

селективної сорбції (промислової хроматографії) для випадків розділення 3-х компонентних систем. Рішення адсорбційної моделі використані для прогнозування конкурентної рівноваги адсорбції розчину та активного компоненту рухомої фази на основі ізотерми адсорбції. Стандартні ізотерми адсорбції були визначені на підставі додаткових даних адсорбції, виміряних в інертній системі. Модель ізотерми пояснює енергетичну гетерогенність адсорбуючої поверхні та неідеальність рухомої фази.

Таблиця 1 – Порівняння коефіцієнтів активності для 3-компонентних сумішей

$x_2 \equiv x_{\text{mod}}$	$x_3 \equiv x_{\text{heksan}}$	γ_2	γ_3
Суміш етиацетат: гексан – вода			
0	1	-	1
0.06566	0.93434	2.845	1.003
0.12919	0.87081	2.563	1.011
0.1907	0.8093	2.322	1.026
0.25027	0.74973	2.116	1.046
0.36397	0.63603	1.785	1.107
0.57178	0.42822	1.355	1.331
Суміш ізопропанол: гексан-вода			
0.00846	0.99154	21.53	1
0.01685	0.98315	19.551	1.001
0.03348	0.96652	16.391	1.004
$x_2 \equiv x_{\text{mod}}$	$x_3 \equiv x_{\text{heksan}}$	γ_2	γ_3
0.082	0.918	10.671	1.019
0.15867	0.84134	6.427	1.061
0.23049	0.76951	4.484	1.116
0.4211	0.5789	2.302	1.346
Суміш циклопентанол: гексан-вода			
0.00736	0.96554	19.953	1
0.01345	0.97415	19.421	1.001
0.02148	0.95351	15.394	1.023
0.072	0.903	10.031	1.004
0.14567	0.81264	5.137	1.031
0.19048	0.75321	3.583	1.123
0.4423	0.5431	2.002	1.341

В процесі перевірки ефективності моделі для прогнозування процесу хроматографії за умови зміни рухомого фазового складу для різних концентрацій модифікатора в рухомій фазі встановлено, що узгодженість між теоретичними та експериментальними профілями є в межах допустимого. Для стандартних умов хроматографії за умови високих концентрацій, надлишку модифікатора відносно розчину розрахована модель є ефективною; проте, ідеальна узгодженість між теоретичними та експериментальними профілями не досягається.

Висновки

В результаті проведеного комплексу порівняльних досліджень сорбції забрудників із стоків природними дисперсними сорбентами встановлено наступне:

1. Всі досліджувані природні сорбенти (бентоніт, глауконіт, палигорськіт) можуть бути використані для очищення стоків від гексану.

2. Витрата кожного із адсорбентів для забезпечення необхідного ступеня очищення встановлюється виходячи із адсорбційної ємності адсорбенту та виходячи із конкретних початкових умов ступеня забруднення стоків.

3. Вибір конкретного адсорбенту для очищення стоків від забрудників визначається ступенем забруднення стоків, їх об'ємом, розміщенням об'єкту очищення (чим визначається вартість адсорбенту на місці очищення з врахуванням транспортних витрат), а також запропонованою технологією регенерації чи утилізації відпрацьованих сорбентів.

Дослідження розділення суміші розчинників методом промислової хроматографії дозволили встановити, що метод може використовуватися для оцінки поведінки адсорбції розчину за наявності різних розчинників, для яких рівновага адсорбції відома. Успішна експериментальна перевірка показала відповідність моделі для стандартної складової рівноваги і моделі прогнозування для подвійної рівноваги розчину-модифікатора.

УДК 631.453+547.4

Мислива Т. М. (Україна, Житомир)

ЕКОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА КОНЦЕПТУАЛЬНІ ЗАСАДИ ЙОГО ЗДІЙСНЕННЯ

Ставлення проблеми. Проголошення концепції стійкого розвитку на глобальному і національному рівнях означило пріоритети фундаментальних наукових досліджень в галузі екології і охорони навколишнього

середовища. Однією з найважливіших визнана проблема встановлення меж стійкості екологічних систем різного ієрархічного рівня і просторового масштабу (від локальних до біосфери в цілому) до різних техногенно-антропогенних навантажень, оскільки без знання цих меж практична ефективна реалізація концепції стійкого розвитку стає неможливою [1, 2]. Людству і на сучасному етапі свого розвитку, і в майбутній перспективі вкрай важливо знати ту “кінцеву межу”, за яку воно не може переступати у своїх взаєминах із природою. Дане завдання вирішується в рамках екологічного нормування – одного з основних напрямів прикладної екології, головна мета якого – розроблення екологічних нормативів антропогенних навантажень на локальному, регіональному і глобальному рівнях [3, 4]. Не зважаючи на визнану актуальність досліджень у сфері екологічного нормування, а також численні теоретичні і експериментальні роботи, виконані в цьому напрямку [5-7 та ін.], багато питань ще залишаються невирішеними. Вся існуюча на даний час система регламентації забруднення компонентів довкілля базується на санітарно-гігієнічних нормативах, хоча загально визнаною є їх неефективність для цілей захисту біотичних компонентів як природних, так і штучно створених екосистем. Не в останню чергу таке положення пов'язане з недостатнім розвитком методологічної бази екологічного нормування, відсутністю загально визнаних і належним чином офіційно узаконених методик екологічного (!) нормування, недостатністю фактичних даних щодо реакції природних екосистем на антропогенні навантаження (в першу чергу, по дозових залежностях) і, зрештою, з відсутністю власне екологічних нормативів.

Зважаючи на вище наведене, завданнями досліджень стали: 1) аналіз літературних даних щодо існуючих поглядів на принципи нормування важких металів у ґрунті; 2) встановлення впливу комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на хімічні, фізико – хімічні, інформаційні та цілісні категорії біогеоценоценозних функцій дерново – підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту; 3) оцінка можливості здійснення нормування вмісту рухомих форм важких металів у дерново-підзолистому ґрунті на підставі даних про порушення його екологічних функцій.

Об'єкти, методи та умови проведення досліджень. Польовий модельний дослід був закладений у 2006 році на території дослідного поля ЖНАЕУ у біологічному стаціонарі на дерново – підзолистому глеюватому супіщаному ґрунті. В якості речовин – забруднювачів були вибрані Cu, Zn та Pb. Ґрунт забруднювали сумішшю металів – 1, 5, 10 і 15 ГДК кожного. Важкі метали вносили у 0 – 20 см шар ґрунту у вигляді оцтовокислих солей. Для вивчення динаміки процесів зразки ґрунту для аналізів відбирались через різні проміжки часу від моменту забруднення: 30, 90, 180, 360 та 720 діб. Було проаналізовано вплив сумісного забруднення Cu, Zn і Pb на комплекс показників, які характеризують еколого-біологічні функції ґрунту: чисельність мікроорганізмів та їх біологічну активність, гумусовий стан, вміст елементів живлення, рН сольове, фітотоксичність; загалом було проаналізовано 20 показників. Визначення інтегрального показника еколого-біологічного стану дерново – підзолистого ґрунту проводили, використовуючи методику, наведену в роботі [8]. Класифікація біогеоценоценозних функцій ґрунту, вплив на які оцінювався, дана по Добровольському і Нікітіну [9].

Результати досліджень та їх обговорення. Наразі в основі нормування лежить санітарно-гігієнічний підхід, метою якого є встановлення концентрації забруднюючої речовини чи іншого агента у компонентах навколишнього середовища. Критерієм оцінки при санітарно-гігієнічному нормуванні є встановлення єдиних, універсальних показників (гранично - допустимих концентрацій, ГДК), які є еталоном для порівняння з показниками фактичного вмісту елемента у тому чи іншому середовищі. Однак при розробленні і використанні ГДК забруднюючих речовин по відношенню до ґрунту існує ряд об'єктивних труднощів, серед яких слід особливо вказати на такі: 1) поліфункціональність ґрунтової екосистеми; 2) гетерогенність ґрунту; 3) різноманіття типів ґрунту і ґрунтових відмін; 4) різноманітність хімічних забруднювачів та їх сполук; 5) явища синергізму і антагонізму між атомами хімічних елементів; 6) здатність живих організмів (особливо мікроскопічних) до адаптації, а ґрунтової екосистеми – до самовідновлення.

Для оцінки геохімічного стану територій і встановлення рівнів техногенного забруднення ґрунтів важкими металами використовують ГДК того чи іншого елемента, його орієнтовно-допустиму концентрацію (ОДК) чи кларк елемента за А. П. Виноградовим для ґрунтів колишнього СРСР. Проте, оцінка екологічного стану ґрунтів шляхом порівняння фактичного вмісту в них важких металів із величиною ГДК має ряд недоліків. Насамперед, гранично допустима концентрація дозволяє оцінити ступінь небезпечності поллютантів за сумою адаптивних ефектів без урахування ефектів синергізму та антагонізму, які завжди присутні в таких складних поліфункціональних системах, як екосистема ґрунту. Крім того, ГДК важких металів у ґрунті було встановлено з урахуванням переважно гігієнічних позицій та без урахування ґрунтової різноманітності, фізико-хімічних властивостей ґрунтів, а також особливостей поведінки важких металів при поліелементному забрудненні у конкретних ґрунтово-кліматичних умовах. На нашу думку, спроби надати гігієнічній ГДК статусу універсальності лише дискредитують цей норматив, оскільки при нормуванні гігієністами переслідуються виключно санітарна ціль – ГДК в ґрунті, безпечна для людини, а інші аспекти даної проблеми лишаються поза увагою. Особливість санітарно-гігієнічного нормування полягає у тому, що воно базується на антропоцентризмі і має за мету встановлення нормативів якості довкілля, прийнятних для людини. Однак Homo sapiens не є найбільш чутливим і вразливим серед біологічних видів, і принцип «Захищена людина – захищена біосфера» є невірним. Крім того, пошук максимально безпечної кількості хімічних речовин-забруднювачів проводиться в екстремальних умовах (піщаний ґрунт, створення в ньому промивного водного режиму, вирощування рослин-концентраторів того чи іншого забруднювача), які не відповідають реальним, що мають місце в межах екосистем за умови їх імпактного забруднення і не враховують здатність ґрунту до самоочищення та пристосувальну здатність ґрунтової мікробіоти, яка виступає своєрідним буфером на шляху поллютантів.

Доведено, що реакція біоти на токсичне навантаження не є і не може бути лінійною саме через наявність у живих істот пристосування до несприятливих змін навколишнього середовища [3 – 4, 8 та ін.]

Іншою проблемою є невідповідність між геохімічним фоном (фоновим вмістом) важких металів у ґрунті та їх гранично допустимими концентраціями. Часто природний фоновий вміст того чи іншого елемента у ґрунті вищий за ГДК, або значно менший за нього. У першому випадку як приклад можна навести свинець: ГДК його валових форм у ґрунті дорівнює 32 мг/кг, а у ґрунтах України вміст цього елемента коливається від 6 мг/кг (ґрунти Полісся) до 168-240 мг/кг (ґрунти Карпат) [10]. Прикладом значного перевищення величини ГДК над природним фоновим вмістом елемента може бути хром, фоновий вміст якого становить 200 мг/кг ґрунту, тоді як його концентрація у ґрунтах України коливається в межах від 25 до 111 мг/кг. Така невідповідність призводить до того, що порівнюючи вміст у ґрунті конкретної ділянки окремих елементів із їх ГДК або фоновим вмістом, можна зробити помилкові висновки щодо техногенного забруднення ґрунту.

Використання єдиного для всіх ґрунтів показника фонового вмісту валових форм важких металів теж неприпустиме, оскільки фоновий вміст елементів різниться залежно від типу ґрунту. Дослідженнями встановлено, що фонові значення вмісту хімічних елементів навіть у межах одного регіону різняться у 7-10 разів [11]. Вітчизняні дослідники також зауважують на значні відмінності у фоновому вмісті важких металів залежно від природних зон та різновидів ґрунтів [12 та ін.].

Хибними, на наш погляд, є й пропозиції щодо встановлення ГДК забруднювачів шляхом використання в якості тест-об'єктів ґрунтових мікроорганізмів. Насамперед, біоіндикація не вирішує питання оцінки стану ґрунту і екосистем, а лише констатує зміни. Більше того, наразі невідомі універсальні системи біотестування для встановлення ступеня забруднення ґрунтів чи біоценозів. При пошуку індикаторних мікроорганізмів на заводі стає їх адаптаційна здатність – наскільки вона велика й чи варто з нею рахуватись, хоча достеменно відомо, що мікроорганізми порівняно легко набувають здатності витримувати високі концентрації важких металів у середовищі. Власні дослідження свідчать, що для дерново-підзолистого ґрунту в якості біологічних тест-об'єктів для індикації поліелементного забруднення можна використовувати окремі групи мікроорганізмів (мікроміцети, стрептоміцети, бактерії, що використовують мінеральні форми азоту), однак нами випробовувались концентрації поллютантів лише на рівні, не більшому за 15 ГДК. Крім того, забруднення важкими металами в концентраціях 1-5 ГДК справляло стимулюючу дію на такі групи мікроорганізмів як бактерії - амоніфікатори та асоціативні азотфіксуючі мікроорганізми.

Беручи до уваги значну строкатість ґрунтового покриву України, особливо її поліської частини, а також різні можливості сільськогосподарських культур обмежувати надходження надлишку поллютантів в істотні органи, варто відмовитись через безперспективність від розроблення єдиних для всіх ґрунтів і культур ГДК. Особливо це стосується нормативів валового вмісту важких металів у ґрунті, що наразі має місце. На нашу думку, нормувати слід лише вміст рухомих форм токсикантів, оскільки саме вони можуть мігрувати в системі „ґрунт – рослина – рослинницька (тваринницька) продукція – продукти харчування” та здатні сильно варіювати залежно від конкретних ґрунтово-екологічних умов. Крім того, враховуючи те, що окрім земель сільськогосподарського призначення існують ще й інші категорії земель (землі населених пунктів, промисловості, оборони, транспорту, рекреаційних та природоохоронних територій), які різняться як за функціональним призначенням, так і за інтенсивністю техногенно-антропогенного навантаження на них, величини ГДК рухомих форм важких металів, на нашу думку, слід диференціювати й по відношенню до земель тієї чи іншої категорії.

Наразі в Україні відсутня єдина концепція визначення ГДК елементів в основних ґрунтових відмінах, а розробки вітчизняних та зарубіжних дослідників не відображають характеру і специфіки особливостей ґрунтів України. На наш погляд, першим етапом нормування вмісту рухомих форм важких металів у ґрунтах має стати вибір еталонних ґрунтів, вміст рухомих форм важких металів в яких і буде умовно прийнятий за нульову точку, по відношенню до якої будуть проводитися порівняння конкретних фактичних даних у рамках поточних визначень. За еталон можуть братися: 1) цілинний ґрунт або ґрунти на території об'єктів природно-заповідного фонду, на які мінімізований або повністю виключений антропогенний вплив; 2) переліг за умови, що він не використовувався в ріллі не менше ніж 20-25 років (при відсутності цілинного еталону); 3) розораний ґрунт з параметрами періоду проведення початкових спостережень за станом ґрунтів (матеріали крупномасштабного обстеження ґрунтів України 1957-1961 рр.). Однак, сучасний екологічний стан біосфери, надзвичайно високий рівень антропогенного навантаження на ґрунти, особливо в агроекосистемах, можуть значно утруднити або й взагалі унеможливити вбір еталонного ґрунту. У такому разі виходом з положення може стати уточнення чи коригування існуючих нормативів, які є як необґрунтовано жорсткими, так і необґрунтовано низькими. Для цього пропонується провести ряд модельних експериментів із різними рівнями імпактного забруднення з метою оцінки впливу важких металів на комплекс ґрунтових властивостей і процесів, що визначають екологічні функції ґрунту, та його стійкість до антропогенних навантажень. Той факт, що різні екологічні функції ґрунту порушуються за різної концентрації в ньому забруднювачів, може бути покладений в основу екологічного нормування забруднення таких ґрунтів важкими металами, оскільки встановлення окремих ГДК поллютантів для кожної ґрунтової відміни – завдання нездійсненне. Таке нормування буде дійсно екологічним, а не санітарно-гігієнічним, яким є наразі. Це положення підтверджують, зокрема, й результати власних досліджень.

Основними критеріями екологічного нормування по відношенню до ґрунту є збереження біотичного і енергетичного балансу, стабільності й стійкості ґрунтової екосистеми. У загальному вигляді вирішення задачі екологічного нормування по відношенню до ґрунту зводиться до аналізу залежностей в системі “техногенно-

антропогенне навантаження – стан ґрунтової біоти – якість екосистеми ґрунту”. Вся різноманітність існуючих підходів і концепцій у сфері екологічного нормування породжується конкретизацією основного завдання. Конкретизація стосується вибору: а) просторово-часового масштабу розгляду об’єктів і процесів; б) цільових функцій використання екосистем; в) способів вимірювання величини антропогенного навантаження; г) способів опису стану біоти; д) способів знаходження граничних значень техногенно-антропогенних навантажень.

Таблиця 1 – Класифікація дерново-підзолистих ґрунтів за ступенем забруднення важкими металами на основі інтегрального показника еколого-біологічного стану

Ґрунти	Ступінь зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану ґрунту	Екологічні функції, що порушуються (за [10])	Вміст важких металів в ґрунті
Не забруднені	-	Відсутні	Фон – до 1 ГДК
Слабозабруднені	< 10 %	Інформаційні	1-5 ГДК
Середньозабруднені	10-25 %	Хімічні, фізико-хімічні, біохімічні; цілісні	5-15ГДК
Сильнозабруднені	> 25 %	Фізичні	> 15 ГДК

Концептуальні підходи до екологічного нормування по відношенню до ґрунту полягають у тому, що: 1) критерії оцінювання задаються людиною виходячи з її потреб, основною із яких має бути потреба у екологічно безпечному середовищі проживання; 2) при задаванні критеріїв оцінювання параметрів ґрунтової екосистеми необхідно враховувати її поліфункціональність; 3) нормативи гранично допустимих навантажень мають бути диференційовані у залежності від типу ґрунтової екосистеми, характеру її використання і не повинні задовольняти вимогу виконання екосистемою ґрунту всіх функцій одночасно; 4) нормативи повинні бути диференційовані в залежності від фізико-географічних умов регіону розташування тих чи інших ґрунтів; 5) нормативи мають бути диференційовані в часі: менш жорсткі – для існуючих технологій, більш жорсткі – для майбутньої перспективи, ще більш жорсткіші – для виробництв і технологій, які проектується; 6) нормувати слід інтегральне навантаження, яке може бути виражене у відносних одиницях (наприклад, бал еколого-біологічного стану ґрунтової екосистеми, бал еколого-агрохімічного стану ґрунту), а не концентрації окремих політантів; 7) серед показників оцінки стану ґрунтової біоти для нормування необхідно вибирати основні, які відображають найважливіші закономірності її функціонування, надаючи перевагу інтегральним параметрам; 8) знаходження оптимальних нормативів може бути реалізоване лише у результаті проведення досліджень в умовах реальних екосистем (не в лабораторних умовах) шляхом моделювання різних рівнів імпаکتного забруднення на основі аналізу залежності «доза – ефект» на рівні екосистем.

Висновки. Наразі має місце відсутність системного підходу до питання екологічного нормування вмісту важких металів у ґрунті, а сам характер нормування є санітарно-гігієнічним. Той факт, що різні екологічні функції дерново – підзолистих ґрунтів порушуються за різних концентрацій важких металів в них, може бути покладено в основу екологічного нормування забруднення даних ґрунтів важкими металами і класифікації їх за ступенем забруднення на основі зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану і порушення біогеоценотичних функцій. Процедура нормування вмісту хімічних елементів (чи їх сполук) у ґрунтах має розпочинатись із виявлення фонових територій та визначення в ґрунтах таких територій вмісту елементів чи сполук, що нормуються, які й будуть прийняті за нульову точку відліку (еталон).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Воробейчик Е.Л. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень) / Е.Л. Воробейчик, О.Ф. Садыков, М.Г. Фарафонов. – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.
2. Vorobeichik E.L. Estimation of the toxic load critical levels for the forest ecosystems / E.L. Vorobeichik, I.N. Mikhailova, E.V. Khantemirova // Sustainable development: environmental pollution and ecological safety. V.1. Dnipropetrovsk, 1995. – P.54–55.
3. Жигальский О.А. Проблемы экологического нормирования техногенных нагрузок / О.А. Жигальский, Е.Л. Воробейчик // Региональные и муниципальные проблемы природопользования. Кирово-Чепецк, 1996. С. 34–35.
4. Vorobeichik E.L. Nonlinearity of an ecosystem response to toxic load: a fundamental for environmental quality estimation / E.L. Vorobeichik // Environmental Indices: system analysis approach. International Conference on Indices of Environment Quality. July 7–11, 1997, St.Petersburg, Russia. Eds.: Pykh Yu.A., Hyatt D.E., Lenz R.J.M. Oxford: EOLSS Publishers Co.Ltd., 1999. P. 442–454.
5. Глазовская М.А. Принципы классификации почв по опасности их загрязнения тяжелыми металлами / М.А. Глазовская // Биологические науки. – 1990. - № 9 – С. 38-52.
6. Ильин В.Б. О нормировании тяжелых металлов в почве / В.Б. Ильин // Почвоведение. – 1986. - № 9. – С. 90-98.
7. Мислива Т.М. Проблеми нормування важких металів в ґрунті / Т.М. Мислива // Вісн. ХНАУ. – 2008. - № 4. – С. 155-161.
8. Вальков В.Ф. Методология исследования биологической активности почв на примере Северного Кавказа / В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников // Научная мысль Кавказа. – 1999. – №1. – С. 32-37.

9. Надточій П.П. Екологія ґрунту: монографія / П.П. Надточій, Т.М. Мислива, Ф.В. Вольвач. – Житомир: Вид-во «ПП Рута», 2010. – 473 с.
10. Мірошніченко М.М. Агрогеохімія мікроелементів у ґрунтах України / М.М. Мірошніченко, А.І. Фатєєв / Агрохімія і ґрунтознавство: міжвід. темат. наук. зб. – спец. вип. – кн. 1. – Житомир: Рута, 2010. – С. 98-107.
11. Матвеев Ю.М. Проблемы нормирования содержания химических соединений в почвах / Ю.М. Матвеев, И.В. Попова, О.В. Чернова. – М., 2001. – С. 54-60.
12. Жовинский Э.Я. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / Э.Я. Жовинский, И.В. Кураева. – К. : Наук. думка, 2002. – 214 с.

УДК 666.9 (075.8)

Паславська А. П., Ілюк Н. А. (Україна, Київ)

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОБНИЦТВА ВАПНОВМІЩУЮЧИХ БУДІВЕЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ

Як відомо, основним шляхом міграції вуглецю в природі, який ініціюється фотосинтезом і диханням, є біологічний кругообіг вуглекислий газ атмосфери - жива речовина - вуглекислий газ.

Але в біологічному кругообігу бере участь порівняно невелика частка всієї земної маси вуглецю. Частина вуглецю з атмосферного «депо», де він утримується в кількості приблизно 700 млрд. тон, в вигляді вуглекислого газу виходить із кругообігу, відкладаючись у земній корі як осадова порода. В земному депо поховано більш 10000 трлн. тон вуглецевих сполук, які активно використовуються людьми. Сучасна флора і фауна продукують біля 1,5 трлн. тон вуглецю органічної маси, який в біологічному кругообігу здатна засвоїти рослинність Землі. Тобто, в результаті антропогенної діяльності кількість вуглецю через перероблення добувних речовин щонайменше в 10 разів перевищує надходження його із природних джерел. Це створює небезпеку виникнення парникового ефекту [1].

За об'ємами використання вуглецевих сполук в господарській діяльності друге після палива місце займають карбонатні кальцієві породи (вапняк, крейда, мармур, ракушняк), які поширені на Землі і покривають приблизно 40 млн. кв. км її поверхні. Породи на основі карбонату кальцію людство використовує в виробництвах будівельних матеріалів, в металургії, сільському господарстві для зниження кислотності ґрунтів, хімічній, харчовій, косметичній та інших промисловостях. Але найбільш масштабно використовуються вапнякові породи у будівельній галузі, а найбільш енергозатратними і неекологічними є виробництва цементу і вапна, технологічний процес яких передбачає декарбонізацію карбонату кальцію, з метою переведення CaCO_3 з відносно стабільного стану в метастабільний CaO , чи його сполуки, здатні з плином часу тверднути і, карбонізуючись, переходити знову в карбонат кальцію.

Про негативний вплив виробництва цементу на навколишнє середовище свідчать дані про світові об'єми його випуску і про викиди вуглекислого газу, пов'язані з ним.

В 2001р. при світовому виробництві 1,660 млрд. тон портландцементу - найбільш енергоємного в'язучого матеріалу кількість викидів вуглекислого газу від декарбонізації вапняку становила 500 – 560 млн. т. Якщо до цієї кількості додати викиди від спалювання вуглеводнів при синтезі клінкеру, що становлять 13 – 18 % об'єму викидів від декарбонізації вапняку, то цифра сягне 600 – 630 млн. тон. Ще 150 млн. тон викидів вуглекислого газу утворюється від випалу вапна. Таким чином за розрахунками [2], загальний викид вуглекислого газу від світового цементно-вапняного виробництва, що використовує 6 % добувного природного палива, сягає в наш час 0,75 – 0,78 Мт.

Слід зазначити що світове споживання не тільки цементу, а і вапна має тенденцію до зростання тому, що крім традиційних галузей виробництва сталі, кольорових металів, будівельної індустрії, сільського господарства, хімічних та інших виробництв вапно все більше використовують для вирішення екологічних проблем, пов'язаних з десульфурізацією газових викидів та з переробленням твердих відходів.

Не дивлячись на зростаючі потреби, характерною ознакою сучасної промислово-технологічної епохи має стати не надпотужне добувне і високотемпературне енергозатратне технологічне озброєння, а ощадливе природно-ресурсне користування, мало- або безвідходні енергоощадливі технології, які забезпечать сталий екологічний розвиток держави і людства.

Не менш актуальною є проблема промислових відходів, що утворюються при переробленні сировини. Як правило, відходи є цінним матеріально-технічним ресурсом і те, що цей ресурс не використовується, свідчить про відсталість застосовуваних технологій, неефективність діючого економічного механізму у сфері природокористування і охорони довкілля, а також про відсутність певних наукових напрацювань.

Другим напрямом ощадливого господарювання є раціональне ощадливе використання промислової продукції, особливо тих матеріалів, виробництво яких потребує високих температур і чималої кількості невідновлюваних енергетичних ресурсів. До них відносяться вапно і цемент.

Як показує світова практика, понад 70% щорічно утворюваних твердих мінеральних відходів можна переводити у вторинний сировинний ресурс, переробляючи в активні в'язучі матеріали шляхом активації механічним диспергуванням, або використанням різних домішок. При такому вирішенні екологічних і