

УДК 639.2.05

КП 10.03.07

№ держреєстрації 0118U006646

Інв.№

Міністерство екології та природних ресурсів України
НДУ "Український науковий центр екології моря" (УкрНЦЕМ)
65009, м. Одеса, Французький бульвар, 89
тел. (0482) 636–622, факс. (0482) 636–673, e-mail: *aceem@te.net.ua*

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор УкрНЦЕМ

канд. геогр. наук., старш. наук. співроб.

_____ В. М. Коморін

« _____ » _____

ЗВІТ

ПРО НАУКОВО–ДОСЛІДНУ РОБОТУ

Науково-методичне забезпечення створення та розвитку мереж
охоронюваних морських акваторій та приморських територій.

**РОЗРОБКА МЕТОДИЧНИХ РЕКОМЕНДАЦІЙ З ОЦІНКИ
ІНДИКАТОРІВ СТАНУ ПОПУЛЯЦІЙ РИБ ЧОРНОГО МОРЯ
ВІДПОВІДНО ДО РАМКОВОЇ ДИРЕКТИВИ ЄС ПРО МОРСЬКУ
СТРАТЕГІЮ (2008/56/ЄС)**

Том I

Науковий керівник

директор УкрНЦЕМ

канд. геогр. наук., старш. наук. співроб.

_____ Коморін В. М.

2018

Рукопис закінчено 28 грудня 2018 р.

Результати цієї роботи розглянуто Вченою Радою УкрНЦЕМ, протокол
від _____ №1

СПИСОК АВТОРІВ

Науковий керівник, директор УкрНЦЕМ, канд. геогр. наук, старш. наук. співроб.	_____ (підпис)	В. М. Коморін (вступ; розділи 1; 2; 3; висновки)
Наук. співроб. відділу інформаційного забезпечення наукових досліджень, канд. біол. наук	_____ (підпис)	К. О. Вишнякова (розділи 1, 2, 3, 4, 5)
Наук. співроб., завідуючий сектору інформаційної підтримки та зв'язку з громадськістю МЕАЦ	_____ (підпис)	Л. Г. Комарова (розділ 2)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: стор. – 112, рис. - 8; табл. – 3; джерел - 43.

ДИРЕКТИВА ЄС ПРО МОРСЬКУ СТРАТЕГІЮ, ІНДИКАТОРИ
СТАНУ ПОПУЛЯЦІЙ РИБ, ЧОРНЕ МОРЕ

Метою НДР є підготовка науково-методичного забезпечення функціонування існуючих морських та прибережних природоохоронних об'єктів та територій, їх розвитку та створення нових. Необхідність виконання НДР обумовлено рекомендаціями останньої редакції Транскордонного Діагностичного аналізу Чорного моря (ТДА; GEF/UNDP BSERP, 2007 р.) щодо збільшення площ морських охоронюваних природних акваторій, оновленого Стратегічного плану відновлення та захисту Чорного моря (BSSAP), вимогами стратегії створення Європейської мережі морських охоронюваних територій (ECMEN, Софія, 1995), відповідно до Рамкової Директивами ЄС про морську стратегію (2008/56/ЄС).

Основні завдання НДР :

1. Розробка методичних рекомендацій з оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря відповідно до Рамкової Директиви ЄС про морську стратегію (2008/56/ЄС)
2. Базова оцінка стану ботанічного заказника загальнодержавного значення «Філофорного поля Зернова» проект системи постійного моніторингу (на виконання Стратегії державної екологічної політики, затвердженої ЗУ від 21.12.2010 № 2818)
3. Розробка рекомендацій щодо розширення території природно-заповідного фонду України в акваторії Чорного моря
4. Розробка рекомендацій щодо розвитку мережі морських охоронюваних районів та морських районів з особливим управлінням у Південному Океані.

Для розробки методичних рекомендацій з оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря здійснено:

- аналіз нормативно-правової бази міжнародного та національного рівнів щодо екологічного моніторингу та режиму використання водних біоресурсів в Чорному морі, включаючи об'єкти ПЗФ;
- оцінка іхтіофауни Чорного моря;
- огляд методів оцінки індикаторів стану морських живих ресурсів;
- підготовлено рекомендації щодо оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря.

Об'єктом дослідження є іхтіофауна Чорного моря. Предметом дослідження є показники, індикатори, критерії та дескриптори щодо стану іхтіофауни Чорного моря.

ЗМІСТ

1 Українське екологічне законодавство щодо збереження іхтіофауни в морі	10
1.1 Імплементация законодавства ЄС в Україні щодо охорони та збереження іхтіофауни.....	10
1.2 Дескриптори та критерії стану популяцій риб відповідно до MSFD.....	15
1.3. Національне нормативно-правове забезпечення.....	21
1.3.1 Режим використання водних біоресурсів в Чорному морі, включаючи об'єкти ПЗФ	21
1.3.2 Екологічний моніторинг морських вод	22
2 Характеристика іхтіофауни Чорного моря.....	24
2.1 Загальна характеристика іхтіофауни шельфової частини Чорного моря.....	24
2.2 Характеристика основних промислових об'єктів іхтіофауни Чорного моря.....	33
3 Індикатори, пов'язані з біорізноматтям та запасами риб.....	38
3.1 Індикатори Дескриптору 1	38
3.2 Індикатори Дескриптору 2	40
3.3 Індикатори Дескриптору 3	40
3.4 Індикатори Дескриптору 4:.....	42
4 Методи визначення (оцінки) індикаторів стану популяцій риб.....	44
4.1 Концепція запасу.....	44
4.2 Методи збору первинної інформації для оцінки запасу	45
4.2.1 Відбір проб з уловів.....	45
4.2.2 Зйомки для оцінки запасів демерсальних та анадромних видів риб.....	48
4.2.3. Оцінка запасів пелагічних видів риб за допомогою гідроакустичних зйомок	51
4.2.4 Оцінка нерестового запасу за допомогою іхтіопланктонних зйомок.....	54

4.3 Математичні методи обробки та аналізу даних.....	59
4.3.1 Аналітичні моделі, що використовуються для оцінки запасів.....	60
4.3.2 Математичні моделі динаміки чисельності та біомаси промислових популяцій риб	75
5 Рекомендації щодо оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря.....	93
Висновки	97
ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ	109

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

АЧБ - Азово-Чорноморський басейн

БСК - біологічне споживання кисню

ДЕС - Добрий екологічний стан

ЄС - Європейський Союз

ЗР - забруднюючі речовини

МЕМ - морський екологічний моніторинг

НДР - науково-дослідна робота

ПЗЧМ – північно-західна частина Чорного моря

ПЗФ – природно-заповідний фонд

ЧМ – Чорне море

MSFD – рамкова Директива з Морської стратегії ЄС (EU Marine Strategy Framework Directive)

WFD – Водна рамкова директива (EU Water Framework Directive)

CPUE – улов на зусилля (catch per unit effort)

CPUA – улов на одиницю площі (catch per unit area)

MSY – maximum sustainable yield (максимальний припустимий вилов)

TS – сила цілі (target strength)

SSB – біомаса нерестового запасу (spawning stock biomass)

VPA (ВПА) – віртуальний популяційний аналіз

ВСТУП

Україна є причорноморською державою, яка серед інших має найдовшу берегову лінію (1 628 км). Їй належить 57% загальної площі чорноморського шельфу, у тому числі 87% північно-західного шельфу (який є найбільш екологічно уразливою ділянкою Чорного моря). Антропогенні проблеми Чорного моря формуються і найбільш гостро проявляються в прибережній і шельфовій зоні морів, де сконцентрована господарська діяльність, де зосереджені берегові і основні морські джерела забруднення (діяльність портів, днопоглиблення портів і підхідних каналів, дампінг ґрунтів, розвідка і видобування вуглеводневих ресурсів). Реалізація державної морської політики України потребує відповідного інформаційного забезпечення.

В рамках вимог Бухарестської конвенції, відповідно до рішення Консультативної групи з моніторингу та оцінки забруднення з упровадженням нової міжнародної Комплексної програми моніторингу та оцінки Чорного моря (BSIMAP) – *Black Sea Integrated Monitoring and Assessment Program* – Україна, як і інші країни-учасниці, має завдання розробити та прийняти до виконання національну програму екологічного моніторингу Чорного моря в зоні своєї відповідальності як складову міжнародної Програми BSIMAP.

Актуальність роботи обумовлюється необхідністю створення науково-методологічних основ для збереження та відтворення біорізноманіття Чорного моря.

Метою НДР є підготовка науково-методичного забезпечення функціонування існуючих морських та прибережних природоохоронних об'єктів та територій, їх розвитку та створення нових. Необхідність виконання НДР обумовлено рекомендаціями останньої редакції Транскордонного Діагностичного аналізу Чорного моря щодо збільшення площ морських охоронюваних природних акваторій, оновленого

Стратегічного плану відновлення та захисту Чорного моря (BSSAP), вимогами стратегії створення Європейської мережі морських охоронюваних територій (ECMEN, Софія, 1995), відповідно до Рамкової Директивами ЄС про морську стратегію (2008/56/ЄС).

Основні завдання НДР:

- розробка методичних рекомендацій з оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря відповідно до Рамкової Директиви ЄС про морську стратегію (2008/56/ЄС) (I том);
- базова оцінка стану ботанічного заказника загальнодержавного значення «Філофорного поля Зернова» проект системи постійного моніторингу (на виконання Стратегії державної екологічної політики, затвердженої ЗУ від 21.12.2010 № 2818) (II том);
- розробка рекомендацій щодо розширення території природно-заповідного фонду України в акваторії Чорного моря (III том);
- розробка рекомендацій щодо розвитку мережі морських охоронюваних районів та морських районів з особливим управлінням у Південному Океані (IV том).

Для розробки методичних рекомендацій з оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря здійснено:

- аналіз нормативно-правової бази міжнародного та національного рівнів щодо екологічного моніторингу та режиму використання водних біоресурсів в Чорному морі, включаючи об'єкти ПЗФ;
- оцінка стану іхтіофауни Чорного моря;
- огляд методів оцінки індикаторів стану морських живих ресурсів;
- підготовлено рекомендації щодо оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря.

Об'єктом дослідження є іхтіофауна Чорного моря. Предметом дослідження є показники, індикатори, критерії та дескриптори щодо стану іхтіофауни Чорного моря.

1 УКРАЇНСЬКЕ ЕКОЛОГІЧНЕ ЗАКОНОДАВСТВО ЩОДО ЗБЕРЕЖЕННЯ ІХТІОФАУНИ В МОРІ

1.1 Імплементация законодавства ЄС в Україні щодо охорони та збереження іхтіофауни

Відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та ЄС Міпприроди з метою імплементации Директиви ЄС з морської стратегії необхідно здійснити заходи для визначення базового екологічного стану та статусу екосистем Чорного та Азовського морів в межах виключної морської економічної зони України, визначити та затвердити критерії ДЕС для екосистем Чорного та Азовського морів в межах територіальних вод та виключної морської економічної зони України, визначити природоохоронні цілі та індикатори, досягнення яких має забезпечити наближення екологічного стану та статусу екосистем Чорного та Азовського морів в межах територіальних вод України та виключної морської економічної зони України до ДЕС. Все це повинно увійти до Морської Стратегії України.

Таким чином, Морська стратегія України має містити наступні складові:

- базову оцінку екологічного стану Чорного та Азовського морів в межах територіальних вод України та виключної морської економічної зони України, яка включає комплексну оцінку впливу природних та антропогенних факторів на стан морського довкілля;

- визначення ДЕС Чорного та Азовського морів в межах територіальних вод України та виключної морської економічної зони України;

- визначення екологічних цілей та індикаторів, досягнення яких має забезпечити наближення екологічного стану Чорного та Азовського морів в межах територіальних вод України та виключної морської економічної зони України до ДЕС;

- систему Державного екологічного моніторингу морів України.

Відповідно до ст. 11 Директиви ЄС 2008/56/ЄС (MSFD) Україна повинна на основі базової оцінки, здійсненої відповідно до частини 1 статті 8, розробити і застосовувати програму екологічного моніторингу для постійної оцінки екологічного стану морських вод, базуючись на переліках характеристик, видів тиску та впливу, зазначених у Додатках III і V MSFD.

Рішення Комісії щодо доброго екологічного стану морських вод, прийняте 17 травня 2017 року, містить ряд критеріїв та методологічних стандартів для визначення хорошого екологічного статусу щодо 11 дескрипторів, викладених у Додатку I Директиви про морську стратегію. Рішення також містить специфікації та стандартизовані методи моніторингу та оцінки морських вод. Рішення є важливим кроком для встановлення цілей для досягнення ДЕС в рамках реалізації МСФД, тим самим надаючи уявлення про те, наскільки досягнутий добрий екологічний стан у акваторіях ЄС.

Для досягнення мети Директиви необхідне підвищення рівня наукових знань щодо морського середовища. Ці знання розробляються, зокрема, через Стратегію ЄС з морських досліджень (СОМ (2008) 534).

Так, Дескриптор 3 передбачає, що популяції усіх риб і моллюсків, що експлуатуються в комерційних цілях, знаходяться в стабільних біологічних межах, представляючи розподілення популяції по віку і розміру, яке свідчить про хороше здоров'я видів.

Риби та безхребетні, такі як кісткові риби, акули та скати, ракоподібні, молюски, що експлуатуються в комерційних цілях, є морськими живими ресурсами, призначеними для отримання економічного прибутку. Цей дескриптор також охоплює інших створінь, таких як медузи та голкошкірі.

ДЕС щодо Дескриптору 3 може бути досягнуто, коли виконуються наступні положення:

(1) запаси експлуатуються стабільно протягом довгострокового періоду, (2) запаси мають повну репродуктивну здатність для підтримки біомаси запасу, і (3) частка літніх і великих риб/безхребетних має бути сталою (або збільшуватися). Всі ці положення є показниками здорового запасу.

Добрий екологічний стан досягається для окремого запасу за умови, що виконуються всі три положення. Це означає, що всі запаси, що комерційно експлуатуються мають бути в здоровому стані і що експлуатація повинна бути стійкою, що надасть максимальний стійкий вилов (MSY). MSY - це максимальний щорічний вилов, який можна приймати рік за роком, не зменшуючи продуктивність рибного запасу.

Надмірна експлуатація запасів може мати дуже негативний вплив на навколишнє середовище. Це може призвести до виснаження запасів і катастрофічного падіння уловів. З-за надмірного вилову запаси можуть різко скоротитися та втратити внутрішню різноманітність, а разом з цим і здатність адаптуватися до змін навколишнього середовища. Рибні угруповання можуть реагувати на вплив різними способами, наприклад, може зменшуватися середній розмір особин з-за селективності вилову, що впливає на динаміку відносин хижак-жертва (питання про трофічні зв'язки і морські трофічні мережі є центральним для Дескриптора 4).

За даними Європейської Комісії, 63% запасів ЄС (для яких інформація доступна) експлуатується за межами MSY; це означає, що якщо знизити тиск від рибальства, ці популяції риб можуть збільшитись, що, в кінцевому рахунку, надасть можливість покращити економічний ефект. Крім того, 30% цих запасів знаходяться поза безпечними біологічними межами, що означає, що вони мають високий ризик виснаження. Багато європейських рибальств сьогодні залежать від молодих (і менших) риб, які виловлюють до досягнення статевої зрілості, таким чином не даючи змоги їм розмножитися та поповнити популяцію.

Крім того, що збереження запасів у безпечних біологічних межах досі є основною вимогою, завдання управління рибальством тепер є більш амбітним, спрямованим на стабільність при високих довгострокових виловах.

Концепція MSY схематично проілюстрована на рис 1.1. Промислова смертність безпосередньо пов'язана із способом вилову риби. Вилов збільшуватиметься зі збільшенням риболовної потужності (більше суден або риболовних зусиль), доки вона не досягне максимального рівня. Якщо промислова смертність продовжить зростати понад MSY, улови будуть зменшуватися з-за вилову риби менших розмірів (яка занадто молода для розмноження), що призведе до постійного зниження біомаси нерестового запасу (SSB) [1].

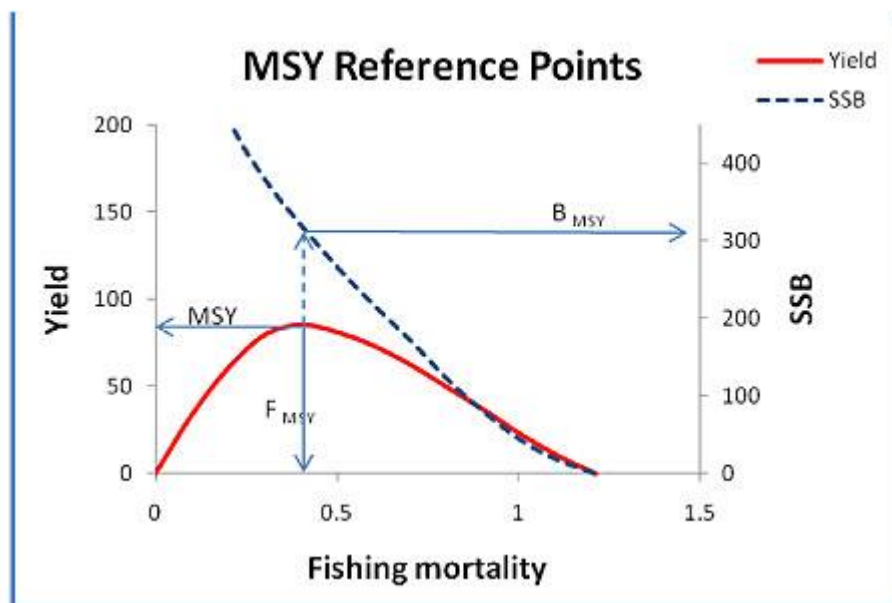


Рис. 1.1 - Схематична ілюстрація MSY [2]

Міжнародна рада з дослідження моря (ICES) об'єднує вчених, пов'язаних міждержавною угодою (Конвенцією ICES), ICES надає Європейському Союзу наукові рекомендації щодо рішень ЄС з екосистемних питань та рибальства, зокрема уловів. Починаючи з 2010

року, ICES надає консультації щодо рівнів загального допустимого улову (TAC – Total allowable catch).

Спільна рибна політика Європейського Союзу (Common Fisheries Policy (CFP)) — рибна політика Європейського Союзу введена в 1957 р. Римським договором, лише з 1983 р. Спільна рибна політика, «Блакитна Європа», стала повноцінною політикою Співтовариства.

Спільна рибна політика має загально правові підстави (статті 32-38 Договору про створення Європейського Співтовариства) і схожі цілі із загальною аграрною політикою: зростання продуктивності, стабілізація ринків, гарантія забезпечення та доставки продукції споживачеві за пропорційним цінами. Як і загальна аграрна політика, Спільна рибна політика є областю спільної відповідальності Європейського Союзу та держав-членів.

У ході декількох реформ початкові цілі Спільної рибної політики були доповнені і охоплюють тепер, крім іншого, такі моменти: розумне використання ресурсів, захист довкілля, забезпечення високого рівня охорони здоров'я, а також економічне і соціальне єднання.

Охорона риболовних ресурсів і морського довкілля є однією з центральних цілей перед обличчям проблеми виснаження природних ресурсів.

Рибна політика охоплює чотири рівні, а саме:

Охорона і розумне використання риболовних ресурсів для збереження рибних запасів;

Організація ринкової торгівлі з метою забезпечення відповідності попиту і пропозиції в інтересах виробника і споживача;

Структурно - політичні заходи з підтримки сфер рибальства і аквакультури при адаптації їх оснащення і форм організації до вимог, що виникають в результаті виснаження ресурсів і кон'юнктури ринку; в цій області підтримка Спільноти реалізується в основному у вигляді фінансування риболовецького оснащення;

Взаємодія з іншими країнами та міжнародними організаціями для укладання торгівельних угод в галузі рибальства на міжнародному рівні; заходи співтовариства по збереженню запасів морського і океанічного рибальства.

Європейський Союз на сьогоднішній день прагне проводити дієву політику, що охоплює рибальство, охорону довкілля та морський промисел.

1.2 Дескриптори та критерії стану популяцій риб відповідно до MSFD

Вимоги європейської директиви з морської стратегії

Відповідно до MFSD кожна країна зобов'язана розробити Морську стратегію за єдиною схемою, що містить наступні етапи:

- a) розробка:
 - i) базова оцінка, яка включає оцінку наявного екологічного стану морських екосистем та оцінку антропогенного впливу;
 - ii) визначення доброго екологічного стану цих вод;
 - iii) встановлення низки екологічних цілей та відповідних показників;
 - iv) розробка та здійснення програми моніторингу для постійної оцінки та періодичного оновлення завдань;
- b) програми заходів:
 - i) розробка програми заходів, призначеної для досягнення або підтримки доброго екологічного стану;
 - ii) запровадження програми.

Для кожного морського регіону або підрегіону держави-члени здійснюють базову оцінку своїх морських вод, яка має враховувати за наявності існуючі дані та повинна включати такі пункти:

- a) аналіз суттєвих особливостей і характеристик та наявного екологічного стану цих вод;
- b) аналіз основних видів впливу та тиску, включаючи антропогенну діяльність, що впливає на екологічний стан цих вод, який:
 - i) базується на вказівному переліку елементів, встановлених у MFST, а також охоплює якісні та кількісні елементи різних видів тиску, а також помітні тенденції;
 - ii) охоплює головні накопичувальні і синергетичні види впливу; та
 - iii) бере до уваги відповідні оцінки, розроблені відповідно до існуючого законодавства;
- c) економічний та соціальний аналіз використання цих вод та вартість, що виражає пошкодження морського середовища.

При підготовці оцінки необхідно забезпечити наступне:

- a) використання уніфікованих методів оцінки для всього чорноморського регіону; та
- b) урахування транскордонних впливів.

Посилаючись на базову оцінку країни визначають для морських вод сукупність характеристик, що відповідають доброму екологічному стану, базуючись на дескрипторах якості.

Також країни повинні враховувати види тиску та впливу внаслідок людської діяльності, що здійснюються у морському регіоні.

На основі базової оцінки країни розробляють і застосовують програми моніторингу для постійної оцінки екологічного стану своїх морських вод, базуючись на вказівних в MFSD переліках елементів.

Програма моніторингу повинна бути сумісною з регіональною програмою моніторингу і повинна базуватися на положеннях щодо оцінки та моніторингу, встановлених відповідним законодавством ЄС – включаючи Директиви про середовища існування та про птахів.

Дескриптори якості для визначення доброго екологічного стану

(1) Підтримується біологічна різноманітність. Якість та частота середовищ існування, а також поширення і велика кількість різних видів відповідають домінуючим фізіографічним, географічним і кліматичним умовам.

(2) Немісцеві види, що були введені в результаті людської діяльності, перебувають на рівнях, які не впливають шкідливо на екосистеми.

(3) Популяції усіх риб і молюсків, що експлуатуються в комерційних цілях, знаходяться в стабільних біологічних межах, представляючи розподілення популяції по віку і розміру, яке свідчить про хороше здоров'я видів.

(4) Усі елементи харчових морських мереж у тій мірі, якої вони відомі, представлені нормальною кількістю та різноманітністю та знаходяться на рівні, який може гарантувати велику кількість видів протягом тривалого часу, а також повне підтримання їх репродуктивних здатностей.

(5) Спричинена людьми евтрофікація зведена до мінімуму, особливо її шкідливі наслідки, якими можуть бути втрати біорізноманітності, пошкодження екосистем, шкідливе вицвітання водоростей та нестача кисню на глибині.

(6) Цілісність морського дна знаходиться на рівні, який гарантує, що структура та функції екосистем є захищеними, а зокрема, бентичні (існуючі на дні) екосистеми не є зашкодженими.

(7) Постійне перетворення гідрографічних умов не спричиняє шкідливого впливу на морські екосистеми.

(8) Концентрації забруднюючих речовин знаходяться на рівнях, що не спричиняють наслідків забруднення.

(9) Забруднюючі речовини, що присутні у рибі або іншій риболовній продукції, призначеній для людського споживання, не

перевищують рівнів, встановлених законодавством Співтовариства або іншими відповідними стандартами.

(10) Властивості та кількості морських відходів не спричиняють шкоди на прибережне і морське середовище.

(11) Введення енергії, в тому числі підводний шум, знаходиться на рівнях, які не спричиняють шкідливого впливу на морське середовище.

Відповідно до вимог Рамкової Директиви ЄС про Морську Стратегію добрий екологічний стан визначається одинадцятьма дескрипторами якості з відповідними критеріями та індикаторами. Це дозволяє в адаптаційному управлінні якістю морського довкілля застосувати екосистемний підхід з метою поступового досягнення доброго екологічного стану.

Для кожного з районів здійснюються спостереження та відбираються проби за переліком показників, визначених Порядком відповідно до типу вод з наступним узагальненням за кожним з 11 Дескрипторів.

Індикатори стану популяцій риб визначено дескрипторами 1, 2, 3 та 4.

Дескриптор 1: Підтримується біологічна різноманітність. Якість та кількість середовищ існування, а також велика кількість і поширення різних видів відповідають основним фізико-географічним та кліматичним умовам регіону.

Передбачається оцінка стану біорізноманіття на різних екологічних рівнях: видовому, екосистемному та на рівні середовищ існування (оселищ). Для оцінки всіх складових дескриптора в Програмі визначені пріоритетні характеристики біорізноманіття, що дасть змогу ідентифікувати ті особливості стану біорізноманіття, де виникають загрози негативного антропогенного впливу. Моделювання з використанням Географічних інформаційних систем (ГІС) є необхідною умовою екосистемного управління та може бути основою для відображення особливостей біорізноманіття та антропогенного впливу.

Оцінка на видовому рівні

Кожний район характеризується сукупністю відповідних видів та функціональних груп. Існують три критерії оцінки виду – це розподіл, чисельність та стан популяцій. Необхідно також окремо оцінювати підвиди та популяції, де базова оцінка або нова інформація визначають потенційні загрози для їх існування. Оцінка на видовому рівні також вимагає комплексного аналізу розподілу, кількості та стану оселищ, згідно з вимогами, викладеними в Директиві 92/43/ЄЕС та Директиві 2009/147/ЄС. Це необхідно для визначення достатньої для підтримки популяцій ємності оселищ, за умови, що до уваги беруться всі загрози погіршення стану, чи взагалі втрати таких оселищ.

Для оцінки використовують три критерії для визначення ступеню досяжності належного екологічного статусу за наступними індикаторами:

- 1.1. Поширення видів*
- 1.2. Чисельність популяції*
- 1.3. Стан популяції*
- 1.4. Поширення оселищ*
- 1.5. Розмір оселищ*
- 1.6. Стан оселищ*
- 1.7. Структура екосистеми*

Дескриптор 2: Немісцеві види, що були введені в результаті людської діяльності, перебувають на рівнях, які не впливають шкідливо на екосистеми.

Визначення та оцінка шляхів поширення немісцевих видів в результаті діяльності людини (інвазивних видів) є передумовою для запобігання введенню таких видів і поширенню до рівнів, що негативно впливають на екосистеми.

При здійсненні базової оцінки слід враховувати, що на рівні ЄС щодо деяких інвазивних видів існують нормативно-правові акти для оцінки та мінімізації їх можливого впливу на водні екосистеми, а також, що деякі

інвазивні види використовуються в аквакультурі тривалий час і підлягають спеціальному ліцензуванню в межах існуючих правил.

2.1. Чисельність та характеристика стану немісцевих, зокрема інвазивних видів

2.2. Вплив інвазивних видів на довкілля

Дескриптор 3: Популяції усіх риб і молюсків, що експлуатуються в комерційних цілях, знаходяться в стабільних біологічних межах, представляючи розподілення популяції по віку і розміру, яке свідчить про хороше здоров'я видів

Цей Дескриптор стосується всіх запасів, охоплених Регламентом (ЄС) № 199/2008 (в межах географічної сфери Директиви 2008/56 / ЄС). Його застосування залежить від наявних даних (з урахуванням положень щодо збору даних, передбачених Регламентом (ЄС) № 199/2008).

Для оцінки використовують три критерії для визначення ступеню досяжності доброго екологічного стану.

3.1. Рівень впливу рибальства

3.2. Репродуктивна здатність запасу

3.3. Розподіл за віком та довжиною

Дескриптор 4: Усі елементи харчових морських мереж у тій мірі, якої вони відомі, представлені нормальною кількістю та різноманітністю та знаходяться на рівні, який може гарантувати велику кількість видів протягом тривалого часу, а також повне підтримання їх репродуктивних здатностей

Цей дескриптор стосується важливих функціональних аспектів, таких як потоки енергії та структура харчових (трофічних) мереж. На цьому етапі необхідні додаткові дослідження для подальшого розвитку критеріїв та потенційно корисних показників для визначення зв'язків в трофічних мережах.

4.1. Продуктивність ключових видів або груп в трофічних мережах

4.2. Частка ключових видів на вершині трофічної мережі

4.3. Чисельність/розподіл ключових груп/видів в трофічних мережах

1.3. Національне нормативно-правове забезпечення

1.3.1 Режим використання водних біоресурсів в Чорному морі, включаючи об'єкти ПЗФ

Використання водних біоресурсів в Чорному та Азовському морях здійснюється відповідно до Закону України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» та Порядку здійснення спеціального використання водних біоресурсів у внутрішніх рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах), внутрішніх морських водах, територіальному морі, виключній (морській) економічній зоні та на континентальному шельфі України, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 25 листопада 2015 року № 992 (далі - Порядок) [3, 4].

Відповідно до вимог Режиму рибальства в басейні Чорного моря у 2018 р. [5], промисел у басейні Чорного моря здійснюється відповідно до Правил промислового рибальства в басейні Чорного моря, затверджених наказом Державного комітету рибного господарства України від 08 грудня 1998 року № 164, зареєстрованих у Міністерстві юстиції України 09 березня 1999 року за № 147/3440 (далі - Правила рибальства) [6].

Промислове рибальство в межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду здійснюється відповідно до Закону України «Про природно-заповідний фонд України», згідно з режимами цих територій та об'єктів, що визначені у положеннях про них та в проектах організації територій та об'єктів природно-заповідного фонду [7].

Межі територій та об'єктів природно-заповідного фонду встановлюються в натурі відповідно до законодавства. До встановлення меж територій та об'єктів природно-заповідного фонду їх межі

визначаються відповідно до проектів створення територій та об'єктів природно-заповідного фонду.

Наукові лови у межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду здійснюються відповідно до наукових програм науково-дослідних (наукових) установ, розглянутих та схвалених Міністерством екології та природних ресурсів України, погоджених відповідними спеціальними адміністраціями територій та об'єктів природно-заповідного фонду.

Спеціальне використання природних ресурсів у межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду здійснюється в межах ліміту та на підставі дозволу на спеціальне використання природних ресурсів у межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду. Користувачі водних біоресурсів повинні бути ознайомлені з режимом територій та об'єктів природно-заповідного фонду та особливими умовами використання водних біоресурсів.

Такси для обчислення розміру шкоди, заподіяної порушенням законодавства про ПЗФ у межах територій та об'єктів ПЗФ встановлені Постановою Кабінету Міністрів України № 541 от 24.06.2013 р. «Про затвердження такс для обчислення розміру шкоди, заподіяної порушенням законодавства про природно-заповідний фонд» [8].

Незаконне добування видів, занесених до ЧКУ, розраховується відповідно до вимог Постанови Кабінету Міністрів України №1030 від 07.11.2012 р. «Про розмір компенсації за незаконне добування, знищення або пошкодження видів тваринного та рослинного світу, занесених до ЧКУ, а також знищення чи погіршення середовища їх перебування (зростання)» [9].

1.3.2 Екологічний моніторинг морських вод

Основні вимоги до організації здійснення державного моніторингу вод, включаючи моніторинг морських вод України, визначені в Порядку

здійснення державного моніторингу вод, що затверджено постановою Кабінета міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758 [10]. В порядку були враховані вимоги MSFD, наведені в п.1.1.

Моніторинг морських вод здійснюється для територіального моря та виключної морської економічної зони України з метою:

- визначення екологічного стану морських вод;
- встановлення референційних умов для морських вод;
- оцінки прогресу в досягненні встановлених екологічних цілей;
- оцінки тенденцій довгострокових природних та антропогенних змін стану морських вод.

Передбачається моніторинг стану популяцій риб з врахуванням даних спостережень на промислових риболовних суднах та статистичних даних річного вилову за наступними показниками:

- кількість видів
- кількість видів, що підлягають особливій охороні
- частота зустрічальності інвазивних видів
- поширення промислових видів та видів, що підлягають особливій охороні
- чисельність та біомаса популяцій промислових видів
- чисельність та біомаса популяцій непромислових видів
- природна та залежна від промислу смертність промислових видів та видів, що підлягають особливій охороні
- розмірно-вікова структура популяцій вразливих та масових видів
- статева структура популяцій вразливих та масових видів
- статус здоров'я особин
- генетична структура та різноманіття популяцій вразливих та масових видів.

2 ХАРАКТЕРИСТИКА ІХТІОФАУНИ ЧОРНОГО МОРЯ

2.1 Загальна характеристика іхтіофауни шельфової частини Чорного моря

Найбільше різноманіття іхтіофауни спостерігається в шельфових акваторіях Чорного моря. Найбільш вразливим до антропогенного впливу та кліматичних змін вважається шельф північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ).

В ПЗЧМ мешкають більш 100 видів риб. Вивчення і уточнення видового різноманіття на даний час є проблематичним та особливо залежить від можливості здійснення обстежень і методів лову – як для наукового, так і в загальній самій можливості промислового лову рибних ресурсів з наданням дійсного доступу вченим до обстежень цих уловів. Вагомим внеском у вивчення різноманіття іхтіофауни є спостереження і спілкування з рибалками-любителями, що дає можливість одержання додаткової і доволі цінної інформації по складу прибережної іхтіофауни, завдяки якій виявляються види, які майже не зустрічаються у традиційних знаряддях лову (чорноморський лосось (*Salmo labrax*), європейський угорь (*Anguilla anguilla*)), а також розповсюдження за характером та рельєфом дна і берегової смуги, тимчасові та сезонні міграції.

На загальне різноманіття іхтіофауни ПЗЧМ першочерговий вплив мають гідрологічні умови. Так наприклад, підвищення температури морських вод змінює склад і кількість іхтіофауни у літній і особливо осінній період, коли проходить масова сезонна міграція (чорноморської кефалі, атерини (*Atherina pontica*) та ін.) з місць нагулу на зимівлю – це викликає підхід до прибережжя значної кількості хижих видів (сарган (*Belone belone*), чорноморська ставрида (*Trachurus mediterraneus*), луфар (*Pomatomus saltatrix*), камбала-калкан (*Scophthalmus maeoticus*) та інші). На рис. 2.1. схематично вказані місця та напрямки сезонних міграцій («зима – літо») основних промислових видів риб у ПЗЧМ. В зимовий період з

похолоданням морської води нижче $+15\text{ C}^\circ$ (як правило у листопаді) частина іхтіофауни відходить на глибини 70 – 90 метрів (до району «звалу» глибин) де постійна температура від $+7$ до $+10\text{ C}^\circ$. Це усі види осетрових, камбала-калкан (*Scophthalmus maeoticus*), акула катран (*Squalus acanthias*), шпрот (*Sprattus sprattus*), мерланг (*Merlangius merlangus*) та деякі інші. З початку березня з вказаного висче району починається поступова міграція до узбережжя на місця нагулу та нересту (осетрові, чорноморський оселедець (*Alosa immaculata*), камбала-калкан (*Scophthalmus maeoticus*) та ін.. Такі представники іхтіофауни, як камбала-калкан, акула катран, чорноморські кефалі – з початку літа або трохи пізніше знов відходять від прибережжя на глибини 20-70 метрів для нересту. Із-за поступових кліматичних змін, що особливо вплинули на температурний режим прибережних вод (це, як підвищення температури прибережних морських вод, так і збільшення цього періоду у часі) міграційні процеси усіх представників іхтіофауни почали змінюватися, у тому числі тих видів, які заходять у ПЗЧМ тільки на нагул (сарган (*Belone belone*), ставрида (*Trachurus mediterraneus*), луфар (*Pomatomus saltatrix*) та іноді деякі інші види.

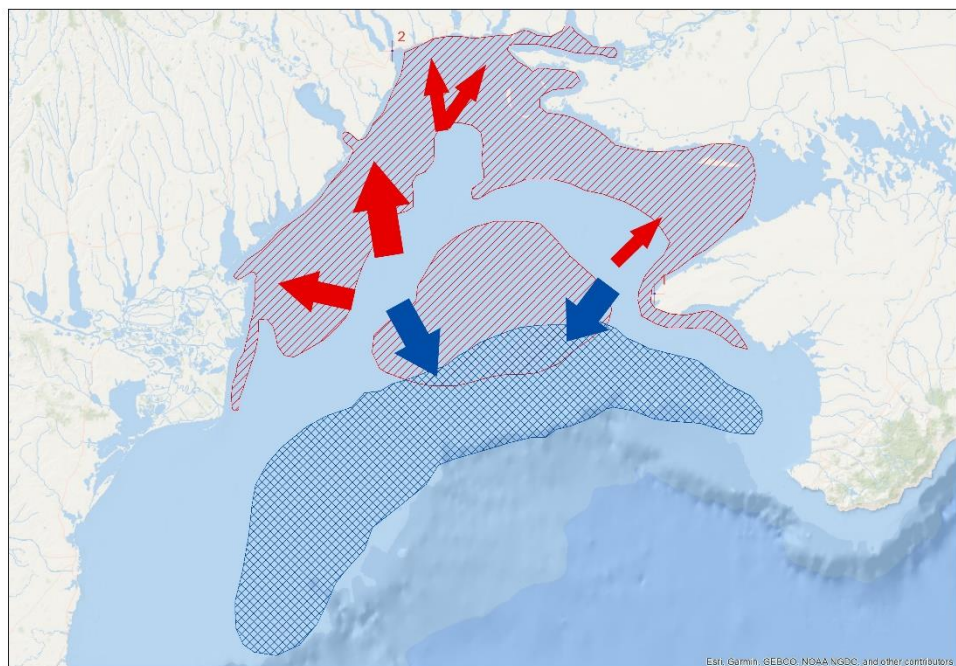


Рисунок 2.1 - Місця та напрямок сезонних міграцій («зима – літо» - «синій - червоний») основних промислових видів риби ПЗЧМ.

Окремо потрібно звернути увагу на сучасне забруднення морських вод нафтопродуктами, у тому числі за дозволенним скидом у особливих районах (до яких відноситься також і Чорне море), згідно Міжнародної Конвенції MARPOL73/78, які приводять до пагубних наслідків розвитку молоді риб (особливо для молоді кефалей, мальки якої мігрують по поверхні).

На даний час 27 представників іхтіофауни, що відмічалися у водах ПЗЧМ, знесені до Червоної Книги України (дивись Таблицю 2.1).

Таблиця 2.1. Види риб, які занесені до Червоної Книги України (мешкають у ПЗЧМ)

№	Назва виду	Охоронний статус
	Отряд Колюшкоподібні (<i>Gasterosteiformes</i>)	
1	Морська голка товсторила (<i>Syngnathus varegatus</i>)	уязвимий
2	Морська голка тонкорила (<i>Syngnathus tenuirostris</i>)	уязвимий
3	Чорноморський коник довгорилий (<i>Hippocampus guttulatus</i>)	уязвимий
	Отряд Лососеподібні (<i>Salmoniformes</i>)	
4	Чорноморський лосось (<i>Salmo labrax</i>)	зникаючий
	Отряд Окунеподібні (<i>Perciformes</i>)	
5	Бичок Букчича (<i>Gobius bucchichi</i>)	рідкий
6	Бичок-паганель (<i>Gobius paganellus</i>)	рідкий
7	Горбань світлий (<i>Umbrina cirrosa</i>)	рідкий
8	Горбань темний (<i>Sciaena umbra</i>)	рідкий
9	Гребенчатий губан золотистий (<i>Ctenolabrus rupestris</i>)	рідкий
10	Кефаль Рамада (<i>Liza Ramada</i>)	рідкий
11	Лаврак європейський (<i>Dicentrarchus labrax</i>)	нема оцінки
12	Кам'яний окунь (<i>Serranus scriba</i>)	рідкий
13	Перкарина чорноморська (<i>Percarina demidoffii</i>)	рідкий(ендемік)
14	Піскара сіра (<i>Callionymus risso</i>)	рідкий(ендемік)
15	Бичок-пуголовочок Браунера (<i>Benthophiloides braunen</i>)	рідкий
	Отряд Осетровоподібні (<i>Acipenseriformes</i>)	
16	Атлантичний осетр (<i>Acipenser sturio</i>)	зниклий
17	Білуга звичайна (<i>Huso huso</i>)	зникаючий

№	Назва виду	Охоронний статус
18	Осетр російський (<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>)	уязвимий
19	Севрюга звичайна (<i>Acipenser stellatus</i>)	уязвимий
20	Стерлядь прісноводна (<i>Acipenser ruthenus</i>)	зникаючий
21	Осетр шип (<i>Acipenser nudiiventris</i>)	зниклий
	Отряд Присоскоподібні (<i>Gobiesociformes</i>)	
22	Риба-присосок (<i>Lepadogaster lepadogaster</i>)	рідкий
23	Риба-присосок короткопіра плямиста (<i>Diplecogaster dimaculata</i>)	рідкий
24	Риба-присосок товсторила (<i>Lepidodaster candolii</i>)	рідкий
	Отряд Скорпеноподібні (<i>Scorpaeniformes</i>)	
25	Морський жовтий півень (<i>Chelidonichthys lucerna</i>)	рідкий
26	Сонцевик звичайний (<i>Zeus faber</i>)	рідкий
	Отряд Вудильщикоподібні (<i>Zeiformes</i>)	рідкий
27	Морський чорт (<i>Lophius piscatorius</i>)	рідкий

Потрібно зауважити, що сучасне суттєве зменшення підприємств та їх рибпромислового флоту (у тому числі прибережного маломірного флоту), а також можливості виходу науковців для планових довгострокових практичних досліджень уловів на цих судах, відсутності обладнаних науково-дослідних суден – не дає дійсно оцінити наявність, та приблизну кількість цих видів. Як приклад в «Виключній економічній зоні України» у ПЗЧМ раніш займалися рибним промислом більше 200 сейнерів з обов'язковою можливістю виходу на борту іхтіолога або інспектора (улов одного сейнера за день промислу іноді досягав до 12-15 тон), зараз – лише 8 сейнерів, і в основному лов ними ведеться тільки неподалік у прибережних водах.

На даний час, у ПЗЧМ та прилеглих лиманах та затоках, здійснюється промисловий вилов у невеликому обсязі, в основному чорноморського шпроту (*Sprattus sprattus*) біля 2000 тон, а також бичків (в основному це: *Neogobius melanostomus* та *Gobius batrachocephalus*) і атерини (*Atherina pontica*) приблизно від 100 до 200 тон. Також здійснюється незначний, із помітними коливаннями обсягу, промисловий вилов інших видів риб з

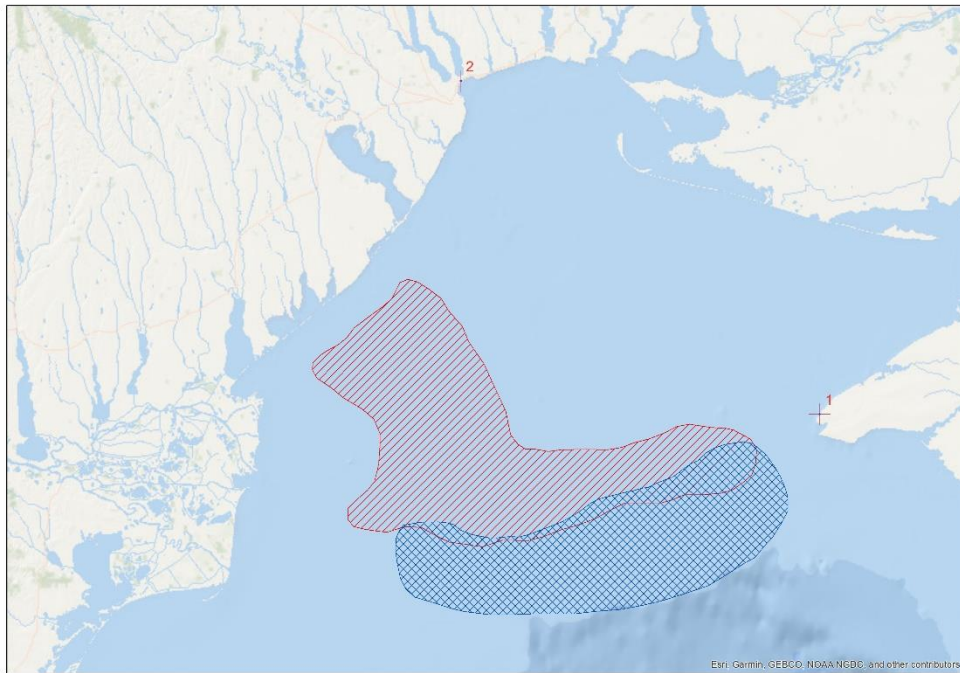
врахуванням відповідно для усіх періоду, потрібного для нересту (дивись Таблицю 2.2.)

Таблиця 2.2. Основні промислові, цінні види риб, що мешкають в ПЗЧМ та їх період нересту

№	Вид	Період нересту
1	Атерина чорноморська (<i>Atherina pontica</i>)	Квітень-вересень (лимани, прибережні води).
2	Акула катран (<i>Squalus acanthias</i>)	На протязі весни-літа (на глибині 30 -80 метрів)
3	Бичок кругляк (<i>Neogobius melanostomus</i>)	Травень-липень (на глибині 1 -20 метрів)
4	Бичок-мартовик (<i>Gobius batrachocephalus</i>)	Березень-квітень (на глибині 10 -20 метрів)
5	Барабулька (<i>Mullus barbatus</i>)	Травень-серпень (на глибині 10 -60 метрів)
6	Камбала - глоса (<i>Platichthys flesus</i>)	Січень-травень (на малих глибинах)
7	Камбала - калкан (<i>Scophthalmus maeoticus</i>)	Травень-червень (на глибині 20 -70 метрів)
8	Кефаль піленгас (<i>Planiliza haematocheila</i>)	Штучний вселенець
9	Кефаль сингіль (<i>Chelon auratus</i>)	Серпень-вересень (пелагіаль з глибинами 40 -100 метрів)
10	Мерланг (<i>Merlangius merlangus</i>)	Січень-червень (на глибині 20 -150 метрів)
11	Чорноморська ставрида (<i>Trachurus mediterraneus</i>)	Лише нагул
12	Чорноморський шпрот (<i>Sprattus sprattus</i>)	Жовтень-травень (пелагіаль)
13	Чорноморська хамса (<i>Engraulis encrasicolus</i>)	Травень-жовтень (пелагіаль).
14	Сарган (<i>Belone belone</i>)	Нагул
15	Скат хвостокол (<i>Dasyatis pastinaca</i>)	Червень-липень (до глибин 60 метрів)
16	Чорноморський оселедець (<i>Alosa immaculata</i>)	Травень-червень (річки Дунай, Дністер, Дніпро)

На протязі багатьох років у водах ПЗЧМ з затоками, лиманами та дельтою Дунаю здійснювався промисловий лов морських риб. Для зменшення впливу на природне середовище були розмежовані райони. На рис. 2.2. вказано місця традиційного промислу «активним знаряддям» лову (траловий лов сейнерами) у «літній» та «зимовий» періоди, при цьому в районі вище у північно-східному напрямку від лінії м.Тарханкут – Дністровсько-Царградський маяк лов таким знаряддям заборонено. В цих районах вилловлювали чорноморського шпрота (*Sprattus sprattus*), та в прилові завжди відмічались інші види представників іхтіофауни (камбала-глоса (*Platichthys flesus*), камбала-калкан (*Scophthalmus maeoticus*), акула

катран (*Squalus acanthias*), мерланг (*Merlangius merlangus*), чорноморський оселедець (*Alosa immaculata*), атлантичний осетр (*Acipenser sturio*), білуга звичайна (*Huso huso*), осетр російський (*Acipenser gueldenstaedtii*), севрюга звичайна (*Acipenser stellatus*), скат морська лисиця (*Raja clavata*) та інші. Як виключення органами рибоохорони на протязі 2016 – 2017 років було дозволено чотирьом промисловим суднам дозволити промисловий лов неподалік і вздовж Одеського узбережжя в літку (червень – липень).



Рисунку 2.2 - Місця традиційної добичі рибних ресурсів в ПЗЧМ «активним знаряддям» в умовно «зимовий» (синій) та «літній» «червоний) періоди.

На рис. 2.3 відображені традиційні місця лову промислу рибних ресурсів «пасивним знаряддям» лову, це – ставні неводи, вентеря, та різноманітні сітки (ахани, гарди, камбіальні кінці, сплавні зяброві оселедцеві сітки та ін.).

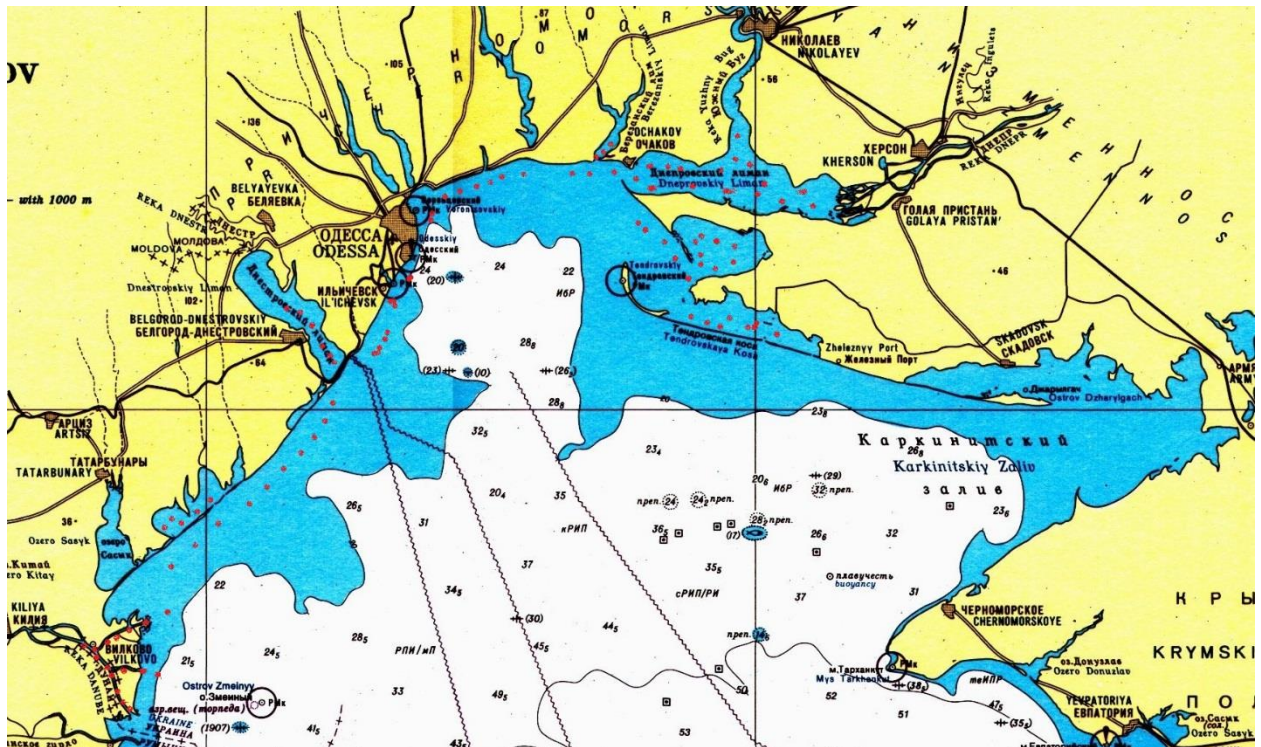


Рисунок 2.3 - Місця традиційної добичі рибних ресурсів в ПЗЧМ «пасивним знаряддям».

Лов ставними неводами здійснювався постійно у одних тих самих місцях (з кінця весни до початку осені) і за вимогами безпеки судноплавства місця їх розташування відмічались на навігаційних мапах. Основний улов у ставних неводах складав чорноморський шпрот (*Sprattus sprattus*), але в прилові відмічались також інші види риб (ставрида, оселедець, камбали, осетрові, та ін.).

Місця промислового вилову по деяким перспективним видам іхтіофауни для ПЗЧМ:

- Чорноморський оселедець (*Alosa immaculata*). Основний промисел ведеться з березня по травень у дельті ріки Дунай під час нерестової міграції цього виду. Вилов ведеться сплавними зябровими сітками.

- Чорноморські бички (*Neogobius melanostomus*, *Gobius batrachocephalus*, та у меншій кількості *Neogobius fluviatilis*, *Zosterisessor ophiocephalus*, *Ponticola syrman* та ін.). Промисел ведеться з червня по

жовтень порежевими бичковими сітками, вентерями та волокушами. Місця промислу вздовж узбережжя, лиманах (Тузовська група, Дністровський, Аджаликський, Тилігульський, Березанський, Дніпро-Бузький) та затоках (Ягорлицька, Гендровська і Каркінітська).

- Камбала-калкан (*Scophthalmus maeoticus*). Вилов цього цінного промислового виду може здійснюватися як «активним» (тралом) так і «пасивними» знаряддями. Звичайно, для промислового вилову камбали-калкана використовуються «камбальні кінці» - це спеціалізовані для цього виду порежеві сітки з ячеєю 220 мм.. Як що при траловому промислі камбала-калкан може бути присутня на протязі усього року, то «камбальними кінцями» лов проводять з початку її міграції з зимових глибин 60-90 метрів до прибережжя. У період з весни до кінця осіні камбала-калкан знаходиться на глибинах від 5 до 70 метрів переважно на пісчаних донних ґрунтах. На даний час став видаватися органами рибоохорони доволі неоднозначний дозвіл на можливість вилову цього цінного промислового виду. З початку 80-х років, була введена довгострокова заборона (із вимогами по переобладнанню усіх сейнерів, що ведуть промисел тралом) на вилов цього виду, в наслідок завдання значної шкоди при використанні донних тралів для лову чорноморського шпроту сейнерами. Також, до цього часу, це –тривалий незаконний вилов в нашій «морській економічній зоні» ПЗЧМ (особливо значний та масовий вівся суднами із Туреччини). Камбала-калкан досягає маси до 15 кг., більшість виявлених екземплярів в промислових знаряддях лову до кінця 90-х років мала 5-8 кг., з початку 2000 років спостерігаються екземпляри лише до 4 кг.. Достовірна оцінка запасів камбали-калкана у ПЗЧМ потребує державної програми з проведенням незалежного науково-дослідного обстеження і вивчення для дійсного відновлення цього цінного промислового виду.

Осетрові (білуга (*Huso huso*), осетр російський (*Acipenser gueldenstaedtii*), севрюга звичайна (*Acipenser stellatus*)). Вилов здійснювався як спеціалізованими сітками «аханами», так і як прилови у ставних неводах

вздовж усього узбережжя ПЗЧМ і при траловому промислі на різноманітних глибинах але в залежності від пори року (взимку це глибини 70-90 метрів). Ще на початку 90-х років було дозволено за «Правилами рибальства..» оставляти на борту, для реалізації, деякі види осетрових. До середини ХХ сторіччя у ПЗЧМ це були «умовно» доволі звичайні промислові види. Але, в зв'язку з початком порушення та неможливості доступу, цих цінних промислових видів риб, до місць нересту, зростаючого антропогенного впливу на місця міграції і нагулу, закриття заводів по відновленню молоді осетрових, а також постійний, до цього часу, незаконний (браконьєрський) вилов, як промисловими суднами в морських водах, так і у річках під час нерестової міграції – привели не тільки до заборони вилову, а і взагалі імовірного існування їх у ПЗЧМ. За наявністю вказаних осетрових (а також атлантичного осетра (*Acipenser sturio*), шипа (*Acipenser nudiiventris*)) на даний час можна судити в основному з інформації по затриманню браконьєрів службою рибоохорони та прикордонних військ. Відновлення видового різноманіття та збільшення (особливо до промислових показників) усіх представників осетрових – цілком та повністю залежить, першочергово, з забезпечення заходів від Держави.

Важливий показник, як один з методів, це – обстеження уловів любительського рибальства та натурні спостереження за представниками іхтіофауни біля прибережної смуги. Так, у 2017 року біля берегів Одеси стався масовий підхід чорноморської ставриди (*Trachurus mediterraneus*), основна розмірна група 9 - 14 см. і окремі екземпляри до 19 см., з червня до жовтня з скупченнями в промисловому обсязі. Рання поява значної кількості косяків молоді чорноморської атерини (*Atherina pontica*), розмірної групи 4 – 7 см., з липня і по жовтень включно, обумовило знаходження біля берегів Одеси не тільки ставриді, але і саргана (*Belone belone*), розмірною групою 25 – 67 см., з серпня до початку листопада. В уловах рибалок на спінінгові снасті з серпня до листопада відмічались також камбала-калкан (розмірною групою з 20 до 40 см.), чорноморські кефалі (розмірною групою з 14 до 35

см.). На протязі з середини весни до жовтня постійно вівся любительський лов бичків, більшість яких займав найбільш масовий вид у цьому регіоні - бичок кругляк (*Neogobius melanostomus*), розмірною групою 9 – 20 см., та в значно меншій кількості бичок-мартовик (*Gobius batrachocephalus*), розмірною групою 17 – 30 см.. Барабулька (*Mullus barbatus*) в уловах відмічалась дуже рідко. Тривалий час, майже не присутні в уловах рибалок камбал-глоса (*Platichthys flesus*) та мерланг (*Merlangius merlangus*), скоріш це пов'язано із-за значного потепління морської води біля берега.

2.2 Характеристика основних промислових об'єктів іхтіофауни Чорного моря

Чорне море населяють близько 200 видів риб, понад 500 видів молюсків та водних рослин - макрофітів (червоні і бурі водорості, а також морські квіткові рослини). Однак, серед усієї специфічної різноманітності найбільшу економічну цінність мають не більше ніж два десятки видів, які складають понад 95% комерційного вилову. Решта – це комерційно менш важливі риби, молюски, ракоподібні та інші водні організми. Основна частина вилову припадає на три групи - анадромні, пелагічні та демерсальні риби. У кожній з цих груп більше 90% уловів складають декілька провідних видів [11].

До анадромних видів Чорного моря належать осетрові та оселедцеві. Їх життєвий цикл складається з морського періоду (зимівлі та нагулу) та річкового періоду (нерест та міграція ювенільних особин у море). Запаси анадромних риб формуються головним чином з популяцій Дунаю. Наразі анадромні види займають останні позиції що до загального вилову в Чорному морі, але ж, не дивлячись на це, вони мають високу споживчу та економічну цінність, яка впливає на структуру морських живих ресурсів в цілому. Всі шість видів чорноморських осетрових риб: Білуга звичайна

(*Huso huso*), Осетер атлантичний (*Acipenser sturio*), Осетер російський (*Acipenser gueldenstaedtii*), Осетер шип (*Acipenser nudiiventris*), Севрюга звичайна (*Acipenser stellatus*), Стерлядь прісноводна (*Acipenser ruthenus*) занесені до Червоної книги України, тому вилучення їх з природного середовища існування без спеціальних дозволів забороняється [12]. З оселедцевих відносно велике промислове значення має Чорноморсько-азовський прохідний оселедець (*Alosa immaculata*). Ця анадромна пелагічна риба досягає довжини 45 см, дозріваючи у віці 3-4 років. Тривалість життя 6-8 років. Раціон живлення зрілих оселедців складається головним чином з пелагічних дрібних риб (хамса, шпрот) та в меншій мірі з ракоподібних. Вважається, що в Азовському і Чорному морях мешкають дві популяції оселедця - Донська та Дунайська. Популяція Дона зимує у східній частині моря від Кримського узбережжя до Батумі та Дунаю в західній частині моря [13] та вздовж узбережжя Туреччини [14]. Популяція Дунаю мігрує в річки Дунай, Дніпро та Дністер для нересту навесні. Вилов триває як на морі під час весняного міграційного періоду в Болгарії та Румунії, так і в період зимівлі в Туреччині та на західних річках Болгарією, Румунією та Україною.

Пелагічні риби, особливо дрібні форми, що живляться планктонними організмами є найбільш масовими в Чорному морі. Це надає їм провідну роль в чорноморському рибальстві. Головним цільовим видом рибного лову є європейський анчоус, хамса (*Engraulis encrasicolus*), вилов якого складав у різні роки до 75% від загального вилову всіх інших морських живих ресурсів. У Чорному морі існують дві різні популяції хамси: чорноморська та азовська хамса [15, 16]. Остання розмножується і нагулюється в Азовському морі та зимує уздовж Північного Кавказу та Кримського узбережжя.

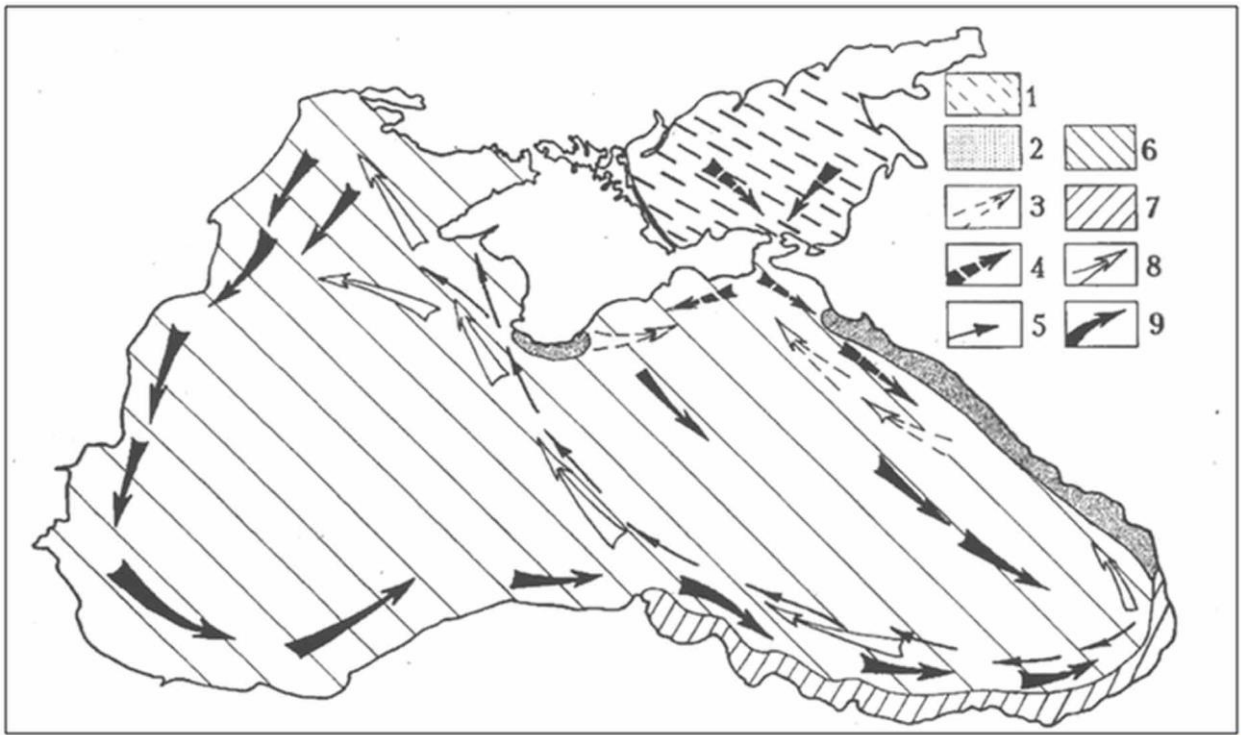


Рис. 2.4. Схема міграцій хамси: Азовська хамса: 1 - нерестова і нагульна область; 2 - зона зимівлі; 3 - весняні міграції; 4 - осінні міграції; 5 - періодичні міграції змішаної популяції; Чорноморська хамса: 6 - область нересту і нагулу; 7 - зона зимівлі; 8 - весняні міграції; 9 - осінні міграції

Хамса грає ключову роль у чорноморській мережі пелагічних трофічних ланцюгів як здобич багатьох хижаків, таких як оселедець, пеламіда, ставрида, китоподібні та інші. Крім того, хамса є важливим споживачем зоопланктону, особливо коли запас її сягає великих показників; таким чином виступаючи як хижак що до зоопланктону та конкурент інших організмів, що живляться планктоном [17]. Чорноморська хамса поширена по всьому Чорному морю. У жовтні-листопаді мігрує (рис. 2.4) до місць зимівлі вздовж Анатолійського та Кавказького узбережжя, до березня формуючи щільну концентрацію, що робить її предметом інтенсивного комерційного рибальства. В решту року хамса займає місця нересту та нагулу по всьому морю, переважно на шельфових зонах, включаючи північно-західну частину моря, як найбільший і продуктивніший шельф [18]. Хамса досягає зрілості через кілька місяців після нересту, що відбувається протягом літа в прибережних і шельфових водах. Ікра та

мальки зберігаються в прибережних районах, захищених від морських вод за допомогою термогалінових фронтів. Велика зона конвергенції, сформована на північно-західному та західному шельфах (основному районі нересту хамси) в зв'язку з притокою Дунаю, сприяє збереженню риби потомства. Хамсу виловлюють кустарним способом (прибережне рибальство, ставні неводи), а також у комерційних масштабах на місцях зимівлі (капшуківі неводи).

Шпрот – один з найбільш поширених і комерційно важливих видів пелагічних риб в Чорному морі, що також служить важливим джерелом їжі для хижих риб [19; 20; 21]. Він поширений по всьому Чорному морю, але його максимальна чисельність спостерігається в ПЗЧ та на шельфі [19]. Навесні шпрот мігрує до прибережних вод для нагулу. Влітку шпрот знаходиться нижче шару сезонного термокліну, утворюючи щільні агрегації біля дна протягом дня і у верхньому змішаному шарі протягом ночі [19].

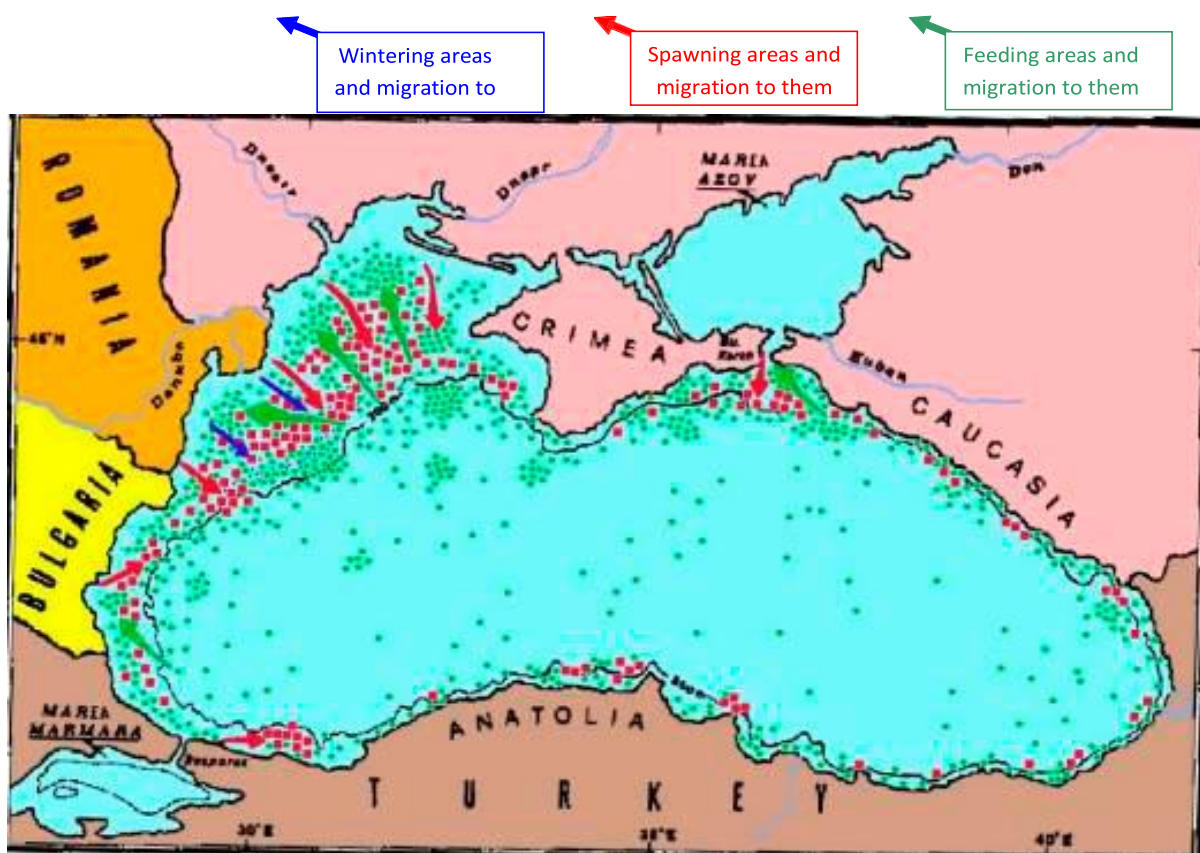


Рис. 2.5. Поширення і схема міграцій шпрота у Чорному морі

Шпрот досягає статевої зрілості на першому році життя і розмножується протягом усього року, проте пік нересту припадає на період листопад-березень. Інтенсивність нересту залежить від зимових гідрокліматичних умов та цвітіння планктону [22]. Тому репродуктивна ніша шпроту оптимально розподілена: ікра та личинки в основному зосереджені поблизу краю шельфа і у поверхневому однорідному шарі моря (20-50 м). Шпрот завжди був об'єктом як любительського, так і комерційного тралового промислу. Регулярні іхтіопланктонні зйомки проводилися колишнім СРСР у співпраці з Болгарією та Румунією з початку 1960-х до 1993 року [14, 15; 23]. Дані про вилов (найчастіше щомісячно) збираються країнами з початку 20-го століття. Розмірний та віковий склад популяції регулярно оцінюється на основі аналізу проб з комерційних уловів або з науково-дослідницьких зйомок. З 80-х рр. Моніторинг CPUE (Catch per unit effort - улов на зусилля) проводився для різних типів суден, флотів і передач [18]. Проте дослідження останніх років обмежені через недостатнє фінансування багатьох дослідницьких інститутах у причорноморському регіоні.

3 ІНДИКАТОРИ, ПОВ'ЯЗАНІ З БІОРІЗНОМАТТЯМ ТА ЗАПАСАМИ РИБ

3.1 Індикатори Дескриптору 1

Критерій 1.1. Поширення видів

- Просторовий розподіл (1.1.1)
- Особливості (паттерни) розподілу, якщо це доцільно (1.1.2)
- Район, населений видом (для сидячих / донних видів) (1.1.3)

Критерій 1.2. Чисельність популяції

- Чисельність популяції та / або біомаса, за потреби (1.2.1)

Критерій 1.3. Стан популяції

- Демографічні характеристики популяції (наприклад, розмірна або вікова структура, співвідношення статей, показники плодючості, виживання та смертності) (1.3.1)

- Генетична структура популяції, де це доцільно (1.3.2).

Оцінка на рівні оселищ

Для цілей Директиви 2008/56 / ЄС термін "оселище" застосовується як для абіотичних характеристик, так і для біоти. Обидва елементи розглядаються разом у значенні терміну біотоп. Для кожного району моря необхідно скласти перелік типів оселищ відповідно до MFSD, а саме:

- тип(и) оселищ, які домінують на морському дні та у водяній товщі із описом їх фізичних і хімічних характеристик, таких як глибина, режим водних температур, течії та інші рухи води, солоність, структура та склад нижнього шару морського дна;
- визначення та розміщення на карті спеціальних типів оселищ, особливо тих, які визнаються законодавством Співтовариства (Директиви «про оселища» і «про диких птахів») або міжнародними конвенціями та

вважаються такими, що становлять особливий інтерес для науки або біологічної різноманітності;

- оселища у зонах, які заслуговують особливого ставлення з огляду на їх характеристики, розміщення або стратегічну важливість. Мова може йти про зони, що піддаються надзвичайному чи особливому тиску або зони, які заслуговують особливого режиму захисту.

Також необхідно визначити оселища, що мають важливе значення для популяції (наприклад, місця нересту, нагулу, зимівлі, шляхи міграцій і т. ін.). Класифікація морських оселищ розробляється з врахуванням місць їх знаходження (наприклад, прибережні, шельфові та глибоководні). Існують три критерії оцінки оселищ за відповідними індикаторами - це їх поширення, розмір та стан. Оцінка стану оселищ здійснюється на базі комплексного дослідження пов'язаних угруповань і видів.

Критерій 1.4. Поширення оселищ

- Просторовий розподіл (1.4.1)
- Особливості (паттерни) розподілу (1.4.2)

Критерій 1.5. Розмір оселищ

- Площа оселищ (1.5.1)
- Об'єм оселищ, якщо це доцільно (1.5.2)

Критерій 1.6. Стан оселищ

- Стан типових видів та угруповань (1.6.1)
- Відносна чисельність та/або біомаса, якщо це доцільно (1.6.2)
- Фізичні, гідрологічні та хімічні умови (1.6.3).

Оцінка на екосистемному рівні

Критерій 1.7. Структура екосистеми

- Структурні характеристики та взаємозв'язки між компонентами екосистеми (оселищами та видами) (1.7.1).

Розгляд взаємозв'язків між структурними компонентами екосистеми є основою для аналізу екосистемних процесів з метою загальної оцінки стану довкілля. Дослідження інших аспектів функціонування екосистем, що

розглядаються в межах оцінки інших дескрипторів (наприклад, Дескриптори 4 та 6), також важливе для аналізу екосистемних процесів.

3.2 Індикатори Дескриптору 2

Критерій 2.1. Чисельність та характеристика стану немісцевих, зокрема інвазивних видів

- Тенденції змін чисельності та просторового розподілу в дикій природі немісцевих, особливо інвазивних видів, зокрема у районах підвищеного ризику, пов'язані з основними шляхами поширення таких видів (2.1.1)

Критерій 2.2. Вплив інвазивних видів на довкілля

- Співвідношення інвазивних та місцевих видів в деяких добре вивчених таксономічних групах (наприклад, риби, макроводорості, молюски), які дозволяють визначити ступінь зміни видового складу угруповань (наприклад, заміщення місцевих видів інвазивними) (2.2.1)

- Впливи інвазивних видів на видовому, оселищному та екосистемному рівнях (2.2.2).

3.3 Індикатори Дескриптору 3

Критерій 3.1. Рівень впливу рибальства

Первинний індикатор

- Промислова смертність (F) (3.1.1).

Досягнення чи збереження доброго екологічного стану вимагає, щоб значення F дорівнювали або були нижчими, ніж рівень промислової смертності (FMSY) при максимально припустимому вилові (MSY).

Це означає, що при багатоцільовому промислі (одночасному вилученні декількох видів), використання деяких запасів має бути

встановлено на більш низькому рівні ніж F_{MSY} , щоб не заважати експлуатації інших видів.

Виллов приймається як усі види вилучення з запасу, включаючи викиди (discards) та невраховану частку виллову. Значення F розраховуються з відповідних аналітичних оцінок за показниками віку та довжини, що базуються на аналізі виллову. Якщо знання про динаміку чисельності популяції не дозволяють проводити оцінку на базі моделювання, для оцінювання F можуть бути використані історичні данні промислової статистики, або наявна

Вторинний індикатор (якщо даних для аналітичних оцінок, з яких розраховується значення F , недостатньо)

- Співвідношення показників виллову та біомаси (3.1.2).

Для визначення F_{MSY} використовується аналіз історичних даних у поєднанні з іншою інформацією. Як альтернатива співвідношенню виллов/біомаса, вторинні показники можуть бути розроблені на підставі інших прийнятних даних щодо промислової смертності.

Критерій 3.2. Репродуктивна здатність запасу

Первинний індикатор

Біомаса нерестового запасу (SSB) (3.2.1).

Цей показник розраховується з відповідних аналітичних оцінок, заснованих на аналізі виллову за показниками віку та/або довжини.

Повна репродуктивна здатність запасу (SSB_{MSY}) відображає таку біомасу нерестових запасів, що забезпечує досягнення максимально припустимого виллову (MSY), при смертності від рибальства на рівні F_{MSY} . Спостережуване значення SSB відповідає критерію, якщо дорівнює або перевищує значення SSB_{MSY} .

Там, де аналітичні моделі не дозволяють оцінити значення для SSB_{MSY} , використовується показник $SSB_{ра}$, що є мінімальним значенням SSB , для котрого існує велика ймовірність того, що запас може самопоповнюватися в існуючих умовах його експлуатації.

Вторинний індикатор

- Індекс біомаси (3.2.2).

Індекс біомаси використовується, якщо можуть бути отримані дані щодо частки популяції найстаріших вікових груп. Цей показник використовується, коли дослідження може визначити високий рівень ймовірності самопоповнення запасу в умовах його експлуатації.

Критерій 3.3. Розподіл за віком та довжиною

Первинні індикатори

Здорові запаси характеризуються високою часткою великих і старих риб. До індикаторів, що пов'язані з відносною кількістю великих риб, відносяться наступні:

- частка риби, розмір якої перевищує середній розмір особин у віці статевого дозрівання (3.3.1)

- середня максимальна довжина всіх спостережених видів (3.3.2)

- 95% інтервал розподілу довжини спостережених риб (3.3.3)

Вторинний індикатор

- Розмір риби у віці статевого дозрівання, який може відображати небажані генетичні наслідки експлуатації (3.3.4).

Для двох наборів індикаторів (частка старої риби та розмір при статевому дозріванні) є необхідним дослідження ймовірності, що внутрішня генетична різноманітність запасу не підривається.

3.4 Індикатори Дескриптору 4:

Критерій 4.1. Продуктивність ключових видів або груп в трофічних мережах

Індикатори застосовують для визначення енергетичних потоків у трофічних мережах для оцінки ефективності основних процесів в ланках хижак-жертва, що відображає довгострокову життєздатність компонентів трофічного ланцюга.

- продуктивність видів, що знаходяться на вершині трофічної мережі (4.1.1).

Критерій 4.2. Частка ключових видів на вершині трофічної мережі

Для визначення структури трофічних мереж, розмірів та кількості їх складових, необхідно оцінити частку видів вищого трофічного рівні. Використовуються данні з моніторингових досліджень риб, зокрема щодо риб, які мають великий розмір/вагу.

- велика риба (за вагою) (4.2.1).

Критерій 4.3. Чисельність/розподіл ключових груп/видів в трофічних мережах

- тренди динаміки чисельності окремих функціонально важливих груп/видів (4.3.1).

Необхідно оцінити динаміку популяцій, що потенційно впливають на структуру трофічної мережі. Для цього використовуються наступні об'єкти трофічних мереж:

- групи з короткими життєвими циклами (наприклад, фітопланктон, зоопланктон, жетелілі, двостулкові молюски, короткоживучі пелагічні риби), які швидко реагують на зміни екосистеми;

- групи/види, на які прямо (наприклад, рибальство) або опосередковано (зокрема, прилов) впливає діяльність людини;

- об'єкти, що визначають угруповання / види;

- групи/види верхньої частини трофічної мережі;

- анадромні та катадромні мігруючі види;

- групи/види, які тісно пов'язані з певними групами/видами іншого трофічного рівню.

4 МЕТОДИ ВИЗНАЧЕННЯ (ОЦІНКИ) ІНДИКАТОРІВ СТАНУ ПОПУЛЯЦІЙ РИБ

4.1 Концепція запасу

Визначення індикаторів щодо стану популяцій риб, що експлуатуються, базується на отриманні інформації від рибальства. Коли описується динаміка таких ресурсів, вводиться поняття «запас».

Під «запасом» ми розуміємо субпопуляцію одного виду, що має подібні параметри росту і смертності та обмежена географічно. Для видів із слабкою міграційною поведінкою (в основному демерсальні види) простіше ідентифікувати запас, ніж для широко мігруючих видів. До цього визначення варто додати, що запас є дискретної групою тварин, що демонструють деякий ступінь схрещування з сусідніми групами. Одна з основних властивих характеристик - це сталість параметрів росту і смертності в розподілі запасу, за допомогою якої його можна оцінити.

Оцінка запасу розпочинається для всієї площі поширення виду, до тих пір, поки не виникнуть передумови відмежувати запас в конкретному районі. Визначення розподілу запасу - це комплексне завдання, яке вимагає багаторічного збору даних і їх аналізу.

Концепція запасу тісно пов'язана з концепцією параметрів росту і смертності. «Параметри росту» - чисельна характеристика в рівнянні, за допомогою якого ми можемо передбачити розмір тіла риби, коли вона досягає певного віку. «Параметри смертності» відображають рівень загибелі тварин, тобто кількість смертей в одиницю часу.

Невід'ємною характеристикою запасу є сталість параметрів росту і смертності протягом усього його ареалу.

Повинні досліджуватися райони нересту запасу, параметри росту і смертності, а також морфологічні та генетичні характеристики.

Для оцінки рибного запасу необхідним є вирішення наступних завдань:

аналіз доступних даних;
створення бази даних;
короткострокове і довгострокове прогнозування продукції і біомаси;
визначення довгострокових біологічних орієнтирів;
оцінка короткострокових і довгострокових впливів на продукцію і біомасу в різних стратегіях промислу.

В оцінці запасу використовуються наступні інструменти:

аналіз промислової статистики: загальні та окремі для кожного ресурсу улови, улов на зусилля, промислове зусилля (кількість виходів, днів, тралень, промислових годин і ін.), а також характеристики використовуваного знаряддя лову;

збір інформації щодо типів флотільних операцій і їх знарядь лову та ін.;

відбір біологічних проб в місцях вивантаження;

відбір біологічних проб (і інформація про риболовні операції) на борту промислових суден;

відбір біологічних проб на борту науково-дослідних суден;

аналіз даних для оцінки запасу.

Таким чином, процес оцінки запасу складається із серії заходів щодо збору даних, моделювання і аналізу, а також розробки потенційних заходів з управління та невиснажливого використання ресурсів, заснованих на результатах, отриманих з оцінки запасів.

4.2 Методи збору первинної інформації для оцінки запасу

4.2.1 Відбір проб з уловів

Для вивчення популяцій риб використовується випадковий метод, де проба являє собою частину цілої популяції, яка може надати достатню інформацію для її характеристики.

Було встановлено, що проба, узята для вивчення біологічних параметрів повинна складатися з 200 особин (для дрібних пелагічних видів: шпрот, хамса, ставрида). Для великих пелагічних видів кількість особин в пробі залежить від обставин (наприклад, розмір улову).

Збір матеріалу для визначення частотного розподілу довжини. Аналіз проб включає в себе: підрахунок, біометрію (вимірювання), зважування, відбір отоцитів для визначення віку, визначення статі і стадії зрілості гонад.

Характеристики, отримані шляхом біометричних вимірювань - це: пластичні характеристики (довжина, маса, вгодованість) та мерістичні (промені, луска, зяброві шипи).

В рамках цього аналізу важливими елементами, необхідними для обчислення параметрів росту є:

- структура за розмірними і віковими класами;
- вага за розмірним і віковими класами;
- співвідношення статей.

У промислових біологічних дослідженнях до найбільш використовуваних методів належить вимір лінійних параметрів риби або її окремих частин. Серед чисельних проведених спостережень найбільш простим є вимір загальної довжини. Інші параметри пов'язані із загальною довжиною, наприклад, маса і вік, таким чином, кожен з них може визначатися з довжини. Вимірювання для визначення частотного розподілу довжини в популяції риб використовуються для визначення їх запасу.

У науково-дослідних рибогосподарських організаціях України довжина пелагічних риб (шпрот, хамса та ставрида) вимірюється по Сміту - від вершини риля (при закритому роті) до кінця середніх променів хвостового плавця (розвилка хвостового плавця) (FL, мм), у демерсальних риб вимірюють стандартну довжину - до початку середніх променів хвостового плавця (SL, мм). У червоного моллюска рапани вимірюють абсолютну довжину - максимальну висоту раковини (L, мм). Результати

вимірювань групують і відносять до класу варіаційного ряду з інтервалами довжини в:

- 5 мм типу 51-55 мм, 56-60 мм, 61-65 мм і т.д. (шпрот, хамса, ставрида та рапана);

- 10 мм типу 51-60 мм, 61-70 мм, 71-80 мм і т.д. (мерланг, барабуля);

- 20 мм типу 161-180 мм, 181-200 мм, 201-220 мм і т.д. (оселедець, кефалі);

- 5 см типу 31-35 см, 36-40 см, 41-45 см (калкан, катран та скати).

У формі варіаційних рядів довжини зберігаються історичні дані про розмірний склад риб, будь то іхтіологічні журнали або бази даних на електронних носіях.

В Болгарії, Румунії та Турції у всіх видів риб вимірюють абсолютну довжину (TL) - від вершини риля до вертикалі кінця найдовшої лопаті хвостового плавця при горизонтальному положенні риби.

Вік пелагічних риб, мерланга і калкана визнають по отолітам [24], барабулі, оселедця, кефалі - по лусці, катрана - по річним кільцям на колючці другого спинного плавця або вимірюванням ширини біля основи колючки, рапани - шляхом підрахунку вертикальних міток (нерестових міток) на раковині [25, 26]. Лабораторна обробка включає визначення віку калкана бінокулярним мікроскопом зі збільшенням $\times 10$, в відбитому світлі. Отоліти (статоліти) знаходяться в середньому вусі риби і є органом рівноваги. За допомогою підрахунків кілець на отолітах легко встановити сезонні і річні прирости риб. Отоліти у калкана порівняно великі і мають так звані «непрозорі» і «гіалінові» зони (темні і світлі кільця). Кожна пара таких зон є щорічним приростом (1-1+ вік років).

При наявності масових промірів довжини для визначення вікового складу можуть застосовуватися розмірно-вікові ключі, які відображують залежність відносного змісту риб різних вікових класів, що зустрічаються в уловах, від довжини.

Для найбільш важливих промислових видів риб, наприклад шпрота, віковий склад уловів визначається для кожного місяця. Місячні варіаційні ряди довжини потім усереднюються і перетворюються в річні. При цьому вони зважуються за місячним промисловим виловом.

Оцінка запасів шляхом наукових зйомок необхідна на всіх етапах розвитку рибальства, але потреби в точності різні. Практична перевага таких оцінок в тому, що рекомендації можуть бути представлені відразу ж після завершення зйомки, таким чином, вирішується питання своєчасності. В цілому, вони можуть бути використані поряд з існуючими методами оцінки запасів риб, для перехресної перевірки результатів і / або для внесення більшого обсягу біологічних знань, а також для підвищення надійності висновків.

4.2.2 Зйомки для оцінки запасів демерсальних та анадромних видів риб

Площаний метод (swept area method) заснований на дослідженні уловів на одиницю площі в тралових зйомках. Широко застосовується як прямий метод для оцінки запасів донних риб, коли потрібно знати тільки індекс чисельності.. З розрахованої щільності риби (вага риби, вилученої тралом з протраленої площі), оцінюється біомаса в морі, з якої отримують значення MSY . Цей метод є досить неточним і прогнозує тільки порядок величини MSY . Основна суть методу полягає в тому, що тралові розпірні дошки розташовані на певну відстань, таким чином ширина протраленої по морському дну полоси є фіксованою. Площа морського дна, пройдена за одне тралення, є основною одиницею виміру, вона розраховується як довжина полоси помножена на ширину трала, так звана «протралена площа» (площа траління) або «ефективно протралена полоса». Такі протралені поля формуються в сектора побільше, - так звані страти, з географічними кордонами і межами по глибині. Досліджувана площа ділиться на 4 страти

за параметром глибини - Страта 1 (15 - 35 м), Страта 2 (35 - 50 м), Страта 3 (50 - 75 м) і Страта 4 (75 - 100 м).

Слід зазначити, що площаний метод не є безпечним для морських донних біоценозів, вкрай вразливих середовищ існування, та наразі в Україні діє заборона на донні траління, зокрема у п. 16.5. Правил промислового рибальства в басейні Чорного моря забороняється «виконувати траління різноглибинним тралом без використання приладів контролю горизонтального ходу трала, а також із доторканням розпірних дошок до ґрунту [6].

Для оцінки біомаси використовується улов на одиницю площі (СРУА). Оцінку проводять шляхом ділення улову на досліджену площу (в квадратних милях або квадратних кілометрах). Ця оцінка залежить від того, наскільки точно оцінена охоплена область.

Площаний метод придатний для зйомок анадромних і демерсальних видів риб, таких як осетрові, мерланг, скати, катран, камбала-калкан і барабуля.

Площа траління вираховується наступним чином:

$$(1) \quad \begin{aligned} a &= D * hr * X2 \\ D &= V * t \end{aligned} \quad (4.1)$$

де a – площа траління, V – швидкість траління, $hr * X2$ – відстань між дошками, t – тривалість траління (h), D – протралена відстань по морському дну;

$$D = 60 * \sqrt{(Lat_1 - Lat_2)^2 + (Lon_2 - Lon_1) * \cos(0.5 * (Lat_1 + Lat_2))} \quad (4.2)$$

$$D = \sqrt{VS^2 + CS^2 + 2 * VS * CS * \cos(dirV - dirC)} \quad (4.3)$$

де VS - це швидкість судна, CS - поточна швидкість (в вузлах), $dirV$ - курс судна (в градусах) и $dirC$ – справжній курс (в градусах).

Біомаса запасу обчислюється, використовуючи улов на одиницю площі, як частку улову за одиницю зусилля на акваторії, що протралена:

$$\left(\frac{C_{w/t}}{a/t}\right) = C_{w/a} \text{ kg/sq.km} \quad (4.4)$$

де $C_{w/t}$ – улов за одиницю зусилля, a/t – площа траління (км^2) за одиницю часу;

Біомасу запасів даних видів на кожній країні можна розрахувати наступним чином:

$$B = (\overline{C_{w/a}}) * A \quad (4.5)$$

де $\overline{C_{w/a}}$ - середнє СРУА (улов на одиницю площі) для загального числа тралінь в кожній страті, A - площа страти.

Загальна площа досліджуваного району дорівнює сумі площ кожної страти:

$$A = A1 + A2 + A3 \quad (4.6)$$

Середній зважений улов на всій морській акваторії обчислюється наступним чином:

$$\overline{Ca}(A) = Ca1 * A1 + Ca2 * A2 + Ca3 * A3 / A \quad (4.7)$$

де $Ca1$ - улов на одиницю площі в страті 1, $A1$ – площа страти 1, і т.д., A - загальна площа.

Таким чином, загальна біомаса запасу для всій акваторії дорівнює:

$$B = \overline{Ca}(A) * A \quad (4.8)$$

де $\overline{Ca}(A)$ - середній зважений улов на всій досліджуваній акваторії, A – загальна площа досліджуваної акваторії.

Тривалість траління пропорційна пройденій відстані, тому вона не має прямого впливу на улов на одиницю площі. Однак уловістость різних видів може варіювати в залежності від тривалості траління, так як деякі види при впливі рухаючогося трала швидко втомлюються і уловлюються, а інші можуть довго йти перед тралом і в підсумку не ловляться. Тому важливо стандартизувати тривалість тралення, щоб отримати порівнянні результати різних тралень. Для дослідження залежності уловістости від тривалості траління можна провести паралельні траління різної тривалості.

4.2.3. Оцінка запасів пелагічних видів риби за допомогою гідроакустичних зйомок

Одним із загальноновизнаних і ефективних методів для оцінки запасів пелагічних риби є акустичний метод, при використанні якого за порівняно короткий час покриваються великі площі акваторій. Тралові зйомки не завжди забезпечують необхідну точність кількісної оцінки рибних ресурсів. Результат кількісної оцінки риби за даними тралової зйомки в значній мірі залежить від точності даних про селективність і уловистість знарядь лову. Часто варіації цих параметрів сильно відрізняються для різних видів риби. Крім того, результати тралінгів в значній мірі залежать від досвіду і вміння судноводія і команди. Ще одним недоліком даного методу є те, що дані мають переривчастий характер, оскільки відстані між траловими станціями значно більші, ніж дистанції тралінгів. Істотною перевагою гідроакустичних зйомок, в порівнянні з траловими, є можливість досліджень у всій товщі води, а не виключно в зоні, що обловлюється тралом. Але для кількісної оцінки біомаси риби одних тільки гідроакустичних спостережень недостатньо, так як цей метод не завжди дозволяє з високою точністю розпізнавати рибу за видами і розмірним групам, тому контрольні тралення все ж необхідні. Але в цьому випадку кількість контрольних тралінгів істотно менше, ніж при виконанні тралових зйомок.

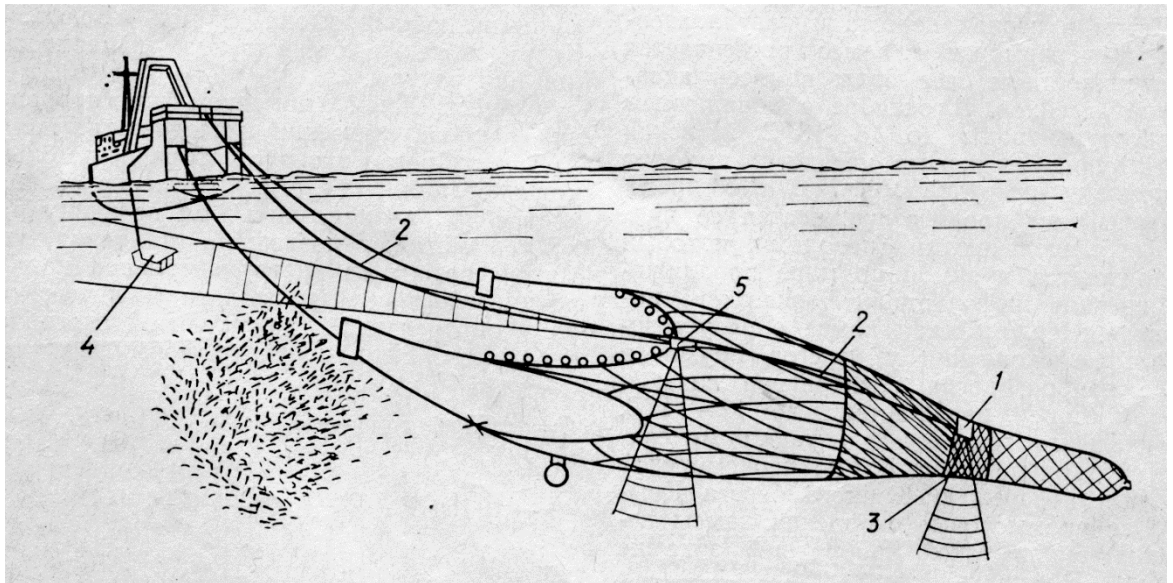


Рис. 4.1 Схема визначення відображувальної здатності хамси (сили цілі) за допомогою тралового зонда: 1 - вібратор тралового зонду; 2 - кабель-трос зонду; 3 – вставка з малим діаметром вічка; 4 - приймач тралового зонда; 5 -траловий зонд.

Акустичний метод базується на застосуванні особливого пристрою - ехоінтегратора, який об'єднує сигнали ехолота, що відображені від скупчення риб. Підводні акустичні системи, що використовуються в риболовстві, складаються з ехолота та приймача (або перетворювача) (рис. 4.1). Ехолот продукує електричні імпульси, обробляє сигнали, що повертаються та передає дані на комп'ютери. Приймач перетворює електричні імпульси на звукові хвилі, а потім знов перетворює відображений звук від об'єкту в товщі води до електричного імпульсу. Приймач встановлюється на корпус судна або в буксирувальний пристрій для збору даних безпосередньо під кораблем, коли судно проходить вздовж трансект. Для оцінки запасів дрібних пелагічних риб може застосовуватися різне обладнання зі спеціальними характеристиками. Для гідроакустичної зйомки слід використовувати ехолот з розщепленим променем. При цьому повинні бути відомі: кути променю - поперечний та поздовжній (в градусах), частота імпульсів. Частота при обліковій зйомці повинна бути 38 кГц, хоча 120 і/або 200 кГц можуть застосовуватися як додаткові частоти, в

залежності від характеристик дослідного судна. Тривалість імпульсу повинна бути 0,5 або 1 мс в залежності від технічних особливостей кожного конкретного ехолота. Поріг для забезпечення сумісності даних повинен бути 80 дБ, хоча для проведення оцінок поріг слід встановлювати в межах 70 - 60 дБ, в залежності від умов зйомки. Оскільки в якості основного завдання при цьому повинна вирішуватися проблема відділення риб від планктону, поріг при вимірах в зйомці повинен встановлюватися в межах 70 - 60 дБ, в залежності від: а) рівня шуму (60 дБ, якщо шуми на високому рівні), б) особливостей кожного району з урахуванням структури косяків і щільності планктону (60 дБ, якщо планктон формує щільні шари, але в разі якщо в районі переважають дрібні зграї риб, необхідний поріг 70 дБ); в) характеристик ехолота; д) часу доби коли проводиться гідроакустичний облік. Протягом зйомки повинно бути проведено щонайменше одне калібрування ехолота [27].

Планування зйомки. При плануванні акустичної зйомки слід брати до уваги характер просторового розподілу дрібних пелагічних риб в кожному районі. А також особливості топографії даного району. Галси зйомки слід розташовувати перпендикулярно напрямками максимального градієнта щільності риби в скупченнях, які в свою чергу найчастіше пов'язані з градієнтами зміни глибини - відповідно ці галси зазвичай розташовують перпендикулярно берегової лінії і ізобатам. Проміжні галси слід розташовувати, виходячи з необхідності мінімізації коефіцієнта варіації акустичних оцінок для основних об'єктів зйомки, а також з урахуванням загального часу відведеного на зйомку. У випадках, коли топографія району складніша, наприклад, при роботі в напівзакритих затоках, галси можуть розташовуватися і по-іншому [28].

Обробка включає відсіювання даних, отриманих в півметровому шарі, відображеному від дна і в десятиметровому - від поверхні, усунення акустичних і електричних шумів, і візуальну ідентифікацію скупчень риб. Значення коефіцієнтів зворотного розсіювання (S_v) інтегруються і

усереднюються для всієї товщі води і на 1 морську милю. Видовий склад і розподіл довжини визначаються як середньозважені величини від всіх даних, отриманих з облікових тралінь. З цих даних разом з отриманими від ехолоту розраховується середній ефективний переріз розсіювання акустичних хвиль (σ), згідно з співвідношенням сили цілі (target strength - TS) та довжини тіла риби. Сила цілі або акустичний розмір є мірою площі цілі гідролокатора. Зазвичай визначається як кількість децибел. Для риби розмір цілі залежить від довжини риби, наприклад, риба розміром 5 см може мати силу цілі близько -50 дБ [29]. В літературі маються наявні дані залежностей TS та довжини для різних груп риби, наприклад: оселедцеві $TS = 20 \log L$ (см) - 71,2 [30], тріскові $TS = 20 \log L$ (см) - 67,4 [31].

Загальна чисельність риби (N) розраховується як добуток коефіцієнта розсіювання і площі полігону, поділений на відповідний середній переріз. Залежно від середнього складу улову загальну чисельність поділяють за видами.

4.2.4 Оцінка нерестового запасу за допомогою іхтіопланктонних зйомок

Оцінки запасів біомаси дрібних пелагічних риби в північно-західній частині Чорного моря утруднені, тому що ці види мігрують туди навесні для нагулу і нересту, а восени повертаються назад до місць зимівлі. Таким чином, ці види є рухливими, а в літній період нересту вони сильно розсереджені і займають досить великі площі, як показують спостереження за рибою і гідроакустичні зйомки. З цих причин, а також через те, що улови в цій області є незначними в порівнянні з південно-східною частиною, де популяції цих видів риби формують в листопаді-березні щільні зимувальні скупчення, придатні для інтенсивного промислового рибальства, найбільш придатним для проведення оцінок нерестової біомаси вважається метод, заснований на іхтіопланктонних зйомках.

Наразі розроблені різні методи оцінки нерестової біомаси риб (SSB) за допомогою іхтіопланктонних зйомок. Основна ідея полягає в тому, що біомаса запасів риб може бути оцінена за чисельністю їх потомства [32]. Вибір відповідного методу для оцінки біомаси залежить від багатьох факторів, включаючи особливості нересту, щорічну плодючість, рівень необхідної точності, вартість і доступність іншої інформації. Оцінки продукції ікри або мальків в деяких випадках є неточними, тому що збір необхідної кількості проб є занадто витратним.

Для іхтіопланктонних зйомок використовують спеціальне знаряддя лову – сітку Бонго (рис. 4.2). Розмір вічка сітки колектора Бонго становить 0,333 мм. На кожній станції зйомки судно, рухаючись по циркуляції, виконує облови шару води від 0 до 25 м (для риб, що нерестують влітку) або від 0 до 100 м (для риб, що нерестують взимку).

Іхтіопланктонні проби беруться методом косою облову при постійній швидкості судна (2,5 уз), величиною кута і швидкості вибирання. Проби планктону відразу фіксуються в буферному 5% розчині формаліну. У лабораторних умовах вони піддаються подальшій обробці, ікра та личинки риб упорядковуються і визначаються до виду, а також визначаються стадії їх розвитку. Іхтіопланктонні дані кожного планктонного облову узагальнюються і стандартизуються за кількістю яєць і личинок на 1 м² поверхні моря. Продукція ікри оцінюється площаним методом. Коефіцієнт уловистості приймається за 1.

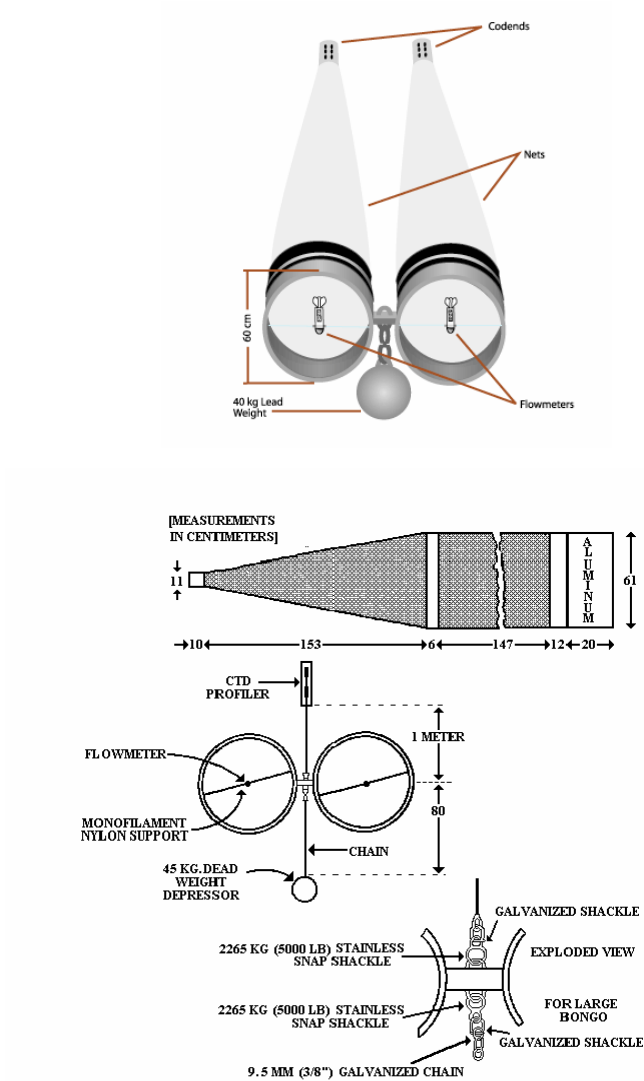


Рис. 4.2. Сітка (колектор) Бонго [33]. Вимірювач швидкості потоку встановлений в центрі гирла; знімний блок свинцю вагою 40-45 кг прикріплений до центрального стрижня на рамі (А). Схема колектору Бонго з відповідними розмірами (В).

На підставі даних про улов на одиницю площі на кожній станції весь район зйомки розбивається на ділянки з близькими значеннями. Далі визначається середній улов для кожної ділянки i , виходячи з його площі, на ньому розраховується сумарна кількість ікринок. Після цього кількість оцінюється ікринок відносно всього району зйомки.

Метод Сетта-Альстрема

Метод Сетта-Альстрема заснований на іхтіопланктонних зйомках, що охоплюють всю зону нересту і весь його період. Він розроблений, щоб забезпечити пряму оцінку нерестових запасів.

Біомаса нерестового запасу (В) визначається за формулою:

$$B = P \cdot m / F \cdot n,$$

де Р - кількість ікринок, викинута під час періоду розмноження,

m - середня вага особини, що нерестує,

F - середня індивідуальна плодючість,

n- співвідношення статей.

Кількість ікринок, викинута під час нерестового періоду, визначається за рівнянням:

$$P = (P'_1 \cdot t_1 + P'_2 \cdot t_2 + P'_3 \cdot t_3) / t',$$

де Р'₁, Р'₂, Р'₃ – загальна продукція ікринок під час кожної зі зйомок (за умови, що денна продукція ікринок, яка визначається з урахуванням показників смертності, залишається незмінною протягом зйомок і половини інтервалів між суміжними зйомками),

t₁, t₂, t₃ – тривалість зйомок плюс половина інтервалу між зйомками (число днів перед початком або кінцем періоду нересту),

t' – тривалість дозрівання

Метод Паркера

Метод Паркера заснований на даних однієї (разової) іхтіопланктонної зйомки, отже, він менш витратний, ніж метод Сетта-Альстрема. Метод Паркера оцінює біомасу нерестових запасів в районі іхтіопланктонної зйомки.

Біомаса нерестового запасу (В) оцінюється за формулою:

$$B = P/a \cdot b \cdot c,$$

де Р - добова продукція ікри (24 години) в зйомці,

a - відносна порційна плодючість (кількість викинутих ікринок на тонну),

b- відсоток самок, що нерестують щоденно,

c - відсоток самок в нерестових скупченнях.

P обчислюється із використання даних підрахунку ікринок на різних стадіях їх розвитку (з іхтіопланктонних зйомок), обчислюються тривалість дозрівання ікри і показники смертності ікринок протягом їх переходу від I до II, від II до III і від III до IV стадій розвитку. a, b, c визначаються за фактичними даними зйомок.

Метод щоденної продукції ікри (DEPM) проводиться на основі іхтіопланктонних досліджень для оцінки SSB зграйних пелагічних риб. Такий метод можна застосовувати до видів з невизначеною річною плодючістю, що порційно нерестяться. Крім оцінки біомаси, застосування DEPM передбачає вивчення регіональної динаміки важливих біологічних параметрів риб, що може сприяти більш повному розумінню їх репродуктивної біології, зокрема, коли такі параметри можуть бути співставлені між видами і запасами, або місцеперебуванням і сезоном [34, 35].

Терміни зйомки визначаються відповідно до оптимальних умов для кожної географічної зони. Для видів, що нерестують взимку (шпрот), зйомки плануються на грудень-лютий-березень, для теплолюбних (хамса, ставрида, луфарь) - на червень-липень-серпень. Для видів, що нерестують взимку, ікра і личинки відбираються з усієї товщі води, для теплолюбних - з шару над термоклинном. Необхідно проводити дві зйомки на рік для визначення рівня відтворення основних пелагічних видів: одну в квітні-травні, для спостереження за ходом розвитку і загибелі ікри в холодний сезон, і другу наприкінці літа (серпень-вересень-жовтень), для якісного і кількісного обліку молоді після нересту теплолюбних видів.

Загальні рекомендації. Кращий метод для оцінки запасів демерсальних видів: мерланга, катрана і калкана - площаний, з використанням донного трала. Для рапани, анадари і мідій, цей же метод повинен використовуватися за допомогою драг.

Акустичні зйомки - один з кращих методів для дрібних пелагічних видів, але він дуже залежний від часу, що пов'язано з міграціями цільових видів і безліччю впливів з боку навколишнього середовища. Він повинен застосовуватися спільно хоча б з одним з наступних методів оцінки запасу: VPA або когортний метод, або іхтіопланктонні зйомки.

Чорноморським країнам слід гармонізувати масиви даних, відбір проб і реєстрацію уловів, а також методи оцінки запасу, особливо за спільними видами, які видобувається в їх територіальних водах.

Дуже важлива наявність мережі баз даних, щоб ділитися даними і досвідом, отриманими в результаті проведених досліджень.

Для великомасштабних видів рибного промислу тобто промислу хамси, шпрота, повинні проводитися спільні дослідницькі зйомки.

Дуже важлива загальна узгодженість у проведенні моніторингових досліджень, оцінці рибпромислових показників (тобто, чисельність личинок і ікри, CPUE, рівні смертності і т.д.).

Повинна ефективно здійснюватися робота інспектуючих і контролюючих організацій в портах, на ринках і в морі.

4.3 Математичні методи обробки та аналізу даних

В залежності від наявних первинних даних використовують різні математичні методи аналізу, включаючи методи математичного моделювання.

Для аналізу історичних даних щодо запасів, довгострокових і короткострокових прогнозувань при різних умовах (сценаріях) потребується наявність такої інформації, зібраної протягом декількох років:

біологічний розподіл уловів за видами, довжиною, віком і т.д.;

комерційні улови;

улов на зусилля;

дані, отримані з науково-дослідних рейсів - розподіл запасу за районами, довжиною, віком і т.д.

Характеристика промислу складається з трьох основних елементів:

Вхідні дані (рибальське зусилля, тобто кількість днів промислу);

Вихідні дані (улови);

Обробка, яка пов'язана вхідними та вихідними даними (біологічна обробка й рибальські операції).

Модель - це спрощений опис зв'язку вхідних і вихідних даних. Вона побудована на основі даних спостережень та іншої наявної інформації, наприклад, рибальського зусилля і уловів.

Для оцінки запасів використовуються два типи моделей: холістичні та аналітичні. Більш простіші холістичні моделі користуються меншою кількістю популяційних параметрів, ніж аналітичні. До того ж, в них запас розглядається як гомогенна біомаса, не береться до уваги, наприклад, вікова або розмірна структура запасу. Аналітичні моделі базуються на більш деталізованому описі запасу і вони є більш вимогливими у сенсі якості та кількості вхідних даних. Таким чином, вони розглядаються як моделі, що дають більш надійні прогнози.

4.3.1 Аналітичні моделі, що використовуються для оцінки запасів

Особливістю аналітичних моделей для популяцій риб, що експлуатуються, є поділ в них процесів поповнення, росту і смертності. Такі моделі структуруються або за віком, або за довжиною риб.

Оцінка параметрів рівнянь росту

В аналітичних моделях для оцінки запасів необхідно знати функцію зв'язку маси і довжини, а також залежність довжини від віку і маси від віку.

При цьому мається на увазі популяційний ріст. Функція зв'язку маси (W) і довжини (l) зазвичай описується рівнянням:

$$W = Al^B \quad (4.9)$$

Якщо $B \neq 3$ то це рівняння алометричного росту, якщо $B = 3$, воно описує ізометричний ріст. Метод розрахунку безрозмірних параметрів A і B складається в логарифмуванні рівняння:

$$\lg W = \lg A + B \lg l \quad (4.10)$$

члени якого ($\lg A$ і B) знаходять методом найменших квадратів. Вхідними даними найчастіше є середні маси особин за класами варіаційних рядів довжини.

Для формалізації залежності довжини від віку і маси від віку найчастіше використовується рівняння Берталанффі. Для залежності «довжина-вік» воно має вигляд:

$$L_t = L_\infty \left\{ 1 - \exp[-k(t - t_0)] \right\}. \quad (4.11)$$

Оцінка параметрів рівняння Берталанффі проводиться за методикою Хоендорфа (Hohendorf, 1966) шляхом побудови лінійної регресії L_{t+1} по L_t . Вхідними даними служать середні значення довжини за віковими групами. При розрахунках параметрів рівняння Берталанффі для залежності «маса-вік» L_t замінюється на $\sqrt[3]{W_t}$, а L_∞ замінюється на $\sqrt[3]{W_\infty}$.

Методи оцінки коефіцієнтів смертності

В теорії динаміки чисельності прийнято вважати, що смертність (загальна смертність) складається з двох компонентів - промислової смертності та природної смертності (тобто від смертності від будь-яких причин, не пов'язаних з промислом). Найчастіше використовується два типи коефіцієнтів смертності: миттєві коефіцієнти (instantaneous rates, or coefficients) - Z , M і F), які характеризують відносну швидкість смертності та коефіцієнти втрат (coefficients of diminution), що представляють собою частку особин, які померли протягом року від числа живих на початку року

(ϕ , ϕM і ϕF). Коефіцієнти втрат вживаються значно рідше, ніж миттєві коефіцієнти.

До всіх аналітичних методів і моделей, що використовуються для оцінки запасів риби, включено коефіцієнти природної смертності та промислової смертності. Однак в моделях значення природної смертності майже завжди задаються (за попередніми спеціальними оцінками), а коефіцієнти промислової смертності обчислюються, зазвичай з аналізу промислово-біологічних даних.

Частина способів оцінки природної смертності зводиться до обчислення загальної смертності. У тих випадках, коли оцінки загальної смертності проводяться за матеріалами, зібраними в період слабкої експлуатації запасів ($F \rightarrow 0$, запас близький до «незайманому»), вони розглядалися як оцінки природної смертності ($Z = M$). В таких випадках можуть бути використані наступні методи:

Метод Бівертона-Холта (1958)

$$M = Z = (L_{\infty} - l_{av})K / (l_{av} - l'), \quad (4.12)$$

де l' - довжина особини найменшою розмірної групи;

l_{av} - середня довжина виловлених особин;

L_{∞} , K - параметри рівняння Берталанффі.

При використанні цього методу визначення l_{av} виробляється для об'єднаних варіаційних рядів довжини, що відносяться до «незайманого» періоду. Обов'язковою умовою є збір проб одним і тим же знаряддям лову, бажано з низькою селективністю (наприклад, трали з вічком 6,5 мм).

Метод Чепмена-Робсона (1960, 1961)

$$M = Z = \ln(1 + t_{av} - 1/n) - \ln t_{av}, \quad (4.13)$$

де t_{av} - умовний середній вік в уловах, тобто $t = 0$ присвоюється наймолодшій віковій групі, повністю представлений у пробі;

n - число риб у віковій пробі.

Обов'язковою умовою також є збір вікової проби одним і тим же знаряддям лову, бажано з низькою селективністю (наприклад, трали з вічком 6,5 мм).

Метод Галланда (Gulland, 1969)

$$M = Z = \ln C_{i,j} - \ln C_{i+1,j+1}, \quad (4.14)$$

де C - середні улови на зусилля для річних класів в уловах (в штучному вирахованні);

i, j - індекси року і річного класу (віку особин)

У якості C можуть бути використані дані облікових тралових зйомок, за умови того, що зйомки були зроблені в суміжних роках. Цей метод можна застосовувати тільки для вікових груп, які повністю представлені в уловах.

Метод Баранова (Баранов, 1971, Єфімов, 1980)

$$M = Z = (\ln n_1 - \ln n_2) / (l_2 - l_1), \quad (4.15)$$

де n_1 і n_2 - кількість особин в розглянутих вікових групах репрезентативної проби з уловів;

l_1 і l_2 - відповідні середні довжини особин.

Основне припущення методу полягає в тому, що існує лінійна залежність між довжиною риб і їх віком.

Метод Алверсона-Карні (Alverson, Carney, 1975)

$$M = 3K / [\exp (K \cdot T_{\max}) - 1], \quad (4.16)$$

де T_{\max} - теоретичний вік, в якому біомаса річного класу сягає максимуму; якщо позначити вік найстаршої вікової групи в уловах як T_M (цей вік повинен становити не менше 0,5% від величини вибірки), то для незайманого запасу $T_{\max} = 0.38 \cdot T_M$, а для експлуатованого запасу $T_{\max} = 0.25 \cdot T_M$;

K - коефіцієнт росту в рівнянні Бергаланффі.

Метод Ріхтера-Єфанова (Бабаян та ін., 1984)

$$M = (1.521 / t_{\text{mat}}^{0.72}) - 1, \quad (4.17)$$

де t_{mat} - вік, при якому вперше дозріває 70% риби

Метод Паулі (Pauly, 1980)

$$\lg M = -0.0066 - 0.279 \lg L_{\infty} + 0.6543 \lg k + 0.4634 \lg T^{\circ}, \quad (4.18)$$

де L_{∞} , K - параметри рівняння Бергаланффі;

T° - середньорічна температура води в місці знаходження риби.

Метод Кедді (Caddy, 1984)

$$M_A = b / [(K_B/K_A) - a] \quad \text{та} \quad (4.19)$$

$$M_B = M_A (K_B/K_A), \quad (4.20)$$

де M_A, M_B - природна смертність двох компонентів запасу - A і B ;
 K_A, K_B - коефіцієнти росту в рівнянні Бергаланффі;
 a, b - коефіцієнти рівняння функціональної лінійної регресії ($ZB = a + b ZA$)

Метод Гуліна-Руденко (1973)

$$M(t) = \lambda_1 t^{\alpha_1 - 1} + \lambda_2 t^{\alpha_2 - 1}, \quad (4.21)$$

де $\lambda_1, \alpha_1 - 1$ і λ_2, α_2 - параметри, що обчислюються методом найменших квадратів за чисельністю найбільш надійних вікових груп;

t - вікова група.

Дана формула описує криву природної смертності рибної популяції, яка має мінімум (точку перегину) при віці настання статевої зрілості, ліву спадну гілку (її описує перший доданок) і праву висхідну гілку. Цей метод дає кращі результати для риб з довгим життєвим циклом, наприклад, для оцінки природної смертності катрана (Кірносова, 1990).

Метод Булгакової-Єфімова (1982)

$$M(t) = A_1 t^2 - (2A_1 t_M)t + x_1, \quad (4.22)$$

де A_1 і x_1 - параметри, що обчислюються методом найменших квадратів за чисельністю вікових груп;

t - вікова група;

t_M - вікова група, в якій настає статева зрілість

Крива природної смертності рибної популяції згідно з цією формулою є квадратична парабола з вертикальною віссю, що проходить через $t = t_M$. Цей метод можна застосовувати до риб з будь-яким життєвим циклом.

Оцінки M , отримані наведеними вище методами для одних видів дуже близькі, для інших видів дають великий розкид значень. Оскільки критерію

для вибору того чи іншого методу не існує (Бабаян і ін., 1984), можна користуватися усередненими оцінками M , отриманими за допомогою різних методів.

Як було зазначено на початку цього підрозділу, коефіцієнти промислової смертності зазвичай обчислюються з аналізу промислово-біологічних даних. В цьому розділі описано спосіб оцінки середньорічного коефіцієнта промислової смертності F_{av} при відомих значеннях початкового запасу (N_{in} , B_{in}), річних уловів (C , Y), природної смертності (M). Коефіцієнт промислової смертності можна обчислити методом ітерацій з виразу (Шляхов та ін., 1990, Шляхов, 2010):

$$\{F_{av} [1 - \exp -(M + F_{av})] / (F_{av} + M)\} - C / N_{in} = 0 \quad (4.23)$$

та

$$\{F_{av} [1 - \exp -(M + F_{av})] / (F_{av} + M)\} - Y / B_{in} = 0, \quad (4.24)$$

де N_{in} і C - запас на початку року і вилов в цьому ж році в штучному вирахуванні;

B_{in} і Y - запас на початку року і вилов в цьому ж році у ваговому вимірі.

Середньорічний коефіцієнт промислової смертності F_{av} з формул (4.15) і (4.16) знаходиться методом ітерацій. Вираз (4.16) справедливий тільки коли середня маса особини і в запасі і в улові однакова. У цьому випадку відношення річного улову до початкового запасу буде значенням і коефіцієнта експлуатації u в термінології У. Рікера (Ricker, 1975) і значенням коефіцієнта промислового зменшення φ_F :

$$C / N_{in} = Y / B_{in} = F_{av} [1 - \exp -(M + F_{av})] / (F_{av} + M) = u = \varphi_F \quad (4.25)$$

Оцінка віку вступу до промислу

Одним з важливих параметрів в аналітичних моделях є вік вступу до промислу t_c . Зазвичай вважається, що віком вступу до промислу відповідає вікова група, яка обловлюється на 50%. Значимість цього параметру визначається тим, що він істотно впливає на розрахунки кривої можливого улову і тим, що він встановлює межу промислового запасу.

В реальній ситуації перехід риби в промислову стадію цілком залежить від селективності знарядь лову. Момент вступу в промисел визначають точкою на огіві селективності, яка відповідає п'ятдесяти процентної довжині вибіркості $L_{50\%}$, що можна отримати шляхом експериментальної оцінки селективності знарядь лову. Знаючи $L_{50\%}$ з рівняння Берталанффі знаходиться t_c :

$$t_c = t_0 - 1/K \cdot \ln(1 - L_{50\%} / L_\infty), \quad (4.26)$$

де L_∞ , K , t_0 - параметри рівняння Берталанффі

Також для оцінки t_c можуть бути використані інші методи, наприклад: За перетвореним рівнянням Катті-Касіма (Kutty, Qasim, 1968)

$$t_c = \{1/K \cdot [\ln(3K + M) - \ln M]\} + t_0, \quad (4.27)$$

де K , t_0 - параметри рівняння Берталанффі;

M - природна смертність.

Цей метод дає теоретичну оцінку віку оптимальної експлуатації, який в першому наближенні тотожний віку вступу до промислу.

За оцінкою часткового поповнення запасу з даних ВРА.

Метод ВРА (його модифікації, структуровані за віком) дає можливість розрахувати вікові зміни коефіцієнта промислової смертності F_i . Максимальне значення промислової смертності F_{\max} відповідає віковій групі, яка повністю вступила в промисел. Воно приймається за одиницю (або 100%). За одиницю приймаються також всі наступні після F_{\max} значення промислової смертності, відповідні більш старших вікових груп. Потім

розраховується частка F більш молодших вікових груп щодо F_{\max} (тобто F / F_{\max}). За отриманими результатами будується графік: по осі абсцис відкладають вік, а по осі ординат - відношення F / F_{\max} . Отримана крива буде представляти собою криву поповнення промислового запасу риб. Точка на осі абсцис, що відповідає 50% поповненню, дорівнює віку t_c .

Якщо використовуються структуровані по довжині модифікації VPA (тобто LCA), то при побудові кривої поповнення запасу по осі абсцис відкладається не вік, а довжина. Тому з графіка знаходять довжину вступу в промисел L_c , після чого з рівняння Берталанффі визначають t_c :

$$t_c = t_0 - [\ln(1 - L_c / L_{\infty})] / K.$$

(4.28)

Аналітична модель Бівертона-Холта

Математичні моделі популяцій риб з успіхом використовуються для оцінки стану запасу і промислу. Якщо модель розглядає популяцію в цілому, коли природний приріст запасу (продуктивність) визначається його величиною, вона відноситься до типу продукційних моделей. У таких моделях ігноруються внутрішні зв'язки в популяції.

На противагу розгляду популяції в цілому, аналітичні моделі враховують внутрішні зв'язки в популяції. У таких моделях поділяються процеси поповнення, росту і смертності. Засновником побудови аналітичних моделей є Ф. І. Баранов, який встановив залежність зміни чисельності поколінь риб з віком. Використовуючи модель Баранова і рівняння Берталанффі, Бівертон і Холт побудували математичну модель для оцінки можливого улову в залежності від інтенсивності промислу. Модель описує рівноважний стан запасу, при якому природна смертність і вилов компенсуються поповненням і ростом. Одним з головних припущень моделі є сталість поповнення і темпів природної смертності. Найчастіше використовується таке рівняння моделі:

$$Y/R = F \cdot W_{\infty} \cdot \exp(-M \cdot t) \cdot \sum_{n=0}^3 \{ (-1)^n \cdot \Omega_n \cdot \exp[-nK(t_c - t_0)] / (F + M + nK) \} [1 - \exp[-(F + M + nK) \cdot \lambda]] \quad [21]$$

Біостатистичні методи оцінки запасів

Методи оцінки промислових запасів, засновані на послідовному відновленні чисельності окремих поколінь за результатами аналізу вікового або розмірного складу уловів, відносять до біостатистичних методів. Формально вони також відносяться до аналітичних методів, і після створення Барановим (1918) формальної теорії життя риб спираються на базові рівняння:

$$N_{i+1} = N_i \cdot \exp -(M + F) \quad \text{та} \quad (4.29)$$

$$C_i = [N_i \cdot F_i / (F_i + M)] \cdot [1 - \exp -(M + F)], \quad (4.30)$$

де i - індекс року промислу

У другій половині 1960-х після робіт Галланда (Gulland, 1965) і Мерфі (Murphy, 1965) сформувався метод аналізу віртуальної популяції (VPA), який зараз є одним з головних методів оцінки запасу. Існує безліч його різновидів, які поділяються на дві групи, в яких аналізується або віковий склад промислових уловів або їх розмірний склад.

Аналіз віртуальної популяції, структурованої за віком

У загальному вигляді, ця група методів VPA зводиться до формулювання і вирішення наступного завдання (Бабаян і ін., 1984). Відомо: віковий склад уловів по роках промислу, коефіцієнт природної смертності (зазвичай приймається $M = \text{const}$ для всіх вікових груп); коефіцієнт промислової смертності F одній з вікових груп (зазвичай це F_n , що задається стартове значення для самого старшого віку n). Слід визначити: коефіцієнти смертності F і Z для всіх вікових груп; чисельність вікових груп.

Для вирішення цього завдання застосовується зворотна схема розрахунків, тобто оцінка N_i і F_i ведеться від старших вікових груп до

молодших і від пізніших років промислу до ранніх. Зазвичай початкова матриця містить значення уловів C по віковим групам та років промислу, а також термінальні значення коефіцієнтів F для останнього року промислу і найстарших вікових груп у попередні роки промислу. Базова схема розрахунків така:

Обчислюється віртуальний коефіцієнт експлуатації \hat{E}_n для найстаршої вікової групи N_n

$$\hat{E}_n = [F_n / (F_n + M)] \cdot [1 - \exp -(M + F)]$$

(4.31)

Обчислюється чисельність найстаршої вікової групи N_n

$$N_n = C_n / \hat{E}_n,$$

(4.32)

де C_n - число виловлених риб найстаршого віку n

Обчислюється відносна чисельність покоління r_{n-1} в кінці $n - 1$ року

$$r_{n-1} = N_n / C_{n-1}.$$

(4.33)

Оцінюються значення коефіцієнта промислової смертності F_{n-1} та істинного коефіцієнта експлуатації E_{n-1} , які найкращим чином відповідають оцінці r_{n-1} . Ці оцінки беруться з таблиць значень функції $r = r(F)$ або обчислюються з виразів

$$r_i = (F_i + M) \cdot \exp -(M + F_i) / F_i \cdot [1 - \exp -(M + F)],$$

(4.34)

$$r_i = N_{i+1} / C_i = V_{i+1} / E_{i+1} \cdot C_i, V_i = \sum_{j=1} C_j \quad (4.35)$$

де V_i є використувувана (віртуальна) чисельність покоління j на початок року i

Обчислюється віртуальний коефіцієнт експлуатації вікової групи $n - 1$

$$\hat{E}_{n-1} = E_{n-1} + \hat{E}_n \cdot \exp -(M + F_{n-1}) \quad (4.36)$$

Обчислюється запас, що використовується, для вікової групи $n - 1$

$$V_{n-1} = \sum_{i=n-1}^n C_i. \quad (4.37)$$

$$i = n-1$$

Обчислюється початкова чисельність вікової групи $n - 1$

$$N_{n-1} = V_{n-1} / \hat{E}_{n-1}, \quad (4.38)$$

8. Для оцінки чисельності поколінь N_i і смертності F_i решти вікових груп цикл операцій послідовно повторюється в напрямку від $(n - 2)$ до 1-ї (наймолодшій) віковій групі

Аналіз віртуальної популяції, структурованої за довжиною

У Середземному морі в оцінках запасів і регулювання промислу дрібних пелагічних промислових риб за рекомендаціями Науково-консультативного комітету Генеральної Середземноморської Комісії з рибальства (GFCM) при Продовольчій та сільськогосподарській організації ООН (FAO) використовується метод LCA [36]. Найбільш простий і широко розповсюджений різновид LCA це метод Джонса [37].

У когортному аналізі Джонса використовуються інтервали часу, за які довжина риби збільшується на заздалегідь задану величину ΔL . Задавши початкову довжину L_0 , динаміку чисельності окремого покоління можна розглядати у вигляді послідовності розмірних груп, що включають особин, довжини яких знаходяться в інтервалах $(L_0 + (i - 1) \cdot \Delta L, L_0 + i\Delta L)$, де $i = 1, 2, \dots, n$ - порядковий номер когорти. Позначивши через Δt період часу, протягом якого довжина особини збільшується на величину ΔL , основне рівняння когортного аналізу записується як:

$$N_t = N_{t+\Delta t} \cdot \exp(\Delta t \cdot M) + C_t \cdot \exp(\Delta t \cdot M/2), \quad (4.39)$$

де N_t - початкова чисельність розмірної групи;

$N_{t+\Delta t}$ - кінцева чисельність тієї ж розмірної групи;

C_t - накопичений улов з даної розмірної групи протягом часу Δt

Для завершення переходу від вікових когорт до розмірних використовується рівняння Берталанффі. Після перетворень, для зручності обчислень це рівняння набуває вигляду:

$$N_1 = (N_2 \cdot X_1 + C_1) \cdot X_1, \quad (4.40)$$

де N_1 і N_2 - чисельність риб з довжиною L_1 і L_2 ;

C_1 - чисельність спійманих за рік риб в діапазоні довжини (L_1, L_2);

$$X_1 = [(L_\infty - L_1) / (L_\infty - L_2)]^{M/2K}$$

Вхідними даними для методу Джонса є:

- розмірний склад уловів в шт., усереднений за ряд років;
- коефіцієнти рівняння Берталанффі L_∞ і K ;
- миттєвий коефіцієнт природної смертності, однаковий для всіх розмірних груп;
- коефіцієнт $(F / Z)_n$ або чисельність останньої розмірної групи (при відсутності даних може бути прийнята як $2 \cdot C_n$, де n - індекс найстаршої розмірної групи).

Метод дозволяє отримати:

- оцінку чисельності запасу як суму чисельностей окремих розмірних груп;
- коефіцієнти промислової і загальної смертності для кожної розмірної групи.

Послідовність розрахунків наступна [38]:

Для кожного інтервалу i (розмірної групи) обчислюються коефіцієнти X_i

$$X_i = [(L_\infty - L_i) / (L_\infty - L_{i+1})]^{M/2K}. \quad (4.41)$$

Оцінюється початкова чисельність найстаршій розмірної групи n

$$N_n = C_n / (F/Z)_n \quad (4.42)$$

Послідовно розраховуються значення початкових чисельностей всіх інших розмірних груп в напрямку від старшої до молодшої

$$\begin{aligned} N_{n-1} &= (N_n \cdot X_{n-1} + C_{n-1}) \cdot X_{n-1}; \\ N_{n-2} &= (N_{n-1} \cdot X_{n-2} + C_{n-2}) \cdot X_{n-2} \quad \text{і далі} \end{aligned}$$

Оцінюються величини $(Z_{\Delta t})_i$, відповідні значенням коефіцієнта загальної смертності на інтервалі часу, за який особина встигає вирости від верхньої до нижньої межі розмірного діапазону ΔL_i

$$(Z_{\Delta t})_i = -\ln (N_{i+1} / N_i) \quad (4.43)$$

Оцінюються частки промислової смертності в загальній смертності для інтервалів за період $(\Delta t)_i$ від загальної кількості особин, які загинули за той же період

$$(F/Z)_i = C_i / (N_i - N_{i+1}) \quad (4.44)$$

Оцінюються величини $(F_{\Delta t})_i$, відповідні значенням коефіцієнта промислової смертності на інтервалі часу, за який особина встигає вирости від верхньої до нижньої межі розмірного діапазону ΔL_i

$$(F_{\Delta t})_i = (F/Z)_i \cdot (Z_{\Delta t})_i \quad (4.45)$$

Оцінюються коефіцієнти загальної смертності Z_i для розмірних груп

$$Z_i = M / [1 - (F/Z)_i] \quad (4.46)$$

Оцінюються коефіцієнти промислової смертності F_i для розмірних груп

$$F_i = Z_i - M \quad (4.47)$$

Оцінюються середні чисельності N_i^* розмірних груп в морі

$$N_i^* = (N_i - N_{i+1}) / Z_i \quad (4.48)$$

Сума обчислених значень N_i є початковим запасом для обраного періоду в штучному вирахованні. Для переходу до вагових показників запасу використовується середня маса особин за віковими групами.

Перевагою методу аналізу розмірних когорт, в порівнянні з аналізом вікових когорт, є те, що розмірний склад уловів визначається з меншими похибками, ніж віковий склад. При когортному аналізі Джонса не потрібна процедура налаштування.

Оскільки в якості вхідних даних використовують усереднені за певний період дані розмірного складу уловів, це зводить реальну ситуацію до врівноваженої. Але без знання динаміки запасу важко давати рекомендації по його управлінню. Цей недолік когортного аналізу Джонса можна усунути прийнявши період усереднення (число років промислу) для оцінюваного запасу порівнянним з тривалістю життєвого циклу виду риби, або, щонайменше, з числом річних класів, які дають основний вилов від запасу.

4.3.2 Математичні моделі динаміки чисельності та біомаси промислових популяцій риб

При вирішенні завдань прогнозування запасів сировинної бази рибальства і регулювання промислу виникає необхідність в таких математичних моделях, параметри яких можуть бути реально оцінені на основі доступної біологічної та промислової інформації. Це моделі динаміки чисельності або біомаси промислових популяцій. Термін «модель динаміки чисельності» не слід розуміти занадто широко: подібні моделі не претендують на опис і тим більше на пояснення всіх змін в чисельності та складі популяцій. Однак головні риси таких змін вони повинні описувати вірно (зрозуміло, якщо вірні закладені в них гіпотези, що відображають уявлення про основні біологічних механізмах регуляції чисельності).

У моделях динаміки чисельності в рибному господарстві найчастіше не враховується просторовий розподіл промислових об'єктів, а розглядаються сумарні чисельності або біомаси популяцій в цілому або окремо по вікових групах; при цьому беруться до уваги поповнення, зростання, природна і промислова смертність. Вплив абіотичних умов на популяційні процеси, як правило, не враховується, або описується побічно, через деякі параметри моделі.

Багатовидові моделі можуть враховувати трофічні взаємодії між видами, наприклад, відносини хижака і жертви або конкуренції. Багатовидові відносини іншого типу, звані технологічними, означають, що промисел однієї популяції впливає на стан інших популяцій або видів. Наприклад, знаряддя лову захоплюють особин декількох видів, в цьому випадку постає завдання про розподіл промислового зусилля між виловлюваними видами, а також про вплив рибальства на промислову смертність цих видів. Часто зустрічаються ситуації, коли при спеціалізованому промислі одного цінного рибного запасу виловлюється другий вид, в якому рибалки менш зацікавлені. Якщо прилов викидається за борт і велика частина риби при цьому гине, це створює додаткову, так звану травматичну природну смертність цього виду, причому її величина залежить від промислового зусилля першого виду. Якщо прилов

утилізується і його величина повідомляється промисловою статистикою, то прилов повинен бути доданий до загального улову другого виду, і при цьому необхідно скоригувати величину промислового зусилля, як-то поділивши її між видами.

Тут висвітлені деякі підходи до багатовидового моделювання, засновані на одновидовій моделі Шефера. Ця модель відноситься до типу продукційних моделей, в яких розглядається залежність загальної і додаткової продукції популяції від її біомаси. До цього типу моделей, які інші автори називають моделями додаткової продукції [39], а треті - моделями динаміки біомаси [40], першочергово відносили моделі однорідних популяцій, що не враховували розмірну або вікову структури. Пізніше продукційними моделями стали називати і моделі, які розглядають вікову структуру популяцій, якщо з їх допомогою будуються залежності рівноважного вилову (рівного продукції популяції) і рівноважного стану запасу від величини промислового зусилля або коефіцієнта промислової смертності. У даному звіті був представлений аналіз моделей однорідних популяцій і промислових угруповань в додатку до проблем рибного господарства.

Більшість прикладних досліджень в цій області відноситься до ізольованих промисловим популяціям. Моделі промислових угруповань, в яких істотну роль відіграє взаємодія видів, в рибному господарстві стали інтенсивно розроблятися тільки в середині 70-х років ХХ століття і розвивалися вони на базі теорії рибальства однієї популяції. Тому необхідно коротко розглянути основні поняття і використовувані підходи базових одновидових моделей.

Продукційні моделі однієї ізольованої популяції спочатку призначалися для дослідження рівноважних станів запасу. Розглянемо докладно одну з найбільш простих моделей цього типу - модель Шефера, яка оперує з найзагальнішими поняттями: запас і його промислова частина, улов, промислове зусилля. Ізольована однорідна популяція

характеризується тільки біомасою як функцією часу $P(t)$ (t -час). Зміна біомаси відповідно до моделі Шефера відбувається відповідно до рівняння

$$dP/dt = P(A - BP) - Y \quad (4.49)$$

тобто біомаса (P) передбачається безперервною функцією часу, а швидкість її зміни залежить від поточного стану біомаси. Постійні невід'ємні параметри A і B визначаються тільки внутрішніми властивостями популяції: за відсутності промислу біомаса зростає з плином часу за логістичним законом, прагнучи до граничної величини, рівної A/B , яка називається ємністю середовища. Параметр A являє собою відносну миттєву швидкість приросту біомаси при прагненні P до нуля, параметр B характеризує внутрішньовидову конкуренцію або канібалізм, які лімітують ріст чисельності популяції. Внесок промислу в спад популяції моделюється останнім членом у рівнянні (4.49) Y , який має сенс улову в одиницю часу або миттєвого улову. Іноді це рівняння пишуть в іншій формі:

$$dP/dt = Pr \cdot (1 - P/K) - Y, \quad (\text{то єсть } A=r, A/B=K) \quad (4.50)$$

На практиці при роботі з моделлю Шефера для оцінки її параметрів в якості вихідної використовують тільки промислову інформацію, а саме, дані про улови Y , що припадають на одиницю часу (зазвичай один рік) і про миттєві промислові зусилля E (тобто зусилля за ту ж одиницю часу). За цими даними розраховується величина улову на одиницю промислового зусилля $u=Y/E$ (ця величина часто позначається як CPUE). Запропоноване Ф.І. Барановим (1918) співвідношення:

$$u = qP \quad (4.51)$$

означає, що улов на зусилля є індексом запасу (передбачається, що коефіцієнт вловимості $q = \text{const}$), і дозволяє перейти від рівняння (4.49) до рівняння, що описує зміну u в часі:

$$du/dt = u(a - bu) - qEu \quad (4.52)$$

где $a = A$, $b = B/q$.

Якщо річний вилов дорівнює приросту промислового стада за той же термін, то говорять про урівноважений улов і рівноважний стан популяції. Точніше, умова рівноваги означає, що $dP/dt = 0$ і $du/dt = 0$, так що в цьому випадку з формули (4.52) випливає співвідношення:

$$u = \alpha - \beta E, \quad (4.53)$$

де $\alpha = Aq/B$, $\beta = q^2/B$. Співвідношення (4.53) означає, що відповідно до моделі Шефера, з ростом промислового зусилля лінійно зменшується індекс запасу. Більш складні залежності $u(E)$ прийняті в інших продукційних моделях, наприклад, в моделі Гаррода-Фокса описується експоненціальне зменшення u зі зростанням E . Відзначимо, що умова зменшення індексу запасу з ростом промислового зусилля є необхідною умовою доцільності застосування математичних моделей промислової популяції не тільки продукційних, але і когортних, тобто розглядають вікову структуру запасів.

У практичних розрахунках найчастіше походять саме з гіпотези про рівноважний режим експлуатації запасу, а коефіцієнти α і β визначають за допомогою стандартної процедури методу найменших квадратів або з рівняння (4.53), використовуючи багаторічні ряди значень E і u .

З точки зору обчислювальної процедури рівноважний або стаціонарний підхід привабливий своєю простотою. Цей шлях дозволяє також досить просто ставити і вирішувати завдання оптимального вилову - зокрема, розрахувати максимальний врівноважений вилов MSY і величину промислового зусилля E_{MSY} , при якій досягається MSY . Однак гіпотеза про рівновагу приросту і промислу служить одночасно і причиною серйозних недоліків такого підходу. Оскільки від року до року змінюються промислові зусилля, улови, а отже, і запас, то $dP/dt \neq 0$, і рівняння (4.53) перестає бути справедливим.

Прихильники рівноважного підходу, щоб виправдати застосування стаціонарних моделей, залучають додаткову гіпотезу про малу інерційність запасу, згідно з якою протягом року (від кінця одного промислового сезону

до кінця наступного) популяція встигає стабілізуватися, пристосувавшись до нових умов промислу, тобто перейти в новий стаціонарний стан. При цьому, однак, параметри α і β передбачаються незмінними. Слабкість таких аргументів очевидна, і це змушує деяких дослідників шукати можливості модифікації традиційних (рівноважних) моделей динаміки чисельності, вводячи в них елементи динамічного процесу. Ці автори ввели додатковий постійний параметр, що має сенс «інерції» системи, який як би описує опір запасу введенню нового управління. Параметри моделі знаходяться за допомогою регресії улову на одиницю промислового зусилля на промислове зусилля, і новий параметр оцінюється ітераційно як величина, що забезпечує максимальний коефіцієнт кореляції рівняння регресії.

Модель Шефера використовують іноді і у вигляді диференціального рівняння (4.49) або (4.52). В цьому випадку процедура оцінки параметрів α і β і q ускладнюється присутністю в (4.52) похідною du/dt , і доводиться констатувати, що методи, які застосовувалися до цих пір, призводять до ненадійних оцінок параметрів моделі. Пізніше з'явилися одновидові динамічні продукційні моделі. Огляд цих моделей наведено в книзі В.К. Бабаяна [41]. Наприклад, динамічна продукційна модель В.К. Бабаяна і З.І. Кизнера включає дві різні версії, які є розширенням рівноважних моделей Шефера і Фокса, відрізняються видом функції приросту біомаси запасу. Перша з них практично збігається з рівнянням (4.52). Параметризація цієї одновидової динамічної моделі та її дослідження проводиться за тими ж принципами, що і дослідження багатовидової продукційної моделі.

Оскільки промислові види, як правило, існують неізолювано один від одного і часто взаємодіють, експлуатація одного з видів угруповання може впливати на результати промислу інших, тобто потрібна розробка і дослідження моделей множинного промислу, наближених до реальності. У зв'язку з цим потрібно мати на увазі, що чим складніше модель, чим більше вона включає структурних елементів і функціональних зв'язків, тим більше вихідних даних потрібно для її реалізації і тим детальніше необхідно

розбиратися, наприклад, в питаннях поведінки, харчування, вікової структури модельованих видів риб. У той же час прості моделі, вірно відображаючи основні тенденції досліджуваних процесів, вимагають менше вихідної інформації і зазвичай менш чутливі до її якості.

Побудована на базі моделі Шефера модель одного промислу, що експлуатує одночасно запаси двох біологічно невзаємодіючих видів, описується наступним чином:

$$\begin{aligned}\frac{dP}{dt} &= P(A_1 - B_1P - qE \frac{P}{P+R}) \\ \frac{dR}{dt} &= R(A_2 - B_2R - qE \frac{R}{R+P})\end{aligned}\quad (4.54)$$

де P і R - велика кількість кожного з видів (чисельність або біомаса запасів). Це найпростіша модель «технологічної» взаємодії двох видів, при якому коефіцієнти промислової смертності кожного виду вважаються пропорційними відносним часткам запасів цих видів в сумарному запасі. Точніше, величина промислового зусилля розподіляється між видами пропорційно їх частці в загальному запасі за умови, що коефіцієнти вловлюваності видів q рівні.

Модель двох взаємодіючих однорідних популяцій, запропонована Дж. Поупом і О. Харрісом, являє собою систему двох диференціальних рівнянь (4.54), причому популяції можуть взаємодіяти по типу хижак-жертва або конкурувати за їжу, а тип взаємодії залежить від знаків параметрів c_i . Тут промислова смертність кожного виду визначається незалежними промисловими зусиллями кожного з двох типів промислу. Модель була застосована для двох конкуруючих популяцій Південно-Східної Атлантики - сардини і анчоуса (P - біомаса анчоуса, R - біомаса сардини):

$$\begin{aligned}\frac{dP}{dt} &= P(A_1 - B_1P - C_1R) - F_A P \\ \frac{dR}{dt} &= R(A_2 - B_2R - C_2P) - F_c R\end{aligned}\quad (4.55)$$

Вхідними даними для ВПА є віковий склад уловів за ряд років. Шукані параметри продукційної моделі (4.55) визначалися регресійний методом за умови, що система знаходиться в стані рівноваги (тобто за умови $dP/dt = dR/dt = 0$). Такий метод оцінки параметрів не зовсім коректний, оскільки, з одного боку, методом ВПА визначається динаміка запасів, що суперечить прийнятій умові рівноваги системи, а з іншого боку, одновидові метод ВПА не враховує міжвидових відносин і тому може давати зміщені оцінки запасів щодо реальної ситуації, яка повинна описуватися багатовидовою моделлю. Крім того, якщо в розпорядженні дослідників є інформація про віковий склад уловів популяцій, то на перший погляд немає необхідності використовувати продукційні моделі для опису динаміки популяцій. Проте, ці моделі можуть допомогти оцінити якість того чи іншого управління промислом і вибрати найбільш близьке до оптимального за обраним критерієм.

Оцінивши таким чином параметри моделі, автори побудували область допустимого управління на площині $\{F_A, F_C\}$ і показали, що на цій площині існують подобласти, де один або інший вид можуть зникнути, але існує і область, в якій обидві популяції можуть стійко існувати.

Отже, в обох випадках (моделі 4.55 і 4.56) автори фактично обмежилися розглядом стаціонарних задач, тобто рівноваги системи запас - промисел.

К. Сулліван розробив продукційну модель трьохвидового угруповання Балтійського моря, яка включала одного хижака-тріску, два види жертв (салаку і шпрот) і канібалізм тріски. Вхідною інформацією для продукційної моделі є оцінки чисельності різних видів, які були отримані не за одновидовим ВПА, як в моделі Поупа і Харріса, а за допомогою багатовидового розмірного аналізу. Цей аналіз являє собою розширення розмірного одновидового аналізу Джоунса, який сам є моделлю рівноважного стану популяції. Для реалізації ж цього аналізу знадобилася додаткова інформація з харчування хижака. Передбачалося, що раціон хижака постійний і в ньому постійна частка рибної їжі. Рівень

харчування і розподіл коефіцієнта смертності від хижаків $M2$ між видами жертв визначалися з річного раціону, склад їжі і розмірний пріоритет тріски, взяті з матеріалів робочої групи по багатовидовій оцінці запасів Балтики [42]. Функція Урсіна описує розмірний пріоритет (в формі логнормального розподілу), при цьому коефіцієнт харчової пріоритетності різних видів передбачається рівним одиниці, тобто хижацтво вважається залежним лише від розмірів харчових організмів.

У продукційній моделі угруповань Балтійського моря розглянуті два типи промислу - пелагічний для салаки і шпрота та донний - для тріски. Стан рівноваги для кожного нового значення F визначається ітераційно, причому одночасно проводяться ітерації декількох процесів:

1) при нових значеннях F змінюються вилов і біомаса запасу кожного виду;

2) рівень хижацтва і його вплив на молодь тріски та на інших жертв змінюються при зміні відносних розмірів тріски і її розподілу за розмірами.

Параметри моделі оцінюються за допомогою рівнянь багатофакторної регресії. Після оцінки параметрів рівняння для стану рівноваги системи мають наступний вигляд:

$$\begin{aligned} \frac{Y_C}{P_C} &= 0.354 - 0.148P_C + 0.05P_H - 0.125P_S \\ \frac{Y_S}{P_S} &= 0.339 - 0.294P_C + 0.014P_H - 0.085P_S \\ \frac{Y_H}{P_H} &= 0.191 - 0.145P_C + 0.019P_H - 0.085P_S \end{aligned} \quad (4.56)$$

Індекси C , H , S при P (позначення біомаси рівноважного стану популяції) і Y (улов) відповідають трісці (c - cod), оселедцю (h - herring) та шпроту (s - sprat) відповідно. Розрахунки показали, що в першому рівнянні два останніх доданки практично компенсують один одного, так як в середньому біомаса оселедця в два з половиною рази вище біомаси шпрота. Тому запас балтійської тріски добре описується одновидовою моделлю Шефера.

У рівняннях для оселедця і шпроту проявляються сильні взаємодії як з хижаком, так і між видами жертв. Коефіцієнт при P_s в другому рівнянні представляє собою частку біомаси шпрота (або оселедця - в третьому рівнянні), з'їденої одиницею біомаси тріски, і цей коефіцієнт для оселедця в два рази менше, ніж в рівнянні для шпроту, це означає, що шпрот має більш підходячі для тріски розміри, ніж оселедець. Рівень хижацтва по відношенню до оселедця і шпроту приблизно той самий - але оскільки біомаса оселедця приблизно в два рази вище, то шпрот можна вважати кращим кормовим об'єктом для тріски.

Коефіцієнт при біомасі шпрота P_s в рівнянні для оселедця характеризує опосередковану взаємодію між оселедцем і шпротом - через харчування хижака. При високому рівні інтенсивності промислу тріски її середній розмір зменшується, і шпрот стає більш придатним для тріски, при цьому зменшується вплив тріски на оселедця. І навпаки - при зменшенні інтенсивності промислу тріски середній розмір хижака збільшується, а більш велика тріска з'їдає більше оселедця, і при високій біомасі тріски це може привести до різкого зменшення біомаси оселедця.

Трьохвидова продукційна модель К. Суллівана (1991) теж є рівноважною моделлю.

У загальному випадку модель багатовидового угруповання, що складається з n видів, являє собою, як правило, систему диференціальних або кінцево-різницевих рівнянь, що залежать від деяких параметрів. У простій ситуації, коли зміни чисельності (або біомаси) кожного виду описуються одним звичайним диференціальним рівнянням, така система може бути представлена у вигляді:

$$dP_i/dt = F_i(P_1, P_2, \dots, P_n, \alpha_{i1}, \alpha_{i2}, \dots, \alpha_{im}) - Y_i; \quad i=1, 2, \dots, n \quad (4.57)$$

де $P_i(t)$ - велика кількість запасу i -го виду;

α_{il} - коефіцієнти i -го рівняння ($l = 1, \dots, m$); які вважаємо постійними величинами;

m - кількість постійних параметрів кожного рівняння системи;

F_i – деякі нелінійні функції відносно перемінних P_1, P_2, \dots, P_n ;

Y_i – миттєві улови i -го виду (улови, взяті в одиницю часу).

Така модель є динамічною (або нестационарною), оскільки розглядає зміну чисельності або біомаси щодо часу t , оскільки, як буде показано нижче, запропонований метод оцінки параметрів моделі враховує мінливість запасів.

Стационарні стани системи (4.58) відповідають умовам рівноважного промислу всіх експлуатованих видів угруповання. У цьому випадку рівняння моделі мають вигляд $F_i(t) = Y_i$, і метод визначення параметрів α_{il} моделі по промисловим даним принципово не відрізняється від описаного вище для рівноважної моделі Шефера. Однак більший інтерес представляють стационарні стани системи (4.58), параметри якої визначені з урахуванням динаміки всіх взаємодіючих запасів. В подальшому, де мова йде про стационарні стани системи, вони розуміються саме в такому сенсі.

Виходячи із загальної концепції моделі угруповання, що експлуатується, і, вибираючи в якості прообразу нестационарну одновидову модель Шефера (4.49), запишемо в якості прикладу основні рівняння взаємодії двох експлуатованих запасів P_1 і P_2 у вигляді:

$$\frac{dP_1}{dt} = P_1(t)(A_1 - B_1P_1 - C_1P_2) - Y_1 \quad (4.58)$$

$$\frac{dP_2}{dt} = P_2(t)(A_2 - B_2P_2 + C_2P_1) - Y_2,$$

де константи A_i, B_i ($i = 1, 2$) невід'ємні і характеризують процеси всередині популяцій. Сенс параметрів A_i, B_i той же, що і параметрів A і B у рівнянні Шефера (3.1); параметри C_1 і C_2 характеризують міжвидові відносини. Умова $C_i > 0$ означає, що другий вид є хижак по відношенню до першого, а умова $C_1 > 0, C_2 < 0$ - що види є конкурентами. Насправді між видами можуть існувати взаємовідносини відразу двох типів, тоді знаки C_1 і C_2 говорять про те, яке з них превалує.

В реальних умовах важко оперувати такою величиною, як біомаса виду, оскільки її неможливо визначити безпосередньо з натурних даних без

залучення додаткової інформації. Тому доцільно за допомогою співвідношень:

$$u_i = Y_i/E_i = q_i P_i \quad (4.59)$$

перейти від формули (3.10) до рівнянь відносно індексів запасів, що виражають величини du_i/dtu_i через u_1, u_2, \dots, u_n і E_i [43]:

$$\begin{aligned} \frac{du_1}{dtu_1} &= a_1 - b_1 u_1 - c_1 u_2 - q_1 E_1 \\ \frac{du_2}{dtu_2} &= a_2 - b_2 u_2 - c_2 u_1 - q_2 E_2 \end{aligned} \quad (4.60)$$

де $a_i = A_i$, $b_i = B_i/q_i$, $c_1 = C_1/q_2$, $c_2 = C_2/q_1$. Таким чином, оцінивши параметри a_i , b_i , c_i , q_i , можна відновити і величини параметрів A_i , B_i , C_i вихідної системи рівняння (3.10).

У рівняннях (4.59, 4.60) u_1 і u_2 - улови на одиницю стандартизованого промислового зусилля, а E_1 і E_2 - величини стандартизованого промислового зусилля для промислу першого і другого виду відповідно. В якості вхідної інформації для параметризації моделі використовується тільки інформація по промисловій статистиці, а саме по три тимчасових ряди для кожного включеного в модель запасу:

- 1) улов на одиницю зусилля $u_i(t)$ для стандартного промислового комплексу (промисловим комплексом називаємо поєднання типу судна і типу знаряддя лову),
- 2) стандартизоване промислове зусилля $E_i(t)$,
- 3) відносна зміна улову на одиницю зусилля за інтервал між двома сусідніми моментами часу, найчастіше - за 1 рік.

$$\frac{du_i}{u_i dt} = \frac{u_i(t_k) - u_i(t_{k-1})}{u_i} \quad (4.61)$$

Відзначимо, що саме використання часових рядів типу (4.61) робить наш підхід динамічним. Оскільки зазвичай промисел ведеться одночасно судами різних класів із застосуванням різнотипних знарядь лову, то всі три зазначених вище тимчасових ряди попередньо розраховуються.

В основу багатовидового аналізу віртуальних популяцій MSVPA покладені принципи побудови розрахунків одновидового віртуально-популяційного аналізу (ВПА), тому коротко опишемо ці принципи, хоча вони широко відомі і викладені, наприклад, в роботі В.К.Бабаяна зі співавторами (1984). Ці моделі враховують вікову структуру популяцій, тому можна вважати, що вони точніше описують оригінал, ніж розглянуті вище моделі однорідної популяції.

При оцінці чисельності запасу за допомогою моделей типу ВПА використовуються дані вікового складу уловів, і кожне покоління розглядається (відновлюється) окремо, тому ці моделі названі когортними. В основу ВПА покладено припущення, що чисельність деякого покоління з часом зменшується по експоненті зі змінним показником експоненти $Z(t)$:

$$\frac{dN(t)}{dt} = -Z(t)N(t) \quad (4.62)$$

де показник експоненти, званий коефіцієнтом загальної смертності, являється сумою двох складових, кожна з яких може бути функцією часу і віку:

$$Z(t,a) = M(t,a) + F(t,a) \quad (4.63)$$

У табл. 4.1 представлена структура матриці вікового складу уловів, вираженого в одиницях чисельності (наприклад, в 1000 екземплярів), тобто $C_{t,a}$ - кількість особин віку a , спійманих протягом року t . Крок зміни часу і віку дорівнює одному року.

Таблиця 4.1 – Матриця вікового складу уловів при розрахунку чисельності по ВПА. В даному прикладі мінімальний вік, зустрічається в уловах – 3 р.

Рік промислу	Вік риб в улові				
	3	4	5	n
t	$C_{t,3}$	$C_{t,4}$	$C_{t,5}$	$C_{t,n}$

t+1	$C_{t+1,3}$	$C_{t+1,4}$	$C_{t+1,5}$	$C_{t+1,n}$
t+2	$C_{t+2,3}$	$C_{t+2,4}$	$C_{t+2,5}$	$C_{t+2,n}$
...
...
t+k	$C_{t+k,3}$	$C_{t+k,4}$	$C_{t+k,5}$	$C_{t+k,n}$

Очевидно, що по будь-якій діагоналі таблиці стоять чисельності риб, взятих промислом в різні роки з одного і того ж покоління. При припущенні, що протягом часового інтервалу в один рік для кожного віку a параметри смертності не змінюються, можна записати ряд рівнянь, які використовуються для оцінки чисельності запасу по ВПА. Розрахунок ведеться для кожного покоління окремо, і для спрощення запису в (4.64) опущений індекс року:

$$\begin{aligned}
 N_{a+1} &= N_a \exp(-Z_a), \\
 C_a &= N_a \frac{F_a}{Z_a} (1 - \exp(-Z_a)), \\
 C_a &= N_{a+1} \frac{F_a}{Z_a} (\exp(Z_a) - 1)
 \end{aligned}
 \tag{4.64}$$

Друге рівняння системи (4.64) пов'язує величину річного улову, взятого з a -ої вікової групи (C_a), з чисельністю тієї ж групи на початку року, а третє рівняння виходить при підстановці N_{a+1} з першого рівняння в друге і відображає залежність величини того ж улову від чисельності тієї ж вікової групи в кінці року, яка дорівнює чисельності наступної вікової групи на початку наступного року.

Одновидовий ВПА вимагає наявності наступної вхідної інформації:

- віковий склад уловів за ряд років;
- параметр природної смертності $M_{a,t}$ - в загальному випадку можна враховувати його залежність від віку і від часу, але часто приймається допущення, що цей параметр має одне і те ж значення для всієї промислової частини популяції;

- Fst – коефіцієнт промислової смертності найстаршої вікової групи обраного покоління, представленого в уловах;
- $w_{a,t}$ – середня вага особини віку a в рік промислу t ;
- темп статевого дозрівання.

Останні два параметри потрібні для розрахунків біомаси запасу. Розрахунки проводяться від старших вікових груп до молодших в наступному порядку.

1. Спочатку для обраного покоління оцінюється чисельність найстаршої групи з індексом n на початку року за допомогою другого рівняння (4.64):

$$N_n = C_n \frac{Z_n}{F_n(1 - \exp(-Z_n))} \quad (4.65)$$

2. Для попередньої $(n-1)$ -ої вікової групи по третьому рівнянню (4.64) методом послідовних наближень визначається величина F_{n-1} (оскільки цей параметр входить в рівняння і в лінійному вигляді і в показник експоненти);
3. По першому рівнянню (4.64) визначається чисельність N_{n-1} на початку року;
4. Послідовно розраховуються коефіцієнти промислової смертності та чисельності для більш молодших вікових груп. Потім переходимо до наступного покоління.

В результаті розрахунків виходять матриці коефіцієнтів промислової смертності та чисельності для всіх років і віків, структура їх та ж, що наведена в табл. 4.1. Чисельність промислового запасу по роках промислу розраховується підсумовуванням чисельності вікових груп по рядках, біомаса запасу виходить з множення чисельності вікових груп на $w_{a,t}$. Знаючи темп статевого дозрівання, можна оцінювати біомасу нерестового запасу. Таким чином, ВПА дає можливість отримати ретроспективні оцінки промислового і нерестового запасів.

Найбільш складним моментом методу ВПА являється визначення стартових значень промислової смертності. Розроблено кілька процедур їх оцінки, які названі налаштуванням ВПА. Найбільш часто вживані методи настройки описані Дж. Поупом і Дж. Шепардом (1985). Для виконання цих процедур необхідна додаткова інформація, представлена у вигляді часових рядів диференційованих по віковим групам індексів запасу, які іноді вдається отримати за обліковими зйомками або за даними улову на одиницю промислового зусилля (так звані CPUE).

До когортних методів відноситься і метод розмірних когорт Джоунса, який застосовують для оцінки запасів в тих випадках, коли відсутні дані за віковим складом уловів, але доступні дані по розмірному складі для декількох років. Необхідною вхідною інформацією для цього методу є також параметри рівняння росту Берталанфі (залежності розміру особин від віку).

Одним з необхідних параметрів при оцінці запасів є коефіцієнт природної смертності M , який значно впливає на результати. Але цей параметр є і одним з найбільш складно визначних параметрів популяції. Причина цієї складності лежить в адитивному характері коефіцієнтів промислової і природної смертності - навіть якщо параметр Z оцінений, проблема полягає в поділі його на складові. Якщо, наприклад, оцінка параметра M завищена, то в розрахунках ВПА параметр F вийде заниженим, в результаті буде завищена оцінка запасу.

Існує кілька методів оцінки коефіцієнта природної смертності, при цьому найчастіше оцінюється його середня величина для промислового віку популяції. Оцінки коефіцієнтів природної смертності (або виживання) можна оцінювати і за допомогою мічення особин. При цьому слід враховувати і "витрати" мічення, а саме ймовірність втрати міток і додаткову смертність від мічення.

Основне положення багатовидового когортного аналізу, що позначається MSVPA (MultiSpecies Virtual Population Analysis), полягає в

тому, що для кожного виду угруповання коефіцієнт природної смертності підрозділяється на дві компоненти $M_{ia} = M2_{ia} + M1_{ia}$, де i - індекс виду, a - індекс вікової групи. Перший доданок являє собою коефіцієнт смертності від хижаків особин вікової групи a виду i , а другий доданок - коефіцієнт природної смертності тієї ж вікової групи від всіх інших причин, який названий остаточною природною смертністю.

Н. Даан вперше поставив під сумнів гіпотезу про сталість у часі параметра смертності популяції від хижацтва $M2$. Цей параметр може залежати не тільки від віку особин, а також від чисельності та вікового складу популяцій хижаків. Міжрічна мінливість чисельності різних кормових об'єктів і їх споживачів також призводить до мінливості параметра $M2$. Таким чином, однією з цілей розробки моделі MSVPA було прагнення знизити невизначеність в використовуваних значеннях коефіцієнтів природної смертності і врахувати міжвікову та міжрічну мінливість цього параметру.

Велике значення для розвитку багатовидового моделювання мала робота К. Андерсена і Е. Урсіна, які запропонували дуже детальну математичну модель екосистеми, що включає різні трофічні рівні - від планктону до промислових риб; модель також описувала циркуляцію біогенів, стратифікацію вод, міграцію тварин та ін. Математичний апарат цієї моделі - диференціальні рівняння, як системи звичайних диференціальних рівнянь, так і в часткових похідних при описі неоднорідностей процесів, що відбуваються в океані. Цінність цієї моделі в тому, що її можна використовувати як довідник при моделюванні окремих процесів в екосистемі. Але велика кількість модельованих процесів і безліч невідомих параметрів не дозволяють використовувати її цілком в якості моделі екосистеми. Хоча окремі блоки цієї моделі були застосовані і розвинені далі при моделюванні, наприклад, угруповань Балтійського моря.

Стартовою точкою для розвитку саме когортної моделі MSVPA прийнято вважати доповіді Дж. Поупа, а також Т. Хелгасона і Х. Гісласона,

представлені на Щорічну наукову конференцію ІКЕС в 1979 р.. Детальний опис алгоритму MSVPA приведено в роботі Гісласона і Хелгасона, 1985р., а перша версія комп'ютерної програми запропонована П. Спарре, 1984 р.. Потім програма багато разів удосконалювалась групою датських вчених.

У моделі MSVPA для кожного виду угруповання значення $M1$ зазвичай повинні бути відомі заздалегідь, а значення $M2$ оцінюються в рамках самої моделі.

5 РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ОЦІНКИ ІНДИКАТОРІВ СТАНУ ПОПУЛЯЦІЙ РИБ ЧОРНОГО МОРЯ

Створення програми моніторингу. Необхідне створення мережі моніторингу та проведення власне первинного моніторингу, щоб надати дані для оцінки стану рибних ресурсів, що експлуатуються (шпрот, хамса, камбала-калкан). Надалі для промислових риб потрібно оцінити фактори тиску (діяльності людини і природні зміни), стан і вплив в прибережних водах, територіальних водах та виключній економічній зоні, відповідно до вимог Морської стратегічної рамкової директиви.

Використання статистичних методів. Надійні статистичні методи повинні бути використані для визначення мінімального розміру вибірки, просторової частоти та інш. статистичних показників. Програмні засоби, такі як DISTANCE і AD Model Builder можуть бути використані для підтримки розробки статистично обґрунтованої і економічно доцільної програми моніторингу.

Інтеграція з іншими причорноморськими країнами (як мінімум, Болгарія і Румунія). Спільні наукові експедиції з Румунією і Болгарією допоможуть мінімізувати витрати і забезпечити більш повні та статистично виважені оцінки. Використання стандартних методів відбору проб і стандартних показників, узгоджених на регіональному рівні, поліпшить узгодження цілей і визначень ДЕС.

Інтеграція з законодавчим вимогам та регіональних морських конвенцій. Можливість використовувати дані, отримані в порядку виконання зобов'язань в рамках відповідного природоохоронного законодавства ЄС (наприклад, Водної рамкової директиви) і Чорноморської Комісії.

Інтеграція через дескриптори і показники. Скоординована програма моніторингу D3 - Рибальство може бути об'єднана з програмами

моніторингу на D1, 4-Риби, D1, 4-Ссавці, D1, 4-Птиці, D1, 4, 6-Бентичні середовища існування.

Частота програми моніторингу, Моніторинг повинен проводитися не рідше двох раз на рік (навесні та восені).

Біомаса нерестового запасу, Залежні від промислу і незалежні від промислу дані, що вимагаються від всіх країн Чорного моря, повинні бути добре проаналізовані і з цього надана загальна оцінка значень для SSB (біомаси нерестового запасу) і F (промислової смертності). Відсутність скоординованих та стандартних наукових досліджень в Чорному морі є серйозною перешкодою для збору і аналізу даних.

Розмірно-масова структура поселень. Розмірно-масова структура поселень може бути отримана як на національному рівні, так і в порівнянні з іншими частинами регіону.

Методика моніторингу.

Мета програми моніторингу полягає в наданні даних для загальних параметрів і показників для оцінки стану навколишнього середовища та оцінки відстані від досягнення ДЕС (Добрий екологічний стан) в морському середовищі для D3 - промислу.

Для оцінки первинних індикаторів, таких як частка риби, розмір якої перевищує середній розмір особин у віці статевого дозрівання, середня максимальна довжина всіх спостережених видів, 95% інтервал розподілу довжини спостережених риб, використовуються дані наукових зйомок. Для оцінки вторинних індикаторів, таких як індекси біомаси і співвідношення улов/біомаса також можуть бути використані данні наукових зйомок. Такі первинні індикатори, як SSB і промислова смертність можуть бути отримані тільки на базі аналітичних оцінок для всього моря. Для тих видів, які не оцінюються на регіональному рівні, вторинні індикатори (чисельність популяції і вікова структура) можуть бути отримані зі спеціальних національних програм моніторингу. Таким чином, методика полягає в

моніторингу індексів біомаси, співвідношення улов/біомаса, а також всіх показників згідно з Критерієм 3.3 Розмірно-віковий розподіл в популяціях..

Індикатор 3.1.2 Співвідношення між уловом і індексом біомаси (надалі «улов/біомаса») і індикатор 3.2.2 Індекси біомаси:

Індекси біомаси і «улов/біомаса» будуть вимірюватися в ході науково-дослідницьких зйомок двічі на рік (навесні та восени). Станції відбору проб будуть розподілені відповідно до природного поширення для промислових риб/молюсків. Моніторинг хамси, шпрота і камбали-калгал (загальні параметри) з точки зору специфіки видів (локальні популяції, загальні запаси, обмежені міграції) є найбільш відповідним в якості оцінки основних показників 3.1.1 Промислова смертність (F) і 3.2.1 Біомаса нерестового запасу (SSB), відповідно до аналітичних оцінок.

Прямі ефекти

Промислова смертність (в тому числі F на рівні максимально стійкого вилову) є кращим індикатором. Мета повинна полягати в тому, щоб мати цю інформацію для всіх запасів, для яких можливо, щоб покрити достатню частку комерційних уловів або доходів.

Індикатор улов/біомаса можна вважати запасним варіантом для таких запасів, де не можливо отримати F. Цей показник (без припустимого рівня) проте, значно менш чутливий, ніж F, і це може ускладнити оцінку ДЕС. Чутливість може бути покращено, якщо припустимий рівень для індикатора відомий. В іншому випадку, тільки відсутність градієнта деградації може застосовуватися для оцінки ДЕС. Напрямок для досягнення ДЕС - це зниження обох показників.

На основі аналітичних оцінок запасу: біомаса нерестового запасу (SSB)

SSB є кращим індикатором з двома припустимими рівнями: SSB_{Pr} і/або SSB_{MSY} .

Припустимий рівень SSB_{Pr} повинен бути достатнім, щоб переконалися в тому, що репродуктивна здатність не підірвана, що

стосується 100% запасів. SSB_{pa} , однак, не слід розглядати як ціль (target), але ліміт і певна частина запасів також повинні досягти рівня $SSB > SSB_{msy}$. Більш висока частка відображає більш екологічний стан.

На основі програм моніторингу: Log (чисельність)

Логарифм чисельності разом з 95% інтервалу розподілу довжини тіла в популяції повинен бути відповідний приблизному значенню SSB . З іншого боку, порогова величина розміру тіла на момент статевого дозрівання може бути використана для вибору статевозрілих риб, тільки якщо вона виявляється кращим індикатором, щоб поліпшити оцінку ДЕС.

Напрямок для досягнення ДЕС - це збільшення обох показників.

На основі програм моніторингу: 95% інтервал розподілу довжини тіла в популяції

Напрямок для досягнення ДЕС – це збільшення показника. Застосування F_{MSY} послідовно повинно привести індикатор до цього заданого напрямку, але це не обов'язково призведе до того, що можна розглядати як здоровий стан розмірно-вікового розподілу.

ВИСНОВКИ

В межах НДР здійснено:

- аналіз нормативно-правової бази міжнародного та національного рівнів щодо екологічного моніторингу та режиму використання водних біоресурсів в Чорному та Азовському морях, включаючи об'єкти ПЗФ;
- оцінка іхтіофауни Чорного моря;
- огляд методів оцінки індикаторів стану морських живих ресурсів;
- підготовлено рекомендації щодо оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря.

Аналіз нормативно-правової бази щодо екологічного моніторингу та режиму використання водних біоресурсів в Чорному морі

Відповідно до ст. 11 Директиви ЄС 2008/56/ЄС (MSFD) Україна повинна на основі базової оцінки стану популяцій риб, здійсненої відповідно до частини 1 статті 8, розробити і застосовувати програму екологічного моніторингу для постійної оцінки рибних запасів, базуючись на переліках характеристик, видів джерел та наслідків впливу.

Індикатори стану популяцій риб визначено дескрипторами 1, 2, 3 та 4.

Дескриптор 1 передбачає, що підтримується біологічна різноманітність. Якість та кількість середовищ існування, а також велика кількість і поширення різних видів відповідають основним фізико-географічним та кліматичним умовам регіону.

Дескриптор 2 - немісцеві види, що були введені в результаті людської діяльності, перебувають на рівнях, які не впливають шкідливо на екосистеми.

Дескриптор 3 - популяції усіх риб і моллюсків, що експлуатуються в комерційних цілях, знаходяться в стабільних біологічних межах, представляючи розподілення популяції по віку і розміру, яке свідчить про

хороше здоров'я видів. Риби та безхребетні, такі як кісткові риби, акул та скати, ракоподібні, молюски, що експлуатуються в комерційних цілях, є морськими живими ресурсами, призначеними для отримання економічного прибутку. Цей дескриптор також охоплює інших створінь, таких як медузи та голкошкірі.

Дескриптор 4: Усі елементи харчових морських мереж у тій мірі, якої вони відомі, представлені нормальною кількістю та різноманітністю та знаходяться на рівні, який може гарантувати велику кількість видів протягом тривалого часу, а також повне підтримання їх репродуктивних здатностей

Так, ДЕС щодо Дескриптору 3 може бути досягнуто, коли виконуються наступні положення:

(1) запаси експлуатуються стабільно протягом довгострокового періоду, (2) запаси мають повну репродуктивну здатність для підтримки біомаси запасу, і (3) частка літніх і великих риб/безхребетних має бути сталою (або збільшуватися). Всі ці положення є показниками здорового запасу.

Ці положення пов'язані з реалізацією Спільної рибної політики ЄС, яка передбачає, що охорона риболовних ресурсів і морського довкілля є однією з центральних цілей перед обличчям проблеми виснаження природних ресурсів. Рибна політика охоплює чотири рівні, а саме:

Охорона і розумне використання риболовних ресурсів для збереження рибних запасів;

Організація ринкової торгівлі з метою забезпечення відповідності попиту і пропозиції в інтересах виробника і споживача;

Структурно-політичні заходи з підтримки сфер рибальства і аквакультури при адаптації їх оснащення і форм організації до вимог, що виникають в результаті виснаження ресурсів і кон'юнктури ринку; в цій області підтримка Спільноти реалізується в основному у вигляді фінансування риболовецького оснащення;

Взаємодія з іншими країнами та міжнародними організаціями для укладання торговельних угод у галузі рибальства на міжнародному рівні; заходи співтовариства по збереженню запасів морського і океанічного рибальства.

Використання водних біоресурсів в Чорному та Азовському морях здійснюється відповідно до Закону України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів», Порядку здійснення спеціального використання водних біоресурсів у внутрішніх рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах), внутрішніх морських водах, територіальному морі, виключній (морській) економічній зоні та на континентальному шельфі України, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 25 листопада 2015 року № 992, Режиму рибальства в басейні Чорного моря у 2018 р., Правил промислового рибальства в басейні Чорного моря, затверджених наказом Державного комітету рибного господарства України від 08 грудня 1998 року № 164, зареєстрованих у Міністерстві юстиції України 09 березня 1999 року за № 147/3440 (із змінами) (далі - Правила рибальства).

Промислове рибальство в межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду здійснюється відповідно до Закону України «Про природно-заповідний фонд України», згідно з режимами цих територій та об'єктів, що визначені у положеннях про них та в проектах організації територій та об'єктів природно-заповідного фонду.

Межі територій та об'єктів природно-заповідного фонду встановлюються в натурі відповідно до законодавства. До встановлення меж територій та об'єктів природно-заповідного фонду їх межі визначаються відповідно до проектів створення територій та об'єктів природно-заповідного фонду.

Такси для обчислення розміру шкоди, заподіяної порушенням законодавства про ПЗФ у межах територій та об'єктів ПЗФ встановлені Постановою Кабінету Міністрів України № 541 от 24.06.2013 р.

«Про затвердження такс для обчислення розміру шкоди, заподіяної порушенням законодавства про природно-заповідний фонд».

Незаконне добування видів, занесених до ЧКУ, розраховується відповідно до вимог Постанови Кабінету Міністрів України №1030 від 07.11.2012 р. «Про розмір компенсації за незаконне добування, знищення або пошкодження видів тваринного та рослинного світу, занесених до ЧКУ, а також знищення чи погіршення середовища їх перебування (зростання)».

Основні вимоги до організації здійснення державного моніторингу вод, включаючи моніторинг морських вод України, визначені в Порядку здійснення державного моніторингу вод, що затверджено постановою Кабінету міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758.

Передбачається моніторинг стану популяцій риб з врахуванням даних спостережень на промислових риболовних суднах та статистичних даних річного вилову за наступними показниками:

- кількість видів
- кількість видів, що підлягають особливій охороні
- частота зустрічальності інвазивних видів
- поширення промислових видів та видів, що підлягають особливій охороні
- чисельність та біомаса промислових видів
- чисельність та біомаса непромислових видів
- природна та залежна від промислу смертність промислових видів та видів, що підлягають особливій охороні
- розмірно-вікова структура популяцій вразливих та масових видів
- статева структура популяцій вразливих та масових видів
- статус здоров'я особин
- генетична структура та різноманіття популяцій вразливих та масових видів.

Оцінка іхтіофауни Чорного моря

На теперішній час в Україні існують лише застарілі данні щодо стану іхтіофауни в Чорному морі, оскільки коштів на оцінку стану запасів риби не виділялося останні років 20. Уточнення видового різноманіття на даний час є проблематичним та особливо залежить від можливості здійснення обстежень і методів лову – як для наукового, так і в загалі самої можливості промислового лову рибних ресурсів з наданням дійсного доступу вченим до обстежень цих уловів. Вагомим внеском у вивченні різноманіття іхтіофауни є спостереження і спілкування з рибалками-любителями, що дає можливість одержання додаткової і доволі цінної інформації по складу прибережної іхтіофауни, завдяки якій виявляються види, які майже не зустрічаються у традиційних знаряддях лову (чорноморський лосось (*Salmo labrax*), європейський угорь (*Anguilla anguilla*)), а також розповсюдження за характером та рельєфом дна і берегової смуги, тимчасові та сезонні міграції.

Виходячи із архівних даних та загальних уявлень щодо іхтіофауни можна стверджувати наступне.

Чорне море населяють близько 200 видів риб, понад 500 видів молюсків та водних рослин - макрофітів (червоні і бурі водорості, а також морські квіткові рослини).

Найбільше різноманіття іхтіофауни спостерігається в шельфових акваторіях Чорного моря. Так, в ПЗЧМ мешкають більш 100 видів риб. На загальне різноманіття іхтіофауни ПЗЧМ першочерговий вплив мають гідрологічні умови. Так наприклад, підвищення температури морських вод змінює склад і кількість іхтіофауни у літній і особливо осінній період, коли проходить масова сезонна міграція (чорноморської кефалі, атерини (*Atherina pontica*) та ін.) з місць нагулу на зимівлю – це викликає підхід до прибережжя значної кількості хижих видів (сарган (*Belone belone*), чорноморська ставрида (*Trachurus mediterraneus*), луфар (*Pomatomus saltatrix*), камбала-калкан (*Scophthalmus maeoticus*) та інші).

Із-за поступових кліматичних змін, що особливо вплинули на температурний режим прибережних вод (це, як підвищення температури

прибережних морських вод, так і збільшення цього періоду у часі) міграційні процеси усіх представників іхтіофауни почали змінюватися, у тому числі тих видів, які заходять у ПЗЧМ тільки на нагул (сарган (*Belone belone*), ставрида (*Trachurus mediterraneus*), луфар (*Pomatomus saltatrix*) та іноді деякі інші види.

Окремо потрібно звернути увагу на сучасне забруднення морських вод нафтопродуктами, у тому числі за дозволенням скидом у особливих районах (до яких відноситься також і Чорне море), згідно Міжнародної Конвенції MARPOL73/78, які приводять до пагубних наслідків розвитку молоді риб (особливо для молоді кефалей, мальки якої мігрують по поверхні).

На даний час 27 представників іхтіофауни, що відмічалися у водах ПЗЧМ, знесені до Червоної Книги України

Основна частина вилову припадає на три групи - анадромні, пелагічні та демерсальні риби. У кожній з цих груп більше 90% уловів складають декілька провідних видів.

До анадромних видів Чорного моря належать осетрові та оселедцеві. Їх життєвий цикл складається з морського періоду (зимівлі та нагулу) та річкового періоду (нерест та міграція ювенільних особин у море). Запаси анадромних риб формуються головним чином з популяцій Дунаю. Наразі анадромні види займають останні позиції що до загального вилову в Чорному морі, але ж, не дивлячись на це, вони мають високу споживчу та економічну цінність, яка впливає на структуру морських живих ресурсів в цілому. Всі шість видів чорноморських осетрових риб: Білуга звичайна (*Huso huso*), Осетер атлантичний (*Acipenser sturio*), Осетер російський (*Acipenser gueldenstaedtii*), Осетер шип (*Acipenser nudiiventris*), Севрюга звичайна (*Acipenser stellatus*), Стерлядь прісноводна (*Acipenser ruthenus*) занесені до Червоної книги України, тому вилучення їх з природного середовища існування без спеціальних дозволів забороняється. З оселедцевих відносно велике промислове значення має Чорноморсько-

азовський прохідний оселедець (*Alosa immaculata*). Ця анадромна пелагічна риба досягає довжини 45 см, дозріваючи у віці 3-4 років. Тривалість життя 6-8 років. Раціон живлення зрілих оселедців складається головним чином з пелагічних дрібних риб (хамса, шпрот) та в меншій мірі з ракоподібних. Вважається, що в Азовському і Чорному морях мешкають дві популяції оселедця - Донська та Дунайська. Популяція Дона зимує у східній частині моря від Кримського узбережжя до Батумі та Дунаю в західній частині моря та вздовж узбережжя Туреччини. Популяція Дунаю мігрує в річки Дунай, Дніпро та Дністер для нересту навесні. Вилов триває як на морі під час весняного міграційного періоду в Болгарії та Румунії, так і в період зимівлі в Туреччині та на західних річках Болгарією, Румунією та Україною.

Огляд методів оцінки індикаторів стану морських живих ресурсів

Визначення індикаторів щодо стану популяцій риб, що експлуатуються, базується на отриманні інформації від рибальства. Коли описується динаміка таких ресурсів, вводиться поняття «запас».

Під «запасом» ми розуміємо субпопуляцію одного виду, що має подібні параметри росту і смертності та обмежена географічно. Для видів із слабкою міграційною поведінкою (в основному демерсальні види) простіше ідентифікувати запас, ніж для широко мігруючих видів. До цього визначення варто додати, що запас є дискретної групою тварин, що демонструють деякий ступінь схрещування з сусідніми групами. Одна з основних властивих характеристик - це сталість параметрів росту і смертності в розподілі запасу, за допомогою якої ми можемо його оцінити.

Огляд методів оцінки індикаторів стану популяцій риб дозволив надати наступні загальні рекомендації щодо оцінки запасів живих морських ресурсів. Кращий метод для оцінки запасів демерсальних видів: мерланга, катрана і калкана - площаний, з використанням донного трала. Для рапани,

анадари і мідій, цей же метод повинен використовуватися за допомогою драг.

Акустичні зйомки - один з кращих методів для дрібних пелагічних видів, але він дуже залежний від часу, що пов'язано з міграціями цільових видів і безліччю впливів з боку навколишнього середовища. Він повинен застосовуватися спільно хоча б з одним з наступних методів оцінки запасу: VPA або когортний метод, або іхтіопланктонні зйомки.

Чорноморським країнам слід гармонізувати масиви даних, відбір проб і реєстрацію уловів, а також методи оцінки запасу, особливо за спільними видами, які виловлюються в їх територіальних водах.

Дуже важлива наявність мережі баз даних, щоб ділитися даними і досвідом, отриманими в результаті проведених досліджень.

Для великомасштабних видів рибного промислу тобто промислу хамси, шпрота, повинні проводитися спільні дослідницькі зйомки.

Дуже важлива загальна узгодженість у проведенні моніторингових досліджень, оцінці рибпромислових показників (тобто, чисельність личинок і ікри, CPUE, рівні смертності і т.д.).

Повинна ефективно здійснюватися робота інспектуючих і контролюючих організацій в портах, на ринках і в морі.

Рекомендації щодо оцінки індикаторів стану популяцій риб Чорного моря

Створення програми моніторингу. Необхідне створення мережі моніторингу та проведення власне первинного моніторингу, щоб надати дані для оцінки стану рибних ресурсів, що експлуатуються (шпрот, хамса, камбала-калкан). Надалі для промислових риб потрібно оцінити фактори тиску (діяльності людини і природні зміни), стан і вплив в прибережних водах, територіальних водах та виключній економічній зоні, відповідно до вимог Морської стратегічної рамкової директиви.

Використання статистичних методів. Надійні статистичні методи повинні бути використані для визначення мінімального розміру вибірки, просторової частоти та інш. статистичних показників. Програмні засоби, такі як DISTANCE і AD Model Builder можуть бути використані для підтримки розробки статистично обгрунтованої і економічно доцільної програми моніторингу.

Інтеграція з іншими причорноморськими країнами (як мінімум, Болгарія і Румунія). Спільні наукові експедиції з Румунією і Болгарією допоможуть мінімізувати витрати і забезпечити більш повні та статистично вирогідні оцінки. Використання стандартних методів відбору проб і стандартних показників, узгоджених на регіональному рівні, поліпшить узгодження цілей і визначень ДЕС.

Інтеграція з законодавчим вимогам та регіональних морських конвенцій. Можливість використовувати дані, отримані в порядку виконання зобов'язань в рамках відповідного природоохоронного законодавства ЄС (наприклад, Водної рамкової директиви) і Чорноморської Комісії.

Інтеграція через дескриптори і показники. Скоординована програма моніторингу D3 - Рибальство може бути об'єднана з програмами моніторингу на D1, 4-Риби, D1, 4-Ссавці, D1, 4-Птиці, D1, 4, 6-Бентичні середовища існування.

Частота програми моніторингу, Моніторинг повинен проводитися не рідше двох раз на рік (навесні та восені).

Біомаса нерестового запасу, Залежні від промислу і незалежні від промислу дані, що вимагаються від всіх країн Чорного моря, повинні бути добре проаналізовані і з цього надана загальна оцінка значень для SSB (біомаси нерестового запасу) і F (промислової смертності). Відсутність скоординованих та стандартних наукових досліджень в Чорному морі є серйозною перешкодою для збору і аналізу даних.

Розмірно-масова структура поселень. Розмірно-масова структура поселень може бути отримана як на національному рівні, так і в порівнянні з іншими частинами регіону.

Методика моніторингу. Мета програми моніторингу полягає в наданні даних для загальних параметрів і показників для оцінки стану навколишнього середовища та оцінки відстані від досягнення ДЕС (Добрий екологічний стан) в морському середовищі для D3 - промислу.

Для оцінки первинних індикаторів, таких як частка риби, розмір якої перевищує середній розмір особин у віці статевого дозрівання, середня максимальна довжина всіх спостережених видів, 95% інтервал розподілу довжини спостережених риб, використовуються дані наукових зйомок. Для оцінки вторинних індикаторів, таких як індекси біомаси і співвідношення улов/біомаса також можуть бути використані данні наукових зйомок. Такі первинні індикатори, як SSB і промислова смертність можуть бути отримані тільки на базі аналітичних оцінок для всього моря. Для тих видів, які не оцінюються на регіональному рівні, вторинні індикатори (чисельність популяції і вікова структура) можуть бути отримані зі спеціальних національних програм моніторингу. Таким чином, методика полягає в моніторингу індексів біомаси, співвідношення улов/біомаса, а також всіх показників згідно з Критерієм 3.3 Розмірно-віковий розподіл в популяціях..

Індикатор 3.1.2 Співвідношення між уловом і індексом біомаси (надалі «улов/біомаса») і індикатор 3.2.2 Індекси біомаси:

Індекси біомаси і «улов/біомаса» будуть вимірюватися в ході науково-дослідницьких зйомок двічі на рік (навесні та восени). Станції відбору проб будуть розподілені відповідно до природного бар'єру для промислових риб/ моллюсків - глибини. Моніторинг хамси, шпрота і камбали-калгал (загальні параметри) з точки зору специфіки видів (локальні популяції, загальні запаси, обмежені міграції) є найбільш відповідним в якості оцінки основних показників 3.1.1 Промислова смертність (F) і 3.2.1

Біомаса нерестового запасу (SSB), відповідно до аналітичних оцінок. Пряме посилання на MSFD і DCF (EU DCR 188/2008) повинно бути встановлено в планування і виконання моніторингу.

Прямі ефекти. Промислова смертність (в тому числі F на рівні максимально стійкого вилову) є кращим індикатором. Мета повинна полягати в тому, щоб мати цю інформацію для всіх запасів, для яких можливо, щоб покрити достатню частку комерційних уловів або доходів.

Індикатор улов/біомаса можна вважати запасним варіантом для таких запасів, де не можливо отримати F. Цей показник (без припустимого рівня) проте, значно менш чутливий, ніж F, і це може ускладнити оцінку ДЕС. Чутливість може бути покращено, якщо припустимий рівень для індикатора відомий. В іншому випадку, тільки відсутність градієнта деградації може застосовуватися для оцінки ДЕС. Напрямок для досягнення ДЕС - це зниження обох показників.

На основі аналітичних оцінок запасу: біомаса нерестового запасу (SSB)

SSB є кращим індикатором з двома припустимими рівнями: SSB_{Pr} і/або SSB_{MSY}).

Припустимий рівень SSB_{Pr} повинен бути достатнім, щоб переконатися в тому, що репродуктивна здатність не підірвана, що стосується 100% запасів. SSB_{Pr} , однак, не слід розглядати як ціль (target), але ліміт і певна частина запасів також повинні досягти рівня $SSB > SSB_{msy}$. Більш висока частка відображає більш екологічний стан.

На основі програм моніторингу: Log (чисельність)

Логарифм чисельності разом з 95% інтервалу розподілу довжини тіла в поселенні повинен бути відповідний приблизному значенню SSB. З іншого боку, порогова величина розміру тіла на момент статевого дозрівання може бути використана для вибору статевозрілих риб, тільки якщо вона виявляється кращим індикатором, щоб поліпшити оцінку ДЕС.

Чутливість може бути поліпшена, якщо припустимий рівень для індикатора відомий. В іншому випадку тільки відсутність градієнта деградації може застосовуватися для оцінки ДЕС.

Напрямок для досягнення ДЕС - це збільшення обох показників.

На основі програм моніторингу: 95% інтервал розподілу довжини тіла в популяції

.

Напрямок для досягнення ДЕС – це збільшення показника. Застосування F_{MSY} послідовно повинно привести індикатор до цього заданого напрямку, але це не обов'язково призведе до того, що можна розглядати як здоровий стан розмірно-вікового розподілу.

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ

1. ICES. 2007. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems, 2007. ICES Advice. Books 4. - 46 pp. [Електронний ресурс] <http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/ICES%20Advice/2007/ICES%20ADVICE%202007%20Book%204.pdf>
2. ICES. 2011. Report of the Workshop on Age Determination of Salmon (WKADS), 18 - 20 January 2011, Galway, Ireland. ICES CM 2011/ACOM:44. 67 pp. [Електронний ресурс] <http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2011/WKADS/WKADS%202011.pdf>
3. Закон України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» [Електронний ресурс]
4. Порядок здійснення спеціального використання водних біоресурсів у внутрішніх рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах), внутрішніх морських водах, територіальному морі, виключній (морській) економічній зоні та на континентальному шельфі України, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 25 листопада 2015 року № 992 [Електронний ресурс]
5. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2018 році [Електронний ресурс]/ Затверджений наказом Мінагрополітики від 29.12.2017 №710. Зареєстрований у Мінюсті 21 січня 2018 за № 48/31500/ Документ z0048-18, чинний, поточна редакція – Прийняття від 06.01.2016 – Режим доступу : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0048-18>– Загол. з екрану.
6. Правила промислового рибальства в басейні Чорного моря, затверджених наказом Державного комітету рибного господарства України від 08 грудня 1998 року № 164, зареєстрованих у Міністерстві юстиції України 09 березня 1999 року за № 147/3440
7. Закон України «Про природно-заповідний фонд України»
8. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження такс для обчислення розміру шкоди, заподіяної порушенням законодавства про природно-заповідний фонд» від 24.07.2013 № 541 [Електронний ресурс] / Документ 541-2013-п, чинний, поточна редакція — Прийняття від 24.07.2013– Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/541-2013-%D0%BF> – Загол. з екрану.
9. Постанова Кабінету Міністрів України «Про розмір компенсації за незаконне добування, знищення або пошкодження видів тваринного та

- рослинного світу, занесених до Червоної книги України, а також знищення чи погіршення середовища їх перебування (зростання)» №1030 від 07.11.2012 [Електронний ресурс] / Документ 1030-2012-п, чинний, поточна редакція – Прийняття від 07.11.2012 – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1030-2012-п> – Загол. з екрану.
10. Порядок здійснення державного моніторингу вод, затверджений постановою Кабінета міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758.
 11. Black Sea Commission et al. State of the environment of the Black Sea (2001–2006/7) //Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea against Pollution (BSC). – 2008. – Т. 3.
 12. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І. А. Акімова. — К.: Глобалконсалтинг, 2009. — 600 с.
 13. *Световидов, Анатолий Николаевич. Рыбы Черного моря / А. Н. Световидов; Акад. наук СССР. – Москва; Ленинград: Наука, 1964. – 550*
 14. Prodanov, K., Mikhailov, K., Daskalov, G., Maxim, C., Chashchin, A., Arkhipov, A., Shlyakhov, V., Özdamar, E. Environmental Management of Fish Resources in the Black Sea and Their Rational Exploitation. General Fisheries Council for the Mediterranean, Studies and Reviews, No: 68.. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, 178 pp. 1997.
 15. Ivanov, L. and Beverton, R. 1985. The Fisheries Resources of the Mediterranean. Part two: Black Sea. Stud. Rev. FAO, 60: Roma, 135 pp.
 16. Chashchin, A.K. (1996). The Black Sea populations of anchovy. Sci Mar 60, 219-225
 17. Daskalov GM, Grishin AN, Rodionov S, Mihneva V. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. Proceedings of the National Academy of Science USA. 2007;104:10518–10523. supporting material Available at <http://www.pnas.org/content/104/25/10518/suppl/DC1>. [PMC free article] [PubMed]
 18. Daskalov G. M. Relating fish recruitment to stock biomass and physical environment in the Black Sea using generalized additive models. Fish. Res., 41: 1-23. 1999
 19. Ivanov, L. and Beverton, R. The Fisheries Resources of the Mediterranean. Part two: Black Sea. Stud. Rev. FAO, 60: Roma, 135 pp. 1985.
 20. Daskalov G., Prodanov K. and Zengin M. The Black Sea fisheries and ecosystem change: discriminating between natural variability and human - related effects. Proceedings of the Fourth World Fisheries Congress AFS Books. 2007

21. Daskalov, G. M., Prodanov, K. and Zengin, M. The Black Seas fisheries and ecosystem change: discriminating between natural variability and human - related effects. In: Proceedings of the Fourth World Fisheries Congress: Reconciling Fisheries with Conservation (ed J. Nielsen, J. Dodson, K. Friedland, T. Hamon, N. Hughes, J. Musick and E. Verspoor). American Fisheries Society Symposium 49, AFS, Bethesda, MD, pp 1645 - 1664. 2008.
22. H. Daskalov, D.A. Austin and B. Austin. An improved growth medium for *Flavobacterium psychrophilum* // Letters in Applied Microbiology 1999, 28 , pp. 297–299.
23. К.С. Ткачева, Р.М. Павловская, А.А. Майорова и др. Сырьевые ресурсы Черного моря/ Отв. ред. К.С. Ткачева, Ю.К. Бенко. - Москва: Пищ. пром-сть, 1979. - 323 с. : ил.; 22 см.
24. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. — М.: Пищ. пром-сть, 1966. — 376 с.
25. Чухчин В. Д. Размножение рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Чёрном море // Труды Севастопольской био-логической станции. 1961. Т. 14. С. 163–168
26. Чухчин В. Д. Функциональная морфология рапаны. Киев : Наукова думка, 1970. 139 с.
27. Introduction to the use of sonar systems for estimating fish biomass, FAO Fisheries Technical Paper No. 191, Revision 1, FAO 1982
28. Fisheries Acoustics Simmonds, E John and MacLennan, David N (2005) Blackwell Publishing
29. J.E. Ehrenberg (1989), "A review of target estimation techniques", Underwater Acoustic Data Processing
30. ICES 1983. Report of the working group on methods of fish stock assessments. ICES C.M. 1983/Assess:17. ICES 1984.
31. Foote, K. G. 1987. Fish target strengths for use in echointegrator surveys. Journal of the Acoustical Society of America, 82: 981–987.
32. Hensen, Y. and C. Apstein. 1897. Die Nordsee-Expedition 1895 des Deutschen Seefischereivereins. Uber die Eiemenge der im Winter laichenden Fische. Wiss. Meeresunter., Helgoland 2. 101 pp.
33. NOAA Fisheries Protocols for Ichthyoplankton Surveys. January 15, 2003. Prepared by: Members of NOAA Fisheries Science Centers. U.S. Department of Commerce National Oceanic and Atmospheric Administration National Marine Fisheries Service.
34. Alheit P. Transformative learning processes: the ‘biographical paradigm’ in adult education. Mader, W. (Ed.) Weiterbildung und Gesellschaft.

- Grundlagen wissenschaftlicher und beruflicher praxis, 2nd edition. Bremen: University of Bremen Press, pp. 343-418.
35. Somarakis S Marked interannual differences in reproductive parameters and daily egg production of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the northern Aegean Sea. Belg J Zool[Suppl] (2004)
36. Pere Oliver. Methods for assessing Mediterranean fisheries. - Document prepared at the SAC / GFCM meeting in Rome on 1-4 July 2002. 21 p. Jones, 1981
37. Jones, R. 1981. The use of length composition data in fish stock assessments (with notes on VPA and cohort analysis). FAO Fisheries Circular 734.
38. Бабаян В. К. и др. Методические рекомендации. Применение математических методов и моделей для оценки запасов рыб. – М: ВНИРО, 1984. – 154 с.
39. Per Sparre, Siebren C. Venema. Introduction to Tropical Fish Stock Assessment. FAO fisheries technical paper 306/1 Rev. 2. Rome, 1998.
40. Ray Hilborn, Carl J. Walters. Biomass dynamics models. · January 1992 with 6 Reads. DOI 10.1007/978-1-4615-3598-0_8. ISSN 0006-3568.
41. Бабаян В.К. Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ). Анализ и рекомендации по применению. Изд-во: VNIRO Publishing, 2000.
42. Report of the Working Group on Nephrops Stocks. ICES CM 1982/K:03.
43. Bulgakova T.I., Kizner Z.I. Analysis of Cape horse mackerel and Cape hake fishery in ICSEAF Div.1.3+1.4 based on a mathematical model of two interacting species // Colln. Sci. Papers ICSEAF. 1986. V.13. Ch. I. P. 119–130.