



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Міністерство освіти і науки України
Національний університет водного господарства та
природокористування

Кафедра екології

05-02-01

**Методичні рекомендації
до проведення екологічної оцінки
якості донних відкладів водних об'єктів
для студентів усіх спеціальностей НУВГП**



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Рекомендовано
науково методичною радою НУВГП
протокол № 8 від 23 листопада 2016 р.

Рівне 2016



Методичні рекомендації до проведення екологічної оцінки якості донних відкладів водних об'єктів / М.О. Клименко, І.І. Залеський, О.О. Бедункова – Рівне: НУВГП, 2016. - 28 с.

Упорядники: **М.О.Клименко**, доктор с.-г.н., професор
І.І. Залеський, к.геогр.н., доцент
О.О. Бедункова, канд. с.-г.н., доцент.

Відповідальний за випуск: М.О. Клименко, доктор с.-г.н., професор, завідувач кафедри екології.

Рецензент:

Мельничук В.Г. – доктор геологічних наук, професор, завідувач кафедри інженерної геології та гідрогеології НУВГП.





ЗМІСТ

	стр.
Вступ.....	4
1. Донні відклади як потенційне джерело вторинного забруднення поверхневих вод.....	5
2. Загальні вимоги до відбору проб донних відкладів водних об'єктів для аналізу забрудненості	12
3. Екологічна оцінка якості донних відкладів за фізико-хімічними параметрами.....	15
3.1. Гранулометрична характеристика.....	15
3.2. Сумарний показник забруднення.....	17
3.3. Індекс геоакумуляції по Г.Мюллеру.....	18
4. Біотестування донних відкладів.....	19
4.1. Загальні умови проведення біотестування донних відкладів	19
4.2. Оцінка результатів	21
5. Використання показників забруднення донних відкладів при оцінках екологічного статусу гідроекосистем.....	23
Список корисних посилань	24
Додатки	27



ВСТУП

Довготривалі перспективи комплексного використання гідроєкосистем вимагають вивчення їх сучасного екологічного стану та оцінку рівнів забруднення, з метою прогнозування якості води. Одним з найбільш об'єктивних і надійних показників стану забруднення водного об'єкта та загального рівня техногенного навантаження на нього є вміст забруднюючих речовин у донних відкладах (ДВ). ДВ акумулюють в собі солі винесених поверхневими водами забруднюючих речовин, продуктів вітрової ерозії ґрунтів, важких сполук, що утворюються в приземній атмосфері, а також тверду фазу промислових та побутових стоків.

Особливо найчутливішим середовищем для накопичення хімічних елементів є тонкодисперсна алювіальна фракція ДВ, що формується на дні водоймищ і русел річок.

ДВ є своєрідним "підводним ґрунтом", який визначає особливості екології водних об'єктів. Вони відіграють роль своєрідних "депо", де проходить накопичення як найбільш розповсюджених пріоритетних (нафтопродукти, поліциклічні ароматичні вуглеводи, пестициди, метали), так і специфічних (поліхлорбіфеніли, поліхлорфеноли, поліароматичні з'єднання, сіркоорганічні з'єднання та ін.) забруднюючих речовин. Будь-які зміни антропогенного навантаження тягнуть трансформацію екосистемних зв'язків, що викликає незворотні зміни в будові і складі ДВ. З одного боку, це сприяє самоочищенню водного середовища, оскільки акумулюються різні екотоксиканти, в тому числі сукупності мікроелементів, з іншого - є джерелом вторинного забруднення водойм і індикатором динаміки антропогенеза, оскільки саме донні відклади відображають зміни в багаторічному надходженні мікроелементів до водних екосистем.

Дані методичні рекомендації призначені для використання в науковій роботі аспірантів та студентів спеціальностей екологічного спрямування, а також при виконанні практичних робіт із дисципліни «Біомоніторинг навколишнього середовища».



1. Донні відклади як потенційне джерело вторинного забруднення поверхневих вод

Геохімічні зміни в алювіальних і озерних утвореннях фіксуються станом ДВ, які віддзеркалюють інтенсивність антропогенного впливу на водні екосистеми. Відомо, що на розподіл та накопичення забруднюючих елементів у ДВ, в першу чергу впливають їх фізико-хімічні характеристики. За даними мінералогічних досліджень в складі ДВ виділяються три складові частини: піщана (кварц-польовошпатова), тонкодисперсна (глиняна) і органічна речовина. Перераховані різновидності знаходяться в різних співвідношеннях, що в першу чергу залежить від швидкості потоку, який і визначає умови осадження.

Досвід проведення геохімічних робіт і дані про розподіл елементів забруднювачів в різних гранулометричних класах донних відкладів вказують на доцільність опробування дрібних фракцій, потоки розсіяння в яких найбільш і досить контрастні. Так, вивчення донних відкладів р. Дністер показало, що майже всі мікроелементи (Pb, Y, Yb, Ti, Sc, Be, Ni, Cr, Mn, Ba, Ga, V, Co, Sr, Mo, Ag, Zn, La) концентруються переважно у пелітовій фракції (< 0,01 мм) донних відкладів. Винятком є Ge і Cu, концентрація яких підвищена в алевритовій фракції, а також Sn і Zr, концентрації яких приблизно однакові в алевритовій і пелітовій складових. Мікроелементи в пелітовій фракції нагромаджуються глинистими мінералами – гідрослюдою (переважно Ag, Ge, Pb), хлоритом (Ga, Cu, Yb, Zr, Sr, Ni, Cr, Ti, Co, Mo, Be, Mn), каолінітом (Zn), змішаношаруватими монтморилоніт-хлоритовими утвореннями (Y).

Відомо, що найсуттєвіший внесок у сорбцію мікроелементів здійснюють глинисті мінерали, особливо дрібнозерниста пелітова фракція. Такі мінерали розглядаються як поліфункціональні сорбенти, у яких одні центри характеризуються іонообмінними властивостями, а інші комплексують важкими металіями. Наприклад, найбільш висока концентрація важких металів характерна саме для тонкодисперсної фракції, де вони накопичуються внаслідок



присутності акцесорних мінералів, а також сорбції глинистими мінералами.

Для тонкодисперсних відкладів характерний підвищений вміст органічного вуглецю, крім того саме тонкодисперсні відклади переважно накопичують Ni, Co, V, Ti, Fe, Mn; органічні речовини - Zn и Cu; карбонатні мінерали концентрують Sr та As.

При вивченні формування сучасного еколого-токсикологічного стану водойм київської ділянки Дніпра, було з'ясовано, що накопичення нафтопродуктів донними відкладами відбувається як у піщаній фракції – від 32,175 мг/кг сухої маси до 54,965 мг/кг сухої маси, так і в мулі – від 2757,78 мг/кг сухої маси до 3443,0 мг/кг сухої маси. Аналогічна тенденція була виявлена і при дослідженнях Куйбишевського водосховища, де рівень забруднення донних відкладів нафтопродуктами зростав із вмістом органічної речовини в них, тобто при переході від піску до мулу.

Відомі ґрунтовні дослідження, які доводять, що у руслах річок промислово-урбанізованих районів формується новий тип сучасних донних відкладів – техногенні мули, при цьому інтенсивне їх накопичення фіксується безпосередньо нижче скиду стічних вод. Виявлено, що донні відклади утворюють антропогенні потоки розсіяння з різко варіюючим розподілом концентрацій елементів вниз по потоку ріки і відсутністю зональності на значних відстанях. При розрахунках балансу важких металів було з'ясовано, що частка антропогенної складової в надходженні важких металів на територію басейну р. Рось становить від 1,2% (Zn) до 15,2% (Ni), а з річковим стоком за межі басейну виноситься (у % від надходження): 3,8 - Zn, 6,8 - Cu, 16,8 - Pb, 21,5 - Ni, 54,7 - Mn.

Сучасні дослідження пояснюють механізм сорбції та участі донних відкладень у процесах самоочищення водойм з різними типами живлення. Так, у водоймах з джерельним живленням, донні відклади яких складаються в основному з кам'янистих та піщаних порід з незначним вмістом органічних речовин, самоочищення водних мас від з'єднань важких металів проходить кілька етапів. Процес починається з утворення та



седиментації важкорозчинних продуктів хімічної взаємодії солей металів, далі відбуваються окисні процеси для металів з перемінною валентністю, які призводять до переходу розчинних закисних форм у важкорозчинні оксиди. Завершується процес гідролізом, з утворенням важкорозчинних гідроксидів та солей (в основному сульфідів та карбонатів). Так, на основі системно – статистичної обробки результатів гідрохімічного стану ДВ річок Стир і Західний Буг встановлено специфіку розподілу валового вмісту елементів та їхній зв'язок із валовим хімічним складом донних відкладів. Цей фактор пов'язаний з карбонатом кальцію, барію і стронцію, що входять у кристалічну структуру карбонатів. Група утворень TiO_2 , Al_2O_3 , Ti , V , Cr , Co , Pb , Mn відноситься до найменш рухомих елементів, які надходять у седиментаційний басейн разом з теригенним матеріалом. Co та Pb захоплюються розчинним Mn , що осаджується в лужному середовищі. MgO , Fe_2O_3 , Zn , Ni , Cu тісно пов'язані з глинистими мінералами ДВ.

У водоймах болотного живлення, навпаки найсуттєвішу роль у зв'язуванні металів відіграють органічні речовини. Як правило, це речовини, які містять активні фенольні та карбоксильні групи; значний внесок у зв'язуванні металів роблять і гумінові кислоти.

Зокрема, експериментальні дослідження доводять визначальну роль фульво (ФК)- та гумінових (ГК) кислот у процесах міграції іонів важких металів у прісноводних екосистемах. Причому, комплексоутворення з ГК та ФК є прикладами двох якісно різних процесів: сульфокислоти посилюють міграцію важких металів та зменшують їх токсичність; гумінові кислоти, як комплексоутворюючий сорбент, концентрують важкі метали у донних відкладах, також знижуючи їх токсичність.

Про можливість переходу забруднень з ДВ у водну масу при впливі різних факторів свідчать результати численних експериментальних спостережень. Доведено, що перехід важких металів з ДВ в придонний шар може здійснюватися, як за рахунок взмутьчування ДВ, так і за рахунок процесів розчинення і десорбції раніше накопичених в ДВ елементів.



Важливими факторами регуляції вмісту металів у донних відкладах є також рН, дефіцит розчиненого кисню, седиментація розчинених органічних речовин і завислих частинок, життєдіяльність гідробіонтів, атмосферні опади, підземні води та сезон року, зокрема зниженням вмісту Zn у донних відкладах р. Збруч до найнижчого показника було зафіксовано у вересні, надалі спостерігалось деяке підвищення у жовтні-листопаді, зниження у грудні-лютому та зростання у березні; фонові значення я ГДК перевищувались у квітні-травні-червні, відповідно у 4,85, 16,97, 9,32 та 2,29, 8,48 та 4,66 разів.

У проведених модельних дослідах, дефіцит розчиненого у воді кисню та зниження величини рН води сприяли посиленню процесу міграції молібдену з мулистих донних відкладів, при чому, інтенсивність десорбції зростала зі збільшенням концентрації фульвокислот в експериментальних системах в 1,6, 2,4 і 3,6 разів порівняно із системою, до якої ФК не додавалися.

Аналіз результатів експериментального моделювання процесів десорбції Zn і Pb з ДВ, що відбуваються в аеробних та анаеробних умовах у природній воді, доводить, що при наявності гумінових кислот вміст Zn зростає майже в 5 - 9 разів, а Pb - у 3 - 4,5 рази.

При вивченні закономірностей розподілу Pb і Hg у ДВ Таганзької затоки та південно-східної частини Азовського моря на ділянках антропогенного впливу було з'ясовано, що максимальний вміст Hg приурочено до підвищеної концентрації метану, в той час як для Pb такий зв'язок в ДВ не відзначався. Це, на думку автора, пояснюється геохімічними особливостями міграції та акумуляції свинцю і ртуті.

Іншими словами, накопичення в ДВ забруднюючих речовин, з одного боку, сприяє самоочищенню водойм, з іншого боку викликає небезпеку залпового викиду токсикантів.

Так, при дослідженнях розподілу різних форм важких металів у річковій воді було з'ясовано, що при забрудненні водотоків NaCl з концентраціями Na від 13 до 390 мг/л призводить до росту хлоридних комплексів важких металів приблизно у 10 разів. Проте, доля даних форм лишається незначною (<5%) і в цілому ніяк не впливає на поведінку



металів. При забрудненнях CaCl_2 збільшення концентрації Ca від 23 до 360 мг/л та Mg від 5 до 55 мг/л призводить до перерозподілу форм знаходження металів. Конкуруюча реакція лужноземельних елементів та важких металів з органічною речовиною призводить до зниження частки CuFu р 97 до 77%, PbFu з 28 до 5%, ZnFu р 6 до 1%. Цей процес супроводжується ростом долі вільних іонів Pb^{2+} з 18 до 33%, Zn^{2+} з 74 до 81%, Cu^{2+} з 1 до 9%. Для Pb відмічено також зростання PbCl^+ (0,4 – 9%). Таким чином, було з'ясовано, що надходження забруднювачів, які містять CaCl_2 , може призвести до збільшення у річковій воді токсичних форм металів, при цьому найбільший ефект спостерігається для Pb.

Хімічні елементи в ДВ в значній мірі знаходяться в рухомій формі і взаємодіють з водною фазою. Вихід металу з водної фази (наприклад, випадіння з розчину в осад) свідчить лише про тимчасове самоочищення водної маси, але не водної системи в цілому. Це підтверджують дослідження, в ході яких було помічено, що зменшення вмісту рухомого Fe в ДВ збігається з його одночасним збільшенням у воді (травень-червень), а в умовах дефіциту кисню в кінці зими та ранньої весни при зниженні вмісту рухомого Pb в ДВ простежувалось одночасне зростання його у воді внаслідок десорбції.

Вивчення форм міграції важких металів у річкових водах басейну р. Рось показує, що частка завислої форми міграції, в середньому за рік складає від 31,5% (Zn) до 71,4% (Fe), сягаючи під час весняного водопілля 90-93%. Крім того, у внутрішньо річному розподілі вмісту розчинених форм металів найвищі концентрації Cu, Ni, Cd припадають на період весняного водопілля, найменші – на меженні періоди. Для Fe та Mn характерними є значний вплив на міграцію внутрішньоводоймних процесів: автором відмічений прямий зв'язок коливань вмісту розчинених форм міграції Fe, Mn, Zn з коливаннями витрат води та її мутності.

Аналіз вмісту металів у ДВ р. Чорна виявив високу кореляцію між вмістом розчинних форм металів у воді та вмістом металів у ДВ (за критерієм Пірсона $r=0,84$), що свідчить про активний перехід металів між обома середовищами.



Літогеохімічне опробування ДВ дозволяє достатньо оперативно отримати геохімічну інформацію про стан елементарних ландшафтів, де проходить багаторічна акумуляція хімічних елементів і токсичних сполук - продуктів техногенного та природного походження.

Валовий вміст важких металів дозволяє отримати загальну характеристику елементного фону ДВ. Найбільш рухомі форми важких металів, включаючи сорбовані і пов'язані з карбонатами, знаходяться в постійному обміні з придонною водою, здатні вступати в реакції іонного обміну, переходити у водну масу, доступні гідробіонтам. Важкі метали, пов'язані з органічною речовиною і сульфідами здатні чинити не тільки токсичний вплив на гідробіонтів, завдяки значній біологічній доступності, але і вдруге забруднювати придонні води.

Якщо валовий вміст хімічних елементів в ДВ є кількісною характеристикою, яка визначає участь металів в рівновазі з розчиненою формою, то рухома форма в завислих речовинах донної складової визначає їх участь в динамічній рівновазі між водою і твердою фазою.

В умовах забруднення ДВ у порівнянні з фоновими значеннями значно збільшується роль карбонатних (Ni, Co), органічних (Cu і Fe) окисних (Mn, Cr, Mo) сполук. Встановлено, що 20-50% валового вмісту Ni, Co, Cu і Mn є легко рухомими. Вміст легко рухомих форм в ДВ і водній фазі тісно взаємопов'язаний і обумовлений їх водно-фізичними і хімічними характеристиками.

Важливим екологічним аспектом є те, що ДВ є середовищем існування бентосних організмів і субстратом вищої водної рослинності, які є кормовою базою риб. Очевидно, що акумуляція забруднень у ДВ не запобігає надходженню забруднюючих речовин у трофічні ланцюги і, в кінцевому рахунку, впливає на здоров'я людини.

Наприклад, у організмі риб-бентофагів вміст важких металів у органах і тканинах особин був на порядок вищим, ніж у риб-фітофагів. А серед представників вищої водної рослинності, укорінені рослини мають більший коефіцієнт



накопичення міді та цинку, порівняно з вільно плаваючими формами.

ДВ, депонуючи забруднюючі речовини, певною мірою знешкоджують їх токсичність, особливо на початкових етапах забруднення; однак буферна здатність відкладів не безмежна, а хімічні реакції і мікробіологічні процеси, які відбуваються в них, сприяють утворенню рухомих і токсичних сполук (навіть при повному припиненні скидання стічних вод). Тож, відклади тривалий час лишаються вторинним джерелом забруднення водної маси, біоти і заплавних ландшафтів. Саме тому, проведення меліоративних днопоглиблювальних робіт у водних об'єктах спричинює проблеми утилізації забруднених ДВ.

Таким чином, проведений огляд вивченості ДВ як важливої складової гідроекосистем, дозволяє узагальнити:

- ДВ містять як автохтонні, так і алохтонні частки. Автохтонні компоненти включають продукти руйнування (абразії) берегів, елементи, які випадають з розчину, залишки відмерлих гідробіонтів. Алохтонні компоненти приносяться стоком, вітром, можуть надходити в результаті господарської діяльності людини (скидання стічних вод);
- накопичені компоненти активно впливають на формування якості води, причому в разі сильного забруднення ДВ, час їх негативної дії може бути значний навіть при призупиненні впливу джерела забруднення;
- серед головних факторів, що впливають на процеси міграції хімічних елементів в ДВ можна виділити: зміну солоності природних вод, зміни окисно-відновних і лужно-кислотних умов, дію природних і синтетичних комплексних сполук, діяльність мікроорганізмів і донної біоти.

Враховуючи таку широку можливість акумулювати в собі забруднюючі речовини, в тому числі і токсиканти різного походження, вивчення еколого-токсикологічних характеристик ДВ має значну актуальність при оцінках і прогнозах екологічного стану водойм і водотоків, які повинні ґрунтуватись на аналізі просторово-часового розподілу хімічних елементів, вивченні особливостей накопичення токсикантів та дослідженні трансформації з'єднань.



2. Загальні вимоги до відбору проб донних відкладів водних об'єктів для аналізу на забрудненість

Донні відклади відбираються для аналізу на забрудненість з метою обмежування зони поширення окремих забруднюючих речовин, визначення характеру, міри і глибини проникнення специфічних забруднюючих речовин в ДВ, оцінки рівнів токсичності, вивчення закономірностей процесів самоочищення, розрахунку елементів балансу, для визначення джерел вторинного забруднення і обліку дії антропогенного чинника.

Вимоги до програми відбору проб донних відкладів:

- програму відбору складають залежно від цілей дослідження. Проба повинна характеризувати водний об'єкт або певну частину його за певний проміжок часу. Об'єм відібраної проби має бути достатнім для виконання всіх запланованих аналізів;
- програма відбору включає вибір місця, часу, способу відбору, вибір пристрою для відбору, визначає об'єм проби і умови консервації і зберігання.

Вимоги до місця відбору проб донних відкладів:

- місце відбору вибирають відповідно до цілей дослідження і на підставі результатів обстеження місцевості;
- у водоймищах і водотоках місця відбору проб вибирають з врахуванням розподілу донних відкладів і закономірностей їх переміщення. Відбір проб обов'язковий в місцях, в яких донні відкладення досягають максимального розвитку;
- на водотоках при необхідності визначити вплив скиду стічних вод на ступінь забруднення ДВ проби відбираються вище та нижче місця скиду стічних вод;
- на водоймищах проби відбирають в створі водотоків, що живлять їх, в зоні впливу скидання стічних під, а також в зоні нижнього б'єфу гідровузла або в районі витоку річки (каналу) з досліджуваного водоймища;
- для оцінки динаміки вмісту забруднюючих речовин у ДВ проби відбирають на одній і тій же ділянці дна водного об'єкту, точне місце якого визначають встановленням буя,



або визначення азимута і відстань від реперної точки на березі.

Вимоги до способу відбору проб донних відкладів:

- способи відбору проб вибирають залежно від характеру і властивостей ДВ, речовин, що забруднюють їх, і від гідрологічного режиму водного об'єкту;
- при поверхневому розподілі забруднюючих речовин (наприклад нафта, нафтопродукти) і для визначення міри забрудненості дна в даний час проби відбирають з поверхневого шару ДВ;
- при розподілі речовин в товщі ДВ (наприклад важкі метали) і при дослідженні розподілу забруднюючих речовин у часі проби відбирають по шарах донних відкладів;
- при відборі проб з товщі ДВ проби, відібрані на різних горизонтах, поміщають в окремий посуд. Залежно від цілей дослідження може бути взята об'єднана проба;
- при відборі проб необхідно проводити одночасний відбір проби води (особливо з придонного шару) для порівняння вмісту забруднюючої речовини, що вивчається, у воді і ДВ.

Вимоги до пристроїв для відбору проб донних відкладів:

- для відбору проб застосовують наступні системи пробовідбірників: дночерпачи, стратиметри і трубки різних конструкцій. Залежно від глибини водного об'єкту, характеру і властивостей ДВ застосовують ручний або механізований способи відбору проб;
- трубки і стратиметри повинні забезпечувати відбір проб без порушення їх стратифікації і виключати вплив матеріалу пробовідбірника на пробу.

Вимоги до консервації і зберігання проб донних відкладів:

- при зберіганні відібраного матеріалу здійснюють операції, що перешкоджають зміні складу проб;
- показники забруднення, що змінюються за невеликий проміжок часу (наприклад, температура, рН, Eh), необхідно визначати на місці відбору безпосередньо після відбору проби;



- при необхідності застосовують різні консервуючі речовини залежно від переліку аналізованих забруднюючих речовин і властивостей ДВ, проби зберігають в охолодженому (від 0 до мінус 3°C) або замороженому (до мінус 20°C) стані;
- посуд для зберігання проб повинен герметично закриватися. Для зберігання проб можуть бути використані широкогорлі ємкості з хімічно стійкого скла чи пластмас, що герметично закриваються кришками, або термоси;
- посуд для зберігання проб перед заповненням мають бути ретельно підготовлені (вимиті, висушені). Посудини для проб, відібраних для мікробіологічних досліджень, заздалегідь стерилізують;
- посуд для зберігання і консервації проб повинні мати номери, що не змиваються.

На місці відбору кожної проби ДВ заповнюється протокол, до якого вписуються наступні відомості:

- номер ємкості для зберігання та консервації проб;
- найменування досліджуваного водного об'єкту;
- дата та час відбору проби;
- місце розташування точки відбору проби;
- глибина водного об'єкту в точці відбору проби;
- потужність донних відкладів (в разі наявності даних);
- розмір проби (маса та об'єм);
- вид проби (точкова чи об'єднана);
- фракційна характеристика ДВ;
- товщина відібраного шару донних відкладів;
- найменування приладу чи пристосування, яким було здійснено відбір проб;
- результати проведених на місці вимірів (температура води та донних відкладів, рН, органолептичні показники);
- вид консервування проби;
- ким відібрана проба (прізвище, посада, організація).



3. Екологічна оцінка якості донних відкладів за фізико-хімічними параметрами

3.1. Гранулометрична характеристика

Гранулометричний склад ДВ (грунтів) – відсотковий вміст первинних (не зв'язаних у агрегати) часток різних фракцій, відносно їх загальної маси.

З метою встановлення гранулометричного складу відібрану пробу ДВ об'ємом не менше 100 г висушують, зважують на технічних вагах та піддають ситовому аналізу. При цьому відбувається розподіл проби на фракції крізь сита з отворами різних діаметрів. Кожну фракцію зважують та визначають її вміст (А, %) відносно сухої маси проби:

$$A = \frac{g_f}{g_n} \cdot 100 \quad (3.1)$$

де: g_f – вага певної фракції, г; g_n – загальна вага проби, що аналізується.

За результатами аналізу складають відомість (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Відомість фракційного складу донних відкладів

№ проби		Діаметр часток, мм						
		<0,25	0,25-0,5	0,5-1,0	1,0-2,0	2-5	5-10	>10
1	Вміст фракції, % до сухої ваги	-	44,2	22,5	16,5	11,4	5,4	-
	Ймовірність неперевищення, %	44,2	66,7	83,2	94,6	-	-	-
2	Вміст фракції, % до сухої ваги	-	11,1	24,1	24,1	14,9	16,9	8,2
	Ймовірність неперевищення, %	11,1	35,2	60,0	74,9	91,8	-	-

Неоднорідність складу ДВ характеризується інтегральною функцією розподілу ймовірності діаметрів часток. Її графічним вираженням є крива гранулометричного складу, що будується за даними відомості. По осі абсцис відкладають діаметри часток, по осі ординат ймовірність неперевищення у відсотках (рис. 3.1).

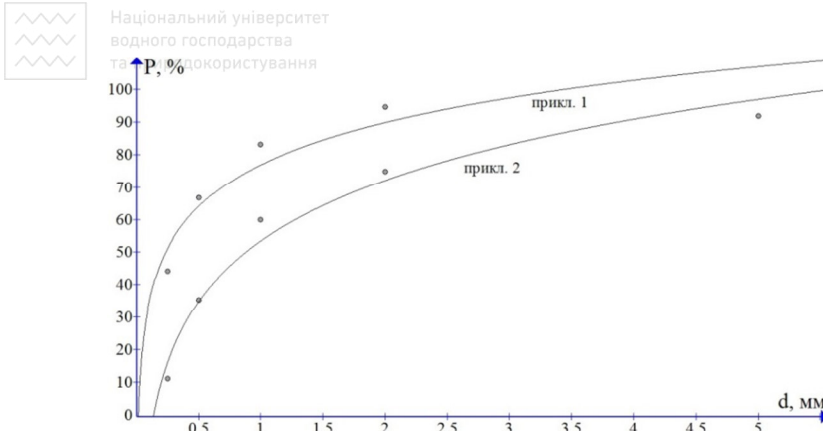


Рис. 3.1. Криві гранулометричного складу донних відкладів

За графіками знаходять наступні характерні діаметри (індекс вказує ймовірність у %): d_{10} , d_{50} , d_{60} , d_{90} . Розраховують:

- ступінь неоднорідності гранулометричного складу: (3.2)

- коефіцієнт неоднорідності: $K_{\text{неодн}} = \frac{d_{60}}{d_{10}}$; (3.3)
 - середній діаметр часток: $d_{\text{ср}} = \frac{d_{60} + d_{10}}{2}$

де: $d_{\text{ср}}$ – середній діаметр i -ї фракції; P_i – її відсотковий вміст.

За ступенем неоднорідності гранулометричного складу ДВ поділяють на:

- однорідний ґрунт: $K_{\text{неодн}} \leq 3$;
- неоднорідний ґрунт: $K_{\text{неодн}} > 3$.

При коефіцієнті неоднорідності $K_{\text{неодн}} > 5$ ДВ вважаються неоднорідними за гранулометричним складом.

Механічні залишки рослин, які лишилися на ситах після просіювання проби зважують та визначають відносний вміст органічної речовини ($W_{\text{ор}}$, %):

$$W_{\text{ор}} = \frac{G_{\text{ор}}}{G_{\text{пр}}} \cdot 100 \quad (3.4)$$

де: $G_{\text{ор}}$ – вага сухих рослинних залишків, г; $G_{\text{пр}}$ – вага сухої проби, г.

За ДСТУ БВ.2.1-2-96 (ГОСТ 25100-95) “ґрунти. Класифікація” визначають тип та різновид донних відкладів.



3.2. Сумарний показник забруднення

Оцінка токсичного забруднення ДВ проводиться за результатами хімічного аналізу та розрахунку сумарного показника забруднення (Z_c):

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1) \quad (3.5)$$

де: K_c - коефіцієнт концентрації i -ої забруднюючої речовини:

$$K_c = C/C_\phi \quad (3.6)$$

C – фактичний вміст хімічної речовини в ДВ; C_ϕ – середня фонові концентрація хімічної речовини в регіоні, або ГДК хімічних елементів (додаток А); n - загальна кількість забруднюючих речовин, що контролюється.

За показником Z_c судять про інтегральний рівень забруднення ДВ, на підставі чого можливо отримати уявлення і про вміст токсичних елементів у воді досліджуваного водного об'єкту (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Орієнтовна шкала оцінки стану водних екосистем за показником сумарного забруднення донних відкладів

Z_c токсичних елементів у донних відкладах	Рівень забруднення	Вміст токсичних елементів у воді
10	Слабкий	Слабо підвищений відносно фону
10 – 30	Середній	Підвищений відносно фону, епізодичне перевищення ГДК
30 – 100	Сильний	Значно вище фону, стабільне перевищення окремими елементами рівнів ГДК
>100	Дуже сильний	Практично постійна причутність багатьох елементів у концентраціях вище ГДК

Необхідно мати на увазі, що при використанні даного показника не враховується підпорядкування за класами гігієнічної шкідливості та сучасні розробки з токсикології хімічних елементів. Одна й та сама ступінь забруднення за Z_c може бути обумовлена різними забруднювачами.



3.3. Індекс геокумуляції по Г. Мюллеру

Об'єднання хімічних елементів у групи для оцінки їх сумісної дії необхідно проводити на підставі подібності їх хімічних властивостей або токсикологічної шкідливості для живих організмів. На тепер це питання вивчене недостатньо та потребує постановки спеціальних досліджень.

Для визначення ступеня забруднення ДВ важкими металами користуються «ігео-класами», або «індексами геокумуляції» по Г. Мюллеру (табл. 3.3), які встановлюються згідно рівняння:

$$I_{geo} = \log_2(C_n/1,5 \cdot B_n) \quad (3.7)$$

де: C_n – виміряна концентрація елементу n у донних відкладах (фракції менше 0,020 мм); B_n – геохімічна фоновіа концентрація елементу n (визначається за даними спеціальних регіональних досліджень), множення її на коефіцієнт 1,5 проводиться для врахування природних флуктуацій.

Таблиця 3.3

Значення концентрацій основних важких металів за ігео-класами (по Г. Мюллеру)

Елемент	Фон елементу	Класи геокумуляції (ігео-класи)						
		0	1	2	3	4	5	6
<i>Fe</i>	4,72	7.08	14.16	28.32	56.64	>56.64		
<i>Mn</i>	850	1275	2550	5100	10200	20400	40800	>81600
<i>Cd</i>	0.3	0.45	0.90	1.8	3.6	7.2	14.4	>28.8
<i>Zn</i>	95	142.5	285	570	1140	2280	45600	>9120
<i>Pb</i>	20	30	60	120	240	480	960	>1920
<i>Cu</i>	42	67.5	135	270	540	1080	2160	>4320
<i>Ni</i>	68	102	204	408	816	1632	3264	>6528
<i>Co</i>	19	28.5	57	114	228	456	912	>1824
<i>Cr</i>	90	135	270	540	1080	2160	4320	>8640
<i>As</i>	13	19.5	39	78	156	312	624	>1248
<i>Hg</i>	0.4	0.6	1.2	2.4	4.8	9.6	19.2	>38.4

Примітка: концентрації елементів приведені у мг/кг; *Fe* – у %.

Цей показник є підставою для віднесення донних відкладів до різних класів якості (табл. 3.4). Даний метод оцінки може використовуватись при складанні карт забруднення ДВ окремими важкими металами.



Таблиця 3.4

Характеристика рівнів забруднення донних відкладів за ігео-класами та техногенним навантаженням на водні екосистеми

Ігео клас	Рівень забруднення важкими металами донних відкладів (по Г. Мюллеру)	Техногенне навантаження на гідроекосистеми	Екологічна зона гідроекосистеми. Клас стану донних відкладів
0	Незабруднені	Слабке (мало небезпечне)	Зона норми. Задовільний (сприятливий стан)
1	Незабруднені-помірно забруднені		
2	Помірно забруднені	Помірне (помірно небезпечне)	Зона ризику. Неприятливий стан
3	Середньо забруднені		
4	Сильно забруднені	Суттєве (небезпечне)	Зона кризи. Дуже несприятливий стан
5	Сильно забруднені-надзвичайно забруднені		
6	Надзвичайно забруднені	Надзвичайне (надзвичайно небезпечне)	Зона лиха. Катастрофічний стан

4. Біотестування донних відкладів

4.1. Загальні умови проведення біотестування донних відкладів

Методи біотестування ДВ мають ряд загальних принципів з методами біотестування природних вод, проте мають й специфіку:

а) залежно від поставлених завдань та наявних тест-об'єктів біотестування проводять:

- на необробленій пробі ДВ. Для аналізу такої проби бажано використовувати в якості тест-об'єктів представників бентосу, тобто організми, для яких природним середовищем існування є ДВ, наприклад хірономіди, молюски, олігохети;
- на водній витяжці (екстракті) ДВ. Для аналізу такої проби можна використовувати будь-які тест-об'єкти, наприклад міководорості, інфузорії, коловратки, рачки тощо;

б) використання в контрольній серії донних відкладів з фонові ділянки, що має ідентичний тип ґрунту (мул, пісок),



гранулометричний склад та, бажано, рівень органічного забруднення;

в) ДВ залежно від типу мають особливості в отриманні водних витяжок.

Кожна дослідна проба повинна мати контроль з ідентичним типом та характеристиками ДВ. Якщо тип ДВ у дослідних пробах різний, то кожна з них має супроводжуватись відповідною контрольною.

Приготування проб для різних варіантів біотестування (необроблена проба та водна витяжка) полягає в наступному:

- для біотестування необробленої проби її у вологому стані просіюють крізь сито з отворами від 0,5 до 1,5 мм для видалення уламків черепашок, каміння, водоростей та відмерлих організмів, використовуючи природну воду, що була відібрана разом з ДВ. Об'єм води, що використовується для даної процедури повинен бути мінімальним. Дають воді та отриману осаду відстоятись протягом 6 год. Зливають за допомогою сифону більшу частину води в ємкість та зберігають її. Осад перемішують з водою, що залишилась та використовують для аналізу. Допускається зберігання осаду (в щільно закритому поліетиленовому пакеті) не більше доби при температурі від 2°C до 4°C, або протягом 60 діб при заморожуванні за температури від 15 °C до 20 °C;
- водну витяжку отримують додаванням до наважки 100 г повітряно-сухого осаду природну, або водопровідну (в разі тривалого зберігання осаду) воду в співвідношенні 1:4 або 1:5 та подальшим струшуванням у шейкері чи вручну протягом 1 год. Одну частину (1/2) водної витяжки тестують без фільтрування для аналізу токсичності, що обумовлена зваженими речовинами. Іншу частину (1/2) фільтрують крізь фільтрувальний папір до отримання прозорого фільтрату для оцінки токсичності, що обумовлена присутніми у воді забруднюючими речовинами.

Найбільш об'єктивна оцінка токсичного забруднення ДВ може бути отримана при проведенні біотестування безпосередньо після відбору проб.



4.2. Оцінка результатів

Оцінка результатів біотестування, як правило, зводиться до визначення індексу токсичності (I_t) проб ДВ:

$$I_t = \frac{L_k - L_d}{L_k} \cdot 100 \quad (4.1)$$

де: L_k – величина тест реакції у контролі; L_d – величина тест-реакції в досліді.

У випадках, коли в дослідних пробах відбувається збільшення величини тест-реакції користуються “поправкою Аббота” ($N_{\%рез}$):

$$N_{\%рез} = \frac{L_d - L_k}{100 - L_k} \cdot 100 \quad (4.2)$$

Критерієм хронічної токсичності вважається статистично значиме відхилення в досліді від контролю ($t_{факт}$) при довірчій ймовірності показників $P < 0,05$ та числом ступеня свободи $k = L_d + L_k - 2$ (за критерієм Стьюдента):

$$t_{факт} = \frac{\bar{X}_k - \bar{X}_d}{\sqrt{S_k^2 + S_d^2}} \quad (4.3)$$

де: \bar{X}_k , \bar{X}_d - середні арифметичні варіантів (результатів) експерименту у контролі та досліді; $S_k^2 + S_d^2$ - помилки середніх арифметичних, відповідно в контролі та досліді.

Помилка середньоарифметичного (S):

$$S = \pm \frac{\delta}{\sqrt{n-1}} \quad (4.4)$$

де: σ - середньоквадратичне відхилення.

Середньоквадратичне відхилення (σ):

$$\sigma = \pm \frac{\sqrt{\sum(x-S)^2}}{n-1} \quad (4.5)$$

де: x – варіанти; S - середньоарифметичне.



Розраховані величини критерію $t_{\text{факт}}$ співставляють з табличними значеннями критерію Стьюдента ($t_{\text{теор}}$), що наведені у табл. 4.1.

Таблиця 4.1

Значення критерію Стьюдента

k	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
t_{st}	12,7	4,3	3,18	2,78	2,57	2,45	2,37	2,31	2,26	2,23
k	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
t_{st}	2,2	2,18	2,16	2,15	2,13	2,12	2,11	2,10	2,09	2,09
k	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
t_{st}	2,08	2,07	2,07	2,06	2,06	2,06	2,05	2,05	2,05	2,04

Відмінність між середніми значеннями тест-параметру в досліді та контролі вважається достовірною, за умови $t_{\text{факт}} \geq t_{\text{теор}}$, при відповідній величині k .

Мінливість досліджуваних ознак тест-об'єктів (величин тест-реакцій) оцінюється за коефіцієнтом варіації:

$$C_v = \frac{\sigma}{\bar{x}} \cdot 100 \quad (4.6)$$

При нормальному розподілі величина C_v не повинна перевищувати 45-50%. У випадках асиметричного розподілу вона може сягати 100%.

Для якісної оцінки токсичності проб ДВ за результатами біотестів можливо застосовувати п'ятибальну шкалу, згідно рекомендацій Директиви ЄС 2000, що характеризує екологічний стан середовища (табл. 4. 2).

Таблиця 4.2

Оцінка стану ДВ за показниками біотестування

Показники	Екологічний стан				
	відмінний	добрий	задовільний	поганий	дуже поганий
Інтегральний бал токсичності	1	2	3	4	5
Смертність тваринних тест-об'єктів, %	<10	10–20	21–33	34–50	>50
Інгібування або стимуляція росту тест-об'єктів, %	<10	10–25	26–50	51–75	>75



5. Використання показників забруднення донних відкладів при оцінках екологічного статусу гідроекосистем

Для характеристики процесів, що відбуваються у гідроекосистемах, використовують коефіцієнти, які враховують здатність забруднюючих речовин до накопичення у ДВ та гідробіонтах. Зокрема, для оцінки співвідношення концентрацій забруднень у ДВ ($C_{ДВ}$) і у воді ($C_{вода}$), використовують коефіцієнт донної акумуляції (КДА):

$$КДА = C_{ДВ}/C_{вода} \quad (5.1)$$

Відношення аналітичного вмісту певного забруднювача в тканинах гідробіонтів ($C_{гідробіонт}$), в т.ч. бентосних організмів, до їх вмісту у воді ($C_{вода}$) дозволяє встановити коефіцієнт накопичення (K_n):

$$K_n = C_{гідробіонт}/C_{вода} \quad (5.2)$$

Ці коефіцієнти достатньо мірою характеризують рівень токсичного забруднення водної екосистеми в цілому, та відображають не випадкову (одномоментну) картину, а характеризують тривалу хронічну токсифікацію водного об'єкту.

Подібна оцінка екологічного статусу гідроекосистем на підставі даних коефіцієнтів має законодавчу силу в ряді країн (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Критерії оцінки екологічного статусу гідроекосистем

Показники	Параметри		
	Екологічна криза	Надзвичайна екологічна ситуація	Відносно задовільна ситуація
Коефіцієнт донної акумуляції (КДА)	більше 10^4	10^3-10^4	до 10^3
Коефіцієнт накопичення у гідробіонтах (K_n)	більше 10^5	10^4-10^5	до 10^4

Проведення достовірної оцінки стану гідроекосистеми за коефіцієнтами накопичення забруднюючих речовин повинні враховувати дані спостережень за тривалий час з мінімальним періодом не менше трьох років.



Список корисних посилань

1. Muller G. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit / Umschan. -1979. №79. - P.329-352.
2. Андрусишин Т. Сезонна динаміка вмісту важких металів у воді та донних відкладах річки Збруч / Т. Андрусишин, В. Грубінко // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2012. Випуск 58. С. 165–174.
3. Арсан О.М. Особливості формування сучасного екологіко-токсикологічного стану водойм урбанізованих територій та його можливі зміни / О.М. Арсан, Ю.М. Ситнтк, Л.О. Горбатюк, М.О. Миронюк, О.О. Пасічна, М.О. Платонов, Т.М. Шаповал, І.Г. Кукля // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., - 2010 №2 (43). - С. 14-17.
4. Ахмятова Г.Г. Антропогенная трансформация состава донных отложений бассейна р. Пахра (Московская область) // Метеорология и гидрология. – 2009. - №2. – С. 80-88.
5. Белоконь В.Н. Содержание тяжелых металлов, органических веществ и соединений биогенных элементов в донных отложениях Дуная // Водн. ресурсы. – 1993. - Т. 20. С. 469-478.
6. Біотестування у природоохоронній практиці / Технічний комітет зі стандартизації ТК 82 "Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України". Київ, 1997. 240 с.
7. Гребень В.В. Формування стоку важких металів у лісостеповій зоні України (на прикладі басейну р. Рось): дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Гребень Василь Васильович. – К., 1998. – 213 с.
8. Гришанин К.В., Сорокин Ю.И. Гидрология и водные изыскания. - М.: Транспорт, 1982, - 212 с.
9. Денисова А.И. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А.И. Денисова, В.П. Нахшина, Б.И. Новиков, А.К. Рябов // Наукова думка. – К. – 1987. – 160 с.



10. ДСанПІН 2.2.7.029-99 "Гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначення їх класу небезпеки для здоров'я населення"
11. ДСТУ ISO 5667-12-2001 Якість води. Відбирання проб. Частина 12. Настанови щодо відбирання проб донних відкладів (ISO 5667-12:1995, IDT).
12. Коновець І.М. Еколого-токсикологічне дослідження рівнів забруднення води та донних відкладів р. Нивка в районі аеропорту "Київ" / І.М. Коновець, Л.С. Кіпніс, М.Т. Гончарова, А.Б. Подругіна, Ю.М. Ситник // Рибогосподарська наука України № 2. – 2003. С. 32-44.
13. Кошіль Мирослава Богданівна. Донні відклади верхньо-середньої частини р. Дністер (еколого-геохімічний аспект): Дис. ... канд. геол. наук: 04.00.02 / НАН України; Національна акціонерна компанія "Нафтогаз України. - Львів, 2002. – 248 с.
14. Кужина Г.Ш., Янтурин С.И. Исследование загрязнения тяжелыми металлами донных отложений верхнего течения р. Урал // Вестник ОГУ №6 (100)/ июнь 2009. С. 582-584.
15. Ларина Н.С., Шелпакова Н.А., Ларин С.И., Дунаева А.П. Оценка химико-экологического состояния водоемов по результатам анализа вод и донных отложений // Успехи современного естествознания. – 2008. – № 7 – С. 56-58.
16. Левинский В.В. Закономерности накопления и распределения тяжелых металлов в донных отложениях Верхней Волги. Диссертация на соиск... канд. техн. н., спец. 25.00.36 – геоэкология. Тверь, 2002. – 175 с.
17. Линник П.М., Ігнатенко І.І. Десорбція молібдену з донних відкладів за впливу різних концентрацій фульвокислот та рочиненого у воді кисню. / Наук. праці УкрНДГМІ, 2006, Вип. 255. С.104 – 112.
18. Линник П.Н. Донные отложения водоемов как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов // Гидробиологический журнал. – 1999. Т. 35. №2. С. 97-107.
19. Моисеенко Т.И., Родюшкин И.В., Дувальтер В.А., Кудрявцева Л.П. Формирование качества поверхностных вод



- и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водосборы арктического бассейна (на примере Кольского Севера). Апатиты. Изд. Кольск.науч.центр, 1996. 263 с.
20. Мур Дж.В., Рамамурти С.: Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния. М.: Мир, 1987. – 288 с.
 21. Отмахов В.И. Методика оценки экологической безопасности водного бассейна по загрязнению водных обложений / В.И. Отмахов // Известия Томского политехнического университета. 2003. Т. 306 № 3. – С. 39-41.
 22. Перельман А.И. Геохимия: Учеб. Пособие для геолог. спец. ун-тов. – М.: Высш. Школа, 1979. – 423 с.
 23. Ржаницын Н.А. Руслоформирующие процессы рек. Л.: Гидрометеиздат, 1985.-263 с.
 24. Романов А.С. Влияние физико-химических характеристик донных осадков на распределение микроэлементов на примере бухт Севастополя (Черное море) / А.С. Романов, Н.А. Орехова, О.Г. Игнатъева и др. // Мор. экол. журн. - 2001. - № 2. - С. 85-90.
 25. Серветник М.А. Дослідження металів у річках рекреаційних зон (на прикладі р. Чорна, АР Крим) / М.А. Серветник, Ю.Ю. Виставна, О.Є. Клименко, М.І. Клименко // Научно-технический сборник “Комунальное хозяйство городов” № 95 Харьков: ХНАГХ, 2010 - С. 65-72.
 26. Степанова Н.Ю. Факторы и критерии оценки экологического риска для устойчивого функционирования Куйбышевского водохранилища // Автореферат диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук, спец. 03.00.16 – экология. Ульяновск. – 2008. – 44 с.
 27. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидрoэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
 28. Щербань Э. П., Арсан О. М., Шаповал Т. Н. и др. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования // Гидробиологический журнал. – 1994. –Т. 31, № 4. – С. 100-111.



Гранично допустимі концентрації (ГДК)
хімічних речовин у ґрунті за показниками шкідливості

Назва речовини	ГДК (мг/кг) з врахуванням кларку	Показники шкідливості			
		транслокаційний	міграційно-водний	міграційно-повітряний	загально-санітарний
Рухлива форма					
Мідь	3,0	3,5	72,0	-	3,0
Нікель	4,0	6,7	14,0	-	4,0
Цинк	23,0	23,0	200,0	-	37,0
Кобальт	5,0	25,0	>1000	-	5,0
Хром	6,0	-	-	-	6,0
Водорозчинна форма					
Фтор	10,0	10,0	10,0	-	25,0
Валова кількість					
Сурма	4,5	4,5	4,5	-	50,0
Марганець	1500,0	3500,0	1500,0	-	1500,0
Ванадій	150,0	170,0	350,0	-	150,0
Свинець	32,0	35,0	260,0	-	32,0
Мишьяк	2,0	2,0	15,0	-	10,0
Ртуть	2,1	2,1	33,3	2,5	5,0
Свинець+ртуть	20,0+1,0	20,0+1,0	30,0+2,0	-	30,0+2,0
Нітрати	130,0	180,0	130,0	-	225,0
Бенз(а)пірен	0,02	0,2	0,5	-	0,02
Бензол	0,3	3,0	10,0	0,3	50,0
Толуол	0,3	0,3	100,0	0,3	50,0
Сірководень	0,4	160,0	140,0	0,4	160,0
Сірка елементарна	160,0	180,0	380,0	-	160,0
Сірчана кислота	160,0	180,0	380,0	-	160,0
Суперфосфат (за PO ₄)	200,0	200,0	-	-	-