C_j^{-1} (m_x - m_j)]. \quad (4.26)$$

Відкинувши однакову для всіх класів сталу величину $\frac{n}{2} \ln 2\pi$, отримаємо таку розв’язувальну функцію з відстанню Махаланобіса у квадратних дужках

$$d''_j(m_x) = \ln(P(\omega_j)) - \frac{1}{2} \ln |C_j| - \frac{1}{2} [(m_x - m_j)^T C_j^{-1} (m_x - m_j)]. \quad (4.27)$$

Результати мультиспектрального розпізнавання частинок за допомогою класифікатора Байєса з розв’язувальною функцією на основі відстані Махаланобіса у просторі ознак наведені у табл. 4.4. На основі результатів мультиспектрального розпізнавання частинок розрахуємо

співвідношення між частинками певних груп у загальній кількості (табл. 4.5).

Таблиця 4.4 – Результати мультиспектрального розпізнавання частинок за допомогою класифікатора Байєса

№ частинки	Тип частинки по максимуму розв’язувальної функції	Ймовірність правильного розпізнавання, %
1	3	98,92784
2	6	97,67654
3	3	99,89567
4	8	97,08483
5	2	98,03839
...
N	9	98,39024

Таблиця 4.5 – Співвідношення частинок по групах за результатами їх мультиспектрального розпізнавання

Номер групи	Кількість частинок групи	Співвідношення частинок групи до загальної кількості
1	112	5,37944
2	237	11,38323
3	452	21,70989
4	238	11,43131
5	249	11,95965
...
K	26	1,248799

За рахунок підвищення ймовірності правильного 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 ПВС по групах (див. табл. 4.5) у порівнянні з їх розпізнаванням на основі кореляційної обробки із застосуванням ДПФ (див. табл. 4.3).

Концентрація частинок певної групи, що виміряна із серії дослідів N_δ визначається як середньоквадратичне значення

$$C_{Zi} = \sqrt{\sum_{j=1}^{N_\delta} C_{Zi}^2}. \quad (4.28)$$

При проведенні багатократних вимірювань концентрацій частинок ПВС похибка вимірювання концентрацій зменшується, як

$$\delta C_{ZiN_\delta} = \delta C_{Zi} / \sqrt{N_\delta}.$$

4.1.6 Обґрунтування вибору мінімально можливої кількості спектрополяриметричних зображень. 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 ПВС та заданій вірогідності контролю стану ПВС D_{II} . Алгоритм оптимізації кількості спектрополяриметричних зображень при заданій вірогідності контролю наведено на рис. 4.13.

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 ΔD_{II} , то вилучають наступне зображення і процес порівняння повторюється. Інакше вилучене зображення повертають до масиву. Оптимізація закінчується тоді, коли буде отримана мінімальна кількість спектропо-

ляриметричних зображень, що забезпечує задану вірогідність контролю D_{Π} . 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 мікроскопа. Як зразкову можна використати калібрувальну латексну суспензію із відомими параметрами, що призначена для перевірки засобів контролю полідисперсних рідин [66].

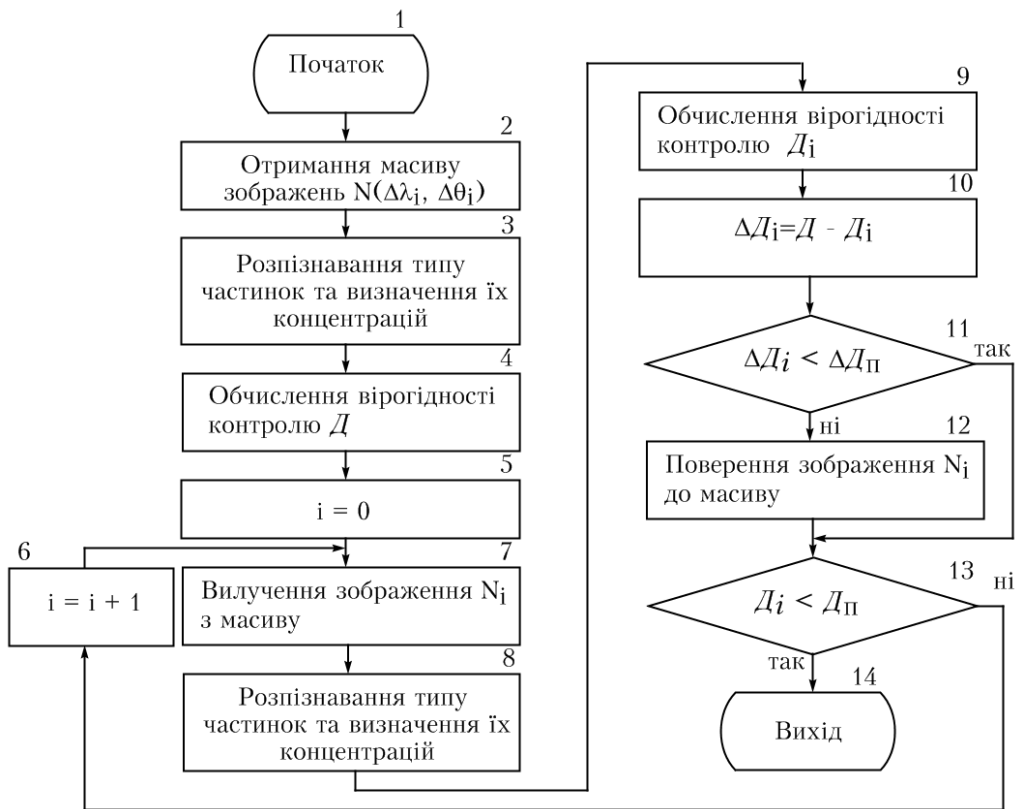


Рисунок 4.13 – Алгоритм оптимізації кількості спектрополяриметричних зображень при заданій вірогідності контролю

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 ПВС, а також кутами обертання поляризатора та аналізатора, що відповідають мінімуму інтенсивності світлового потоку, який потрапляє на ПЗЗ-камеру. При розробці засобів експрес-контролю стану ПВС його робота буде відбуватись лише на фіксова-

них довжинах хвиль, а як джерело 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.

4.2 Аналіз експериментальних результатів контролю концентрацій частинок ПВС

Проведемо оцінювання екологічного стану водних об'єктів на основі показників біоіндикації по фітопланктону. Відбір альгологічного матеріалу (зразків фітопланктону) проводився у водних об'єктах м. Вінниці з використанням батометра, а також з використанням фільтраційного та відстійного методів за допомогою сітки Апштейна і мембранних фільтрів з діаметром пор 2 мкм [12]. Особливості збору та опрацювання матеріалу відповідали загальноприйнятим підходам вивчення фітопланктону. Зразки відбирались у різних місцях водного об'єкта на різних глибинах за допомогою батометра для дослідження поля таких його гідробіологічних параметрів, як концентрацій фітопланктону різних видів. Крім того, для кожної із областей водного об'єкта досліджувалась інтегральна проба, що збиралась у ємності об'ємом 20..30 л та перемішувалась. Розпізнавання видового складу водоростей проводилась з використанням основних систематичних зведень вітчизняних та зарубіжних авторів. Дослідження зразків фітопланктону здійснювалось *in vitro*, як в живому, так і фіксованому стані (розчин Люголя (0,5 мл/200 мл) або 16 % розчин формаліну (2 мл/200 мл)). Зразки захищались від дії прямого сонячного світла та зберігались при сталій температурі. Аналіз зразків фітопланктону показав, що видове різноманіття альгофлори водойм м. Вінниці 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. Ці групи узагальнюють основне видове багатство альгофлори, оскільки становлять понад 90 % видового складу (табл. 4.6.).

Таблиця 4.6 – Результати аналізу видового різноманіття фітопланктону зразків отриманих з ділянок водного об’єкта з різним антропогенним впливом

№ п/п	Група водоростей	Зразок 1	Зразок 2	Зразок 3	Зразок 4	Зразок 5
1	синьо-зелені	22	5	8	4	1
2	евгленові	17	11	6	7	12
3	діатомові	21	11	16	5	15
4	зелені	75	61	33	31	19
5	інші	18	4	4	2	1
	Разом	153	92	65	50	48

Проведений аналіз показав, що у зразках фітопланктону взятих з річки вище міста за течією видове різноманіття (153 види фітопланктону) значно вище ніж на ділянці річки в центральній частині міста (92 види), що є доказом вагомого антропогенного впливу на екологічний стан річкової екосистеми (табл. 4.7). Ще більш забруднені допливи річки мають менше видове різноманіття 65, 50 та 48.

Виявлені 123 види водоростей-індикаторів якості води [128], 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 (*Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii* та *Aphanizomenon flos-aquae*).

Саме ці види заслуговують на посилену увагу, оскільки вони є потенційними продуцентами токсичних речовин. Виявлені види (*Spirulina jeneri.*, *Euglena caudata*, *Euglena viridis*, *Lepocinclis ovum*, *Stephanodiscus hantzshii*, *Navicula veneta*), зростають за умов надмірного забруднення і привертають увагу до незадовільного екологічного стану конкретних водойм та ліквідації чинників цього явища [5, 11, 35]. Відмінності між спектральними характеристиками поглинання пігментів різних груп водоростей, а також різний характер залежностей впливу температури на питому швидкість розмноження фітопланктону (рис. 4.14) приводить до сезонних коливань розвитку чисельності різних груп водоростей (рис. 4.15).

Таблиця 4.7 – Результати аналізу концентрації фітопланктону різних видів

№	Вид	$C_{zi}, 10^6 \cdot \text{мл}^{-1}$				
		Зразок 1	Зразок 2	Зразок 3	Зразок 4	Зразок 5
1	Anabaena flos-aquae (Анабена)	0,923	1,321	1,213	0,624	0,122
2	Coelastrum sphaericum (Целаструм)	0,768	0,512	0,724	0,245	0,064
3	Dictyosphaerium pulchellum (Діктіосферіум)	1,792	0,896	1,408	0,520	0,256
4	Crucigeniella irregularis (Ценобія)	0,640	0,384	1,792	0,384	0,257
5	Melosira varians (Мелозіра)	0,218	0,136	0,144	0,056	0,016
6	Trachelomonas oblonga (Трахеломонас облонга)	0,088	0,016	0,034	0,021	0,032
7	Cryptomonas caudata (Криптомонас)	0,056	0,008	0,004	0,006	0,008
8	Euglena caudata (Евглена)	0,032	0,012	0,015	0,016	0,024
9	Trachelomonas nigra (Трахеломонас нігра)	0,008	0,008	0,104	0,016	0,008
10	Phacus caudatus (Факус)	0,036	0,016	0,015	0,014	0,015
11	Cyclotella bodanica (Циклотелла)	0,048	0,312	0,618	1,623	2,012

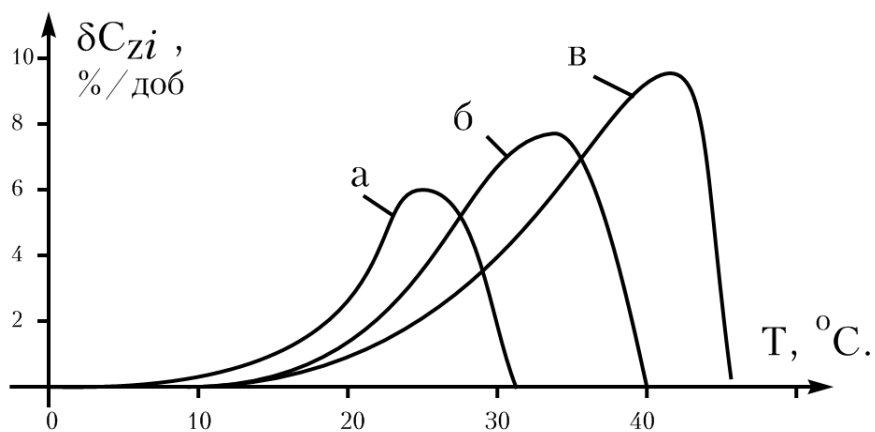


Рисунок 4.14 – Залежність впливу температури на питому швидкість розмноження фітопланктону різних відділів:
а) діатомові, б) зелені, в) синьо-зелені

На основі результатів досліджень виявлені сезонні коливання зміни співвідношень між різними групами фітопланктону досліджених

водойм, що зумовлені природними факторами – змінами температури, сонячної освітленості, концентрацією та хімічним складом речовин, що потрапляють у водойми з опадами та стоками (див. рис. 4.15). Весною та восени доміантним є розвиток діатомових водоростей, на початку літа проходить хвиля розвитку зелених водоростей, а другій половині літа – синьо-зелених. Остання призводить, зокрема, до явища цвітіння води та створення токсичних речовин при відмиранні таких водоростей.

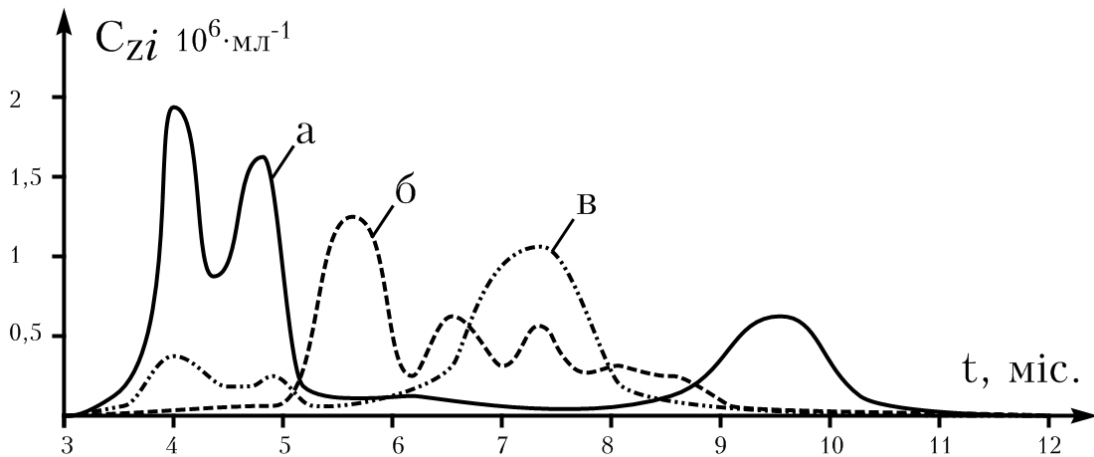


Рисунок 4.15 – Сезонні зміни співвідношень між різними групами фітопланктону а – діатомові, б – зелені, в – синьо-зелені водорості

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 для конкретної групи фітогідробіонтів чи таксономічної групи взагалі [129–143].

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 [129, 130]

$$S_{EPI} = \frac{\sum_{i=1}^N s_i C_{zi} J_i}{\sum_{i=1}^N C_{zi} J_i}, \quad (4.29)$$

де N – число видів фітопланктону, що є біоіндикаторами; C_{zi} – концентрації частинок фітопланктону i -го виду; s_i , J_i – сапробна вален-

тність та індикаторна вага i -го виду взяті з довідникових таблиць для видів-біоіндикаторів [7, 13, 129, 130].

Індекс забруднення [129], пов'язаний з класом та категорією якості вод, а також з рівнями сапробності, галобності та трофічним рівнем, наведений у табл. 4.8.

Оцінка якості води на основі індексів біоіндикації була отримана на рівні $S_{EPI} = 2,6..3,3$ для зразків фітопланктону взятих на різних ділянках, що дозволяє оцінити клас якості води – III та IV, категорії якості води – «помірно забруднені» та «брудні», рівень сапробності – β -мезасапробний та α -мезасапробний, рівень галобності – олігогалобно-індиферентний та олігогалобно-галофільний, трофічний рівень – мезатрофний та евтрофний. Порівняння результатів оцінки якості води за індексами біоіндикації та результатами хімічних аналізів (рівень нітритів, ортофосфатів, неорганічного фосфору) показав високу достовірність результатів контролю. Однак оцінка на основі індексів біоіндикації є більш адекватною для оцінки комплексного антропогенного впливу на екосистему.

Таблиця 4.8 – Взаємозв'язок між класами якості вод згідно з різними системами оцінки

Індекс забруднення	Клас якості води	Категорія	Рівень сапробності	Рівень галобності	Трофічний рівень
0,0–0,5	I	дуже чисті	ксеносапробний	галофобний	гіпотрофний
0,5–1,0					
1,0–1,5	II	чисті	олігосапробний	олігогалобно-індиферентний	оліготрофний
1,5–2,0		досить чисті			
2,0–2,5	III	слабко забруднені	β -мезасапробний		мезатрофний
2,5–3,0		помірно забруднені			
3,0–3,5	IV	брудні	α -мезасапробний	олігогалобно-галофільний	евтрофний
3,5–4,0	V	дуже брудні	полісапробний	галофільно-мезагалобний	гіпертрофний

Окрім використаного індексу забруднення на основі універсального методу Зелінки–Марвана існує значний набір біотичних індексів [10], орієнтованих на конкретні види тестових організмів та запропоновані у різних країнах світу для оцінки екологічного стану конкретних водних об'єктів. При співставленні результатів отриманих з використанням різних біотичних індексів можуть виникати розбіжності у оцінці екологічного стану, що викликано різною чутливістю вибраних біоіндикаторів до конкретних видів забруднення.

Методика оцінки рівня токсичності за допомогою біондикації по фітопланктону полягає у визначенні зміни концентрації частинок водоростей при дії токсичних речовин, що містяться у тестованій воді у порівнянні з контролем. Короткочасне біотестування – 96 годин – дозволяє визначити наявність гострої токсичної дії тестованої води на водорості, а тривале – 14 діб – наявність хронічної токсичної дії. У якості тест-об'єкта використовується культура водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb. або *Chlorella vulgaris* Beijer [5, 8]. Водорості вирощують на штучному живильному середовищі Успенського № 1 у стерильній колбі при цілодобовому освітленні лампами денного світла, розміщеними на відстані 30–40 см від поверхні культури, освітленість 2000–3000 лк. Культуру періодично перемішують струшуючи 1–2 рази на добу. Оптимальна температура для вирощування водоростей 18–20 °С. Для проведення дослідження рівня токсичності використовують 5–7 добову культуру водоростей фільтровану через мембранний фільтр №4. Підготовлені водорості переносять до колби з 30–50 мл води, концентрація фітопланктону складає $5-10 \cdot 10^6$ мл⁻¹. Далі готують дві колби з 100 мл контрольної та тестованої води, у які додають по 0,5 мл підготовленої культури водоростей, а також по 0,1 мл живильного сольового розчину мікроелементів. Контролюють початкову концентрацію фітопланктону, що повинна складати $25-50 \cdot 10^3$ мл⁻¹. Колби розміщують у люміностаат на заданий час. Далі розраховують K_T – відношення концентрації фітопланктону у тестованому (C_{Zi}) та контрольному (C_{Z0}) зразках води, що характеризує рівень інтегральної токсичності

$$K_T = \frac{C_{Zi}}{C_{Z0}}. \quad (4.30)$$

Особливістю впливу забруднюючих хімічних речовин на водні екосистеми є не лише зміна популяцій фітопланктону у відповідь на дію цих речовин, але й конкурентна взаємодія різних видів фітопланктону між собою. Враховуючи різну чутливість видів фітопланктону до хімічних речовин це призводить до більш складної динаміки зміни чисельності частинок фітопланктону у реальних багатовидових екосистемах у порівнянні з тестовими монокультурами водоростей. Для оцінки токсичної дії ширшого спектра хімічних сполук використовують тести з декількох видів фітопланктону – модельні водні екосистеми [7].

При дослідженні екологічної рівноваги водних об'єктів шляхом аналізу співвідношення концентрацій частинок фітопланктону у ході вимірювань отримують часові залежності концентрації частинок певних типів $C_{Zi}(t)$. Для того, щоб дослідити рівновагу та динаміку зміни співвідношень між частинками різних типів у полідисперсній системі перейдемо від системи часових залежностей до системи залежності чисельності одного типу частинок від іншого $C_{Zj}(C_{Zi})$, впорядкувавши експериментальні дані за зростанням C_{Zi} (рис. 4.16).

Отримана залежність дозволяє аналізувати характер взаємодії у системі між частинками різних типів. У випадку дослідження динаміки популяцій фітопланктону водних об'єктів така залежність показує особливості взаємодії між різними видами фітопланктону – конкуренція, симбіоз або нейтралізм. Сезонна динаміка фітопланктону приводить до деяких відхилень залежності $C_{Zj}(C_{Zi})$ в межах норми, допустимих для сезонних варіацій.

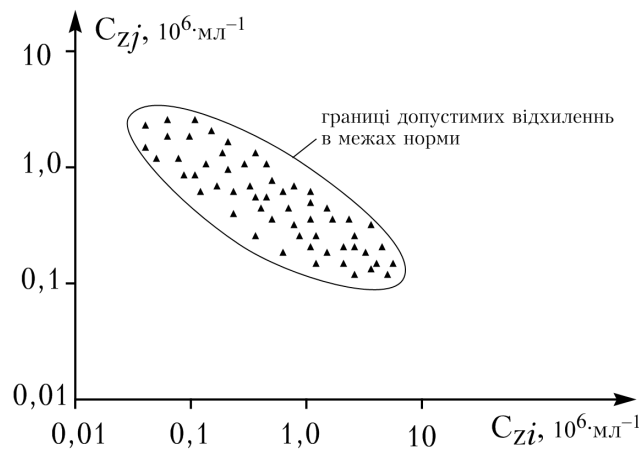


Рисунок 4.16 – Динаміка співвідношення між частинками різних типів

При забрудненні водних об'єктів відбувається зміна співвідношення між чисельністю видів біоіндикаторів, що виявляється у виході за межі допустимих нормативних варіацій. Однак з часом, за рахунок самовідновлення, стійка екосистема фітопланктону водного об'єкта повертається у допустимі межі. Якщо ж під дією зовнішніх факторів стійкість системи втрачена, може відбутись неконтрольоване збільшення чисельності одного з видів, чи повне зникнення іншого. Внаслідок цього, за рахунок антропогенного та техногенного впливів біорізноманіття фітопланктону водних об'єктів зменшується.

Розроблений метод та засоби контролю можуть також використовуватись і для дослідження інших видів полідисперсних рідин, зокрема, для контролю стану гуморальних (життєзабезпечувальних) середовищ живих організмів [54, 84, 124, 144–146]. На основі даних про концентрацію та відносне співвідношення частинок певних типів гуморальних середовищ можна зробити висновок про функціональний стан всього організму.

Для підвищення достовірності розрізнення частинок ПВС на підтипи можливо використовувати флуоресцентні барвники, що виявляють специфічні для конкретних видів частинок макромолекули. Таким чином можливо розрізнити частинки, зовнішня форма і внутрішня будова яких подібні, а тому спектрополяриметричні зображення мало відрізняються.

4.3 Оцінювання невизначеності вимірювань концентрацій частинок ПВС

Для опрацювання експериментальних результатів багатократних вимірювань концентрації частинок ПВС та оцінювання невизначеності вимірювань скористаємось алгоритмом [147–149]. Проведена серія з 1000 вимірювань для однієї проби взятої батометром з водного об'єкта. З врахуванням впливу пробопідготовки за рахунок седиментації концентрація частинок ПВС у серії вимірювань може відрізнятись, а невизначеність пробопідготовки буде врахована при опрацюванні даних, зокрема, кількості частинок. На основі набору статистичних даних по кількості частинок N та температурі T розраховуємо для них стандартну невизначеність типу А:

$$u_A(N) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2}{n \cdot (n-1)}}, \quad (4.31)$$

$$u_A(T) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2}{n \cdot (n-1)}}, \quad (4.32)$$

де n – кількість вимірювань; \bar{N} і \bar{T} – середні арифметичні результатів вимірювань кількості частинок ПВС та температури.

Розраховані значення середніх арифметичних дорівнюють $\bar{N} = 111,502$ і $\bar{T} = 22,293$ °C. Підставивши отримані значення у (4.31, 4.32) отримаємо $u_A(N) = 0,016$, $u_A(T) = 2,978 \cdot 10^{-3}$ °C.

Для того, щоб розрахувати сумарну стандартну невизначеність типу А, необхідно визначити, чи є корельованими між собою вищезгадані впливні величини. Обчислимо коефіцієнт кореляції

$$r(N, T) = \frac{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N}) \cdot (T_i - \bar{T})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2}}. \quad (4.33)$$

Таким чином, $r(N, T) = -0,031$. Отже кореляційний зв'язок між впливними величинами відсутній, тому для розрахунку сумарної стандартної невизначеності типу А використаємо формулу:

$$u_{cA} = \sqrt{\sum_{i=1}^N \left(\frac{df}{dx_i} \right)^2 \cdot u_A^2(x_i)}; \quad (4.34)$$

$$u_{cA} = \sqrt{\left(\frac{df}{dN} \right)^2 \cdot u_A^2(N) + \left(\frac{df}{dT} \right)^2 \cdot u_A^2(T)}, \quad (4.35)$$

де f – функція, яка пов'язує результат вимірювання і впливні величини, тобто функція (3.48).

Задача зводиться до визначення коефіцієнтів чутливості $\frac{df}{dN}$ та $\frac{df}{dT}$. Частинні похідні функції (3.48) знаходимо за допомогою MathCAD:

$$\frac{df}{dN} = 1,4 \cdot 10^7 \text{ мл}^{-1}; \quad \frac{df}{dT} = -8,4 \text{ мл}^{-1} \cdot \text{°C}^{-1}.$$

На основі отриманих коефіцієнтів визначимо сумарну стандартну невизначеність типу А за рівнянням (4.35) $u_{cA} = 2,215 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}$.

Для впливних параметрів l_h, l_x, l_y, α_T відсутні статистичні дані вимірювань та не відомі закони розподілу. Тому, згідно з рекомендаціями [147], визначимо для них стандартну невизначеність типу В, припускаючи, що вони мають рівномірний закон розподілу:

$$u_B = (a_+ - a_-) / \sqrt{12}, \quad (4.36)$$

де $a_- \dots a_+$ – інтервал значень параметра.

Користуючись довідниковими даними [111–114], 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:

$$u_{B1}(l_x) = 5,774 \text{ мкм}; \quad u_{B2}(l_y) = 5,774 \text{ мкм}; \quad u_{B3}(l_h) = 0,2887 \text{ мкм}; \\ u_{B4}(\alpha_T) = 5,774 \cdot 10^{-9} \text{ \% / °C}.$$

При цьому сумарна стандартна невизначеність типу В дорівнює

$$u_{cB} = \sqrt{\left(\frac{df}{dl_x}\right)^2 \cdot u_{B1}^2(l_x) + \left(\frac{df}{dl_y}\right)^2 \cdot u_{B2}^2(l_y) + \left(\frac{df}{dl_h}\right)^2 \cdot u_{B3}^2(l_h) + \left(\frac{df}{d\alpha_T}\right)^2 \cdot u_{B4}^2(\alpha_T)}, \quad (4.37)$$

Коефіцієнти чутливості складають: $\frac{df}{dl_x} = 7 \cdot 10^9 \text{ мл}^{-1} \cdot \text{м}^{-1}$;

$$\frac{df}{dl_y} = 7 \cdot 10^9 \text{ мл}^{-1} \cdot \text{м}^{-1}; \quad \frac{df}{dl_h} = 7 \cdot 10^{11} \text{ мл}^{-1} \cdot \text{м}^{-1}; \quad \frac{df}{d\alpha_T} = 1,26 \cdot 10^{12} \text{ °C / \%} \cdot \text{мл}.$$

Таким чином, $u_{cB} = 2,101 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}$.

Відтак, сумарна стандартна невизначеність:

$$u_c = \sqrt{u_{cA}^2 + u_{cB}^2} = 3,053 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}. \quad (4.38)$$

Далі розрахуємо розширену невизначеність результату вимірювань. Для цього спочатку отримаємо значення коефіцієнта охоплення k , що створює інтеграл, який відповідає заданому рівню довіри $p_1 = 0,95$ або $p_2 = 0,99$. Значення коефіцієнта охоплення взяті з таблиці [147] $k_1 = 1,96$, $k_2 = 2,576$.

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} [149]:

$$v_{eff} = \frac{u_c^4}{\frac{u_A^4(N)}{b} \left(\frac{df}{dN}\right)^4 + \frac{u_A^4(T)}{b} \left(\frac{df}{dT}\right)^4}, \quad (4.39)$$

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 (4.39) 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 визначатися при заданому рівні довіри [147]:

$$U = t_p(v) \cdot u_c. \quad (4.40)$$

Підставивши розраховані значення, отримаємо:

при $p_1 = 0,95$ – $U = 7,459 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}$;

при $p_2 = 0,99$ – $U = 9,803 \cdot 10^5 \text{ мл}^{-1}$.

4.4 Оцінювання вірогідності контролю концентрацій частинок ПВС

Вірогідність вимірювального контролю відображає ступінь об'єктивності отриманих результатів у порівнянні з істинним значенням вимірюваної величини. Вірогідність контролю складається із інструментальної та методичної вірогідності [150]

$$D = D_m \cdot D_i, \quad (4.41)$$

де D_m – методична вірогідність; D_i – інструментальна вірогідність.

Методична вірогідність контролю визначається таким чином [151]

$$D_m = 1 - \alpha_m - \beta_m, \quad (4.42)$$

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.

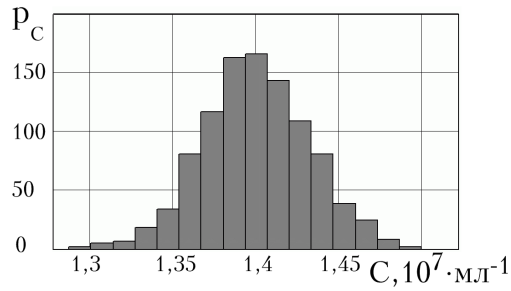
Оскільки контролюється концентрація частинок ПВС лише одного типу, то немає надлишкових контрольованих параметрів чи неконтрольованих параметрів, які визначають стан об'єкта контролю, а тому методична достовірність дорівнює одиниці.

Розглянемо також інструментальну вірогідність контролю, яка дорівнює:

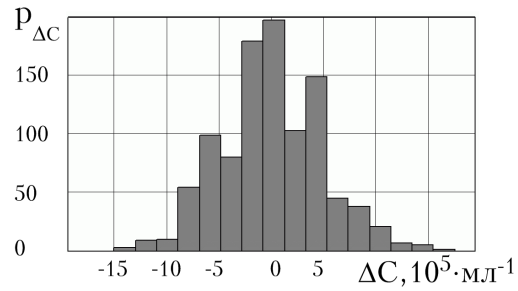
$$D_i = 1 - \alpha_i - \beta_i, \quad (4.43)$$

де α_i – інструментальна помилка першого роду (концентрація частинок ПВС 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 ПВС визнана такою, що вийшла за допустимі межі для водного об'єкта стан якого є допустимим).

Контрольованим параметром у цій роботі є значення концентрації частинок ПВС. Побудуємо гістограму частот ймовірностей значень концентрації частинок ПВС і ймовірностей значень похибок вимірювання (рис. 4.17), 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.



а)



б)

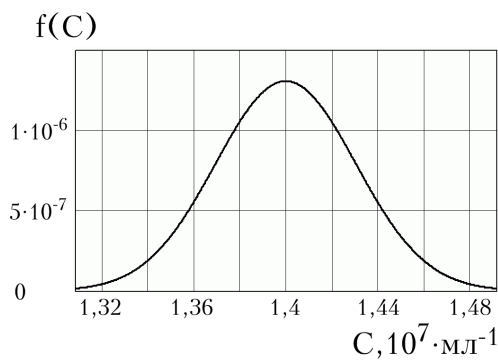
Рисунок 4.17 – Гістограми частот: а) ймовірностей значень концентрації частинок ПВС; б) ймовірностей значень похибок вимірювання

Значення концентрацій частинок і значення похибок вимірювання розподілені за нормальним законом:

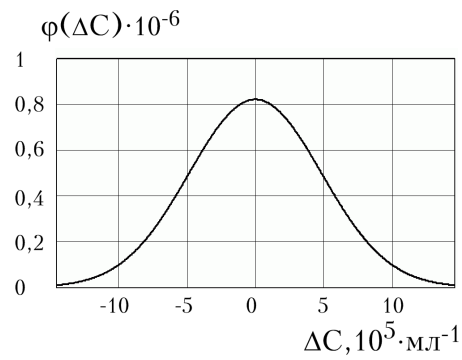
$$f(C) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_C} \cdot e^{-\frac{(C-\bar{C})^2}{2\sigma_C^2}} ; \quad (4.44)$$

$$\varphi(\Delta C) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_{\Delta C}} \cdot e^{-\frac{(\Delta C - \overline{\Delta C})^2}{2\sigma_{\Delta C}^2}} . \quad (4.45)$$

Графічне представлення функцій щільності розподілу ймовірності $f(C)$ та $\varphi(\Delta C)$ наведено на рис. 4.18.



а)



б)

Рисунок 4.18 – Функції щільності розподілу ймовірності: а) концентрації частинок ПВС; б) похибок вимірювання

Перевіримо гіпотезу чи дійсно значення концентрації частинок ПВС і похибки вимірювання (див. рис. 4.17) розподілені за нормальним законом (див. рис. 4.18) за допомогою критерію Пірсона [147,

152]. Отримані значення $\chi_C^2 = 0,956$ та $\chi_{\Delta C}^2 = 0,806$ підтверджують цю гіпотезу.

Відповідно, помилки 1-го та 2-го роду визначаються таким чином:

$$\alpha = \int_{C_A}^{C_B} f(C) \left[\int_{C_A - \Delta C}^{C_A} \varphi(\Delta C) d\Delta C + \int_{C_B}^{C_B + \Delta C} \varphi(C\Delta) dC\Delta \right] dC; \quad (4.46)$$

$$\beta = \int_{C_B}^{C_B + \Delta C} f(C) \left[\int_{C_B - \Delta C}^{C_B} \varphi(\Delta C) d\Delta C \right] dC + \int_{C_A - \Delta C}^{C_A} f(C) \left[\int_{C_A}^{C_A + \Delta C} \varphi(\Delta C) d\Delta C \right] dC, \quad (4.47)$$

де $f(C)$ – функція щільності розподілу ймовірностей концентрації частинок ПВС; $\varphi(\Delta C)$ – щільність розподілу ймовірностей похибок вимірювання концентрації; C_A, C_B – межі допуску.

Межі допуску концентрації частинок ПВС відповідно [11, 153] задамо в межах 15 % відхилення від нормованого значення. В залежності від призначення контролю концентрації частинок ПВС можливі різні випадки щодо встановлення границь допуску концентрації. Так, при контролі евтрофікації («цвітіння») водойм концентрація частинок ПВС не повинна перевищувати нормованого значення (рис. 4.19а), тобто $C_B = C_{норм} \cdot 1,15, C_A = 0$.

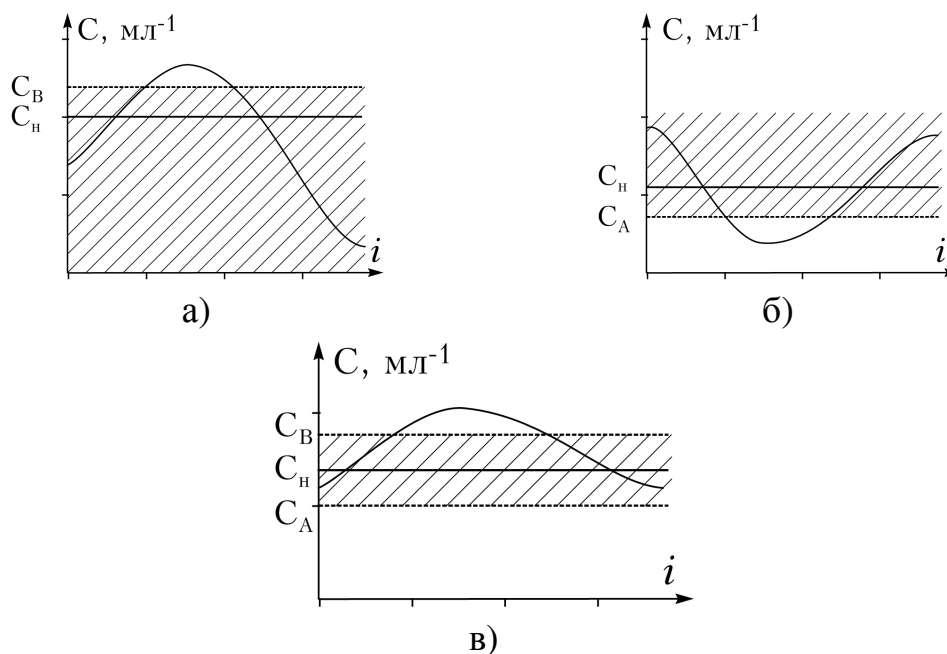


Рисунок 4.19 – Встановлення меж допуску при контролі концентрацій частинок ПВС: а) евтрофікації («цвітіння») водойм; б) токсичності поверхневих вод; в) інтегрального рівня забруднення

При контролі токсичності поверхневих вод, концентрація частинок ПВС, які використовуються у якості тест-організму, не повинна бути меншою нормованого значення (рис. 4.19б), тобто $C_B = \infty$, $C_A = C_{норм} \cdot 0,85$. У випадку контролю інтегрального рівня забруднення водних об'єктів концентрація частинок ПВС, які використовуються у якості біоіндикатора забруднення, не повинна виходити за межі встановленого допускового інтервалу $C_B = C_{норм} \cdot 1,15$, $C_A = C_{норм} \cdot 0,85$ (рис. 4.19в). Підставивши задані та експериментальні значення у формули (4.46, 4.47), отримаємо значення помилки 1-го та 2-го роду не більші $\alpha=0,024$, $\beta=0,016$ для випадку на рис. 4.19в, 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 (рис. 4.20а) та контролю токсичності поверхневих вод (див. рис. 4.19б) за рахунок інших меж допуску концентрації частинок ПВС 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 $D=0,968$.

Результати аналізу метрологічних параметрів розробленого засобу автоматизованого контролю концентрацій частинок ПВС та його основні технічні характеристики наведено в табл. 4.9. Порівняння розробленого засобу контролю концентрацій частинок ПВС спектрополяриметричним методом здійснюється за традиційною методикою на основі візуальної мікроскопії (мікроскоп БЮЛАМ 70, збільшення 400) з використанням лічильної камери Горяєва [25] та автоматизованою мікроскопією (мікроскоп MICROS 200T, збільшення 400) на основі порівняння геометричних параметрів частинок [57, 58]. Вірогідність контролю підвищена до 0,96 у порівнянні зі значенням 0,9 для відомих аналогів. Крім того похибка вимірювання концентрацій частинок ПВС отримана не більше 2,5 %, у порівнянні, наприклад, зі значенням 20 % для автоматизованої мікроскопії на основі порівняння геометричних параметрів частинок.

Таблиця 4.9 – Порівняння основних технічних параметрів розробленого засобу контролю концентрацій частинок ПВС з існуючими методами і засобами

№	Параметр	Розроблений засіб	Візуальна мікроскопія [25]	Автоматизована мікроскопія [57, 58]
1	Діапазон довжин хвиль, нм	300–760	380–760	530
2	Поріг чутливості по розміру частинок, мкм	0,98	2	2
3	Швидкодія контролю однієї проби	30 с	10 хв	2 хв
4	Ймовірність правильного розпізнавання типів частинок ПВС	0,98	0,9	0,95
5	Похибка визначення кількості частинок ПВС, %, не більша	2	30	12
6	Похибка вимірювання концентрацій частинок ПВС, %, не більше	2,5	34	20
7	Вірогідність контролю	0,96	0,8	0,9

4.5 Висновки

1. Розроблено алгоритмічне і програмне забезпечення засобу контролю концентрацій частинок ПВС для обробки спектрополяриметричних зображень частинок, оптимізації кількості зображень, розпізнавання частинок ПВС певного типів та визначення їх концентрацій з використанням спеціалізованих бібліотек функцій для обробки зображень MATLAB.

2. Для опрацювання отриманих спектрополяриметричних зображень частинок і розпізнавання типу частинок використано метод на основі просторової кореляції зображень перетворених до частотної області дискретним перетворенням Фур'є. Для порівняння мультиспектральних зображень частинок ПВС використано статистично оптимальний класифікатор Байєса та визначення відстані Махаланобіса між параметрами частинок.

3. Набуло подальшого розвитку обґрунтування вибору мінімально можливої кількості оптимальних значень характеристичних довжин

хвиль та кутів обертання поляризатора і аналізатора, що дозволяє зменшити масив спектрополяриметричних зображень частинок та підвищити швидкодію при заданому значенні вірогідності контролю стану ПВС.

4. Удосконалено методику та проведено експериментальні дослідження для здійснення контролю забруднення водних об'єктів, у яких концентрацію частинок фітопланктону було визначено за допомогою розробленого засобу контролю. Частинки фітопланктону певних видів використано у якості тест-об'єктів при контролі евтрофікації водойм, токсичності поверхневих вод та інтегрального рівня забруднення водних об'єктів з відповідним встановленням меж допуску концентрацій частинок ПВС.

5. Оцінено невизначеності вимірювань концентрацій частинок ПВС та отримано значення сумарної стандартної невизначеності $3,053 \cdot 10^5$ мл⁻¹, розширеної стандартної невизначеності $7,459 \cdot 10^5$ мл⁻¹. Проаналізовано експериментальні результати вимірювання концентрацій частинок ПВС за допомогою розробленого засобу, в результаті чого підтверджено адекватність запропонованої математичної моделі.

6. Визначено похибки вимірювань та оцінено вірогідність контролю концентрацій частинок ПВС на основі помилок першого та другого роду. В результаті отримано значення $\alpha=0,024$, $\beta=0,016$, а вірогідність контролю не менша $D=0,96$.

Основні наукові результати розділу опубліковані в працях [83–87, 124, 144–146, 154, 155].

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

На основі досліджень, виконаних у роботі, розвинуті теоретичні, практичні та метрологічні основи засобів контролю концентрацій частинок ПВС, завдяки чому розв'язана задача підвищення вірогідності контролю концентрацій частинок ПВС за спектрополяриметричним методом. Отже, основні наукові результати роботи такі.

1. В результаті здійсненого аналізу сучасних методів і засобів контролю концентрацій частинок ПВС виявлено необхідність в подальшому розвитку оптичних методів і засобів їх контролю. Зокрема, найбільш перспективними для визначення концентрації частинок ПВС певного типу є методи спектрополяриметрії та мікроскопії, які потребують подальшого вдосконалення відповідно до особливостей об'єкта контролю.

2. Вдосконалено математичні моделі перенесення поляризованого випромінювання об'єктом контролю та первинним вимірювальним перетворювачем з врахуванням форми і внутрішньої структури частинок, їх спектральних і поляризаційних властивостей, що дозволило підвищити достовірність розпізнавання типу частинок ПВС.

3. Запропоновано спектрополяриметричний метод контролю концентрацій частинок ПВС, який полягає у порівнянні з допомогою розробленого автоматизованого засобу контролю масивів спектрополяриметричних зображень частинок, отриманих *in vitro* ПЗЗ-камерою в заданому діапазоні зміни довжин хвиль та кутових положень поляризатора і аналізатора, що дає можливість підвищити вірогідність контролю концентрацій частинок ПВС.

4. Розроблено структурну схему засобу контролю концентрацій частинок ПВС спектрополяриметричним методом та вдосконалено конструкцію оптичного первинного вимірювального перетворювача. Проаналізовано рівняння перетворення інформативного сигналу у вимірювальному каналі засобу контролю, що дало можливість врахувати фактори впливу на перетворення інформативного сигналу, а також зменшити методичну складову похибки вимірювань та підвищити вірогідність контролю.

5. Розроблено алгоритмічне і програмне забезпечення засобу контролю концентрацій частинок ПВС для обробки спектрополяриметричних зображень частинок, оптимізації кількості зображень, розпі-

знавання частинок ПВС певного типу та визначення їх концентрацій з використанням спеціалізованих бібліотек функцій для обробки зображень MATLAB.

6. Набуло подальшого розвитку обґрунтування вибору із встановленого діапазону мінімальної кількості значень характеристичних довжин хвиль пігментів та кутових положень поляризатора і аналізатора, що дозволяє зменшити масив спектрополяриметричних зображень частинок та підвищити швидкодію при заданому значенні вірогідності контролю.

7. Удосконалено методику та проведено експериментальні дослідження для здійснення контролю забруднення водних об'єктів, у яких концентрації частинок фітопланктону було визначено за допомогою розробленого засобу контролю. Частинки фітопланктону певних видів використано у якості тест-об'єктів при контролі евтрофікації водойм, токсичності поверхневих вод та інтегрального рівня забруднення водних об'єктів з відповідним встановленням меж допуску концентрацій частинок ПВС.

8. Проаналізовано експериментальні результати вимірювання концентрацій частинок ПВС за допомогою розробленого засобу, що підтвердило адекватність запропонованої математичної моделі. При цьому вдосконалено математичну модель оцінювання невизначеності вимірювань концентрацій частинок ПВС та отримано значення сумарної стандартної невизначеності $3,053 \cdot 10^5$ мл⁻¹ і розширеної стандартної невизначеності $7,459 \cdot 10^5$ мл⁻¹ при концентрації частинок $1,394 \cdot 10^7$ мл⁻¹. Визначено похибки вимірювань та оцінено вірогідність контролю концентрацій частинок ПВС на основі помилок першого та другого роду. В результаті отримано значення $\alpha = 0,024$, $\beta = 0,016$, а вірогідність контролю не менша $D = 0,96$, що суттєво перевищує аналогічні значення, отримані відомими методами та відповідними засобами контролю.

ЛІТЕРАТУРА

1. Луців Н. Елементи методології вимірювання гідробіологічних характеристик водних екосистем / Н. Луців, В. Юзевич // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2009. – № 70. – С. 86–90.
2. 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.
3. 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.
4. 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.
5. 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.
6. Зорі А. А. Методи, засоби, системи вимірювання і контролю параметрів водних середовищ / А. А. Зорі, В. Д. Коренєв, М. Г. Хламов. – Донецьк : РВА ДонДТУ, 2000. – 368 с.
7. Руупа М. Биологические методы исследования водоемов в Финляндии / М. Руупа, П. Хейнонен. – Helsinki : SUOMEN YMPARISTOKESKUS, 2006. – 112 с.
8. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.] ; під ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К. : Логос, 2006. – 408 с.
9. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: у 4-х т., 7 кн. / А. В. Яцик. Т. 3, кн. 5. – К. : Генеза, 2004. – 494 с.
10. 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.
11. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод / В. П. Семенченко. – Минск : Орех, 2004. – 125 с.
12. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах.

Фитопланктон и его продукция / под ред. Г. Г. Винберга. – Л. : ГосНИОРХ, 1984. – 31с.

13. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. III. Методы биологического анализа вод. Прил. 2. Атлас сапробных организмов. – М. : Секретариат СЭВ, 1997. – 227 с.

14. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под ред. В. А. Абакумова. – Л. : Гидрометеиздат, 1983. – 196 с.

15. Вода питьевая. Методы анализа. – М. : Изд-во стандартов, 1984. – 282 с.

16. 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.

17. Рекомендации. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем: РД 52.24.566-94. – [Введ. 1994-07-21]. – М. : Росгидромет, 1994. – 28 с.

18. Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод. Видання офіційне // Міністерство екології та природних ресурсів України. Нормативний документ. – К. : 2001. – 54 с.

19. 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.

20. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества морских вод: ГОСТ 17.1.3.08-82. – [Введ. 1982-03-19]. – М. : Издательство стандартов, 1982. – 8 с.

21. 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. – (Національний стандарт України).

22. Охорона природи. Гідросфера. Токсикологія води. Терміни та визначення: ДСТУ 3928–1999. – [Чинний від 2000-07-01]. – К. : Держстандарт України, 2000. – 20 с. – (Національний стандарт України).

23. Охрана природы. Гидросфера : сб. – М. : Изд-во стандартов, 1993. – 100 с.

24. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под ред. В.А. Абакумова. – Л. : Гидрометеоиздат, 1983. – 196 с.
25. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. – М. : НИА-Природа, 2002. – 117 с.
26. Вода питна, гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання: ДСанПіН № 383. – [Чинні від 1996-12-23]. – К. : Держспоживстандарт України, 1996. – 24 с. – (Державні санітарні правила і норми, гігієнічні нормативи).
27. Goodnight C.J. Oligochaetes as indicators of pollution / C. J. Goodnight, L. S. Whitley // Proceedings of the 15th Industrial Waste Conference Eng. Purdue Univ. Ext. Ser., 1961. – P. 106–139.
28. Pantle R. Die biologische uberwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse / R. Pantle, H. Buck // Gasund Wasserforsch. – 1955. – № 96(18). – P. 604.
29. Sladeczek V. System of water quality from biological point of view / V. Sladeczek // Ergebnisse der Limnol. – 1973. – V. 7. – P. 1-218.
30. Контроль химических и биологических параметров окружающей среды / под ред. Л. К. Исаева. – СПб. : Эколого-аналитический информационный центр «Союз», 1998. – 896 с.
31. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація : теорія, методи, практика використання / [І. Т. Олексів, Н. С. Ялинська, Л. П. Брагінський та ін.]. – Львів : Світ, 1995. – 440 с.
32. Биоиндикация: теория, методы, приложения / под ред. Г.С. Розенберга. – Тольятти : Изд-во Интер-Волга, 1994. – 266 с.
33. 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.
34. Зилов Е. А. Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем). / Е. А. Зилов. – Иркутск : Иркут. ун-т, 2008. – 138 с.
35. 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.

36. Масюк Н. П. Водорості в системі органічного світу. / Н. П. Масюк, І. Ю. Костіков. – К. : Академперіодика, 2002. – 178 с.
37. Оптические методы изучения океанов и внутренних водоемов / под ред. Г. И. Глазья. – Новосибирск : Наука, 1979. – 358 с.
38. Петрук В. Г. Спектрофотометрія світлорозсіювальних середовищ: теорія і практика оптичного вимірювального контролю / В. Г. Петрук. – Вінниця : УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2000. – 207 с.
39. Электроаналитические методы в контроле окружающей среды / [Кальвода Р., Зыка Я., Штулик К. и др.] ; пер. с англ. под ред. Е. Я. Неймана. – М. : Химия, 1990. – 240 с.
40. Погребенник В. Інформаційно-вимірювальна система для оперативного екологічного моніторингу водного середовища / В. Погребенник, А. Романюк // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2009. – № 70. – С. 50–54.
41. Антоненков Д. А. Особенности применения различных методов исследования размерного состава и концентрации взвешенного в воде вещества / Д. А. Антоненков // Вісник Севастопольського державного технічного університету. – 2009. – №. 97. – С. 181–187.
42. Дыкман В. З. Измерение объемной концентрации взвесей по пульсациям электропроводности морской воды / В. З. Дыкман, О. И. Ефремов // Системы контроля окружающей среды. Методические, технические и программные средства : сб. науч. тр. – Севастополь : МГИ НАНУ, 2003. – С. 48–54.
43. Barbini R. Differential lidar fluorosensor system used for phytoplankton bloom and sea water quality monitoring in Antarctica / [R. Barbini, F. Colao, R. Fantoni et. al.] // International Journal of Remote Sensing. – 2001. – Vol. 22. – P. 369–384.
44. Аксенов Е. Т. Модифицированный лазерный дифрактометр для исследования биологических микрообъектов / Е. Т. Аксенов, Д. В. Мокрова // Письма в ЖТФ. – 2008. – Т. 34. – Вып. 20. – С. 38–43.
45. Васильківський І. В. Автоматизований контроль оптичних параметрів водно-дисперсних середовищ : монографія / І. В. Васильківський, В. Г. Петрук. – Вінниця : УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2007. – 171 с.
46. Приезжев А. В. Лазерная диагностика в биологии и медицине / А. В. Приезжев, В. В. Тучин, Л. П. Шубочкин. – М. : Наука, 1989. – 240 с.

47. Длугунович В. А. Лазерный гониофотометрический Сток-поляриметр / В. А. Длугунович, В. Н. Снопко, О. В. Царюк // Журнал прикладной спектроскопии. – 1999. – № 6. – С. 869–874.
48. Мальцев В. П. Сканирующая проточная цитометрия : автореф. дис. на соискание учен. степ. д-ра физ.-мат. наук : спец. 01.04.05 «Оптика» / Валерий Павлович Мальцев ; Институт химической кинетики и горения СО РАН. – Новосибирск, 2000. – 30 с.
49. Scanning flow cytometer modified to distinguish phytoplankton cells from their effective size, effective refractive index, depolarization, and fluorescence / [L. Fiorani, V. P. Maltsev, V. M. Nekrasov et. al.] // Applied optics. – 2008. – Vol. 47. – No. 24. – P. 4405–4412.
50. Dubelaar G. B. Flow cytometry as a tool for the study of phytoplankton / G. B. Dubelaar, R. R. Jonker // Sci. Mar. – 2000. – Vol. 64. – P. 135–156.
51. Ataxonimic assessment of phytoplankton integrity by means of flow cytometry / [C. Steinberg, H. Schafer, M. Siedler et. al.] // Toxicology Letters. – 1995. – No. 78. – P. 10.
52. Savenko Y. V. Monitoring of River Environment Pollution / Y. V. Savenko, S. V. Kopilov, U. F. Zinkovsky // Proc. International Geoscience and Remote Sensing Symposium. – Sidney, – 2001. – P. 285.
53. Kopilov S. V. Remote Sensing Monitoring of the Mountain Rivers and Underground Waters / S. V. Kopilov, Y. V. Savenko, Y. F. Zinkovsky // Proc. International Geoscience and Remote Sensing Symposium. – Toronto, – 2002. – P. 132.
54. Спектрополяриметричні методи та засоби дослідження параметрів гуморальних середовищ / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, І. В. Васильківський та ін.] // Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. – 2009. – №1. – С. 128–131.
55. Giakos G.C. Multifusion Multispectral Lightwave Polarimetric Detection Principles and Systems / George C. Giakos // IEEE transactions on instrumentation and measurement. – 2006. – V. 55, No. 6. – P. 1904–1912.
56. Malkiel E. Measurements of plankton distribution in the ocean using submersible holography / E. Malkiel, O. Alquaddoomi, J. Katz // Measurement Science and Technology. – 1999. – Vol. 10, No. 12. – P. 1142–1152.
57. Єльнікова Т. О. Автоматизована система для вимірювань геометричних характеристик фітопланктону у водоймах : автореф.

- дис. на здобуття наук. ступеня канд. тех. наук : спец. 05.11.01 «Прилади та методи вимірювання механічних величин» / Єльнікова Тетяна Олександрівна ; Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут». – К. : 2008. – 23 с.
58. Єльнікова Т. О. Автоматизована система для вимірювання геометричних параметрів фітопланктону / Т. О. Єльнікова // Вісник ЖДТУ. – 2009. – №1. – С. 160–164.
59. Муравський Л.І. Використання методу просторово-часової спекл-кореляції для дослідження стану біологічних об'єктів / Л. І. Муравський, Т. І. Половинко, Л. Ф. Франкевич // Міжнародна конференція Фізичні методи в екології, біології та медицині : 3–7 вересня 2008 р. : зб. пр. – Львів-Ворохта, 2008. – С. 30–31.
60. Tuchin V. V. Coherent optical techniques for the analysis of tissue structure and dynamics / V. V. Tuchin // Journal of Biomedical Optics. – 1999. – № 4. – P. 106–124.
61. Introduction to light scattering by biological objects / [N. G. Khlebtsov, I. L. Maksimova, V. V. Tuchin et. al.] // Handbook of optical biomedical diagnostics / [ed.: V.V. Tuchin]. – Bellingham, WA: SPIE Press, 2002. – P. 31–167.
62. Тучин В. В. Лазеры и волоконная оптика в биомедицинских исследованиях / В. В. Тучин. – Саратов : СГУ, 1998. – 354 с.
63. Mishchenko M. I. Scattering, absorption, and emission of light by small particles / M. I. Mishchenko, L. D. Travis, A. A. Lacis. – Cambridge : Cambridge University Press, 2002. – 445 p.
64. Fiorani L. Local and remote laser sensing of bio-optical parameters in natural waters / L. Fiorani, A. Palucci // J. Comput. Technol. – 2006. – No. 11. – P. 39–45.
65. Determination of complex refractive index of polystyrene microspheres from 370 to 1610 nm / [X. Y. Ma, J. Q. Lu, R. S. Brock et. al.] // Phys. Med. Biol. – 2003. – Vol. 48. – P. 4165–4172.
66. Analysette-22 NanoTec. Fritsch GmbH Manufacturers of Laboratory Instruments. Table of the technical specifications. – 24 p.
67. Аристов А. А. Биотехническая система экспресс-оценки процесса оседания эритроцитов в микрообъемах : автореф. дис. на соискание учен. степ. канд. техн. наук : спец. 05.11.17 «Приборы, системы и изделия медицинского назначения» / Аристов Александр Александрович ; Томский политехнический университет. – Томск, 2006. – 19 с.

68. Пат. №58696 Україна, МПК (2006) G01N 21/21 Поляриметр зображення / Крупич О. М., Бережний І. В., Влох О. Г., Влох Р. О. ; заявник та патентовласник Інститут фізичної оптики Міністерства освіти і науки України. – №u2002075690 ; заявл. 10.07.02 ; опубл. 15.08.03, Бюл. № 5.
69. Методы светорассеяния в анализе дисперсных биологических сред / [В. Н. Лопатин, А. В. Приезжев, А. Д. Апонасенко и др.]. – М. : Физматлит, 2004. – 384 с.
70. Лопатин В. Н. Введение в оптику взвесей клеток / В. Н. Лопатин, Ф. Я. Сидько. – Новосибирск : Наука, 1988. – 240 с.
71. Борен К. Поглощение и рассеяние света малыми частицами // К. Борен, Д. Хафмен. – М. : Мир, 1986. – 664 с.
72. Венгер Є. Ф. Оптика малих частинок і дисперсних середовищ / Є. Ф. Венгер, А. В. Гончаренко, М. Л. Дмитрук. – К. : Наукова думка, 1995. – 346 с.
73. Исимару А. Распространение света в случайно-неоднородных средах / А. Исимару. – М. : Мир, 1981. – 280 с.
74. Аззам Р. Эллипсометрия и поляризованный свет // Р. Аззам, Н. Башара. – М. : Мир, 1981. – 583 с.
75. RC-2100. Electronic particle counter (Coulter). Systems Manual. – Shenyang : OMEC, 2009. – 122 p.
76. Getting Started Cytometer For EPICS ALTRATM and ALTRA HyperSort. Systems Manual. Beckman Coulter, Inc. – 2009. – 48 p.
77. Комплекс автоматизированной микроскопии с функцией телемедицины для гематологических, цитологических, гистологических исследований МЕКОС-Ц2 ТУ 9443-002-27543786-2006. Техническое описание. – М. : Медицинские компьютерные системы, 2009. – 14 с.
78. Кватернюк С. М. Автоматизований контроль домішок у водно-дисперсних середовищах / В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк // Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. – 2005. – № 2. – С. 164–172.
79. Кватернюк С. М. Оптична контрольно-вимірвальна система для екологічного моніторингу водних об'єктів / В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк // Вісник Хмельницького національного університету. – 2005. – № 4. – С. 204–208.
80. Кватернюк С. М. Дослідження оптичних характеристик водно-дисперсних систем / [В. Г. Петрук, І. В. Васильківський,

С. М. Кватернюк та ін.] // Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка-ОДС 2005»: III міжнар. наук.-техн. конф., 27–28 квітня 2005 р. : тези допов. – Вінниця, 2005. – С. 216–217.

81. Кватернюк С. М. Розробка системи контролю світлорозсіювальних характеристик водних середовищ / [В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк та ін.] // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2006. – № 5. – С. 22–29.

82. Кватернюк С. М. Автоматизована система контролю світлорозсіювальних характеристик водних середовищ / [В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк та ін.] // I-й Всеукраїнський з'їзд екологів : міжнар. наук.-техн. конф., 4–7 жовтня 2006 р. : тези допов. – Вінниця, 2006. – С. 180.

83. Кватернюк С. М. Дослідження інтерактивного поляризаційного спектроекстинкциметра / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, В. І. Солоненко та ін.] // Применение лазеров в медицине и биологии : XXII міжнар. наук.-практ. конф., 21–24 жовтня 2007 р. : тези допов. – Ялта, 2007. – С. 134–135.

84. Кватернюк С. М. Неінвазійний спектрополяриметр зображень для дослідження біотканин та гуморальних середовищ / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, І. В. Васильківський та ін.] // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2009. – № 5. – С. 15–19.

85. 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-я Международная молодежная научная школа по оптике, лазерной физике и биофотонике., 23–26 сентября 2008 г. : материалы конф. – Саратов, 2009. – С. 78–85.

86. Кватернюк С. М. Контроль стану водних об'єктів як полідисперсних середовищ на основі методу спектрополяриметричних зображень / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, О. Є. Кватернюк та ін.] // Екологія та промисловість. – 2010. – № 2. – С. 77–81.

87. Кватернюк С. М. Метод та прилад контролю стану полідисперсних водних середовищ за спектрополяриметричними зображеннями частинок / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, О. Є. Кватернюк та ін.] // Вісник Житомирського інженерно-технологічного інституту. Серія : Технічні науки. – 2010. – № 1. – С. 119–124.

88. Шифрин К. С. Рассеяние света в мутной среде / К. С. Шифрин. – М. : ГИТТЛ, 1951. – 288 с.
89. Ван де Хюлст Г. Рассеяние света малыми частицами : пер. с англ. / Г. Ван де Хюлст. – М. : Из-во иностр. лит., 1961. – 536 с.
90. Optics of Biological Particles Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Fluorescence and other Optical Properties of Biological Particles for Biological Warfare Agent Sensors, 3-6 October 2005. Series: NATO Science Series II: Mathematics, Physics and Chemistry, Vol. 238. [ed.: A.Hoekstra; V. Maltsev; G.Videen]. – Novosibirsk, 2007. – 284 p.
91. 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.
92. Кутателадзе С. С. Основы функционального анализа / С. С. Кутателадзе. – Новосибирск : Изд-во Ин-та Математики СО РАН, 2001. – 336 с.
93. Пришивалко А. П. Оптические и тепловые поля внутри светорассеивающих частиц / А. П. Пришивалко. – Минск : Навука и тэхніка, 1983. – 190 с.
94. 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.
95. Москалев В. А. Теоретические основы оптико-физических исследований / В. А. Москалев. – Л. : Машиностроение, 1987. – 318 с.
96. Ванюрихин А. И. Оптико-электронные поляризационные устройства / А. И. Ванюрихин, В. П. Герчановская. – К. : Техніка, 1984. – 160 с.
97. Борн М. Основы оптики / М. Борн, Э. Вольф. – М. : Наука, 1970. – 856 с.
98. Кватернюк С. М. Спектрофотометричний контроль дисперсності домішок у неоднорідних водних середовищах / В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк // Контроль і управління в складних системах (КУСС-2005) : VIII міжнар. наук.-техн. конф., 24–28 жовтня 2005 р. : тези допов. – Вінниця, 2005. – С. 55.

99. Кватернюк С. М. Математичне моделювання поляризації випромінювання у світлорозсіювальних середовищах / [В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк та ін.] // XIII міжнародна конференція з автоматичного управління, 25–28 вересня 2006 р. : матеріали конф. – Вінниця, 2006. – С. 152–157.
100. Кватернюк С. М. Інтелектуалізована комп'ютерна система автоматизованого контролю оптичних параметрів водно-дисперсних середовищ / [В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк та ін.] // ІНТЕРНЕТ-ОСВІТА-НАУКА-2006 : V міжнар. конф., 10–14 жовтня 2006 р. : матеріали конф. – Том 2. – Вінниця, 2006. – С. 628–630.
101. Кватернюк С. М. Математичне моделювання індикатрис розсіювання частинок полідисперсних водних середовищ / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, І. В. Васильківський та ін.] // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2010. – № 2. – С. 9–13.
102. Мокін В. Б. Математичні моделі і програми для оцінювання якості річкових вод : монографія / В. Б. Мокін, Б. І. Мокін. – Вінниця : УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2000. – 152 с.
103. Мокін В. Б. Математичні моделі для контролю та управління якістю річкових вод : монографія / В. Б. Мокін. – Вінниця : УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2005. – 172 с.
104. 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).
105. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків: ДСТУ ISO 5667–6–2001. – [Чинний від 2003-01-01]. – К. : Держспоживстандарт, 2002. – 10 с. – (Національний стандарт України).
106. 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.
107. 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).

108. 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).
109. 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.
110. Монохроматоры МДР-204, МДР-206. Техническое описание и инструкция по эксплуатации. – СПб. : ЛОМО, 2009. – 48 с.
111. Стекло кварцевое оптическое. Общие технические условия: ГОСТ 15130–86. – [Введ. 1988-01-01]. – М. : Издательство стандартов, 1986. – 30 с.
112. Детали оптические. Классы чистоты поверхности. Методы контроля: ГОСТ 11141–84. – [Введ. 1985-01-01]. – М. : Издательство стандартов, 1985. – 23 с.
113. Кюветы прямоугольные кварцевые для спектрофотометров. Основные размеры. Технические требования: ГОСТ 20903–75. – [Введ. 1976-07-01]. – М. : Издательство стандартов, 1975. – 5 с.
114. Материалы оптические. Параметры: ГОСТ 23136–93. – [Введ. 1995-07-31]. – М. : Межгосударственный совет по стандартизации, метрологии и сертификации, 1993. – 25 с.
115. Микроскопы биологические «БИОЛАМ 70». Техническое описание и инструкция по эксплуатации. – Л. : ЛОМО, 1972. – 32 с.
116. Device performance specification: KAF 1401E 1320(H) x 1035(V) Enhanced Response Full-Frame CCD. Kodak Corporation, 2002. – 18 p.
117. ATmega16, ATmega16L. DataSheet. 8-bit AVR Microcontroller with 16K Bytes In-System Programmable Flash. Atmel Corporation. – 2009. – 357 p.
118. DS18B20. DataSheet. Programmable Resolution 1-Wire Digital Thermometer. Maxim Integrated Products, Inc. – 2009. – 22 p.
119. 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.
120. Неразрушающий контроль и диагностика : справочник: в 8-ми т. / [под ред. В. В. Клюева]. – Т. 1 ; в 2-х кн. – Кн. 1. Ф. Р. Соснин. Визу-

- альный и измерительный контроль. Кн. 2. Ф. Р. Соснин. Радиационный контроль. – 2-е изд., испр. – М. : Машиностроение, 2008. – 560 с.
121. Булатов В. Н. Элементы и узлы информационных и управляющих систем (основы теории и синтеза) : учебное пособие / В. Н. Булатов. – Оренбург : ГОУ ВПО ОГУ, 2002. – 200 с.
122. Патент №35499 Україна, МПК (2006) G01N 21/21 Спектрополяриметр зображення для діагностики матеріалів біомедичного походження / Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Іванов А.П., Барун В. В.; власник Вінницький національний технічний університет. – №u200804100 ; заявка 1.04.08 ; опубл. 25.09.08, Бюл. №18.
123. Патент №5299 Республика Беларусь, МПК (2006) G01N 21/21 Спектральный поляриметр изображения для диагностики сред биомедицинского происхождения / Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Иванов А. П., Барун В. В. ; заявитель и патентообладатель Государственное научное учреждение Институт физики им. Степанова НАН Беларуси. – №u20080575 ; заявл. 17.07.08, опубл. 30.06.09, Бюл. №10.
124. Засоби автоматизованого контролю оптично м'яких частинок гуморальних середовищ на основі методу спектрофотометрії зображень / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, І. В. Васильківський та ін.] // II-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю : міжнар. наук.-техн. конф., 23–26 вересня 2009 р. : матеріали конф. – Вінниця, 2009. – С. 341–344.
125. Новицкий П. В. Оценка погрешностей результатов измерений / П. В. Новицкий, И. А. Зограф. – Л. : Энергоатомиздат, 1991. – 304 с.
126. Гонсалес Р. Цифровая обработка изображений в среде MATLAB/ Р. Гонсалес, Р. Вудс, С. Эддинс. – М. : Техносфера, 2006. – 616 с.
127. Чен К. MATLAB в математических исследованиях : пер. с англ. / К. Чен, П. Джиглинг, А. Ирвинг – М. : Мир, 2001. – 346 с.
128. Определитель пресноводных водорослей СССР [под ред. М. М. Голлербах]. – М. : АН СССР, 1986. – С. 1–14.
129. Баринава С. С. Биоразнообразия водорослей-индикаторов окружающей среды / С. С. Баринава, Л. А. Медведева, О. В. Анисимова. – Тель Авив : PiliesStudio, 2006. – 498 с.
130. Dell'Uomo A. Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives. Use of algae for monitoring rivers. / A. Dell'Uomo. – Agence de l'Eau Artos-Picardie, 1997. – P. 17–25.

131. Левич А. П. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга / А. П. Левич, Н. Г. Булгаков, В. Н. Максимов. – М. : НИА-Природа, 2004. – 271 с.
132. Specific absorption coefficient and phytoplankton biomass in the southern region of the California Current / [E. Millan-Nunez, M. E. Sieracki, R. Millan-Nunez et. al.] // *Deep-Sea Research*. – 2004. – Vol. 51. – P. 817–826.
133. Quantitative determination of cyanobacteria in mixed phytoplankton assemblages by an in vivo fluorimetric method / [T. Y. Lee, M. Tsuzuki, T. Takeuchi et. al.] // *Analytica Chimica Acta*. – 1995. – Vol. 302, No. 1. – P. 81–87.
134. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
135. The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change / [C. S. Reynolds, A. E. Irish, J. A. Elliott et. al.] // *Ecological Modelling*. – 2001. – Vol. 140, No. 3. – P. 271–291.
136. Maritorena S. Merged satellite ocean color data products using a bio-optical model: characteristics, benefits and issues / S. Maritorena, A. Mangin, D. A. Siegel. // *Remote Sensing of Environment*. – 2010. – No. 114(8). – P. 1791–1804.
137. Sosik H. M. Light absorption by phytoplankton, photosynthetic pigments and detritus in the California Current System / H. M. Sosik, B. G. Mitchell // *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. – 1995. – Vol. 42. – No. 10. – P. 1717–1748.
138. Determination of spectral absorption coefficients of particles, dissolved material and phytoplankton for discrete water samples / [B. G. Mitchell, M. Kahru, J. Wieland et. al.] // *Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensors Validation*. – 2003. – Vol. 4. – P. 39–64.
139. Лях А. М. Обзор методов количественного учета фитопланктона / А. М. Лях, А. М. Суворов, Ю. В. Брянцева // *Системы контроля окружающей среды : сб. науч. тр.* – Севастополь : НАН Украины. МГИ, 2002. – С. 425–430.
140. Coastal water monitoring and remote sensing products validation using ferrybox and above-water radiometric measurements /

- [S. Kaitala, G. Zibordi, F. Mélin et. al.], // EARSel eProceedings. – 2008. – No. 7(1). – P. 75–80.
141. Брагинский Л. П. Пресноводный планктон в токсической среде / Л. П. Брагинский, И. М. Величко, Э. П. Щербань. – К. : Наукова думка, 1987. – 180 с.
142. Шуйский В. Ф. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров // VII междунар. конф. Экология и развитие Северо-Запада России, 2–7 августа 2002 г. : сб. научн. докл. –СПб. : Изд-во МАНЭБ, 2002. – С. 21–40.
143. Time-series analysis of remotely-sensed SeaWiFS chlorophyll in river-influenced coastal regions / [J. G. Acker, E. McMahon, S. Shen et. al.] // EARSel eProceedings. – 2009. – No. 8(2). – P. 114–139.
144. Розробка інтерактивних оптичних засобів для поляризаційної діагностики біотканин та гуморальних середовищ / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, Г. О. Черноволик та ін.] // Применение лазеров в медицине и биологии : XXII міжнар. наук.-практ. конф., 21–24 жовтня 2007 р. : тези допов. – Ялта, 2007. – С. 135–136.
145. Дослідження біотканин на основі спектрополяриметрії / [В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк І. В. Васильківський та ін.] // Сучасні проблеми радіоелектроніки, телекомунікацій та приладобудування (СПРТП-2007) : III міжнар. наук.-техн. конф., 31 травня – 2 червня 2007 р. : тези допов. – Вінниця, 2007. – С. 208–209.
146. Кватернюк С. М. Особенности спектрофотометрической диагностики суспензии эритроцитов излучению / [А. П. Иванов, В. В. Барун, С. М. Кватернюк та ін.] // II-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю. : зб. наук. статей. – Вінниця, 2009. – С.294–298.
147. Захаров И. П. Теория неопределенности в измерениях / И. П. Захаров, В. Д. Кукуш. – Харьков : Консум, 2002. – 256 с.
148. Ціделко В. Д. Невизначеність вимірювання. Обробка даних і подання результату вимірювання : монографія / В. Д. Ціделко, Н. А. Яремчук. – К. : Видавництво «Політехніка», 2002. – 176 с.
149. Поджаренко В. О. Опрацювання результатів вимірювань на основі концепції невизначеності / В. О. Поджаренко, О. М. Васілевський, В. Ю. Кухарчук. – Вінниця : ВНТУ, 2008. – 128 с.

150. Дунаев Б. Б. Точность измерений при контроле качества. / Б. Б. Дунаев. – К. : Техніка, 1981. – 152 с.
151. Загруддинов Г. М. Достоверность автоматизированного контроля / Г. М. Загруддинов. – Казань : Изд-во КГУ, 1980. – 279 с.
152. Вентцель Е. С. Теория вероятности и ее инженерные приложения / Е. С. Вентцель, Л. А. Овчаров. – М. : Высшая школа, 2000. – 480 с.
153. 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).
154. Контроль стану водних об'єктів методом Зелінки–Марвана з використанням спектрополяриметричних зображень частинок фітопланктону / [О. О. Цвенько, С. М. Кватернюк, Я. В. Мороз та ін.] // Географія, геоecологія, геологія: досвід наукових досліджень : VII міжнар. наук. конф., 11-14 травня 2010 р. : матеріали конф. – Дніпропетровськ, 2010. – С. 142–143.
155. Кватернюк С. М. Автоматизований контроль екологічного стану водних об'єктів на основі спектрополяриметричних досліджень фітопланктону / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, О. Є. Кватернюк // Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта–наука–виробництво–2010: XIII міжнар. наук.-практ. конф., 31 березня – 2 квітня 2010 р. : матеріали конф. – Харків, 2010. – С. 15–20.

Наукове видання

**Квaternюк Сергій Михайлович
Петрук Василь Григорович**

**СПЕКТРОПОЛЯРИМЕТРИЧНИЙ КОНТРОЛЬ
КОНЦЕНТРАЦІЙ ЧАСТИНОК ПОЛІДИСПЕРСНИХ
ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ**

Монографія

Редактор С. Малішевська

Оригінал-макет підготовлений С. Квaternюком

Підписано до друку 22.09.2012 р.

Формат 29,7x42¼ .

Папір офсетний

Гарнітура Times New Roman

Друк ізографічний.

Ум. друк. арк.9,01.

Наклад 100 прим.

Зам № 2012-166

Вінницький національний технічний університет,
КІВЦ ВНТУ,

21021, м. Вінниця, Хмельницьке шосе, 95,

ВНТУ, ГНК, к. 114.

Тел. (0432) 59-85-32

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

серія ДК № 3516 від 01.07.2009 р.

Віддруковано у Вінницькому національному технічному університеті,
в комп'ютерному інформаційно-видавничому центрі,

21021, м. Вінниця, хмельницьке шосе, 95,

ВНТУ, ГНК, к. 114.

Тел. (0432) 59-81-59

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

Серія ДК № 3516 від 01.07.2009 р.