

# **СПІЛЬНА СТРАТЕГІЯ ВПРОВАДЖЕННЯ ВОДНОЇ РАМКОВОЇ ДИРЕКТИВИ (2000/60/ЄС)**

*Керівництво № 32*

*ЩОДО МОНІТОРИНГУ БІОТ*

*(ВПРОВАДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНДАРТУ ЯКОСТІ БІОТИ (EQS<sub>БІОТА</sub>))*

*ЗГІДНО З ВОДНОЮ РАМКОВОЮ ДИРЕКТИВОЮ*

Europe Direct — це служба, що допомагає знайти відповіді на Ваші питання щодо Європейського Союзу  
Новий безкоштовний номер телефону:  
00 800 6 7 8 9 10 11

Великий обсяг додаткової інформації про Європейський Союз можна знайти в Інтернеті. Доступ через європейський сервер (<http://ec.europa.eu>).  
Люксембург: Офіс офіційних публікацій Європейського союзу, 2014

ISBN 978-92-79-44634-4 doi: 10.2779/833200

© Європейське Співтовариство, 2014

Видання/копіювання дозволено за умови посилання на першоджерело.

**СПІЛЬНА СТРАТЕГІЯ ВПРОВАДЖЕННЯ  
ВОДНОЇ РАМКОВОЇ ДИРЕКТИВИ  
(2000/60/ЄС)**

**Керівництво № 32  
ЩОДО МОНІТОРИНГУ БІОТ  
(ВПРОВАДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНДАРТУ  
ЯКОСТІ БІОТИ (EQS<sub>БІОТА</sub>)  
ЗГІДНО З ВОДНОЮ РАМКОВОЮ ДИРЕКТИВОЮ**

**Попередження:**

Цей технічний документ розроблено редакційною групою в рамках програми співробітництва, що включала Європейську Комісію, всі держави-члени, держави-члени ЄАВТ (Європейської асоціації вільної торгівлі) та інші зацікавлені сторони. Цей документ не обов'язково представляє офіційну позицію будь-якого з партнерів. Таким чином, думки, викладені в цьому документі, не обов'язково збігаються з думками Європейської комісії.

## ПЕРЕДМОВА

Метою цього Технічного Керівництва щодо моніторингу біот (впровадження екологічного стандарту якості біот  $EQS_{\text{біота}}$ ) є сприяння впровадженню екологічних стандартів якості (ЕСЯ) біот згідно із Водною Рамковою Директивою, зокрема, шляхом роботи над стратегіями відбору зразків відповідно до програм моніторингу, розроблених для оцінювання відповідності ЕСЯ біот. Це Керівництво № 32 є частиною серії керівництв, складених на підтримку Спільної Стратегії Впровадження (CIS) Водної Рамкової Директиви.

Воно детально розкриває зміст Керівництва № 25 про Хімічний моніторинг осадів та біот згідно з Водною Рамковою Директивою, і доповнюється Керівництвом № 33 «Технічне Керівництво про аналітичні методи моніторингу біот». Разом Керівництво № 32 і № 33 висвітлюють вимогу щодо керівництва для моніторингу біот, згаданого у статті 3(8а) Директиви 2008/105/ЄС зі змінами, внесеними Директивою 2013/39/ЄС.

Первісна Директива 2008/105/ЄС включала стандарти для біот щодо вмісту ртуті, гексахлорбензолу та гексахлорбутадієну. У Директиві 2013/39/ЄС були впроваджені ЕСЯ біот для трьох інших чинних типів пріоритетних забруднювальних речовин (флуорантен, поліароматичні вуглеводні та бромовані дифенілові ефіри), та визначено чотири нові пріоритетні забруднювальні речовини (дикофол, перфтороктанова сульфорова кислота і її похідні, гексабромциклододекан, гептахлор/гептахлорепоксид). Це Керівництво враховує той факт, що моніторинг осаду та/або біоти потрібно здійснювати для декількох інших пріоритетних забруднювальних речовин, вказаних у статті 3(6), та вказує на те, як дані моніторингу трендів можуть використовуватись для перевірки відповідності ЕСЯ біоти, однак воно не містить детального висвітлення власне моніторингу трендів.

Цей документ має статус керівництва, а тому держави-члени не зобов'язані дотримуватись поданих у ньому рекомендацій. При цьому від держав-членів вимагають застосовувати методи, які відповідають вимогам Директиви 2008/105/ЄС про стандарти якості довкілля у сфері водної політики та Директиви 2009/90/ЄС про забезпечення/контроль якості.

## ГЛОСАРІЙ ТЕРМІНІВ

Термін	Визначення
ПрДД	Прийнятна добова доза. Приблизна кількість хімічної речовини в їжі або питній воді, виражена відносно маси тіла, яку можна споживати щодоби протягом життя без помітного ризику. ПрДД вказується в мг на кг ваги тіла
КБА	Коефіцієнт біоаккумуляції. Співвідношення концентрації речовини у тканині та її концентрації у воді з джерел
КБК	Коефіцієнт біоконцентрації. Співвідношення хімічної речовини, накопиченої в або на організмі та у джерелі цієї речовини (коли джерелом цієї хімічної речовини є лише вода).
БВД	Бромована вогнестійка добавка
КБМ	Коефіцієнт біомагніфікації. Співвідношення концентрації забруднювальної речовини в організмі та концентрації в їжі.
Cd	Кадмій
КУ	Коефіцієнт угодованості
ДДТ	Дихлордифенілтрихлорметилметан
ДП-ПХБ	Діоксиноподібний поліхлорований біфеніл
ЕСЯ	Екологічний стандарт якості (EQS) Термін, що найчастіше вживається стосовно середньорічного значення. Обов'язкове граничне значення згідно з Водною Рамковою Директивою, встановлене на міжнародному чи внутрішньодержавному рівні.
ДЕСЯ	Директива про екологічні стандарти якості
EQS <sub>біота</sub>	Екологічний стандарт якості (EQS), визначений у біоті, але відповідність якому може оцінюватись шляхом порівняння з концентраціями в біоті або іншій придатній матриці.
Евритопний	Організм, здатний жити в багатьох оселищах чи за багатьох умов довкілля
ГБЦДД	Гексабромциклододекан
НК5	Небезпечна концентрація для 5 відсотків перевічених водних організмів. Цю величину можна оцінити за розподілом чутливості видів (РЧВ).
ГХБ	Гексахлорбензол
ГХБД	Гексахлорбутадиєн
Hg	Ртуть
СПОМ	Спільна програма оцінки та моніторингу
Log K <sub>ow</sub>	Логарифм (за основою 10) коефіцієнту розподілу октанол/вода.
НМК	Нижня межа квантифікації (LOQ).
РДМС	Рамкова Директива про морську стратегію
НДП-ПХБ	Недіоксиноподібний поліхлорований біфеніл
NOAEL	Рівень, що не спричиняє видимих негативних ефектів
NOEC	Концентрація, яка не спричиняє видимих ефектів

ПЦАВ	Поліциклічний ароматичний вуглеводень
Pb	Свинець
ПБДЕ	Полібромовані дифенілові ефіри
PCB-7	2',4'-дихлорбіфеніл
PCDD/F	Поліхлорований дибензо-п-діоксин та поліхлорований дибензофуран
PFAAs	Перфторалкільні кислоти
ПФОС	Перфтороктансульфонова кислота або перфтороктансульфонат
CO3	Стійкі органічні забруднювачі
PRC	Функціональний контрольний препарат
QS <sub>біота, hhfood</sub>	Стандарт якості (вживання людиною рибних продуктів), виражений у біоті
QS <sub>біота, secpois</sub>	Стандарт якості (вторинне отруєння), виражений у біоті
ТБТ	Трибутилтін
ПДД	Переносима добова доза. ПДД — це приблизна кількість хімічної речовини в повітрі, в їжі або у питній воді, яку можна споживати щодоби протягом життя без помітного ризику для здоров'я. Ця величина обчислюється на основі результатів лабораторних досліджень токсичності, до яких застосовуються фактори невизначеності.
ТК	Технічне Керівництво
КТМ	Коефіцієнт трофічної магніфікації (біоаккумуляції хімічних речовин у трофічних ланцюгах)
ЛОС	Леткі органічні сполуки
ВБД	Віртуальна безпечна доза
ВРД	Водна Рамкова Директива

# 1. ВСТУП

## 1.1 Підґрунтя

Директива 2013 року про пріоритетні забруднювальні речовини згідно з Водною Рамковою Директивою (2013/39/ЄС) (ЄС 2013) вносить зміни та оновлює попередню редакцію Водної Рамкової Директиви (ВРД) (ЄС 2000) та Директиви про екологічні стандарти якості (ДЕСЯ) (ЄС 2008). Разом із додаванням нових речовин та оновленням ЕСЯ для поверхневих вод, нова Директива додає (для 8 речовин) екологічний стандарт якості біоти ( $EQS_{\text{біота}}$ ). Для 5 з цих речовин також подано екологічний стандарт якості води ( $EQS_{\text{вода}}$ ). Державам-членам (ДЧ) потрібно буде створити програми моніторингу концентрацій речовин у біоті чи воді та оцінки відповідності новим стандартам.

Стандарти біоти стосуються риби, окрім ПЦАВ та флуорантену, коли згадуються ракоподібні та молюски. Згідно зі статтею 3.3 Директиви 2013/39/ЄС (ЄС 2013), ДЧ для однієї чи декількох категорій поверхневих вод можуть застосовувати ЕСЯ для іншої матриці, ніж вказана у статті 3.2, або, у відповідних випадках — для іншого таксону біоти, ніж вказаний у Частині А Додатка І. При встановленні ЕСЯ біоти можна визначити еквівалентний стандарт для стовпа води (використовуючи коефіцієнт біоконцентрації (КБК)/ коефіцієнт біомагніфікації (КБМ) або коефіцієнт біонакопичення (КБА)). Однак, результати вимірювання вмісту цих хімічних речовин у стовпі води, що показують надзвичайно малі концентрації, можуть бути дуже проблематичними з точки зору аналізу. Тим не менш, через низку практичних та етичних проблем, які потрібно враховувати в разі, якщо матрицею для відбору зразків буде біота, саме від держав-членів залежить вибір матриці для оцінки відповідності.

## 1.2 Цілі

Чинне керівництво для усіх держав-членів ЄС висвітлює визначення  $EQS_{\text{біота}}$  (ЄС 2011) та не висвітлює спосіб впровадження таких стандартів. Керівництво CIS 25 (ЄС 2010) висвітлює деякі з цих питань, але не містить інформації щодо способу використання результатів таких програм моніторингу в оцінюванні відповідності стандартам  $EQS_{\text{біота}}$ . Без додаткового керівництва різні ДЧ можуть використовувати різні підходи, а отримані результати будуть недостатньо узгодженими, перешкоджатимуть проведенню оцінки відповідності стандартам біоти в масштабах ЄС та створять фрагментарну і ненадійну картину існуючих тисків речовин із потенціалом біологічного накопичення.

Мета цього документа полягає в заохоченні до узгодженості впровадження стандартів біоти шляхом надання додаткового керівництва щодо планування і впровадження програм моніторингу біот. Він висвітлює планування програм моніторингу біот, збір зразків, обробку та вираження даних, а також пояснює те, як потім такі дані використовуються в оцінюванні відповідності. Документ містить стислу інформацію щодо використання даних моніторингу трендів біот для оцінювання відповідності вимогам ЕСЯ, але в моніторинг трендів *по суті* не заглиблюється.

Таким чином, основна мета допоміжного керівництва — надання практичного керівництва, а саме рекомендацій щодо впровадження на території ДЧ вимог ВРД, які стосуються біоти. Хоча за визначенням керівництво не є обов'язковим, за задумом рекомендації допоможуть забезпечити узгодженість і порівнянність даних різних ДЧ під час оцінювання відповідності стандартам  $EQS_{\text{біота}}$ .

Крім того, допоміжне керівництво було розроблене для сприяння впровадженню Рамкової Директиви про морську стратегію (РДМС), а тому його потрібно застосовувати, наскільки це можливо та актуально для такого контексту. Деякі питання моніторингу згідно з РДМС (такі як просторові аспекти відбору зразків у морському середовищі) можуть потребувати ретельного опрацювання деінде.



### 1.3 Сфера застосування і структура

За задумом керівництво, подане в цьому документі, повинно:

- бути конкретним і детальним, містити зрозумілі рекомендації з питань, щодо яких у чинних керівництвах міститься загальна інформація;
- бути об'єктивним та базуватись на існуючих наукових доказах;
- бути технічним та не базуватись на політиці; та
- базуватись на виділених прикладах існуючих схем або систем, які стосуються конкретних аспектів упровадження екологічних стандартів якості біоти (EQS<sub>біота</sub>).

Коли це доречно, воно також підкреслює невизначеності в рекомендованих підходах.

За задумом керівництво не повинно:

- Змінювати чи заново переглядати визначення стандарту EQS<sub>біота</sub> (окрім опису процесу для довідки).
- Надавати методи підготовки, екстрагування та хімічного аналізу зразків біоти.
- Визнавати недійсними чинні довгострокові програми моніторингу біот, які були спроектовані для оцінки трендів, пов'язаних із концентраціями речовин. У той час як такі програми можуть бути корисними для оцінки відповідності вимогам EQS<sub>біота</sub>, вони можуть потребувати певних модифікацій задля забезпечення надійності у досягненні обох цілей).

Важливим є докладення усіх можливих зусиль для створення керівництва, яке відображає передову практику планування і виконання заходів з моніторингу біот.

Додаткове керівництво охоплює три основні напрямки:

- основні виклики у впровадженні стандартів біоти (Частина 2);
- Керівництво про розробку програми відбору зразків та відбір придатної матриці (Частини 4 та 5); та,
- Робота з даними та оцінка відповідності вимогам EQS<sub>біота</sub> (Частини 6 та 7).

У Додатках міститься додаткова інформація для використання під час розробки і впровадження програм моніторингу біот (наприклад, наскрізні теми між моніторингом відповідності вимогам і моніторингом трендів, використання багаторівневих підходів, вимоги до тканин для проведення хімічних експертиз, а також деякі приклади існуючих програм моніторингу біот).

### 1.4 Захисні цілі екологічних стандартів якості біоти

ЕСЯ повинні захищати прісноводні та морські екосистеми від потенційних негативних впливів хімічних речовин та захищати людське здоров'я від негативних впливів унаслідок вживання питної води або вживання в їжу продуктів, отриманих із водних середовищ. Тому при визначенні ЕСЯ було розглянуто декілька різних цілей захисту, а саме — пелагіальні та бентосні ценози у прісних, солонуватих і морських водах, хижаки з цих екосистем, а також людське здоров'я. Для кожної речовини не обов'язково розглядати усі цілі захисту. Однак стандарти якості були визначені для цілей захисту, щодо яких було виявлено можливий ризик.

Екологічні стандарти якості біот мають дві основні цілі:

- Захист від накопичення хімічних речовин у ланцюгу живлення, особливо в таких основних хижаків, як птахи і ссавці, від ризиків вторинного отруєння через вживання забрудненої здобичі (згадано в керівництві як стандарт якості біоти відносно вторинного отруєння (QS<sub>біота,secpois</sub>);
- Захист людського здоров'я від згубних наслідків вживання їжі (риба, молюски, ракоподібні, олії тощо), забрудненої хімікатами (згадано в керівництві як стандарт якості біоти відносно людського здоров'я та їжі (QS<sub>біота,hhfood</sub>).

У Технічному Керівництві (ТК) щодо ЕСЯ (ЄС 2011) зроблено наголос на тому, що за припущеннями стандарти біоти для птахів і ссавців також повинні захищати бентосних і пелагіальних хижаків. Важливо те, що ЕСЯ завжди базуються на найбільш суворому стандарті якості, що використовується для оцінювання, а тому відповідність вимогам ЕСЯ автоматично означає захист інших рецепторів навіть тоді, коли вони не згадані безпосередньо в ЕСЯ.

Вибір місць для відбору зразків, відбір видів для моніторингу, розміру організмів і тканини для аналізу можна контролювати засобами захисної цілі стандарту біоти. Тому там, де це необхідно, в рекомендаціях, що викладені в наступних главах, враховано відповідну ціль захисту EQS<sub>біота</sub>).

#### **1.4.1 Хімічні сполуки, щодо яких наразі встановлені EQS<sub>біота</sub>**

Наразі екологічні стандарти якості біоти (EQS<sub>біота</sub>) встановлені для 11 хімічних речовин або їх груп. Вони зображені у Таблиці 1.1 разом із матрицею, до якої застосовується ЕСЯ, ціллю захисту, провідними даними та використаним фактором оцінки.

Як можна побачити з таблиці, більшість хімічних речовин мають EQS<sub>біота</sub>, встановлений для здобичі (їжі), яка описується як «риба». Винятками є ПЦАВ, для яких вказані ракоподібні та молюски.

**Таблиця 1.1 Чинні екологічні стандарти якості біоти та база для їх визначення**

Речовина	EQS <sub>біота</sub> мкг кг <sup>-1</sup> сирої маси (см)	Матриця	Ціль захисту	Провідні дані	Фактор оцінки
Бромовані дифенілові ефіри	0,0085	Риба	Здоров'я людини через вживання рибних продуктів	Токсичність для мишей при надходженні з їжею. Нижня межа довірчого інтервалу орієнтовної дози 10 (BMDL10) для БДЕ-99 = 9 мкг на кг живої ваги (жв) = внутрішня добова доза 4,2 нг на кг bw d <sup>-1</sup> (з використанням найдовшого напівжиття для людини (1442 дні))	30
Флуорантен	30	Ракоподібні та молюски	Здоров'я людини через вживання рибних продуктів	0,2 мг кг <sup>-1</sup> д <sup>-1</sup> , тривале дослідження порожнини рота щурів із примусовим годуванням, використано для обчислення віртуальної безпечної дози (ВБД) на рівні 5×10 <sup>-4</sup> мг кг <sup>-1</sup> д <sup>-1</sup> .	ВБД, що відображає пероральний вплив, пов'язаний із 10 <sup>-6</sup> підвищеного ризику виникнення раку протягом життя, на основі аналогії між бенз(а)піреном і флуорантеном
Гексахлорбензол	10	Риба	Здоров'я людини через вживання рибних продуктів	Значення за Керівництвом з критеріїв ВООЗ щодо якості довкілля (WHO-ЕНС) для неопластичних ефектів на рівні 0,16 мкг кг жв <sup>-1</sup> д <sup>-1</sup>	Для людини вагою 70 кг (прийнята добова доза 1,12 мкг гексахлорбензол д <sup>-1</sup> ) та середнє вживання риби 115 г д <sup>-1</sup>
Гексахлорбутадиєн	55	Риба	Вторинне отруєння	Тривалий рівень NOAEL у мишей = 0,2 мг кг <sup>-1</sup> жв д <sup>-1</sup>	Коефіцієнт конверсії = 8,3 (кг жв кг їжі <sup>-1</sup> д <sup>-1</sup> ) = 1,66 мг кг їжі <sup>-1</sup> Фактор оцінки = 30
Ртуть та її сполуки	20	Риба	Вторинне отруєння	ріст NOEC у макак-резусів протягом 365 днів 0,22 мг кг <sup>-1</sup> їжі	10, через значну кількість значень NOEC для метилртуті
ПЦАВ Бенз(а)пірен	5	Ракоподібні та молюски	Здоров'я людини через вживання рибних продуктів	Максимальні рівні бенз(а)пірену в продуктах харчування: 0,005 мг.кг <sup>-1</sup> см для ракоподібних та молюсків	Максимальні рівні для «свіжих» (окрім копчених) продуктів з водних ресурсів. Фактор оцінки не застосовується.
Дикофол	33	Риба	Вторинне отруєння	<i>Американський боривітер (Falco sparverius)</i> , відтворення NOEC = 1 мг кг <sup>-1</sup> см корму	30
ПФОС	9,1	Риба	Здоров'я людини через вживання рибних продуктів	183-денний NOAEL у яванських мавп = 0,03 мг кг <sup>-1</sup>	90
Діоксини та діоксиноподібні сполуки	0,0065 TE <sub>2005</sub>	Риба, ракоподібні та молюски	Здоров'я людини через вживання рибних продуктів	Максимальні рівні для частки продуктів харчування у сумі діоксиноподібних сполук (види PCDD, поліхлорованих дибензофуранів (PCDF) та ДП-ПХБ)	
ГБЦДД	167	Риба	Вторинне отруєння	Японський перепел, відтворення NOEC = 5 мг кг <sup>-1</sup> корму	30
Гептахлор і гептахлорепоксид	6,7 x 10 <sup>-3</sup>	Риба	Здоров'я людини через вживання рибних продуктів	вивчення порожнини рота 2-річних мишей — рак, безпороговий підхід. Коефіцієнт нахилу: 9.1 (мг.кг <sup>-1</sup> .д <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup> , використано для обчислення ВБД 1,1 10 <sup>-7</sup> мг кг <sup>-1</sup> д <sup>-1</sup>	ВБД, що відображає пероральний вплив, пов'язаний із 10 <sup>-6</sup> підвищеного ризику виникнення раку протягом життя

## 1.5 Інше актуальне законодавство ЄС

Регламент (ЄС) № 315/93 визначив принцип, за яким максимальні рівні встановлюються для забруднювачів у продуктах харчування задля охорони здоров'я населення, а потім Регламент (ЄС) № 1881/2006 визначив рівні для ряду забруднювачів у морських або прісноводних продуктах харчування (зміни внесені Регламентами (ЄС) №№ 420/2011, 835/2011, 1259/2011). До переліку забруднювачів, на які нині поширюється дія європейських регламентів про харчові продукти, та які є релевантними для риби, ракоподібних і молюсків та рибних продуктів (рибні жири), входять: ртуть, свинець, кадмій, ПХБ, діоксини та діоксиноподібні ПХБ, а також ПЦАВ.

Вмісти речовин у рибі та рибних продуктах визначаються за порадами Європейського агентства з безпеки продуктів харчування (EFSA) і подаються як переносимі тижневі дози в мікрограмах на кілограм живої ваги (ЖВ) та максимальні вмісти в продуктах харчування (особливо актуальною є їстівна частина харчових продуктів з риби, а також ракоподібних і молюсків). Наприклад, гранично допустимий вміст ртуті становить 0,5 мг на кг сирової маси (см) ракоподібних та деяких видів риби, та 1,0 мг на кг см для деяких конкретних видів риби (в основному великих), а для сумарного вмісту діоксинів та діоксиноподібних ПХБ він становить 6,5 пг на г см (токсичний еквівалент (ТЕ) ВООЗ для PCDD/F-ПХБ) для «морепродуктів», окрім вугра, для якого це значення становить 10 пг на г см (ТЕ<sub>2005</sub>). Бенз(а)пірен та ПЦАВ4 (сумарний вміст бенз(а)пірену, бенз(а)антрацену, бензо(б)флуорантену та хризену) використовуються як маркери вмісту і впливу канцерогенних ПЦАВ на їжу. Гранично допустимі вмісти для двостулкових молюсків — це відповідно 5,0 мкг на кг та 30 мкг на кг для БаП та ПЦАВ4.

## 2 ОСНОВНІ ВИКЛИКИ У ВПРОВАДЖЕННІ СТАНДАРТІВ БІОТИ

### 2.1 Вираження стандартів біоти

ЕСЯ відіграють важливу роль у прийнятті таких рішень, як при оцінюванні відповідності стандартам класифікації водних тіл, оцінюванні відповідності умовам видачі дозволів або визначенні ризиків впливу хімічних речовин як частини дослідження, яке проводиться перед впровадженням заходів контролю за рівнем викидів. Оцінка відповідності включає порівняння вимірних концентрацій у відповідній матриці (у цьому випадку — в біоті) зі стандартними значеннями. У цьому контексті стандарти біоти не відрізняються від будь-якого іншого нормативу. Основними відмінностями є матриця, за якою визначають залишки хімічних речовин і той факт, що частий відбір зразків (який може проводитись у воді або повітрі) не є доцільним.

Зазвичай у стандартах вказують числове значення (наприклад, концентрацію у воді) і зазначають період застосування цього стандарту (наприклад, середньорічний показник), а також загальні статистичні показники, що використовуються для оцінювання ризику (наприклад, середнє значення або 95-й перцентиль). Стандарт може виражатись як абсолютна межа, але за відсутності постійного моніторингу відповідність йому може включати систематичну похибку (її величина залежить від кількості зразків). Результатом цього процесу буде ефективне застосування різних стандартів залежно від установленого режиму відбору зразків. З цієї причини абсолютні межі не повинні використовуватись для прийняття регуляторних рішень, заснованих на відборі зразків (ISO 2008). Натомість бажано використовувати такі статистичні показники, як середнє значення. Це питання висвітлюється в частині 2.1.1.

Числове значення ЕСЯ для кожної пріоритетної забруднювальної речовини подане в Додатку II (Частина А: Екологічні стандарти якості (ЕСЯ)) до Директиви 2008/105/ЄС зі змінами, внесеними Директивою 2013/39/ЄС. У Додатках до Директиви також зазначено матрицю, яку потрібно використовувати для оцінювання відповідності вимогам.

Можна визначити відмінності між оцінюванням відповідності і моніторингом трендів. Для моніторингу трендів посилання на стандарт не є таким важливим.

**Це керівництво застосовується до оцінювання відповідності у разі необхідності прийняття рішення щодо прийнятності хімічних залишків у біоті. Це — основний фактор класифікації, він також може знадобитись у разі використання стандартів біоти як частини дослідницького моніторингу.**

#### 2.1.1 Загальні статистичні показники

Зазвичай концентраціям пріоритетних забруднювальних речовин у біоті властивий логарифмічно нормальний розподіл. Тому доцільно проводити оцінку центру розподілу (середнього значення або медіани). Для простоти й узгодженості в ролі загальних статистичних

показників для прийняття рішення використовуються антилогарифми середнього значення логарифмічно перетворених даних.

**Таким чином, найнадійнішим загальним статистичним показником (для порівняння з ЕСЯ біоти) буде антилогарифм середнього значення логарифмічно перетворених концентрацій (коже це потрібно — після нормування, описаного в Частині 6.1) в окремих зразках<sup>1</sup>.**

## 2.1.2 Період застосування стандарту

Виявлені в біоті хімічні залишки відобразатимуть вплив на неї хімічних речовин з потенціалом до біоаккумуляції протягом певного відрізка часу<sup>2</sup>. Оскільки результати аналізу біоти дають інтегроване значення умов у стовпі води/осаду, які впливають на біоту, теоретично можливо є менша частотність моніторингу, аніж та, що є потрібною для відбору зразків із більш мобільного середовища, як, наприклад, вода. Це є основою припущення про те, що зразки, відібрані одного разу протягом року, є репрезентативними для зразків, відібраних у будь-який інший час. Це також пов'язано з припущенням про те, що динаміка використання і видалення обраних видів є достатньо повільною для того, щоб перешкодити швидким змінам концентрацій, які залежать як від потенціалу біоаккумуляції речовини, так і від розміру організму.

### **Мінімальні вимоги Директиви 2008/15/ЄС зі змінами, внесеними Директивою 2013/39/ЄС, для частотності відбору зразків:**

Стаття 3, частина 4

Відповідність вимогам ЕСЯ: Якщо технічними знаннями чи експертним висновком не буде обґрунтовано іншого інтервалу, для речовин, до яких застосовується ЕСЯ для осаду та/чи біоти, держави-члени проводять моніторинг такої речовини у відповідній матриці не рідше, ніж раз на рік.

Стаття 3, частина 6

Моніторинг трендів: Держави-члени визначають інтервали моніторингу осаду та/або біоти так, щоб отримати достатньо даних для забезпечення надійності результатів аналізу довгострокових трендів. Як правило, моніторинг потрібно проводити кожні три роки, якщо технічними знаннями чи експертним висновком не буде обґрунтовано іншого інтервалу.

Стаття 8а Спеціальні положення щодо деяких речовин, частина 2

Державам-членам дозволено проводити моніторинг речовин, зазначених під номерами 5, 21, 28, 30, 35, 37, 43 та 44 в Частині А Додатка I, рідше, аніж потрібно для пріоритетних забруднювальних речовин згідно зі статтею 3(4) цієї Директиви і Додатком V до Директиви 2000/60/ЄС, за умови, що такий моніторинг буде репрезентативним і матиме статистично робастну базу щодо присутності цих речовин у водному середовищі. Як правило, згідно з другим пунктом статті 3(6) цієї Директиви, моніторинг потрібно проводити кожні три роки, якщо технічними знаннями чи експертним висновком не буде обґрунтовано іншого інтервалу.

<sup>1</sup> «Зразком» може бути як одна риба, так і група рибин, сформована для отримання вибірки, досить великої, щоб одержати достатню кількість матеріалу для проведення аналізу. Для потреб цього керівництва зразком є матеріал, який використовується для вимірювання концентрації однієї хімічної речовини.

<sup>2</sup> Це завдання ускладнюється рухом біоти (що іноді відбувається в межах великої території). З цієї причини не рекомендується проводити відбір зразків серед мігруючих видів.

## 2.2 Види, серед яких проводиться відбір зразків

Основним принципом цього керівництва є **відсутність спеціальної рекомендації щодо того, серед яких видів потрібно проводити відбір зразків**. План програм моніторингу біот повинен визначатися цілями оцінювання ризику впливу хімічних речовин та не повинен обмежуватись ділянками із достатньою чисельністю популяцій риб. Якщо на обраній ділянці риба відсутня або ж є незначна її кількість, потрібно використовувати альтернативну матрицю моніторингу. Як наслідок, потрібно забезпечити гнучкість у виборі цільових видів, оскільки зразки можна відбирати лише серед тих видів, які насправді мешкають на необхідній ділянці відбору. При цьому важливо мати змогу відбирати зразки серед одного й того ж виду (або групи видів) протягом багатьох років (на кожній з ділянок). Зразки також повинні бути репрезентативними для популяції та потрібно мати змогу отримувати їх без негативних наслідків для місцевих популяцій.

Гнучкий підхід до вибору видів також дозволить адаптувати такі чинні програми моніторингу біот, як ті, що наразі досліджують вугрів, відповідно до обмежень, встановлених у Керівництві 25, тобто «Через їхній природоохоронний статус вугрів варто використовувати лише у процесі діючого моніторингу трендів (для продовження чинних програм моніторингу), і для цього виду потрібно дотримуватись принципу збереження» (ЄС 2010).

Багато різних видів прісноводних риб на території Європи продемонстрували здатність до накопичення забруднювальних речовин (що згадано, наприклад, у таких джерелах: Душек та інші, 2005; Ердогрул та інші 2005; Гайслова та інші, 2007; Пулкрабова та інші, 2007). Однак існують значні відмінності у кількостях окремих речовин в організмі риб; це в основному пов'язано з перевагою, яку певні види надають корму та оселищу, а також із тим, що відбувається з відповідними хімічними речовинами (очищення або перетворення) (що згадано, наприклад, у таких джерелах: Степлтон і Бейкер, 2003; Душек та інші, 2005; Пулкрабова та інші, 2007; Шарма та інші, 2009). Як наслідок, щодо однієї й тієї ж речовини серед різних видів із одних і тих самих ділянок можна спостерігати різні часові тренди (Бхавсар та інші, 2010; Бражова та інші, 2012). Тому може виникати потреба у відборі зразків серед багатьох видів із різних трофічних рівнів та/чи типів оселищ, що живуть на одній ділянці (Бюргер та інші, 2001).

Через мінливість хімічних залишків, що є результатом відбору біот з різних видів та трофічних рівнів, може виникнути потреба вжити заходів для якомога більшого обмеження такої мінливості (Частина 5.2.1), та внесення поправок у результати вимірювань концентрацій хімічних речовин задля врахування основних впливів на біоаккумуляцію (тобто, вміст ліпідів, суху вагу і трофічний статус). Це важливий наслідок гнучкості у виборі видів. Керівництво про коригування результатів вимірювань залишків хімічних речовин подано в Частині 6 та Додатках А7 і А9.

### 3 ЯК КОРИСТУВАТИСЬ ЦИМ КЕРІВНИЦТВОМ

Подане нижче схематичне зображення (Рисунок 3.1) призначено допомогти практикуючим спеціалістам у навігації серед етапів, яку обов'язково потрібно враховувати при розробці та впровадженні кампанії з відбору зразків задля оцінки відповідності вимогам стандартів біоти. Крім того, цей рисунок повторюється на початку кожної частини як орієнтир для конкретного етапу, що висвітлюється керівництвом у цій частині.

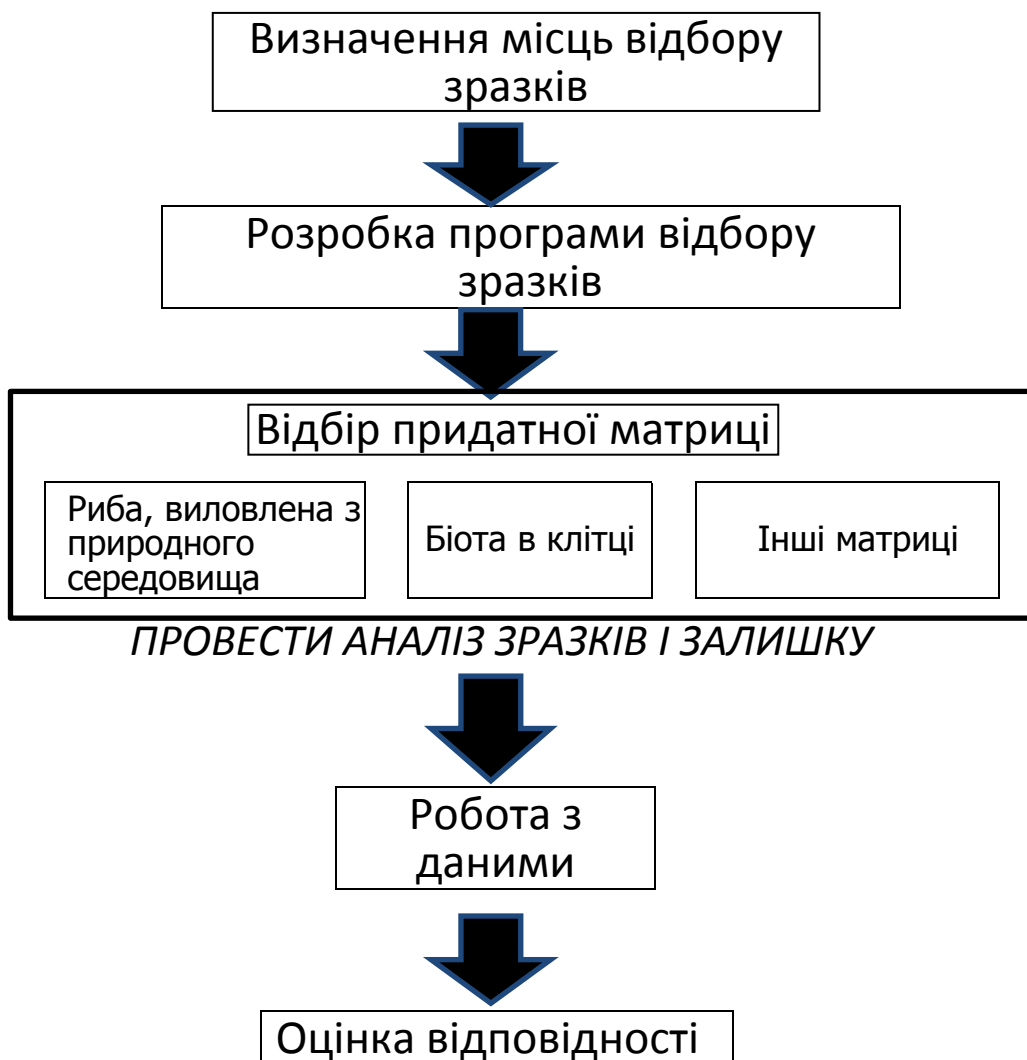


Рисунок 3.1 Етапи до врахування при розробці та впровадженні відбору зразків

#### 3.1 **Визначення місць відбору зразків**

У Частині 4 подано керівництво щодо використання попередніх знань про розподіл хімічних речовин у водних тілах для проведення оцінки ризику та повідомлення плану стратегії відбору зразків.

#### 3.2 **Розробка програми відбору зразків**

У Частині 4.2 подано керівництво щодо структури підходу до відбору зразків.

### **3.3 Відбір придатної матриці**

В Частині 5 подано керівництво щодо відбору найбільш підходящої матриці для відбору зразків на основі попередніх двох етапів.

### **3.4 Робота з даними**

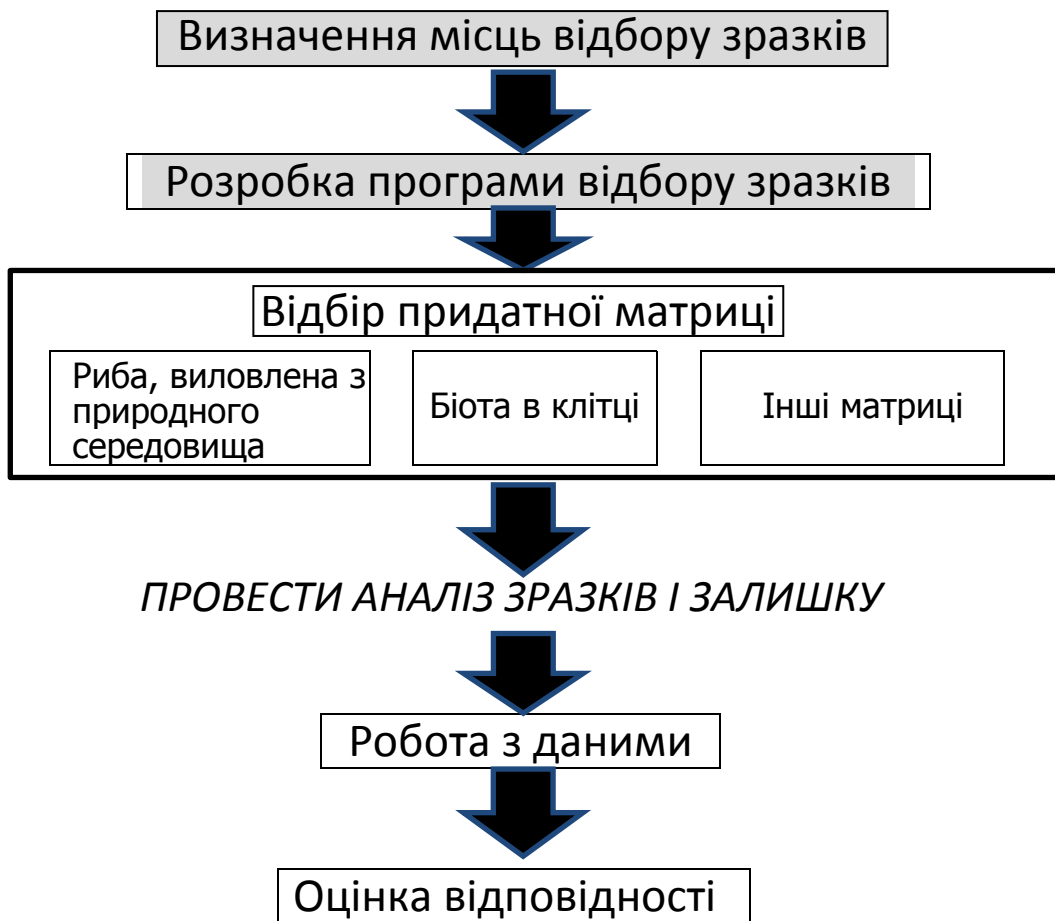
У Частині 5 подано керівництво щодо способів встановлення співвідношення між результатами вимірювань концентрацій хімічних речовин та ЕСЯ.

### **3.5 Оцінка відповідності**

Частина 7 пояснює, як використовувати результати моніторингу в оцінювання відповідності ЕСЯ біоти для прийняття **рішення** про хімічний стан.



## 4 ВИЗНАЧЕННЯ МІСЦЬ ВІДБОРУ ЗРАЗКІВ І РОЗРОБКА ПРОГРАМИ ВІДБОРУ ЗРАЗКІВ



### 4.1 Концептуальна модель

Першим кроком є розробка концептуальної моделі. Зокрема, задля встановлення джерел потрібно проводити попереднє обговорення опису потенційного розподілу речовини у водному тілі. Зокрема, якщо існує ймовірність подібного рівня впливу хімічної речовини на великій площі (на якій можуть знаходитись декілька водних тіл), у її межах можна обирати репрезентативну ділянку для відбору зразків. Концептуальну модель потрібно створювати для кожної з речовин, що розглядаються.

Такі концептуальні моделі повинні включати інформацію щодо виробництва, використання, джерел, розрахункових навантажень, шляхів потрапляння у довкілля, а також оцінок чи розрахунків викидів у воду. Якщо відомо про джерела й рівні викидів речовин, тоді також потрібно враховувати й відповідні шляхи переміщення на площі водозбору, у тому числі переміщення до моря (як і атмосферні опади). Це потрібно описувати в кількісному та/або якісному вираженні. Для кожної зони з гомогенним тиском хімічних речовин потрібно обрати одну чи більше репрезентативних ділянок відбору зразків. Це може допомогти знизити навантаження з відбору зразків, яке припадає на регіональні управління водного господарства (тобто на органи влади, які відповідають за менші водні тіла). Можуть існувати матриці, для яких чинна можлива нижня межа квантифікації (НМК) аналітичних методів ще недостатньо низька для перевірки відповідності вимогам ЕСЯ. Цей факт потрібно вказати в таблиці. Потрібно також визначити категорії та кількість невизначеностей у стратегії там, де їх виявлено або де їх можна усунути.

В ідеалі результатом оптимізації усієї описаної вище інформації стане детальна програма моніторингу; також можуть виникнути декілька її версій для певних територій. Пов'язані з цим витрати стануть важливим чинником у прийнятті рішення. Іншим важливим аспектом є можливість у майбутньому легко додавати до програми інші сполуки.

## 4.2 План програми відбору зразків

Незважаючи на необхідність розробки концептуальної моделі для допомоги у виборі ділянок для відбору зразків та складенні програми моніторингу, загальне керівництво щодо часових і просторових елементів відбору зразків для оцінки відповідності вимогам ЕСЯ добре розвинуте і детально висвітлене в інших керівництвах ВРД.

Потрібно створити мережу моніторингу поверхневих вод згідно із вимогами статті 8 ВРД. Її потрібно спроектувати так, щоб це забезпечило послідовний і докладний огляд хімічного стану кожного річкового басейну.

На основі опису характеру та оцінки впливу, проведеної згідно зі статтею 5 та Додатком II до ВРД, ДЧ створюють на кожен період плану управління річковим басейном три типи програм моніторингу:

- Програма контрольного моніторингу;
- Програма оперативного моніторингу; та, за потреби,
- Програма дослідницького моніторингу.

### Посилання:

Стаття 8 та Додаток V Водної Рамкової Директиви (ЄС 2000)

*Держави-члени забезпечують створення програм моніторингу стану вод задля послідовного і докладного опису стану води в кожному районі річкового басейну.*

- Додаток V 1.3.1 до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС
- Керівництво №7 — Моніторинг згідно з Водною Рамковою Директивою, 2.7.2
- Керівництво №19 — Керівництво про моніторинг хімічного стану поверхневих вод згідно з ВРД, 4.5.

Моніторинг біоти може проводитись для кожного з цих трьох типів моніторингу; в Європі найбільше досвіду пов'язано з контрольним моніторингом. Дослідницький моніторинг обговорюється далі у Додатку А.3.

Оперативний моніторинг для оцінювання відповідності проводиться з метою визначення стану водних тіл, визначених як такі, що перебувають під загрозою недосягнення екологічних цілей, та оцінювання будь-яких змін стану таких водних тіл під впливом програм або заходів. Характерною рисою оперативного моніторингу є просторова і часова гнучкість мереж моніторингу, проблемно-орієнтований вибір параметрів і відбір зразків.

### Посилання:

- Додаток V 1.3.2 до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС
- Керівництво №7 — Моніторинг згідно із Водною Рамковою Директивою, 2.8.2
- Керівництво №19 — Керівництво про моніторинг хімічного стану поверхневих вод згідно із ВРД, 4.6
- Керівництво №25 — Керівництво про хімічний моніторинг осаду та біоти згідно з ВРД (2010), 6.2.3.

Моніторинг біоти для оцінювання відповідності стандартам біоти потрібно проводити не рідше, ніж раз на рік на кожній ділянці відбору зразків.

Практичним критерієм для врахування є можливість поєднувати програми моніторингу біот на предмет відповідності вимогам ЕСЯ та відбір зразків біот для екологічної експертизи, особливо

зразків риби. Це дозволяє отримувати зразки біот без подальшого вкладення коштів із бюджету та дає змогу скласти повний біологічний опис зразків біоти, які стануть предметом хімічної оцінки.

#### 4.2.1 Скільки зразків потрібно відібрати?

Кількість зразків, необхідна для оцінювання відповідності вимогам ЕСЯ біоти ( $EQS_{\text{біота}}$ ) визначається за:

- Прогнозною (або виміряною) мінливістю хімічних залишків у різних зразках; та
- Рішеннями про необхідний рівень достовірності результатів оцінювання відповідності.

Зв'язок між мінливістю, обсягом вибірки і достовірністю рішень, прийнятих на основі відбору зразків, можна проілюструвати за допомогою кривої критерію потужності (Рисунок 4.1). За потреби у високій достовірності невиконання вимог ЕСЯ більша кількість ділянок, які не відповідають ЕСЯ, досягається за рахунок відбору більшої кількості зразків. Інакше кажучи, отримуємо більшу достовірність виявлення менших величин перевищення. У поданому нижче прикладі для кожного обсягу вибірки (крапки) було проведено 1000 випробувань довільних зразків і записано частку тих, що відповідають вимогам. Обсяг вибірки із показником успішності 80% усіх випробувань був оцінений шляхом інтерполяції. Різноманітні графіки (A–D, зліва направо) показують зменшення відстані до стандарту якості (СЯ). Із наближенням достовірних даних до СЯ збільшується необхідний обсяг вибірки для встановлення факту перевищення ЕСЯ.

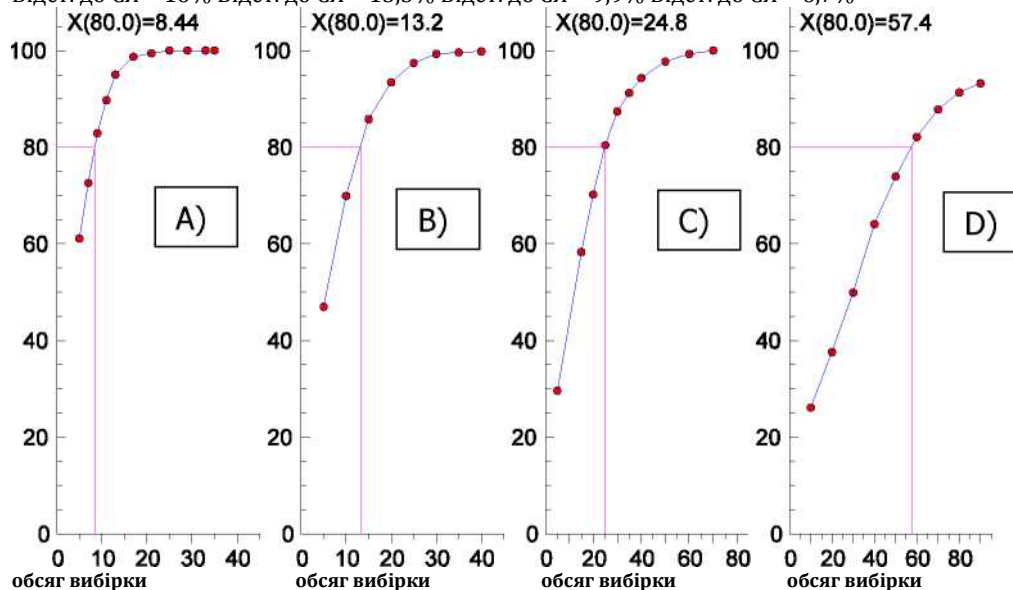
За відсутності даних щодо мінливості показника в різних зразках може виникнути потреба ініціювати невелике пілотне дослідження для її оцінки. Його результати потім можна використати для побудови кривої критерію потужності подібно до зображеної на Рисунку 4.1, за якою можна визначити необхідну кількість повторів.

Як варіант можна отримати можливість використання даних, отриманих за результатами досліджень подібних видів, що проводилися в інших регіонах.

Якщо за прогнозами рівні хімічного забруднення будуть значно відрізнятися від передбачених в ЕСЯ (вони є або значно нижчими або значно вищими), тоді для достовірного виявлення різниці між залишками в біоті та ЕСЯ біоти потрібна менша кількість зразків.

## Відповідність, t-критерій для однієї вибірки

Відст. до СЯ = 16% Відст. до СЯ = 13,3% Відст. до СЯ = 9,9% Відст. до СЯ = 6,7%



### Рисунок 4.1 Аналіз потужності для кількості зразків та достовірності прийняття рішень.

[Вісь x — це кількість зразків, а вісь y — достовірність виявлення 16%, 13%, 10% або 7% відмінності від ЕСЯ. За цими кривими шляхом простої інтерполяції можна з конкретним рівнем достовірності оцінити обсяг вибірки, необхідний для розрізнення між відповідністю та невідповідністю ЕСЯ. У цьому прикладі було зроблено припущення про достатність 80% достовірності.]

Необхідна потужність програми моніторингу (тобто кількість зразків, потрібних у будь-якій заданій ситуації) буде мінятися залежно від мети дослідження та від виду забруднювача, матриці та території, яка є предметом дослідження, та може бути циклічним процесом (наприклад, якщо результати оцінювання номінальної цінності після одного року моніторингу виявлять проблему, можна буде час від часу відбирати більше зразків, намагаючись підвищити достовірність результатів оцінювання).

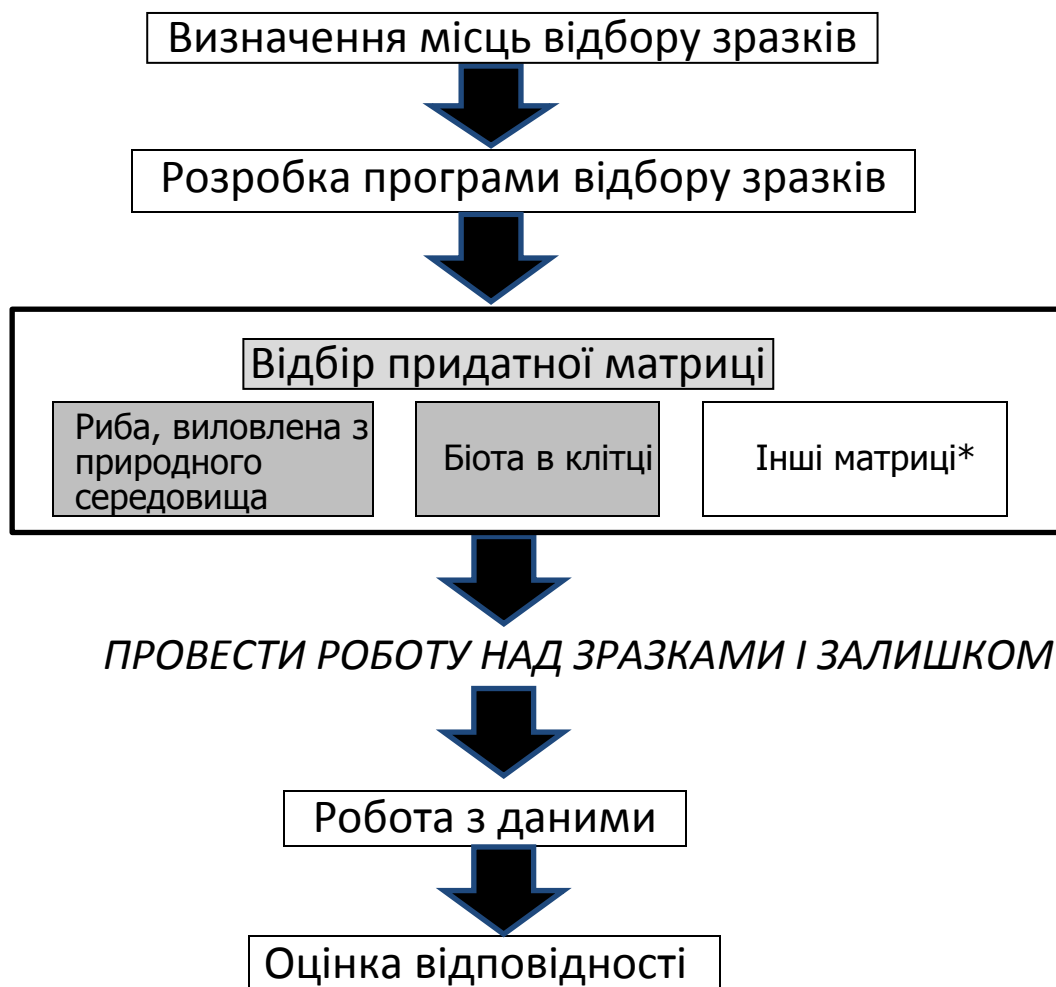
#### 4.2.2 Скільки тканини необхідно взяти?

Екологічні стандарти якості біоти були встановлені для ряду різних пріоритетних забруднювальних речовин з різними фізико-хімічними властивостями. Таким чином, для визначення кількостей усього набору речовин до зразків тканини потрібно застосувати ряд різноманітних аналітичних методів, а це у свою чергу передбачає поділ зразків на стільки менших зразків із меншою масою, скільки є різних аналітичних методів вимірювання кожного з них. Оскільки для деяких пріоритетних забруднювальних речовин встановлено надзвичайно низькі ЕСЯ, значні за обсягом вибірки повинні відповідати мінімальним критеріям ефективності для хімічного аналізу, встановленим Директивою 2009/90/ЄС. Далі вимога до ваги тканини для проведення конкретного аналізу залежатиме від виду та розміру/ віку відібраних особин, наявного обладнання для відбору зразків, методу хімічного аналізу, концентрації забруднювача у зразку та вмісту ліпідів (для ліпофільних забруднювачів).

Детальне керівництво щодо вимог до ваги тканини подано у Додатку А.5. У ньому висвітлено чинну практику в рамках національних програм моніторингу вмісту забруднювачів у біоті.

Загалом для аналізу на сліди металів, ПЦАВ та інших органічних забруднювачів потрібно більш ніж 100 г сирової маси матеріалу (риби або двостулкових молюсків).

## 5 ВИБІР ПРИДАТНОЇ МАТРИЦІ



\* Керівництво щодо потенційного використання інших матриць, окрім тих, що перебувають у клітці або були виловлені з природного середовища, подане у Додатках А.3 та А.4.

Під час роботи з біотою можна використовувати методи пасивного (відбір зразків серед диких організмів) або активного біомоніторингу (розміщення організмів у клітках). Кожен із цих методів має свої переваги та обмеження (Таблиця 5.1). Зазвичай використовують метод пасивного біомоніторингу, але в особливих ситуаціях (наприклад, у разі відсутності організмів на дослідній ділянці або коли потрібно контролювати біотичні параметри) може знадобитися активний біомоніторинг.

Використання організмів у клітках може бути прямим засобом оцінювання відповідності вимогам ЕСЯ або частиною багаторівневого підходу при визначенні водних тіл у стані ризику, для яких потрібно проводити додатковий відбір біоти (зразків) (Додаток А.3).

Таблиця 5.1 Переваги і обмеження пасивного і активного моніторингу (Бесс та інші, 2012).

Переваги	Пасивний біомоніторинг (організми, виловлені з природного середовища)	Активний біомоніторинг (організми у клітках)
Обмеження	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Залежність від географічного розподілу видів</li> <li>• Мобільність видів</li> <li>• Кількість і види організмів для відбору зразків можуть змінюватись залежно від ділянки</li> <li>• Невідомий час впливу</li> <li>• Пов'язана з видом мінливість біоаккумуляції забруднювача</li> <li>• Біотичні чинники (стать, вік, довжина) можуть спотворювати тлумачення</li> <li>• Потенційно руйнівні наслідки для місцевих популяцій</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Підходить не для усіх видів</li> <li>• Модель розміщення в клітці може вплинути на рівень впливу на організми та/або біологічні реакції</li> <li>• Показує лише короткострокове забруднення</li> <li>• Доступ до корму/ Утримання організмів</li> <li>• Відсутність стандартних методів для континентальних вод</li> <li>• Не є звичним для застосування у великих масштабах</li> <li>• Добробут тварин</li> <li>• Модель розміщення у клітці може вплинути на стан здоров'я організму та відповідно на його біоаккумуляцію</li> <li>• Нереалістичний рівень впливу та обмежений доступ до донних осадів</li> </ul>

## 5.1 Біота, виловлена з природного середовища (пасивний біомоніторинг)

### 5.1.1 Відбір видів

Пасивний біомоніторинг стосується відбору зразків біоти з ділянки відбору (замість розміщення організмів у клітці).

Під час відбору видів для моніторингу вмісту хімічних забруднювачів на ділянці моніторингу (серед наявних) потрібно враховувати деякі основні передумови (адаптовано з джерел Конвенції із захисту морських екосистем у північно-східній Атлантиці (OSPAR) 2009 та Макгрегор та інші, 2010).

Коли це можливо, види повинні мати такі ознаки:

- Поширеність і велика кількість у межах зони дослідження;
- Евритопність (тобто, здатність адаптуватись і процвітати у великому діапазоні середовищ) та значна поширеність на території країни, в якій проводиться моніторинг; хоча може знадобитись використання багатьох видів, для мінімізації складності все ще потрібно намагатись використовувати звичайні види.
- Відносно малорухомий спосіб життя, а тому й відображення локальних концентрацій забруднювачів;
- Достатньо довга тривалість життя для біоаккумуляції забруднювачів;
- Відповідний розмір для забору достатньої кількості тканини з метою проведення аналізу (Додаток А.5);

- Відсутність великого значення для збереження чи соціально-економічного значення або іншого охоронного статусу, передбаченого законодавством;
- Коли це можливо, відповідність розміру і трофічного рівня цілям захисту.

Попередню оцінку за поданими вище критеріями потрібно проводити для формування національного списку потенційно придатних видів із наявними національними даними моніторингу розподілу видів риб (див. приклад цього процесу в прісних водах на території Шотландії у: МакГреггор та інші, 2010).

Потім потрібно скласти список цільових видів з урахуванням імовірності вилову достатньої кількості рибин (що визначається за попередніми даними дослідження чисельності риб чи експертним висновком), достатнього розміру/віку (для дотримання вимог до тканин для лабораторного аналізу), на відповідних ділянках відбору зразків (що визначаються концептуальною моделлю) без шкідливих наслідків для місцевої популяції. Простіше кажучи, серед яких видів *можна* відбирати зразки для виконання довгострокових вимог визначеної програми відбору зразків? Цей процес описується у Додатку А.1 на прикладі визначення відбору зразків прісноводних біот у Франції.

Малоймовірно, що один вид риб зможе бути достатньо інформативним у більшості країн. Лососеві риби (наприклад, форель струмкова, форель райдужна або арктичний голец) більш поширені на більших висотах та швидкоплинних верхів'ях, а коропові риби є переважаючими видами у низинних системах із повільними течіями. Наприклад, предметом національного моніторингу прісних вод у Франції є головень і морена у пониззях річок та форель у верхів'ях (Додаток А.1), а предметом довгострокового національного моніторингу у Швеції, який проводиться з 1960-х років, є окунь та, у верхів'ях, арктичний голец. Головень і лящ є основними видами для відбору зразків у процесі моніторингу біот низинних річок Німеччини (в озерах це окунь).

Золотиста барабуля, морський окунь, дорада, морський лящ та різні види бичкових риб найпоширеніші для Середземного моря.

Кінцевий варіант програми моніторингу може вимагати компромісу між видами для відбору зразків, які вважаються ідеальними для біомоніторингу вмісту забруднювачів, і видами, які імовірно можна виловлювати в достатній кількості (принаймні щороку, без наслідків для місцевих популяцій риб).

### **5.1.2 Зведення природної мінливості до мінімуму**

Незалежно від відібраних видів, потрібно якомога більше мінімізувати природну мінливість у межах одного зразка та між зразками. Як відомо, на рівні забруднювачів впливають багато біологічних чинників, у тому числі стратегія годування/трофічний рівень, вміст ліпідів, вік/розмір, стать, міграційна поведінка і сезон (Пулкрабова та інші, 2007, Гевуртц та інші, 2011; Бражова та інші, 2012).

Гнучкий підхід до відбору видів не дозволяє здійснювати контроль за двома основними чинниками впливу — вмістом ліпідів і трофічним рівнем. Як наслідок, стандартизація цих конкретних мір для оцінювання відповідності може вимагати застосування коригувальних коефіцієнтів. Більш детальну інформацію про ці коригувальні коефіцієнти можна знайти в Частині 6 та Додатках А.7 і А.9.

У наступних частинах подано керівництво з контролю за іншими чинниками, що, як відомо, впливають на мінливість концентрацій хімічних забруднювачів.

#### **5.1.2.1 Вік і розмір**

Показано, що вміст забруднювачів пов'язаний із віком (а тому і з розміром) зразкової риби (Бюрджер та інші, 2001; Душек та інші, 2005; Бошер та інші, 2010; Гевуртц та інші, 2011), та разом із трофічним рівнем ця змінна має найбільше значення для біології (МакІнтайр та Б'юкемп, 2007).

Тому відбір зразків потрібно проводити серед рибин певного вікового діапазону. Цю інформацію можна одержати з результатів попереднього відбору зразків або в місцевих співробітників рибного господарства. Найкращим варіантом буде перевірка віку риби в лабораторії за отолітами чи лускою.

У Великобританії публікації (Бріттон, 2007) використовувались для складання довідкової таблиці співвідношення віку і розміру для ряду прісноводних видів риб. Таке співвідношення буде змінюватись у різних країнах залежно від температури і родючості, але може використовуватись як довідка за відсутності кращої інформації<sup>3</sup>.

Довжина відібраних особин кожного виду повинна бути однаковою в кожному році на кожній ділянці відбору зразків або принаймні не повинна виходити за межі певного діапазону. Прагматично відбирати рибин у віці 3–5 років, але практичні міркування роботи на місцях і в лабораторіях (наприклад, вимоги до обсягу тканини) можуть обходити цю умову (Додаток А.5).

### 5.1.2.2 Міграційна поведінка

Багато видів протягом свого життєвого циклу здійснюють сезонну міграцію (наприклад, для розмноження, в пошуках корму чи місць зимівлі); в деяких видів особини можуть долати відстані від десятків до сотень кілометрів. Тому для звітування про локальний тиск забруднення важливо обирати відносно осілі, немігруючі види. Міграційна поведінка багатьох видів вивчена відносно добре, і про неї можна дізнатися з наукових джерел.

В осілих видів особини, виловлені на одній ділянці, повинні показувати подібні рівні/профілі забруднення (наприклад, за джерелом Бельпейр та інші, 2008). Таким чином відбір зразків потрібно проводити серед осілих видів, які найкраще представлятимуть умови відповідної ділянки відбору.

При цьому в контексті РДМС також можна використовувати й менш осілі види, оскільки території, що оцінюються згідно з РДМС, загалом більші за території, що оцінюються згідно з ВРД.

### 5.1.2.3 Коефіцієнт угодованості

Деякі дослідження пов'язують коефіцієнт угодованості (K)<sup>4</sup> риби із вмістом забруднювачів (наприклад, у джерелі Фаркас та інші, 2003), а інші — низький рівень/відсутність кореляції (наприклад, у джерелі Ноель та інші, 2013).

Залежність між навантаженням забруднювача та коефіцієнтом угодованості може бути зумовлена конкретною речовиною. Наприклад, у виданні Ноель та інші, 2013, не було виявлено взаємозв'язку між коефіцієнтом угодованості та слідами миш'яку, кадмію і свинцю, однак виявлено прямий взаємозв'язок із вмістом ртуті.

Оскільки коливання коефіцієнта угодованості може мати тісний зв'язок із сезонністю відбору зразків (Фаркас та інші, 2003), значення K навряд чи буде важливим чинником коливання, окрім випадків, коли риба перебуває в дуже поганому стані та за умови застосування належних контрольних заходів (Частина 5.1.2.5).

Результати вимірювань риби (довжина і вага), отримані під час відбору зразків на місцях, повинні давати змогу визначити й за потреби враховувати (наприклад, в умовах значних відмінностей у результатах вимірювань) коефіцієнт угодованості.

### 5.1.2.4 Стать

---

<sup>3</sup> Наприклад, <http://www.fishbase.org/search.php>

<sup>4</sup> Коефіцієнт угодованості (K) відображає співвідношення між вагою (W) і довжиною (L) рибини, описує «угодованість» конкретної особини (Неш та інші, 2006) та обчислюється за формулою:

$$K=100 (W/L^3),$$

де W — це сира маса всього тіла у грамах, а L — довжина в сантиметрах; для наближення K до одиниці використовується коефіцієнт 100.



Показники навантаження забруднювачів можуть різнитись залежно від статі риби (Шарма та інші, 2009). Це може пояснюватись такими явищами, як можливе видалення ліпофільних забруднювачів самками з ікрою під час нересту (Шарма та інші, 2009), різні способи користування оселищем, що є причинами різних концентрацій речовин у здобичі, або зумовлені статтю відмінності у продуктивності загального приросту (Маденджян та інші, 2011).

В різних видів можуть діяти різні механізми впливу на величину коливання залежно від статі (Маденджян та інші, 2011). Це підкріплено даними видання Шарма та інші (2009), автори якого виявили відмінності між статями щуки, але не в окуня.

Відбір зразків серед особин конкретної статі напевне дозволить контролювати всі можливі відмінності між статями; деякі керівництва з моніторингу біот (наприклад, керівництво СПОМ для морського середовища) пропонують проводити відбір зразків лише серед самок. Однак це може стати причиною заниження вмісту забруднювачів через імовірність їх видалення з ікрою під час нересту. І навпаки, відбір зразків лише серед самців може стати причиною завищення вмісту забруднювачів, якщо метаболічні потреби самців є причиною вживання більшого обсягу корму (Маденджян та інші, 2011).

Враховуючи неможливість визначення статі в більшості видів до відбору зразків, рекомендації щодо стандартизації показників за статтю не надавались. Найкращим варіантом буде визначення статі особин, які стали об'єктом аналізу, і використання отриманих результатів для майбутніх керівництв.

#### **5.1.2.5 Сезонність**

На накопичення залишків хімічних речовин у біоті можуть впливати пори року, зокрема з наближенням сезону розмноження риб. У випадках використання самок вміст забруднювачів міг знизитись під час розмноження за рахунок передачі речовин від матері в ікру. Значно нижчі рівні ПБДЕ та ПХБ були виявлені у плітках та окунях у липні після нересту порівняно з показниками, отриманими раніше в тому ж році (Ноель та інші, 2013). Також було повідомлено про значні сезонні коливання вмісту забруднювачів у лящів (Фаркас та інші, 2003).

Тому потрібно уникати відбору зразків під час та одразу до/після періоду розмноження, а періодичність відбору зразків на конкретній ділянці повинна бути однаковою щороку.

З практичних міркувань ДЧ можуть вдаватися до поєднання відбору зразків для аналізу вмісту забруднювачів у біоті з відбором зразків та роботою на місцях, що пов'язані з оцінюванням рибних запасів з метою визначення екологічної якості. У такому випадку потрібно обрати оптимальний період для відбору зразків, щоб досягти прийняттого компромісу між цілями обох типів моніторингу.

#### **5.1.2.6 Занесені та аборигенні популяції**

Занесені види риб могли мешкати у водному тілі лише протягом короткого періоду, тому вони можуть бути причиною недооцінки періоду впливу та, відповідно акумуляції в аборигенних популяціях. Більше того, вони могли ставати об'єктом тиску забруднювачів під час перебування в місцях розведення риб, а тому при занесенні вони вже можуть мати високий вміст забруднювачів.

В ідеалі потрібно уникати відомих територій занесення та не відбирати зразки серед занесених видів риб (якщо їх можна ідентифікувати). Якщо це неможливо, відбір зразків потрібно проводити тоді, як сплине достатньо часу після занесення, щоб вміст забруднювачів у такій рибі відображав місцеві умови (подібно до біоти у клітках).

## **5.2 Біота у клітці (активний біомоніторинг)**

Як було сказано вище, пасивний біомоніторинг (тобто, відбір зразків біоти на відповідній ділянці відбору) може виявитись неможливим у разі відсутності на обраних ділянках моніторингу придатних до цього організмів (Таблиця 5.1) (Бесс та інші, 2012; 2013). За таких обставин рівнозначною альтернативою може бути активний біомоніторинг (тобто, введення у процес організмів у клітках).

## 5.2.1 Відбір видів

Є дві основні можливості відбору групи організмів для утримування у клітці:

- Риби є придатними організмами для перевірки відповідності ЕСЯ біоти. Однак їх використання для активного моніторингу **не** рекомендовано. Утримування в клітках не підходить для риби, оскільки її розміри потребують великих систем кліток, із якими складно працювати, а сама риба легко піддається стресам, особливо в системах кліток, які обмежують її мобільність (Бесс та інші, 2012).
- Безхребетні є хорошим компромісом у контексті придатності, вони відповідають цілям ВРД, оскільки вони також є джерелом корму для вторинних хижаків та людини, а їх менший розмір дозволяє працювати з ними та утримувати їх у клітці. Потрібно уникати використання інвазивних видів (наприклад, мідії-зебри *Dreissena polymorpha* та азійського двостулкового молюска виду *Corbicula fluminea*). При цьому допускається використання цих видів у разі його здійснення виключно на вже колонізованих цими видами ділянках (Бесс та інші, 2012).

## 5.2.2 Мінімізація мінливості

При використанні організмів у клітках потрібно зробити декілька зауважень.

Для утримування у клітці завжди потрібно відбирати організми подібної ваги та розміру. Щодо молюсків деякі дослідники вважають вагу основним чинником, який впливає на вміст забруднювачів (Андрал та інші, 2004; Конті та інші, 2008). Такі зміни можуть виникати з декількох причин: приріст молодих особин, репродуктивний цикл (див. далі) та наявність корму. Розмір організмів потрібно вимірювати до та після розміщення у клітці задля обчислення приросту як важливого параметра обчислення поглинання забруднювачів. Якщо період впливу виявиться достатньо тривалим для зміни розміру та/або ваги організмів за час перебування у клітці, рекомендовано нормувати рівні забруднення за коефіцієнтом угодованості (5.1.2.3).

Як було зазначено раніше (5.1.2.5), на акумулювання забруднювачів може впливати період розмноження виду. Таку залежність від репродуктивного циклу потрібно контролювати одним із двох способів. Якщо, як у більшості двостулкових молюсків, організми не мають такого диференційованого статевого диморфізму, розміщення у клітці також потрібно планувати поза періодами розмноження, коли метаболізм є відносно стабільним. За можливості розрізнити статі (наприклад, у прісноводних бокоплавів), рекомендовано використовувати особини однієї статі, зазвичай перевагу надають самцям на добре вираженій репродуктивній стадії розвитку.

Також потрібно враховувати рівень смертності під час проведення експерименту (Бесс та інші, 2013; Гаст та інші, 2010; 2011; Тур'я та інші, 2013). Прийнятний рівень смертності від 10% до 20% на фоновій ділянці вважається загальноприйнятним.

Для одержання порівнянних результатів важливо використовувати організми з тієї ж популяції. Фонові ділянки можуть бути надійним джерелом організмів, але вони обов'язково повинні бути вільними від забруднення та мати добру якість води. Також можна використовувати культури організмів, вирощені в лабораторних умовах (див, наприклад у: Гаст та інші, 2010; 2011; Бервотс та інші, 2009). Аналіз особин із популяції, призначеної для розміщення у клітці, на предмет певних речовин проводиться, щоб переконатись у тому, що вони не були забруднені до розміщення у клітці.

Рекомендовано проводити підготовку в лабораторії перед розміщенням у клітці для того, щоб вони мали змогу відновитись після відбору та можливої нестачі кисню під час перевезення. Крім того, одразу після відбору організми також потрібно очистити і промити водою задля усунення піску, мулу та інших домішок, які можуть бути забруднені відповідними речовинами.

Під час очищення для забезпечення найбільш доречних умов для обраного виду потрібно контролювати такі параметри як температура, вміст кисню та цикл освітлення. Також потрібно

враховувати жорсткість, температуру, рівень рН та інші фізико-хімічні параметри фонові ділянки та ділянки, яка буде досліджуватись.

Поміщені в клітку організми загалом можна утримувати в лабораторії протягом декількох днів без додаткового годування. Потрібно уникати більш тривалої акліматизації, оскільки організм може знадобитись харчування. Додавання незабрудненого корму не відображає вплив ані польових, ані лабораторних умов та вплине на концентрацію речовин, накопичених за час перебування в клітці.

### **5.2.3 Системи кліток**

Серед параметрів, які потрібно враховувати під час розробки систем кліток — розмір кліток (відповідно до виду), розмір чарунок у сітці, кількість організмів в одній клітці та кількість кліток на одну ділянку. Якщо клітки призначені для безхребетних, їх потрібно будувати з жорстких пластикових контейнерів із сіткою на обох кінцях (Лаказе та інші, 2011; Густ та інші, 2010; 2011; Тур'я та інші, 2013). Розмір чарунок сітки залежить від видів, які будуть у ній розміщені. Зрозуміло, що організми не повинні мати змоги втекти з клітки, однак розмір чарунок потрібно підбирати так, щоб уникнути утворення засмічення зваженими речовинами та уможливити потрапляння у клітку часточок корму. Такі контейнери можна розміщувати у ряд всередині більших кліток групами по декілька повторних зразків.

Утримання риби у клітках не рекомендоване. Однак у разі застосування воно потребуватиме особливої уваги до системи кліток задля обмеження негативного впливу на стан здоров'я риби. Рекомендовано використовувати неабразивні поверхні (наприклад, поліетилен) для кожної з частин клітки, яка буде контактувати з рибою. Це допоможе запобігти утворенню пошкоджень через повторюваний контакт із боковою стінкою клітки. Рекомендовано використовувати непрозорі клітки, оскільки вони створюють візуальний бар'єр, що відбиває охоту до втечі й рухи риби у відповідь на подразники ззовні та обмежує контакт із кліткою й можливе тертя.

Розміщення усіх систем кліток повинно забезпечувати хорошу циркуляцію води (Ханна та інші, 2012). Тому, розміщуючи клітку, важливо визначити напрям руху води (Бесс та інші, 2013). Клітки можна закріпити у руслі (наприклад, за допомогою каменів, які відіграватимуть роль баласту) або підвісити у стовпі води, обладнавши їх якорем та бакеном (для регулювання заглиблення). Клітку потрібно розміщувати на достатній глибині, щоб на неї не впливав рух течії, та ізолювати від впливу рухів якірного канату, особливо якщо клітка призначена для риби (Ханна та інші, 2012).

### **5.2.4 Тривалість і хронометраж розміщення**

Тривалість розміщення кліток залежить від обраного виду і часу, потрібного для накопичення певних забруднювачів (воно може тривати до 6 тижнів). Потрібно провести дослідження до початку впливу задля визначення відповідної тривалості перебування в клітці для вивчення обраних організмів і речовин. Тривалість перебування у клітці повинна бути такою, щоб організми могли досягти рівноваги з новим оточенням (Марігомес та інші, 2013; Ерве та інші, 2002; Гілтреп та інші, 2012).

Зазвичай рекомендовано організовувати розміщення у клітках влітку та восени, але важливо адаптувати ці рекомендації до конкретного виду. У кожному випадку розміщення у клітці потрібно проводити щороку в один і той самий час задля обмеження мінливості через сезонні впливи (наприклад, цикли розмноження, температуру води) і забезпечити можливість порівняння результатів.

## **5.3 Вибір тканини для аналізу на вміст забруднювачів**

Незалежно від того, які організми використовуються на конкретній ділянці (виловлені з природного середовища чи розміщені у клітці), потрібно встановити чіткий зв'язок між ЕСЯ і тканиною, що аналізується на відповідність ЕСЯ.

Наприклад, якщо ЕСЯ біоти розроблено для захисту вторинних хижаків, які харчуються рибою, потрібно проводити аналіз усієї рибини, а не однієї з її частин (наприклад, м'яса чи печінки).

На вибір необхідної тканини може впливати:

- Мета моніторингу (виявлення просторових та/чи часових трендів або оцінювання відповідності пороговим значенням достатніх ефектів або рекомендованим концентраціям);
- Класи хімічних речовин, що вивчаються (ліпофільні забруднювачі, які вибірково виділяються в жирову тканину, або забруднювачі з високою спорідненістю із багатими на протеїни тканинами/органами);
- Доступність тканини (кількість біологічного матеріалу, що відповідає мінімальним критеріям результативності для методів хімічного аналізу, визначених Директивою 2009/90/ЄС).

### **5.3.1 Чинна практика діючих програм моніторингу**

У рамках дев'яти програм моніторингу, які наразі діють на території Європи (Таблиця 5.2), для моніторингу вмісту забруднювачів найчастіше використовуються двостулкові молюски, ракоподібні і риба.

При використанні таких невеликих за розміром особин видів, як більшість безхребетних, єдиним практичним варіантом є вимірювання вмісту забруднювачів у всьому організмі. Часто зразки змішують, коли окремі особини мають замалу вагу для виявлення речовини, що досліджується. Зазвичай двостулкові молюски аналізуються окремо чи у змішаному вигляді. У разі використання ракоподібних для дослідження впливу на людське здоров'я зазвичай відбирають зразки їстівних частин особини (наприклад, м'ясо з відростків або шийки).

У риб зазвичай здійснюють моніторинг одного з декількох типів тканин, наприклад, гомогенізоване усе тіло рибини, м'язи, печінку та іноді нирки. Вибір тканини залежить від мети програми моніторингу і типу ЕСЯ, відповідність вимогам якого перевіряється.

У разі оцінюванні відповідності з використанням риби рівень забруднення зазвичай оцінюється шляхом аналізу стрічок м'язів на ризик для людського здоров'я або усього тіла риби на ризик для живої природи. Оскільки в більшості видів риби людина найчастіше вживає в їжу лише філе, критерії рекомендацій для вживання зазвичай базуються на концентраціях забруднювачів у філе, а тому результати для філе зазвичай є найбільш доступними (Таблиця 5.2). Даних стосовно усього тіла, які можна використати в роботі над питаннями біоаккумуляції, трофічної мережі та для оцінювання ризику для рибоїдних видів (птахів і ссавців), часто недостатньо.

Залежно від способу приготування риби на споживачів можуть поширюватись дуже різні рівні ризику впливу хімічних забруднювачів. Багато хто перед приготуванням рибини видаляє внутрішні органи, а перед вживанням зчищає жирову тканину і шкіру, знижуючи таким чином вплив ліпофільних та інших забруднювачів. Виявлено, що зчищення знижує загальний вміст ПХБ у рибі на 40–60% (Вільямс та інші, 1992). Певні популяції вживають інші частини тіла риби, окрім філе (наприклад, печінку) або ж можуть вживати філе разом зі шкірою. Як наслідок, із їжею надходить більша кількість забруднювачів риби.

У рамках діючих програм, подробиці щодо яких подані у Таблиці 5.2, зазвичай філе риби аналізують без шкіри. Іноді решта м'яса і жирової тканини на внутрішній частині шкіри зчищається зі шкіри і додається до зразка для аналізу відповідно до вимог ЄС 2006, де встановлено методи відбору зразків і проведення аналізу на офіційно контрольовані рівні діоксинів та діоксиноподібних ПХБ у певних продуктах харчування. Оскільки вміст жиру і вміст води у м'язовій тканині дуже відрізняється у передніх і хвостових м'язах риби, для кожного зі зразків важливо брати м'язову тканину з однієї частини тіла. Теоретично спочатку потрібно гомогенізувати усю м'язову тканину, а потім поділити її на стільки менших зразків, скільки потрібно для аналізу усього переліку забруднювачів. Ця умова також діє для зразків у вигляді усього тіла рибини.

**Таблиця 5.2 Види/тканини, що наразі використовуються в рамках європейських програм моніторингу біоти**

Програма / конвенція	Цілі моніторингу	Забруднювальні речовини, що є предметом вимірювань	Біота Тканина / орган	Протокол препарування і відбору зразків тканини
<p>Спільна програма оцінки та моніторингу (OSPAR)</p> <p><i>Міжнародна / регіональна</i></p>	<p>- Моніторинг часових трендів</p> <p>- Просторовий розподіл забруднення</p> <p>- Оцінювання можливих загроз для людського здоров'я та шкоди для живих ресурсів і морської флори і фауни</p>	<p>У тому числі:</p> <p>- Metalli (Cd, Hg, Pb)</p> <p>- Органічні забруднювачі, як, наприклад, материнські та алкіловані ПЦАВ, ПБДЕ, ГБЦДД, перфторовані органічні сполуки (ПФОС), оловоорганічні сполуки, PCDD/F та діоксиноподібні ПХБ</p>	<p><b>Мідія</b> Усе м'яке тіло (об'єднана вибірка, що складається принаймні з 20 особин)</p> <p><b>Гігантська устриця далекохідна</b> Усе м'яке тіло</p> <p><b>Плоскі риби</b> (камбала-йорж, камбала морська, камбала річкова) М'язова тканина* на вміст ртуті (Hg) і печінка на вміст усіх інших забруднювальних речовин (рибини аналізуються окремо)</p> <p><b>Промислові риби</b> (тріска, мерлуза, хек, оселедець) М'язова тканина на вміст ртуті (Hg) і печінка на вміст усіх інших забруднювальних речовин</p> <p>* Під час відбору зразків м'язової тканини риб потрібно уникати потрапляння у зразок будь-яких частин епідермісу та підшкірної жирової тканини.</p>	<p>Настанови СПОМ для моніторингу вмісту забруднювачів у біоті, Комісія OSPAR, угода 1999-02, переглянуто у 2012 р.</p>
<p>Комбінована програма Гельсінської Комісії (HELCOM)</p> <p><i>Міжнародна / регіональна</i></p>	<p>- Порівняння рівня забруднювачів біоти з різних географічних регіонів</p> <p>- Вимірювання рівнів забруднювачів біоти протягом певного часу на певних ділянках</p> <p>- Вимірювання рівнів забруднювачів у певних видах біоти для оцінювання можливої шкоди для таких видів чи для вищих трофічних рівнів (порівняння з концентраціями для оцінювання фонових рівнів (ВАС) або критеріями екологічної експертизи (ЕАС) OSPAR або гранично допустимими значеннями для харчових продуктів на території ЄС)</p>	<p>- Metalli (Cd, Hg, Pb)</p> <p>- ПЦАВ</p> <p>- Види PCDD/F та діоксиноподібні ПХБ</p> <p>- ПХБ</p> <p>- Хлорорганічні пестициди (види ДДТ та дихлорфенілдіхлоретилен (ДДЕ), гексахлорциклогексан (ГХЦГ), ГХБ)</p> <p>- Види БВД (види ПБДЕ; ГБЦДД)</p> <p>- ПФОС</p> <p>- ТБТ</p>	<p><b>Блакитна мідія</b> Усе м'яке тіло</p> <p><b>Риба</b> (оселедець, камбала морська, тріска, бельдюга) М'язова тканина / печінка — залежно від забруднювача, який є предметом аналізу</p>	<p>Посібник із моніторингу морського середовища у програмі COMBINE Гельсінської Комісії (оновлено у 2013 р.)</p>

Програма / конвенція	Цілі моніторингу	Забруднювальні речовини, що є предметом вимірювань	Біота Тканина / орган	Протокол препарування і відбору зразків тканини
MEDPOL (програма оцінки і контроль рівня забруднення морського середовища)  <i>Міжнародна / регіональна</i>	- Моніторинг просторових і часових трендів - Моніторинг оцінювання відповідності	- Metали (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn) - ПХБ - Хлорорганічні пестициди (види ДДТ, альдрин, ендрин, диелдрин, ГХЦГ, ліндан)	<b>Двостулкові молюски</b> Усі м'які тканини <b>Демерсальні риби</b> М'язи (відбираються для дослідження загроз для здоров'я населення) / печінка, нирки та інші тканини чи органи, в яких містяться забруднювачі <b>Ракоподібні</b> Гепатопанкреас / уся їстівна тканина, якщо основна мета включає вивчення загроз для здоров'я населення	Стандартні методи Програми ООН з навколишнього середовища (ЮНЕП)/Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН (ФАО)/Міжнародного агентства з атомної енергетики (МАГАТЕ) для досліджень забруднення морського середовища
Конвенція про захист річки Рейн від забруднення  <i>Міжнародна / регіональна</i>	Повний перелік інформації з національних програм моніторингу (Німеччина, Франція, Нідерланди, Люксембург, Чеська Республіка)	- PCDD/F та діоксиноподібні ПХБ - ПХБ - ГХБ - Hg	<b>Риби</b> ( <i>вугор, плітка, лящ, головень</i> ) М'язова тканина (філе*), а також іноді печінка і нирки  *Філе риби без шкіри, оскільки максимальний рівень стосується м'яса без шкіри. Однак необхідно ретельно і повністю зчистити решту м'яса і жирової тканини на внутрішній частині шкіри й додати їх до зразка для аналізу.	Посилання на Регламент (ЄС) № 1883/2006 про встановлення методів відбору зразків та проведення аналізу офіційно контролюваних рівнів діоксинів та діоксиноподібних ПХБ у деяких продуктах харчування
Спільна комісія із захисту італіо-швейцарських вод від забруднення (CIPAIS)  <i>Міжнародна / регіональна</i>	- Моніторинг часових трендів - Просторовий розподіл забруднення - Оцінювання ризику для людського здоров'я та екосистеми	- Metали (As, Cd, Hg, Pb, Ni, Cr) - Органічні забруднювачі (ПЦАВ, ПБДЕ, ПХБ, хлорорганічні сполуки)	<b>Бентосні безхребетні</b> Усе тіло <b>Мідія</b> ( <i>Дрейсена річкова (Dreissena polymorpha)</i> ) Усе м'яке тіло <b>Риби</b> ( <i>плітка, сиг, місцева форма алози</i> ) М'язова тканина (каудальна частина філе)	<a href="http://www.cipais.org">www.cipais.org</a> Річні звіти
Шведська програма моніторингу забруднювачів у морських і прісноводних біотах  <i>Національна</i>	Серед багатьох цілей цієї програми моніторингу є такі: - Оцінювання поточних рівнів різноманітних забруднювачів у водних біотах із декількох репрезентативних ділянок, на які впливають місцеві джерела - Моніторинг довгострокових часових трендів - Зазначення масштабних просторових відмінностей - З'ясування придатності якості риби для вживання людиною (порівняння із розрахунковими рівнями)	- Metали (Hg, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn, As, Ag) - ПХБ - ДДТ - ГХЦГ - ГХБ - PCDD/F - БВД (ПБДЕ, ГБЦДД) - ПЦАВ - ПФОС	<b>Морські види</b> <b>Блакитна мідія</b> Усі м'які тканини (аналіз на вміст металів проводиться на окремих особинах, а аналіз зразків на хлорорганічні сполуки, вміст броду та ПЦАВ проводиться в об'єднаних вибірках із 20 зразків) <b>Риби</b> ( <i>оселедець, тріска, бельдюга, камбала-йорж, камбала річкова</i> ) Аналіз м'язової тканини* на вміст БВД, хлорорганічних сполук і ртуті / печінка на вміст металів та PFAAs  *Зразки м'язів беруться із середини дорсального шару. При цьому ретельно видаляють епідерміс і	Звіт шведського музею природничої історії «Коментарі щодо національної шведської програми моніторингу вмісту забруднювачів у морських і прісноводних біотах» біотах" і TemaNord 1995:543. Посібник для Північних банків зразків елементів довкілля

Програма / конвенція	Цілі моніторингу	Забруднювальні речовини, що є предметом вимірювань	Біота Тканина / орган	Протокол препарування і відбору зразків тканини
			<p>підшкірну жирову тканину.</p> <p><u>Прісноводні види</u>  <b>Риба</b> (<i>щука, арктичний голец, окунь, плітка</i> — у минулому)  Аналіз м'язової тканини проводиться на окремих зразках або на об'єднаній вибірці — на вміст БВД, ПЦАВ і ртуті / аналіз печінки — на вміст металів та PFAAs.</p>	
<p>Німецька програма відбору зразків елементів довкілля</p> <p><i>Національна</i></p>	<p>Моніторинг змін концентрацій різноманітних забруднювальних речовин із плином часу</p>	<p>Різнманітні забруднювальні речовини</p>	<p><b>Мідія-зебра</b>  Усе м'яке тіло  <b>Ляц</b>  М'язова тканина* і печінка</p> <p>*Філе риби без шкіри, отримане шляхом розрізання спинної лінії уздовж верхнього краю хребта із видаленням від голови до хвоста</p>	<p>Стандартні робочі процедури для усіх важливих етапів (відбір зразків, підготовка зразків, збереження, зберігання та аналіз) можна знайти на веб-сайті ESB</p>
<p>Моніторинг згідно із ВРД федеральних земель Німеччини</p> <p><i>Національна</i></p>	<p>Моніторинг трендів; моніторинг відповідності</p>	<p>Hg, ГХБ, ГХБД та інші</p>	<p><u>Річкові види</u>  <b>Риба</b> (<i>Головень, ляц, плітка, окунь, форель, вугор</i>)  <u>Озерні види</u>  <b>Риба</b> (<i>Окунь, ляц, плітка, щука, сиг, голец</i>)  М'язова тканина без шкіри (окремі зразки або об'єднані вибірки)</p>	<p>RAKON B, Частина IV.3 і IV.1 (Загальна концепція моніторингу Закону про благополуччя лабораторних тварин (LAWA), Німецька робоча група з проблем води федеральних земель і федерального уряду)</p>
<p>Архів тканин риб (Великобританія)</p> <p><i>Національна</i></p>		<p>Різнманітні забруднювальні речовини</p>	<p><b>Плітка</b>, а також іноді <b>верховодка й вугор</b>  Також у деяких випадках у якості зразків відбирають усю рибицу / печінку і жовчний міхур</p>	

### 5.3.2 Значення використання усієї рибини порівняно з використанням тканин / органів під час оцінювання відповідності

Хімічні забруднювачі розподілені в тілі риби нерівномірно. Наприклад, жирові тканини легше накопичують гідрофобні органічні хімічні речовини, ніж м'язи. М'язова тканина і внутрішні органи в основному накопичують інші забруднювачі. Ці факти є важливими для аналізу риби та видів, які її вживають. Залежно від того, які частини вживаються в їжу, споживачі можуть потрапляти під дію дуже різних ризиків, спричинених хімічними забруднювачами.

Для визначення розподілу речовин важливо визначати вміст ліпідів у різних тканинах. Якщо жодна або незначна частка речовини не зазнає біотрансформації у гідрофільні метаболіти, очікують, що розподіл цієї речовини у тканинах відобразатиме вміст ліпідів у різних тканинах за умови, що було достатньо часу на досягнення плато концентрації в органах (Гобас та інші, 1999). Ліпофільні хімічні речовини накопичуються в основному в жирових тканинах, у тому числі в черевному плавнику, боковій лінії, підшкірному та спинному жирі, в темних м'язах, зябрах, очах, мозку і внутрішніх органах. Часто концентрація органічних забруднювачів у м'язовій тканині нижча, ніж у жировій, але концентрація ртуті вища за рахунок зв'язування ртуті з протеїнами м'язів. Забруднювачі з високою спорідненістю з багатими на протеїни тканинами/органами (як ПФОС) мають вищу концентрацію в печінці і нирках (Герітц та інші, 2013; Мартін та інші, 2003).

У більшості випадків було б добре мати дані як для усієї рибини, так і для філе тієї ж особини, але, на жаль, бюджетні обмеження загалом вимагають аналізу зразків за одним із цих типів вибірки. Концентрації у філе не дають точного уявлення чи прогнозів щодо концентрацій в усьому тілі через хімічні відмінності в інтенсивності асиміляції та спорідненості різноманітних видів тканин та органів.

Таким чином часто припускають, що концентрації у філе — це певна частка концентрації ліпофільних речовин в усьому тілі риби, вираженої на основі сирової маси (Уль та інші, 2010), через присутність жирових внутрішніх органів, які включені до вимірювань для усієї рибини (тобто, концентрації у філе будуть нижчими, аніж порівнянні концентрації в усій рибині, оскільки загалом тіло риби схильне мати вищий відсоток ліпідів). При цьому між різними видами риб існують відмінності. Види риби з вищим вмістом ліпідів загалом містять більше ліпідів у філе, ніж нежирні риби, в яких більшість ліпідів містяться у внутрішніх органах і голові, що не належать до їстівної частини.

Як наслідок, використання даних щодо філе може знизити ризик для рибоїдних птахів і ссавців та людей, які вживають у їжу всю рибину. І навпаки, дані про концентрації забруднювачів у всьому тілі риби можуть завищити ризик, пов'язаний із вживанням лише філе риби; це не стосується ртуті, вміст якої загалом недооцінюють.

Директива 2008/105/ЄС (ЄС 2008) зі змінами, внесеними Директивою 2013/39/ЄС (ЄС 2013), встановила ЄСЯ біоти щодо 11 пріоритетних забруднювальних речовин. Здоров'я людини є цілком захищеною в контексті семи пріоритетних забруднювальних речовин; вищі хижаки вважаються рецепторами, що перебувають у стані ризику, у контексті чотирьох пріоритетних забруднювальних речовин (Таблиця 5.3). Для деяких хімічних речовин стандарти якості, визначені відносно двох рецепторів — СЯ біоти/ людське здоров'я та СЯ біоти/ вторинне отруєння ( $QS_{\text{biota, hh}}$  and  $QS_{\text{biota, secpois}}$ ), дуже подібні (їх співвідношення близьке до 1), і тому відбір відповідної тканини для проведення аналізу має вирішальне значення для хорошої оцінки ризику в контексті людського здоров'я і вторинного отруєння.



**Таблиця 5.3 стандарти якості біоти ( $QS_{biota}$ ) для двох різних цілей захисту.**

Речовина	$QS_{biota, hh\ food}$ [мкг / кг см]	$QS_{biota, sec\ pois}$ [мкг / кг см]
Бромовані дифенілові ефіри	0,0085	44
Флуорантен	30	11522
Гексахлорбензол	10	16,7
Гексахлорбутадієн	12,2*	55
Ртуть	500*	20
ПЦАВ	5	Дані відсутні
Дикофол	134	33
ПФОС	9,1	33
Діоксини і діоксиноподібні сполуки	0,0065 (ТЕ)	Лише для порівняння: 0,0012 (ТЕ)
ГБЦДД	6100	167
Гептахлор/-епоксид	0,0067	33

СЯ з Директиви 2008/105/ЄС зі змінами, внесеними Директивою 2013/39/ЄС, або із досьє ЕСЯ, опублікованих у 2006 (\*) чи 2012 р. (перенесено у виноски)<sup>5</sup>.

Стосовно речовин із Таблиці 5.3 можна зробити висновок, що використання даних про концентрації забруднювачів у всій рибині може стати причиною завищення ризику для людського здоров'я в контексті ПБДЕ, ГХБ, ПФОС, діоксинів і діоксиноподібних сполук, а також гептахлору/гептахлорепоксиду.

Більше того, використання даних про концентрації забруднювачів у філе можуть бути причиною заниження ризику для вищих хижаків у контексті:

- Пріоритетних забруднювальних речовин, для яких величина  $QS_{biota, sec\ pois}$  є «вирішальним» СЯ із суттєвим винятком для ртуті;
- Пріоритетні забруднювальні речовини, для яких величина  $QS_{biota, hh}$  є «вирішальним» СЯ, значення якого подібне до значення  $QS_{biota, sec\ pois}$ : ГХБ та ПФОС;
- ПХБ і діоксини (сумарний ТЕ). Побувають суперечки щодо того, чи забезпечує стандарт  $QS_{biota, hh}$  захист таких куницеподібних, як видра.
- Для пріоритетних забруднювальних речовин, для яких величина  $QS_{biota, hh}$  є «вирішальним» СЯ, значення якого значно нижче за значення  $QS_{biota, sec\ pois}$ , заниження ризику для вищих хижаків вважається малоімовірним: ПБДЕ, гептахлор/гептахлорепоксид.

Ті ж аргументи можна застосувати й до інших програм моніторингу біот, які використовують печінку як основний орган досліджень (Таблиця 5.4). Пілотне дослідження на тему моніторингу вмісту хімічних речовин у прісноводній рибі (головень і форель струмкова) (джерело: Уль та інші, 2010) показало, що для більшості забруднювачів (Hg, ГХБ, ПБДЕ, диетилгексилфталат (ДЕНР)) концентрації в печінці були зазвичай нижчими за концентрації в усьому тілі (при вираженні за сирюю масою). Таким чином, як і для філе, використання лише даних щодо печінки може стати причиною заниження ризику вторинного отруєння у контексті більшості пріоритетних забруднювальних речовин, із суттєвим винятком для ПФОС, який накопичується в печінці. З іншого боку, використання лише даних щодо печінки може завищити ризик для людського здоров'я у контексті більшості пріоритетних забруднювальних речовин.

<sup>5</sup> Листи даних ЕСЯ — 2006 р.

[https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp?FormPrincipal: idcl=FormPrincipal: id3&FormPrincipal\\_SUBMIT=1&id=8d2c7c28-358e-4ddf-8a0e-149f6667c19f&javax.faces.ViewState=r00ABXVyABNbTGphdmEubGFuZy5PYmplY3Q7kM5YnxBzKWwCAAB4cAAAAAN0AAIxMXB0ACsvanNwL2V4dGVuc2lubi93YWkvbmf2aWdhhdGlubi9jb250YWluZXIuanNw](https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp?FormPrincipal: idcl=FormPrincipal: id3&FormPrincipal_SUBMIT=1&id=8d2c7c28-358e-4ddf-8a0e-149f6667c19f&javax.faces.ViewState=r00ABXVyABNbTGphdmEubGFuZy5PYmplY3Q7kM5YnxBzKWwCAAB4cAAAAAN0AAIxMXB0ACsvanNwL2V4dGVuc2lubi93YWkvbmf2aWdhhdGlubi9jb250YWluZXIuanNw)

Досьє ЕСЯ — 2012 р.

[https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp?FormPrincipal: idcl=FormPrincipal: id3&FormPrincipal\\_SUBMIT=1&id=2266abad-7e2f-4380-83b8-623c5526d3f6&javax.faces.ViewState=r00ABXVyABNbTGphdmEubGFuZy5PYmplY3Q7kM5YnxBzKWwCAAB4cAAAAAN0AAIxNXB0ACsvanNwL2V4dGVuc2lubi93YWkvbmf2aWdhhdGlubi9jb250YWluZXIuanNw](https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp?FormPrincipal: idcl=FormPrincipal: id3&FormPrincipal_SUBMIT=1&id=2266abad-7e2f-4380-83b8-623c5526d3f6&javax.faces.ViewState=r00ABXVyABNbTGphdmEubGFuZy5PYmplY3Q7kM5YnxBzKWwCAAB4cAAAAAN0AAIxNXB0ACsvanNwL2V4dGVuc2lubi93YWkvbmf2aWdhhdGlubi9jb250YWluZXIuanNw)

Видання Юргенс та інші (2013) також обговорює відмінності у вмісті забруднювачів у всьому тілі риби та відділених тканинах і вказує на те, що «хоча концентрації гідрофобних речовин зазвичай були вищими в печінці, аніж у решті частин тіла риби, ця різниця здебільшого зникла після нормування даних відповідно до вмісту ліпідів». Це натякає на те, що режими, які використовують (або використовували) зразки печінки, можуть видати результати, які можна порівняти з результатами відбору зразків у вигляді всієї риби, якщо дані будуть нормуватись відповідно до вмісту ліпідів (Частина 6).

Тому під час оцінювання відповідності ЕСЯ серед риби можна розглядати три варіанти:

- **Проведення аналізу усієї риби на вміст хімічних забруднювачів** — імовірно найпростіший і найконсервативніший варіант (через завищення ризиків для людського здоров'я).
- **Проведення аналізу м'язової тканини на вміст хімічних забруднювачів** — цей варіант узгоджується з поточними специфікаціями законодавства про продукти харчування (тобто, Регламенту (ЄС) № 1881/2006/ЄС (ЄС 2006) про встановлення максимальних рівнів вмісту деяких забруднювачів у продуктах харчування). Вимоги до забезпечення якості, що їх потрібно виконувати при підготовці зразків риби, подані у Регламенті (ЄС) № 1883/2006 (ЄС 2006). Однак потрібно уважно оцінювати ризики для вищих хижаків внаслідок впливу на них концентрацій забруднювачів у філе риби. Коли це можливо, потрібно використовувати коефіцієнти конверсії вмісту забруднювачів філе — ціла рибина, щоб отримати більш точні оцінки вторинного отруєння. Наразі опубліковано декілька рівнянь для конверсії дуже обмеженого переліку речовин, у першу чергу Hg і ПХБ (див.: Гольдштейн та інші, 1996; Бевельгімер та інші, 1997; Амрайн та інші, 1999; Петерсон та інші, 2005). Таким чином, ДЧ, які бажають розглянути цей варіант, перед застосуванням такого підходу повинні визначити коефіцієнти конверсії для ГХБД, дикофолу, ГБЦДД, ГХБ, ПФОС, та (бажано) для ртуті. У Додатку А.6 подано приклад методу розробки рівнянь для оцінювання концентрацій забруднювачів у всій рибині за даними щодо філе риби.
- **Застосування концентрацій, нормованих за вмістом ліпідів, і відбір будь-якої матриці/ органа** — цей варіант передбачає визначення ЕСЯ для вмісту ліпідів за замовчанням (5%), а також нормування даних відповідно до цього вмісту ліпідів (Частина 6.1). Для концентрацій ліпофільних забруднювачів біоти часто роблять поправку на зміну вмісту ліпідів у тканинах та, зазвичай, така поправка робиться шляхом ділення концентрації забруднювачів у тканинах на вміст ліпідів і отримання концентрацій забруднювачів, нормованих відповідно до вмісту ліпідів. Для ПХБ та хлорорганічних пестицидів було показано, що в умовах рівноваги розподілу ліпідів у риби, співвідношення концентрацій хімічних речовин у тканинах/туші, нормованих відповідно до вмісту ліпідів, повинні наближатись до одиниці за умови застосування належних методів екстрагування ліпідів (Друіллард та інші, 2004). Амрайн та інші (1999) і Гевуртц та інші (2011) виявили, що нормування відповідно до вмісту ліпідів тяжіє до врахування відмінностей у рівнях ліпідів у всій рибині та філе шляхом центрування співвідношення ПХБ в усій рибі й філе ближче до 1:1, хоча концентрації, нормовані відповідно до вмісту ліпідів, усе ще показують помітну мінливість. Подібним чином видання Гобас та інші (1999) показало, що співвідношення концентрацій гексахлорбіфенілу (ГХБФ) на основі ліпідів у печінці та в усьому тілі райдужної форелі, отриманих через годування, досягає значення 1 (внутрішня рівновага) через 45 діб (у контрольованих умовах).

Нормування концентрацій відповідно до вмісту ліпідів та/або конвертування концентрацій у філе/ в усьому тілі зі співвідношеннями ліпідів може бути можливими не завжди. Наприклад, тоді як ліпіди можуть бути основним сховищем гідрофобних органічних сполук, вміст ліпідів не є єдиним чинником біоаккумуляції принаймні для таких великих багатоклітинних організмів, як риба. Такий орієнтований на співвідношення підхід буде задовільним лише тоді, коли концентрація забруднювача змінюється прямо пропорційно до вмісту ліпідів. За відсутності таких взаємозв'язків можна отримати неправильні висновки (Гебер і Кінлісайд, 1995), а тому в таких випадках імовірно оптимальним буде аналіз концентрацій речовин у тому типі тканини (чи

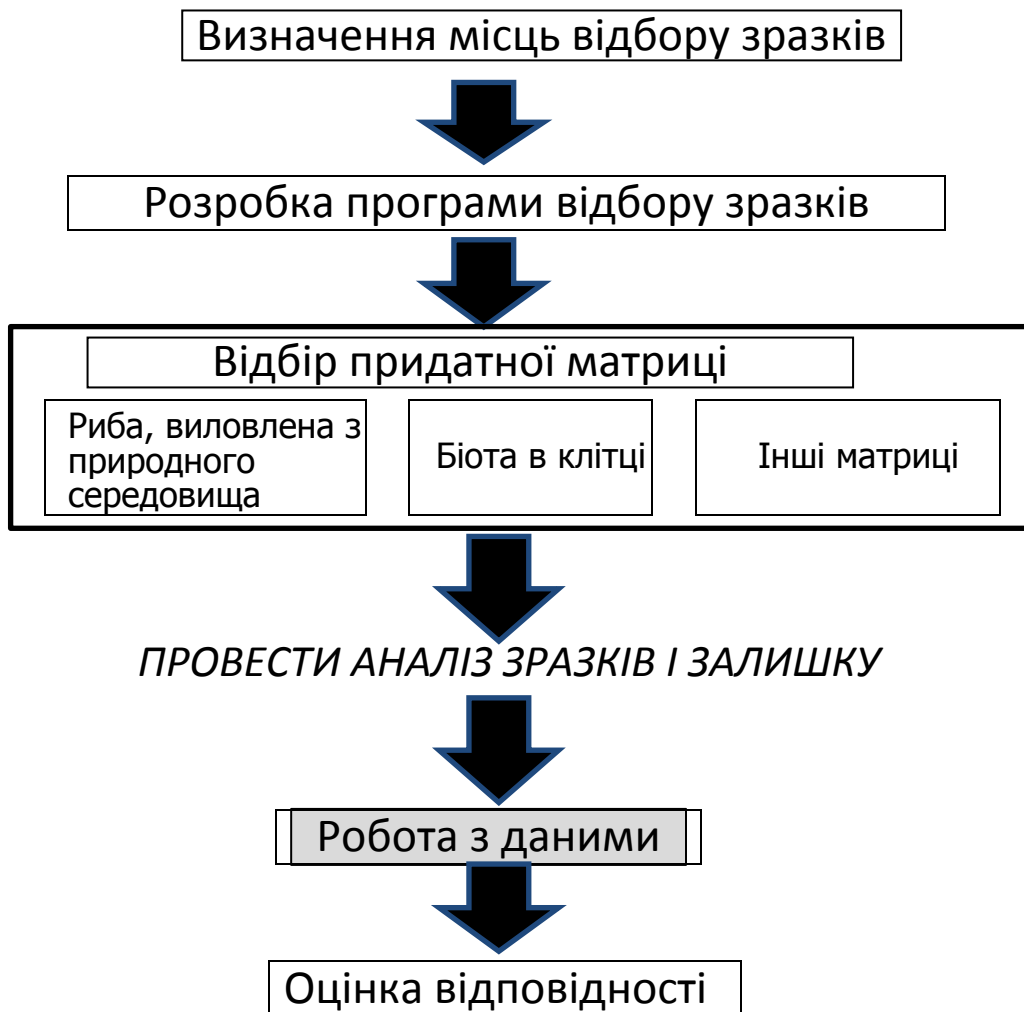
усій рибині), що є оптимальним для кожної речовини/ ЕСЯ, замість проведення потенційно неправильних нормувань/ конверсій між ними.

Таблиця 5.4 містить стисле викладення різних способів вираження концентрацій забруднювачів, а також тканин/органів, у яких можна вимірювати вміст забруднювачів у рибі, разом із потенційними проблемами, що пов'язані із застосуванням кожного з цих способів.

**Таблиця 5.4 Тканини / органи, в яких можна вимірювати вміст забруднювачів серед риби**

Спосіб вираження концентрацій забруднювачів	Тканина/орган, у яких вимірюється вміст забруднювачів	Потенційні проблеми
Сира маса	Уся рибина	Завищує ризик для людського здоров'я з боку ПБДЕ, ГХБ, ПФОС, діоксинів та діоксиноподібних сполук, гептахлору/гептахлорепексиду
	Філе	Занижує ризик вторинного забруднення відносно ГХБД, дикофолу, ГБЦДД, ГХБ, ПФОС та, можливо, діоксинів і діоксиноподібних сполук Завищує ризик вторинного забруднення відносно Hg Скласти рівняння для конверсії забруднювачів у філе і всьому тілі Додаток А.6
	Печінка	Занижує ризик вторинного забруднення Не занижує ризик для людського здоров'я, оскільки концентрації забруднювачів у печінці щоразу > за їх показники у м'ясі риби, із суттєвим винятком для ртуті
На основі ваги ліпідів	Будь-яка матриця/орган	Застосовується до хлороорганічних сполук (Частина 6) Не застосовується до Hg і ПФОС (однак може бути доречним нормування відповідно до маси сухої речовини, див. Частина 6)

## 6 РОБОТА З ДАНИМИ



### 6.1 Нормування за вмістом ліпідів і масою сухої речовини

Для речовин, які накопичуються через гідрофобний поділ на ліпіди в організмах, виміряну концентрацію в біоті можна нормувати до величини в рибі із вмістом ліпідів 5% (ЄС 2011). Це значення за замовчанням вмісту ліпідів 5% було введено у настанову ОЕСР 305 для біоконцентрації з метою забезпечити сумісність між результатами тестів на біоконцентрацію. Підґрунтям нормування відповідно до вмісту ліпідів є той факт, що концентрація в усьому тілі для біоти має лінійну кореляцію з вмістом ліпідів у відповідному виді.

Для речовини, яка накопичується не шляхом гідрофобного поділу на ліпіди, а завдяки іншому механізмові накопичення, нормування відповідно до вмісту ліпідів потрібно замінити на нормування за іншим параметром, зокрема за вмістом сухої речовини (наприклад, ртуті). Належний критерій для застосування нормування часто впливає з результатів досліджень біоаккумуляції, що використовувались для визначення стандарту. Величина за замовчанням для вмісту сухої речовини у рибі становить 26% (Сміт, 2005; Європейська федерація морських рибалок (EFSA), 2009).

Порівняно з рибою, інші таксономічні групи (наприклад, мідії) мають інший вміст ліпідів і сухої речовини. Для мідій EFSA запропонувала значення за замовчанням вмісту сухої речовини на рівні 8,3% (Сміт, 2005; EFSA, 2009), а калорійність мідій на рівні 19,3 кДж/г сухої речовини (Сміт, 2005; EFSA, 2009) відповідає вмісту ліпідів приблизно 1% для прісноводних і морських двостулкових молюсків (Брюнер та інші, 1994; Лаззара та інші, 2012; Плейсснер та інші, 2012).

Таким чином, коли це доцільно, для нормування концентрацій забруднювачів на основі ліпідів чи сухої речовини з метою оцінювання відповідності актуальним стандартам біоти за замовчанням потрібно використовувати значення 5% вмісту ліпідів і 26% сухої речовини для риби та 1% вмісту ліпідів і 8,3% сухої речовини для мідій. Це вимагає визначення фактичного вмісту ліпідів

та/або сухої речовини у вибірці біоти разом із концентраціями забруднювачів, або використання загальних значень для конкретних використаних видів біоти (як наприклад види із бази даних FishBase)<sup>6</sup>.

Нормування вимірних концентрацій у біоті для їх встановлення як значень за замовчанням можна використовувати як засіб регулювання задля гармонізації оцінювання відповідності у державах-членах, однак воно не підходить для оцінювання місцевих ризиків.

Нормування вимірних даних відповідно до вмісту ліпідів і сухої речовини описане у Додатку А.7.

## 6.2 Трофічний рівень

Стандарт біоти повинен застосовуватись до «найважливішої» ланки у ланцюгу живлення. У цьому контексті слово «важливий» означає трофічний рівень, на якому концентрації сягають пікового значення так, що хижак, який полює на вид цього рівня, ризикує отримати найвищі концентрації з кормом. Загалом для речовин, що зазнають біомагніфікації, критичні концентрації виникають на трофічних рівнях (ТР) 3–4 у прісноводних харчових мережах та ТР=5 у морських харчових мережах.

При цьому існують деякі винятки з цього загального правила. Для речовин, що зазнають перетворення під час обміну (як ПЦАВ), безхребетні (на трофічних рівнях ланцюга живлення, нижчих за ТР = 3–4) можуть накопичувати ці речовини більше за таких хребетних тварин, як риба<sup>7</sup>. У такому випадку стандарт якості визначають для конкретної харчової мережі, нижчі рівні якої залежать від таких безхребетних як мідії (тобто, ТР = 2), та не включають рибу взагалі (наприклад, вода → водорості → мідії → качки роду Чернь). Тому стандарт біоти для ПЦАВ виражають як концентрацію в мідіях (щоб захистити людей, які вживають мідій у їжу).

Через різний потенціал біоаккумуляції речовин серед різних класів видів стандарти біоти для бромованих дифенілових ефірів, гексахлорбензолу, гексахлорбутадієну, ртуті, дикофолу, перфтороктансульфонової кислоти, діоксину і діоксиноподібних сполук, гексабромциклододекану, а також гептахлору і гептахлорепоксиду стосуються риби, а стандарти біоти для флуорантену і ПЦАВ стосуються ракоподібних і молюсків (Таблиця 1.1).

У Директиві 2013/39/ЄС (ЄС 2013) передбачено можливість здійснення моніторингу альтернативного таксону або матриці замість визначеного таксону біоти, якщо застосований ЕСЯ передбачає *еквівалентний рівень захисту*. Це означає, що, наприклад, у разі впровадження програми моніторингу мідій (ТР = 2) результати потрібно порівнювати зі стандартами біоти з урахуванням трофічного рівня. Однак, замість встановлення альтернативного ЕСЯ для певних біот (як деякі типи риб), імовірно, (більш) доцільно коригувати результати моніторингу для приведення у відповідність більш доречному трофічному рівневі перед порівнянням із уже встановленим ЕСЯ біоти.

Даних про трофічний рівень раціону недостатньо або ж вони маловідомі для більшості європейських видів хижих водних птахів і ссавців, особливо прісноводних. Результати вимірювань стабільних ізотопів показали, що хижі птахи і ссавці у харчовій мережі часто не перевищують трофічний рівень 4,5 і харчуються на трофічному рівні 3,5 (у середньому). Вищі хижаки у морському ланцюзі живлення можуть мати трофічні рівні 5,5 або вище. Тому трофічний рівень видів, щодо яких ведеться моніторинг речовин за ЕСЯ біоти, можна вважати достатнім для захисту, якщо види належать до трофічних рівнів 3,5 та 4,5 (відповідно для прісноводних і морських середовищ).

Коли розглядають вживання риби в їжу людиною, оцінка риби з трофічного рівня 4 видається адекватною для видів риби, які загалом вживаються в їжу людиною. Медіана трофічного рівня європейських промислових видів риби знаходиться на рівні 3,8 (Fishbase<sup>8</sup>), але більшість із них живуть у морі. Ймовірно це вказує на те, що рибні продукти, які входять до раціону популяції загалом, живуть переважно в морських, а не у прісних водах. При цьому стандарти якості для

<sup>6</sup> <http://www.fishbase.org/>

<sup>7</sup> Не уся риба перетворює ПЦАВ у ході обміну речовин (наприклад, як більшість видів сомоподібних).

<sup>8</sup> [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)

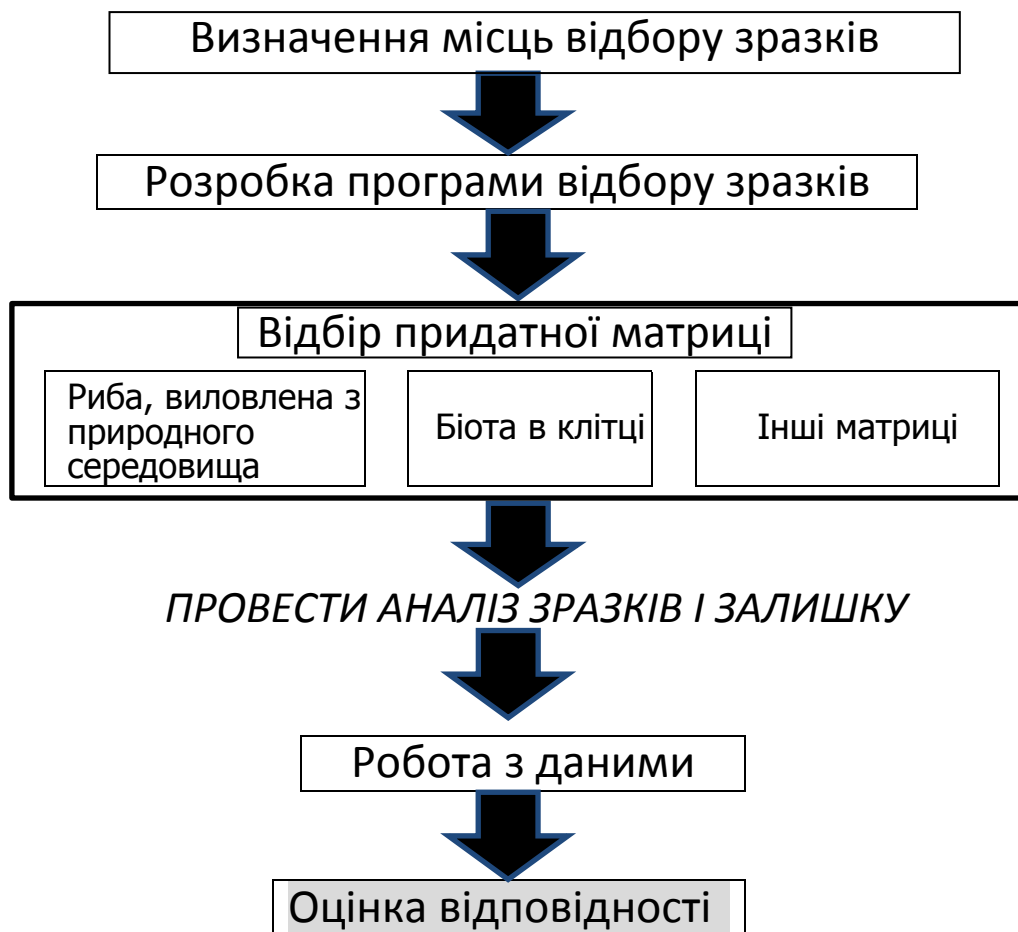
прісноводних видів також повинні захищати підгрупи європейської популяції, що вживають більші обсяги риби, яку виловлюють на місцях із прісноводних джерел, наприклад, морських чортів або риб, що живуть у зонах, прилеглих до великих озер чи річок.

Трофічні позиції не є постійними для кожного з видів, але вони можуть змінюватись залежно від екосистеми і навіть залежно від конкретної особини. Наприклад, як за вмістом шлунка, так і на основі аналізу стабільних ізотопів (ACI) було виявлено, що вугор із двох озер у Німеччині і Данії має зовсім різні харчові звички — від майже повністю рибоїдних до повністю бентофагів, що стало причиною різниці на одному трофічному рівні (Дорнер та інші, 2009). За результатами аналізу стабільних ізотопів виявлено, що трофічний рівень судака (*Sander lucioperca*), щуки (*Esox lucius*) та європейського сома (*Silurus glanis*) у двох невеликих річках у Франції відповідно у 0,7, 0,9 та у 0,7 разів вищий в одній річці порівняно з іншою (Копп та інші, 2009). Таким чином рекомендовано визначати трофічний рівень зразка біоти разом із проведенням аналізу на забруднювачі.

Бажано визначати трофічну позицію за результатами вимірювань стабільних ізотопів у зразках біоти, де мірилом трофічної позиції є збагаченість у співвідношенні ізотопів нітрогену ( $\delta^{15}\text{N}$ ). Цей метод довів можливість оцінювання трофічного рівня (наприклад, у джерелі: Ван дер Занден та інші, 1997; Жардін та інші, 2006). Визначення трофічних рівнів за його допомогою лежить в основі більшості досліджень магніфікації на тему накопичення речовин у харчовій мережі. Визначення трофічної позиції для будь-якої з біот також повинно включати характеристику базису певної харчової мережі (на основі результатів вимірювань первинних продуцентів чи консументів).

У Додатку А.8 та А.9 подано методи визначення трофічного рівня зразків біоти для встановлення ЕСЯ з однаковим захистом для альтернативних таксонів біоти, та для коригування даних моніторингу з метою порівняння з релевантним ЕСЯ біоти.

## 7 ОЦІНКА ВІДПОВІДНОСТІ ЕКОЛОГІЧНИМ СТАНДАРТАМ ЯКОСТІ (EQS) БІОТИ



### 7.1 Використання вимірених концентрацій хімічних речовин для визначення відповідності

Відповідність вимогам визначають шляхом порівняння результатів вимірювань хімічних залишків у біоті з ділянки із ЕСЯ біоти — після нормування (коли це потрібно/ застосовно — Частина б) логарифмічного перетворення, а також обчислення середнього значення логарифмічно трансформованих даних і їх антилогарифму. Для простоти і узгодженості в ролі загальних статистичних показників для прийняття рішення використовуються антилогарифм середнього значення логарифмічно перетворених даних.

На оцінювання відповідності стандартам біоти поширюються ті ж статистичні аспекти, що й на будь-який інший стандарт, і їх висвітлено у керівництві ISO про використання даних відбору зразків для прийняття рішення про відповідність пороговим значенням і системам класифікації (ISO 2008).

#### Посилання:

ISO (2008) Міжнародний стандарт 5667-20 Якість води — Відбір зразків  
Частина 20: Керівництво про використання даних відбору зразків у прийнятті рішення про відповідність пороговим значенням і системам класифікації.

Рішення про відповідність вимогам стандарту може прийматись на основі оцінки «номінальної цінності» (що порівнює середню кількість зразків із ЕСЯ) або статистичних методів, які враховують невизначеність вимірених величин. Вони є необхідними в разі, якщо оцінювання відповідності повинно підтримуватись оцінкою достовірності впевненості в рішенні (наприклад, з'ясування відповідності ділянки вимогам ЕСЯ). Таким чином можна прийняти «безпомилкове»

рішення, основою якого буде верхній довірчий інтервал (ефект невизначеності має дати презумпцію невинуватості для довкілля, але більш імовірними є хибно позитивні результати) або, як варіант, рішення про (не)відповідність приймаються на основі нижнього довірчого інтервалу (коли більш імовірними є хибно негативні результати).

## 7.2 Визначення достовірності результатів оцінювання відповідності

Статистичні методи потребують оцінки мінливості зразків, і вона зазвичай проводиться шляхом оцінювання меж достовірності загальних статистичних показників (для стандартів біоти це середнє значення). Однак моніторинг біоти не дозволяє оцінити часову мінливість, і єдині доступні відомості про мінливість пов'язані з інформацією про повторні зразки риби (тобто відібрані з однієї ділянки в один той самий час).

Щоб правильно зрозуміти мінливість місцевості, зразки біоти з кожного відбору не об'єднують<sup>9</sup>. Однак, обмеженість ресурсів може заохочувати об'єднання зразків задля зменшення кількості потрібних аналізів. Об'єднані вибірки дають реальну оцінку середньої концентрації (статистичний показник відповідності), однак при цьому втрачаються дані про мінливість. Це означає неможливість оцінити достовірність порівняння (відповідність або невідповідність вимогам) з ЕСЯ (окрім випадків, коли залишки тіла біоти набагато вищі або нижчі за ЕСЯ), що може знизити змогу регулятора вживати заходів. Якщо окремі зразки не можна проаналізувати окремо один від одного, інформацію про мінливість особин можна отримати зі зразків, зібраних у попередні роки або з місць, на які діють подібні хімічні тиски, а також із додаткових подібних рибних ресурсів. За різних обставин можуть знадобитися різні комбінації окремих зразків і об'єднаних вибірок (Бігнерт та інші, 2014).

Загальна мінливість залежить від індивідуальної мінливості, аналітичної мінливості та мінливості в різні роки, якщо в аналіз буде включено дані за більш ніж один рік. Якщо мінливість буде високою, для достатньо достовірної оцінки середнього значення знадобиться більше зразків, аніж в умовах близької відповідності між зразками (Частина 4.2.1). Мінливість вказують шляхом статистичного розподілу виміряних концентрацій хімічних речовин та за такими статистичними показниками як стандартне відхилення або 5-й і 95-й процентиля.

## 7.3 Період оцінювання

З точки зору необхідного періоду оцінки відповідності вимогам ЕСЯ є щонайменше два варіанти, які можна застосувати (дивитись далі). Перед тим, як розпочати відбір зразків, важливо сформулювати чітке розуміння обмежень, властивих кожному з цих варіантів.

а) Щорічне оцінювання відповідності<sup>10</sup>.

Рік 1	Рік 2	Рік 3
X X X X X X	X X X X X X	X X X X X X
Окремі зразки, що використовуються для оцінки середнього значення (і меж достовірності)	Окремі зразки, що використовуються для оцінки середнього значення (і меж достовірності)	Окремі зразки, що використовуються для оцінки середнього значення (і меж достовірності)
Оцінювання відповідності на основі середнього значення	Оцінювання відповідності на основі середнього значення	Оцінювання відповідності на основі середнього значення

Або

<sup>9</sup> Імовірно, що для одержання достатньої кількості матеріалу для аналізу буде потрібно об'єднати декілька риб в одну вибірку. Однак проблема залишається — щоб визначити достовірність рішення про (не)відповідність, потрібно мати декілька зразків.

<sup>10</sup> Кожен символ «x» позначає зразок за визначенням із Частини 2.1.1, виноска 1.



- b) Оцінка відповідності після трьох років (оцінювання відповідності один раз за трирічним ковзаючим графіком). Результати оцінювання відповідності на основі об'єднаних даних (зادля оцінки середнього значення за три роки) потім можна переоцінювати щороку з використанням даних за останні три роки.

Рік 1	Рік 2	Рік 3
X	X	X
X	X	X
X	X	X
X	X	X
X	X	X
X	X	X
<p>Оцінювання відповідності на основі <u>об'єднаних</u> даних задля оцінювання «середнього значення за три роки»</p>		