

ОГЛЯДИ

УДК 628.16

doi:10.25128/2078-2357.19.4.10

¹С. М. МАТЮК, ²В. В. ГРУБІНКО

¹Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки
вул. Потапова, 9, Луцьк, 43021

²Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027
e-mail: v.grubinko@gmail.com

ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ ТА АБСОРБТИВНИХ СУБСТАНЦІЙ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ТА СТИЧНИХ ВОД

Розглянуто питання про використання в системах природного та примусового водоочищення біологічних агентів (мікроорганізми, рослини та риби), які можуть бути організовано сформовані як природні екосистеми у вигляді біоплато та регульовані за складом та тривалістю функціонування.

Показано, що якісним і перспективним матеріалом у процесах очистки питних й стічних вод є природні мінеральні сорбенти (ПМС). Їх цінність визначається високою пористістю, великим розміром пор та абсорбційними властивостями, можливістю сорбувати речовини неорганічного та органічного походження, здатністю до регенерації. Схеми очистки питних і стічних вод, де у якості фільтр-сорбенту виступають модифіковані базальтові туфи, є доцільними та економічно вигідними, а простота апаратного оформлення дозволяє їх впровадження на водоочисних спорудах.

Ключові слова: вода, забруднення, мікроорганізми, рослини, мінеральні сорбенти.

В умовах інтенсивного розвитку економіки відбувається тотальне забруднення водного середовища, тому збереження й охорона водних ресурсів від забруднення – одна з найважливіших проблем людства [17].

Особливістю природних гідроекосистем є їх здатність до самоочищення за рахунок осідання домішок, життєдіяльності водних організмів, розкладання речовин у воді, кругообігу води [27, 47, 54]. Під самоочищенням розуміють комплекс впливу хімічних, фізичних і біологічних факторів на екосистему водойм, у результаті дії яких якість води приходить до початкового (або близького до нього) стану [47], а рівень забруднюючих речовин не становить загрози для функціонування екосистеми [4].

Біологічне самоочищення (біологічна детоксикація) здійснюється на основі чотирьох біологічних процесів [25]: окиснення (фотосинтетична аерація, у ході якої вода збагачується киснем і відбувається окиснення нестійких ОР); мінералізації (розкладання органічних сполук бактеріями, грибами, актиноміцетами й іншими мікроорганізмами) і накопичення (концентрування токсикантів в органах і тканинах гідробіонтів). У зв'язку з цим у процесі забруднення – самоочищення природних вод змінюється їх фізико-хімічний склад, погіршуються умови існування водяних організмів, порушуються процеси колообігу речовин та знижується їх санітарний стан, що, зрештою, призводить до деградації водних екосистем.

Необхідність забезпечення незабрудненою водою та постійного її очищення призводить до застосування декількох методів її очищення [13, 17]. Потрібна технологія, загалом, ґрунтується на характеристиках води (характері та ступеню забруднення), інфраструктурі (енергії, робочій силі, наявності хімікатів), доступності/вартості, а також прийнятності. У глобальному масштабі використовують різноманітні методи очищення води та поліпшення її якості.

Очищення води за допомогою організмів є прекрасним природним методом. Впровадження очищення з використанням організмів відомо і діє на практиці вже багато років. Принципи цього методу є природними і він реалізується в природі весь час, незалежно від втручання людини. Використання цього методу очищення води стає все більш відомим і більш поширеним через загальне розуміння того, що людству необхідно знайти стійкіші та екологічні способи очищення води.

В очищенні води, в основному, використовують три групи організмів: бактерії; водні рослини, особливі види, які діють як очищаючі агенти-очисники; риби використовують, здебільшого, для збереження і підтримання середовища очищення в оптимальному стані. Усі учасники процесу діють разом і живуть як жива, дихаюча і мінлива екосистема. Процес є природним і, в основному, не включає дезінфектантів хімічних речовин; може включати процес фільтрації для максимізації результатів.

Усі екосистеми мають власні спільноти бактерій. Встановлено, що в процесі бактеріального самоочищення через 24 год. залишається не більше 50% бактерій, через 96 год. – 0,5%. [31] Мікроорганізми в ході переробки органіки, яка є для них поживною речовиною, впливають на процеси окислення і відновлення різних органічних субстанцій. За таких умов мікроорганізми очищають воду від твердих і рідких продуктів життєдіяльності людини і господарсько-побутових органічних забруднень. Ці властивості використовують для водоочищення, створюючи очисні природні або штучні споруди. Проте забруднення стічними водами та людськими відходами може порушити природний баланс бактерій і вплинути на водні екосистеми [31]. Надходження патогенів людини може викликати проблеми для екосистем кількома способами. По-перше, (А немає по-друге...) чужорідні бактерії швидко розмножуються і споживають поживні речовини в стічних водах, але при цьому використовують весь кисень у воді, тому бактерії стічних вод можуть формувати гіпоксичні умови («мертві зони») у водних екосистемах. Деоксигенована вода шкідлива для більшості водних організмів.

Можливе очищення води, коли тверді речовини (шлам) на дно осідають (первинна обробка), а нафта і більш легкі речовини можуть піднятися наверх. Ці шари потім видаляють, а воду можна спрямовувати на вторинну обробку, яка нейтралізує розчинену біологічну речовину, часто за допомогою мікроорганізмів. Більшість систем вторинної обробки використовують аеробні бактерії, які споживають органічні компоненти стічних вод (цукри, жири тощо). Деякі методи використовують нерухомі плівкові системи, де бактерії ростуть на фільтрах і вода проходить через них. Підвісні системи росту використовують «активовані» шлам, де забруднювачі розкладаються бактеріями, що змішуються безпосередньо з стічними водами. Оскільки кисень є критичним для розвитку бактерій, стічні води часто змішують з повітрям для полегшення розкладання [65].

Однією з систем, яку використовують для очищення стічних вод, що потрапляють до озер і річок, є очищення активним намулом [17]. Цей процес втілює принцип самоочищення води, у якому мікроорганізми (бактерії, найпростіші і губки (метазоа)) використовують органічні речовини, що містяться у воді, перетворюють їх і видаляють. Найчастіше запроваджується аеробний процес, тобто кисень подається для ініціювання біологічних процесів, у яких органічні речовини окиснюються. Коли ця реакція закінчується, вода очищається і виробляються завеси біологічного матеріалу, відомого як «активовані мул». Він складається з органічних і неорганічних компонентів і різних видів мікроорганізмів (бактерій). Найпростіші відіграють дуже важливу роль у процесі очищення. Є конкуренція за продукти живлення, тобто, у місці, де відбувається очищення, бактерій з'їдають дрібні хижаки (Інфузорії (Ciliophora), які, у свою чергу, з'їдаються великими організмами (хижаки (Carnivora)

найпростіші або Metazoa). Бактеріям потрібні поживні речовини, які складаються з органічної речовини, що міститься в стічній воді [65]. Таким чином бактерії *Brachybacterium* з дна Тихого океану можуть бути використані для очищення стічних вод від іонів важких металів, що утворюються при виробництві сталі і кольорових металів. Виявили, що один із штамів мікроорганізмів надзвичайно ефективно переробляє іони мангану, розчинені у воді, у нерозчинний оксид мангану, що випадає у вигляді осаду. Оксид мангану має особливу кристалічну структуру, завдяки якій має велику площу поверхні. Це робить його так само дуже ефективним адсорбентом іонів металів у воді. Так, оксид мангану, що виробляється бактеріями, за рахунок більшої площі поверхні є набагато більш ефективним адсорбентом іонів цинку та магнію, концентрація яких, як правило, так само багаторазово перевищує норми в стічних водах металургійних виробництв, ніж оксид мангану, що одержують традиційним хімічним шляхом. Таким чином, бактерії дозволяють ефективніше очищати стічні води від іонів важких металів, ніж цього можна домогтися за допомогою відомих нині методів очищення.

Водні рослини сприяють очищенню води шляхом поглинання токсикантів у їх кореневі системи як поживних речовин і вивільнення важливого кисню для подальшого очищення та формування колоній бактерій. Колонії бактерій розвиваються самостійно і, звичайно, заохочуються, вони метаболізують різні забруднюючі речовини, а також видаляють забруднюючі речовини з дна (мулу) водно-болотних угідь. Водні рослини відіграють важливу роль у формуванні якості водного середовища, поглинаючи біогенні елементи і повертаючи їх у водойми [40]. Фотосинтез рослин сприяє підвищенню вмісту розчиненого кисню і величини рН, а за їх розкладення – надходженню органічної речовини у водні екосистеми [33]. Вищі водяні рослини є основою формування багатокomпонентних біоценозів. Очисна здатність цих складних угруповань у багато разів перевищує спроможність окремих груп організмів, які входять до їх складу. Але не існує такої рослини, яка б могла очищати водне середовище від усіх відомих забруднювачів та від їх сукупної дії [34]. Дослідження науковців доводять, що багатофункціональна роль вищих водних рослин перешкоджає потраплянню забруднюючих речовин у воду і сприяє їх виведенню з неї [59].

Різні рослини по-різному реагують на ті чи інші поллютанти. Тому для ефективної роботи з очищення забруднень необхідно чітко усвідомлювати, яка з рослин краще поглинає нафтопродукти, а яка більш ефективно може вивільняти водні екосистеми від важких металів. При цьому необхідно враховувати й адаптивні здатності рослин до інших забруднювачів, які можуть потрапляти разом основними до очисних установок для їх подальшого очищення або доочищення [33].

За допомогою водних макрофітів частково можна нейтралізувати поллютанти, що надходять з атмосферним потоком, адже, з часом, опинившись на поверхні водозбору з поверхневим стоком, вони потрапляють у русла всіх водних артерій і розносяться течією, отруюючи не тільки водну біоту, але й усю територію. Численними дослідженнями доведено, що для видалення забруднюючих речовин, які потрапляють у поверхневі води з різних джерел, перспективними є біоінженерні системи, що враховують закономірності, які лежать в основі природних процесів самоочищення за участю гідробіоценозів, важливу роль у яких відіграє вища водна рослинність [28].

Роль природних біофільтрів можуть виконувати зарості макрофітів прибережних ділянок річок, у районі гирл, великих мілководних зон озер і водосховищ. Водна рослинність є найважливішим компонентом гідробіоценозів цих зон і визначає формування всього біотопу в цілому.

Науково доведено, що багатофункціональна роль вищих водних рослин перешкоджає потраплянню забруднюючих речовин у воду і сприяє їх виведенню з неї [45, 59].

У водойми разом із поверхневим стоком потрапляє величезна кількість завислих і слабозрчинних органічних і неорганічних речовин, які можуть суттєво змінити направленість процесів, що відбуваються всередині водойм (дихання, фотосинтез та ін.). Тому зарості макрофітів, у першу чергу занурених [49], виконують роль механічних фільтрів, що змінюють гідродинамічний режим мілководь і забезпечують осадження завислих у воді речовин

мінерального й органічного походження, унаслідок чого прозорість води різко покращується [37, 44]. Макрофіти завдяки своїм морфологічним (будова стебла, розташування органів і т. д.) і екологічним (щільність заростей) особливостям, можуть служити бар'єром під час надходження у водойми забруднюючих речовин. Ці властивості були показані ще в роботах К. Кокіна [21], який детально охарактеризував у якісному та кількісному відношенні завислі речовини, що осідають на поверхні вищих водних рослин. Осадження мінеральних речовин також тісно пов'язане зі сповільненням швидкості течії. Органічні ж сполуки затримуються на макрофітах завдяки утворенню органомінеральних накопичень.

Встановлено, що найбільш повне очищення від забруднення води відбувається при проходженні її через зарості напівзанурених рослин, потім рослин із плаваючими листками і нарешті, через занурені рослини [32, 37]. Рекомендується використовувати *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Acorus lamus* L., *Zizania latifolia* (Griseb.) Stapf., *Typha angustifolia* L. і *T. latifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Lemna minor* L. і *L. gibba* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton pusillus* L., *Myriophyllum spicatum* L.

Експериментальними дослідженнями показано, що найбільшу кількість адсорбованих завислих часток виявлено на листках *Myriophyllum spicatum* L., а найменшу – на *Fontinalis antipyretica* Hedw [32]. Таку відмінність, найімовірніше, пояснюють морфологічними особливостями рослин – формою та величиною листків. Так, листки *Fontinalis* – дрібні, цілісні, загострені, а у *Myriophyllum* – гребінчасто-перистороздільні, вкриті волосками зі слизом, стебло розгалужене довжиною до 30–150 см. Така будова забезпечує більшу фільтраційну здатність останньої. Згідно з даними П. Кроткевича [23], у лабораторних умовах рогіз вузьколистий і рдесник пронизанолистий після добової експозиції затримували відповідно 90 і 91% всіх завислих речовин, що містяться у тваринницькому стоку при шарі піску всього 15 см. Ці дослідження свідчать про великі можливості використання фітофільтраційного методу для збереження, захисту й охорони еталонності водойм від кольматційного матеріалу, що потрапив туди з поверхневим стоком.

У тканинах і органах вищих водних рослин накопичуються хімічні елементи (у т. ч. – біогенні), чим забезпечується виведення цих речовин із кругообігу у водоймі протягом майже всього вегетаційного періоду.

Маджд С. М. встановлено [28], що, ВВР (комиш (*Scirpus*), очерет (*Phragmites*), рогіз (*Typha*)), володіють здатністю видаляти з води такі забруднюючі речовини: біогенні елементи (азот, фосфор, калій, кальцій, магній, марганець, сірку), важкі метали (кадмій, мідь, свинець, цинк), феноли, сульфати, нафтопродукти, синтетичні поверхневоактивні речовини, і поліпшити показники органічного забруднення середовища, серед яких біологічне споживання кисню (БСК) і хімічне споживання кисню (ХСК). Встановлено, що куга озерна (*Schoenoplectus lacustris*) здатна рости в розчині фенолу концентрацією до 1000 мг/л, поглинаючи його і 20 його похідних із середовища. Концентрація фенолу 10 мг/дм³ в об'ємі 5 л води за температури 18–20°C і біомаси очерету (*Phragmites*) 900 г вилучалася за 2 доби. Важливим фактом є те, що фенол повністю засвоювався очеретом (*Phragmites*). Коренева система рогозу (*Typha*) має високу акумулюючу здатність відносно важких металів. Концентрація металів у кореневій системі рогозу (*Typha*), який росте на берегах шламонакопичувачів електростанцій, сягала (у мг/кг): заліза – 199,1, мангану – 159,5, міді – 3,4, цинку – 16,6 [29]. Очерет (*Phragmites*) має високі адаптивні властивості й здатний проростати в дуже забруднених промисловими стічними водами водоймах. Він активно використовується в спорудах очищення стічних вод комунального господарства, ступінь очищення яких сягає 97–99%. Виявлено, що очерет (*Phragmites*) здатний видаляти з води такі сполуки, як феноли, нафтоли, аніліни та інші органічні речовини. Питоме поглинання мінеральних речовин сягає (г на 1 г сухої маси): кальцію – 3,95, калію – 10,3, натрію – 6,3, кремнію – 12,6, цинку – 50,5, мангану – 1200,4, бору – 14,6. Встановлена дуже цінна здатність тканин очерету (*Phragmites*) – детоксикувати різні отруйні сполуки. Досить високі концентрації аміаку, фенолу, свинцю, ртуті, міді, кобальту, хрому помітно не позначаються на його зростанні і розвитку. У рослинах очерету (*Phragmites*), що росте на ділянках, які піддаються впливу забруднених вод, накопичується до кінця вегетації

приблизно в 4 рази більше заліза, кальцію – в 100 разів, магнію – в 1,2, азоту – в 1,5, фосфору – в 1,3 рази більше, ніж у рослинах, що не піддаються впливу стічних вод [46].

Також було оцінено здатність трьох видів ВВР (комиш (*Scirpus*), очерет (*Phragmites*) і рогіз (*Typha*)) видаляти із забруднених вод азот і знижувати БСК. За середньої концентрації амонію у стоках 24,7 мг/л, після очищення з використанням ВВР його концентрація становила (мг/л): для комишу (*Scirpus*) – 1,4, для очерету (*Phragmites*) – 5,3, для рогозу (*Typha*) – 17,7. Ефективність зниження БСК також була вище у комишу (*Scirpus*) і очерету (*Phragmites*). На сьогодні ведуться дослідження можливості очищення та видалення металів із води металургійної промисловості [5].

Поряд із мікроелементами макрофіти вилучають із води значну кількість мікроелементів. Концентрації їх у воді утворюють низхідний ряд: Fe>Mn>Zn>Cu>Cr [46]. Згідно з результатами досліджень, різні мікроелементи володіють неоднаковою здатністю акумулюватися водними рослинами, тобто мають різний коефіцієнт біологічного накопичення (для вільноплаваючих рослин, наприклад, для мангану – 9000, заліза – 1700, цинку – 1160, міді – 414, хрому – 210) [18].

У свою чергу, різні макроліти, залежно від екологічних особливостей, також по-різному накопичують речовини. Хоча занурені представники вищої водної рослинності поглинають забруднюючі речовини всією поверхнею, не менш активну роль у цьому відіграють і повітряноводні угруповання, у представників яких досить сильно розвинена потужна коренева система і за допомогою якої рослини активно поглинають забруднюючі речовини, у тому числі й важкі метали. Особливістю багатьох водних рослин, а саме: *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Scirpus lacustris* – є те, що вони здатні розвивати два типи коренів: водні та ґрунтові, унаслідок чого осмотична поверхня густої сітки цих коренів залежно від числа пагонів на 1 м² може у 5, 10, а інколи навіть 15 разів перевищувати площу, яку займає надземна частина рослини [48].

Дослідження, проведені Л. Ейнор [59], І. Кореляковою [22], Д. Дубиною та ін. [15], показали, що макрофіти в процесі життєдіяльності вилучають забруднюючі речовини промислового й побутового характеру, феноли, важкі метали, нафту й ін. Іони важких металів (міді, цинку, свинцю) добре поглинаються Lemnaceae (КУРСИВ??? І ДАЛІ), очеретами *Phragmites*, рогами *Typha*, *Zizania latifolia*. Під час дослідження акумуляції рослинами міді й мангану виявлено високий рівень їх накопичення різухою (*Najas*), куширом зануреним (*Ceratophyllum demersum*) і зеленими нитчастими водоростями кладофорою (*Cladophora*) та едогоніумом (*Oedogonium*). При цьому найвищий вміст металів зафіксовано в кладофорі (*Cladophora*), найнижчий – у куширі (*Ceratophyllum*), що зумовлено наявністю у цих рослин розвинутого механізму метаболічного контролю. Під час дослідження ролі елодеї (*Elodea*) і куширу (*Ceratophyllum*) щодо детоксикації й деструкції багато- та одноатомних фенолів, було виявлено прискорення росту рослин у розчині монофенолу, при цьому приріст біомаси елодеї (*Elodea*) за 30 діб становив 100% вихідної величини. Деструкція фенолів за наявності харових водоростей відбувається інтенсивніше, що, напевно, пов'язано з вмістом у них активної фенолоксидази. ВВР, вилучаючи феноли з водного середовища, частково їх окиснюють і виділяють в атмосферне повітря.

Встановлено що очисні системи вторинної та третинної очистки побутових стічних вод, оснований на елодеї (*Elodea*), придатні для використання в помірному кліматі, де можуть цілий рік видаляти біогенні елементи зі стічної води [46].

В основному використовують повітряно-водні та плаваючі рослини. З повітряно-водних рослин – очерет звичайний (*Phragmites australis*), рогіз (*Typha*), лепешняк (*Glyceria*), півник болотний (*Iris pseudacorus*), різні види осоки (*Carex*). З плаваючих рослин – ейхорнія (*Eichhornia crassipes*), різні види ряски (*Lemna*), сальвінії плавучої (*Salvinia natans*) та ін. [28].

Отже, здатність ВВР інтенсифікувати процеси відновлення якості води – незаперечна. Водяні рослини, які є автотрофними організмами, беруть безпосередню участь у формуванні органічної речовини. Висока здатність водних макрофітів акумулювати мінеральні та органічні речовини, утилізувати азот, фосфор, кальцій, магній та багато інших елементів, здійснювати симбіотичні зв'язки з численними гідробіонтами дає можливість розглядати їх як природні

біофільтри. Особливо висока очисна здатність таких політантів як нафтопродукти та важкі метали спостерігається у видах: очерет (*Phragmites*), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*) і рогіз широколистий (*Typha latifolia*), рдест гребінчастий (*Stuckenia pectinata*) і рдест курчавий (*Potamogeton crispus*).

Оскільки у водоймах мешкають та розвиваються організми й формується своєрідний екоценотичний комплекс, стан і розвиток його можна регулювати з метою прискорення очищення та рекультиватії через пошук організмів з високою потенцією для біологічної рекультиватії. Такі багатофункціональні властивості водної рослинності як з економічної, так і з екологічної точки зору дозволяють проводити екологічний моніторинг гідрографічної сітки України та застосовувати методи очищення водного середовища.

Риби не є необхідними для фактичного очищення води, але вони є важливими для збереження водно-болотних угідь в оптимальних умовах для цього процесу. Риби їдять водорості з поверхні і всередині води, вони зменшують розвиток комарів і шкідників. Необхідно використовувати різні види риб, щоб охопити всі глибинні зони в системі очищення води, використовуючи систему організмів [68].

Серед сучасних природоохоронних заходів з попередження забруднення водних об'єктів важлива роль належить сорбційним методам очищення природних і стічних вод за участю природних мінеральних сорбентів. Аналіз наукової літератури свідчить, що відомі природні сорбенти (монтморилоніти, діатоміти, опоки, палігорскіти) завдяки доступності, невисокій вартості та поліфункціональним сорбційним властивостям широко використовуються в технологіях водопідготовки та водоочищення [13, 50].

Сучасні тенденції вдосконалення систем і споруд водоочищення обмежуються адаптацією класичних схем обробки води [17]. Ускладнення технології фізико-хімічної обробки води за рахунок збільшення доз реагентів, які використовуються, застосування окислювачів і методів сорбційного очищення не завжди призводять до очікуваного ефекту. Використання підвищених доз реагентів збільшує кількість осадів, підвищує солеміст очищеної води, створюючи при цьому проблему вторинного вилучення цих солей. Багато домішок не вилучаються з води механічним шляхом, не нейтралізуються при біологічному очищенні, не видаляються такими традиційними методами водоочищення, як відстоювання, коагуляція та флоатія. Це зумовлює введення в комплексну технологічну схему водопідготовки та водоочищення стадії сорбційного доочищення [11]. Як правило, ця стадія є завершальним етапом у технологічному процесі очищення води.

Сорбційний метод дозволяє видаляти забруднення води надзвичайно широкої природи практично до будь-якої залишкової концентрації незалежно від їх хімічної стійкості. При цьому відсутні вторинні забруднення. Тому перспективною є тенденція розвитку фільтрувально-сорбційних пристроїв. Завдяки фундаментальним дослідженням В. В. Гончарука, Ю. І. Тарасевича та Ф. Д. Овчаренка в хімію та технологію очищення води була залучена низка мінералів, серед яких домінують природні алюмосилікати [12, 13, 36, 50].

Високі адсорбційні, йонобмінні, фільтраційні властивості, дешевизна й широке розповсюдження природних дисперсних мінералів роблять перспективним їх застосування для захисту навколишнього середовища, очищення та розділення газів і рідин [62]. Технологічна цінність природних сорбентів стимулює подальші дослідження їх будови, фізико-хімічних властивостей, розробку методів хімічного й термічного модифікування.

Природні цеоліти є перспективними селективними йонобмінниками в зв'язку з їх високою вибірковою та достатньою сорбційною ємністю, що дозволяє використовувати їх у процесах очистки стічних і природних вод [50, 51].

Дослідження, описані в роботі [30], показали, що цеоліти Сокирницького родовища видаляють з води також йони важких металів. За величиною сорбції зазначені йони можна розмістити в ряд: $\text{NH}_4^+ > \text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$. Величина сорбції суттєво зростає після хімічного модифікування цеолітів у розчинах кислот. Так, послідовна обробка цеолітів 20% розчином сульфатної кислоти та одномолярним розчином КС1 підвищує сорбційну ємність йонів Cu^{2+} до 48 мг/г.

Мінеральний склад, властивості й текстуру цеоліту та метакаоліну було вивчено польськими вченими. Після модифікування цих мінералів шляхом термічної та хімічної обробки збільшувалася пористість та змінювалася текстура природних сорбентів, що дозволяє використати їх для сорбції аміаку з природних водойм [62].

Для очищення стічних вод від барвників рекомендують використовувати глинисті матеріали: бентоніти та палигорськіти Дамуківського родовища (Черкаська обл.) [42]. Зазначені мінерали характеризуються шаровою та шаровострічковою структурою, що й зумовлює їх високу адсорбційну ємність до органічних молекул великих розмірів. Цеолітовий мінерал глауконіт [14], можна розглядати як ефективний сорбент для видалення з води фтору, нафти та нафтопродуктів. Значні поклади цього мінералу зосереджені на території Хмельницької області (Адамівське родовище), що значно розширює сировинну базу природних мінеральних сорбентів.

Адсорбція Pb(II) і Cr(III) з водних розчинів було проведено на глині [66]. Експерименти здійснювали в статичних умовах при різних дозах адсорбенту, рН розчину, часу струшування й температурі. Для опису природи адсорбції використана модель Дубініна-Радушкевича. Результати експериментів показали, що кельтська глина може бути ефективно використана при адсорбції Pb²⁺ і Cr³⁺ з водного розчину.

Дисперсні матеріали характеризуються значно вищою адсорбційною ефективністю, ніж гранульовані [19]. Володіючи високою питомою поверхнею, дисперсні сорбенти в кілька разів скорочують процес очищення при значно меншій витраті сорбенту на одиницю об'єму очищуваної води. Проте практичне застосування таких сорбентів гальмується технічними проблемами, які виникають при відділенні сорбенту від очищеної води.

Застосування кремнійорганічних рідин для модифікування дисперсних мінералів характеризується простотою, економічністю та ефективністю. Його використовують у якості адсорбенту для видалення з поверхні води нафтових забруднень [6].

Доведено, що природній сокирницький КЛ (йнообмінник кальцієвої форми) можливо використовувати для очищення навіть питної води [9]. Оскільки сорбція катіонів Me²⁺ на клиноптилоліті є йнообмінною, то після очищення у воді підвищується вміст йонів Ca²⁺. У випадках, коли такий підвищений вміст небажаний (вода для парогенераторів, виготовлення шипучих напоїв, пива), застосовують хімічно модифіковані форми мінералу.

На можливість застосування природного цеоліту при очищенні «сірих» стічних вод вказують автори [69], оскільки цеоліт є дешевим сорбентом-йнообмінником. Можлива його модифікація та регенерація. Проведені дослідження доводять ефективність використання цеоліту при очищенні стічних вод ванн і пралень.

Автори [10] дослідили можливість використання ракушняка для комбінованого очищення сірчаноокислих промислових стоків. Проведені експерименти показали, що практично повна нейтралізація кислих стоків відбувається при введенні дисперсного ракушняка у кількості 170–190 г/моль H₂SO₄ (рН очищеної води 7,0–7,4). Паралельно з нейтралізацією відбувається також адсорбційне очищення стоків від йонів Fe³⁺ і Cr³⁺, концентрація йонів знижується до рівня (0–0,6) мг/л для Cr³⁺ і менше 3,0 мг/л – для Fe³⁺, що дозволяє скидати очищені стоки в каналізацію.

Ефективність використання природних сорбентів Східного Казахстану в очищенні води від йонів важких металів (Cu²⁺) розглянуті в роботі [38]. Встановлено, що йони Купруму взаємодіють з бентонітами згідно з механізмом йонного обміну, тобто їх вилучення з бентонітів можливе. Ступінь вилучення збільшується залежно від маси бентоніту. Значну роль у зв'язуванні йонів Купруму відіграють колоїдні частинки бентоніту.

Авторами [60] розглянутий метод сорбційного видалення з стічних вод йонів Купруму з використанням каолініту. Дослідження проводили в контактному режимі, при вивченні процесів сорбції використовували атомно-абсорбційну спектрометрію та інші методи у варіації різних параметрів. Встановлено, що адсорбція міді збільшилася зі збільшенням рН і температури, визначено константи швидкості процесів; повідомляється, що метод рекомендований до промислового застосування, як дешевий та ефективний.

Дослідження [2] показали, що мелений брус (мінерал класу гідроксидів $Mg(OH)_2$) є ефективним реагентом при видаленні з води йонів важких металів, у тому числі Купруму, Цинку, Феруму. Були досліджені хімічні та фізичні властивості двох фракцій мelenого бруситу «Аквадаг» (фракції 45 і 300 мкм).

З використанням атомно-абсорбційного та рентгенофлуоресцентного аналізу досліджені адсорбційні властивості сокирницького клиноптололіту щодо сумішей $Pb(II)$, $Zn(II)$, $Cd(II)$, $Mn(II)$, $Fe(III)$ і $Cu(II)$ на рівні 1–10 ГДК для стічних вод по кожному йону в статичному режимі та процеси десорбції цих сумішей з поверхні КЛ розчинами з $pH = 4,5-5,1$, що містять аніони CO_3^{2-} , SO_4^{2-} та NO_3^- [58]. Отримані дані свідчать про те, що сокирницький клиноптололіт можна рекомендувати для доочищення промислових стічних вод, які подають на біологічне очищення після обробки фізичними та хімічними методами, з подальшим застосуванням як компоненту твердого покриття доріг або в технічному будівництві.

Сорбційна здатність природних і термічно модифікованих кальцій-магній мінералів карбонатних й силікатних порід по відношенню до йонів Fe^{2+} , Mn^{2+} досліджена у роботі [8]. Проведені експерименти показали, що ці мінерали є перспективною сировиною для промислового одержання мінеральних сорбентів. Термічна обробка мінералів при температурах 500–800 °С в атмосфері повітря виявляє специфічний вплив на їх сорбційні властивості. Для карбонатних порід (доломіт, мармур) термообробка підвищує їх сорбційну ємність до йонів Fe^{2+} і Mn^{2+} , у випадку силікатних порід (діопсид, волостиніт, термоліт, кварц) така обробка викликає зниження сорбційної ємності. Різний вплив термічного модифікування на сорбційні властивості мінералів пояснюють тим, що карбонатні породи при нагріванні розкладаються з утворенням нових фаз, у результаті чого зростає їх питома поверхня [8]. Так, для доломіту природна форма мінералу характеризується питомою поверхнею 0,17 м²/г, а зразки термічно модифіковані при 800 С мають питому поверхню 7,5 м²/г. Тому оптимальним варіантом очищення підземних вод від йонів Fe^{2+} і Mn^{2+} з використанням досліджуваних мінералів є варіант створення «киплячого шару» сорбента.

Особливості хімічного модифікування природних мінералів поліфосфатом натрію та створення на їх основі сорбентів для очищення води від йонів важких металів розглянуті в роботі [50]. Використовуючи відомі (клиноптололіт) і маловідомі (алуніт, силікат кальцію, гідрокальцит) мінерали, автори розробили ефективну методику створення на їх основі механічно-стійких високоактивних сорбентів. Застосування розроблених сорбентів в умовах очищення промислових стічних вод гальванічного виробництва виявило високу сорбційну ємність (2,5–3,4 мг-екв./г) та вибірковість по відношенню до йонів Ni^{2+} . У процесі модифікування поліфосфат-аніони міцно хемосорбуються на поверхні, створюючи активні йонообмінні центри комплексоутворюючого характеру, що й зумовлює високу адсорбційну здатність модифікованих мінералів.

Проведений авторами [35] аналіз природних і штучних сорбційних матеріалів, що використовуються у процесі очищення стічних вод, забруднених йонами важких металів, дозволяє зробити висновок про те, що зараз існує широкий ряд сорбентів, призначених для знешкодження високотоксичних стоків. Проте технологічні аспекти оптимального застосування сорбентів залишаються маловивченими.

У роботі [63] досліджено видалення йонів важких металів з водних розчинів при різних експериментальних умовах. Ефективність видалення Cd^{2+} , Cu^{2+} і Ni^{2+} з водних розчинів визначали при різних початкових концентраціях, швидкості перемішування та pH. За селективністю сорбції метали розташовуються у такому порядку $Cd^{2+} > Ni^{2+} > Cu^{2+}$. Дані адсорбції відповідали моделі Ленгмюра та Фрейндліха.

У праці [61] розглянута сорбція йонів Co^{2+} мексиканськими туфами, що збагачені цеолітами (клиноптололітами) і каолінітом. Цікавим є той факт, що експеримент здійснювали при кімнатній температурі та pH середовища 1–7. Процес сорбції в перші 5 год проходить швидко, потім уповільнюється і впродовж 24 год настає рівновага.

Сорбційні властивості та застосування глин для видалення йонів важких металів з стічних вод досліджували автори роботи [64]. Польські бейделітові та смектитові глини використовували для адсорбції йонів Cr^{3+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} і Cd^{2+} з водних розчинів, що містять

один або два види йонів. Визначено коефіцієнти розподілу для кожної глини. Здатність до адсорбції йонів глинами розташовувалася у порядку в ряду: $\text{Cr}^{3+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$. Присутність другого виду йонів у розчині знижувало адсорбцію. Бейделітові глини виявилися ефективнішими, ніж смектитові.

Оригінальні результати одержані авторами [52], які досліджували сорбційні властивості напівсинтетичних мікропористих матеріалів. Запропоновані в роботі сорбенти на основі монтморилоніту та сульфату алюмінію володіють високою активністю щодо сорбційного вилучення з води органічних барвників з різною молекулярною масою. При цьому, для низькомолекулярних барвників (індигокармін) визначальним чинником є їх адсорбція на поверхні монтморилоніту, а для високомолекулярних (прямий блакитний) – коагулююча здатність алюміній сульфату. Комбінована дія розроблених сорбентів дозволяє прогнозувати їх ефективне використання для очищення природних вод від фульво- та гумінових кислот.

Авторами [57] досліджено адсорбцію метиленового блакитного (МБ) з модельних стічних вод у динамічних умовах на термообробленому $\text{Fe}(\text{III})$ бентоніті, проаналізовані кінетичні закономірності процесу сорбції метиленового блакитного. На основі експериментальних даних проведено математичне моделювання процесу і встановлено, що зі зміною концентрації метиленового блакитного у розчині кінетичний та дифузійний коефіцієнти змінюються.

Активованій катіонами кальцію та магнію природний алюмосилікат каолініт характеризується високою сорбційною ємністю до йонів хрому та інших важких металів [41]. При модифікуванні каолініту також відбувається часткове заміщення структурних йонів алюмінію катіонами кальцію та магнію, що призводить до підвищення дефектності кристалічної структури алюмосилікатів і, відповідно, до активації його сорбційних властивостей. Практичне застосування активованого каолініту для доочищення стічних вод гальванічного виробництва засвідчило його високу сорбційну ефективність. Так, ступінь вилучення йонів хрому дорівнює 99%, нікелю – 98%, цинку – 95%.

Технологічні аспекти хімічного модифікування природних алюмосилікатів монтморилонітових глин досліджували автори роботи [53]. Розроблені методики дозволили створити ефективні сорбенти на основі Fe -, Al - та Fe/Al -модифікованого монтморилоніту та випробувати їх у процесах очищення води від органічних барвників. Модифіковані монтморилонітові глини володіють високою спорідненістю до аніонних барвників, при цьому максимальна адсорбційна ємність характерна для Fe/Al -модифікованих сорбентів. Термообробка (400–500 С) як модифікованих, так і немодифікованих зразків викликає зниження їх адсорбційної здатності, що може бути пов'язане зі зменшенням питомої поверхні.

У праці [39] описано технології виготовлення високоефективних цеолітних адсорбентів зі структурою цеоліту типу А в різних катіонообмінних формах з природного алюмосилікату зі структурою каоліну. С. А. Євтюхов та В. Г. Березюк провели порівняльне дослідження сорбційних властивостей основних мінералогічних компонентів ґрунту та цеоліту [16]. На думку авторів, закономірності сорбції йонів важких металів на мінералах ґрунту та цеоліті дозволяють прогнозувати процеси техногенного забруднення підземних вод унаслідок поверхневого забруднення ґрунтів, а також визначити можливості застосування цеолітів для очищення ґрунтів і підземних вод. З підвищенням рН сорбція йонів важких металів активніше відбувається на цеоліті й дорівнює 98–99%, тоді як на компонентах ґрунту не перевищує 85%.

Природні мінеральні сорбенти активно використовують у технологіях дезактивації промислових стоків і очищення стічних й природних вод від радіонуклідів. У роботі [7] проведено порівняльне дослідження сорбційної здатності вуглецевих і мінеральних матеріалів, а також композиційних сорбентів на їх основі по відношенню суміші радіонуклідів катіонного та аніонного характеру. Показано, що максимальною сорбційною здатністю володіють композиційні матеріали, наприклад, торф+силікагель; активоване вугілля+цеоліт; буре вугілля+вапняк+цеоліт, які знижують початкову радіоактивність води на 88–98% у статичному режимі і на 95–99% в динамічному. Авторі прогнозують, що розроблені композиційні сорбенти зможуть знайти застосування для великомасштабної дезактивації природних і стічних

вод, для очищення технічних вод обмежених об'ємів, а також для групового та індивідуального концентрування радіонуклідів.

Як відомо, гумінові кислоти є одними з основних домішок, які присутні в питній воді [24]. Цікаві результати отримані у роботі [63] щодо механізму взаємодії цих кислот з шаруватими силікатами. У природних водах гумінові кислоти знаходяться у вигляді солей, комплексних сполук з йонами Алюмінію, Феруму, Мангану, асоціатів з частинками глинистих мінералів і гідроксидами Феруму та Алюмінію. Взаємодія гумінових кислот з дисперсними частинками шаруватих силікатів і продуктами гідролізу коагулянтів одночасно протікає за кількома механізмами. Фракціонування гумінових кислот, зміна рН середовища, введення в обмінний комплекс мінеральних йонобмінників йонів-комплексуютьвачів є неодмінною умовою виявлення ролі кожного з механізмів у визначенні сорбційної ємності по відношенню до гумінових кислот різноманітних представників шаруватих силікатів, що широко використовуються у якості реагентів при підготовці технічної та очистці природної води від органічних домішок.

У технологіях водопідготовки та водоочищення використовують опал-кристобалітову породу – опоку. Зокрема, на основі опоки отриманий сорбент для сорбції катіонів важких металів з водного середовища [26]. Збільшення сорбційної активності опоки досягалося шляхом термічного та хімічного модифікування, а також іммобілізацією γ -амінопропілтриєтоксисиланом. У цій роботі визначені оптимальні умови підвищення сорбційної активності опоки – температура прожарювання зразків до 200 С, кислотна обробка сумішшю розчинів нітратної та хлоридної кислот з концентраціями 6 моль/л, іммобілізація 5% водним розчином γ -амінопропілтриєтоксисилану. Максимальна сорбція Cu^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} досягається при рН 5,5–6,5, динамічна рівновага настає упродовж 7 год.

Адсорбція важких металів зі стічних вод процесу гальванопокриттів можлива тирсою [67]. Тирсу тополі використовували для видалення Cu^{2+} , Zn^{2+} і Cd^{2+} . Форма ізотерм вказувала на багаточастинкову адсорбцію.

Як альтернативу ПМС цеолітам можна вважати сорбенти на основі залізомарганцевих конкрецій [56]. Для кращого очищення від катіонів важких металів використовують сорбцію та йонний обмін, що дозволяє видалити кольорові метали зі стічних вод різного сольового складу до ГДК, допустимої для рибогосподарських водойм $0,1 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$.

Розвиток науково-технічного прогресу, введення у дію нових підприємств, розбудова населених пунктів загострює проблеми очищення побутових і промислових стоків від забруднювачів різної природи. Одним зі шляхів розв'язання цієї проблеми є використання для очищення стічних вод природних дисперсних сорбентів, запаси яких у великій кількості знаходяться в надрах України [43]. Перевагами такої стратегії є відносно невисока собівартість природних дисперсних сорбентів, значні поклади родовищ відповідних мінералів: Сокирницьке родовище цеолітів, Ільницьке та Горбське родовища бентонітів на Закарпатті, Дашуківське родовище бентонітів і палигорскітів на Черкащині, Адамівське родовище глауконітів на Хмельниччині тощо.

Базальтові туфи (БТ) – мінерали вулканогенного походження, за хімічним складом і структурно близькі до цеолітів. Дослідження авторів монографії «Природний мінерал базальтовий туф: склад, властивості та використання», показали, що базальтові туфи володіють поліфункціональними адсорбційними властивостями й можуть бути використані для очищення вод від йонних і молекулярних забруднень [20].

Висока хімічна й термічна стійкість, елементи цеолітної структури дають підстави розглядати базальтові туфи як перспективну мінеральну сировину, що знайде практичне застосування у розв'язанні низки екологічних, агрохімічних, медико-біологічних і технологічних проблем.

У наведеному вище матеріалі була встановлена висока ефективність використання природного цеоліту й клиноптололіту в процесах водопідготовки та водоочищення. Базальтові туфи мають в своїй структурі елементи як клиноптололітної, так і цеолітної структури, тому аналогічно можуть бути застосовані для очистки питних і стічних вод.

Використання клиноптололіту [3] замість кварцового піску покращує технологічні параметри роботи фільтрів – брудоемність фільтрів збільшується на 30–40%, це в свою чергу дозволяє збільшити фільтроцикл на 4–16 год. Застосування клиноптололітових фільтрів дозволяє збільшити лінійну швидкість фільтрування води з 5–7 до 7–9 м/год без погіршення якості фільтрату та скоротити витрату води на промивку [55].

Ціна 1 кг активованого вугілля становить 72–97 грн., а вартість 1 кг природного базальтового туфу – 3–5 грн., тобто в 19–24 разів менше. Крім того, для активації природного базальтового туфу можна використовувати відпрацьовані розчини кислот, що дозволить зменшити витрати на виготовлення розчинів для активації сорбенту. Незважаючи на те, що проведення активації вимагатиме встановлення нового додаткового обладнання, ці затрати окупляться, оскільки базальтовий туф можна використовувати багаторазово [20]. Цінність базальтового туфу як адсорбенту в процесі очищення питної води полягає ще і в тому, що під дією туфу відбувається пом'якшення води [20].

Використовуючи гранули та порошкоподібну природну форму базальтового туфу, приготували адсорбційні системи із різним співвідношенням маси речовини та об'єму води. Потім твердість води визначали через певний проміжок часу. Встановили, що порошкоподібна форма та гранули базальтового туфу зменшують загальну твердість води. Цікавим є той факт, що, незалежно від початкової твердості води, зменшення цього показника відбулось на 24–27% у випадку застосування порошкоподібної форми і на 18–20% – у гранулах [20].

Природні мінеральні сорбенти використовують також для очистки стічних вод. Нами була запропонована схема, де в якості сорбента використаний термічно модифікований базальтовий туф.

Розроблений науковцями [20] комплексний сорбент на основі хіміко-термічно модифікованого базальтового туфу дозволяє найповніше використовувати його поглинальну здатність. Унаслідок низької вартості речовини необхідність у його наступній регенерації може бути неактуальною, а простота апаратурного оформлення зменшує як вартість самої установки, так і експлуатаційні затрати на сам процес очищення. Відпрацьований базальтовий туф можна використати у виробництві будівельних матеріалів без додаткової очистки.

Базальтовий туф, пройшовши лише процес подрібнення, придатний для очистки питних і стічних вод без модифікації. Беручи до уваги стійкість БТ до слабкокислого і слабколужного середовища та його механічну міцність, а також позитивні результати при очищенні як питних, так і стічних вод, можна однозначно сказати про доцільність його застосування для очищення води з великим вмістом суспензій, при цьому можна очікувати скорочення експлуатаційних витрат за рахунок суміщення операцій фільтрації і сорбції.

Висновки

У системах природного та примусового водочищення на сьогодні ефективним є використання біологічних агентів (мікрорганізми, рослини та риби), які можуть бути організовано сформовані як природні екосистеми у вигляді біоплато та регульовані як за складом, так і за тривалістю функціонування.

Разом з тим, природні мінеральні сорбенти (ПМС) є якісним і перспективним матеріалом у процесах очистки реальних питних і стічних вод. Одним з найкращих ПМС є цеоліти. Їх цінність визначається високою пористістю, великим розміром пор, можливістю сорбувати речовини неорганічного та органічного походження, здатністю до регенерації. Схеми очистки питних і стічних вод, де у якості фільтр-сорбенту виступають модифіковані базальтові туфи, є доцільними та економічно вигідними, а простота апаратурного оформлення дозволяє їх впровадження на водоочисних спорудах.

1. Бактерії можуть допомогти очищати стічні води від іонів важких металів. URL: <http://manyava.org/publ/19-1-0-124/> (дата звернення:.....).
2. Белевцев А. Н., Байкова С. А., Жаворонкова В. И. Применение молотого брусита для очистки воды. *Экология и промышленность России*. 2008. № 2. С. 46–47.
3. Брек Д. Цеолитовые молекулярные сита; [пер. с англ. А. Л. Клячко, И. В. Мишина, В. И. Якерсова]. М.: Мир, 1976. 782 с.

4. Ваганова Е. С., Давыдова О. А. Оценка доочищения водных экосистем от тяжелых металлов (на примере малых рек Ульяновской области). *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2011. Т. 13, № 5 (2). С. 147.
5. Гавриленко Е. Е., Золотухина Е. Ю. Накопление и взаимодействие ионов меди, цинка, марганца, кадмия, никеля и свинца при их поглощении водными макрофитами. *Гидробиологический журнал*. 1989. Т. 25, № 5. С. 54–61.
6. Герасимова В. Н. Природные цеолиты как адсорбенты нефтепродуктов. *Химия в интересах устойчивого развития*. 2003. Т. 11, № 11. С. 481–488.
7. Гоба Е. В., Ставицкий С. С., Петренко Т. П., Ставицкий В. В. Эффективность различных сорбционных материалов для извлечения радионуклидов из загрязненной воды. *Химия и технология воды*. 2005. Т. 25, № 6. С. 574–584.
8. Годимчук А. Ю., Ильин А. П. Исследование сорбционных процессов на природных минералах и их термомодифицированных формах. *Химия и технология воды*. 2004. Т. 26, № 4. С. 287–298.
9. Гомонай В. І., Мільович С. С., Гораєвський Л. Ю., Гомонай П. В. Застосування сокирницького КЛ для очистки води від іонів міді (II). *Екотехнології та ресурсозбереження*. 2003. № 3. С. 55–57.
10. Гончарик В. П., Черныш И. Г., Кожара Л. И. Использование ракушняка для обезвреживания серноокислых хром- и железосодержащих промышленных стоков. *Химическая технология*. 1989. № 1. С. 93–96.
11. Гончарук В. В. Влияние адсорбционной очистки на молекулярно-динамическое состояние воды. *Химия и технология воды*. 2005. Т. 7, № 6. С. 528–539.
12. Гончарук В. В. Концепция выбора передня показателей и их нормативных значений для определения гигиенических требований и контроля за качеством питьевой воды в Украине. *Химия и технология воды*. 2008. Спец. вып., часть II. С. 52–111.
13. Гончарук В. В. Последние уникальные достижения в науке о воде. *Химия и технология воды*. 2015. Т. 37, № 1. С. 3–4.
14. Гончарук В. В., Пшинко Г. Н., Тимошенко Т. Г. Обесфторивание природных вод фильтрованием через глауконит, обработанный солями алюминия. *Химия и технология воды*. 2008. Т. 30, № 6. С. 615–626.
15. Дубына Д., Гейны С., Гроудова З. и др. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. К.: Наукова думка, 1993. – 434 с.
16. Свтюхов С. А., Березюк В. Г. Изучение сорбционных свойств природных алюмосиликатов. (глина, суглинки, цеолит). *Журнал прикладной химии*. 2003. Т. 76, № 9. С. 1454–1457.
17. Запольский А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води. К.: Вища школа, 2005. 671 с.
18. Кадукин А. И., Красинцева В. В., Романова Г. И., Тарасенко Л. В. Аккумуляция железа, марганца, цинка, меди и хрома у некоторых водных растений. *Гидробиологический журнал*. 1982. Т. 18, № 1. С. 79–82.
19. Кельцев Н. В. Основы адсорбционной техники. М.: Химия, 1984. 592 с.
20. Кобаса І. М., Цимбалюк В. В. Природний мінералбазальтовий туф: склад, властивості та використання. Чернівці: Чернівецький національний університет, 2016. 200 с.
21. Кокин К. А. О роли погруженных макрофитов в самоочищении загрязненных вод. – *Тр. ВГБО*, 1963. Т. 14.
22. Корелякова И. Л. Растительность Кременчугского водохранилища. К.: Наукова думка, 1977. 198 с.
23. Кроткевич П. Г. Роль растений в охране водоемов. *Новое в жизни, науке и технике. Сер., Биология*. М.: Знание, 1982. № 3. С. 64–69.
24. Кульский Л. А. Теоретические основы и технологии кондиционирования воды. К. Наукова думка, 1971. 500 с.
25. Курілов О. В. Гідробіологія, конспект лекцій. Ч. II. Одеса, 2009. С. 202.
26. Лихарева О. Б., Иванов М. Г., Матерн А. И. Повышение сорбционной активности опоки термическим и химическим модифицированием. *Химия в интересах устойчивого развития*. 2008. № 16. С. 415–420.
27. Логинова Е. В., Лопух П. С. Гидроэкология: курс лекций. Минск: БГУ, 2011. 300 с.
28. Маджд С. М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі. *Наукоємні технології*. 2016. № 2. С. 228. doi: 10.18372/2310-5461.30.10569 (ua).
29. Маджд С. М. Оцінка техногенного впливу авіаприемств на стан водойм. *Екологічна безпека та природокористування: зб.наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ: Нац. ун-т буд-ва і архит., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору*. К., 2014. Вип. 14. С. 104.
30. Мальований М. С., Одноріг З. С., Гузьова І. О. Модифікація природних цеолітів та перспективи їх використання. *Хімічна промисловість України*. 1999. № 5. С. 10–12.

31. Методи очищення води. URL: <http://www.npblog.com.ua/index.php/ekologiya/metodi-ochischennja-vodi.html> [дата звернення:].
32. Мережко А. И., Шкодько Т. И. Роль высшей водной растительности в процессах самоочищения водоемов от хлорорганических пестицидов. *Гидробиологический журнал*. 1980. Т. 16, № 4. С. 113–114.
33. Міхеєв О. М., Маджд С. М., Семенова О. І., Дмитруха Т. І. Адаптація гідрофітної системи для очистки стічних вод підприємств цивільної авіації. *Хімія і технологія води*. 2015. № 3. С. 574–581.
34. Михеев А. Н., Овсянникова Л. Г., Маджд С. М., Лапань О. В. Разработка технологии деконтаминации водных объектов от радионуклидов и химического загрязнения. *Биотехнология XXI : Всеукр. науч.-практ. конф., 22 квітня 2016 р. : тези доп.* Київ: НТУУ «КПІ», 2016. С. 155.
35. Никулин А. С., Варюшина Г. П. Сорбционные материалы для очистки сточных вод от тяжелых металлов. *Водоочистка*. 2007. № 6. С. 44–45.
36. Овчаренко Ф. Д., Щербатюк Н. Є., Тарасевич Ю. І. Сорбційні властивості Закарпатського КЛ. *Доповіді АН УРСР. Серія Б*. 1974. № 11. С. 1026–1029.
37. Оксуюк О. П., Мережко А. И., Волкова Т. Ф. Использование высших водных растений для улучшения качества воды и укрепления берегов каналов. *Водные ресурсы*. 1978. № 4. С. 97–104.
38. Оразова С. С. Эффективность использования природных сорбентов Восточного Казахстана в очистке воды от ионов тяжелых металлов (Cu^{2+}). *Известия Томского политехнического университета. Серия: Математика и механика. Физика*. 2007. Т. 311, № 2. С. 250–252.
39. Павлов М. П., Кутепов Б. И., Патрикеев В. А. Технология приготовления высокоэффективных цеолитсодержащих адсорбентов на основе природных алюмосиликатов. *Химическая технология*. 2007. Т. 1. С. 230–233.
40. Панченко А. О. Встановлення ролі гідрофітних систем у відновленні якості стічних вод підприємства авіаційної галузі. *Екологічна безпека держави: зб. наук. праць*. Міністерство освіти і науки України. НАУ, 2016. С. 23–24.
41. Петров Е. Г., Заикин А. Е. Глубокая очистка хромсодержащего стока алюмосиликатным сорбентом. *Водоснабжение и санитарная техника*. 2006. № 10. С. 33–35.
42. Петрусь Р., Мальований М., Варчол Й. Технологія очищення стоків з застосуванням природних дисперсних сорбентів. *Хімічна промисловість України*. 2003. № 2. С. 20–22.
43. Проскурко А. И. Минеральные ресурсы Украины. Охрана и рациональное использование. Львов.: Выща школа, 1989. 180 с.
44. Ратушняк А. А. Оценка роли сообществ макрофитов в формировании качества воды мелководий Куйбышевского водохранилища. *Экологическая химия*. 2002. Т. 11, № 2. С. 133–139.
45. Ратушняк А. А., Андреева М. Г. Физиолого-биохимические особенности экзометаболизма макрофитов в сезонной динамике и его роль в формировании качества воды. *Экологическая химия*. 2001. Т. 10, № 10(4). С. 217–232.
46. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Киризія Т. Я., Коваль І. М., Кіпніс Л. С., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Леконцева Т. І. Природні і штучні біоплато. Фундаментальні та практичні аспекти. К.: Наукова думка, 2012. 155 с.
47. Садчиков А. П. Роль прибрежно-водной растительности в самоочищении водоемов. URL: http://www.moip.msu.ru/wp-content/uploads/2011/07/rol_pribrejno-vodnoi_rastitelnosti.pdf (дата звернення: ...).
48. Смирнова Н. Н. Эколого-физиологические особенности корневой системы прибрежно-водных растений. *Гидробиологический журнал*. 1989. Т. 25, № 6. С. 60–61.
49. Стольберг В. Ф., Ладыженский В. Н., Спиринов А. И. Биоплато – эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2003. № 3. С. 32.
50. Тарасевич Ю. И. Природные сорбенты в процессах очистки воды. К.: Наукова думка, 1981. 302 с.
51. Тарасевич Ю. И. Высокодисперсные адсорбенты. *Журнал всесоюзного химического общества им. Д. И. Менделеева*. 1989. № 2. С. 61–68.
52. Тарасевич Ю. И., Сердобольский В. Е., Дорошенко В. Е. Очистка воды от анионных красителей при помощи полусинтетического сорбента на основе монтмориллонита и основных солей алюминия. *Химия и технология воды*. 2004. Т. 26, № 3. С. 299–305.
53. Ханхасаева С. Ц., Бадмаева С. В., Дашинажилова Э. Ц. Адсорбция анионных красителей на монтмориллоните, модифицированном полигидроксокомплексами алюминия и железа. *Химия в интересах устойчивого развития*. 2006. Т. 14, № 3. С. 311–316.
54. Хімко Р. В. Причинно-наслідкові зв'язки в екосистемах малих річок та чинники погіршення їх екологічного стану. *Участь громадськості у збереженні малих річок України*: матеріали

- загальнонаціонального семінару і Першої робочої зустрічі Української річкової мережі, WetlandsInternational. Київ, 2003. С. 20.
55. Хорунжина С. И., Поляков В. Е., Тарасевич Ю. И. Исследование физико-химических свойств цеолитов новых месторождений Сибири и Якутии и возможности их применения для очистки воды. *Химия и технология воды*. 1992. Т. 14, № 11. С. 832–838.
 56. Чиркст Д. Э., Черемисина О. В., Иванов М. В. Изотерма обмена катионов натрия и меди на железомарганцевых конкрециях. *Журнал прикладной химии*. 2009. Т. 82, № 2. С. 238–242.
 57. Ягубов А. И. Сорбционные процессы очистки сточных вод от метилена голубого на Fe(III) бентоните: экспериментальные исследования и моделирование. *Конденсированные среды и межфазные границы*. 2007. Т. 9, № 2. С. 177–181.
 58. Яновська Є. С., Золотовський І. В., Слободяник М. С. Наукові основи безвідходної технології доочищення промислових стічних вод від сумішей іонів важких металів. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2008. № 5. С. 50–54.
 59. Эйно́р Л. О. Макрофиты в экологии водоема. М., 1992. 373 с.
 60. Alkan Mahir, Kalay Buācu, Dogan Mehmet, Demirbas Ozkan. Removal of copper ions from aqueous solutions by kaolinite and batch design. *Journal of Hazardous Materials*. 2008. Vol. 153, № 1-2. P. 867–876.
 61. Davila-Rengel J.I, Solache-RiasM. Sorption of cobalt by two Mexican clinoptilolite rich tuffs zeolitic rocks and kaolinite. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2006. Vol.270, N 2. P. 465–471.
 62. GrełaAgnieszka, Bajda Tomasz, Miķuła Janusz. Skład mineralny i właściwości teksturalne zeolitów z metakaolinu. *Przemysł chemiczny*. 2015.Т. 94, №4.С.619–622.
 63. KocaobaS., OrhanY.,AkyuzT. Kinetics and equilibrium studies of heavy metal ions removably use of natural zeolite. *Desalination*. 2007. Vol. 214, № 1-3. P. 1–10.
 64. Kyziol-Komosinska J., Rosik-Dulāwska C., Kocela A. Wtasciwosci sorpcyjne ilowneogenskich i mozliwosci ich wykorzystanie dousuwania jonow metali ciezkich ze sciekow. *Przemysl Chemiczny*. 2008.Vol. 87, № 5. P. 501–505.
 65. Microorganism spurify water. [Електронний ресурс]: <http://www.eniscuola.net/en/argomento/protista/protection-of-water/micro-organisms-purify-water/>.
 66. Sari A.,TuzenM., SoylakM. Adsorption of Pb (II) and Cr (III) from aqueous solution on Celtekclay.*Journal of Hazardous Materials*. 2007.Vol. 144, № 1–2. P. 41–46.
 67. Sziban Marina, Radetiz Bogdanka, Kevresan Zarko, Klasnja Mile. Adsorption of heavy metals from electroplating wastewater by wood saw dust. *Bioresource Technology*. 2007. Vol. 98, N 2. P. 402–409.
 68. Water Purification using Organisms [Електронний ресурс]: <http://www.puwater.com/07/water-purification-using-organisms>.
 69. Widiastuti Nurul, WuHongwei, Ang Ming, Zhang Dong-ke. The potential application of natual zeo lite for grey water teatment. *Desalination*.2008. Vol. 218, № 1-3. P. 271–280.

References

1. Bakteriyi mozhut dopomogti ochishati stichni vodi vid ioniv vazhkih metaliv. [Elektronnij resurs]: <http://manyava.org/publ/19-1-0-124/>. (in Ukrainian)
 2. Belevcev A. N., Bajkova S. A., Zhavoronkova V. I. Primenenie molotogo brusita dlya ochistki vody. *Ekologiya i promyshlennost Rossii*. 2008. № 2. S. 46–47. (in Russian)
 3. Brek D. Ceolitovye molekulyarnye sita; [per. s angl. A. L. Klyachko, I. V. Mishina, V. I. Yakersova]. М.: Mir, 1976. 782 s. (in Russian)
 4. Vaganova E. S., Davydova O. A. Ocenka doochishennya vodnih ekosistem ot tyazhelyh metallov (na primere malyh rek Ulyanovskoj oblasti). *Izvestiya Samarskogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk*. 2011. Т. 13, № 5 (2). S. 147. (in Russian)
 5. Gavrilenko E. E., Zolotuhina E. Yu. Nakoplenie i vzaimodejstvie ionov medi, cinka, marganca, kadmiya, nikelya i svinca pri ih pogloshenii vodnimi makrofitami. *Gidrobiologicheskij zhurnal*. 1989. Т. 25, № 5. S. 54–61 s. (in Russian)
 6. Gerasimova V. N. Prirodnye ceolity kak adsorbenty nefteproduktov. *Himiya v interesah ustojchivogo razvitiya*. 2003. Т. 11, № 11. S. 481–488. (in Russian)
 7. Goba E. V., Stavickij S. S., Petrenko T. P., Stavickij V. V. Effektivnost razlichnyh sorbituyushih materialov dlya izvlecheniya radionuklidov iz zagryaznennoj vody. *Himiya i tehnologiya vody*. 2005. Т. 25, № 6. S. 574–584. (in Russian)
 8. Godimchuk A. Yu., Ilin A. P. Issledovanie sorbcionnyh processov na prirodnyh mineralah i ih termomodificirovannyh formah. *Himiya i tehnologiya vody*. 2004. Т. 26, № 4. S. 287–298. (in Russian)
- 82 ISSN 2078-2357. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2019, № 4 (78)

9. Gomonaj V. I., Milovich S. S., Gorayevskij L. Yu., Gomonaj P. V. Zastosuvannya sokirnickogo KL dlya ochistki vodi vid ioniv midi (II). Ekotehnologii i resursosberezenie. 2003. № 3. S. 55–57. (in Russian)
10. Goncharik V. P., Chernysh I. G., Kozhara L. I. Ispolzovanie rakushnyaka dlya obezvrezhivaniya sernokislyh hrom- i zhelezosoderzhashih promyshlennyh stokov. Himicheskaya tehnologiya. 1989. № 1. S. 93–96. (in Russian)
11. Goncharuk V. V. Vliyanie adsorbcionnoj ochistki na molekulyarno-dinamicheskoe sostoyanie vody. Himiya i tehnologiya vody. 2005. T. 7, № 6. S. 528–539. (in Russian)
12. Goncharuk V. V. Konceptiya vybora perednya pokazatelej i ih normativnyh znachenij dlya opredeleniya gigienicheskikh trebovanij i kontrolya za kachestvom pitevoj vody v Ukraine. Himiya i tehnologiya vody. 2008. Spec. vyp., chast II. S. 52–111. (in Russian)
13. Goncharuk V. V. Poslednie unikalnye dostizheniya v nauke o vode. Himiya i tehnologiya vody. 2015. T. 37, № 1. S. 3–4. (in Russian)
14. Goncharuk V. V., Pshinko G. N., Timoshenko T. G. Obesftorivanie prirodnyh vod filtrovaniam cherez glaukonit, obrabotannyj solyami alyuminiya. Himiya i tehnologiya vody. 2008. T. 30, № 6. S. 615–626. (in Russian)
15. Dubyna D., Gejny S., Groudova Z. i dr. Makrofity – indykatory izmenenij prirodnoj sredy. K.: Naukova dumka, 1993. – 434 s. (in Russian)
16. Yevtyuhov S. A., Berezyuk V. G. Izuchenie sorbcionnyh svojstv prirodnyh alyumosilikatov. (glina, suglinok, ceolit). Zhurnal prikladnoj himii. 2003. T. 76. № 9. S. 1454–1457. (in Russian)
17. Zapolskij A. K. Vodopostachannya, vodovidvedennya ta yakist vodi. K.: Visha shkola, 2005. 671 s. (in Ukrainian)
18. Kadukin A. I., Krasinceva V. V., Romanova G. I., Tarasenko L. V. Akkumulyaciya zheleza, marganca, cinka, medi i hroma u nekotoryh vodnih rastenij. Hidrobiologicheskij zhurnal. 1982. T. 18, № 1. S. 79–82.
19. Kelcev N. V. Osnovy adsorbcionnoj tehniki. M.: Himiya, 1984. 592 s. (in Russian)
20. Kobasa I. M., Cimbalyuk V. V. Prirodnij mineralbazaltovij tuf: sklad, vlastivosti ta vikoristannya. Chernivci: Cherniveckij nacionalnij universitet, 2016. 200 s. (in Ukrainian)
21. Kokin K. A. O roli pogruzhennyh makrofitov v samoochisheni zagryaznennyh vod. – Tr. VGBO, 1963. T. 14. (in Russian)
22. Korelyakova I. L. Rastitelnost Kremenchugskogo vodohranilisha. K.: Naukova dumka, 1977. 198 s. (in Russian)
23. Krotkevich P. G. Rol rastenij v ohrane vodoemov. Novoe v zhizni, nauke i tehnike. Ser., Biologiya. M. : Znanie. 1982. № 3. S. 64–69.
24. Kulskij L. A. Teoreticheskie osnovy i tenologii kondicionirovaniya vody. K. Naukova dumka, 1971. 500 s. (in Russian)
25. Kurilov O. V. Hidrobiologiya, konspekt lekcij. Ch. II. Odesa, 2009. S. 202. (in Russian)
26. Lihareva O. B., Ivanov M. G., Matern A. I. Povyshenie sorbcionnoj aktivnosti opoki termicheskim i himicheskim modifitsirovaniam. Himiya v interesah ustojchivogo razvitiya. 2008, № 16. S. 415–420. (in Russian)
27. Loginova E. V., Lopuh P. S. Hidroekologiya: kurs lekcij. Minsk: BGU, 2011. 300 s. (in Russian)
28. Madzhd S. M. Dosvid ekspluatatsiyi gidrofitnih sporud v Ukrayini ta sviti. Naukoyemni tehnologiyi. 2016. № 2. S. 228. doi: 10.18372/2310-5461.30.10569 (ua). (in Ukrainian)
29. Madzhd S. M. Ocinka tehnogennogo vplivu aviapidpriyemstv na stan vodojm. Ekologichna bezpeka ta prirodokoristuvannya: zb.nauk. prac / M-vo osviti i nauki Ukrayini, Kiyiv: Nac. un-t bud-va i arhit., NAN Ukrayini, In-t telekomunikacij i global. inform. prostoru. K., 2014. Vip. 14. S. 104. (in Ukrainian)
30. Malovaniy M. S., Odnorig Z. S., Guzova I. O. Modifikaciya prirodnyh ceolitiv ta perspektivi yih vikoristannya. Himichna promislolist Ukrayini. 1999. № 5. S. 10–12. (in Ukrainian)
31. Metodi ochishennya vodi.[Elektronnij resurs]: <http://www.npblog.com.ua/index.php/ekologiya/metodi-ochishennya-vodi.html>]. (in Ukrainian)
32. Merezhko A. I., Shkodko T. I. Rol vysshej vodnoj rastitelnosti v procesah samoochishennya vodoemov ot hlororganicheskikh pesticidov. Hidrobiologicheskij zhurnal. 1980. T. 16, № 4.S. 113–114. (in Russian)
33. Mihyeyev O. M., Madzhd S. M., Semenova O. I., Dmitruha T. I. Adaptaciya gidrofitnoyi sistemi dlya ochistki stichnih vod pidpriyemstv civilnoyi aviatsiyi. Himiya i tehnologiya vodi. 2015. № 3. S. 574–581. (in Ukrainian)
34. Miheev A. N., Ovsyannikova L. G., Madzhd S. M., Lapan O. V. Razrabotka tehnologi dekontaminacii vodnih obektov ot radionuklidov i himicheskogo zagryazneniya. Biotehnologiya HHI : Vseukr. nauk.-prakt. konf., 22 kvitnya 2016 r. : tezi dop. Kiyiv: NTUU «KPI», 2016. S. 155. (in Russian)
35. Nikulin A. S., Varyushina G. P. Sorbcionnye materialy dlya ochistki stochnykh vod ot tyazhelyh metallov. Vodoochistka. 2007. № 6. S. 44–45. (in Russian)

36. Ovcharenko F. D., Sherbatiuk N. Ye., Tarasevich Yu. I. Sorbcijni vlastivosti Zakarpatskogo KL. Dopovidi AN URSSR. Seriya B.1974. № 11. S. 1026–1029. (in Ukrainian)
37. Oksiyuk O. P., Merezhko A. I., Volkova T. F. Ispolzovanie vysshih vodnih rastenij dlya uluchsheniya kachestva vody i ukrepleniya beregov kanalov. Vodnye resursy. 1978. № 4. S. 97–104. (in Russian)
38. Orazova S. S. Effektivnost ispolzovaniya prirodnyh sorbentov Vostochnogo Kazahstana v ochildke vody ot ionov tyazhelyh metallov (Su²⁺). Izvestiya Tomskogo politehnicheskogo universiteta. Seriya: Matematika i mehanika. Fizika. 2007. T. 311, № 2. S. 250–252. (in Russian)
39. Pavlov M. P., Kutepov B. I., Patrikeev V. A. Tehnologiya prigotovleniya vysokoeffektivnyh ceolitsoderzhashih adsorbentov na osnove prirodnyh alyumosilikatov. Himicheskaya tehnologiya. 2007. T. 1. S. 230–233. (in Russian)
40. Panchenko A. O. Vstanovlennyya roli gidrofitnih sistem u vidnovlenni yakosti stichnih vod pidpriyemstva aviacijnoyi galuzi. Ekologichna bezpeka derzhavi: zb. nauk. prac. Ministerstvo osviti i nauki Ukrayini. NAU, 2016. S. 23–24. (in Ukrainian)
41. Petrov E. G., Zaikin A. E. Glubokaya ochildka hromsoderzhashego stoka alyumosilikatnym sorbentom. Vodospabzhenie i sanitarnaya tehnika. 2006. № 10. S. 33–35. (in Russian)
42. Petrus R., Malovaniy M., Varchol J. Tehnologiya ochishnennyya stokiv z zastosuvannyyam prirodnyh dispersnyh sorbentiv. Himichna promislolist Ukrayini. 2003. № 2. S. 20–22. (in Ukrainian)
43. Proskurko A. I. Mineralnye resursy Ukrainy. Ohrana i racionalnoe ispolzovanie. Lvov.: Vysha shkola, 1989. 180 s. (in Russian)
44. Ratushnyak A. A. Ocenka roli soobshestv makrofitov v formirovanii kachestva vody milkovodij Kujbyshevskogo vodohranilisha. Ekologicheskaya himiya. 2002. T. 11, № 2. S. 133–139. (in Russian)
45. Ratushnyak A. A., Andreeva M. G. Fiziologo-biohimicheskije osobennosti ekzometabolizma makrofitov v sezonnoj dinamike i ego rol v formirovanii kachestva vody. Ekologicheskaya himiya. 2001. T. 10, № 10(4). S. 217–232. (in Russian)
46. Romanenko V. D., Krot Yu. G., Kirizij T. Ya., Koval I. M., Kipnis L. S., Potrohov O. S., Zinkovskij O. G., Lekonceva T.I. Prirodni i shtuchni bioplato. Fundamentalni ta praktichni aspekti. K. : Naukova dumka, 2012. 155 s. (in Ukrainian)
47. Sadchikov A. P. Rol pribrezhno-vodnoj rastitelnosti v samoochishenii vodoemov. [Elektronnij resurs]: http://www.moip.msu.ru/wp-content/uploads/2011/07/rol_pribrezhno-vodnoi_rastitelnosti.pdf. (in Russian)
48. Smirnova N. N. Ekologo-fiziologicheskije osobennosti kornevoj sistemy pribrezhno-vodnyh rastenij. Gidrobiologicheskij zhurnal. 1989. T. 25, № 6. S. 60–61. (in Russian)
49. Stolberg V. F., Ladyzhenskij V. N., Spirin A. I. Bioplato — effektivnaya malozatratnaya ekotehnologiya ochildki stochnyh vod. Ekologiya dovkillya ta bezpeka zhittyediyalnosti. 2003. № 3. S. 32. (in Russian)
50. Tarasevich Yu. I. Prirodnye sorbenty v processah ochildki vody. K.: Naukova dumka, 1981. 302 s. (in Russian)
51. Tarasevich Yu. I. Vysokodispersnye adsorbenty. Zhurnal vsesoyuznogo himicheskogo obshestva im. D. I. Mendeleeva. 1989. № 2. S. 61–68. (in Russian)
52. Tarasevich Yu. I., Serdobolskij V. E., Doroshenko V. E. Ochildka vody ot anionnyh krasitelej pri pomoshi polusinteticheskogo sorbenta na osnove montmorillonita i osnovnyh solej alyuminiya. Himiya i tehnologiya vody. 2004. T. 26. № 3. S. 299–305. (in Russian)
53. Hanhasaeva S. C., Badmaeva S. V., Dashinamzhilova E. C. Adsorbciya anionnyh krasitelej na montmorillonite, modifitsirovannom poligidroksokompleksami alyuminiya i zheleza. Himiya v interesah ustojchivogo razvitiya. 2006. T. 14. № 3. S. 311–316. (in Russian)
54. Himko R. V. Prichinno-naslidkovi zv'yazki v ekosistemah malih richok ta chinniki pogirshennyya yih ekologichnogo stanu. Uchast gromadskosti u zberezhenni malih richok Ukrayini. Materiali zagalnonacionalnogo seminaru i Pershoi robochoyi zustrichi Ukrayinskoyi richkovoyi merezhi, WetlandsInternational. Kiyiv, 2003. S. 20. (in Ukrainian)
55. Horunzhina C. I., Polyakov V. E., Tarasevich Yu. I. Issledovanie fiziko-himicheskijh svojstv ceolitov novih mestorozhdenij Sibiri i Yakutii i vozmozhnosti ih primeneniya dlya ochildki vody. Himiya i tehnologiya vody. 1992. T. 14, № 11. S. 832–838. (in Russian)
56. Chirkst D. E., Cheremisina O. V., Ivanov M. V. Izoterma obmena kationov natriya i medi na zhelezomargancevyh konkretacijah. Zhurnal prikladnoj himii. 2009. T. 82, № 2. S. 238–242. (in Russian)
57. Yagubov A. I. Sorbcionnye processy ochildki stochnyh vod ot metilena golubogo na Fe(III) bentonite: eksperimentalnye issledovaniya i modelirovanie. Kondensirovannyye sredy i mezhfaznye granicy. 2007. T. 9, № 2. S. 177–181. (in Russian)
58. Yanovska Ye. S., Zolotovskij I. V., Slobodyanik M. S. Naukovi osnovi bezvidhodnoyi tehnologii doochishennyya promislovyh stichnyh vod vid sumishej ioniv vazhkih metaliv. Ekologiya dovkillya ta bezpeka zhittyediyalnosti. 2008. № 5. S. 50–54. (in Ukrainian)
59. Ejnor L. O. Makrofity v ekologii vodoema. M., 1992. 373 s. (in Russian)
- 84 ISSN 2078-2357. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2019, № 4 (78)

60. Alkan Mahir, Kalay Buācu, Dogan Mehmet, Demirbas Ozkan. Removal of copper ions from aqueous solutions by kaolinite and batch design. *Journal of Hazardous Materials*. 2008. Vol. 153, № 1-2. P. 867–876.
61. Davila-Rengel J.I, Solache-RiasM. Sorption of cobalt by two Mexican clinoptilolite rich tuffs zeolitic rocks and kaolinite. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2006. Vol.270, N 2. P. 465–471.
62. GrelaAgnieszka, Bajda Tomasz, Mikuła Janusz. Skład mineralny i właściwości teksturalne zeolitów z metakaolinu. *Przemysł chemiczny*. 2015.T. 94, №4.S.619–622.
63. KocaobaS., OrhanY.,AkyuzT. Kinetics and equilibrium studies of heavy metal ions removably use of natural zeolite. *Desalination*. 2007. Vol. 214, № 1-3. P. 1–10.
64. Kyziol-Komosinska J., Rosik-Dulāwska C., Kocela A. Wtasciwosci sorpcyjne ilowneogenskich i mozliwosci ich wykorzystanie dousuwania jonow metali ciezkich ze sciekow. *Przemysl Chemiczny*. 2008.Vol. 87, № 5. P. 501–505.
65. Microorganism spurify water. [Електронний ресурс]: <http://www.eniscuola.net/en/argomento/protista/protection-of-water/micro-organisms-purify-water/>.
66. Sari A.,TuzenM., SoylakM. Adsorption of Pb (II) and Cr (III) from aqueous solution on Celtekclay.*Journal of Hazardous Materials*. 2007.Vol. 144, № 1–2. P. 41–46.
67. Sziban Marina, Radetiz Bogdanka, Kevresan Zarko, Klasnja Mile. Adsorption of heavy metals from electroplating wastewater by wood saw dust. *Bioresource Technology*. 2007. Vol. 98, N 2. P. 402–409.
68. Water Purification using Organisms [Електронний ресурс]: <http://www.puwater.com/07/water-purification-using-organisms>.
69. Widiastuti Nurul, WuHongwei, Ang Ming, Zhang Dong-ke. The potential application of natual zeo lite for grey water treatment. *Desalination*.2008. Vol. 218, № 1-3. P. 271–280.

¹S. Matiuk, ²V. Gribinko

¹Lesya Ukrainka Eastern European national university, Ukraine

²Ternopil Volodymyr Hnatiuk National pedagogical university, Ukraine

THE USE OF NATURAL AND ADSORPTION SUBSTANCES FOR CLEANING OF NATURAL AND SEWER WATERS

The article deals with the use of biological agents (microorganisms, plants and fish) in the systems of the natural and water treatment which can be organization formed as natural ecosystems as a bioplateau and managed as after composition and duration of functioning.

It is shown that quality and perspective material in the processes of cleaning of drinkable and sewer waters are natural mineral sorbents. Their value is determined by high porosity, largeness of and absorption properties, by possibility sorbents the substances of inorganic and organic origin, by a capacity for a regeneration. Charts of cleaning of drinkable and sewer waters, where the modified basaltic tuffs come forward in quality of filter sorbent, are expedient and economically advantageous, and simplicity of apparatus registration allows their introduction on water-purifying building.

Key words: water, contamination, microorganisms, plants, mineral.

Надійшла 27.11.2019.