МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
Національний авіаційний університет
Всеукраїнська екологічна ліга

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ДЕРЖАВИ

Тези доповідей Всеукраїнської
науково-практичної конференції
молодих учених та студентів

27 – 28 квітня 2010 року

Київ
Видавництво Національного авіаційного університету
«НАУ-друк»
2010

УДК 504(043.2)

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ДЕРЖАВИ: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів. м.Київ, 27-28 квітня 2010 р., Національний авіаційний університет / редкол. О.І. Запорожець та ін. – К.: Вид-во Нац. авіац. ун-ту «НАУ-друк», 2010. – 296 с.

Збірник містить тези доповідей учасників з Всеукраїнської науково-практичної конференції з широкого кола питань, пов'язаних із проблемами забезпечення екологічної безпеки держави.

Редакційна колегія:

О.І. Запорожець, д.т.н., проф., (*головний редактор*);
Г.М. Франчук, д.т.н., проф., (*заступник головного редактора*);
О.В. Сидоров (*відповідальний секретар*)

Рекомендовано до друку Вченою радою Інституту міського господарства Національного авіаційного університету (протокол №7 від 14.04.2010 р.)

©Національний авіаційний університет, 2010

УДК 658.567 (043.2)

Проценко Д.В., Тройченко О.В., Архіпова Г.І.
Національний авіаційний університет, Київ

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВИРОБНИЦТВА ГУМОВИХ ТА ФРИКЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ НА ВАТ «ТРІБО»

На сьогоднішній день автомобільний бізнес — це один з найперспективніших і найприбутковіших в світі. Але, окрім цього, він негативно впливає на довкілля, зокрема – це утворення відходів [1].

В Україні існує кілька крупних підприємств, що виробляють гальмівні колодки для автомобілів, серед яких і ВАТ «Трібо». ВАТ «Трібо» є лідером промисловості Київської області і єдиним підприємством на Україні з виробництва високотехнологічних і високоякісних фрикційних та гумових виробів для всіх марок автомобілів, сільськогосподарської і дорожньої техніки, залізничного транспорту, а також метрополітену, бурових установок тощо [3]. Підприємство має найбільші на території СНД потужності по виробництву фрикційних виробів і матеріалів ущільнювачів, найсучаснішу технологічну і матеріальну базу. Максимальна увага на підприємстві приділяється контролю якості продукції. Контроль якості на всіх етапах виробництва проводиться за схемою, яка затверджена на підприємстві відповідно до чинного законодавства, і дозволяє отримувати точні дані по технічних характеристиках продукції, а покупцям об'єктивну інформацію про товар. Сьогодні продукція підприємства широко відома на Україні, в Росії, Білорусії, Литві, Румунії та ін. В ході виробництва на підприємстві утворюється велика кількість відходів в основному III, IV класів небезпеки [1], [2]. Серед них: залишки солей металів, антиоксидантів, стабілізаторів, різних наповнювачів, частки піску, нітрити, нітрати, сполуки-похідні бутадієну, хлору, фтору, різних полімерів, оксиди кремнію тощо. І не дивлячись на всі ці небезпечні речовини, що утворюються, підприємство не має єдиної програми їхньої переробки, утилізації або захоронення.

Отже, на підприємстві ВАТ «Трібо» виготовляються матеріали, необхідні для подальшого їх використання в різних галузях промисловості, серед яких машинобудівна, будівельна, вироблення хімічної апаратури, побутової техніки тощо. Але, на жаль, ВАТ «Трібо» не вживає нових технологій виробництва, які б зменшили негативний вплив на навколишнє середовище. Особливо це стосується утворення великої кількості відходів органічних та неорганічних речовин.

Список використаної літератури

1. Закон України «Про відходи»: від 05.03.98 р. № 187/98-ВР.

2. Державні санітарні правила та норми ДСанПіН 2.2.7. 029-99 «Гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначенння їх класу небезпеки для здоров'я».

3. Технологія гумових виробів: Навч. посібник для вузів / Ю.О. Аверко-Антонович, Р.Я. Омельченко, Н.А. Охотіна, Ю.Р. Ебіч; Під. ред. П.А. Кирпічнікова.— Л.: Хімія, 1991.—352 с.

УДК 351.773 (043.2)

Проценко Д.В., Тройченко О.В., Архіпова Г.І.
Національний авіаційний університет, Київ

ОСОБЛИВОСТІ ЕКОЛОГІЧНИХ ВИМОГ ДО СИРОВИНИ ДЛЯ ПРОДУКТІВ ДИТЯЧОГО ХАРЧУВАННЯ

Сьогодні проблема якісного харчування дітей – дуже актуальна в Україні. Гострота цієї проблеми полягає не лише у виробництві якісного дитячого харчування, але і в його кількості.

Для гарантування якості продуктів дитячого харчування необхідно впроваджувати систему ХАССП чи інші системи, які б забезпечували контроль за впливом небезпечних чинників, а також способи уникнення можливих негативних впливів промисловості, транспорту та різних інших видів діяльності людини на сільськогосподарські угіддя, сировину і безпосередньо на продукцію шляхом створення спеціальних сировинних зон [1], [2]. Деякі виробники, бажаючи бути конкурентоспроможними стосовно виробників екологічно безпечної продукції, маркірують свою продукцію різноманітними написами та знаками, які ніким і нічим не підтверджені, але зазначають, що їхня продукція «натуральна», «екологічно чиста», «вирощена без використання пестицидів», «без консервантів» та інше, тим самим вводячи в оману споживача. З розширенням виробництва постійно збільшується асортимент дитячої продукції, яка виробляється з використанням харчових добавок [3]. На сьогоднішній день, у зв'язку з погіршенням якості продукції дитячого харчування, в Україні розроблено законопроекти "Про відповідальність постачальника" та "Про державний ринковий нагляд", які з набуттям чинності, стануть серйозною перепоною на шляху неякісної продукції на вітчизняний ринок, а також внесені певні зміни до Закону України "Про дитяче харчування", де зазначено, що сировина, яка використовується для виробництва дитячого харчування, має вирощуватися виключно в спеціальних сировинних зонах. Крім того, даний законопроект знімає заборону на застосування в продуктах дитячого харчування крохмалю та пшеничної муки і встановлює перелік обов'язкової інформації, яка повинна міститися на етикетках продуктів дитячого харчування [1].

Отже, на сьогодні в Україні проблема з виробництвом і достатнім забезпеченням населення якісною продукцією дитячого харчування все більше загострюється, оскільки вітчизняні виробники не завжди дотримуються встановлених технологічних регламентів.

Список використаної літератури

1. Закон України «Про дитяче харчування»: Прийнятий 14. 09. 2006 р. № 142-5-ВР.

2. Закон України «Про якість та безпеку продуктів і продовольчої сировини»: Прийнятий 23. 12. 1997 р. № 771-97-ВР.

3. Юрик Я.І. Сучасний стан та проблеми розвитку ринку дитячого харчування в Україні // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції "Україна наукова 2003". – К., 2003. – С.65 – 66.

УДК 502.4(477.44)

Совгіра С. В., Берчак В. С.
Уманський державний педагогічний університет імені Павла Тичини

ПЕРСПЕКТИВНІ ЗАПОВІДНІ ТЕРИТОРІЇ ПІЩАНСЬКОГО РАЙОНУ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ

Нераціональне та недалекоглядне природокористування в минулому призвело до кризи відносин між людиною і природою сьогодні. Вирішення цієї кризи можливе лише за умови усвідомлення людством необхідності раціонального використання природних ресурсів та охорони природи. Остання здійснюється за рахунок збільшення природно-заповідного фонду України.

Однією із категорій природно-заповідного фонду, що створюється найчастіше, є природний заказник. За визначенням І. І. Дуднікової: «природний заказник – це територія, в межах якої (постійно чи тимчасово) заборонені окремі види і форми господарської діяльності з метою забезпечення охорони одного чи багатьох видів тварин, рослин, біоценозів, одного чи кількох екологічних компонентів або загального характеру місцевості, що охороняється.» [1, с. 84].

Необхідність створення заказників викликана тим, що за останні 10-15 років значно посилився антропогенний вплив на деякі унікальні куточки природи, які в минулому мало відвідувались людьми. Крім того, перевага заказника перед більш великими природоохоронними об'єктами полягає в тому, що комплексна охорона заказника не потребує великих зусиль і засобів та не порушує вже традиційної системи охорони ландшафтних екосистем [3].

Розташувавшись на ділянці унікального рельєфу, що завдяки глибокій долині річки Кам'янки (басейн Дністра) має риси типового гірського, Піщанський район Вінницької області має великі перспективи для створення природних заказників.

Перспективними для створення геологічного заказника є околиці села Дмитрашківка, де розташовані кар'єри, в яких добували ракушняк.

Добування ракушняку в околицях села Дмитрашківка свідчить про те, що територія села була дном Сарматського моря. В результаті цього утворилась широка долина, якою протікає річка Кам'янка, оточена кам'янистими берегами з ярами: Довгим, Кириловим, Гонорівським. Відступ льодовика в четвертинний пізній період призвів до поступового опускання русла річки Кам'янки, оголення осадових порід та формування сучасної рослинності.

Крім геологічних утворень на території проектованого заказника, а саме в кар'єрах знайдено 8 видів кажанів, з яких підковоніс занесений до «Червоної книги України». Крім цього, на території проживають мідянка та ксилокопа фіолетова. Із зникаючих рослин знайдено півники угорські та сон чорніючий. Таким чином, проектована територія у перспективі може набути статусу геологічного заказника. Адже вона має надзвичайно вагоме значення для збереження унікального ландшафтного та біологічного різноманіття.

Перспективною для створення ботанічного заказника є територія окраїнного лісу, що розташований на південно-західній околиці села Дмитрашківки. Де на ділянці невеликих розмірів зростає чисельна популяція тюльпана дібровного (Tulipa quercetorum), що є дніпровсько-волзьким ендемічним видом і зустрічається розсіяно здебільшого в Лісостепу. Тюльпан дібровний зникає внаслідок масового зривання в період цвітіння та викопування цибулини для пересадки [2, с. 114].

Тому названий вид тюльпана потребує повсюдної охорони, а особливо у Вінницькій області, де він практично не зустрічається. Таким чином створення ботанічного заказника обумовлене необхідністю охорони тюльпана дібровного.

Створення геологічного та ботанічного заказників є важливою ланкою у покращенні стану довкілля і забезпеченні охорони природи у Піщанському районі. Згідно затвердженого в 2003 році положення «Про порядок оголошення заказників, пам'яток природи та заповідних урочищ», створення заказників відбувається в декілька етапів.

На першому етапі проводяться дослідницькі роботи та відбувається оцінка природних умов на ділянках, що передбачається як геологічний і ботанічний заказники.

Другий етап передбачає створення необхідних документів та підготовку клопотання про оголошення визначених територій села Дмитрашківки геологічним і ботанічним заказниками. Обов'язково створюється наукове обґрунтування заказників.

На третьому етапі розробляється Охоронне зобов'язання на передачу землекористувачу заповідних об'єктів: ботанічного та геологічного заказників місцевого значення; здійснюється оформлення аркушу Погодження про створення заказників з головою Дмитрашківської сільської ради; передається клопотання про оформлення необхідної документації в районну екологічну інспекцію, Відділ земельних ресурсів Піщанської районної державної адміністрації, Піщанську районну раду.

Четвертий етап – визначення прав та участі громадян у питаннях створення, управління, охорони та використання території заказників [3].

Для забезпечення дієвої охорони природи на територіях, що визначаються як заказники можливе ведення науково-дослідницької і еколого-просвітницької роботи, та ефективна реалізація різних природоохоронних проектів. Проте має бути заборонена будь-яка господарська діяльність, що може завдати шкоди біологічному різноманіттю та спричинити втрату наукової та природоохоронної цінності заказників.

Отже, проектування, організація та створення заказників дозволить не тільки успішно забезпечити охорону та відтворення зникаючих видів кажанів і тюльпанів, створити умови для успішного впровадження зеленого туризму, отримати регулярний, помітний в місцевих бюджетах прибуток, але може стати важливою ланкою в державній системі формування національної екологічної мережі.

Список використаної літератури

1. Дуднікова І. І. Екологія і безпека життєдіяльності: Термінологічний словник-довідник / Перекл. Ю. С. Шемшученка. – К.: Вища шк., 2005. – 247 с.

2. Заверуха Б. В. Рослини Червоної книги / Б. В. Заверуха, Ю. С. Шемшученко, В. І. Бабенко. – К.: Урожай, 1985. – 136 с.

3. Совгіра С. В. Методика навчання екології. – К.: Наук. світ, 2007. – 450 с.

УДК 502.7(204):351.777.83(043.2)

Костогриз Т.В., Будкова О.О., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

РОЛЬ ЗАКОНОДАВЧО-ПРАВОВОЇ БАЗИ З ОХОРОНИ ТА УТРИМАННЯ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ У ЗАБЕЗПЕЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Зелені насадження є найважливішим засобом регулювання захисту і оптимізації життєвого середовища людини і біосфери загалом в сучасних екологічних і економічних умовах, тому постає необхідність розширення досить сталого різноманіття рослин для озеленення міста Києва.

Зі знищенням зелених насаджень й зменшенням розмірів зелених зон, таких як парки, лісопарки, рекреаційні зони нині спостерігається небезпечна деградація природного довкілля в містах та інших населених пунктах. Це призводить до руйнування природних екосистем та погіршення умов проживання громадян, зокрема втрати населеними пунктами комфортності та створення умов для підвищення захворюваності населення.

Безпосередніми причинами цього є масштабні зловживання під час забудови територій, зокрема через недосконаліть чинного законодавства в частині захисту, утримання й відновлення зелених насаджень та нерозвиненість правової бази для забезпечення сталого, екологічно збалансованого, розвитку міст та інших населених пунктів країни.

Оцінюючи стан правового врегулювання охорони та використання зелених насаджень у населених пунктах, слід відзначити наявність досить розгалуженої системи нормативно-правових актів, що забезпечують таке регулювання. Так, у контексті з загальними питаннями охорони навколишнього природного середовища, рослинного світу, територій та об‘єктів природно-заповідного фонду використання та охорона зелених насаджень у населених пунктах регламентується законами України “Про охорону навколишнього природного середовища”, “Про рослинний світ”, “Про Червону книгу України”. Найбільш предметно і системно відповідні питання регламентовані Законом України “Про благоустрій населених пунктів”. У ньому, зокрема, до об‘єктів благоустрою населених пунктів віднесені парки (гідропарки, лугопарки, лісопарки, парки культури та відпочинку, парки-пам‘ятки садово-паркового мистецтва та інші) рекреаційні зони, сади, сквери та майданчики (ст.13). За ст. 28 цього Закону охороні та відновленню підлягають усі зелені насадження в межах населених пунктів під час проведення будь-якої діяльності, крім зелених насаджень, які висаджені або виросли самосівом в охоронних зонах повітряних і кабельних ліній, трансформаторних підстанцій, розподільних пунктів і пристроїв.

У розвиток зазначених законів прийняті численні підзаконні нормативно-правові акти, які конкретизують правила й механізми охорони та раціонального використання зелених насаджень в містах. Ними визначаються зокрема, порядок видалення, обліку, ведення реєстру зелених насаджень за видовим складом та віком, інвентаризації зелених насаджень та визначення обсягу їх фінансування, ведення зеленого господарства.

Отже, питання охорони та утримання зелених насаджень досить докладно врегульоване в різного роду нормативно-правових актах. Проте, не зважаючи на це, площа зелених насаджень загального користування зменшується у більшості міст та селищ України, належним доглядом охоплено менше половини зелених зон, що призводить до погіршення їх санітарного стану, збільшення сухостійних та заражених шкідниками і хворобами дерев. Також не забезпечується належне фінансування заходів щодо утримання зелених насаджень тощо.

Причиною такого становища є невиконання приписів законів та низький рівень контролю за реалізацією вимог законодавства щодо охорони та утримання зелених зон, недостатня увага відповідних органів до вирішення зазначених проблем.

Державне управління охорони довкілля повідомило, що за минулий рік в Києві вирубали вдвічі більше дерев ніж за попередні сім років. Всього за цей час було знищено більше 600 гектарів зелених насаджень.

За законом забудовник, якщо він зрубує, скажімо, 10 дерев, 10 дерев повинен і посадити. Однак так відбувається не завжди, бо штрафи за незаконне вирубування дерев набагато менші за дозволи.

Протягом 2007 року двома розпорядженнями Київської міської державної адміністрації було підвищено плату за знищення зелених насаджень. Таким чином, відновлювальна вартість зелених насаджень в м. Києві на сьогодні складає за 1 кв.м газону – в середньому від 50 до 100 грн (в залежності від району міста – у центральній частині може складати 150 грн.). А відновлювальна вартість за знесення одного дерева складає в середньому 8 – 9 тис. грн. (у центральних районах може складати 17 тис. грн.).

Але, водночас діючі штрафи за знищення газонів та дерев в місті значно меші за відновлювальну вартість, яка встановлена в м. Києві. Так штраф за незаконне знищення 1 кв. м. газону в місті складає в середньому 17 грн., а штраф за незаконне знищення дерева - в середньому 500-800 грн.

Сьогодні можна констатувати, що міська влада створила відповідні умови для незаконного знесення дерев і зелених зон міста. Забудовникам сьогодні простіше не оформляти ніяких дозволів на видалення зелених насаджень, а просто різати дерева, сплачуючи за це мізерні штрафи.

Зазначена проблема має вирішуватися шляхом вдосконалення існуючої законодавчої бази у цій сфері, тобто за рахунок підвищення такси для обчислення розміру шкоди, заподіяної внаслідок знищення або пошкодження зелених насаджень, для того щоб штрафи за знищення газонів та дерев в місті Києві відповідали відновлювальній вартості зелених насаджень міста. А також ухвалити проект Закону про мараторій на видалення зелених насаджень на окремих об’єктах благоустрою зеленого господарства міста Києва.

Список використаної літератури

1. Кузнєцов С.І., Левон Ф.М., Пилипчук В.Ф., Шумик М.І. Екологічні передумови оптимізації вуличних насаджень Києва // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя : ЗДУ, 1998. – Вип. 3. – С. 57-64.

УДК 622.88

Купа И. В., Ратушный В. М.
Криворожский технический университет

ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ПРОЦЕССА ЗАРАСТАНИЯ ТРАВАМИ ПЫЛЯЩИХ ПОВЕРХНОСТЕЙ ЯРУСОВ ОТВАЛА ПУСТЫХ ПОРОД ГОРНА - ОБОГАТИТЕЛЬНЫХ КОМБИНАТОВ ГОКОВ КРИВБАССА

Отсыпанные отвалы пустых пород и законсервированные карты шламохранилищ занимают огромные площади в горных отводах земли ГОКов Кривбасса, которые расположены как правило в близи селитебных территорий и в примыкании к сельскохозяйственным угодьям. Под действием ветровой нагрузки с поверхностей этих техногенных объектов сдувается огромное количество мелкодисперсной минеральной пыли, которая с одной стороны, небезопасна для здоровья людей, проживающих в жилых районах города, а с другой стороны приводит к деградации грунтов при оседании пыли на почву грунтов. А это в целом ухудшает качество природной среды вокруг техногенных объектов.

Современные способы борьбы с пылением техногенных объектов основаны на использовании водных растворов химических веществ. Например природного бишофита ($Mg\ CL_2 * 6\ H_2\ O$), органических химических веществ, например полиакриламида , а в последнее время – органические отходы производства крахмала, т.н. потоки.

Водными растворами с требуемой концентрацией этих веществ поливают пылеобразующие поверхности объектов с заданным расходам на $1м^2$ площади, образуя защитные покрытие пылящей поверхности в виде корки или пленки, противодействующих взметыванию пыли. Однако также покрытия имеют низкую надежность, особенно при воздействии на них порывов ветра со скоростью более 10 м/с и после долговременных проливных дождей. Из – за этих причин они не находят широкого применения. Стоимость $1м^2$ этих покрытий составляет 06 до 1,0 грн в зависимо от расхода растворов.

Другой известный способ борьбы с пылением поверхностей – задернение их корнями трав, т.е. биологический, например при экстенсивном способе хозяйствования, когда процесс самозаростания растениями , в частности травами , протогрунтов техногенного объекта происходит без участия человека естественным образом на протяжении нескольких десятков лет первый вариант. Второй вариант этого способа основан на интенсивном способе хозяйствования, когда в процессе дернования корнями травы пылящих поверхностей техногенного объекта активно участвует человек, интенсифицируя этот процесс.

Основная идея наших исследований заключалась в переносе опыта развитой технологии выращивания газонных трав из городских условий их произрастание в промышленных условиях вышеупомянутых техногенных объектов. При этом предпочтение отдано способу предварительного выращивания на специальной площадке газонных трав на сетках, покрытых тонким слоем естественной или искусственной почвы грунтов с возможностью сворачивания сетки вместе с дерновым слоем травы в рулон. Эти рулоны с травой обычно доставляют к

площадкам будущих газонов и разворачивают в местах укладки травы на площадке газона.

Такая технология широко используется в больших городах для ускоренного архитектурного дизайна из растений в городских парках, скверах, для покрытия элитной газонной травой футбольных полей и площадок для игры в гольф, а также в архитектуре озеленения территорий пансионатов и баз отдыха трудящихся и вдоль туристических маршрутов. Основной недостаток данной технологии является – высокая цена за 1кг посевного материала сортов газонных трав в пределах 1330 грн, а также значительные сезонные расходы и трудовые затраты по уходу за растущей травой, связанные с частым поливом газонов водой и стрижки травы.

Основной целью наших исследований – адаптация трав, выросших в естественных условиях местообитания к суровым условиям протогрунтов отвала вскрышных пород.

Для достижения вышесказанной цели было проведено ботаническое тестирование только тех продуктивных трав, которые исторически прижились на землях Кривбасса, являются доступными и недорогими, например мыший зеленый (Setaria viridis Lglauca), овсяница луговая (Festuca pratensis), костер безосный (Bronus inermis) и других видов растений. Рыночная цена за 1 кг этих трав на порядок и более меньше цены элитных газонных трав.

Исследования проводили в лабораторных условиях кафедры экологии Криворожского технического университета. Для этого в кюветы выполненные из кровельного железа с размером 0,5 х 0,5 м, глубиной 0,12 м, на дно кюветы насыпали протогрунт, взятый с поверхности отвала вскрышных пород, толщиной слоя 4-5 см. Сверху этого слоя укладывала полимерную сетку с ячейкой 3 мм, которая например, используется при штукатурных работах. Затем сверху сетки наносим слой отобранной почвы с естественного грунта, на которой в естественных условиях раньше росли и давали нормальный урожай вышеупомянутые травы, участвующие в эксперименте. На слой почвы естественного грунта в кювете высевали семена этих трав, ухаживали за ними и следили за ростом их биомассы в течение всего периода вегетации трав.

Ботаническое тестирование в лабораторных условиях участвующих в эксперименте трав местного происхождения, показало их хорошую приживаемость на поверхности протогрунта, разделенного сеткой и слоем почвы естественного грунта, поэтому мы рекомендуем использовать выше упомянутую траву.

Весной 2010 года, согласно календарного плана НИР нами будут проведены промышленные эксперименты на отвале №2 ОАО «ИНГОК» приживаемости ранее тестированных трав к суровым условиям среды их нового место обитания на техногенном объекте.

По результатам лабораторного ботанического тестирования приживаемости местных трав на протогрунтах отвала вскрышных пород оформлена и подана заявка в ГП «Укрпатент» на полезную модель для признания ее изобретением с выдачей Патента Украины на это техническое решение.

УДК 504.05 (043.2)

Лахай Ю.О., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТЕХНОГЕННИХ ВПЛИВІВ НА ШАЦЬКІ ОЗЕРА

Будь-яка діяльність людини певним чином впливає на стан довкілля. Тобто, вона не є безслідною і так чи інакше позначається на окремих його складових компонентах – екосистемах, порушуючи тим самим існуючий баланс в системі «людина - природа» і створюючи загрозу виникнення екоризику.

Яскравим прикладом цього слугує розробка Хотиславського крейдяного кар'єру у Малоритському районі Білоруської області. Він є істотною загрозою для існування своєрідної перлини Європи - Шацьких озер, які мають міжнародне значення особливо цінної території в світовому масштабі.

Це місце унікальних екологічних систем, особливо водних, які представлені групою озер, переважно карстового походження. Саме тут знаходиться наш безцінний національний скарб – озеро Світязь, вода якого за своєю чистотою не має аналогів в Україні, і нині може слугувати еталоном питної.

Однак, все це може зникнути під впливом дії Хотиславського кар'єру, який на відстані близько 27 км знаходиться від згадуваної території.

Хоча, на даний момент, розробка кар'єру призупинена і знаходиться на стадії видобутку піску (площа кар'єру складає 4,5 га, а глибина - 12 м), проте не слід думати, що загроза минула. Адже, Білорусія напрочуд зацікавлена в здійсненні запланованої діяльності.

Цьому є своє пояснення, оскільки це, перш за все, розвиток території з точки зору економіки (сучасні підприємства по виготовленню силікатної цегли, пористого бетону, вапна, робочі місця, інфраструктура). До того ж, піски й крейда - будівельні матеріали, на які завжди є й буде величезний попит. А там, де приватний бізнес і великі гроші, як показує практика, природоохоронних вимог дотримуються далеко не завжди, так як вони є дуже затратними.

Тому зрозуміло, що сусіди будуть запевняти нас, що все під контролем, намагаючись таким чином забезпечити собі безперешкодну реалізацію запланованої діяльності.

Так, за попередніми розрахунками білоруських вчених, при запроектованому режимі робіт на кар'єрі без компенсуючих природоохоронних заходів слід очікувати зниження рівня підземних вод від 0,5 м до 1 м на українській стороні. Це на прилеглих територіях, на відстані 5 - 6 км від меж кар'єру.

Згідно представленого Білорусією звіту «Про результати проведення оцінки впливу на навколишнє середовище видобутку крейди на ділянці родовища "Хотиславське" у Малоритському районі Брестської області» збурювання, викликані кар'єрним водовідливом у ґрунтовому і напірному водоносних горизонтах, не досягнуть Національного парку "Шацькі озера" і його водних об'єктів - озер Кримно, Оріхове, Пісочне та ін. Тобто, освоєння II черги родовища "Хотиславське" не вплине на існуючий гідрологічний режим даної особливо охоронюваної природної території на Україні [1].

Проте, Рівненська геологічна експедиція, займаючись цією проблемою протягом трьох років і визначивши зону впливу кар'єру на природне середовище відповідних територій України і Білорусі, дійшла висновку, що, все ж таки,

основний вплив буде здійснений на Поліську низовину і Шацький регіон. Так, зокрема в зону депресії потраплять озеро Пісочне, села Мельники, Гута, Заболоття, Заліси, Тур, Жиричі і Сільця-Млинівські, тобто контури депресії за проектом проходитимуть за 6 км від Світязя. А це ризик втрати води.

Результати математичного моделювання показали, що при зниженні рівня підземних вод на 35 м водоприплив до кар'єру буде змінюватися від 10 тисяч кубометрів на добу в перший рік відпрацювання до майже 50 тисяч кубометрів на кінець розрахункового строку експлуатації родовища. Розміри депресійної лійки по ізолінії зниження рівня води на 0,1 м становлять 28 км у субширотному і 38 - у субмеридіальному напрямках. Це може призвести до того, що в 11 населених пунктах порушаться умови господарсько-питного водопостачання, істотно погіршиться гідрогеологомеліоративний стан п'яти меліоративних систем. Скоротиться поверхневий стік ряду річок, а також умови підземного живлення озер [2].

Аби цього не сталося, в "союзному" проекті були розроблені різні варіанти компенсаційних водоохоронних заходів. Ними передбачені по периметру кар'єру гідравлічні завіси, протифільтраційні завіси типу "стіна в грунті" і комбіноване відпрацювання кар'єру малими секціями з частковим затопленням відпрацьованих кар'єрних полів. Ці заходи мають у 2,7 раза зменшити величину депресійної лійки та величину зниження рівня грунтових вод [1].

Отже дане питання, яке на сьогодні гостро постало у порядку денному як України, так і Білорусі, можна розв'язати лише за допомогою плідної співпраці обох сторін. Тобто, оцінка впливу запланованої діяльності та моніторинг за станом екосистем, зокрема спостереження за гідрологічним режимом території, що підпадає під вплив кар’єру, повинні проводитись не лише на території Білорусі, а й України. Звичайно, вони потребують значних капіталовкладень, але це вкрай необхідно. Адже, лише на основі реальних спостережень та досліджень можна якісно оцінити та спрогнозувати подальшу ситуацію, яка так цікавить нас і яка поки що є невідомою.

Проте, не слід покладатися на висококваліфіковані науково-дослідні інститути Білорусі, адже вона переслідує зовсім інші цілі, які не збігаються з нашими. Необхідно самим брати активну участь у дослідженні запланованої розробки кар’єру та його впливу на Шацькі озера, які зводяться до проведення державно-екологічної експертизи проекту Хотиславського крейдяного родовища в Брестській області.

Список використаної літератури

1. Звіт «Про результати проведення оцінки впливу на навколишнє середовище видобутку крейди на ділянці родовища "Хотиславське" у Малоритському районі Брестської області»/ Книга 1, 2009 р.

2. Приходько В.Л. та ін./Глибинне геологічне картування масштабу 1:200 000 /Звіт Ратнівської ГСП-4 за 1983-1984 рр. − Рівне, 1988 р.

УДК 621.317

Нестер А.А.,[1] Білик А.П.,[1] Рогов В М.[2]
Хмельницький національний університет (1),
Університет водного господарства та природокористування, Рівне (2)

ФЛОТАЦІЯ СТІЧНИХ ВОД

Метою досліджень було вивчення можливості застосування напірної флотації для добування гідроксидів металів при електрохімічному очищенні промивних вод гальванічних цехів.

Досліди проводилися в лабораторних умовах у статичному режимі на штучно приготовленому розчині гідроксиду заліза (III) з концентрацією по 100 мг/л.

Досліджувалися дві схеми флотації: пряма й з робочою рідиною.

При вивченні прямої флотації досліджували ефективність добування гідроксиду заліза залежно від наступних параметрів:

- тиску насичення; - тривалості насичення рідини повітрям; - тривалості флотаційного поділу;

При вивченні процесу флотації за схемою з робочою рідиною досліджували ефективність добування гідроксиду заліза залежно від наступних факторів:

- тиску насичення; - рециркуляційного відношення;

- тривалості флотаційного поділу; - часу утворення пластівців суспензії гідроксиду заліза перед змішуванням з робочою рідиною;

- лужності робочої рідини.

Результати досліджень і вивчення закономірностей процесу при прямій флотації показало, що поділ у цьому випадку протікає не стійко, хоча в ряді режимів досягається досить висока якість очищеної води. Ступінь очищення перебувала в межах 87,7-96,5%. Частина гідроксиду заліза не флотувалась і випадала в осад, обсяг якого становив 0,1~10,3% від обсягу рідини. Разом з тим при тиску насичення 0,25 МПа випадання гідроксиду в осад практично не відбувалося. При цьому обсяг флотаційного шламу становив 3,3-8,6%. Більш низькі тиски насичення погіршували процес флотаційного поділу і вода після завершення флотації містила велику кількість великих зважених пластівців. Крім того, у ряді режимів спостерігалося руйнування флотаційного шламу й випадання його в осад, що може бути пов'язане із недостатньою кількістю повітря. При тиску більше 0,25 МПа істотного поліпшення показників очищення не відбувалося, що можна пояснити диспергуванням пластівців гідроксидів при насиченні води повітрям у напірному баку й більш інтенсивним перебільшенням суспензії у флотаційній колонці. Це підтверджується також тим, що зі збільшенням тривалості насичення води повітрям у напірному баку від 0,5 до 5 хв. процес флотації погіршується й навіть при оптимальному значенні тиску насичення 0-25 МПа спостерігається утворення осаду. Границя розділу спостерігалася через 1,5-2 хв після випуску насиченої повітрям суспензії у флотаційну колонку. Швидкість підйому границі розділу змінювалася протягом процесу поділу з 0,6-1,2мм/с до 0,4-0,5мм/с. При цьому після 10хв процес поділу практично припинявся й відбувалося поступове ущільнення флотаційного шламу.

Процес флотаційного поділу при насиченні повітрям робочої рідини протікає більш ефективно. Тиск насичення в цьому випадку в меншій мері впливає на результат флотації. Однак зі зменшенням тиску зростає величина рециркуляційного співвідношення, при якій досягаються оптимальні показники очищення. Зокрема максимальний ступінь флотаційного поділу при тиску насичення 0,15 МПа досягається, якщо рециркуляційне відношення становить 1:0,09, а при тиску 0,4 МПа, якщо воно дорівнює 1:0,045. Максимальні швидкості поділу при цих параметрах відповідно становлять 1,0 і 1,2мм/с. Отже, тиск насичення при використанні робочої рідини істотно відбивається на швидкості флотаційного поділу й у меншій мері на якості очищеної води. При оптимальних значеннях рециркуляційного співвідношення ступінь очищення становив 98,2-99,7%.

Зі збільшенням рециркуляційного відношення й тиску насичення зростають значення об'ємної й питомої витрати повітря на флотацію. Для розглянутих вище оптимальних параметрів питома витрата повітря становить 2л/кг (0,15 МПа, 1:0,09) і 2,95л/кг (0,4 МПа, 1:0,045). Очевидно, зі збільшенням питомої витрати повітря в останньому випадку й пов'язане підвищення швидкості флотаційного поділу.

Від тиску насичення й рециркуляційного відношення залежить зміна швидкості підйому границі розділу протягом процесу флотаційного поділу. При цьому, чим вище тиск насичення, тим швидше досягається максимальна швидкість поділу й величина її зростає з 0,9-1,0 (0,1 МПа) до 3,0-3,2 мм/с (0,4 МПа). Рециркуляційне відношення у випадку низьких тисків насичення неістотно впливає на швидкість підйому границі розділу. При насиченні під більш високим тиском існує область рециркуляційних відносин, зміна яких незначно впливають на цю швидкість. Разом з тим навіть при високих тисках насичення досягається недостатня швидкість флотаційного поділу в області низьких значень рециркуляційних відносин.

Тривалість утворення пластівців неоднозначно впливає на показники флотації, хоча при часі флокуляції менш 15с посвітління води практично не відбувалося й у ній перебували великі пластівці гідроксиду заліза, які поступово випадали в осад. Це пов'язано з тим, що пухирці повітря спливають у момент, коли частки гідроксиду мають високу дисперсність і утворення флотокомплексів утруднено. Після виділення пухирців відбувалося укрупнення пластівців гідроксиду, причому більш інтенсивно через коагуляцію в присутності газової фази. Тривалість флокуляції більше 30 сек. практично не впливає на показники флотації. Однак попередня флокуляція більше 120 сек негативно впливає на флотаційний процес. Це пояснюється тим, що при тривалій флокуляції утворяться великі пластівці гідроксиду заліза, які не досить ефективно взаємодіють із пухирцями через їх гідрофільність. Оптимальною є тривалість флокуляції, при якій утворення великих пластівців відбувається в момент введення робочої рідини.

УДК 504.054:665.71

Радомська М.М., Франчук Г.М.
Національний авіаційний університет, Київ

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ В ЗОНІ ВПЛИВУ АЗС

Паливозаправні об'єкти загального користування, тобто АЗС, є одним з важливих факторів формування забруднення навколишнього середовища у міській зоні, зважаючи на їх широке поширення.

З метою оцінювання рівня зміни екологічної ситуації під впливом діяльності АЗС на 22 об'єктах проведено експрес-контроль якості повітря та відібрані проби ґрунту для визначення вмісту нафтопродуктів. Досліджувані АЗС розташовані у Деснянському та Дніпровському районах м.Києва вздовж основних автошляхів та за своїми технологічними параметрами відповідають найновішим вимогам до об'єктів такого типу. Точки відбору проб ґрунтів та забір повітря співпадали.

Для визначення ступеня впливу АЗС на стан атмосферного повітря було проведено контроль вмісту нафтопродуктів та вуглеводнів нафти. Оскільки повітря є надзвичайно динамічним середовищем, то його забруднення є мінливим у часі і просторі. Дослідження проводились 3 рази в теплий період року: у травня, влітку та у вересні, - за допомогою індикаторних. Також досліджувались добові коливання вмісту забруднюючих компонентів: на одному об'єкті вимірювання концентрації проводилось 6 разів на добу протягом 5 днів.

Отримані результаті порівнювались зі значеннями ГДК та величиною фонового забруднення. Значення фонових характеристик отримувались одноразовим вимірюванням вмісту відповідних забруднювачів на відстані 100 м від досліджуваних об'єктів одночасно з проведенням сезонних досліджень; при вивченні добових змін забруднення повітря за фонові приймались значення, визначені о 6 годині ранку на відстані 100 м від об'єкту кожної доби.

Аналіз отриманих значень дає можливість говорити, про чітко виражений вплив АЗС на стан атмосферного повітря. Так, порівняння вмісту бензину та вуглеводнів в зоні впливу АЗС з відповідними концентраціями, визначеними на відстані 100 м від досліджуваного об'єкту показує явне перевищення – від 1,11 до 1,83 для бензину та від 1,02 до 1,57 для вуглеводнів нафти. Співвідношення з відповідними нормами ГДК дає набагато вищі значення: від 1,13 до 3,72 для бензину та від 0,93 до 2,97 для вуглеводнів нафти.

Перевищення над нормативами встановлено і для абсолютної більшості фонових значень, що пов'язано з впливом автомагістралей. Порівняння значень, отриманих у різні періоди року показує, що максимум спостерігається, переважно, улітку, у зв'язку з підвищенням середніх добових температур і, як наслідок, інтенсифікацією процесів випаровування та збільшення втрат нафтопродуктів з "диханням" резервуарів.

Зміни рівня забруднення повітря протягом доби досягають помітних значень, а їх максимуми відповідають пікам транспортного навантаження. Підвищення рівня забруднення спостерігалось у ясні погожі дні при низькій швидкості вітру, що пов'язано зі стабілізацією шарів повітря та їх низькою мінливістю за таких умов. Варто відмітити, що ступінь відкритості території АЗС сильно впливає на формування забруднення: об'єкти, які прилягали до забудованих ділянок відрізнялись підвищеним рівнем загазованості, навіть за менш інтенсивної роботи.

Для отримання інформації про просторовий розподіл забруднення ґрунтів на досліджуваних АЗС було заплановано відбір 4 проб: фронтальної, тильної та 2 латеральних. Весь комплекс проб був відібраний не на всіх ділянках у зв'язку з архітектурними ускладненнями: частина об'єктів прилягає до суміжних споруд. Крім цього, деякі АЗС не мають вільних фронтальних ділянок: вони замінені штучними зеленими острівцями, які виключені з дослідження. Також поблизу досліджуваних АЗС, на відстані 50–100 м вбік від АЗС та 0,5 м від бровки дороги, було відібрано фонові проби.

Серед обраних об'єктів було дві АЗС, які розміщувались на насипах, що дало змогу дослідити вертикальний розподіл забруднювачів. Відбір проб був виконаний за двома вертикальними профілями, що включали 4 точки. Висота схилів становила від 1,5 до 3,5 м, кут нахилу – до 60–75º.

Проби ґрунту були з глибини 30 см по конверту розміром 1 на 1 м або 0,5 на 0,5 м у випадках територіальних обмежень. Масова частка нафтопродуктів у ґрунті визначалась гравіметричним методом.

Зважаючи на відсутність загально прийнятних нормативів вмісту нафтопродуктів у ґрунті, отримані значення порівнювались з ОДК (4 г/кг), показниками шкідливості, а також спеціальною шкалою ступені градації забруднення ґрунтів нафтою і нафтопродуктами, яка розроблена Соловйовим В.І.

Загалом рівень забруднення ґрунтів на території АЗС досліджуваних районів коливається в широких межах: порівняно з ОДК він становить від 0,32 до 4,8 частки. Співвідношення з фітоакумуляційним показником шкідливості (від 0,85 до 12,8), міграційним водним (від 0,1 до 1,48), міграційним повітряним і загальносанітарним показником шкідливості (від 0,25 до 3,84) свідчать про небезпеку переходу забруднення у рослинний покрив, водне та повітряне середовище та погіршення загального стану цих природних компонентів.

Відповідно до рекомендацій В.І. Соловйова 1 проаналізована проба належить до незабруднених, 19 до слабкозабруднених, 39 до середньо-забруднених, а решта (18) – до сильнозабруднених. Порівняння отриманих значень з фоновими свідчить про істотний внесок діяльності АЗС у формування забруднення: відмінність між фоновим значенням і вмістом нафтопродуктів у просторово найближчій пробі становить від 11 до 58 %.

Аналіз вертикального розподілу забруднення свідчить про зменшення його інтенсивності з наближенням до підошви схилу. При цьому яскраво виражений вплив гранулометричного складу ґрунту на рівень забруднення: піщані ґрунти легше пропускають нафтопродукти, а у випадку зміни характеру ґрунту на супіщаний або суглинистий формується своєрідний екран, під яким масова частка нафтопродуктів помітно менша.

Отримані дані свідчать, що відмінності у рівнях забруднення на різних АЗС не пов'язані з компаніями, які володіють АЗС. З іншого боку, простежується чітка закономірність між рівнями забруднення ґрунтів та терміном експлуатації АЗС, а також розташуванням на території допоміжних послуг, передусім мийок. Поряд з цим виявлено, що рівень забруднення ґрунтів нафтопродуктами підвищений на ділянках, які прилягають до резервуарних комплексів.

УДК 658.567:66.040

Касимов А.М.,[1] **Коваленко А.М.,**[2] **Кононов Ю.А.**[3]
УкрНИИЭП (1), ХИЭиСЗ, Харьков(2), ОАО «Недра Луганщины», Луганск(3)

ТЕРРИКОНЫ ОТВАЛЬНЫХ ПОРОД ДОНБАССА – СЫРЬЕВОЙ ПОТЕНЦИАЛ УКРАИНЫ

Добыча полезных ископаемых, их обогащение, накопление образующихся промышленных отходов (ПО), приводят к глобальному загрязнению окружающей природной среды (ОПС), уничтожают плодородный слой почвы, загрязняют поверхностные и грунтовые воды и атмосферный воздух, изменяют ландшафты.

Стабильное развитие и устойчивость экономики государства определяются состоянием его минерально-сырьевой базы. На территории Украины размещены крупные техногенные запасы ценного сырья. В горнорудных и угледобывающих районах накоплены огромные объемы вскрышных пород, отходов обогащения (Кривбасс, Донбасс, Прикарпатье, Львовско-Волынский бассейн и др.). В них концентрируются вредные и полезные соединения химических элементов, в т. ч. тяжелых и редких металлов.

Эти месторождения могут обеспечить потребности промышленности в продуктах стратегического импорта Украины - дорогостоящих и дефицитных элементах - V, Sc, Zn, Pb с параллельной утилизацией Fe, Ca, Mg, Al. Исследованиями установлено, что в ПО ряда предприятий накапливаются в высоких концентрациях многие ценные компоненты.

Многие виды ПО давно зарекомендовали себя прекрасным техногенным минеральным сырьем для производства строительных и композитных материалов, химических удобрений, других продуктов, а также отдельных видов топлива. Отходы принадлежат тому предприятию, которое их создает. За ухудшение экологической обстановки это предприятие несет правовую и финансовую ответственность посредством выплаты налогов, штрафов, оплаты занятой отходами земли, а также некоторых правовых санкций, определенных законодательством Украины.

В Луганской области закрыт ряд угольных шахт, что привело к напряженной социальной и эколого-экономической ситуации. На территории гг. Свердловска, Тореза, Ровеньки и др. находится множество терриконов и отвалов. Одним из главных факторов, оказывающим негативное воздействие на ОПС городов, являются породные отвалы и терриконы, которых только в г. Ровеньки насчитывается 51, из них 15 действующие, их предполагают использовать еще от 1 года до десятков лет, 36 отвалов отработана.

По объединению «Ровенькиантрацит» площадь под отвалами составляет 186,7 га, отработанные занимают 138 га. Характерные параметры терриконов Донбасса: высота 40-50 м; площадь основания 10-20 тыс. $м^2$; крутизна откосов 25-28^o со стороны подачи породы, 37-40^o с лобовой стороны; объем складированных пород - 300-500 тыс. $м^3$; плотность пород - 1,8-2,2 $кг/дм^3$; влажность 5-8% масс; форма отвала усеченный коноид.

В условиях острого недостатка газообразных энергоносителей, необходим поиск альтернативных источников топлива. К ним отнесены отходы угледобычи и углеобогащения. Здесь важную роль играют перспективные технологии разработки терриконов и отвалов. Технологическая схема процессов приведена на рис. 1, химический состав золы углесодержащих пород - в табл. 1.

Таблица 1

Усредненный химический состав проб золы углесодержащих пород

Компоненты, % масс.								
SiO_2	Fe_2O_3	Al_2O_3	CaO	MgO	SO_3	TiO_2	Mn_3O_4	P_2O_5
58,0	12,1	18,8	0,85	1,75	0,85	0,94	0,13	0,39

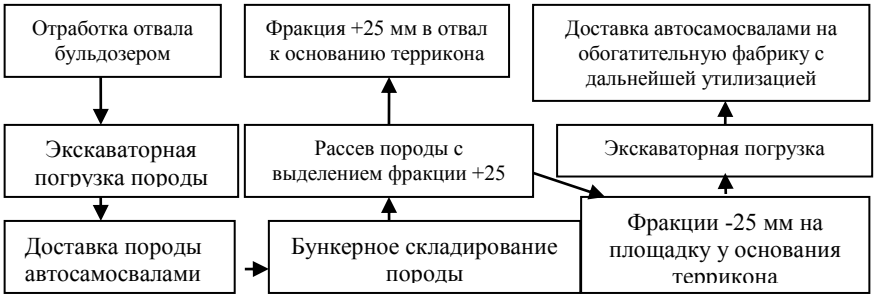


Рис. 1. Технологическая схема понижения углесодержащего отвала.

Тринадцать отвалов в г. Ровеньки являются горящими. Образование токсичных соединений при горении породных отвалов.

	Температура (расчетная) протекания реакций, °С
$2FeS_2 + 7{,}5O_2 + H_2O = Fe_2(SO_4)_3 + H_2SO_4$	(при участии тионовых бактерий)
$S + 1{,}5O_2 + H_2O = H_2SO_4$	0 - 100
$4FeS_2 + 3O_2 + 6H_2O = 4Fe(OH)_3 + 8S$	0 - 105
$FeS_2 + 3O_2 = FeSO_4 + SO_2\uparrow$	25 - 300
$FeS_2 + O_2 = FeSO_4 + H_2S\uparrow + SO_2\uparrow$	150 - 336
$S + H_2 = H_2S\uparrow$	150 - 200
$S + 2H_2SO_4 = 3SO_2\uparrow + 2H_2O$	200 - 336
$S_2 + 2O_2 = 2SO_2\uparrow$	248 - 261
$2H_2S + 3O_2 = 2SO_2\uparrow + 2H_2O$	250 - 300
$2SO_2 + 2H_2O + O_2 = 2\,H_2SO_4$	(в водной среде)
$C + O_2 = CO_2\uparrow$	более 600
$NH_3 + CO = HCN + H_2O$ $\quad NH_3 + C = HCN + H_2\uparrow$	400 - 500
$FeAsS = FeS + As$ $\quad 4As + 3O_2 = 2As_2O_3$	более 1000

Предложенный подход к реструктуризации угледобывающей отрасли обеспечит - ликвидацию ПО в городах, высвобождение городских земель, улучшение состояния ОПС, получение дорогостоящих товарных продуктов. Реализация комплекса этих мероприятий обеспечивает получение крупного технико-экономического, эколого-гигиенического и социального эффектов.

УДК 504.054:656.71(043.2)

Гарасимчук С. М., Казанок А. В., Маджд С.М.
Національний авіаційний університет, м.Київ

ВИЗНАЧЕННЯ НОРМ СКИДАННЯ СТІЧНИХ ВОД АВІАПІДПРИЄМСТВ У ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ

Аеропорт є одним із основних джерел забруднення в цивільній авіації. Аеропорт – це багатофункціональне транспортне підприємство, що є наземною частиною авіаційної транспортної системи, яка забезпечує зліт і посадку повітряних суден, їх наземне обслуговування, прийняття і відправлення пасажирів, багажу, пошти і вантажів.

Під час авіаційних транспортних перевезень відбувається забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і водних об'актів. Наші дослідження були присвячені визначенню умов скиду стічних вод аеропорту «Київ» до річки Нивка для забезпечення її самоочисної здатності.

Дотримання норм скидання стічних вод повинно забезпечити ефективне самоочищення водойми. Самоочищення води – ліквідація у воді водойми органічних речовин, що потрапили в неї під впливом мікроорганізмів. Процес самоочищення відбувається внаслідок біохімічних та фізико – хімічних процесів, до нього відносяться сорбція розчинених сполук планктоном і донними відкладами, агломерація та осідання часточок, розбавлення забрудненого потоку чистими потоками водойми тощо. Тому самоочищення в широкому розумінні – це сукупність біохімічних, фізико – хімічних та гідродинамічних (розбавлення) процесів, які зумовлюють зниження концентрації забруднювальних речовин у воді водойми.

Стічні води аеропорту містять різноманітні забруднюючі речовини, основні з яких є важкі метали.

На основі результатів попередніх досліджень щодо вмісту важких металів у пробах води річки Нивка розраховуємо умову скидання стічних вод авіапідприємства за нормативним показником вмісту важких металів для проточної водойми, яка визначається нерівністю:

$$C_З \cdot q + C_{З.В.} \cdot a \cdot Q \leq (a \cdot Q + q) \cdot C_{ГДК},$$

де $C_З$ – концентрація забруднювача в стічних водах, якої потрібно досягти в результаті очищення;

$C_{З.В.}$ – концентрація того самого виду забруднювача у воді водойми до скидання стічних вод;

$C_{ГДК}$ – гранично допустима концентрація;

a – коефіцієнт змішування, що показує, яка частина води у водоймі змішується із стічними водами в розрахунковому відведенні (a = 0,53);

Q – витрати води у водоймі (Q = 0,17 м^3/с);

q – витрати стічних вод, що надходять у водойму (q = 0,08 м^3/с).

Результати розрахунку умов скиду стічних вод аеропорту «Київ» для забезпечення здатності річки Нивка до самоочищення представленні в табл. 1.

Таблиця 1

Порівняння умов скидання стічних вод авіапідприємства з реальними скидами, мг/л

Забруднювачі	Розраховані умови скиду	Фактичний скид авіапідприємств	Рівень перевищення фактичного скиду
Zn			
Поверхневий шар	0,001689	0,001701	-
Придонний шар	0,00258	0,001701	0,000879
Cu			
Поверхневий шар	0,00172	0,001701	0,000019
Придонний шар	0,00236	0,001701	0,000659
Pb			
Поверхневий шар	0,00173	0,001701	0,000029
Придонний шар	0,00236	0,001701	0,000659
Mn			
Поверхневий шар	0,99278	0,001701	0,991079
Придонний шар	1,09189	0,001701	1,090189
Ni			
Поверхневий шар	0,004383	0,001701	0,002682
Придонний шар	0,006185	0,001701	0,004484
Fe			
Поверхневий шар	0,22403	0,01701	0,20702
Придонний шар	0,35017	0,01701	0,33316

Встановлено перевищення Mn у фактичному стоці авіапідприємства поверхневого шару в 0,991079 рази, в придонному шару – 1,090189 рази. Перевищення Fe у придонному шарі – 0,33316, в поверхневому шарі – 0,20702.

Концентрація інших важких металів у стоці не значно перевищують розрахункові.

Результати досліджень свідчать, що стічні води авіапідприємства недостатньо очищенні від Mn і Fe, і за рахунок цього процес самоочищення річки Нивка протікає досить повільно.

УДК 504.6(477.43/44):502.7

Мудрак О.В.,[1] **Єлісавенко Ю.А.**[2]
Вінницький державний педагогічний університет (1),
Хмельницький національний університет (2)

ПРОБЛЕМИ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОТИЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЛІСОВИХ УГІДЬ ВІННИЧЧИНИ

Вступ. Питання розвитку заповідної справи з метою збереження біотичного й ландшафтного різноманіття є одним з важливих аспектів розробки регіональної концепції збалансованого розвитку. Для Вінниччини, де природно-заповідний фонд (ПЗФ) один з найменших в Україні, збереження біотичного різноманіття лісових угідь та ренатуралізації малоантропогенізованих ландшафтів є першочерговою умовою формування невиснаженої екологічної мережі.

Сьогодні лісові угіддя стали ефективним стабілізатором природного стану біосфери, важливим чинником відновлення та оптимізації природного середовища. У зв'язку з цим доцільно збільшити кількість лісових еталонних ділянок в межах заповідних територій та створення екологічних коридорів.

Станом на 01.01.2008 року (за даними управління земельних ресурсів) ліси та інші лісовкриті площі Вінницької області склали 377,7 тис.га, в тому числі землі, вкриті лісовою рослинністю – 355,2 тис.га. тобто 13,3% при оптимальній лісистості для наших умов щонайменше 25%. Тому планується до 2015 року, згідно програми "Ліси України" лісистість Вінниччини довести до рівня 15%.

Згідно реєстру природно-заповідного фонду Вінницької області лісові угіддя як еталонні ділянки охороняються в семи лісових заказниках (з них 1 загальнодержавного значення і 6 місцевого). Площа єдиного лісового заказника загальнодержавного значення "Марксова дубина" (Немирівський р-н, с. Марксове) складає 295 га і його частка в структурі всіх лісових заказників становить 77%, а на долю інших шести лісових заказників (83,3 га) місцевого значення припадає 3-5% від площі кожного (рис. 1).

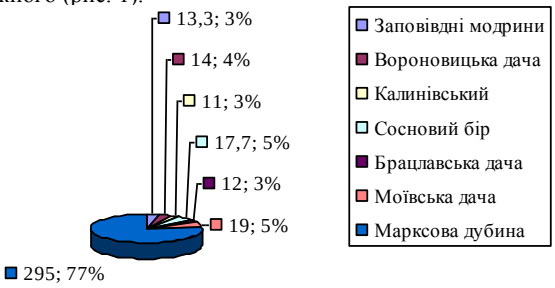


Рис. 1. Частка окремого лісового заказника місцевого та загальнодержавного значення від загальної кількості.

Крім того, лісові еталонні ділянки охороняються в межах ботанічних, ландшафтних, зоологічних заказниках, пам'ятках природи, заповідних урочищах та парках-пам'ятках садово-паркового мистецтва.

Якщо вирахувати площі лісових заказників в структурі ПЗФ, то видно, що вони дуже малі (таблиця 1). З цього можна зробити висновок, що існуюча мережа ПЗФ Вінницької області не забезпечує в достатній мірі збереження біотичного та ландшафтного різноманіття лісових угідь. Отже, потрібно провести екологічний моніторинг з метою вдосконалення мережі існуючих об'єктів ПЗФ Вінниччини, а першочергово необхідно створити нові, розширити площі існуючих об'єктів та покращити систему догляду за ними.

Таблиця 1

Частка лісових заказників в структурі ПЗФ Вінниччини

Категорії об'єктів ПЗФ	Кількість, шт.	Площа, га	Частка, %
Лісові заказники загальнодержавного значення	1	295	0,57
Лісові заказники місцевого значення	6	83,3	0,16
ПЗФ Вінницької області	376	51200,37	100
Площа та заповідність Вінниччини	2649287,00		1,93

Переважаючими типами лісових угідь регіону є: свіжі грабові та ясенево-грабові діброви (88,5%). У південній частині області формуються свіжі грабові діброви із дуба скельного. Домінуючою деревною породою в лісових угіддях Вінниччини є дуб звичайний (80,2%), значно меншу площу займає ясен звичайний (6,1%), граб звичайний (4,6%) і дуб червоний – 3,6%. Доля інших деревних порід не перевищує 2%. За віком лісові угіддя Вінниччини переважно відносяться до середньовікових та молодняків, а за бонітуванням – до II-го і вище бонітету.

Проблема збереження біотичного різноманіття, особливо дібров Вінниччини є актуальною не лише з точки зору господарської цінності деревини, а й з точки зору збереження рідкісних та зникаючих видів рослин і тварин та оптимізації природного середовища. В дібровах Вінниччини досить рідко зустрічаються такі рослини як: любка дволиста (Platanthera bifolia. (L.)), зозулині черевички (Cypripedium calceolus L.), ведмежа цибуля (Allium ursinum), конвалія травнева (Convallaria majalis L.), скополія карніолійська (Scopolia carniolica Jacq.) та ін, що занесені до Червоної книги України. Також існує проблема збереження зубрів (Bison bonasus), що мешкають в дібровах Вінниччини, а така тварина як лісовий кіт (Felis silvestris), взагалі не зустрічалася і вважалося, що він взагалі зник.

Для того, щоб забезпечити постійність екологічної рівноваги лісових екосистем, в лісових угіддях Вінниччини потрібно організувати мікрозаповідники і зони спокою з різким обмеженням режиму господарської діяльності.

Висновки. Загальна стратегія оптимізації мережі лісових заповідних об'єктів повинна передбачати залучення територій з природними комплексами, які ще не представлені в ПЗФ, або представлені у недостатній мірі. З метою підвищення лісівничо-географічної та біогеоценотичної репрезентативності оптимізація мережі лісових заповідних об'єктів повинна передбачати удосконалення її територіальної і категоріальної структури.

УДК 661.645

Мазницька О.В., Орел В. І.
Кременчуцький університет економіки, інформаційних технологій і управління

СПОСІБ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ ВИРОБНИЦТВА, ЩО МІСТЯТЬ АРСЕН

В Україні щорічно надходить у довкілля від 60 до 100 млн. т шкідливих речовин, у сховищах організованого складування зберігається майже 3 млрд. т токсичних відходів, що у розрахунку на 1 км^2 території країни становить 4,7 тис. т. Цей показник в Україні перевищує відповідний у розвинутих державах у декілька разів [1]. Не зважаючи на розвиток технологій переробки та утилізації небезпечних відходів, поховання їх на звалищах все ще вважається найбільш економічно доцільним методом поводження з ними.

До речовин, які мають високу токсичність і становлять небезпеку для довкілля, належать сполуки Арсену. Цей елемент використовується як легуюча добавка, яка додає "класичним" напівпровідникам (Si, Ge) провідність певного типу. Як цінну присадку Арсен використовують і в кольоровій металургії. Скляна промисловість традиційно використовує Арсен як складову в рецептурах багатьох видів скла, наприклад, «віденського». В усіх перерахованих виробництвах Арсен концентрується в технологічних розчинах – стічних водах газоочисних установок, відпрацьованих електролітах, травильних розчинах і т.д. У всіх цих розчинах він перебуває в активній формі й тому, перед зливом, стоки необхідно очищати від цього елементу.

Методи знешкодження стічних вод і технологічних розчинів пов’язані з осадженням оксигеновмісних сполук арсену у вигляді кальцій, манган, ферум арсенатів або арсенітів і мають ряд недоліків. Кінцеві продукти при такому виділенні Арсену належать до токсичних сполук другого класу небезпеки й вимагають спеціального поховання, пов’язаного зі значними економічними витратами [2].

В даній роботі запропоновано перспективний та економічно доцільний метод знешкодження розчинів, що містять Арсен, який базується на осадженні Арсену сульфідвмісними реагентами (гідросульфідом натрію, сірководнем тощо).

Як приклад можна навести рівняння хімічної реакції осадження арсену натрій гідросульфідом:

$$6NaHS + 3H_2SO_4 + 4H_3AsO_3 \rightarrow 2As_2S_3\downarrow + 3Na_2SO_4 + 12H_2O.$$

Процес осадження доцільно проводити в реакторі з механічним перемішуванням (критерій Рейнольдса 800-5000) до залишкової концентрації арсену в розчині 30-40 мг/дм^3. Питома швидкість дозування сульфідвмісного реагенту становить 1,0-4,9 кг на 1м^3 розчину в 1 годину. При передозуванні відбувається виділення сірководню з розчину в атмосферу з одночасним осадженням арсен сульфідів. При питомих швидкостях дозування нижче 1,0 кг/м^3· год. збільшується час обробки розчину. Витрата сульфідвмісного реагенту залежить від вмісту кислоти в розчині й складає 0,8-1,1 кг на 1 кг арсену. Наявність йонів купруму, плюмбуму, феруму, кобальту та інших важких металів не впливає на хід процесу, а тільки збільшує витрату сульфідвмісного реагенту [3].

У результаті проведених досліджень отримані залежності зміни концентрації Арсену і окисно-відновного потенціалу.

Щоб оцінити ступінь екологічної небезпеки сполук Арсену, які утворюються при застосуванні традиційних та запропонованого методів осадження й підлягають похованню, нами застосовано розрахунковий метод з використанням гігієнічних регламентів і параметрів токсикометрії [4]. Як критерій шкідливої дії використовується параметр $ЛД_{50}$.

Під техногенним впливом твердих відходів, що підлягають похованню, в першу чергу опиняються ґрунти, тому індекс токсичності *K* розраховується за формулою:

$$K = \frac{\lg(ЛД_{50})}{S + 0{,}1F + C_B},$$

де S – коефіцієнт, що відображає розчинність компонента у воді; C_B – вміст компонента в загальній масі відходів, визначається як т/т; F – коефіцієнт леткості компонента, що визначається тиском насиченої пари при температурі 20^oC.

Коефіцієнти токсикологічної небезпеки для Арсен (III) сульфіду та кальцій арсенату складають 2,4 і 2 відповідно.

Встановлено, що кінцеві продукти знешкодження технологічних розчинів, які містять Арсен, з використанням традиційних осаджувачів (гашеного вапна, ферум(II) сульфату), належать до токсичних сполук другого класу небезпеки і вимагають спеціального поховання.

Запропоновано метод утилізації арсенвміщуючих промислових відходів, який дозволяє підтримувати оптимальний режим дозування сульфідвмісного реагенту в інтервалі питомих швидкостей 1,0-4,9 кг/м^3·год., підтримувати стабільне в часі значення окисно-відновного потенціалу для будь-якого складу розчину, виключаючи передозування реагенту.

Рекомендується застосування методу осадження Арсену у вигляді арсен (III,V) сульфідів з арсенвміщуючих технологічних розчинів та стічних вод підприємств по виробництву напівпровідникових матеріалів, скляної промисловості, кольорової металургії.

Список використаної літератури

1. Пасенко А.В. Проектування технологічних процесів утилізації шламу водопідготовки ТЕЦ / А.В. Пасенко, Б.В. Зюман // Науковий вісник Національного гірничого університету. – 2008. – №4. – С. 61-63.

2. Беспамятнов Г.П. Предельно-допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде: справочник / Г.П. Беспамятнов , Ю.А. Кротов. – Л.: Химия, 1985.– 528 с.

3. Пальгунов П.П. Утилизация промышленных отходов / П.П. Пальгунов, М.В. Сумарохов. – М.: Стройиздат, 1990. –352 с.

4. Ершов Ю.А. Механизмы токсического действия неорганических соединений / Ю.А. Ершов, Т.В. Плетнева. – М.: Медицина, 1989. –272 с.

УДК 656.7.08:65.011.3:656.71 (043.2)

Государська І.Л.
Національний авіаційний університет, Київ

ДОЦІЛЬНІСТЬ СТВОРЕННЯ ЗОН ГРОМАДСЬКОЇ БЕЗПЕКИ В ОКОЛИЦІ АЕРОПОРТУ

Через недолік вільних земельних ділянок в межах міста будівельники офісів, магазинів і складів всі частіше переміщуються за межі міста. В результаті відбувається створення нових центрів притягання об'єктів нерухомості, незмінно приваблюючі великі інвестиційно-девелоперські компанії - це аеропорти. Саме до них все більший інтерес проявляють девелопери комерційної нерухомості.

Самі аеропорти являють собою великі транспортні вузли, які в перспективі стануть точками росту української економіки. Території аеропортів володіють двома найбільш привабливими для комерційного девелопмента характеристиками: вони генерують високий трафік пасажирів і розташовані в зонах з гарною транспортною доступністю. У більшості випадків в околиці аеропортів відсутня капітальна забудова, що привабливо для забудовників з погляду масштабу та дає можливість комплексного будівництва.

Ділянки навколо аеропортів високо потенційно-перспективні для розміщення об'єктів офісного, готельного, розважального, а також складського сегменту нерухомості. Однак, найкращий профіль об'єкта визначається насамперед класифікацією та розмірами аеропорту. Розвиток територій в околиці аеропорту обумовлений особливостями генплану регіону України, де знаходиться аеропорт.

Також земля в околиці аеропортів приваблює розміщувати виставочні комплекси, готелі, бізнес-парки, торговельні майданчики, житлові квартали та виробничі приміщення. Будівництво офісних комплексів поблизу аеропортів - досить розповсюджене явище для розвинених ринків нерухомості, наприклад Західної Європи.

Захист людей і об’єктів нерухомості на землі від наслідків авіаційної події (АП) є головною метою розвитку сумісності використання землі навколо аеропорту з навколишнім середовищем. Серйозність наслідків потенційної катастрофи повітряного судна (ПС) за межами злітно-посадкової смуги (ЗПС) залежить від типу розвитку землі в околиці аеропорту де відбудеться АП. При плануванні проекту розвитку землі нерухомості та заміни цільового призначення використання земельних ділянок в околиці аеропорту оцінюється ризик.

Головною суттю сумісності являється обмеження використання землі, що примикає до ЗПС, яке необхідно враховувати в розвитку у відповідь на потенційну ймовірність виникнення катастрофи ПС. Сьогодні найбільша увага зосереджена на безпеці польотів ПС. Поява катастроф ПС поблизу аеропортів є явищем нечастим, але закінчуються серйозними наслідками для людей на землі що перебувають поблизу аеропортів. Історичні дані підтверджують, що щорічне виникнення АП поблизу ЗПС втягує значну кількість людей, які перебувають та мешкають біля аеропорту. Питання безпеки мешканців околиці аеропорту, включене в нормативні документи ІКАО, в рекомендації проектування аеропортів, т. 2 “Охорона навколишнього середовища”. В світі за останні десятиріччя в середньому за рік здійснюється приблизно 28 катастроф з повітряними суднами цивільної авіації, в

результаті яких гинуть 1500 людей, серед яких 35 мешканців околиці аеропорту (“третя сторона” авіатранспортного процесу).

Дані по дослідженню безпеки нараховують значну кількість фатальних наслідків при авіакатастрофах. Згідно з рис.1, 78% світових авіаційних подій в 1999-2008 р.р. відбулися саме під час етапів польоту зліт - посадка. Де в свою чергу 67% - це фатальні наслідки. Статистичні дані підтверджують, що авіаційні катастрофи, що включають значну кількість жертв третіх осіб, відбуваються декілька раз за рік.

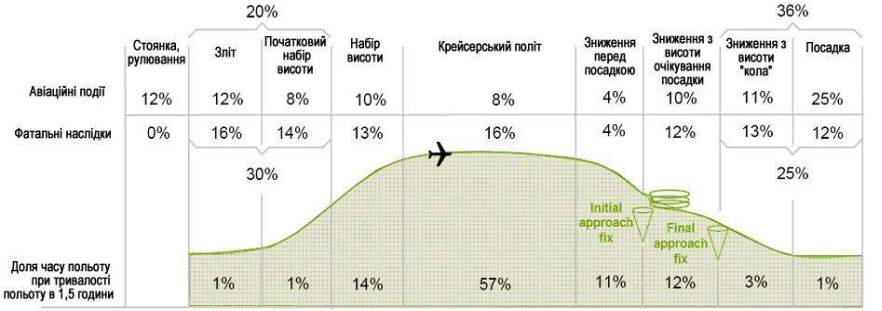


Рис.1 Розподіл АП за етапами польоту

Враховуючи наявну статистику катастроф навколо аеропортів необхідно створювати зони сумісності і вести відповідну політику використання земель в межах цих зон, з метою нормального взаємообумовленого розвитку аеропортів, охорони здоров’я, забезпечення і організації умов безпеки і добробуту мешканців околиць аеропортів. Зони безпеки навколо аеропортів створюються для того, щоб зменшити кількість людей, ризику авіаційних катастроф. Це досягається введенням обмежень на використання земель у різних зонах безпеки.

Зона громадської безпеки (ЗГБ) – це територія навколо ЗПС найбільш завантажених аеропортів або аеропортів, віддалених від населених пунктів на невелику відстань, з метою обмеження кількості людей (населення і працюючих), що перебувають в околиці аеропорту. Такі зони необхідно встановлювати для найбільш завантажених і значимих злітно-посадочних смуг у всіх аеропортах, де існує перспектива росту інтенсивності руху ПС, а також в тих аеропортах де зони громадської безпеки вже існували але в неефективному виді, для створення яких використовувалися старі методики.

Мета ЗГБ полягає в обмеженні забудовування території та розвитку використання землі що примикає до аеропорту житловими будинками, попередження неконтрольованого зростання мешкання населення, регулювання кількості людей та працюючих або скупчення груп людей в зонах ризиків.

Отже створення ЗГБ полягає у взаємодії сумісності існування аеропорту та використанням земельних ділянок в околиці аеропорту, що виражається в:

- захисті людей та їх майна, розташованого поблизу аеропорту;
- скороченні збитку;
- запобіганні ймовірної ризику катастрофи ПС.

УДК 628.477

Макаренко Д.Н.
Национальный аэрокосмический университет им. Н.Е. Жуковского "ХАИ"

ВОПРОСЫ БЕЗОПАСНОСТИ И УТИЛИЗАЦИЯ ЭЛЕМЕНТОВ ЛЕТАТЕЛЬНЫХ АППАРАТОВ ИЗ ПОЛИМЕРНЫХ КОМПОЗИЦИОННЫХ МАТЕРИАЛОВ МЕТОДОМ ПЛАЗМЕННОЙ ГАЗИФИКАЦИИ

Важной составляющей частью аэрокосмической техники являются изделия из композиционных полимерных материалов, которые практически невозможно утилизировать обычными методами. Одним из рациональных способов утилизации объектов и элементов из композиционных и полимерных материалов является плазменная газификация. Данный метод позволяет безопасно утилизировать элементы летательных аппаратов из композиционных материалов, что способствует улучшению экологической безопасности нашего государства.

Плазменный процесс дает возможность существенно повысить температуру в зоне неполного окисления и разложения полимерных веществ и, тем самым, не только ускорить реакции окисления и разложения, но и перевести в расплав негорючие компоненты, разделив их на оксидную, шлаковую и металлическую фазы, которые по мере наслоения периодически выпускаются из агрегата.

Определено, что плазменный нагрев относительно небольшого количества газов и управление их составом не приведет к разбавлению отходящих горючих газов (CO, H_2, CH и др.) балластными продуктами окисления (CO_2, H_2O) и снижению их теплотворной способности, что позволит использовать их тепло для выработки перегретого пара или электроэнергии, компенсировав энергозатраты на плазменный нагрев. Повышенная температура в печи дает возможность отгонять ценные, сравнительно летучие металлы (цинк, свинец, олово и др.) и их соединения с кислородом и галлоидами и собирать их в виде товарного продукта (возгонов). Такая переработка позволяет экономически выгодно, экологически чисто и технически относительно просто перерабатывать композиционные полимерные материалы без их предварительной подготовки.

Предложен вариант технологии плазменной газификации, предусматривающий плавление смешанных отходов во вращающейся печи 1400-1500°С с образованием стеклоподобного шлака.

Метод плазменной газификации позволяет разложить компоненты связующих композиционных материалов вместе с армирующими материалами (после дробления, измельчения) до безвредных веществ. Вредные выбросы в атмосферу сведены к минимуму, т.к. высокотемпературная плазма разлагает даже диоксины и фураны.

Утилизация элементов из полимерных композиционных материалов методом плазменной газификации применяется в Украине незначительно, но в дальнейшем введение подобных установок является приоритетным.

УДК 504.064.3

Матухно О.В.
Національна металургійна академія України, Дніпропетровськ

АЛГОРИТМ ПРОВЕДЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРІНГУ В РАЙОНАХ ВПЛИВУ ВИРОБНИЦТВА

Для оцінки характеру впливу виробництва на довкілля необхідно оперувати багатьма даними, як то: величина, частота, тривалість та шляхи впливу забруднювачів на людину та інші біологічні складові. Щоб зібрати зазначені дані, необхідно проводити постійний моніторинг стану навколишнього середовища та рівня захворюваності населення в районі впливу. Питання методології проведення екологічного моніторингу багаторазово розглядалося у роботах вчених-екологів [1-3]. Аналіз та узагальнення відомої інформації з даного питання дозволив розробити схему моніторингу у загальному вигляді (рис. 1).

Згідно з рис. 1 об'єкт вивчення запропоновано розділити на дві комплексні тісно зв'язані складові: навколишнє середовище та здоров'я людини. Методи вивчення зазначених складових багато в чому подібні. Інформацію про поточний стан навколишнього середовища й здоров'я людини дозволяють одержати хімічні тести, однак вони не несуть інформації про біологічну якість середовища та дійсних наслідках для природи і людини. Така інформація може бути отримана тільки за допомогою тестів, що використовують біологічні ефекти, наприклад, мікроядерного тесту [4] або за допомогою інших методів біоіндикації.

Мета вивчення обох складових – дослідження впливу негативних факторів і поліпшення якості контролю та діагностики здоров'я людини й стану довкілля.

Кінцевий результат моніторингу полягає в розробці заходів щодо збереження навколишнього середовища та здоров'я людини з урахуванням екологічного, економічного, соціального, медико-гігієнічного, морально-етичного, юридичного аспектів. Методи вирішення виявлених проблем для обох складових дослідження схожі. Так, наприклад, до методів вирішення екологічних проблем навколишнього середовища можна віднести знешкодження та утилізацію відходів, скорочення шкідливих викидів і скидів, створення маловідходних і безвідхідних технологій, тобто профілактику забруднення навколишнього середовища. До методів поліпшення стану здоров'я людини - профілактику впливу негативних факторів.

Таким чином, моніторинг дозволяє визначити вже існуючі негативні зміни в стані навколишнього середовища та здоров'я людини й розробити заходи щодо зниження їх впливу.

Список використаної літератури

1. О.І.Тимченко, А.М.Сердюк, С.С.Карташова. Генофонд і здоров'я: розвиток методології оцінки. – К.: Медінформ, 2008. – 184 с.

2. Г.Г.Пивняк, А.И.Горовая, А.В.Павличенко. Эколого-социальный мониторинг состояния окружающей среды и здоровья населения на территориях, нарушенных деятельностью горной промышленности//Теория и практика металлургии, № 5, 2004. – Днепропетровск. – С. 124-128.

3. А.И.Горовая, А.В.Павличенко. К вопросу о необходимости внедрения системы социально-экологического мониторинга на территории горнопромышленных регионов Украины//Матеріали науково-практичної

конференції «Екологічні проблеми гірничо-металургійного комплексу України за умов формування принципів збалансованого розвитку». – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2008 р. – С. 32-39.

4. Е.В.Котлярова. Использование гистологических методов в скрининге и экологическом мониторинге//Питання валеології і екології в традиційній та нетрадиційній медицині. Наукові праці. – Дніпропетровськ: Поліграфіст, 1997. – С. 223-224.

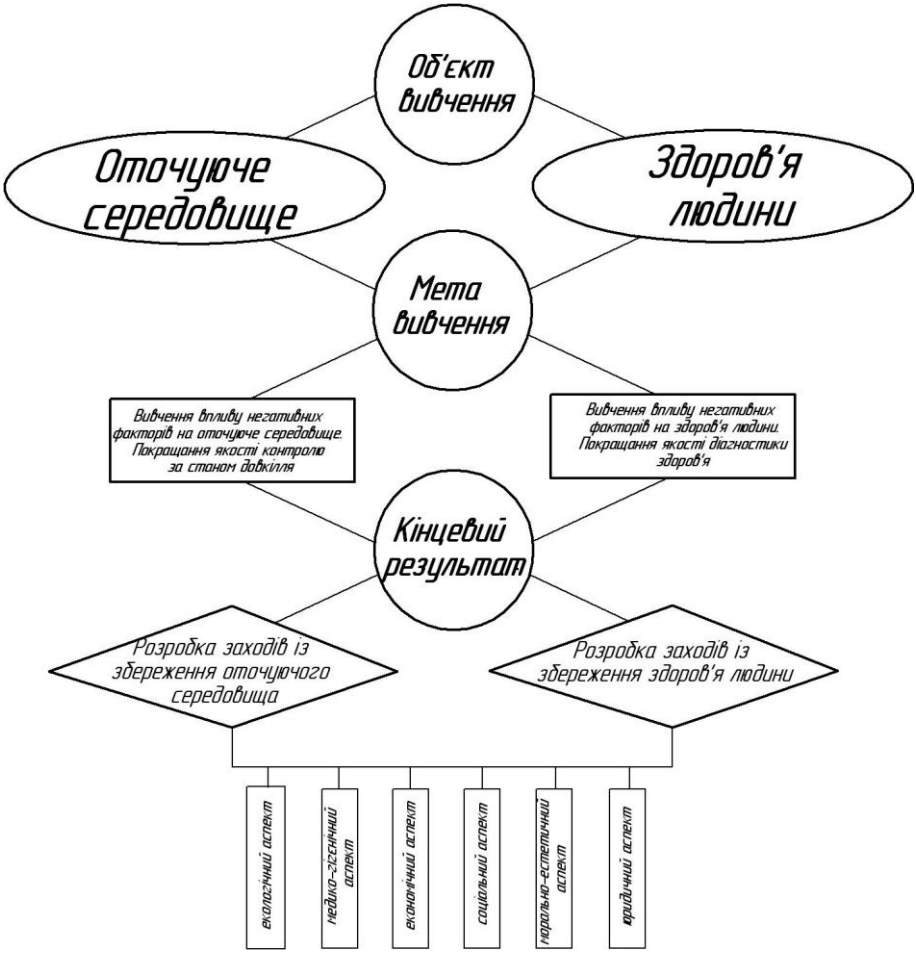


Рис. 1. Схема моніторингу.

УДК 502.72(477)(043.2)

Сергійко А.А., Гроза В.А.
Національний авіаційний університет, Київ

РОЛЬ ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ У ФОРМУВАННІ ЕКОМЕРЕЖІ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Виникнення ідеї екомережі є свідченням зміни поглядів щодо стратегій та тактики охорони природи, переоцінки значення та ролі заповідних територій. Концепція Всеєвропейської екомережі передбачає створення єдиної, цілісної у функціональному аспекті та територіально неперервної системи природних територій, важливих у міжнародному значенні, яка б забезпечувала стале існування біосфери та фунціонування природних систем життєзабезпечення людини.

Формування екомережі має на меті розв’язання таких задач:

зменшення питомого антропогенного тиску на території;

збільшення ступеня захищеності цінних природних територій;

посилення стійкості до руйнації та самовідновлюваності здатності природних екосистем;

покращення стану атмосферного повітря;

покращення якості води у водоймах та водотоках;

покращення мікро- та макроклімату;

покращення умов існування людини;

покращення естетичних та рекреаційних властивостей довкілля тощо.

Україна як європейська держава також бере активну участь у формуванні Всеєвропейської мережі [1].

Відповідно до вимог програми формування екомережі, заповідні об’єкти та ділянки з різним природоохоронним статусом та режимом мають, передусім, не лише функцію збереження та розселення рідкісних та зникаючих, науково- або естетично цінних видів біоти, важливих конкретних територій, екосистем, ландшафтів або інших окремих об’єктів природи, осередків біорізноміття (біотичний аспект екомережі), а і функцію забезпечення регуляції біосферних процесів та підтримки екорівноваги, посилення здатності біогеоценотичного покриву до самовідновлення (екостабілізуючий аспект екомережі).

В Україні частка природно-заповідного фонду (ПЗФ) становить 4,7%, тоді як в країнах Західної Європи цей показник становить 8-10%. Необхідність розширення площі та збільшення числа об’єктів ПЗФ нашої держави не викликає сумнівів – це одне з пріоритетних напрямів екологічної політики держави.

Частка площ територій та об'єктів окремих категорій у ПЗФ становить: природних заповідників – 5,6%, біосферних заповідників – 7,6%, національних природних парків – 24,2%, заказників – 36,8%, пам'яток природи – 0,9%, регіональних ландшафтних парків – 21,1%, заповідних урочищ – 3,2%, ботанічних садів – 0,1%, зоологічних парків – 0,01%, дендрологічних парків – 0,05%, парків-пам'яток садово-паркового мистецтва – 0,44%

Показники заповідності, або частка площ ПЗФ від площ адміністративних одиниць, у різних регіонах України має значні відмінності. Найменший – менше

1% - у Вінницькій, Дніпропетровській, Київський, Кіровоградській областях, найбільший – 10,0-14,8% - у Чернівецькій, Закарпатській, Івано-Франківській, Хмельницькій областях.

Мережа ПЗФ Київської області нараховує 149 територій та об'єктів загальною площею 32376,2 га, що становить всього 1,1% території області. До складу ПЗФ області входить 14 заказників, 2 пам'ятки природи, 1 дендрологічний парк, 3 парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення. До об'єктів місцевого значення входить 55 заказника, 49 пам'ятки природи, 9 парків – пам'яток садово-паркового мистецтва, 16 заповідних урочищ [2].

З метою збереження біологічного та ландшафтного різноманіття рішенням Київської обласної ради від 27. 10. 2005 № 310-26-IV «Про нововиявлені території та о'єкти природно-заповідного фонду місцевого значення Київської області» на території області створено нові території ПЗФ місцевого значення: ландшафтний заказник – «Урочище Кирикове» площею 13,0 га, ботанічні заказники «Гора Козинська» площею 2,08 га та «Урочище Безодня» площею 3,35 га, ботанічні пам'ятки природи «Ясен звичайний» площею 0,01 га, «Соболева могила» площею 0,3 га, «Два товариша» площею 0,2 га, «Урочище Гірка» площею 1,1 га, гідрологічна пам'ятка «Криниця св. Георгія» площею 0,025 га, комплексна пам'ятка природи «Дніпрово-Яненковий» площею 5,6 га та заповідне урочище «Крутуха» площею 9,3 га.

Таким чином, суттєві зрушення щодо розширення ПЗФ Київської області безперечно є. При цьому програми збереження та розвитку ПЗФ стикаються з рядом проблем. Серед них:

винесення меж заповідних територій в натуру, тобто існує гостра необхідність щодо встановлення відповідності площ заповідних територій в натурі площам, які закріплені у відповідних нормативних актах, адже лише 70% із 149 територій та об'єктів ПЗФ Київської області винесено в натуру;

відсутність фінансування щодо проведення наукових обстежень природних територій з метою їх подальшого заповідання, розробки проектів землеустрою щодо організації і встановлення меж територій ПЗФ, а також для проведення кадастру існуючих заповідних територій та об'єктів;

відсутність методичних рекомендацій, затверджених Мінюстом, щодо розробки положень про заказники, зокрема рекомендацій про встановлення заповідного режиму індивідуально для кожної категорії заказників.

Вирішення проблеми можливе шляхом упровадження науково обгрунтованих, сучасних методів управління природними ресурсами, що базуються на екосистемному підході, підтримання і відновлення традиційних, природозберігаючих технологій природокористування та екологізації місцевої екологічної діяльності.

Список використаної літератури

1. Мовчан Я.І. Національна екомережа України: Концепція та сценарії втілення // Наукові записки Національного університету «Києво-Могилянська академія». – Том 19. Спеціальний випуск. – с. 411-414.

2. Екологічний паспорт Київської області, 2008 р. – Електронний ресурс: www.menr.gov.ua. – 69 с.

УДК 504.064.4(1/9)(477.54)

Варенко Т.О.
Національний технічний університет «ХПІ», Харків

ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД ЦЕЛЮЛОЗНО-ПАПЕРОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ РЕАГЕНТНИМИ МЕТОДАМИ

Підприємства целюлозно-паперової промисловості (ЦПП) займають 4 місце за водоємністю після підприємств металургійної і хімічної галузей промисловості і гідроенергетики: при виробництві 1 тонни целюлози витрачається 250-500м свіжої води. Утворення промислових стічних вод відбувається практично при всіх технологічних операціях. Зі стічними водами підприємств у водойми можуть надходити сульфатні щелока, деревинне волокно, відходи деревини, тхнучі речовини і різні реагенти. При порушеннях режиму роботи очисних споруджень, стічні води впливають негативно на водойму. При цьому різко погіршуються органолептичні властивості води водоймища у результаті надходження в нього органічних сульфідів, що погано окисляються, лігніну, таллової олії. Лігнін, що утримується в стічних водах, збільшує кольоровість води, що зростає в 3-4 рази в порівнянні з природною. При виборі способу очистки забруднюючих речовин враховують не лише їх склад у стічних водах, але й вимоги, яким повинні задовольняти очищені води при скидах у водойму - ГДС та ГДК. Перед скиданням у водойму стічні води піддаються очищенню на позаділянкових очисних спорудженнях. У раніше виконаних проектах коро-волокноумісні стоки піддавалися тільки механічному очищенню, а щелокоумісні і води, що мають поганий запах, - біологічної.

Першою стадією очистки будь-яких рідких відходів є вилучення механічних домішок, що здійснюється відстоюванням, фільтруванням, центрифугуванням (часто у якості каталізаторів застосовують процеси флотації, коагуляції, та ін.). Механічна очистка дозволяє виділити із побутових стічних вод до 60-75% нерозчинних домішок, а із промислових – до 90-95%, більшість із яких як цінні домішки, використовуються у виробництві.

Широко використовується також біологічна очистка стічних вод. Біологічна очистка - метод, який найчастіше використовується на практиці. Він дозволяє очистити стічні води від багатьох органічних домішок. Окислення здійснюється спільнотою мікроорганізмів (біоценозом), що включає велику кількість різноманітних бактерій, найпростіших та ряд більш високо організованих організмів – водоростей, грибів та ін.

Хімічні методи видалення розчинних домішок та очистки припускають застосування таких методів, як кристалізація, електролітичний осад та ректифікація рідких продуктів, нейтралізація, окиснення, відновлення. Хімічною очисткою досягається зменшення нерозчинних домішок до 95% і розчинних – до 25%.

Фізико-хімічну очистку стічних вод часто застосовують після біологічної очистки для знебарвлення луговмісних стічних вод сульфат-целюлозного виробництва та для видалення високомолекулярних сполук лігніну та його похідних. У якості реагентів використовують коагулянт - сірчанокислий алюміній у поєднанні з флокулянтом ПАА (поліакриламідом) або вапном. Крім того, до

методів фізико-хімічної очистки відносять: сорбцію, екстракцію, флотацію, іонний обмін, випарювання, кристалізацію, а також методи, пов'язані з накладенням електричного поля — електрокоагуляція, електрофлотація. Забруднені стічні води очищують також за допомогою ультразвуку, озону, іонообмінних смол та високого тиску, добре зарекомендувала себе очистка шляхом хлорування.

Переваги фізико-хімічних методів очистки стічних вод:

— можливість видаляти зі стічних вод практично всі речовини;

— методи дозволяють регулювати глибину та направленість очистки; виділення речовин, повний або частковий розпад їх, перехід у менш токсичні форми і т.д.;

— можуть бути використані у будь-якій комбінації з іншим методом очистки;

— одночасно з очисткою дозволяють вирішувати питання регенерації та утилізації цінних компонентів.

Найчастіше для фізико-хімічної очистки стічних вод застосовують реагентні методи з використанням традиційних коагулянтів $Al(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $F_2(SO)_4$, CaO. Можна використовувати синтетичні флокулянти - катіонні, аніонні, неіногенні, що покращують процеси коагуляції грубодисперсних і колоїдних домішок стічних вод.

Сутність методу коагуляції зводиться до введення у стічну воду мінеральних коагулянтів разом з ПАА, перемішуванні води з реагентами в камерах пластоутворення в оптимальних умовах, що забезпечують утворення якомога більших за розмірами пластівців; відокремленні твердої фази від рідини у відстійниках або освітлювачах із завислим осадом та фільтруванні освітленої рідини через зернисту загрузку.

Ефективність та економічність процесів коагуляційної очистки визначається стійкістю дисперсних систем, характером поверхні частинок, величиною електрокінетичного потенціалу, наявністю у стічній воді інших домішок, таких як електроліти та високомолекулярні речовини, концентрацією частинок та інших домішок. Шляхом фізико-хімічної очистки вдається значно знизити вміст загального фосфору (на 86%) та загального азоту (на 56%), в той час як при біологічній очистці концентрація вказаних речовин зменшується лише на 25%. Деякі стійкі до біохімічного окиснення забруднення не руйнуються на спорудах біологічної очистки і потрапляють без змін до водойм. Фізико-хімічна очистка дозволяє знизити вміст ПАР у середньому на 77,3% та нафтопродуктів - на 93,9%.

Присутність у стічній воді солей важких металів у достатньо високих концентраціях може повністю порушити процес біологічної очистки. Але навіть якщо солі важких металів містяться у стічних водах у допустимих межах, то в процесі біологічної очистки не вдається помітно знизити їх кількість, у той час як фізико-хімічна очистка дозволяє знизити їх вміст у 2-5 разів.

Крім того, враховуючи, що капітальні затрати для організації фізико-хімічної очистки води значно нижчі, ніж при біологічній, застосування фізико-хімічних методів (зокрема коагуляції) стає досить перспективним.

УДК 662.6/.9(477)(043.2)

Яковлєва А. В., Вовк О.О.
Національний авіаційний університет, Київ

БАГАТОКОМПЛЕКСНИЙ ПІДХІД ДО АНАЛІТИЧНОЇ СИСТЕМИ СЕКТОРУ ПАЛИВОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ

Сучасний стан паливно-енергетичного комплексу (ПЕК) України характеризується обмеженим власним запасом нафти та низькою продуктивністю нафтопереробних заводів (НПЗ). В результаті розгляду проблем українського ПЕК вважаємо, що особлива увага має приділятися втратам нафтопродуктів під час ряду технологічних процесів. Суть цієї проблеми виглядає наступним чином. Під час зберігання, транспортування, перекачки та застосування нафтових палив спостерігаються значні втрати зумовлені випаровуванням вуглеводнів. Згідно досліджень втрати палива в результаті випаровування сягають 2 – 5% від загального об'єму перероблено нафти. Шкода, що завдається втратами нафтопродуктів внаслідок випаровування полягає не лише в зменшенні кількості цінної вуглеводневої сировини (економічний аспект проблеми), а й у негативному впливі на довкілля (екологічний аспект проблеми).

Досліджуючи дане питання ми дійшли висновку, що проблема втрати нафтопродуктів у результаті випаровування стосується усіх сфер людської діяльності, починаючи економічними збитками та закінчуючи розвитком різноманітних захворювань. Саме тому проблема втрат нафтопродуктів потребує комплексного підходу до її вирішення. В результаті нами було розроблено Багатокомплексний підхід, що спрямований на цілісне розуміння даної проблеми та пошук нових шляхів її вирішення.

Ідея даного підходу полягає в тому, що будь-яка існуюча проблема в секторі паливозабезпечення повинна сприйматися як комплексна та розглядатися з різних точок зору. Тому, що неможливо подолати всю проблем, вирішуючи лише певний її компонент. Даний підхід є дуже зручним, так як може бути застосований до будь-якого з об'єктів ПЕК. Досліджуючи проблему втрат нафтопродуктів у результаті випаровування ми включили до Багатокомплексного підходу (рис. 1) наступні аспекти, розгляд яких матиме користь для вирішення вищезгаданої проблеми:

- Правовий аспект (нормативно-правова база (закони, укази Президента, постанови Кабінету Міністрів, інструкції та нормативні укази голів міністерств та інших відомств, інструкції голів місцевих державних адміністрацій), нормування та стандартизація та ін.);
- Науково-практичний аспект (екологічна політика, екологічний контроль, екологічний аудит, екологічна експертиза, екологічний моніторинг та ін.);
- Природоохоронний аспект (повітряне середовище, водні об'єкти, грунти, біорізноманіття та ландшафти);
- Соціальний аспект (екоповедінка, ековиховання, екологічна політика, вільний доступ до екоінформації, екосумління);
- Медичний аспект, який розглядає загрози здоров'ю людини (ракові захворювання, мутагенні захворювання, алергічні реакції, проблеми

репродуктивної системи, низький рівень народжуваності, захворювання нервової системи та ін.;

- Економічний аспект, що забезпечує екологізацію усіх стадій виробництва продукції (екологічна економія, екологобезпечне виробництво, поводження з відходами, екологічна політика та ін.).

Усі ці компоненти є тісно пов'язаними одне з одним чисельними зв'язками, і будь-який з них може бути обраний початковою точкою вирішення проблеми.

Рис. 1. Багатокомплексний підхід до аналітичної системи ПЕК

Наступним кроком у розробці Багатокомплексного підходу до аналітичної системи ПЕК має бути створення математичних моделей для опису запропонованих схем з метою оптимізації пошуку нових рішень існуючих проблем у ПЕК України.

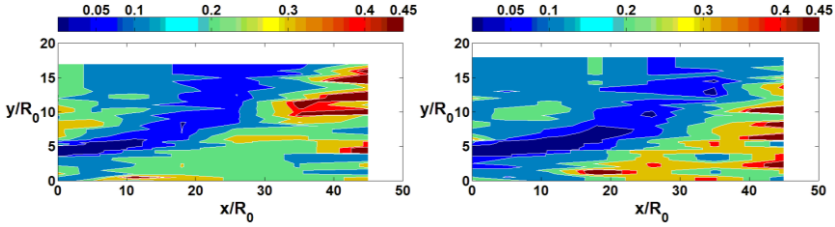
УДК 628.315.21

Барыбин А. И.
Донецкий национальный университет

ИССЛЕДОВАНИЕ ИНТЕСИВНОСТИ ТУРБУЛЕНТНОСТИ ВО ФЛОТАЦИОННОЙ КАМЕРЕ ПРИ ГОРИЗОНТАЛЬНОМ РАСПОЛОЖЕНИИ ЭЖЕКТОРНОГО АЭРАТОРА

Одним из перспективных устройств, которые используются для флотационной очистки сточных вод, являются эжекторные аэраторы. Важное звено в процессе флотации – гидродинамика камеры. Наибольшее влияние на всплывание воздушных пузырьков имеет динамическое воздействие турбулентных потоков, которое можно охарактеризовать таким параметром как интенсивность турбулентности ε (отношение среднеквадратичного значения мгновенных скоростей к средней скорости). К сожалению, сформулировать строгое математическое описание газожидкостного струйного течения, образующегося в результате работы вышеуказанных устройств, не представляется возможным. Поэтому необходимо провести экспериментальные исследования.

Для проведения модельного эксперимента была создана экспериментальная установка. Локальная скорость регистрировалась термоанемометром, сигнал которого оцифровывался и обрабатывался с помощью MATLAB. На рис. 1 приведены примеры характерных диаграмм распределения интенсивности турбулентности.



а) б)

Рис. Диаграммы распределения интенсивности турбулентности : а) $Q_{воздух}$ =3,4 и $Q_{вода}$ = 16,7 10^{-5} м^3/с; б) $Q_{воздух}$ =4,8 и $Q_{вода}$ = 23,4 10^{-5} м^3/с

Как видно из диаграмм, для интенсивности турбулентности характерны большие значения на границе струи по сравнению с участками находящимися на оси струи. В отличие от однофазных струй, в которых ε достигает 20 %, для двухфазной струи характерно наличие областей с ε до 40 %. Причем эти области находятся вне границы непосредственно двухфазного течения, что, очевидно, способствует лучшему перемешиванию сточных вод в не аэрируемых зонах очистного резервуара. Таким образом, при использовании эжекторов отпадает необходимость в дополнительном перемешивающем оборудовании.

УДК 677.027.254.1

Голованова Л.В., Скропишева О.В.
Херсонський національний технічний університет

БІОТЕХНОЛОГІЇ В ОПОРЯДЖУВАННІ ЛЛЯНИХ ТЕКСТИЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ

Зростаючі вимоги до екологічності хіміко-текстильних виробництв, ефективності обладнання, скороченню енерговитрат на проведення процесів обробки текстильних матеріалів, визначають приоритетний напрямок при розробці нових технологій в текстильній промисловості, зокрема в опоряджувальному виробництві. Текстильна промисловість є одним з основних джерел забруднення навколишнього середовища, зокрема стічних вод тому, що практично всі етапи обробки текстильних матеріалів проводять в водному середовищі з використанням шкідливих хімічних речовин. Згідно з вимогами європейського стандарту „Екотекс 100" до текстильних матеріалів та виробів висуваються особливі екологічні вимоги. Особливо важливим постає питання про розробку нових технологій, направлених на покращення якості виробів, підвищенню екологічної чистоти готової продукції та екологічної безпеки виробничого процесу.

Важливе місце на світовому ринку відводиться тканинам з лляних волокон, які наділені унікальними природними та споживчими властивостями, але із-за складності будови, наявності супутніх домішок та особливостей морфологічної будови мають певні складності при обробці. Традиційний процес відбілювання лляної мички здійснюється багатоступенево, з використанням хлориту, гіпохлориту та силікату натрію, що являються екологічно небезпечними.

На сучасному етапі розвитку текстильних виробництв, особливе місце відводиться біохімічним методам обробки. На відміну від традиційних реагентів, які використовуються в підготовці лляних волокон, ферменти повністю біологічно розкладаються та мають високу селективність дії, проявляють активність при низьких температурах та в нейтральному середовищі. Ферментні каталізатори різної активності, здійснюють глибоку конверсію домішок та забруднення волокон, а також поверхневу модифікацію волокна без суттєвого руйнування його структури.

Використання поліферментного комплексу до складу якого входять амілолітичні та протеолітичні ферменти, при підготовці лляної мички, дозволило здійснити обробку та отримати продукт, який задовольняє вимогам до якості лляних текстильних матеріалів. Використання екологічно чистого способу підготовки лляної мички дало змогу зменшити використання шкідливих хімічних реагентів, скоротити тривалість технологічного процесу, зменшити використання води, завдяки скороченню кількості промивок та знизити використання електроенергії. Заміна силікату натрію, який використовується в якості стабілізатора пероксиду водню, на водорозчинні полімери, при умові поліферментної підготовки, дає можливість перейти на безсилікатне вибілювання лляної мички, отримавши при цьому кінцевий продукт, який відповідає вимогам ДСТу.

УДК 574.91:911.2:502.7(477.54-25)

Басос Н.Ю., Вергелес Ю.И.
Харьковская национальная академия городского хозяйства

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ КОРИДОРОВ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ Г. ХАРЬКОВА

С освоением человеком ландшафтов увеличивается степень фрагментации и изоляции местообитаний растений и животных. Учащаются близкородственные скрещивания и популяции становятся менее устойчивыми. Происходит снижение видового богатства в изолированных фрагментах, изменение структуры сообществ и экологических процессов [4].

Один из способов, позволяющих смягчить эффекты фрагментации, это создание и сохранение связей между изолированными местообитаниями. Эти связи называются экологическими коридорами. Их главная функция – способствовать движению организмов между разделенными коренными местообитаниями, или биоцентрами. Связи значительно снижают риск вымирания видов, поэтому экологические коридоры стали важнейшим инструментом для предотвращения фрагментации и сохранения биоразнообразия [1, 4]. Биоцентры, экологические коридоры, буферные зоны и зоны восстановления составляют экологическую сеть [2, 3], погруженную в матрицу [4].

Экологические сети разрабатываются обычно на региональном уровне для сельскохозяйственных территорий, и включают в основном заповедные объекты. В урбанизированных ландшафтах создать экосеть намного сложнее. В городе из-за сведения зеленых насаждений под новую застройку доминирует искусственное покрытие. Остатки лесной растительности обычно представлены в виде маленьких участков или парков, соединенных только озелененными улицами. Поддержание экологических связей в городском ландшафте увеличит жизнеспособность популяций в городских местообитаниях.

Проектирование экосети начинается с выделения биоцентров [3]. В Харькове выбраны Лесопарк, Западное лесничество и Алексеевский лугопарк по критериям природности, репрезентативности, видового разнообразия и территориальной целостности [2, 3]. На территории Лесопарка находятся две ботанические памятки природы местного значения. Бассейновый подход к созданию экологической сети признается эффективным [3], поэтому мы связали биоцентрически-сетевую ландшафтную структуру с бассейновой и по критериям биоразнообразия, территориальной связи и экотопичному критерию [2, 3] выбрали прибрежные экологические коридоры вдоль ручьев Саржинка и Алексеевский. На основании анализа спутниковых снимков и ландшафтных карт составили схему местной экологической сети (рис. 1). Мы разбили биокоридоры на отрезки по 100 м на участке с сильно нарушенной природной средой, 250 м в переходной зоне, 500 м внутри природного биоцентра и по 200 м вдоль реки Лопань. Для каждого отрезка биокоридора по 50 м в обе стороны от берега в ходе полевых исследований составили список видов растений с их относительным обилием. Исследования показали, что есть виды, которые действительно встречаются во всех выделенных коридорах, и практически не встречаются в матрице. Мы проследили, как изменяется обилие этих видов от отрезка к отрезку.

Чтобы проанализировать функционирование коридоров, для каждого отрезка рассчитаны индексы α-разнообразия, и индексы β-разнообразия для каждой пары отрезков. По графикам, показывающим эти индексы, определили экологические

барьеры. Для представления β-разнообразия планируется провести кластерный анализ. Для проведения кластерного анализа участки сгруппированы с учетом экологических барьеров и размеров отрезков.

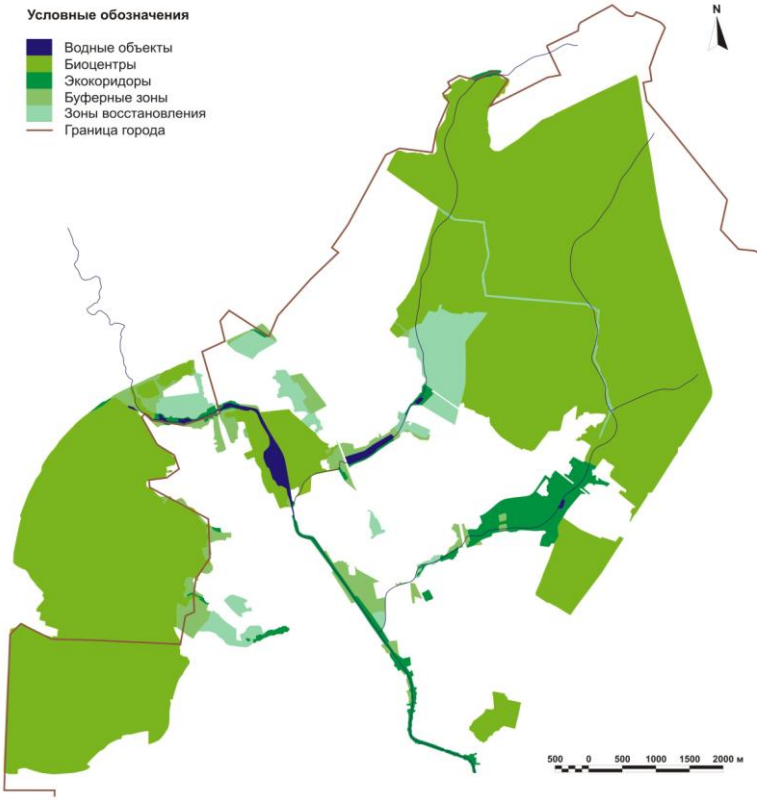


Рис. 1. Схема экологической сети северо-западной части г. Харькова.

Список использованной литературы

1. Гродзинський Д.М. Основи ландшафтної екології: Підручник. – К.: Либідь, 1993. - 224 с.

2. Методичні рекомендації щодо розроблення регіональних та місцевих схем екомережі. – Наказ МОНПС від 13.11.2009 № 604.

3. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Гродзинский М.Д., Романенко В.Д. Концепция, методы и критерии создания экосети Украины. − К.: Фитосоциоцентр, 2004. − 144 с.

4. Bennett, A.F. 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 254 pp.

УДК 628.512.631.6.02

Зелінський С.М., Скіп Б.В.
Чернівецький національний університет ім. Ю. Федьковича

РОЗРАХУНОК РОЗСІЮВАННЯ ТА ОЦІНКА ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ФОРМАЛЬДЕГІДУ НА ПРИЛЕГЛІЙ ДО ВУЛИЦЬ ТЕРИТОРІЇ ЧАСТИНИ м.ЧЕРНІВЦІВ

Останнім часом гостро стоїть питання глобальної екологічної безпеки. Часто це вже не локальна проблема одного регіону чи країни, а – глобальна. Збереження якості атмосферного повітря – актуальне завдання сьогодення, особливо, коли більшість із нас чує щодня про такі проблеми як: озонові діри, парниковий ефект, смоги та ін.

Актуальною є ця проблема й для України. У більшості мегаполісів спостерігається значне відхилення параметрів якості довкілля від норми, у тому числі й для атмосферного повітря. Проте, сучасні дослідження показали, що за певними видами забруднювачів, навіть у промислових містах-гігантах, суттєвий вклад у забруднення атмосфери вносять автомобілі. Основними речовинами-забруднювачами повітря є оксиди вуглецю, нітрогену, сполуки сірки, формальдегід, леткі органічні сполуки. Забудова може бути такою, що унеможливить процеси повітрообміну, і це призводитиме до підвищених концентрацій забруднюючих речовин на території міста.

Для оцінки впливу на довкілля джерел забруднення у країнах ЄС широко використовують ряд моделей для оцінки таких ефектів ще на стадії проектування забудови. Це дозволяє передбачити та уникнути проблемних в екологічному плані ділянок урбаністичної території та сприяти безпечному розсіюванню забруднюючих речовин.

Місто Чернівці належить до порівняно чистих і екологічно сприятливих обласних центрів України. Основне джерело забруднення навколишнього середовища Чернівецької області – автотранспорт, викиди якого за період 1999 – 2006 роки становили в середньому 29 тис. тонн/рік і сягали 85,6 % від загальної кількості викидів. Починаючи з 2007 р. спостерігається тенденція до збільшення кількості викидів автотранспортом в атмосферне повітря. Це зумовлено зростанням кількості автомобілів на дорогах. Введення в експлуатацію об'їзної дороги для обласного центру дозволило дещо покращити якість атмосферного повітря в м. Чернівцях.

Згідно даних управління охорони навколишнього природного середовища у Чернівецькій області має місце перевищення гранично-допустимої концентрації для формальдегіду та двоокису азоту. Як слідує з аналізу, найбільш небезпечним забрудником атмосферного повітря є формальдегід. Це спонукало до досліджень саме процесу розсіювання та впливу на довкілля формальдегіду.

Мета роботи – провести спостереження за інтенсивністю руху на деяких вулицях м. Чернівців та розрахувати двовимірний профіль концентрації формальдегіду в приземному шарі атмосфери піддослідної ділянки. Провести моделювання розсіювання формальдегіду з урахуванням мережі вулиць та забудови обраної частини міста.

Завдання роботи – створити електронну математичну модель для частини міста Чернівців для можливості оцінки розсіювання викидів формальдегіду від автотранспорту з урахуванням мережі вулиць та забудови.

Для досягнення мети роботи обрано квадрат міста представлений на рис. 1. Схема доріг та геометрія забудови необхідні для коректного опису граничних умов при розв'язанні рівняння конвективної дифузії. Значення концентрації на кожній з вулиць визначали виходячи з власних результатів спостережень та даних НДІ МЕЕП виконаних для деяких вулиць міста. Використання математичного моделювання у вигляді рівняння конвективної дифузії базується на тому, що методики ОНД-86 та ISC мають серйозні обмеження щодо розрахунку розсіювання для об'єктів складної геометрії.

У результаті проведення модельних розрахунків для двох випадків: наявності та відсутності забудови на дослідній ділянці отримали поля концентрацій формальдегіду, представлені на рис. 2.

Рис. 1. Обрана для дослідження частина м. Чернівці

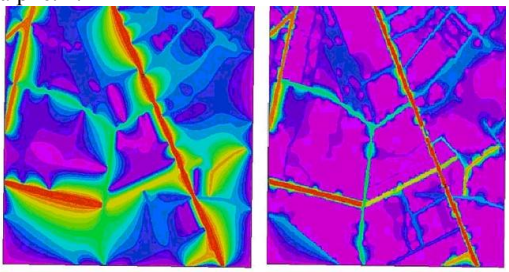


Рис. 2. Результати розрахунків, без та з врахуванням забудови

При порівнянні полів концентрації (рис. 2), помітно, що при наявності забудови спостерігається ефект підвищеного забруднення безпосередньо прилеглої до вулиці території, у тому числі й тротуарів. Така ситуація є небезпечною для якості повітря приміщень які мають повітрообмін з повітрям безпосередньо поблизу доріг. Профіль концентрації, отриманий у роботі, дає можливість визначити концентрацію домішки-формальдегіду у будь-якій точці досліджуваної області міста. Оскільки поле концентрацій без забудови достатньо сильно відрізняється при врахуванні у розрахунках забудови, то подальші дослідження для отримання достовірних результатів необхідно проводити з урахуванням забудови. Такі результати дають можливість кількісної оцінки впливу на якість атмосферного повітря джерел забруднення довкілля – вулиць з автотранспортом, що рухається ними.

Використання математичного моделювання розсіювання домішки в атмосферному повітрі, запропоноване у роботі, дає можливість розглядати та аналізувати різні сценарії руху автотранспорту вулицями міста, виробляти оптимальні в екологічному плані трафіки руху автотранспорту вулицями міста, підвищуючи при цьому рівень екологічної безпеки держави.

УДК 628.517.2(043.2)

Кажан К.І., Токарев В.І.
Національний авіаційний університет, Київ

ВИБІР ЕКОЛОГІЧНО НАЙВИГІДНІШИХ ПРИЙОМІВ ПІЛОТУВАННЯ ЗНИЖЕННЯ АВІАЦІЙНОГО ШУМУ НА ЗЛЬОТІ

Для вибору екологічно найбільш вигідних прийомів пілотування околиці аеропорту розділяються на певні зони, в яких необхідно визначати критичні точки. Зони слід обирати, зважаючи на можливі конфігурації експлуатації ЗПС. За умов одиничної ЗПС, або кількох паралельних ЗПС найвигіднішим при застосуванні ентропійного підходу є умовне розділення етапів зльоту та посадки, та вибір зони залежно від впливу ПС, що здійснюють певну операцію.

На етапі зльоту існує ціла низка експлуатаційних процедур, що можуть знизити АШ. Серед них дві методики пілотування ІСАО (А та Б). Інші прийоми та процедури знаходяться на різних стадіях випробовування, в тому числі організаціями, що тісно співпрацюють з ІСАО.

Вибір експлуатаційного прийому зменшення АШ на зльоті залежить від зовнішніх факторів - метеорологічних, експлуатаційних, економічних та інших параметрів, які досить важко врахувати одночасно, побудувавши спільну модель. Так, постановка задачі, що ставить за мету максимально можливе зниження АШ (а, отже, застосування найбільш акустично ефективних прийомів пілотування) часто веде до економічних збитків та (або) погіршення безпеки польотів, що є неприпустимою умовою.

Для вибору оптимальних експлуатаційних прийомів зниження АШ на етапі зльоту пропонується застосовувати модифікований ентропійний метод. Для параметра T_{ij}^{k} (кількість ПС *i*-го типу, які використовуються на *j*-му маршруті з використанням *k*-го експлуатаційного прийому зниження шуму при врахуванні нормативних рівнів шуму L_{Aeq}^{l} в зоні *l*) вводяться наступні обмеження: $\sum_{j,k} T_{ij}^{k} = Q_i$, де Q_i – кількість ПС *i*-го типу, що експлуатуються; $\sum_{i,j,k} T_{ij}^{k} \cdot P_{ij}^{kl} = 1$ (1), де $P_{ij}^{kl} = \frac{1}{T_0} \cdot 10^{0,1 \cdot L_{A\,ij}^{kl} - 0,1 \cdot L_{Aeq}^{l}}$ (2), L_{Aij}^{kl} – еквівалентний денний рівень шуму в *l*-ій зоні від ПС *i*-го типу, що рухається за *j*-м маршрутом відправлення при застосуванні *k*-го експлуатаційного методу зниження шуму; $L_{Aeq}{}^{l}$ – нормативний еквівалентний рівень шуму в зоні *l*.

Припустимо, що відома нормована частота використання парку ПС:

$$v_{ij}^{k} = C \cdot A_{Vij} \cdot B_{V}{}^{k}, \quad \sum_{i,j,k} v_{ij}^{k} = 1,$$

де *C* – нормована константа; A_{Vij} – апріорна оцінка частоти використання ПС *i*-го типу протягом певного періоду за *j*-тим маршрутом, що визначається із аналізу вітрового режиму аеропорту; $B_{V}{}^{k}$ – можливість застосування експлуатаційних прийомів зниження АШ; набуває значень „1” чи „0” залежно від експлуатаційних умов.

При цьому логарифм ймовірності реалізації матриці $T_{ij}^{\ k}$ записується у вигляді в вигляді:

$$W = \ln(\frac{T!}{\prod_{i,j,k} T_{ij}^{k}} \prod_{i,j,k} v^{k\,T_{ij}^{k}}_{ij}) \,,\ \sum_{i,j,k} v_{ij}^{k} = 1 \,,$$

то враховуючи співвідношення (1, 2), отримуємо умовний екстремум функції у вигляді:

$$T_{ij}^{k} = \frac{v_{ij}^{k} \cdot Q_i \cdot \exp(-\sum_{l} \beta_l \cdot P_{ij}^{kl})}{\sum_{j,k} v_{ij}^{k} \cdot \exp(-\sum_{l} \beta_l \cdot P_{ij}^{kl})}$$

Значення A_{Vij} обираються за допомогою апріорних оцінок. В найпростішому прикладі $A_{Vij}=const$ користуються гіпотезою про відсутність переваги вибору *i*-тим типом ПС *j*-того маршруту.

Метод вибору прийомів пілотування було реалізовано на прикладі експлуатаційної ситуація в аеропорті цивільної авіації, за якої 5 типів ПС (*i=1...5*) експлуатуються за 5-ма маршрутами зльоту на 2 паралельні ЗПС (*j=1…10*). Вихідні дані щодо кількості ПК та маршрути зльоту та посадки в околицях аеропорту було отримані на основі експлуатаційних даних аеропорту.

В результаті екологічного моделювання було встановлено, що використання спеціальних прийомів пілотування є необхідним в даних умовах. Метод перерозподілу ПС за маршрутами не дасть бажаного результату, оскільки сумарні коефіцієнти для кожної з трьох критичних зон істотно перевищують одиницю, що суперечить умові (1).

Застосування додаткових трьох прийомів зниження АШ дозволяє досягати нормативних рівнів шуму в критичних зонах вже за умови рівномірного розподілу ПС маршрутами та методами зниження. В критичних зонах 1, 2, 3 рівні еквівалентного денного шуму знижено до нормативних (55 дБА) з 58,2 дБА (*l=1* та *l=2*) та 46,8 дБА (*l=3*).

Як бачимо, запропоновані експлуатаційні прийоми дозволяють більш істотно знизити шум в критичних зонах. Результати отримано на 1732-ій ітераційній процедурі для наступних коефіцієнтів β_1=124, β_2=763 та β_3=236. Похибка після округлення – 0,01.

Як показали результати дослідження, для заданих початкових умов маршрути *j=1,3,5,9,10* є оптимальними із акустичних умов, в той час як використання маршрутів *j=2,4,6,8* слід звести до мінімуму. Щодо застосування експлуатаційних процедур зниження шуму, то найменша кількість ПС всіх типів припадає на стандартний профіль зльоту (Standard), найбільша – на профіль Baseline (хоча слід відмітити, що процедури ICAO A та NDP12 не істотно відрізняються за кількістю ПС).

Для окремих типів ПС ситуація буде дещо відрізнятися. Так, для B 737800 та B 777300 – найбільш ефективними виявилися процедури ICAO A та NDP12, для ПС типу A320 – явного лідера не виявилося (різниця процедурами *k=2,3,4* менше 1%), для типу A330 – істотну перевагу має зліт за профілем Baseline, а для A340 – більш ефективним із умови зниження шуму є зліт за профілем NDP12.

УДК 504:625.7

Михайлова Л.С., Юрченко В.О.
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

КІЛЬКІСНА ОЦІНКА ВПЛИВУ СКЛАДУ ТРАНСПОРТНОГО ПОТОКУ НА ЕКОЛОГІЧНУ БЕЗПЕКУ ПРИДОРОЖНЬГО ПРОСТОРУ

З відпрацьованими газами автомобільних двигунів в атмосферу потрапляє великий спектр високотоксичних органічних інгредієнтів. Серед них одним з найбільш екологічно небезпечних є нафтопродукти.

Метою роботи було встановлення закономірностей детоксикації нафтопродуктів у ґрунтах, що прилягають до доріг, які відрізняються інтенсивністю руху автомобілів з дизельними двигунами.

Об'єктом дослідження були проби ґрунтів, відібрані на відстані 1 та 100 м від автомобільних доріг на території м. Харкова. Проби відбирали модифікованим методом «конверту» У пробах за методиками, рекомендованими нормативними документами, контролювали концентрацію нафтопродуктів. Якісний склад нафтопродуктів у досліджуваних ґрунтових зразках встановлювали методом тонкошарової хроматографії на силікагелевих платівках Silufol при розгонці проб у хроматографічній камері. Витяжку нафтопродуктів з ґрунтових зразків отримували за допомогою чотирьоххлористого вуглецю або гексану. Суміші для розгонки підбирали дослідним шляхом. При оцінці ступеню поділу речовин, що хроматографуємо, та їх ідентифікації за допомогою сполук «свідків» використовували величину Rf - відношення відстані від центру плями на платівці до лінії старту (х), до відстані (у), пройденого розчинником (від лінії старту до лінії фронту).

Особливості інтенсивності автомобільного руху на досліджених дорогах представлені в табл. 1.

Таблиця 1

Інтенсивність автомобільного руху на досліджених дорогах м. Харкова

Автомобільна дорога	Інтенсивність руху автотранспорту, авт./год.		Інтенсивність руху автомобілів з дизельними двигунами, авт./год.	Частка автомобілів з дизельними двигунами,%
	У вихідні дні	У робочі дні		
1. Вул. Блюхера	1125	1320	165	14,7
2. Вул. Пушкінська	600	868	15	2,5

Як видно, інтенсивність руху автомобілів по першій з досліджених вулиць інтенсивніше, ніж по другій. Але набагато значуща відмінність автомобільного руху по цих вулицях у складі транспортного потоку - частки автомобілів з дизельними двигунами. Цю залежність відображає і рівень забруднення ґрунтів придорожнього простору нафтопродуктами (табл. 2). В Україні ГДК нафтопродуктів для ґрунтів міських території не встановлена, існує лише посилання на орієнтовно допустиму концентрацію - 0,2 г/кг, яка більш ніж у 10 разів нижче тієї, визначається в ґрунтах безпосередньо біля доріг.

Таблиця 2

Концентрація нафтопродуктів у досліджених ґрунтах придорожнього простору

Автомобільна дорога	Концентрація нафтопродуктів (мг/кг) на відстані від дороги, м	
	1	100
1. Вул. Блюхера	2250	750
2. Вул. Пушкінська	1900	390

Фракціонування нафтопродуктів, що містяться в ґрунтах придорожнього простору, дозволило виявити особливості мікробіологічної деструкції нафтопродуктів, в яких концентрація дизельних частинок значно відрізнялася. При використанні для розгонки гексану та петролейного ефіру, рекомендованих в літературі для розділу нафтопродуктів, у ґрунтових витяжках з придорожнього простору дороги №1 на відстані 1 і 100 м було виявлено нафтенові і ароматичні сполуки. У ґрунтових витяжках з придорожнього простору дороги №2 ці сполуки не були виявлені. За допомогою розчинника - етиловий спирт: оцтова кислота: дистильована вода - вдалося розділити компоненти нафтопродуктів, виділених з ґрунту дороги №2. Порівнюючи значення Rf нафтовмісних витяжок з ґрунтів придорожнього простору та "свідків", було встановлено, що серед сполук, які входять до складу нафтопродуктів, що містяться в ґрунті біля дороги №1, є монокарбонова насичена кислота – стеаринова. В ґрунті біля дороги №2 також є монокарбонові насичені кислоти, але з більш коротким вуглеводневим ланцюгом - гептанова та ундеканова. Це свідчить про монотермінальний шлях детоксикації нафтопродуктів у ґрунтах придорожнього простору і біля дороги №1, і біля дороги №2. У той же час, в ґрунтах, що прилягають до дороги з більш інтенсивним рухом автомобілів з дизельними двигунами, присутні важкоокислювані ароматичні сполуки, а серед ймовірних продуктів окислення нафтопродуктів – довголанцюгові органічні кислоти.

На підставі результатів проведеного дослідження можна зробити наступні висновки:

- концентрація нафтопродуктів у досліджених ґрунтах придорожнього простору навіть на відстані 100 м від дороги перевищує орієнтовно допустимий рівень;
- у нафтопродуктах, що містяться у пробах ґрунтів, що прилягають і до дороги №1ї, і до дороги №2 на відстані 1 м і 100 м, ідентифіковані монокарбонові органічні кислоти, що свідчить про детоксикацію нафтопродуктів шляхом монотермінального окислення;
- при високій частці автомобілів з дизельними двигунами в ґрунтах придорожнього простору виявлені нафтенові та ароматичні вуглеводні;
- при високій частці автомобілів з дизельними двигунами в ґрунтах придорожнього простору детоксикація нафтопродуктів ускладнюється і в продуктах окислення містяться органічні кислоти з довшим вуглеводневим ланцюгом.

УДК 628.35: 556.115

Отдєльнова Ю.М., Дичко А.О.
Національний технічний університет України "КПІ", Київ

ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДІВ БІОІНДИКАЦІЇ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ СТУПЕНЯ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

При визначенні інтенсивності забруднення водного середовища доцільно використовувати дані біологічних методів досліджень, тобто проводити біологічний моніторинг, основними складовими якого є біотестування та біоіндикація *(Афанасьев, 2001)*. Ці методи ґрунтуються на визначенні стану забруднення водного середовища шляхом використання живих істот (індивідумів, популяцій, біоценозів) *(Хоружая, 1998)*.

Біоіндикація і біотестування є менш точними щодо кількісного вимірювання окремих екотоксикантів у воді, але вони є більш інформативними по відношенню до визначення загальної токсичності води і її негативного впливу на гідробіонти та водні екосистеми. На основі біологічних методів можна оцінювати стан природних угруповань та складати прогнози щодо негативних змін, які відбуваються в них, давати інтегральну оцінку забрудненості водного середовища та аналізувати причини розвитку патологій і загибелі гідробіонтів *(Давидов та ін., 2000)*.

Суттєвою перевагою біологічних методів визначення забрудненості води над хімічними є те, що вони не вимагають застосування дорогих, працемістких і складних в експлуатації приладів та обладнання, і водночас здатні сумувати всі без виключення дані про ступінь забруднення водойм, вказувати на швидкість змін, що відбуваються, визначати місця накопичення в екосистемах токсикантів тощо. До того ж, досить часто саме живі істоти, що використовуються як біоіндикатори або біотестори, виявляються більш чутливими до дії забруднювачів, ніж найкращі із сучасних аналітичних приладів *(Хоружая, 1998)*.

Універсальність методів біотестування дозволяє застосовувати у якості тест-об'єктів найрізноманітніші види істот. Однак перевагу надають безхребетним та деяким видам риб, тобто організмам, які одночасно є чутливими до дії екотоксикантів і зручними у використанні. Однак використання лише одного виду біотесторів не може дати достатньо повної оцінки стану забруднення водного середовища. Тому при проведенні біотестування води більш доцільним, ніж використання окремого класичного виду гідробіонтів, є дослідження особливостей реакції декількох видів істот на одні і ті ж самі умови середовища. Завдяки цьому забезпечується достатньо високий рівень різноманіття дослідного матеріалу, а також може бути детально вивчений вплив тих чи інших небезпечних речовин на певні живі організми *(Брагинский и др., 1979)*.

Методи біологічної індикації використовуються для оцінки ступеня та характеру забруднення поверхневих вод – джерела питного та господарського водопостачання, а також для визначення рівнів біологічного очищення стічних вод *(Мітрясова, 1999)*. Біоіндикація дозволяє оцінювати стан водного середовища як за індикаторними організмами (реєстрація знаходження показових гідробіонтів), так і за аналізом видової структури біоценозів *(Константинов, 1979)*.

До теперішнього часу не існує системи біоіндикації процесу біологічного очищення, і залишається справедливим твердження про множину суперечних даних, що трактують взаємозв'язок якості очищення і специфічних організмів.

Природне біологічне очищення води є результатом функціонування системи «мікроорганізми – вода», що характеризується наявністю складної багаторівневої структури. Біологічне окислення становить основу цього процесу, є наслідком протікання великого комплексу взаємозв'язаних процесів різної складності: від елементарних актів обміну електронів до складних взаємодій біоценозу із зовнішнім середовищем.

В залежності від забруднення води в ній будуть присутні ті чи інші живі організми. Якщо вода дуже забруднена, тоді в ній будуть переважати бактеріальні процеси розкладу органічних речовин, буде збіднений видовий склад водоростей: в основному евглена зелена та осциляторія. В чистій воді ступінь окислення органічних речовин вже буде найвищий, будуть зустрічатися менше водоростей і за чисельністю, і за видовим складом (діатомові, зелені).

Результати досліджень показують, що характерною особливістю складних багатовидових популяцій, до яких відносяться і активний мул, є встановлення в системі динамічної рівноваги, яка досягається складанням безлічі відносно невеликих відхилень активності і чисельності окремих видів в ту або іншу сторону від їх середнього рівня.

Біоіндикаційними методами моніторингу процесу очищення води в біологічних спорудах є визначення характеристик активного мулу, таких як видовий склад мулу, його вік, приріст, муловий індекс, наявність у споруді мулу, що спухає тощо. Причому такі показники якості проведення процесу очищення використовують і при інтенсифікації роботи очисних споруд.

Так, для покращення седиментаційних характеристик активного мулу застосовують процес переривчастого дозування стоків в аеротенк, що призводить до коливань концентрації субстрату в споруді, при цьому можливе проведення в одному аеротенку нітрифікації та денітрифікації. В таких умовах відбувається селекція мікроорганізмів, за якої домінантними стають види, здатні до утворення пластівців.

Зменшення продукції біомаси під час аеробного очищення стічних вод, а також підвищення ступеню деструкції органічних забруднень досягають при частковій термообробці активного мулу, в результаті чого відбувається деструкція мікроорганізмів мулу і вивільнення ферментів, що стимулюють процеси в аеротенку. Ферментативна активність при цьому зростає в 4-6 разів (*Katsura, 2000*). В інших випадках для зменшення приросту мулу, наприклад, при його рециркуляції, застосовують обробку мулу за допомогою термодеструкції. При цьому відбувається руйнування клітин мікроорганізмів активного мулу із виходом біологічно активних речовин до культуральної рідини *(Chauzy, 2004)*.

Таким чином, екологічна індикація є дуже перспективним методом вимірювання параметрів водного середовища, який активно розвивається, вказуючи на просторові, часові та біологічні характеристики екологічних проблем.

УДК 504.056:656(043.2)

Пономаренко Т.С., Дудар Т.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ОЦІНКА ТРАНСПОРТНОГО НАВАНТАЖЕННЯ БРОВАРСЬКОГО РАЙОНУ

Постійне зростання кількості транспорту є одним з чинників, що спричинює погіршення екологічного стану в ландшафтах, втрати їх природної стійкості, порушення ландшафтного балансу. Ландшафтний баланс – комплекс взаємозв'язків між структурою місця існування, генезисом ґрунту, водним балансом, кліматом, біотичним розвитком природи та техногенними змінами останньої [1].

Однією з найбільш напружених ділянок з точки зору транспортного навантаження є Київ, куди стікаються усі транспортні потоки, та райони навколо нього. Броварський район є одним з таких районів де транспортна мережа досить розгалужена і становить потужний вплив на навколишнє середовище, змінюючи природні ландшафти. Через територію району проходять автомагістралі Київ – Санкт – Петербург, Київ – Прилуки. Основні шляхи району: М 01 в напрямку Чернігова – автомагістраль міжнародного значення, Н 07 у напрямку Сум – національного значення, Р 03 в напрямку Борисполя – регіонального значення, а також кількість автошляхів територіального та місцевого значення – Т 1026, Т 10 04, Т 10 08.

При обмеженій інформації щодо безпосереднього впливу на ландшафти обчислюють інтегральні оцінки певного виду навантаження [2].

Вплив транспортного навантаження на природні ландшафти можна визначити, за методикою М.Д. Гродзинського. Ця методика базується виходячи з того, що навантаження в певній точці є тим більшим, чим ближче вона розташована до центрів концентрації – дисперсії транспорту і чим більшою є кількість транспортних засобів у цьому населеному пункті, яка тісно корелює з людністю населеного пункту. Виходячи з цих міркувань, за картою автошляхів для кожної ділянки автошляху між населеними пунктами можна розрахувати показник транспортної напруженості. Знаючи протяжність усіх автошляхів досліджуваного району, його площу та транспортну напруженість, можна визначити транспортне навантаження даного ландшафту за формулою:

$$T = l / S \Sigma B_{ij},$$

де Т – транспортне навантаження; l – довжина автошляхів в межах ландшафту (км); S – площа ландшафту (км^2); $B_{i,j}$ – транспортна напруженість між суміжними і – тим та j – тим населеними пунктами, яку вираховують за формулою:

$$B_{i,j} = C\, P_a P_i / L^2_a,$$

де С - коефіцієнт провідності автошляху (для автошляхів міжнародного значення 1; для інших державного значення 0,7; місцеві з твердим покриттям 0,3; місцеві без покриття 0,1). P_a - чисельність населеного пункту а; P_i - населення в містах прямо пов'язаних автошляхами з нас.пунктом а; L_{ai} - відстань по автошляху між ними (км)[2].

Користуючись даною методикою, за картою автошляхів Київської області, я спробувала розрахувати транспортне навантаження на Броварський район. Спершу по карті було пораховано довжину всіх доріг, з якими сполучені селища міського типу, далі усі села, а потім м. Бровари. У випадках, коли населений пункт, суміжний з населеним пунктом, що виходить за межі району, транспортна напруженість, розраховувалась на всю довжину дороги, але в транспортне навантаження враховувалась, лише довжина шляху, що знаходиться в межах досліджуваного району.

Отримане значення довжини автошляхів району – 790 км. Слід зазначити, що звичайно існує розбіжність від реальної довжини автошляхів. Порівнявши відстань, до деяких населених пунктів, виміряну по карті, з відстанню між ними вирахуваною за допомогою GPS – навігатора (GEOS GID IGO – 8), вона відрізняється. Так наприклад відстань Велика Димерка – Перемога 11,8 км, за картою – 7,5 км, Велика Димерка – Богданівка 11,1 км, за картою – 10 км. Дану розбіжність можна пояснити так: по – перше, існує похибка – розмір точки вимірювань на карті, якщо дорога звивиста, то це може суттєво вплинути на точність розрахунків. По - друге, це точка відліку, яку на карті точно виміряти складно, особливо в невеликих населених пунктах, де за дану точку наочно брався центр населеного пункту. Не зважаючи на ці відхилення, результат досліджень виявляється досить точним, оскільки обраний для дослідження ландшафт не значний за площею і має площинний тип рельєфу, що дало можливість врахувати усі винесені на карту автошляхи.

Порахувавши довжину доріг і транспортну напруженість між усіма безпосередньо пов'язаними автошляхами населеними пунктами Броварського району та знаючи площу району, скориставшись вище зазначеною формулою, було знайдено інтегральний показник транспортного напруження досліджуваного ландшафту.

Отже, розраховане транспортне навантаження на Броварський район складає – 2351, що не суперечить даним, відображеним на карті транспортних навантажень на ландшафти України за М.Д.Гродзинським, де досліджуваний район, знаходиться в межах транспортних навантажень від 1000 до 3000. Для порівняння на півночі України, даний показник становить біля 50, на півдні не перевищує 500, на заході – 400, східні ж регіони України – 4000, тобто останні являються найбільш транспортно навантаженими ландшафтами країни.

Список використаної літератури

1. Давиденко В.А., Білявський Г О., Арсенюк С.Ю. Ландшафтна екологія: Навчальний посібник. – К.: Лібра, 2007. – 280 с.

2. Гродзинська О.Ю., Гродзинський М.Д., Дмитрук О.Ю.,Малишева Л.Л., Маляренко О.В. Методи геоекологічних досліджень: Навч. посіб. для студ. геогр. спец. вузів / М. Д. Гродзинський (ред.), П. Г. Шищенко (ред.). — К. : Видавничий центр "Київський ун-т", 1999. — 242с.

УДК 504.054 (45)

Синило К.В.
Національний авіаційний університет, Київ

МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ АВІАДВИГУНІВ У МЕЖАХ АЕРОПОРТУ

Забруднення атмосферного повітря (АП), обумовлене викидами авіаційних двигунів (АД), в межах території аеропорту є серйозною проблемою. Частина шкідливих викидів від повітряних суден (ПС) становить 50% від загальної маси викидів у зоні аерпорту. Наведена проблема загострюється відповідно до зростаючої кількості ПС та їх різноманіття, внаслідок чого рівні локального забруднення АП не відповідають встановленим санітарно-гігієничним стандартам. Актуальною є проблема впливу викидів авіатранспортних процесів на стан АП у прилеглих сельбищних зонах аеропорту (регіональне забруднення).

Погіршення якості АП внаслідок експлуатаціїї ПС у зоні аеропорту негативно впливає на стан здоров'я персоналу, пасажирів та мешканців довколишніх районів. Особливо це стосується викидів окисду азоту та зважених часток, які спричиняють виникнення відповідно фотохімічного смогу та туману.

Розв'язання наведених вище проблем зводиться до важливості організації та наявності системи моніторингу в межах та прилеглих територіях аеропорту.

Надійність та своєчасність отримання інформації на підставі систем моніторингу визначає якість рішень та рекомендацій щодо зниження рівня забруднення АП, а також доведення інформації до відповідних органів та широкої громадськості.

Система інструментального моніторингу здійснює вимірювання реального загального забруднення АП в межах та прилеглих територіях аеропорту, а також спостерігає тенденцію довгострокового забруднення оксидом азоту.

Моніторинг викидів авіадвигунів спрямовані на оцінку локального та регіонального забруднення АП, обумовленого викидами ПС. Результати порівняння виміряних та наданих відповідних показників емісії підкреслюють необхідність такого інструментального моніторінгу, з метою вдосконалення процедур інвентаризації викидів АД за різних експлуатаційних умов. Результати вимірювання можуть бути використані для перевірки розміру санітарно–захисної зони (СЗЗ) та зон обмеження житлової забудови навколо аеропорту. Також інструментальний моніторинг забезпечує об'єктивні вхідні та вихідні дані щодо перевірки та вдосконалення розроблених моделей забруднення АП внаслідок експлуатації ПС.

Наприклад, в аеропорту Цюрих система інструментального моніторингу регулюється місцевими органами виконавчої влади згідно з розробленою концепцією моніторингу АП (травень, 2001). Вимірювання концентрацій забруднень АП здійснюється на станціях моніторингу, які об'єднані та розміщені відповідно до інтенсивності викиду потенційного джерела забруднення. Система інструментального моніторингу включає (рис.1):

- Станції вимірювання забруднення АП від автотранспорту;
- Станції вимірювання забруднення АП від експлуатаційних операцій аеропорту;
- Станції вимірювання забруднення АП від інших джерел викидів;
- Станції вимірювання фонового забруднення.

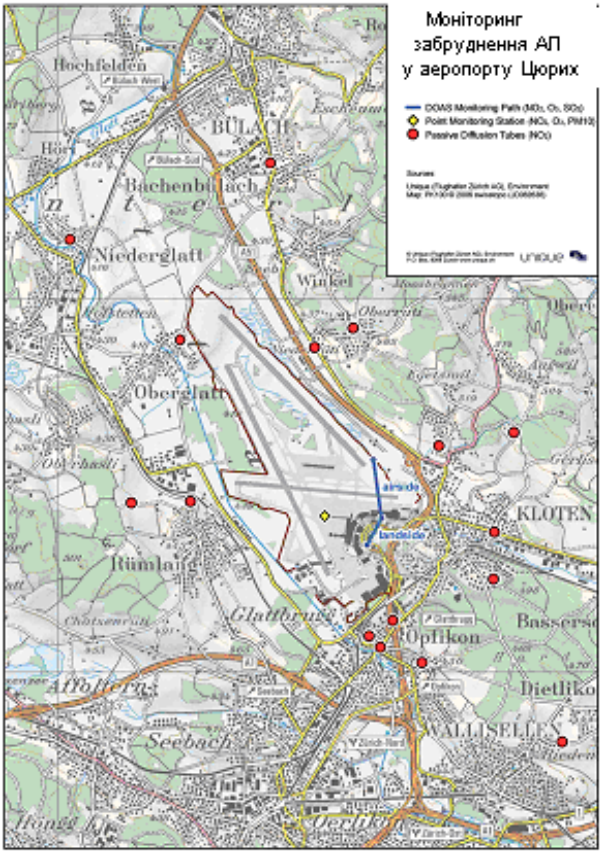


Рис.1. Інструментальний моніторинг забруднення АП у межах та прилеглих територіях аеропорту Цюрих.

Проблема регіонального забруднення АП через зростаюче наближення житлових районів до аеропорту (найбільш необхідно для аеропортів Київ (Жуляни), Львів, Одеса, Харків, Донецьк, Запоріжжя) підкреслює актуальність організації інструментального моніторингу викидів у межах та прилеглих територіях аеропортів України.

На сьогодні інструментальний моніторинг локального та регіонального забруднення АП внаслідок авіатранспортних процесів, зокрема викидів ПС, є відсутнім в Україні. Відсутність об'єктивної та коректної інформації не дозволяє адекватно визначити стан АП, а відповідно й пріоритети у прийнятті рішень щодо охорони АП, зокрема у галузі управління авіаційним транспортом.

УДК 621 396 (043.2)

Чащина А.С., Шульга О.В.
Национальный авиационный университет, Киев

СИСТЕМНЫЙ ПОДХОД К ОБРАБОТКЕ ОТХОДОВ КАК ОБЯЗАТЕЛЬНОЕ УСЛОВИЕ ЕВРОИНТЕГРАЦИИ

Сегодня принято много говорить об угрожающей экологической ситуации в нашей стране. Много говорится об исчезновении биологического разнообразия, об антропологическом влиянии, об изменении климата, но что на счет наших собственных бытовых отходов? Ежегодно мы выбрасываем около 3000 тонн бытовых отходов, 95% из которых можно использовать как утильсырьё.

Обработка твёрдых бытовых отходов – это ключевой компонент управления отходами, менеджмент, который включает в себя: сбор, транспортировку, обработку, переработку или повторное использование, и мониторинг отходов. Эти действия направлены по меньшей мере на простой полезный вклад в окружающую среду.

Каков первый шаг в этом направлении? Конечно, воспитание элементарной экологической культуры. Люди должны знать как обращаться с собственным мусором. Законы простой экономии можно приблизительно разделить на 3 ветви: экономия воды (не сливайте лишнего: 40% всей используемой в доме воды мы в прямом смысле сливаем; меньше напор – если напор в кране слишком сильный, все усилия экономии сводятся к нулю, воды в этом случае уходит 10 – 15 литров в минуту); экономия электроэнергии (использование энергосберегающего оборудования, выключение света там, где он не нужен); и последнее, но не менее важное – сортировка мусора (выбрасывать мусор следует только в мусорник; бумагу, картон и газеты можно сдавать на макулатуру, тогда она пойдет на повторную переработку; пластиковые и металлические банки тоже перерабатываются), следует только сортировать отходы.

Экономика не только не пострадает, но только выиграет от такого подхода. Ежегодно выбрасывается около 3,3 миллиона тонн использованной бумаги, 500 000 тонн металла, 600 000 тонн стекла, 550 000 тонн текстильной продукции. Большинство этих материалов импортируются из Украины, хотя современные технологии позволяют переработать все компоненты твёрдых бытовых отходов.

Обработка 1 тонны пластика дает около 7 500 литров топлива; 1 консервная банка экономит достаточно электричества, чтобы вещать в прямом эфире на протяжении 3 часов; повторное использование одной тонны бумаги сохраняет 17 деревьев и 26,5 литров воды (около 30 миллионов деревьев вырубается в Украине для ежегодных публикаций газет), для Украины, страны, страдающей от «облысения» Карпат, это более, чем актуально.

На сегодняшний день главная цель и задача эколога – донести до сознания людей мысль о том, что жить экологически – острая необходимость, в первую очередь для нашего собственного благосостояния. И начать эти изменения можно уже сегодня. Формирование в украинском обществе экологической сознательности и ее направление на практическую реализацию – это то, что действительно требуется Украине для вступления в Евросоюз.

УДК 504.03:630*6(043.2)

Плоскіна С.І., Сирота О.В., Ярмош І.В., Гай А.Є.
Національний авіаційний університет, Київ

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЛІСОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ

Одним із складових елементів національної економіки країни є територіально-галузеві комплекси, серед яких особливе місце посідає лісопромисловий комплекс. Лісопромисловий комплекс (ЛПК) України — це сукупність підприємств, пов'язаних з вирощуванням і переробкою (до одержання кінцевої продукції) лісової сировини. До його складу входять: лісове господарство, лісозаготівельна промисловість, галузі лісової промисловості по механічній і хіміко-механічній (лісопильна, фанерна, сірникова, виробництво дерев'яних будівельних деталей і будинків) та хімічній (лісохімічна, целюлозно-паперова промисловість) переробці деревини, а також гідролізна і дубильно-екстракційна промисловість, обслуговуючі виробництва (виробництво і ремонт машин та устаткування), заводи по виготовленню предметів праці для окремих галузей, підприємства матеріально-технічного постачання, галузі і заклади невиробничого обслуговування (підготовка кадрів, науково-дослідна і проектно-конструкторська діяльність).

Головна особливість лісопромислового комплексу полягає в тому, що він є складною еколого-економічною системою, яка поєднує в собі дві складові - ліс як елемент біосфери та індустріальну систему, яка, використовуючи лісові ресурси, покликана задовольняти життєвонеобхідні потреби суспільства і, відповідно, здійснює антропогенний та техногенний вплив на довкілля. Саме тому усі аспекти розвитку лісопромислового комплексу необхідно аналізувати, враховуючи еколого-економічні фактори.

Ліси є важливим акумулятором живої речовини. Вони утримують в біосфері ряд хімічних елементів і воду, активно взаємодіють з тропосферою, визначають рівень кисневого та вуглецевого балансу.

Лісовий комплекс забезпечує реалізацію низки міжгалузевих функцій, які постадійно об'єднуються в ланцюг «лісовирощування – заготівля – переробка».

Аналіз стану економіки лісового комплексу, а також тенденцій і пропозицій щодо його розвитку доцільно дослідити за двома основними складовими – сировинною базою та промисловим виробництвом.

З економічної та соціальної точок зору ліс та його ресурси є продуктом і предметом праці, а також засобом виробництва компонентів середовища і регенеруючого впливу на навколишнє середовище, тобто ліс є товаром, має вартість, належить до відновлюваних природних ресурсів, а тому повинен використовуватися в обсягах згідно з лісівничими принципами безперервності та невиснажливості. Відомо, що найважливішим показником забезпечення стабільної екологічної рівноваги агроландшафту, є лісистість території, тобто ступінь її залісненості. Визначається вона у відсотках за відношенням площі вкритих лісовою рослинністю земель до загальної площі (держави, регіону, області, району, держлісгоспу). Збільшення лісистості й наближення цього показника до оптимального рівня – це стратегічний пріоритет діяльності лісового сектора економіки.

Оптимальна лісистість – це ступінь залісненості території, при якому найефективніше використовуються земельні ресурси, формується екологічно стабільне середовище і найповніше проявляється весь комплекс корисних властивостей лісу. Залежно від господарської освоєності території, рельєфу, лісорослинної зони, густоти гідрологічної мережі, типу ґрунтів тощо, параметри оптимальної лісистості різні.

Регіональні показники лісистості у лісостеповій зоні досить строкаті: від 6–8% (Кіровоградська і Полтавська області) до 17–20% (Сумська та Київська, за рахунок поліської частини). Середній показник лісистості Лісостепу становить близько 13%, тоді як за даними УкрНДІЛГА, оптимальна лісистість цієї природної зони повинна сягати до 18%.

При аналізі стану сировинної бази лісового комплексу та ефективності її використання слід також врахувати, що в Україні 51% лісів законодавче виділено до категорії захисних, в яких користування деревиною обмежене або ж повністю заборонене (наприклад, в інших країнах площа захисних лісів не перевищує 14%).

Виходячи з того, що в основу системи виробничих зв'язків покладено широкомасштабне використання природних (зокрема лісових) ресурсів, необхідною органічною їх складовою повинні стати екологічні чинники, практичне врахування яких дозволило б, водночас, зменшити її загальний деструктивний вплив на навколишнє природне середовище.

Основними тенденціями, які визначають екологічні параметри системи виробничих зв'язків підприємств ЛПК є: все більш домінуюча роль екологічної сертифікації лісів; швидке розширення програм із комплексного використання лісових ресурсів, зокрема відходів; широка екологізація продукції, тобто якнайменш екологічно шкідливе її виробництво, експлуатація та утилізація; широка екологізація „фізичних носіїв" практичної реалізації виробничих зв'язків.

Отже, слід зазначити, що наявна система підприємств ЛПК, виходячи із критеріїв еколого-економічної ефективності, є неоптимальною, оскільки вона формується виключно на основі принципу комерційної доцільності тих чи інших відносин між підприємствами, що призводить до нехтування значення екологічних факторів, а отже зростання її негативного впливу на довкілля.

Саме тому одним із ефективних напрямків зменшення деструктивного впливу системи виробничих зв'язків підприємств територіального ЛПК на навколишнє природне середовище є її оптимізація за критеріями еколого-економічної ефективності.

Список використаної літератури

1. Лісовий кодекс України. Закон від 21.01.1994 № 3852-XII.

2. Івануса А.В. Територіально-галузевий виробничий комплекс як складна система в економіці України // Наук. вісник: Еколого-економічні проблеми розвитку лісового комплексу. - Львів: УкрДЛТУ. – Вип.11.3. – 2001. - С. 58-66.

3. Рущак М. Ліси України : управління, експлуатація, відтворення. // Економіка України. 1995р. №6.

УДК 543:504.4(043.2)

Сирота О.В., Плоскіна С.І., Ярмош І.В., Гай А.Є.
Національний авіаційний університет, м. Київ

ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОЛИВНОЇ ВОДИ

Зрошення є одним із потужних чинників, під впливом якого змінюються умови функціонування всіх компонентів агроландшафтів, у тому числі й передусім – ґрунтів. Якщо зрошення здійснюється за несприятливих умов, головною з яких є низька якість поливних вод, у зрошуваних ґрунтах розвиваються деградаційні процеси, тобто такі, що негативно впливають на родючість ґрунтів, а саме: засолення, осолонцювання, ущільнення, знеструктурення, забруднення тощо.

Оцінка якості води є дуже складним завданням, оскільки цей показник залежить не тільки від вмісту хімічних сполук у ній, але й від умов її застосування, зокрема генезису ґрунтів, глибини залягання грунтових вод і їх мінералізація, солестійкості сільськогосподарських культур, поливних зрошувальних норм, техніки і технології зрошення. Через це оцінка якості поливної води має бути комплексною з урахуванням усіх наведених вище чинників.

Експертна оцінка якості поливної води повинна складатись з двох оцінок: санітарно – токсикологічної та меліоративної.

Санітарно – токсикологічну оцінку (СТО) якості поливної води виконують на підставі аналізу вмісту хімічних сполук і елементів та хвороботворних мікроорганізмів в поливній воді й величини гранично допустимих концентрацій (ГДК) забруднюючих речовин. Величини ГДК у поливній воді остаточно не встановлені.

Меліоративну оцінку якості поливної води (МО) здійснюють за даними її хімічного аналізу, зокрема за загальною мінералізацією, вмістом катіонів Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} та аніонів CO_3^{2-}, HCO_3^{-}, Cl^{-}, SO_4^{2-}.

Існує багато способів оцінки якості поливної води. Основними класифікаційними показниками в них є загальна мінералізація, відносний вміст натрію (від суми вмісту всіх катіонів), його співвідношення з кальцієм або суми кальцію і магнію. Меліоративну оцінку якості води можна виконувати за різними методиками.

Згідно класифікації якості води з позиції екологічної сприятливості та придатності використання її для зрошення виділяють три ступені якості води:

1–й – вода придатна;

2–й – вода допустима для використання за умов відповідної підготовки; 3–й – непридатна вода.

Якість води для поливу овочевих культур визначається чинним в Україні стандартом ДСТУ 2730—94. Він включає такі показники: загальну мінералізацію, концентрацію токсичних іонів, відношення суми катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів, відношення концентрації катіона магнію до катіона кальцію, вміст аніона хлору, вміст токсичних сульфатів, ступінь лужності за рахунок нормальних карбонатів, величину pH (водний показник кислотності), термодинамічні потенціали і температуру води.

Критична мінералізація поливних вод – це така мінералізація, яка не збільшує засолення ґрунту на одну градацію при зрошенні за оптимальними нормами. Для півдня України критичну мінералізацію приймають 1 г/л.

Кальцієвий показник (відносний вміст Ca^{2+} у % - екв/л), який незалежно від співвідношення у воді диспергаторів (натрію, магнію, калію, амонію) є стабільним. При вмісті Ca^{2+} понад 34 % - екв/л вода є придатною для зрошення.

При вмісті Ca^{2+}= 34 – 25 % - екв/л може спостерігатися слабкий ступінь осолонцювання. При вмісті у воді кальцію понад 50 - екв/л може спостерігатися процес розсолонцювання ґрунтів.

Величина pH. Оптимальне значення величини pH = 6,5-8,0. При pH >8,0 спостерігається інтенсивне поглинання ґрунтом натрію навіть за високого вмісту кальцію (понад 34 %).

Токсична лужність визначається карбонатами, гідрокарбонатами натрію, калію і магнію. Якщо різниця перевищує 1,25 екв/л або вода містить більш як 0,3 екв/л CO_3^{2-}, то воду можна вважати придатною для поливу тільки із застосуванням меліоративних заходів.

Вміст хлору. При вмісті хлору 0,2 екв/л вода безпечна для всіх рослин. При 2 – 4 екв/л деякі культури відчувають дію хлору.

Кожному показнику присвоюють номер відповідної категорії, остаточна оцінка якості води є середньозваженою за всіма показниками.

За ступенем впливу зрошувальної води на ґрунти і рослини її поділяють на чотири категорії: 1 - абсолютно придатна на всіх ґрунтах; 2 - придатна, але вимагає періодичних меліоративних заходів на осолонцьованих ґрунтах; 3 - умовно придатна з обов'язковим застосуванням меліоративних заходів проти засолення та 4 - непридатна для зрошення.

Таким чином, для запобігання негативних процесів у ґрунтоутворенні, збереження і відновлення родючості ґрунтів зрошувальну воду перед подачею на поля зрошення необхідно попередньо готувати. Підготовка води до поливів передбачає внесення кальцієвих солей для покращання хімічного складу, ліквідацію кислотності шляхом внесення лугів, зниження лужності середовища, нейтралізацію соди при використанні кислот. Саме це допоможе запобігти деградаційним процесам в ґрунтах та сприяти нормальному розвитку овочевих культур.

Список використаної літератури

1. А. В. Яцик, Ю. М. Грищенко та ін. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління. – К.: Генеза, 2007. – 360 с.

2. М. А. Хвесик та ін. Водні ресурси на рубежі XXI ст.: проблеми раціонального використання, охорони та відтворення. – К.: РВПС України НАН України, 2005. – 564 с.

3. М. А. Хвесик, І. Л. Головинський, О. В. Яроцька. Продуктивність водо ресурсних джерел України: теорія і практика. К.: 2007. – 412 с.

УДК 504.54.056(043.2)

Антонюк І.В., Дудар Т.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ХАРАКТЕРИСТИКА АНТРОПОГЕННОГО ПЕРЕТВОРЕННЯ ЛАНДШАФТІВ ОВРУЦЬКОГО РАЙОНУ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

В Овруцькому районі видобуваються будівельні корисні копалини кар'єрним способом, розвинена інша антропогенна діяльність, що відповідно призвело до порушення природних ландшафтів.

Щоб зробити оцінку перетворення антропогенних ландшафтів досліджуваного району, було проаналізовано особливості природних і антропогенних ландшафтів та побудовано 3 карти: геохімічних ознак, функціонального зонування та антропогенного перетворення.

На підставі карти геохімічних ознак виявлено, що в районі наявні такі ряди ландшафтів, як природний (представлений лісами), селітебний (міста Овруч і Першотравневе та села, зосереджені переважно навколо річок), техногенний іригаційний (представлений мережею каналів на півдні району). Рослинний покрив представлений мішаними лісами. Вони займають найбільші площі на півночі та заході району. Лучно-болотна рослинність у долинах річок району також займає значні площі. Сільськогосподарська рослинність розвинена на меншій території у зв'язку з не значною розораністю земель району. Ґрунтовий покрив району представлений лучними глеєвими кислими (у долинах річок); сірими кислими (у мішаних лісах); чорноземами типовими глеєвими з кальцієм та натрієм – (переважно на полях) ґрунтами. Переважаючим є аквальний тип рельєфу, який характерний для річкових долин, також розвиненим є транселювіальний(характерний для схилів долин, має схиловий тип живлення), елювіальний займає незначне місце і виділяється у місцях підвищення місцевості до 316 м (має атмосферний тип живлення).

На підставі карти функціонального зонування виявлено, що найбільші площі району зайняті лісовими ландшафтами (більшість займають його західну та північну частини). Сільськогосподарськими ландшафтам зайнята південна частина району та незначна частина півночі (в основному підклас польові та іригаційні ландшафти). Серед селітебних ландшафтів міська забудова займає незначні площі (міста Овруч та Першотравневе) порівняно із сільською забудовою. Лінійно-дорожній тип ландшафтів є досить розвиненим на території району, представлений мережею доріг з твердим покриттям (на території наявні траси міжнародного та національного значення), територію району з півночі на південь та зі сходу на схід перетинають залізничні колії. Водний тип ландшафтів представлений дрібними водосховищами та ставками.

Визначення ступеня антропогенного перетворення ландшафтів досліджуваного регіону велося за методикою, запропонованою проф. Шищенком П.Г. Суть методики полягає в тому, що різні види природокористування по-різному змінюють характер протікання природних процесів і деградації компонентів природи. Кожному виду природокористування експериментальним шляхом встановлюється індекс глибини перетворення ландшафту, і ранг антропогенного перетворення ландшафту певним видом природокористування.

Для визначення використовується така формула:

$$К_{ап} = \frac{\sum_{i=1}^{n} p_i \times q_i \times r_i}{100},$$

де $К_{ап}$ - коефіцієнт антропогенного перетворення; r - ранг антропогенного перетворення ландшафтів *і*-м видом природокористування; p - площа рангу (%); q - індекс глибини перетворення ландшафтів індивідуальним природокористуванням; n - кількість виділених ландшафтів в межах регіону.

Побудова карти антропогенного перетворення ландшафтів Овруцького району Житомирської області проходила в два етапи. Перший етап включав перенесення з карти геохімічних ознак виділені елювіальний, транселювіальний та аквальний тип ландшафту та поділ карти на невеликі за розмірами території, для яких окремо визначалась площа кожного елемента. Другий етап полягав в обрахунках коефіцієнтів антропогенного перетворення для кожного виділеного ландшафтного регіону згідно вище згаданої методики. Було визначено ступінь антропогенного перетворення за допомогою шкали перетворення ландшафтів.

Карта антропогенного перетворення ландшафтів Овруцького району Житомирської області.

Висновки. Можна сказати, що більшість ландшафтів Овруцького району мають ступінь середнього ($К_{ап}$=3,1-6,0) та слабкого перетворення ($К_{ап}$=1,0-3,0), це райони зі значними площами лісів та малою кількістю селітебних ландшафтів та зона Поліського заповідника. В районі також наявні регіони із сильним ($К_{ап}$=6,1-8,0) ступенем перетворення. Це райони найбільшої скупченості сіл та міст у долинах річок. На північному сході району є два регіони з надмірним ($К_{ап}$=8,1-10,0) ступенем перетворення. На перетворення цієї частини району вплинула мережа каналів, які порушили природні системи через штучне регулювання рівня зволоження території.

УДК 574.632/504.4.054

Шумілова О.О., Трохименко Г.Г.
Національний університет кораблебудування ім. адмірала С.О.Макарова, Миколаїв

ПЕРСПЕКТИВИ ПОТРАПЛЯННЯ ІНВАЗИВНИХ І ПАТОГЕННИХ ВИДІВ У ВОДНУ ЕКОСИСТЕМУ ПІВНІЧНОЇ ЧАСТИНИ АКВАТОРІЇ ДНІПРО-БУЗЬКОГО ЛИМАНУ ШЛЯХОМ ПЕРЕНЕСЕННЯ СУДОВИМИ БАЛАСТНИМИ ВОДАМИ

Протягом останніх десятиріч у зв'язку з розвитком глобальних морських перевезень та збільшенням розмірів і швидкості суден проблема інвазії, яка можлива за умови перенесення водним баластом, набула міжнародного значення. На сьогоднішній день водяний баласт вважається головним чинником, відповідальним за переміщення щодня не менше 7000, а то і 10000 різних біологічних видів морських мікробів, рослин і тварин по всій планеті. Це значна біологічна, екологічна і економічна проблема, яку було визнано Глобальним екологічним фондом як одну з чотирьох найбільш вагомих загроз для Світового океану [1].

Аналіз спеціальної літератури вказує, що протягом останніх 200 років в різноманітних частинах Світового океану зареєстровано значну кількість видів-вселенців (у Чорному морі за оцінкою різноманітних джерел – 142 види), що пристосувалися до нових умов існування, при цьому загальна кількість знайдених екзотичних видів, як правило, пропорційна величині досліджуваної акваторії та інтенсивності судноплавства [2]. Отже, необхідність постійного моніторингу за станом баластних вод та водної екосистеми регіонів, які є місцями розміщення великих портів і транспортних торговельних шляхів, сьогодні постає дуже гостро.

В Україні одним з найбільших і найперспективніших морських портів є Миколаївський морський торговельний порт (ММТП), розташований у північній частині Дніпро-Бузького лиману. Враховуючи щорічне збільшення вантажообігу ММТП, а також те, що крізь порт проходять 2 міжнародні транспортні коридори (Євроазійський та ЧЕС), було вирішено проаналізувати ризик потрапляння інвазивних і патогенних видів у акваторію порту, а отже, і у північну частину Дніпро-Бузького лиману.

Для досягнення даної мети були поставлені такі задачі:

- проаналізувати динаміку вантажообігу та судноплавні зв'язки порту;
- зробити аналіз і систематизацію даних щодо проведення контролю водного баласту суден, що відвідали Микморторгпорт;
- спрогнозувати ймовірність заселення нових видів;
- проаналізувати внесок різноманітних географічних районів Світового океану як донорів випадково завезених видів;
- оцінити ефективність комплексу управління судовим баластом в порту.

Відповідно до проаналізованої первинної документації, наданої відділом екології ММТП за останні п'ять років (досліджуваний період), порт відвідали 877 суден, що попередньо брали баласт у акваторіях 48 країн світу. Безпосередньо у акваторію ММТП баласт загальним об'ємом 871631,78 куб. м скинули 153 судна, що прийняли баласт у акваторіях 28 країн світу, з них 10 суден не мали плану управління водним баластом на борту.

Відповідно до отриманих даних побудовані діаграми обсягу баласту за країнами (у відсотках), а також складена карта із зазначенням основних географічних регіонів – вірогідних донорів інвазивних і патогенних видів, завезених у акваторію ММТП.

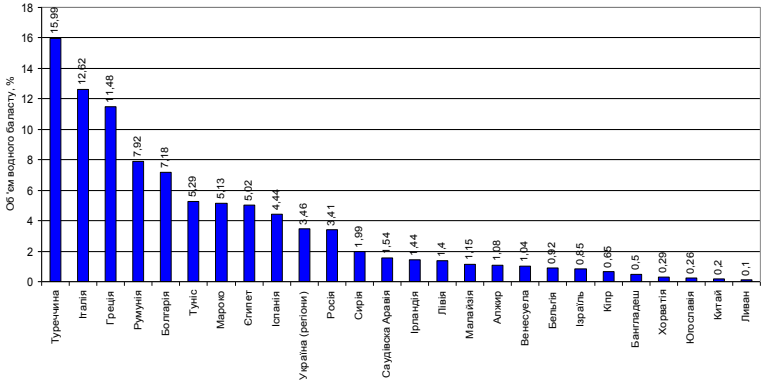


Рис. 1. Походження водного баласту, скинутого у акваторію ММТП

Визначено, що найбільш вірогідними донорами випадково завезених інвазивних і патогенних видів є акваторії країн басейнів Чорного та Середземного морів. При цьому ми вважаємо, що найбільш небезпечними є види, що походять з Середземномор'я (акваторії таких країн як Італія, Греція, Туніс, Єгипет, Іспанія, Сирія), оскільки вони належать до екосистеми іншого типу і можуть виявитися агресивними у акваторії ММТП. Посилює вірогідність укорінення інвазивних видів у екосистемі і той фактор, що у теплий період року, який є найбільш сприятливим для адаптації інвазивних видів, у акваторії порту скидається 45,89% загального об'єму баластних вод.

Ми вважаємо, що аналіз внеску різноманітних географічних районів Світового океану у якості донорів інвазивних і патогенних організмів представляє особливий інтерес і повинен постійно здійснювати і удосконалюватися в майбутньому. Першочерговою мірою удосконалення повинно стати посилення контролю за документацією обліку баластних вод суден, що відвідують порт.

Список використаної літератури

1. Международная Конвенция по контролю и управлению судового водяного балласта и отложений. Проект. МЕРС-48/WP. 15, 10 октября 2002, Международная морская организация.

2. Alexandrov B., Zaitsev Yu. Chronicle of exotic species introduction into the Black Sea / The Black Sea ecological problems: Mat. Intern. Symp. (31 October – 5 November, Odessa, Ukraine). – OCNTI, 2000. – P. 14 – 19.

УДК 631.453:581.132:634.75

Лозовицька Т. М., Шкумбатюк О.Й., Мазурак О. Т.
Львівський національний аграрний університет

ФОТОСИНТЕТИЧНИЙ АПАРАТ FRAGARIA ANANASSA DUCH. ЯК ІНДИКАТОР ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ КАДМІЄМ

Особливо чутливі до змін умов існування ключові системи рослинного організму й реакції, межі протікання яких відносно вузькі. До таких належить фотосинтетичний апарат, що розглядається як найбільш індикаторний стосовно екстремальних дій. Найважливішим компонентом фотосинтетичного апарату є фотосинтетично активні пігменти, вміст, стан і активність яких певною мірою визначають увесь комплекс процесів метаболізму організмів. Зміни концентрації пігментів в листках рослин можуть бути біоіндикаторною ознакою забруднення навколишнього середовища, оскільки це відмічено для різних важких металів, а також інших токсичних речовин. Крім цього, загальновизнаною є важлива роль хлоропластів у адаптаційних процесах

Основною задачею наших досліджень було вивчення змін у вмісті хлорофілів і каротиноїдів, а також співвідношення цих пігментів в листках тест-культури – суниці ананасної (Fragaria ananassa Duch.) під дією кадмію. Вивчення питань, поставлених у роботі, здійснювали шляхом проведення мікроділянкових польових дослідів на двох типах ґрунтів західного Лісостепу України, що різко різняться за фізико-хімічними та буферними властивостями: ясно-сірий лісовий крупнопилувато-супіщаний та чорнозем опідзолений крупнопилувато-легкосуглинковий. Рослини суниці висаджували на штучно забруднений іонами Cd^{2+} ґрунт. Як забруднювач використали сіль $CdCl_2 \cdot 2{,}5H_2O$, яку внесли на глибину 0-20 см в кількостях 1, 5, 10 ГДК валових форм кадмію. В ґрунт контрольних варіантів сіль кадмію не вносили.

Рослини є дуже вразливими до будь-яких стресових факторів у молодому віці, коли формується організм і активно проходять всі метаболічні процеси. Оскільки суниця є багаторічною рослиною, якій властива циклічність активізації ростових процесів, визначення вмісту фотосинтетичних пігментів в листках співпало в часі з фазою висунення квітконосів, а в перший рік – після приживлення рослин.

Згідно отриманих результатів, кадмій чинив істотний вплив на вміст пігментів. Дія іонів кадмію на фотосинтетичний комплекс виявлялась зменшенням вмісту хлорофілу *a* на 19 – 32,9 % в умовах ясно-сірого ґрунту та 15,1 – 22,0 % – чорнозему опідзоленого. Зростання вмісту хлорофілу *b* в листках рослин, вирощених в умовах забруднення ґрунту кадмієм, сягало 10,7 – 32,1 % та 15,1 – 22,1 % на ясно-сірому ґрунті та чорноземі опідзоленому відповідно.

Нами показано, що сумарний вміст хлорофілу *a* та *b* у листках в умовах надлишку іонів кадмію в ґрунті знижувався. Причому гальмуючий ефект був яскраво виражений на ясно-сірому ґрунті, де зниження суми хлорофілів *a* і *b* відносно контрольного варіанту сягало 14,3 %, тоді як на чорноземі опідзоленому – до 8,9 %. Зміни вмісту та складу пігментів під дією стресових чинників зумовлюються співвідношенням інтенсивності їх синтезу та гідролізу. Більші зміни вмісту хлорофілу *a*, ніж *b* пояснюють лабільністю першого, який служить субстратом для біосинтезу другого.

При дії іонів Cd^{2+} у листках рослин на всіх варіантах досліду сумарний вміст каротиноїдів був високим. Очевидно, це має адаптивне значення, оскільки активація каротиногенезу є пристосувально-захисною реакцією: збільшення каротиноїдів сприяє усуненню активних форм кисню, що утворюються під дією важких металів, та захищає біомембрани від фотоокиснення.

Слід зазначити, що крім токсичної дії кадмію на вміст пігментів можуть істотно впливати інші чинники навколишнього середовища, зокрема, погодні умови років дослідження. Тому при аналізі даних експерименту була врахована їх специфіка.

Залежність вмісту фотосинтетичних пігментів від концентрації металу в ґрунті формалізували за допомогою кривих. Вибір експоненційної апроксимації був обґрунтований математично за допомогою встановлення коефіцієнтів кореляції між фактичними та теоретичними даними.

Формалізація залежності вмісту фотосинтетичних пігментів від концентрації кадмію у ясно-сірому ґрунті проводилась за допомогою рівнянь:

Хлорофіл *a* (мг/г)= $-0{,}04Cd^2-0{,}034Cd+2{,}18$, R=0,99
Хлорофіл *b* (мг/г)= $0{,}088Cd+0{,}75$, R=0,99
Хлорофіл *a*+*b* (мг/г)= $-0{,}0375Cd^2+0{,}0405Cd+2{,}9475$, R=0,98
Сума каротиноїдів (мг/г)= $0{,}0075Cd^2+0{,}0045Cd+0{,}5075$, R=0,99

На чорноземі опідзоленому рівняння формалізації зміни вмісту пігментів при забрудненні ґрунтів кадмієм мали наступний вигляд:

Хлорофіл *a* (мг/г)= $-0{,}0175Cd^2-0{,}0715Cd+2{,}1525$, R=0,97
Хлорофіл *b* (мг/г)= $0{,}015Cd^2-0{,}005Cd+0{,}84$, R=0,92
Хлорофіл *a*+*b* (мг/г)= $-0{,}02Cd^2+0{,}018Cd+2{,}905$, R=0,97
Сума каротиноїдів (мг/г)= $0{,}0075Cd^2-0{,}0125Cd+0{,}4925$, R=0,96

Вивчення динаміки нагромадження пігментів (хлорофіл, каротиноїди) у листках суниці має велике значення з огляду на те, що їх вміст впливає на інтенсивність фотосинтезу Інтенсивність фотосинтетичного засвоєння CO_2 є основою формування кількісних та якісних параметрів урожаю.

Отже, на основі отриманих даних можна стверджувати, що дисбаланс в накопиченні, розподілі і співвідношенні різних форм фотосинтетичних пігментів під дією кадмію знижує ефективність проходження первинних реакцій фотосинтезу, що забезпечують початкові етапи утворення органічних сполук і є основою продуктивності. Оскільки фотосинтетичний апарат рослин є однією з найважливіших ланок, за участі якої відбувається пристосування рослин до умов зовнішнього середовища, то він, зазнаючи негативної дії надлишку іонів кадмію, може бути ланкою, яка лімітуватиме подальший хід метаболізму і, зрештою, виживання рослин.

УДК 629.039.58

Козуб В.В.
Харківський державний технічний університет будівництва та архітектури

ПЕРЕРОБКА КУБОВИХ ЗАЛИШКІВ НА АЕС

Утворення великої кількості рідких радіоактивних відходів при експлуатації АЕС вимагає вирішення питань надійної переробки їх в твердий стан з подальшим їх зберіганням. Це пов'язано з тим, що зберігання радіоактивних відходів в рідкому вигляді має істотні недоліки (корозія ємкостей; необхідність видалення водню що утворюється при радіолізі води; безперервність контролю відходів). Очищення всіх видів вод, що циркулюють на АЕС, здійснюється з метою їх повторного використання у технологічному циклі. При роботі установок спецводоочищення утворюються концентровані трапні води (кубові залишки), відпрацьовані фільтруючі матеріали та шлами. Кубові залишки й фільтруючі матеріали скидаються та зберігаються в системі зберігання рідких радіоактивних відходів.

На сьогодні кубовий залишок з метою переробки його в твердий стан підлягає переробці на установці глибокого випарювання УГУ-1-500. Продуктом переробки рідких радіоактивних відходів, який зберігається в сховищі твердих радіоактивних відходів АЕС, є сольовий сплав з концентрацією солей 1,5 –1,6 г/дм^3. Вихідний сольовий концентрат - сольовий сплав після УГУ-1-500 заливається в металеві 200-літрові контейнери-бочки, де після охолодження твердне шляхом кристалізації з утворенням твердого сольового продукту.

Глибоке упарювання початкового розчину проводиться в прямоточному випарнику, що обігрівається парою. В результаті упарювання виходить паророзчинна суміш, яка розділяється на концентрат з високим вмістом солей і сплав. Сольовий концентрат прямує в контейнер, в якому після охолодження утворюється твердий сольовий продукт. Процес твердіння протікає за рахунок з'єднання від 10% до 30 % води в кристалогідрати з утворенням сольового моноліту.

При необхідності сольовий продукт після переробки кубового залишку на УГУ-1-500, може використовуватись для його подальшого кондиціонування і переробки в схемах цементування, бітумування або остеклювання рідких радіоактивних відходів.

Відходи з середнім і низьким рівнями активності слід концентрувати і потім переводити в тверду хімічно інертну масу, придатну для тривалого зберігання. З метою скорочення об'ємів відходів, що потрапляють на тривале зберігання, нині застосовуються наступні способи твердіння рідких відходів: методи фільтрації; центрифугування; виморожування; цементування; бітумовування; остеклювоване; включення в термоактивні смоли; глибоке упарювання.

Сольовий сплав, що зливається після УГУ в контейнер, утворює після охолодження твердий монолітний сольовий продукт з щільністю 1,8 кг/дм^3. Сольовий склад рідких радіоактивних відходів змінюється з часом і визначається умовами роботи блоків: дезактивацією устаткування, регенерацією фільтруючих установок, утворенням неорганізованих витоків устаткування.

В процесі експлуатації АЕС мають місце значні втрати сірчаної кислоти, а саме: 15 – 20 т/год на один блок. Вміст солей сірчаної кислоти в кубовому залишку може складати до 50 % від спільного солевмісту. Витяг з сольового сплаву кристалічної бури (з подальшою доочисткою маткового сольового розчину від радіонуклідів цезію і повторною переробкою на установці глибокого упарювання слабоактивного сольового концентрату з одержанням вторинного сольового сплаву низької активності) дозволить виділити з кубового залишку до 80 % сірчаної кислоти (тобто повернути сірчану кислоту на повторне використання).

Сольовий продукт, що отримується на установці УГУ 1-500 має максимальну величину загальної об'ємної радіоактивності $5x10^{-4}$ Ки/л. Основна доля цієї радіоактивності (~95 %) визначається радіонуклідами цезію -137 і - 134. Остання доля (~5 %) це радіонукліди корозійного походження: кобальт -60 і -58, марганець -54.

Дослідженнями і випробуваннями встановлено: сольовий продукт при зберіганні вибухобезпечний і пожежобезпечний; газовиділення і розпухання сольового продукту в процесі довготривалого зберігання неможливе; сольовий продукт містить надлишок лугів з метаборатами натрію і тому володіє виключно високими властивостями, що інгібірують, які виключають корозію вуглецевої сталі, що контактує з сольовим продуктом, тобто є корозійно небезпечним; сольовий продукт містить надлишок лужності гідратом і тому має властивості фунгіцидів, тобто життєдіяльність мікроорганізмів в продукті неможлива; сольовий продукт є водорозчинним.

Вибір твердіння рідких радіоактивних відходів методом глибокого упарювання був обумовлений необхідністю переробки кубового залишку, що накопичився на АЕС, і звільнення ємностей для зберігання кубового залишку, що знов потрапляє, а також можливістю подальшої переробки отриманого сольового сплаву. Установка глибокого упарювання вибрана як доповнення до вже змонтованої установки бітумування.

Робота установки визначається ефективністю зменшення об'єму сольових стоків (кубового залишку) шляхом перетворення їх в твердий стан і зниження вартості зберігання затверділих продуктів в сховищах сухих відходів.

Науково-технічна значущість роботи установки визначається надійністю і простотою проведення процесів, які досить автоматизовані і організовані таким чином, що практично виключають необхідність в спеціально обслуговуючому персоналі.

Соціальна значущість роботи установки визначається зменшенням об'єму радіоактивних рідких відходів і зниженням ризику проникнення радіонуклідів в навколишнє середовище.

Використання установки глибокого упарювання створює передумови для організації подальшого кондиціонування твердих радіоактивних відходів, шляхом включення сольового продукту у в'яжучі композиції, наприклад, на основі бітуму, цементу.

УДК 621.311.245(477):504(043.2)

Ярмош І.В., Плоскіна С.І., Сирота О.В., Гай А.Є.
Національний авіаційний університет, Київ

СУЧАСНИЙ СТАН І ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ ВІТРОВОЇ ЕНЕРГЕТИКИ В УКРАЇНІ ТА ЇЇ ВПЛИВ НА ДОВКІЛЛЯ

У пошуках альтернативних джерел енергії в багатьох країнах чимало уваги приділяють вітроенергетиці. Використання енергії вітру стає все більш актуальним і для України, яка значною мірою залежить від поставок органічного палива і відчуває їх дефіцит. На сучасному етапі, коли на паливо існують високі ціни, можна вважати, що вітродвигуни виявляться конкурентоздатними як в екологічних аспектах, так і в задоволенні енергетичних потреб країни [1].

Існуючі на сьогоднішній день в Україні потужності вітрових електростанцій перевищують 51 МВт, а з моменту, коли запрацювала перша вітчизняна вітрова електростанція, вироблено більше 80 млн. кВт·год електроенергії. За оцінками фахівців, загальна потенційна потужність української вітроенергетики складає 5000 МВт. Узбережжя Чорного та Азовського морів, гористі райони Кримського півострова (особливо північно-східне узбережжя) і Карпат, Одеська, Херсонська, Запорізька, Донецька, Луганська і Миколаївська області найбільш підходять для будівництва вітрових електростанцій. Тільки потенціал Криму достатній для виробництва більш ніж 40 млрд. кВт·год електроенергії щороку [2; 3].

На сьогодні в Україні експлуатується 9 вітрових електростанцій: Донузлавська вітрова електростанція, Вітроенергопром, Східно-Кримська вітрова електростанція, Акташська вітрова електростанція, Євпаторійська вітрова електростанція, Аджигільська вітрова електростанція, Трускавецька вітрова електростанція, Асканійська вітрова електростанція, Мирненська вітрова електростанція.

Шкідлива дія вітроустановок на довкілля є порівняно невеликою (в цьому відношенні вітротехніка поступається лише геліоелектростанціям).

При експлуатації ВЕС головними несприятливими факторами для навколишнього природного середовища є акустичний шум (шум, інфразвук, вібрація) та електро-радіо-телевізійні перешкоди. Працюючі вітродвигуни створюють тонкий шум, і генерують нечутні вухом інфразвукові коливання частотами нижче 16 Гц.

При будівництві ВЕС основний вплив проявляється на грунтово-рослинний комплекс у вигляді знищення ґрунтового покриву, трав'яної рослинності при установці опор ВЕС, повітряних ліній, складування обладнання, прокладці кабелів, при будуванні котлованів, фундаментів, обслуговуючих будинків, прокладці основних і технологічних доріг тощо.

Загальна потужність українських ВЕС всіх форм власності на сьогоднішній день складає більше 90 МВт. Прогнозовані показники розвитку вітроенергетики в Україні до 2030 року подано в табл. 1.

Таблиця 1

Показники розвитку вітроенергетики в Україні до 2030 року [4]

Показник	Сценарій	Одиниця виміру	2010	2015	2020	2025	2030
Встановлена потужність ВЕС	Песимістичний	ГВт	0,25	0,5	0,9	1,4	2,0
	Базовий	ГВт	0,6	1,12	1,65	2,2	2,8
	Оптимістичний	ГВт	0,6	1,2	1,85	2,55	3,35
Виробництво електроенергії	Песимістичний	млрд. кВт·год	0,26	0,66	1,58	2,7	4,38
	Базовий	млрд. кВт·год	0,63	1,48	2,89	4,24	6,13
	Оптимістичний	млрд. кВт·год	0,63	1,58	3,24	4,91	7,34

В період з 2030 до 2050 роки буде переважати оновлення створених до того часу вітроелектростанцій. Отже, до 2050 року технічний потенціал будівництва ВЕС буде практично реалізованим, а виробництво ними електроенергії може сягнути 42 ТВт·год/рік.

Таким чином, вітроенергетика має суттєве значення для розвитку енергетичної галузі в Україні. Для досягнення високих показників розвитку української вітрової енергетики, необхідно сформувати ефективну державну енергетичну політику країни, створити нормативно-правову базу відновлювальної енергетики та організувати ефективну систему контролю дотримання законодавчої бази в галузі енергетики.

Дотримуючись вищезазначених вимог, в Україні буде закладено основи екологічно безпечної енергетики, що сприятиме подальшій енергетичній незалежності держави.

Список використаної літератури

1. Бабієв Г.М., Дероган Д.В., Щокін А.Р. Перспективи впровадження нетрадиційних та відновлюваних джерел енергії в Україні. // Електричний Журнал,- Запоріжжя: ВАТ "Гамма",1998 №1, - с. 63-64.

2. Безруких П.П. Економічні проблеми нетрадиційної енергетики // Енергія: Екон., техн., екол. 1995. №8, с. 6-28.

3. Богуславский Е.И., Виссарионов В.И., Елистратов В.В., Кузнєцов М.В. Умови ефективності і комплексного використання геотермальної сонячної і вітрової енергії // Міжнародний симпозіум “Паливно-енергетичні ресурси Росії й ін. країн СНД". Санкт-Петербург, 1995, с.15-21.

4. http://mpe.kmu.gov.ua/control - Офіційний сайт Міністерства палива та енергетики України – «Енергетична стратегія України на період до 2030 року (проект)».

УДК 504.54.056(477):63(043.2)

Ярмош І.В., Дудар Т.В.
Національний авіаційний університет, Київ

АНТРОПОГЕННЕ ПЕРЕТВОРЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ЛАНДШАФТІВ МИРОНІВСЬКОГО РАЙОНУ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

На антропогенне перетворення природних ландшафтів впливають різноманітні фактори. Розвиток аграрного сектору народного господарства став визначальним чинником антропогенної трансформації сільськогосподарських ландшафтів багатьох районів Київської області.

Миронівський район не є виключенням, оскільки являється традиційно аграрним районом. Активному розвитку сільського господарства в досліджуваному районі сприяє переважання родючих ґрунтів: чорноземів типових мало гумусних та слабо гумусних на лесових породах (80%) та чорноземів опідзолених (10%). Темно-сірі опідзолені ґрунти на лесових породах складають 7% від загальної площі ґрунтів району, та лише 3% площі займають лучні і лучні солонцюваті ґрунти на делювіальних відкладах [1, 2].

Загальна земельна площа Миронівського району становить 90,424 тис. га, що складає 3,2% від загальної площі Київської області. З них сільськогосподарські угіддя займають 72,322 тис. га (близько 80% від загальної площі району), з яких орні землі складають 62,6 тис. га (69% від загальної площі району), багаторічні насадження - 913 га, в т.ч. сади - 710 га, пасовища - 7152 га (7,9%), сіножаті – 1687,7 га (1,86%), із загальної площі угідь 1600 га – зрошувальні землі [1].

Сільськогосподарський сектор на території Миронівського району найбільше розвинутий серед інших секторів господарчого комплексу і представлений різними підприємствами, що додатково впливають на стан ландшафтів, зокрема: ЗАТ «Миронівська птахофабрика», Миронівський Інститут пшениці імені В.М.Ремесла та інші. В галузевій структурі валового виробництва продукції щорічно від виробництва продукції рослинництва отримується близько 42% надходжень, тваринництва – 58%.

Значний вклад в антропогенізацію ландшафтів Миронівського району вносить ЗАТ «Миронівська птахофабрика», яка виробляє та реалізує продукцію під торговельною маркою "Наша Ряба", та яка входить до складу компанії ВАТ «Миронівський хлібопродукт».

В районі велика увага приділяється вирощуванню овочів. Сільське господарство спеціалізується на вирощуванні таких культур як зернові: озима пшениця, кукурудза, ячмінь; та овочеві: цукрові буряки, бобові. В останні роки в господарстві значна увага приділяється вирощуванню технічних культур, зокрема, цукровим бурякам, як одній з найбільш конкурентноспроможних культур [2].

Для дослідження ступеня антропогенної перетвореності сільськогосподарських ландшафтів Миронівського району було проаналізовано особливості природних та антропогенних ландшафтів і складено 3 карти: функціонального зонування, ознак геохімічних ландшафтів та антропогенної перетвореності ландшафтів Миронівського району.

На підставі карти функціонального зонування з’ясовано, що сільськогосподарські ландшафти, репрезентовані полями, займають більшу частину території Миронівського району (80%). Як наслідок інтенсивного

розвитку сільського господарства та значної розораності земель (70%) району сільськогосподарська рослинність займає найбільші площі серед іншого рослинного покриву в досліджуваному районі.

Визначення ступеня антропогенної перетвореності сільськогосподарських ландшафтів досліджуваного району велося за методикою, запропонованою професором Шищенком П.Г.[3]. Суть методики полягає в тому, що різні види природокористування по-різному змінюють характер протікання природних процесів і деградації компонентів природи. Кожному виду природокористування експериментальним шляхом встановлюється індекс глибини перетворення ландшафту, і ранг антропогенного перетворення ландшафту певним видом природокористування.

Визначення проводилося за формулою:

$$K_{ап} = \frac{\sum_{i=1}^{n} p_i \times q_i \times r_i}{100},$$

де $K_{ап}$ - коефіцієнт антропогенної перетвореності; r - ранг антропогенної перетвореності ландшафтів *і*-м видом природокористування; p - площа рангу (%); q - індекс глибини перетворення ландшафтів індивідуальним природокористуванням; n - кількість виділених ландшафтів в межах регіону.

За результатами розрахунків коефіцієнту антропогенної перетвореності відповідно до шкали $K_{ап}$ визначено, що сільськогосподарські ландшафти Миронівського району за ступенем антропогенної перетвореності відносяться до сильно перетворених, при цьому площа рангів антропогенної перетвореності орних земель складає близько 66% від загальної площі рангів антропогенної перетвореності всіх ландшафтних комплексів досліджуваного району.

В результаті масштабного, інтенсивного розвитку сільського господарства на території Миронівського району велика площа території розорана і складає 70% від загальної площі району, з'явилися серйозні порушення природних ландшафтів та вилучено з господарського обороту цінні лісогосподарські землі.

Значна розораність сільськогосподарських угідь Миронівського району Київської області, негативні природні і антропогенні явища призводять до негативного впливу на земельні ресурси та деградації земель – появи ґрунтової ерозії, а також дефляційних і просадочних процесів.

Список використаної літератури

1. Географічна енциклопедія України. В 3-х т. - К.: Українська Радянська Енциклопедія ім. М.П.Бажана, 1990.- Т. 2. - 480 с.

2. Київщина. Моя мала Батьківщина: Географічний атлас / Від ред. Т.В.Погурельська. - К.: ТОВ "Видавництво "Мапа", 2006. - 24с.

3. Гродзинська О.Ю., Гродзинський М.Д., Дмитрук О.Ю., Малишева Л.Л., Маляренко О.В. Методи геоекологічних досліджень: Навч. посіб. для студ. геогр. спец. вузів / М.Д.Гродзинський (ред.), П.Г.Шищенко (ред.). - К.: Видавничий центр "Київський ун-т", 1999. - 242 с.

УДК 628.1.034.2

Рудковская Е.В.,[1] Омельчук Ю.А.,[1] Гомеля Н.Д.[2]
Севастопольский национальный университет ядерной энергии и промышленности, Севастополь(1),
Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт», Киев(2)

ОЧИСТКА ШАХТНЫХ ВОД ОТ СОДЕРЖАНИЯ УРАНА МЕТОДОМ ФЛОТАЦИИ

Шахтные воды, образующиеся при добыче урана, а также сточные воды, образующиеся на горно-обогатительных комбинатах, часто содержат примеси урана, превышающие предельнодопустимые концентрации. Существующие методы, основанные на подщелачивании сточных вод, в осаждении урана в виде осадка и с последующим подкислением очищенной воды, приводит к существенному вторичному загрязнению воды минеральными соединениями, кроме того, эти методы недостаточно эффективны. Методы, основанные на использовании мембран (ультрананофильтрация, обратный осмос) очень дорогие. При их использовании образуются большие объемы концентратов, которые сложно перерабатывать. Поэтому разработка методов очистки воды от примесей урана, основанных на применении высокоэффективных коагулянтов и флокулянтов, является актуальной проблемой.

Урансодержащие сточные воды отличаются высокой химической токсичностью, поэтому перед сбросом в открытые водоемы они должны быть тщательно очищены. Обычно для выделения урана из сточных вод промышленных предприятий используют методы химического осаждения, экстракции и сорбции [1,2]. К сожалению, эти методы становятся малоэффективными при концентрации урана в сточной воде менее 10-5 моль/л. Более перспективным в этом отношении представляется метод ионной флотации. Однако широкое применение ионной флотации в практике сдерживается отсутствием доступных высокоэффективных собирателей урана.

В данной работе была проведена оценка эффективности флокулянтов и коагулянтов для очистки воды от урана. Как флокулянты изучены CWL-68, CWL-45, Акватон-10, Полимин СК, Полиоксипропиледиметиламмоний хлорид, Полиоксипропиленанилин, ПОПМЕА-Ф, ПОПМЕА, Zetag-7632, CWL-40, Magnoflox-351, как коагулянт изучен алюминат натрия.

В качестве объекта исследования использовали модельный раствор на основе севастопольской водопроводной воды с концентрацией урана ≈ 4мг/л.

Список использованной литературы

1. Громов В.В. Введение в химическую технологию урана. – М.: Атомиздат, 1979. – 336 с.

2. Накипелов В.В., Чернов А.Г. Урановая промышленность в СССР // Атомная энергия. – 1990. – т.68, №4. – с.227-229.

УДК 502.4 (477.52) (043.2)

Барбашина В.С., Гроза В.А.
Національний авіаційний університет, Київ

ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИЙ ФОНД СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ У КОНТЕКСТІ ФОРМУВАННЯ НАЦІОНАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ

Одним з основних завдань екологічної політики держави Україна є збільшення площі земель країни з природними ландшафтами до рівня, достатнього для збереження їх різноманіття, близького до притаманного їм природного стану, та формування їх територіально єдиної системи, яка б забезпечувала збереження природних екосистем, видів рослинного і тваринного світу та їх популяцій. [1]. Значну роль у вирішенні цього завдання відіграє ПЗФ. Необхідність розширення площі та збільшення числа об'єктів ПЗФ є нагальною проблемою. В Україні частка ПЗФ становить 4,7%, тоді як в країнах західної Європи цей показник становить 8–10% Із 220 видів природних ландшафтів України тільки 40% представлено у природно-заповідному фонді (ПЗФ), а з 57 ландшафтних областей лише 32 забезпечені природними заповідниками і національними природними парками (НПП). Значним кроком вперед є приєднання України до ідеї створення Всеєвропейської екомережі (European Ecological Network або EECONET) як системи взаємно поєднаних, цінних з екологічної точки зору природних територій в межах Європи. У 2000 році було прийнято Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки, яка має сприяти збалансованому та невиснажливому використанню біологічних ресурсів у господарській діяльності. Створення національної екологічної мережі йде шляхом інтеграції екологічних мереж регіонів, областей, окремих районів.

Станом на 01.01.2008 р. на Сумщині налічується 230 природно-заповідних об'єктів загальною площею 159088,28 га, що становить 6,67% площі області, зо суттєво перевищує відповідний показник по Україні (4,7%). В процесі реалізації Загальнодержавної програми формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки (протягом першого етапу) в Сумській області створено заказники місцевого значення "Джерельні розсипи" (172.8 га), "Вовківці" (462.9 га), "Пустовійтівський" (337.2 га) та "Сульський" (316.5 га). Проводилось погодження з місцевими радами створення МПП "Тростянецько-Ворсклянський". Проводились експедиції щодо виявлення територій перспективних для заповідання та інвентаризація земель природно-заповідного фонду. За цей час було надано заповідний статус природним ландшафтам на ділянках, що мають історико-культурну цінність на 42 га. Загалом, площа складових елементів екомережі становить 1726.1 тис. га, або 25% від території області.

Список використаної літератури

1. Закон України «Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2010 роки // Відомості Верховної Ради України, 2000, № 47, с. 405.

УДК 504.064.3:574(043.2)

Безпальчук О.В., Коніцула Т.Я.
Національний авіаційний університет, Київ

ЕФЕКТИВНІСТЬ ПРОВЕДЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО АУДИТУ НА БАЗІ ФІЛІАЛУ «ВІЛЬНОГІРСЬКИЙ ГМК» ЗАТ «КРИМСЬКИЙ ТИТАН»

Минуло шість років, як Верховна Рада України прийняла Закон «Про екологічний аудит». Основна мета Закону «Про екологічний аудит» - «забезпечення додержання законодавства про охорону навколишнього середовища в процесі господарської та іншої діяльності» (ст.8). Але на жаль, за цей період Закон не набрав певної сили щодо його впровадження, ефективності та не дозволив досягти поставлену ним же самим головну мету аудиту.

На погляд авторів, блага мета закону може бути реалізована тільки в тому випадку, коли екологічний аудит стане обов'язковим для всіх суб'єктів господарювання, чия діяльність призводить або може призвести до негативного впливу на навколишнє природне середовище з визначеною періодичністю, наприклад, раз в три-чотири роки. Тільки тоді висновки екологічного аудиту та запропоновані заходи стануть тим дієвим механізмом для суб'єктів господарювання, який реально може привести до модернізації виробництва, і як наслідок, до поліпшення екологічної ситуації в районі, місті, державі. Не менш значущі прорахунки зазначеного закону, на наш погляд, мають деякі його статті. Так, стаття 12 цього закону обмежує коло підприємств, на яких повинен проводитися обов'язковий екологічний аудит, посилаючись тільки на випадки: стан банкрутства, приватизації, передачі в аренду, екологічному страхуванні об'єктів і при ряді інших невагомих випадків. Але ж переважаюча більшість підприємств, які приносять найбільшу шкоду природному середовищу, давно приватизовані. Це підприємства гірничодобувної, металургійної, хімічної промисловості і енергетики. Саме на їх долю припадає більше 90 % шкідливих викидів в атмосферу, скидів забруднених стічних вод і утворення токсичних відходів. Отримавши відповідно закону «Про інформацію» статистичні та деякі фактичні екологічні данні щодо філії «Вільногірський ГМК» ЗАТ «Кримський ТИТАН» проаналізовано результати проведеного екологічного аудиту. За висновками екологічного аудиту, проведеного на цьому підприємстві у 2005 році, передбачалася модернізація виробництва з метою зменшення навантаження на довкілля відповідно розробленому та затвердженому перспективному природоохоронному плану заходів підприємства. Але за 5 років істотно нічого не змінилося на підприємстві. Екологічну ситуацію погіршує та ускладнює ряд невідповідностей критеріям обраного курсу по охороні довкілля даного підприємства. Одними з них є моральне та фізичне зношення частини пило - та газовловлюючого обладнання, амортизаційне зношення якого складає близько 70%. Не менш значущі прорахунки стосуються очисних споруд стічних вод, які не реконструйовано. Їх стан незадовільний, устаткування фізично зношене та морально застаріле. Про це свідчать, наприклад, наступні дані: за період скиду дебалансних стічних вод (13.02.2009 р. - 31.03.2009 р.) було виявлено перевищення за наступними забруднюючими речовинами: сухий залишок – в

1,1р., хлориди – в 1,1 р., сульфати – в 2,5 р., амонійний азот – в 2,8 р., нітрити – в 1,5 р., нітрати – в 7,6 р., нафтопродукти – в 3,8 р., мідь – в 20 р., нікель – в 2,7 р., кадмій – в 1,5 р., залізо – в 2,3 р. Отже виходить парадокс який полягає в тому, що суб'єкти господарювання не зацікавлені у впровадженні екологічно чистих технологій, будівництві високоефективних очисних споруд. Цим господарям підприємств економічно набагато вигідніше здійснювати штрафні та базові платежі за забруднення навколишнього середовища, ніж дотримуватися вимог природоохоронного законодавства щодо модернізації виробництва. Водночас, проводити екологічний аудит на цих об'єктах (головних забруднювачах навколишнього середовища в Україні) можливо тільки на добровільній основі, зі згоди керівників підприємства (ст.12). Якщо ж підприємство дає згоду на проведення добровільного екологічного аудиту, то і тут стаття 8 обмежує процедуру аудиту, так як «конкретні завдання екологічного аудиту в кожному окремому випадку визначаються замовником, виходячи з його потреб». Замовниками аудиту можуть бути власники підприємства або його керівники, та інші організації, а не тільки державні органи. Тим самим, саме вони визначають рамки аудиту, що робить екологічний аудит неповним і обмеженим. Тобто, на передній план виносяться не екологічні та соціальні інтереси, а економічні інтереси замовника, що суперечить основним тезам еколого-збалансованого розвитку держави. Таким чином, величезна кількість основних забруднювачів навколишнього середовища випадають з-під дії закону «Про екологічний аудит» і головна мета цього Закону – покращення екологічної ситуації в Україні – не досягається. Тобто у цьому випадку держава не одержує передбачених екологічних вигод.

В даний час назріла насущна необхідність в удосконаленні Закону «Про екологічний аудит» та внесення в нього ряду доповнень і змін, а саме:

1. Законодавчо забезпечити обов'язковість проведення екологічного аудиту на всіх підприємствах, які представляють екологічну небезпеку, незалежно від їх форми власності та обов'язковість виконання висновків, рекомендацій екологічного аудиту.

2. В найкоротший термін:

- створити науково-методичний центр екологічного аудиту з метою аналізу та удосконалення результатів екологічних аудитів, удосконалення методичної, нормативної та законодавчої бази екологічного аудиту;
- розробити та затвердити єдину методичну базу для проведення аудиту, єдині вимоги до аудиторів, єдині умови для об'єкта, аудит якого здійснюється.

3. Створити механізм впровадження цього закону на всіх рівнях держави, що дозволить більш обґрунтовано приступати до розробки завдань, рекомендацій та програм щодо ліквідації існуючих несприятливих ситуацій. Така стратегія у питанні розвитку екологічного аудиту, дозволить зробити його одним з реальних механізмів покращення вкрай небезпечної екологічної ситуації в Україні.

УДК 574.63:504.06(043.2)

Яблонська К.М., Ястремська Л.С.
Національний авіаційний університет, Київ

ОТРИМАННЯ БІОПАЛИВА ТА ВІТАМІНУ B_{12} ПРИ АНАЕРОБНІЙ ТРАНСФОРМАЦІЇ ВІДХОДІВ МОЛОЧНИХ ЗАВОДІВ

В сучасному світі постає актуальне питання очищення стічних вод та навколишнього середовища при утилізації промислових відходів з отриманням біогазу та кормових продуктів. Запаси природного пальна вичерпуються, мова йде про 40-66 років для нафти, 70-90 років для газу і 150-200 років для вугілля. В США планується в 2030 році замінити традиційне паливо біопаливом приблизно на 30%, а в Європі моторне паливо - 25%. Одним з основних відходів молокозаводів під час виробництва молочних продуктів є сироватка, яку потрібно переробляти. За відсутності досконалих та ресурсозберігаючих методів очистки, більша частина цього продукту разом із стічними водами скидається у каналізацію. Хімічне споживання кисню (ХСК) сироватки у стічних водах (СВ) становить відповідно близько 70000 та 3000 мг/л. В зв'язку з цим, створюються екологічні проблеми, відбувається втрата підприємством цінних продуктів, знижується ефективність виробництва, з'являється необхідність сплачувати штрафи за викиди відходів. Ці недоліки можливо вирішити застосовуючи анаеробний біотехнологічний метод очистки стічних вод. Сироватка складає майже 90 % від об'єму молока та містить 50 % сухих речовин (лактозу, білок, амінокислоти, органічні кислоти та жири). Це чудові умови для анаеробного бродіння мікроорганізмів. Використовуючи таку технологію, одночасно можливо отримувати біогаз, мікробну масу, яка збагачена вітаміном B_{12} та очищену воду.

Проблемі забруднення стічних вод та навколишнього середовища відходами молокозаводів та їх очищення присвячені роботи авторів, в яких розглядаються анаеробні біотехнологічні методи переробки відходів молокозаводів у біопаливо.

Біопаливо сьогодні розглядається в Україні як вагома альтернатива традиційному пальному. Вважається, що його виготовлення в найближчі роки буде максимально вигідним для української економіки. Але в Україні біопаливо поки що не отримало масовість, хоча вже були проведені деякі конференції на тему розвитки біопалива в Україні.

Аналіз літературних джерел показав, що одним із перспективних способів біологічного очищення стічних вод є застосування біореактору, який дозволяє очищати стічні води, що містять органічні сполуки, і призводить до утворення відносно не великої кількості біомаси. Він включає аеробний і анаеробний біореактори, зооreактор, відстійник і фотореактор. На анаеробній стадії взаємодіють три трофічні групи мікроорганізмів – ацидогенні, гетероацидогенні та метаногенні бактерії.

Сучасні анаеробні реактори почали застосовувати ще в кінці минулого століття. На рис.1 представлений розподіл діючих високоефективних анаеробних біореакторів, де переважають реактори типу UASB та EGSB. Це пояснюється тим, що за допомогою реакторів типу UASB та EGSB можливо отримати більше біогазу.

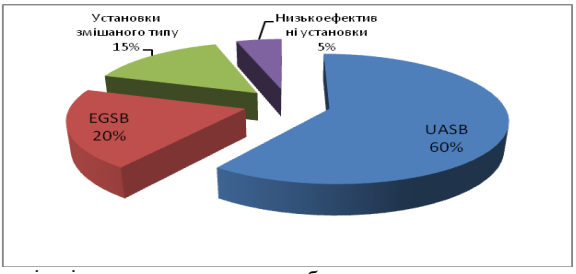


Рис.1. Розподіл діючих сучасних анаеробних установок для очистки стічних вод за типом реактора.

Встановлено, що одним з сучасних методів є комплексна біотехнологія одночасної переробки сироватки та стічних вод з одержанням біогазу, кормових продуктів і очищенної води, що значною мірою розв'язує екологічну проблему.

Було проаналізовано різні режими метанового бродіння СВ і молочної сироватки, показано, що кращим режимом для анаеробного бродіння мікроорганізмів є термофільний при температурі 55°С, встановлено можливість використання цих субстратів як вторинної сировини для отримання біогазу. Відпрацьовано параметри біотехнології очищення СВ молочних заводів і варіанти їх очищення в суміші із сироваткою.

Вперше розроблено спосіб підтримки підвищеної концентрації аеробного активного мулу в аеротенку, не порушуючи роботи вторинного відстійника. Для цього запропоновано сепарування надлишку активного мулу перед вторинним відстійником і повернення його в аеротенк, що дозволяє вдвічі скоротити час аеробної ферментації.

Зроблено уточнення теорії метаногенезу, яке полягає в тому, що лімітуючим фактором утворення метану є перевищення швидкості накопичення його попередників – піровиноградної кислоти та ацетил-КоА, порівняно зі швидкості їх перетворення на метан. Це стосується, в першу чергу, анаеробної ферментації вуглеводів.

Отримані позитивні результати пошукових досліджень, які стосуються можливості збагачення мікробної біомаси вітаміном B_{12} до 120 мг/кг за допомогою попередньої обробки молочної сироватки пропіоновими та молочнокислими бактеріями.

Таким чином, з кожним роком стає зрозумілим перспективне використання біопалива з відходів різних виробництв у всьому світі. По-перше, закінчуються природні запаси палива. По-друге, з'являється необхідність у переробці побутових та промислових органічних відходів. Як підтверджують практичні результати, що найкращим методом очистки стічних вод є біологічний в порівнянні з механічними та хімічними методами. Адже можна отримати не тільки чисту воду, але й біогаз та вітамін B_{12}. У розвинутих країнах налагоджені методи отримання біогазу використовуючи відходи різних виробництв, але в Україні біопаливо не отримало масовості і знаходиться на стадії досліджень та незначних експериментів.

УДК 504.056:656(043.2)

Вострикова В.М., Кім В.М., Мартиненко В.І., Лепуга Н.М., Ісай А.Ю.
Національний авіаційний університет, Київ

ВПЛИВ ТРАНСПОРТНИХ ЗАСОБІВ НА ТЕПЛОВЕ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Досить активна й здебільшого нераціональна діяльність людини, пов'язана зі знищенням природних ресурсів і забрудненням навколишнього середовища, призвела до того, що сьогодні біосфера планети перебуває в критичному стані. Глобальним наслідком забруднення середовища є негативні зміни клімату. Зростання кількості двоокису вуглецю в повітрі посилює глобальне потепління, що призводить до зміни розташування географічних зон, скорочення площі вічного льоду, зростання кількості та руйнівної сили ураганів, повеней тощо.

Розглядаючи чинники, що викликають такі кліматичні зміни, можна поділити їх на дві групи: природні та антропогенні. Вплив природних факторів людина не спроможна зменшити. До них відносяться зміна сонячної активності, зміна кута осі обертання Землі та її орбіти, вплив Світового океану, вулканічна активність, невідомі взаємодії між Сонцем і планетами Сонячної системи. А широкомасштабна дія потужного антропогенного фактора, який створює сама людина, призводить до порушень енергетичного балансу біосфери та її складників – природних типів екосистем.

Основними джерелами антропогенного забруднення навколишнього середовища шкідливими речовинами, які надходять у повітря в газоподібному, рідкому чи твердому стані, є промисловість і транспорт. На сьогодні негативний вплив промисловості регулюється міжнародними документами: Рамкова конвенція ООН про зміну клімату (1994), Кіотський протокол (1997) тощо. Тобто шкідливість промисловості контролюється на державному рівні й реалізується на основі створених стандартних обсягів та гранично допустимих концентрацій шкідливих речовин, що викидається у навколишнє середовище. Дотримання цих умов досягається модернізацією обладнання, розробкою новітніх технологій, використанням ефективного очисного обладнання.

В той же час світова тенденція збільшення кількості автомобілів створюють складнощі у боротьбі проти забруднення довкілля, при цьому у повітря щорічно надходять сотні тонн шкідливих речовин, а разом з тим значна кількість тепла.

Переважна кількість транспортних засобів працюють на двигунах внутрішнього згоряння, робочим тілом яких є паливо, при чому ефективний коефіцієнт корисної дії (ККД) не більший 33%. При спалюванні палива вивільняється певна кількість енергії, з якої лише 33% перетворюється в механічну. Інша частина енергії у вигляді тепла разом з великою кількістю CO_2, NO_x, CO, C_nH_m та іншими шкідливими речовинами виділяється в атмосферу, що опосередковано чи безпосередньо призводить до розвитку глобального потепління. Для визначення обсягу втрат тепла розглянемо роботу двигуна внутрішнього згорання легкового автомобіля при використанні 1л бензину марки А-95.

При спалюванні 1л бензину вивільняється 43,7 МДж енергії, з яких не більше 14,42 МДж використовується саме на роботу автомобіля (за значенням ККД), а решта – 29,27 МДж, виділяється в атмосферу у вигляді теплового забруднення. Для візуального представлення: така ж кількість тепла необхідна для нагрівання $1м^3$ води на $7,15^0$С. Слід зазначити, що ця кількість тепла викидається всього при використанні 1л бензину, при цьому автомобіль, в кращому випадку, може проїхати всього 10км, а за статистикою тільки на території України налічується близько 7,9 млн. легкових автомобілів.

Отже, сьогодні гостро стає проблема теплового забруднення, де одним з головних джерел є транспорт. Тому необхідна розробка нових систем, які б значно зменшили теплові викиди в атмосферу під час роботи двигунів внутрішнього згоряння.

Зменшення шкідливого впливу вихлопних газів на навколишнє середовище може бути досягнуто різними методами, а саме:

- перехід від двигунів внутрішнього згоряння до умовно чистих екологічних систем, який можна реалізовувати наступним чином: отримання електричної енергії від альтернативних джерел з подальшим акумулюванням цієї енергії та перетворенням її в механічну. Використання природних видів енергії (сонячної, вітрової або гідравлічної) не дасть додаткового нагріву біосфери;
- вдосконалення системи окиснення, які передбачають значне зменшення шкідливих викидів за рахунок досягнення повноти згоряння та здійснення реакцій за такою схемою $C_n H_m + O_2 = CO_2 + H_2O + O_2$;
- зменшити обсяги теплового забруднення також можливо завдяки розробці системи, яка б передбачала збільшення ККД, що дозволить, крім зменшення енергії, що викидається в атмосферу у вигляді тепла, ще й економію у використанні палива. Для цього вже неодноразово були створені так звані автомобільні гібриди ще у 70-х роках – силовий агрегат автомобіля, де разом з двигуном присутній й накопичувач енергії. Так, російський інженер і вчений Гуліа Н. В. пропонує використання у автомобільних гібридах маховикових накопичувачів з механічним відбором потужності, що дозволить приблизно втричі знизити втрати палива.

Список використаної літератури

1. Клименко Л. П. Техноекологія посібник "Таврія", 2000. – 526 с.

2. Экология: dtv-Atlas: Пер. с 5-го нем. изд. / Худож. Рудольф и Розмари Фанерт; Науч. ред. пер. В.В. Серебряков. – М.: Рыбари, 2003. – 287 с.

3. Дідух Я. П. Екологічні аспекти глобальних змін клімату: причини, наслідки, дії //Вісн. НАН України. - №2. – 2009. – С.34-43

УДК 504.4.054

Заіка М.О.
Дніпропетровський національний університет залізничного транспорту імені академіка В. Лазаряна

ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЕЯКИМИ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

Гідроенергетичне будівництво, пов'язане зі створенням водосховищ, забезпечило галузевий характер водогосподарчого користування та зіграло величезну роль в економічному розвитку України. Створення водосховищ пов'язане з докорінним перетворенням гідрологічного режиму річок, приводить до змін якості води в них. Вивчення цих змін важливо для оцінювання можливостей використання води в різноманітних галузях народного господарства, а також для розробки наукових основ охорони від забруднення водних ресурсів в тому числі водосховищ – складних екологічних систем, що накопичують та перерозподіляють водний стік річок. Через акумулювання речовин, які потрапляють з водозбірних площ вода водосховищ має інший, ніж в річках хімічний склад, а її якість визначається комплексом умов та факторів.

Запорізьке водосховище за кількістю забруднюючих речовин промислового та комунально-побутотового походження є одним з найбільш антропогенно-навантажених у всьому каскаді водосховищ, що розташовані на р. Дніпро. Воно характеризується складною гідрохімічною і токсикологічною ситуацією, яка зумовлює особливості динаміки гідробіологічних процесів та загальний стан водних екосистем. Відповідно з цим погіршилася якість питної води.

Актуальність дослідження компонентів забрудненості водойми визначає потреба оптимального планування природоохоронних заходів в об'єктивній оцінці якості водних об'єктів на основі принципів комплексності та обліку часткового внеску окремих складових, утворюючих навантаження на водні екосистеми. І тут особливої уваги заслуговує все зростаюче забруднення водосховища важкими металами, багато з яких викликають мутагенний і тератогенний ефекти, мають високу токсичність, проявляють синергізм, посилюючи вплив на біоту інших токсикантів.

В ході роботи було зібрано і проаналізовано дані, та визначено:

- динаміку зміни середньорічних концентрацій марганцю з метою виявлення залежності середнього рівня забрудненості води Запорізького водосховища від розвитку гідротехнічного будівництва та зростання рівня антропогенного навантаження на навколишнє середовище;
- динаміку зміни величини співвідношення середньорічних концентрацій в водоймі заліза / марганцю з метою визначення зміни рівня токсичності марганця по відношенню до гідробіонтів з розвитком гідротехнічного будівництва та зростанням рівня антропогенного навантаження на навколишнє середовище.
- динаміку зміни концентрацій заліза і марганцю в воді водозаборів Дніпропетровська з метою виявлення залежності забрудненості вищезгаданими токсикантами води водозаборів від їх розташування (по відношенню до стоків основних промислових підприємств міста);

Для виявлення залежності забрудненості води від зарегулювання стоку та промислового розвитку регіону було зібрано та проаналізовано дані

середньорічних рівнів концентрації марганцю в водах Запорізького водосховища за всі роки проведення подібних досліджень, а саме за останні чотири десятиліття. Грубе усереднення даних не дає характеристики забруднення водойми, проте чітко демонструє загрозливу тенденцію наближення рівнів забруднення до граничних для нормального функціонування водосховища і яскраво демонструє вплив промислового розвитку країни і регіону в цілому. Досліджуючи загальну ситуацію забруднення водосховища і в особливості важких металів не можна не зазначити особливість останніх змінювати ступінь токсичності в залежності від ряду інших супутніх факторів. І марганець не є винятком: так величина відношення рівнів концентрацій марганцю і заліза впливає на зміну токсичності останнього для гідробіонтів, в тому числі і фітопланктону. Для висвітлення ступеню впливу цього фактору було зібрано дані середньорічних концентрацій заліза і марганцю Запорізького водосховища, вирахувано співвідношення. Вивчення співвідношення рівнів концентрації в воді водосховища марганцю та заліза показав, що високі рівні заліза в останнє десятиліття знівельовані надвисокими рівнями марганцю, що не дає збільшувати токсичність марганцю для гідро біонтів.

Для виявлення ступеня залежності якості води водозаборів від їх розташування було обрано Ломовський (ЛНФС) і Кайдацький (КНФС) водозабори, які забезпечують питною водою основну частину населення м. Дніпропетровськ, та водозабір Придніпровської залізниці (НФСНДВ), який було обрано у зв'язку з розташуванням нижче за течією і вище вказаних водозаборів, і стоків основних промислових об'єктів міста. З отриманих даних стає очевидним значно більш високий рівень забруднення вище вказаними елементами води в районі Залізничного водозабору, який знаходиться нижче за течією і «приймає на себе» антропогенне навантаження промислово розвиненого міста.

Отже результатами проведеної роботи стало дослідження забруднення води Запорізького водосховища такими важкими металами, як залізо і марганець. Було зібрано та оброблено дані за весь період проведення подібних досліджень. Зважаючи на те, що марганцю серед інших металів притаманна найвища амплітуда коливання концентрацій протягом року (залежить від вегетаційного режиму), та в повздовжній вісі (що характерно для евтрофованих водойм зі значним промисловим навантаженням), саме середньорічні дані забруднення дозволили скласти наочну картину впливу розвитку науково-технічного процесу на рівні забруднення та функціонування водойми.

Дослідження рівнів концентрації металів в воді в районах водозаборів міста дозволило висвітити значний вплив на забрудненість води стоків промислових об'єктів міста.

Фактично маємо, що в останнє десятиліття водойма не в змозі впоратися з надвисокими рівнями потрапляння з поверхневим стоком та промисловими скидами марганцю, і рівень забруднення демонструє тенденцію до подальшого катастрофічного зростання.

УДК 537.868:577.112.7(043.2)

Кузнецова К.К., Азнакаєв Е.Г.
Національний авіаційний університет, Київ

ВПЛИВ КВЧ ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ФУНКЦІОНУВАННЯ ХЛОРОПЛАСТІВ РОСЛИН *Pisum L.sativum*

Фотосинтез є одним з найважливіших процесів на Землі, що обумовлює продуктивність рослин і підтримує газовий баланс у атмосфері. Тому проблема чутливості структур рослинної клітини, які відповідають за здійснення процесу фотосинтезу до такого широко розповсюдженого стресу, як випромінювання різних видів, дуже важлива для з'ясування механізмів та стратегії адаптації. Метою роботи було дослідження впливу КВЧ випромінювання на фотосинтетичну активність хлоропластів гороху і змін у білковому складі хлоропластів. Найбільша увага приділяється частотам у проміжку 40 – 100 Ггц. Саме у цьому відрізку було виявлено вагомий вплив КВЧ на біооб'єкти. Тому дослідження цього фактору є важливим для оцінки стану екосистем рослин, бо він є глобально розповсюдженим.

Для експерименту рослини гороху вирощували протягом семи днів у сприятливих умовах. Перша група була контролем, в той час як іншу групу опромінювали край високими електромагнітними хвилями (частота – 57,5 л – 68 Ггц, амплітудна модуляція 6 – 14 Гц) протягом 7 днів по 25 хвилин. Для обгрунтування даних експеримент повторювався ще три рази. В подальших дослідженнях структури хлоропластів застосовували біофізичні і біохімічні методи. Вимірювалась індукція флуоресценції, яка дозволяє оцінити функціональну активність хлоропластів. Визначалось відношення величини Fv/Fm, яка є оцінкою квантового виходу фотохімії ФСІІ. Індукція флуоресценції вимірювалась у листах з нормальними фізіологічними параметрами in vivo. Світло, яке використовували для збудження ФСІ дорівнювало 685нм.У обох груп рослин було виявлено Fv/Fm в межах 0,6 – 0,8. Для гороху стандартні значення варіюються у межах 0,2 – 0,9. Далі вивчалася концентрація хлорофілу у зразках, для цього хлоропласти виділялися з листків у Трициновому буфері. За допомогою спектрофотометру була виміряна концентрація хлорофілів у ацетоновому екстракті. В опромінених рослин концентрація хлорофілу була вище у два рази, ніж у контролі. Для вивчення білкової струтури хлоропластів був проведений електрофорез 12% ПААГ. Значних відмінностей у опромінених рослин і у контролю помічено не було. Склад фотосистем залишились сталі, отже на білковому рівні при короткочасному впливі КВЧ не впливає на структуру.

Висновки: Протягом експерименту було помічено фізіологічні відмінності між контролем та опроміненими рослинами, останні була вище і мали менші по площі листки. Причиною за якою не спостерігалося значних змін у структурі і активності хлоропластів може бути короткочасний вплив КВЧ, тобто тільки протягом 25 хвилин щодня. З іншого боку, у опромінених КВЧ рослин спостерігалася більша концентрація хлоропластів та активність ФСІІ, з чого можна зробити висновки про позитивний вплив КВЧ на фотосинтезуючу активність рослин, що є дуже важливим чинником для довкілля.

УДК 621.327.534:504.054(045)

Дмитруха Т.І.
Національний авіаційний університет, Київ

ДОСЛІДЖЕННЯ ДИНАМІКИ ПРОЦЕСУ НАКОПИЧУВАННЯ ПАРИ РТУТІ У ПРОСТОРІ ЗАБРУДНЕНИХ РТУТТЮ ПРИМІЩЕНЬ

Оскільки ртуть належить до найнебезпечніших для людей речовин, а прилади з її вмістом, зокрема, люмінесцентні лампи, знаходять надто широке розповсюдження і нерідко руйнуються безпосередньо у приміщеннях, важливе значення набуло оцінювання рівнів ризику отруєння людей парою ртуті під час тимчасових чи регулярних перебувань у забруднених нею приміщеннях.

Отримані співвідношення, які визначають змінювання у часі концентрації пари ртуті c у повітрі приміщень після руйнування в них люмінесцентних ламп та інших приладів із вмістом ртуті.

З застосуванням цих співвідношень запропонована методика розрахунку рівнів небезпеки різних приміщень залежно від кількості ртуті, що потрапила в них в результаті руйнувань люмінесцентних ламп і інших приладів, температури і розмірів площі випаровування розлитої в них ртуті, а також від об'єму приміщень і температури найхолоднішої ділянки в них, одноразових і багаторазових провітрювань приміщень і з урахуванням інших умов. Ступінь екологічної небезпеки приміщень при цьому визначається відношенням $c/c_{\text{гдк}}$, а ступінь ризику отруєння людини під час перебування її в цих приміщеннях – величиною $\frac{c}{c_{\text{гдк}}}\cdot\tau_{\text{пер}}$, де c - поточне значення концентрації пари ртуті у приміщенні, $c_{\text{гдк}}$ - гранично допустиме значення концентрації пари ртуті для цього приміщення, а $\tau_{\text{пер}}$ - тривалість перебування людини у цьому приміщенні.

Визначено, що закономірність змінювання у часі τ концентрації пари ртуті c у приміщенні $c=f(\tau)$ після виливу у ньому ртуті, зокрема у разі руйнування люмінесцентної лампи, наближається до експоненціальної залежності. Представлена вона у вигляді: $c=c_{\text{у}}+\left(c_{\text{п}}-c_{\text{у}}\right)e^{-\frac{\tau}{T_{\text{ек}}}}$, де $c_{\text{у}}$ - усталене значення концентрації пари у приміщенні (у рівноважному стані), яке визначається температурою найхолоднішої ділянки приміщення; $c_{\text{п}}$ - її початкове значення (при τ = 0); $T_{\text{ек}}=\frac{V_{\text{пр}}c_{\text{у}}}{W_{\text{вип}}S_{\text{вип}}}$, а $V_{\text{пр}}$ - об'єм приміщення, $W_{\text{вип}}$ - швидкість випаровування ртуті при її температурі, $S_{\text{вип}}$ - вільна площа випаровування ртуті.

Показано, що величина $T_{\text{ек}}$ у отриманій закономірності є характерним екологічним параметром, який значною мірою визначає як хід, так інтенсивність

процесу накопичування пари ртуті у просторі приміщення. Так, зокрема, у герметичному приміщенні практично $c \approx c_{\text{у}}$, коли $\tau = (4...5)T_{\text{ек}}$. Проте провітрювання забруднених ртуттю приміщень призводить до різкого зменшення концентрації пари ртуті у їх просторі, але надалі внаслідок продовження випаровування вона поступово відновлюється і під час чергового провітрювання знову різко зменшується. Запропонована методика розрахунку дозволяє досить просто враховувати ці зміни концентрації пари ртуті.

Оскільки через випаровування кількість рідкої фази ртуті , що була вилита в приміщенні, зменшується, значення часової постійної екологічної безпеки $T_{\text{ек}}$ можуть помітно зростати. В запропонованій методиці для урахування цих змін процес випаровування ртуті розділяється у часі на певні проміжки і послідовно для кожного з них визначається відповідне (зокрема, середнє) значення часової постійної екологічної безпеки. При цьому середні для окремих проміжків значення часової постійної екологічної безпеки визначаються шляхом повторних розрахунків, які поетапно виконуються один за одним. Аналогічно враховуються і інші зміни, які також можуть помітно впливати на динаміку накопичення ртуті у просторі приміщення.

Як показує аналіз отриманих результатів, у непровітрюваних чи не регулярно провітрюваних забруднених ртуттю житлових приміщеннях концентрація пари у їх повітрі вже навіть за тиждень може перебільшувати ГДК у декілька десятків разів Проте можливості провітрювань цих приміщень обмежуються забороною подальшого розповсюдження небезпечного ртутного забруднення у навколишній простір, зокрема у сусідні приміщення, тобто через утворення вторинних джерел випаровування ртуті.

Для зменшення кількості ртуті, що поступово надходить у повітряний простір забрудненого нею приміщення і зменшення накопичення ртуті його стінами, стелею, підлогою та речами, що знаходяться у цьому приміщенні, важливо відразу після появи в ньому ртутної пари створити певну охолоджену ділянку чи декілька ділянок з якомога нижчою температурою. При цьому створюються ефективні умови для примусового дифузійного спрямування молекул ртуті від осередку забруднення на створені локальні охолоджені ділянки.

Повернення ж ртутних забруднень, які були поглинуті штукатуркою, підлогою та іншими елементами приміщень у повітря приміщень відбувається за законом дифузії і вони можуть підтримувати стійке небезпечне забруднення внутрішнього простору приміщень протягом багатьох років.

УДК 574.63:577.124.5(043.2)

Алієва О.Р., Азнакаєв Е.Г.
Національний авіаційний університет, Київ

ВИКОРИСТАННЯ ЕКЗОПОЛІСАХАРИДІВ, ПОБІЧНОГО ПРОДУКТУ СИНТЕЗУ АНТИБІОТИКІВ, ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД

Діяльність людини, така як видобування гірських порід і викиди промислових відходів, привела до накопичення важких металів у навколишньому середовищі. Це складає серйозну загрозу для здоров'я людей і тварин, тому що важкі метали мають тенденцію накопичуватись і зберігатись. Стічні води багатьох галузей промисловості в своєму складі мають особливо високі концентрації вмісту важких металів.

В останні роки суттєві зусилля були докладені для пошуку нових механізмів видалення важких металів із забруднених ділянок навколишнього середовища. Біологічні методи очистки рідких потоків мають багато потенціальних переваг. До таких методів безпосередньо відноситься пряме використання біомаси. Механізми біосорбції включають внутрішньоклітинне поглинання і накопичення речовин клітиною через активні катіонні транспортні системи, поверхневе приєднання та інші невизначені механізми. Біологічні та хімічні характеристики цих процесів важливі не тільки для розуміння ролі іонів металів в основному обміні речовин клітин, а й для детоксифікації метал-забруднених відходів промисловості методом використання біомаси. На сьогоднішній день цей метод не є широко впровадженим, хоча є недорогим за рахунок швидкого отримання великих кількостей засобу очистки, тобто росту і накопичення біомаси.

При забрудненні важкими металами бактеріальні екзополісахариди є альтернативою в якості метал-зв'язуючих агентів при детоксифікації стічних вод. Екзополісахариди синтезуються багатьма видами мікроорганізмів, такими як *Acetobacter xylinum, Azotobacter vinelandii, Escherichia coli, Aureobasidium pullulans* та багато інших. Екзополісахариди можуть бути легко видалені з культуральної рідини мікроорганізму за допомогою різних методик, більшість з яких включає кип'ятіння і центрифугування, після чого безпосередньо застосовуються з метою очистки.

Особливий інтерес складають екзополісахариди, синтезовані мікроорганізмом виду *Paenibacillus polymyxa*. Першорядне використання цей мікроорганізм знайшов у фармацевтичній промисловості у якості продуцента антибіотику поліміксин м сульфату. Цей антибіотик діє бактеріостатично на більшість грамнегативних бактерій, що перебувають як у стадії розмноження, так і спокою. Стійкість до поліміксина у мікроорганізмів розвивається повільно. Має фунгіцидну дію проти деяких патогенних грибів. *P. polymyxa* культивується глибинним методом на простих поживних середовищах, після чого з культуральної рідини виділяється антибіотик, а біомаса може бути застосована для синтезу і накопичення екзополісахаридів з подальшим їх використанням для очистки стічних вод від важких металів. В такому разі досягається оптимізація як процесу виробництва антибіотику поліміксин м сульфату, так і процесу очистки метал-забруднених відходів промисловості.

УДК 577.124.5:504.054(043.2)

Салата А.М., Азнакаєв Е.Г.
Національний авіаційний університет, Київ

ПОЛІ-β-ГІДРОКСИБУТИРАТ – ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ НАКОПИЧЕННЯ ПОЛІМЕРНИХ ВІДХОДІВ

Проблема утилізації відходів із полімерних матеріалів гостро постала в усьому світі, в тому числі і в Україні. Зростання об'ємів добування природного газу і нафти, а також великий попит на них в сфері промисловості і побутових послуг, привело до різкого підвищення виробництва товарів із пластмас і, як результат, до збільшення частки полімерних відходів у загальній кількості твердих відходів. Полімери дуже повільно розкладаються в природних умовах, до того ж продукти їх розкладу забруднюють довкілля. У результаті великого різноманіття полімерних відходів, що існують, та широкого діапазону їх властивостей, відсутності або недосконалості системи їх збору і слабкого розвитку наукової і виробничої бази з переробки полімерів, їх кількість постійно зростає. Виникла негайна потреба утилізації і переробки відходів із полімерних матеріалів.

Одним із найперспективніших напрямків вирішення цієї проблеми є створення полімерів з регульованим терміном служби, зокрема біополімерів. Особливою ознакою цих полімерів є їх здатність зберігати споживчі властивості протягом всього необхідного періоду експлуатації і лише після закінчення якого у них відбуваються фізико-хімічні та біологічні перетворення, що призводять до деструкції і руйнування.

В наш час велике зацікавлення викликає новий клас екологічно чистих біополімерів, а саме клас полігідроксиалканоатів (ПГА), які синтезуються прокаріотичними мікроорганізмами. Відомо, що ряд бактерій, які ростуть на збагаченому вуглецем середовищі при нестачі фосфору та азоту починають відкладати вуглець в запас – синтезувати полігідроксибутират, полігідрокси-валерат та інші гідроксикислоти. ПГА відкладаються в клітинах прокаріот у вигляді гранул, які потім можна виділити. ПГА за рядом фізико-хімічних властивостей схожі з синтетичними поліефірами (поліпропіленом і поліетиленом), які широко застосовуються і випускаються у величезних кількостях. Крім термопластичності, ПГА мають ряд таких унікальних властивостей, як оптична активність, антиоксидантні властивості, але найголовніше те, що вони здатні до біоруйнування і біосумісності. Це дає можливість застосовувати їх в медицині (хірургічні та одноразові матеріали), фармакології (пролонгація дії лікарських речовин), харчовій промисловості (пакувальний та антиоксидантний матеріал), сільському господарстві (плівки і тара для тепличних господарств, пакувальний матеріал для насіння, добрив).

За своїми властивостями мікробний полі-β-гідроксибутират близький до класичних хімічних полімерів типу поліетилену і поліпропілену, тобто піддається пресуванню в різні форми, нитки, плівки. Здатність полі-β-гідроксибутирату і виробів з нього до біологічного руйнування до CO_2 і H_2O робить даний біологічний полімерний матеріал надзвичайно перспективним для практики. Пластик і волокна руйнуються в тканинах організму на протязі декількох місяців, а для біодеградації плівок внесених у грунт, необхідно всього декілька тижнів.

УДК 65.011.3(043.2)

Чуйченко Л.М., Коніцула Т.Я.
Національний авіаційний університет, Київ

РИЗИК – ЯК ЗАГАЛЬНОПРИЙНЯТА МІРА НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ НАСЕЛЕННЯ

У другій половині XX – на початку XXI століття завдяки науково-технічному прогресу дуже змінився світ. Зросли масштаби промисловості і сільського господарства, особливо в розвинених країнах, що призвело до забруднення довкілля. Основним показником вищого рівня життя стало збільшення середньої тривалості життя людей вдвічі порівняно з початком XIX ст. Внаслідок цього на сьогоднішній день для кількісної оцінки небезпек та прийняття ефективних рішень щодо їх попередження введено поняття ризику.

Ризик – загальноприйнята у світовій практиці міра небезпеки для життєдіяльності населення та функціонування об'єктів економіки. Ризик визнаний невід'ємним негативним елементом будь-якої людської діяльності, адже прийняті рішення досить часто виявляються неповними чи помилковими, а за помилки необхідно розплачуватись. Крім того, треба платити і за те, щоб застрахувати себе від помилок. Тому необхідно навчитися оцінювати ризик для планування та впровадження правильних, ефективних управлінських засобів.

Ризик (франц. risqué) визначається як можлива небезпека чогось або можливість небезпеки, шкода, втрати тощо. Як основне поняття розглянемо індивідуальний ризик на прикладі цивільної авіації. Індивідуальний ризик (R_i) – ймовірність ураження окремої особи протягом певного періоду часу в результаті впливу досліджуваних чинників небезпеки при реалізації несприятливої випадкової події з урахуванням ймовірності її перебування в зоні ураження.

У загальному випадку індивідуальний ризик від деякої небезпеки, що розраховується для певної території дослідження, характеризується ймовірністю загибелі окремої особи з населення за період часу 1 рік: $R_i = n / N$, де n – кількість смертей за рік з певної причини, N – чисельність населення на досліджуваній території в оцінюваному році.

Обчислимо індивідуальний ризик на прикладі ДП МА «Бориспіль», із врахуванням вищезазначеної оцінки. В 2009 році загинув один працівник при технічному обслуговуванні повітряного судна авіаційною компанією. Так як пріоритет людського життя є вищою цінністю, розрахувавши індивідуальний ризик даного нещасного випадку, ми дійшли висновку, що ймовірність загибелі в розрахунку на 100 працівників обслуговуючого персоналу авіаційного транспорту від нещасного випадку складає $2 \cdot 10^{-2}$. Це дасть нам змогу визначати інші важливі категорії ризику під час аналізу небезпек і встановлювати прийнятні і неприйнятні рівні ризику.

Таким чином будь-яка технологія несе певний ризик як для людини, так і для навколишнього середовища. Тому потрібно обов'язково проводити кількісний аналіз ризику, причому він буде найефективнішим на стадії проектування і розміщення небезпечних виробничих об'єктів та обгрунтуванні і оптимізації заходів щодо безпеки об'єктів виробничої діяльності.

УДК 504.064.3:574(043.2)

Кравець М.О., Качуренко Я.О., Коніцула Т.Я.
Національний авіаційний університет, Київ

ВПЛИВ КЛІМАТИЧНИХ ФАКТОРІВ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПРОМИСЛОВО-МІСЬКОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ (НА ПРИКЛАДІ м. КИЄВА)

Місто Київ можна вважати типовим перетвореним ландшафтом, створеним унаслідок забудови природних ділянок штучними спорудами різної висоти, з'єднаними вулицями та площами.

Рельєф міста – один зі складників довкілля, який у межах суцільної забудови зумовлює неповторні обриси міста та його архітектуру. Рельєф та рельєфоутворюючі породи впливають на процеси, що зумовлюють розвиток довкілля, визначають екологічну ситуацію його території, стан ґрунтів, рослинності та мікрокліматичні показники атмосфери тощо.

Розчленований рельєф та оцінки змін його висотності щодо рівня моря від 196м до 110м, сприятливий клімат, різноманітна рослинність, р.Дніпро з його притоками, джерела, ставки, озера та інші ландшафтні характеристики Києва зумовлюють, поряд з іншими, переважно антропогенними чинниками, значну відмінність мікрокліматичних особливостей міста.

Під кліматом будь-якої місцевості (макрокліматом, кліматом) розуміють середній стан атмосфери, сукупність погодних явищ і, в сучасній кліматології, нормальну, тобто типову для цього місця, динаміку погоди. Відмінності між мікрокліматом і макрокліматом полягають у близькості приземного шару до земної поверхні як нижньої межі атмосфери. Приплив енергії і випромінювання, нагрівання та охолодження атмосфери, випаровування, гальмування вітру, уповільнення турбулентного обміну в результаті тертя об ґрунт – все це відбувається поблизу самої поверхні землі. Тому не дивно, що приземний шар повітря заввишки 2м виявляє особливі кліматичні властивості. Тому на невеликій відстані, у місті, можуть виникати суттєві кліматичні, техногенні контрасти.

Метеорологічні умови суттєво впливають на перенесення і розсіювання домішок в атмосфері. Найбільший вплив спричиняє режим вітру і температури (температурна стратифікація), опади, тумани, сонячна радіація. Вітер може по-різному впливати на процес розсіювання домішок залежно від типу джерела та характеристики викидів.

Більше того, на кліматичні умови впливає саме місто, шляхом розсіювання тепла від теплотрас, будинків, ТЕЦ, тощо. Завдяки цьому температура повітря у місті вища, ніж на його околицях, що приводить, у свою чергу, до переміщення повітря у напрямку від периферії до центру, а максимуми спрямовані до районів, зайнятих площами Перемоги, Бессарабською, Софійською та ін.

Швидкість вітру у будь-який сезон і години у центрі міста менша, ніж на околицях. Проте в окремих мікрорайонах, більш відкритих і підвищених («Лук'янівка», «Сирець», «Печерськ»), вітровий режим може бути таким, як на околицях. Цей потік зумовлює винесення та швидке розсіювання, зміну місцерозташування забруднюючих речовин і пояснюється хорошими умовами повітрообміну.

Виробнича діяльність людини, у свою чергу, також впливає на клімат і особливо, мікроклімат території. Прямий вплив на забруднення повітря в місті

чинить напрямок вітру, тому збільшення концентрації домішок спостерігається тоді, коли переважають вітри з боку промислових об'єктів.

Об'єктами техногенних змін та забруднення довкілля міста є 456 підприємств. Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних та пересувних джерел становлять 275,2 тис. т, з них від автотранспорту 236,8 тис. т. Відповідно до даних статистичної звітності міста, викиди на одну особу населення за рік становлять від стаціонарних та пересувних джерел 90,2 кг.

Площа зелених насаджень міста у межах забудованої частини досягає 183,0 км, а зелене кільце з лісовими масивами Голосієва, Пущі – Водиці та Дарниці становить біля 339,0 км². Зелені насадження є природним фактором захисту та нейтралізації негативного техногенного впливу на стан довкілля, впливають на мікроклімат, іонізують повітря, сприяють аерації, захищають від вітрів.

Таким чином екологічний стан в сучасному місті формується під впливом взаємодії елементів техногенезу, з одного боку, біогеноценотичного покриву та впливу кліматичних факторів, з другого. Останній регулює або врівноважує вплив складових техногенезу на довкілля. Тому на території м. Києва спостерігаються різні рівні забруднюючих речовин від 0.8 до > 8.0 ГДК, відповідно даним стаціонарних постів Центральної геофізичної обсерваторії.

Наявність територій з різноманітними умовами (рельєф, мікрокліматичні умови та ін.) та різним техногенним забрудненням навколишнього середовища, зумовлює утворення на території міста екологічно несприятливих зон, і навпаки, зон відносно сприятливого (безпечного) проживання. Відповідно державним санітарним правилам охорони атмосферного повітря населених місць від забруднення хімічними і біологічними речовинами, з урахуванням взаємозв'язку окремих техногенних, кліматичних факторів, параметрів змін екологічного стану міста пропонуємо запровадити його зонування за рівнями екологічної безпеки:

- для зон еконебезпеки, кратність перевищення забруднюючих речовин від 4.4 до >8.0 ГДК (Московська, Бесарабська площи та пр. Перемоги (район метро Святошин)) – оздоровлення навколишнього середовища шляхом максимального обмеження, зростання техногенних навантажень промислового комплексу (за рахунок еколого-економічної оцінки, переорієнтації, перебазування виробництва або його ліквідації);
- для зон помірної еконебезпеки, кратність перевищення забруднюючих речовин від 2.0 > 4.4 ГДК (пл. Перемоги, Тараса Шевченка; вул. Скляренка, Попудренка, Стражеска, Довженка (район метро Шулявка), бульвар Лесі Українки, Оболонський проспект) – забезпечення належного (безпечного) стану довкілля, шляхом організації детального районного моніторингу та координації спостережень за кліматичними факторами, розробки відповідних регулюючих заходів щодо автотранспортних потоків тощо;
- для зон екобезпеки – сприяння (формування) такому способу життя, який мінімізував би негативні прояви, завдяки обмеженню нових техногенних навантажень, зокрема, на ділянках зі спеціальним режимом використання (рекреаційні, заповідні території тощо). Це зони регулювання забудови, підвищення рівня благоустрою та геоекологічного стану території.

УДК: 504.3:656.71(477-25)(043.2)

Костюк Я.В., Маджд С.М.
Національний авіаційний університет, Київ

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ В ЗОНІ АЕРОПОРТУ «КИЇВ» МЕТОДОМ ЛІХЕНОІНДИКАЦІЇ

Останнім часом в місті Києві погіршилась екологічна ситуація за рахунок зростання техногенного навантаження на довкілля, що призвело до збільшення числа захворювань дихальних шляхів серед населення. Метою роботи було дослідити стан атмосферного повітря поблизу аеропорту «Київ», який знаходиться в межах міста, адже відомо, що авіаційний транспорт є основним джерел його забруднення.

Визначення ступеня забруднення атмосферного повітря поблизу аеропорту проводили за допомогою біологічних методів дослідження, адже останнім часом саме вони почали відігравати вирішальну роль у діагностиці довкілля за рахунок того, що порівняно з хімічними методами не потребують складного аналітичного обладнання і фінансових затрат. Одним із найпоширеніших є метод ліхеноіндикації, який дає об'єктивну і достовірну оцінку екологічного стану атмосферного повітря.

Повітряні кораблі призводять до забруднення атмосфери в зоні аеропорту, за рахунок викидів авіадвигунами відпрацьованих газів. При злітно-посадковому циклі інтенсивність забруднення атмосферного повітря поблизу аеропорту дуже висока. Так, за добу викидають в атмосферне повітря близько 3,7 т оксиду вуглецю, 2 т вуглеводневих сполук (паливо що не згоріло) та 1,7 т оксидів азоту. Найбільш активними забруднювачами атмосферного повітря прилеглої території аеропорту є сірчистий ангідрид та двоокис азоту – речовини, до наявності в повтрі яких лишайники є найбільльш чутливими.

При проведенні досліджень стану атмосферного повітря використовували стандартні методики ліхеноіндикації. Спостереження реалізовувались на чотирьох моніторингових ділянках (50 м, 100 м, 250 м, 500 м від аеропорту «Київ»). На протязі трьох років була встановлена динаміка збіднення видового складу епіфітних лишайників, виявлена динаміка зменшився відсотку площі кори дерев, що зайнята під лишайниками, діаметру слані рослин-індикаторів (рис.1).

Дослідження з роками виявили тенденцію зменшення площі кори дерев, що заселена лишайниками, а це в свою чергу свідчить про масове зменшення як видової різноманітності, так і кількості поодиноких лишайників. Окрім цих показників не менш важливим є середній діаметр слані лишайників. В роботі виявлена чітка залежність його зміни з відстанню до аеропорту (рис. 2).

Рис.1. Зміна середньої площі поверхні кори дерев зайнятої під лишайниками поблизу аеропорту "Київ" з роками

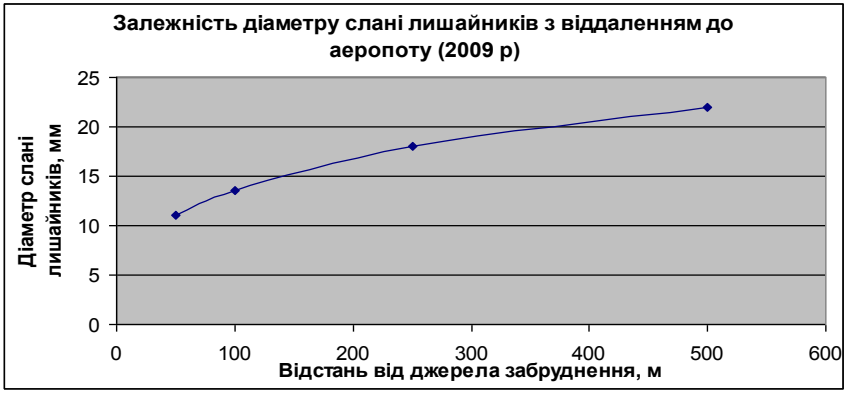


Рис.2. Зміна діаметру слані рослин-індикаторів з відстанню від джерела забруднення – аеропорту «Київ».

Екологічна оцінка стану атмосферного повітря аеропорту «Київ» здійснена за допомогою методу ліхеноіндикації свідчить про забруднення атмосферного повітря і вказує на необхідність проведення подальших досліджень.

УДК 35:574 (477):504

Мариненко В.О.
Національна академія державного управління при Президентові України

ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННА БЕЗПЕКА

Починаючи з другої половини XX ст. на Землі почались проявлятись ознаки глобальної системної кризи, яка охопила не тільки соціальну, але й природну сферу. Не оминули ці проблеми і Україну, численні об'єкти господарства якої перебувають під потенційною загрозою можливих природних та техногенних небезпечних процесів. Нині екологічну ситуацію на території України можна охарактеризувати як кризову. В зв'язку з тим, що процеси життєдіяльності людей у природному й антропотехногенному середовищі нерідко призводять до незворотних порушень екологічної рівноваги, в екосистемі виникає небезпека не тільки для нормального існування людей, а й для природного середовища взагалі. Під небезпекою розуміють явища, що здатні завдавати шкоди і загрожують життю та здоров'ю людини. Небезпекою в умовах надзвичайної ситуації вважається стан, за якого існує наявна або ймовірна загроза виникнення уражальних чинників і їх впливу (дії) на населення, об'єкти економіки та довкілля [2].

У зв'язку з цим перед Українською державою та місцевими органами влади стоїть завдання забезпечити інтегрований підхід до сталого розвитку довкілля, коли вирішення екологічних проблем є, з одного боку, завданням, а з другого інструментом більш справедливого розподілу суспільного багатства, який згодом буде впливати на технологічну перебудову економіки та забезпечення сталого розвитку країни в цілому.

Екологічна безпека гарантується громадянам України шляхом здійснення широкого комплексу взаємопов'язаних політичних, економічних, технічних, організаційних, державно-правових та інших заходів. Складовими екологічної безпеки є техногенно-екологічна та природна безпеки. При забезпеченні техногенно-екологічної безпеки необхідно враховувати потенційну техногенну небезпеку. Вона пов'язана з наявністю в техносфері об'єктів коли порушення технічних і технологічних процесів на їх можуть стати причиною виникнення значних за масштабами аварій чи катастроф [1].

Згідно із Законом України "Про захист населення і територій від надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру" під надзвичайною ситуацією техногенного та природного характеру розуміється порушення нормальних умов життя і діяльності людей на окремій території чи об'єкті на ній або на водному об'єкті, спричинене аварією, катастрофою, стихійним лихом або іншою небезпечною подією, в тому числі епідемією, епізоотією, епіфітотією, пожежею, яке призвело (може призвести) до неможливості проживання населення на території чи об'єкті, ведення там господарської діяльності, загибелі людей та/або значних матеріальних втрат [3].

Термін "природно-екологічна безпека" характеризує стан захищеності населення та довкілля від потенційних чи реальних небезпечних природних явищ або впливу їх наслідків. Однак нерідко трапляється, що прояв одного виду небезпеки стає причиною виникнення небезпеки іншого виду. Природно-

техногенна безпека – це стан захищеності населення та довкілля від різноманітних видів небезпеки техногенного і природного походження.

Складність і масштабність проблеми гарантування безпеки населення та природного середовища в надзвичайній ситуації, необхідність її вирішення органами державної та місцевої влади й управління всіх рівнів зумовлюється тим, що в природі, техніці та суспільстві існує надзвичайно велика кількість джерел ризику виникнення небезпек і різноманітних небезпечних факторів. Проте слід зазначити, що кожна з надзвичайних ситуацій, поряд з властивими усім аналогічним їх характеристиками, є по своєму унікальною, тобто має певні причини виникнення, сценарій розвитку, особливості впливу на людину, довкілля, масштаби та важкість наслідків, які властиві саме їй [4].

Надзвичайні ситуації щорічно стають причиною прямих і непрямих збитків як для національної, так і місцевої економіки. Криза в економіці, яка супроводжується підвищенням частки застарілих технологій і обладнання, зниженням рівня модернізації та оновлення виробництва, збільшує ризик техногенних катастроф. Причинами техногенних аварій та катастроф також можуть бути зовнішні природні фактори, проектно-виробничі дефекти споруд, відмова технічних пристроїв, порушення технологічних процесів, правил експлуатації обладнання, машин і механізмів, їх несвоєчасний та неякісний ремонт, аварії на інших потенційно небезпечних об'єктах тощо. Але, як зазначають науковці, найбільш поширеною причиною техногенних аварій є людський фактор (помилкові та несанкціоновані дії), порушення технологічного процесу, норм і правил техніки безпеки, зниження виробничої дисципліни, кваліфікації технічного персоналу, втома та інші порушення індивідуального характеру [4]. Одним з традиційних видів небезпеки є загрози, які пов'язані з природним середовищем. На території України можливе виникнення практично всього спектра небезпечних природних явищ і процесів геологічного, гідрогеологічного та метеорологічного походження. Причинами надзвичайних ситуацій природного характеру здебільшого є стихійні лиха – небезпечні природні явища, внаслідок яких може виникнути або виникла загроза життю і здоров'ю людей та була завдана шкода об'єктам економіки і довкіллю.

Список використаної літератури

1. Арнольд В.И. Теория катастроф / Арнольд В.И. – М. : Наука, 1990. – 128 с.

2. ДСТУ 3891-99. Безпека у надзвичайних ситуаціях. Терміни та визначення основних понять. – К.: Держстандарт України, 1999. – ІІІ. – 21 с.

3. Закон України про захист населення і територій від надзвичайних ситуацій техногенного і природного характеру // Офіц. вісн. України. – 2000. – № 28. – Ст. 1155.

4. Мастрюков Б.С. Безопасность в чрезвычайных ситуациях : учеб. для студ. / Мастрюков Б.С. – М. : Изд. центр. "Академия", 2003. – 332 с.

УДК 504.05:625.748.54(043.2)

Костью О.О., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

АВТОЗАПРАВНІ СТАНЦІЇ (АЗС) ЯК ОБ'ЄКТ ПОТЕНЦІЙНОЇ НЕБЕЗПЕКИ

Сучасні міста характеризуються швидким збільшенням кількості автотраспорту та розширенням інфраструктури його обслуговування. До об'єктів обслуговування належать автомийки, паркувальні майданчиків, станції технічного обслуговування та АЗС, які являються джерелами негативного впливу на навколишнє середовище. Особливу занепокоєність викликає збільшення кількості автозаправних станцій у районах житлової і громадської забудови. По-перше, серед викидів стаціонарних джерел забруднення, що розташовані на територіях АЗС, переважна більшість – це токсичні речовини, які впливають на навколишнє середовище і живі організми, викликаючи функціональні порушення діяльності організмів, гострі та хронічні отруєння тощо. По-друге, відпрацьовані викиди автотранспорту складаються з понад 200 різних сполук, серед яких є і канцерогени: бензпірен, ксилол, формальдегід, бензол, важкі метали тощо. По-третє, будівництво автозаправних станцій у зонах щільної міської забудови спричинює високі рівні локального забруднення середовища через відсутність розсіювання забруднюючих речовин. Окрім вказаного, АЗС належать до об'єктів, які характеризуються високим ризиком екологічної небезпеки, що пов'язано саме з пожежо- та вибухонебезпечністю зазначених об'єктів.

Згідно з нормативом «Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць» [1] будівництво цих небезпечних об'єктів у вище визначених районах міст забороняється, але розробляються «Державні санітарні нормами розміщення, проектування, будівництва та експлуатації автозаправних станцій (комплексів)», що суперечать попереднім нормативам і дозволяють розміщення таких об'єктів у містах у районах жилої та громадської забудови. Згідно з нормативом щодо розміщення та експлуатації АЗС тощо, відстань від в'їзду та виїзду і з території АЗС до вікон житлових приміщень, дитячих дошкільних та лікувальних закладів, загальноосвітніх шкіл, майданчиків відпочинку та спорту повинна становити не менше 15 м (пункт 4.1). Величенна санітарних розривів від споруд АЗС з підземними резервуарами до зовнішніх стін житлових та громадських повинна становити не менше 50м, тоді як зона впливу АЗС за різними розрахунками коливається від 100-200м в залежності від умов.

Отже, нормативи щодо розміщення, проектування, будівництва та експлуатації АЗС, що розробляються, суперечать запровадженим раніше нормам, а також не враховують потенційну небезпеку цих об'єктів.

Таким чином, одна з головних проблем в містах – це розташування автозаправних станцій у містах у зв'язку з їх тяжінням до потреби розміщення у близкоті до районів житлової забудови, а з іншої сторони, це забезпечення екологічної безпеки.

УДК 504.05(477)(043.2)

Солярик Д.П., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

СТАН ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ У МІСТАХ УКРАЇНИ (НА ПРИКЛАДІ м. КАМ'ЯНЕЦЬ-ПОДІЛЬСЬКОГО)

Кам'янець-Подільський – місто, що займає третє місце в Україні по кількості історично-культурних пам'яток, окрім того його планують взяти під охорону ЮНЕСКО. Одна з найгостріших проблем міста полягає у збільшені кількості твердих побутових відходів (ТПВ) і відсутності механізму поводження з ними. В даний час жителі м. Кам'янець-Подільського викидають щоденно в цілому приблизно 172 т твердих побутових відходів (ТПВ), враховуючі відходи промислових підприємств, кількість яких становить 57 т на день.

Експлуатація міського полігону ТПВ в м. Кам'янець-Подільський бере початок з 1952р. роботи на звалищі проводилися стихійно, без виділення зон, не проводилися ізоляція та ущільнення шарів. Полігон вичерпав свої ресурси і потребує припинення експлуатації. Отже, пріоритетним завданням є вирішення проблеми поводження з твердими побутовими відходами шляхом їх мінімізації та запровадження ефективних засобів утилізації.

Для розробки засобів мінімізації відходів, що вивозять на полігони, було досліджено особливості видового та кількісного складу побутового сміття. При вивчені видів і джерел побутового сміттєвого забруднення використовувався метод експерименту: побутові відходи відбиралися з контейнерів для сміття, сортувалися та розкладався в окремі пластикові контейнери і зважувався. Дані заносили до спеціальної таблиці. За результатами аналізу тверді побутові відходи це суміш, що складається в основному з різноманітного мотлоху, містить метали, скляні вироби, макулатуру, пластик і харчові відходи. У такому смітті затримується велика кількість небезпечних відходів, а саме: ртутні лампи, побутові розчинники, фарби тощо. Наявність токсичних речовин свідчить про низький рівень обізнаності населення та індиферентне ставлення до небезпечних джерел забруднення.

Отже, одним із перспективних методів мінімізації відходів є сортування, особливо з погляду на те, що значна складова побутових відходів – це матеріали, що можуть повторно використовуватися. Для оптимізації сортування ТПВ територія м. Кам'янець-Подільський було поділено на три зони (історична частина міста, житловий масив міста та промисловий). Перші дві зони складають 2/3 частини ТПВ, у третій зоні поєднуються із промисловими відходами. У першій зоні міста переважають такі види відходів: папір та картон, харчові відходи та пластик (це пов'язано з тим, що у цій частині міста знаходяться переважно готелі, ресторани та розважальні заклади). У другій зоні склад ТПВ більш різноманітний та відслідковується збільшення їх у кількості.

Таким чином, проблеми утилізації твердих побутових відходів належить до пріоритетних і потребує негайного вирішення у зв'язку з необхідністю запровадження екологізації всіх видів діяльності, а також передбачуваним збільшенням кількості ТПВ, внаслідок збільшення потоку туристів.

УДК 504.53(043.2)

Штика О.С., Шило О.М., Білик Т.І.
Національний авіаційний університет, Київ

ЗАСТОСУВАННЯ ЕФЕКТОРІВ ФІТОЕКСТРАКЦІЇ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТЕРИТОРІЙ

Фітоекстракція важких металів полягає у вирощуванні на забруднених територіях спеціально підібраних видів рослин на протязі визначеного періоду часу для вилучення з ґрунтів і накопичення їх у біомасі, яка в подальшому підлягає утилізації. При цьому коефіцієнт накопичення важких металів (ВМ) у рослинах підвищується завдяки внесенню ефекторів – хімічних речовин, які збільшують рухомість елементів у ґрунті. Для підвищення накопичення важких металів у рослинах застосовують комплексони з числа поліамінополіоцтових кислот, таких як етилендиамінтетраоцтова кислота (ЕДТА) та її похідні [1].

Нами був проведений експеримент по фітоекстракції свинцю та кадмію із забруднених ґрунтів деякими видами декоративних рослин. Для збільшення кількості екстрагованих важких металів було використано динатрієву сіль ЕДТА (Трилон Б). Ця речовина здатна утворювати міцні водорозчинні комплексні сполуки з багатьма металами, підвищувати їх розчинність і рухомість у ґрунтах та, відповідно, поглинання кореневої системою і накопичення у біомасі. Окрім того, застосування обраного ефектора є економічно вигідним завдяки його доступності та низькій вартості. Раніше ефектор Na_2ЕДТА (Трилон Б) застосовувався для відновлення сільськогосподарських угідь після значного техногенного забруднення нікелем та міддю. Показано, що застосування ефектора значно скорочує час, необхідний для очищення ґрунтів від важких металів [1].

В нашому експерименті було використано невелику концентрацію ефектора (1 ммоль/кг) та отримані наступні результати. Внесення Na_2ЕДТА є ефективним та сприяє значному збільшенню абсорбції свинцю, якщо його початкова концентрація не перевищує 2 ГДК і становить 12 мг/кг сухого ґрунту. У випадку з кадмієм навпаки, – якщо концентрація металу становить 3 ГДК (9 мг/кг сухого ґрунту), ефектор провокує збільшення накопичення зазначеного ВМ.

Абсорбція рослинами свинцю при додаванні Na_2ЕДТА становила від 40% до 46 % в залежності від виду рослин при внесенні у ґрунт Pb^{2+} у концентрації 12 мг/кг. Накопичення кадмію при додаванні Na_2ЕДТА становила від 45 до 51 % при внесенні у ґрунт Cd^{2+} у концентрації 9 мг/кг.

Таким чином, використання ефектора фітоекстракції Na_2ЕДТА є доцільнім при очищені забруднених урбанізованих територій декоративними рослинами.

Список використаної літератури

1. Галиулин Р. В. Очистка почв от тяжелых металлов с помощью растений / Р. В. Галиулин, Р. А. Галиулина // Весник Российской Академии Наук. – 2008. – Т. 78. – № 3.– С. 247-249.

УДК 504.064.4:658.567.3(043.2)

П'янкова О.О., Азнакаєв Е.Г.
Національний авіаційний університет, Київ

УТИЛІЗАЦІЯ ГЛІЦЕРИНУ ЯК ПОБІЧНОГО ПРОДУКТУ БІОДИЗЕЛЬНОГО ВИРОБНИЦТВА

Гліцерин є одним із основних компонентів органічних відходів при виробництві біодизелю з рослинної олії (соєва, соняшникова або, частіше всього, рапсова). На галон виробленого біодизелю припадає 0,3 кг неочищеного гліцерину, що за рік, наприклад для Європи, становить близько 60 тисяч тонн. В процесі виробництва біопалива отримують гліцерин 85% чистоти. Якщо ж рівень очистки довести до 99%, то його легше буде застосовувати в інших галузях промисловості. Стрімкий розвиток об'ємів виробництва біотоплива призвело до перевиробництва гліцерину, і на даний час багато підприємств змушені нести витрати на зберігання побічного продукту виробництва.

Утилізація відходів зі значним вмістом гліцерину займає одну з ключових позицій в організації екологічно безпечних та економічно ефективних виробництв. Утилізація гліцерину в інші промисловості буде покривати витрати біодизельного виробництва та вирішувати проблеми пов'язані із забрудненням навколишнього середовища. На сьогоднішній день одним із найбільш перспективних напрямків є конверсія гліцерину в цільові продукти за допомогою хімічного чи мікробіологічного синтезу.

У наш час постає питання пошуку альтернативних видів сировини для будь-якого біотехнологічного виробництва. Гліцерин є джерелом вуглецю. Тому він може легко застосовуватися в мікробіологічній промисловості для виробництва лимонної кислоти, яка знаходить широке застосування в інших промисловостях. Як джерело вуглецю у виробництві лимонної кислоти частіше всього використовують мелясу, гідролізат рослинної сировини. Однак їхня вартість постійно зростає. Оскільки число біодизельних виробництв росте, гліцерин як відходи цього виробництва стає легко доступним у великому промисловому масштабі. Низька ціна неочищеного гліцерину робить його привабливою сировиною для мікробіологічної промисловості. Неочищений гліцерин може використовуватися в мікробіологічній конверсії для виробництва ряду продуктів з високими показниками, які можуть бути як кінцевим продуктом, так і попередниками у виробництві інших продуктів.

Також шляхом анаеробної трансформації гліцерину можна отримувати 1,3-пропандіол, біогаз, а шляхом аеробної ферментації можливо отримувати полігідроксіалканоати, що є основою для біопластиків.

Компанією «Glycos Biotechnologies, Inc.» було розроблено комерційно вигідний проект: розробка бактерій, які поглинають неочищений гліцерин трансформуючи його в цінну сировину. Ці мікроорганізми затрачають на такий процес невелику кількість енергії, продукуючи різні кислоти та спирти.

Аналіз об'ємів енергоспоживання та попиту на цільовий продукт при різних технологіях біотранформації показує, що отримання лимонної кислоти, біогазу та поліефірів представляє значний інтерес для досліджень і має високий потенціал застосування у різних галузях промисловості.

УДК 661.725.4 (043.2)

Мазур О.Г., Стабніков В.П.
Національний авіаційний університет, Київ

ВИРОБНИЦТВО БІОБУТАНОЛУ ШЛЯХОМ ЗБРОДЖУВАННЯ ЦЕЛЮЛОЗОВМІСТКОЇ СИРОВИНИ

Враховуючи сьогоднішні темпи зростання населення та, як наслідок, більш інтенсивне вичерпання традиційних джерел енергії постає питання пошуку альтернативних, постійно відновлюваних джерел енергії і створення енергозберігаючих технологій. Проблеми освоювання альтернативних відновлювальних джерел енергії вже давно приділяють увагу багатьох високо розвинутих держав світу. Така необхідність диктується як вичерпанням невідновлювальних енергетичних ресурсів, так і великою кількістю екологічних проблем, які виникають перш за все за рахунок використання традиційних енергетичних джерел. При збереженні нинішніх темпів видобутку та використання корисних копалин, їх вистачить на 30-40 років. Довгостроковий прогноз припускає, що за безперервним ростом вживання корисних копалин (газ, вугілля, нафта) росте концентрація токсичних елементів в атмосфері. Більшість держав Євросоюзу, США, Канада, Бразилія, Австралії на даний час активно розвивають програми одержання та використання біопалива з рослинної сировини. Згідно директиві ЄС до 2010 року вміст біопалива в загальному обсязі нафтопродуктів повинен складати не менш ніж 5,7%, до 2020 – 10%. А до 2030 року Європейський Союз планує забезпечити цілу четвертину своїх потреб у паливі для дорожнього транспорту за рахунок чистих і ефективних видів біологічного палива.

Дві потужні транснаціональні корпорації світу DuPont та British Petroleum вже повідомили про успіх проекту нового виду палива – біобутанолу, який на відміну від етанолу, є більш калорійним та менш затратним у виробництві. Біоетанол та біобутанол можна виробляти з кукурудзи, пшениці, цукрових буряків, цукрової тростини та ячменю. В майбутньому для виробництва біобутанолу можна буде використовувати целюлозні компоненти сільськогосподарських культур, такі як сухі стебла кукурудзи або солому. При згорянні біопалива виділяється CO_2 у відповідності з його кількістю, вжитою рослиною з атмосфери. Воно також не чинить шкоди рослинам та тваринам. Біопаливо піддається практично повній біологічній переробці.

Анаеробна біотехнологія дає змогу отримувати різні види біопалив, різноманіття яких та економічна ситуація в світі та Україні зокрема, вимагають обрати такий вид палива, який буде давати не лише більший вихід енергії, а й буде більш економічно вигідним, ніж інші види. Таким видом палива є біобутанол. В Україні на даний момент відсутні діючі проекти з виробництва біобутанолу. Бутанол можна змішувати з бензином, більше того – ним можна заміняти бензин в якості палива, навіть у більшій мірі, ніж етанолом, завдяки своїм фізичним якостям, економічності, а також тому, що його використання не потребує переобладнання двигунів автомобілів. Бутанол є безпечнішим у використанні, оскільки в шість разів менше випаровується, ніж етанол. Тому доцільним є розроблення та впровадження виробництва саме біобутанолу.

УДК 502.174.1.

Сірик Т.А.
Конотопський інститут Сумського державного університету

ОСНОВНІ НАПРЯМКИ ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ УПАКОВКИ

Упаковка харчових і нехарчових продуктів в Україні в останні часи розвивається дуже активно, швидко доганяючи світовий рівень, при якому вона конче потрібна і виробництву, і торгівлі, і споживачу. Але, на жаль, при цьому відходи харчової і нехарчової упаковки вносять все більш вагомий внесок у 600 млн. т відходів, які щорічно накопичуються в Україні. Сьогодні близько половини об'єму твердих відходів складають споживчі /упаковочні/ відходи, при цьому спостерігається стійка тенденція до їх збільшення. Це зумовлено підвищенням культури споживання товарів, і як наслідок, появою великої кількості одноразової упаковки[3].

Можливі напрямки вирішення цієї проблеми як науково-технічного, соціологічного та екологічного плану, такі:

Перший шлях - екологічно вигідно виготовляти упаковку з паперу, картону, полімерів, скла. Тим більше, що останнім часом ситуація на ринку скляної тари змінилася. З'явилося багато споживачів, що вимагають «ексклюзивної» тари,.

На початку нашого століття учені все ж таки знайшли можливість понизити витрати на виробництво біопластика і незабаром вартість його виробництва буде не вища, ніж звичайної пластмаси. Доречно зауважити, деякі фахівці вважають, що ціна на розкладаний мікроорганізмами пластик штучно завищується комерційними виробниками, а нафтомагнати намагаються стримувати його виробництво — адже з масовою появою біопластмаси може впасти вартість нафти.

На відміну від нього біопластик, зроблений на основі природних матеріалів, наприклад з крохмалю, є природним полімером, отриманим в процесі фотосинтезу. Більше всього крохмалю міститься в злакових рослинах і картоплі. З кукурудзи можна добути до 80% крохмалю зі всієї зеленої маси. Тому з сировиною для виробництва біопластика немає особливих проблем. Розкладається біопластик при будь-якій температурі, продуктами розкладання є двоокис вуглецю і вода. Вже сьогодні існує можливість замінити біоматеріалами упаковку для бутербродів, одноразовий посуд і пакети для сміття.

Другий шлях – це вторинне використання відходів і ширше використання багаторазових упаковок. Лідером вторинного використання упаковки у світі є Німеччина, де загальний рециклінг перевершує 70%, у тому числі: папір і картон 90 %; скло 82 %; полімери 60 %; біла жерсть 64 %; комбіновані матеріали 51 %. Крім того, у Німеччині щорічно зростає тенденція до збільшення частки багаторазових упаковок, яку з екологічних міркувань підтримує уряд [1].

Технологія утилізації простих традиційних пакувальних матеріалів не уявляє складнощів: скло і метал переплавляють у нові вироби, з паперових відходів виготовляють, збираючи макулатуру, різні види паперу і картону, а деревину спалюють, одержуючи теплову енергію.

Набагато складніші справи з утилізацією відходів полімерної упаковки, розмаїтість і загальна кількість якої постійно зростає. Існує декілька способів утилізації: вторинне використання для виготовлення різних виробів; переробка відходів полімерів у штучне паливо; спалювання для отримання теплової та

електричної енергії, або гарячої води та пари; захована на полігонах загального призначення. Але захована тільки перекладає вирішення проблеми на майбутнє, полімерам потребується у середньому 80 років, щоб розкластися і злитися з оточуючим середовищем [2].

Вирішення соціологічних проблем бачиться у двох напрямках: введення державної програми виховання населення і окремих освітніх програм виховання молоді у учбових закладах.

Гострота проблеми утилізації відходів харчової упаковки для України пов'язана ще з тим, що у нашого населення темпи зростання екологічної свідомості суттєво відстають від темпів зростання виробництва упаковки, до того ж, до сьогодення в Україні не врегульовано законодавство по відходам. В усіх родинах розвинених західних країн добровільно та безкоштовно люди виконують функції сортувальників сміття, маючи на кухні декілька пластикових пакетів різного кольору. Таким чином все потрапляє до сміттєзбірників у відібраному стані і йде на переробку чи утилізацію.

Проблема виховання екологічної відповідальності треба студентів є важливою складовою виховного процесу. Один із способів зменшення відходів від одноразової упаковки - повторно використовувати ту ж упаковку або речі, що відслужили свій вік.

Здається, всі вже знають, що:

- у стаканчиках з-під йогурту, сметани вирощують розсаду;
- пластикові пляшки використовують як зручні воронки, совки, імпровізованих дачних умивальників, матеріалу для виробництва теплиць, ваз для квітів;
- автопокришки - популярний матеріал для огорожі газонів (від тих же автомобілів), міні-клумб і мікробасейнів для малюків.

З погляду охорони природи друге життя хай невеликої кількості речей, звичайно, краще вивозу на звалище або, тим більше, спалювання. У 80-х р. минулого століття в Радянському Союзі поширене було застосування різного типу та виду тари-обладнання, які потрапляли в магазини разом з товаром безпосередньо від виробника до торгівельного залу та мала переваги перед звичайною тарою.

Україні стоїть вже сьогодні серйозно задуматися про власне виробництво біорозкладаного пластика і створюваною з нього екологічно чистої і нешкідливої для людини упаковки, тари, а також більш поширювати використання багаторазової тари, упаковки та повернення в торгову мережу тари – обладнання.

Список використаної літератури

1.Козак А. Упаковка: одноразова чи багаторазова // Харчова і переробна промисловість – 2000, №1, с.31-31.

2.Замотаев П.В. Полимеры, разрушающиеся под действием природных факторов // Упаковка – 1999, №4, с.34-37.

3.Спрос на упаковку будет расти – проблему отходов надо решать уже сегодня//Тара и упаковка. – 2003. - № 3.- с.70-73.

УДК 669.162.221.2

Кузнецова Н.В.
Приазовский государственный технический университет, Мариуполь

МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭНЕРГОСБЕРЕГАЮЩЕЙ ТЕХНОЛОГИИ ЭЛЕМЕНТОВ КИСЛОРОДНО-КОНВЕРТЕРНОЙ ПЛАВКИ ДЛЯ УМЕНЬШЕНИЯ ТЕПЛОВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Так как в г. Мариуполе находится два крупнейших в Европе металлургических комбината, экологическая обстановка в городе у моря очень неблагоприятна. Только в 2009г количество вредных газообразных выбросов в атмосферу составило 282 *тыс. т*, т.е. приблизительно по 0,6 *т* на одного жителя города. Значительную долю этих выбросов составляют шлаки, которые являются неотъемлемым элементом технологии производства чугуна и стали, причем шлаковый отвал находится в непосредственной близости от побережья Азовского моря. В течение последних почти 100 лет в черте города накопилось несколько *млн. т* шлака.

Цель настоящей работы – совершенствование технологии факельного торкретирования путем регенерации теплоты газов, ранее теряемых в атмосферу, и увеличение мощности струй, используемых в технологии раздувки шлака.

Численное решение системы дифференциальных и алгебраических уравнений движения одно- и двухфазных потоков в сверхзвуковых соплах и струях позволило разработать рекомендации по совершенствованию технологии вдувания газовых струй в шлаковый расплав.

Решение поставленных задач позволило не только усовершенствовать технологию факельного торкретирования и добиться экономии энергоресурсов, но еще и уменьшить тепловое загрязнение окружающей среды путем возвращения части затраченной теплоты в цикл.

Расчеты были выполнены применительно к газопорошковой фурме 350*т* конвертера (рис.1) при следующих исходных данных: расход азота $V_н$ = 210 *м*$^3_н$*/мин* и расход порошка поддерживался в диапазоне 52 – 446 *кг/мин*, давление перед соплом изменяли в диапазоне 0,8 – 1,8 *МПа*, длина сужающейся части сопла l_c = 40 *мм*, длина расширяющейся части сопла l = 120 *мм*, диаметр сопла в критическом и выходном сечениях сопла составили соответственно $d_к$ = 47 *мм* и d_2 = 69 *мм*, температура перед соплом составляла 20 – 600°*С*, диаметр частиц находился в пределах δ = 0,05 – 0,6 *мм*, массовая концентрация порошка находилась в пределах 0,2 – 1,7 *кг/кг*, шероховатость стенок сопла Δ = 0,1 *мм*, плотность частиц $\rho_ч$ = 2800 *кг/м*^{3}, теплофизические свойства азота (теплоемкость c_p, теплопроводность λ и кинематическая вязкость ν) изменяли в зависимости от температуры.

Как следует из рис. 2, с увеличением концентрации порошка μ температура t_1 на выходе из сопла возрастает, а скорость газа w_1 напротив – уменьшается. Так, на расстоянии l = 80 *мм* от входного сечения сопла при росте μ от 0,3 до 1,5 *кг/кг* t_1 увеличивается от –70,3°*С* до –52,7°*С*, а w_1 уменьшается от 431,7 *м/с* до 393,1 *м/с*. Однако, для одной и той же концентрации порошка скорость w_1 убывает, а температура t_1 – возрастает.

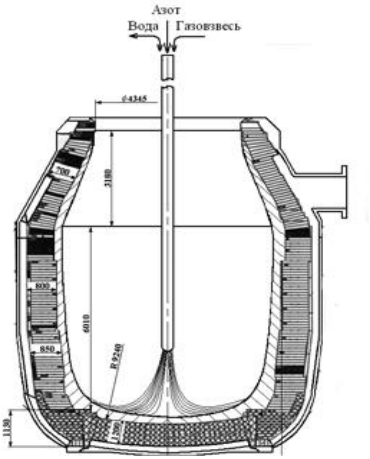


Рис.1 Схема 350 т конвертера с фурмой для раздувки остаточного шлака

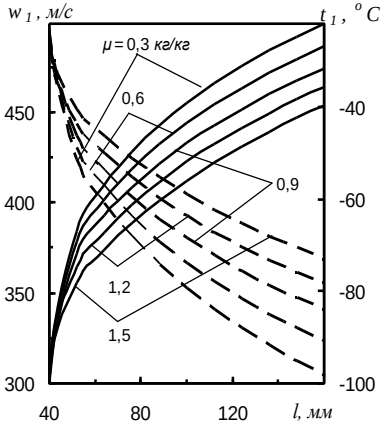


Рис.2 Изменение скорости азота w_1 (—) *и температуры* t_1 (---) *по длине расширяющейся части сопла* l *при различной концентрации* μ

Для доказательства правильности полученного решения использовали метод тестирования – рассматривая выполнение граничных условий: в расчетном режиме ($p_{вых} = p_{о.с}$) и при наличии трения во всех расчетах получали, что $d_{min} < d_{кр}$ приблизительно на 0,03 *мм*; при всех режимах, если истечение газа (газопорошковой смеси) является расчетным, то выполняется условие $p_{вых} = p_{о.с} =$ 0,1*МПа*; если $\mu = 0$, то результаты расчетов будут соответствовать случаю истечения из сопла чистого газа. Таким образом, качественно подтверждается физическая картина течения в соплах Лаваля.

Численные расчеты показали, что модель является универсальной. Ее можно использовать как для исследования течения в соплах газопорошкового потока, так и для определения термогазодинамических параметров при истечении чистого газа.

Таким образом, установлено, что подогрев газа перед соплом фурмы в технологии раздувки шлака в конвертере радикально изменяет скоростные характеристики истекающего потока. При одном и том же расходе азота мощность струи увеличивается в 2–3 раза, что, естественно, приводит к сокращению времени раздувки шлака и улучшению качества нанесения шлакового покрытия.

Использование фурмы в качестве теплообменного агрегата дает возможность возвращать часть затраченной теплоты в цикл. В этом случае уменьшается тепловое загрязнение окружающей среды.

Так как при использовании предложенной технологии сжигания конвертерного газа не происходит, то дополнительные выбросы CO_2 в окружающую среду тоже отсутствуют.

УДК 669.162.221.2

Приймак Ю. В.
Приазовский государственный технический университет, Мариуполь

РАЗРАБОТКА РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩЕЙ ТЕХНОЛОГИИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ КОНВЕРТЕРНОГО ШЛАКА С ЦЕЛЬЮ УМЕНЬШЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В связи со стабильной работой большинства крупных предприятий Мариуполь постоянно сталкивается с экологическими проблемами. Из 317 *тыс. т* выброшенных вредных веществ (в том числе твердых — 11,0 % — 35 *тыс. т*, газообразных — 89,0 % — 282 *тыс. т*) на долю предприятий города приходится:

- 69 % — 219 *тыс. т* на Мариупольский металлургический комбинат имени Ильича;
- 27 % — 85 *тыс. т* на металлургический комбинат «Азовсталь»;
- 4 % - остальные предприятия города.

Предприятиями города сбрасывается в водоемы (реки Кальчик, Кальмиус, Азовское море) 885 *млн. м³* сточных вод (в том числе 404 *млн. м³* загрязнённых сточных вод), в том числе:

- 86 % — 771 *млн. м³* на Металлургический комбинат «Азовсталь», в том числе 358 *млн. м³* — загрязнённых;
- 12 % — 46 *млн. м³* на Мариупольский металлургический комбинат имени Ильича.

Пылегазовые выбросы предприятий формируют над городом тяжелую темно-фиолетовую дымку, содержащую вредные примеси в концентрациях, во много раз превышающих предельно допустимые.

В бедственном положении находится и Азовское море вблизи города. Море в районе Мариуполя темно-бурого цвета, особенно в центральной части набережной, где впадает река Кальмиус. Сток этой реки, как и сток ее правобережного притока реки Кальчик, на 70—80 % сформирован из шахтных и сточных вод.

В природоохранную деятельность ведущие предприятия Мариуполя вкладывают миллионы гривен, но этого оказывается недостаточно для того, чтобы разрешить экологические проблемы, накопленные в городе годами.

Цель настоящей работы – моделирование взаимодействия сверхзвуковой нерасчетной одно- и двухфазной струи с остаточным шлаком в 350 *т* кислородном конвертере, обеспечивающее радикальное повышение стойкости футеровки и уменьшение попадания шлака в окружающую среду.

Численное решение системы алгебраических уравнений (~ 50), характеризующих течение в высокотемпературной полости конвертера, позволили установить влияние температуры газа перед соплом T_o, температуры газа окружающей среды $T_г$, степени нерасчетности n, числа Маха M, размеров сопла d_1 и $d_{кр}$, диаметра частиц δ и их плотности ρ_2 на величину присоединенной массы g, среднюю скорость сверхзвуковой струи w_x, температуру T_x, плотность ρ_x.

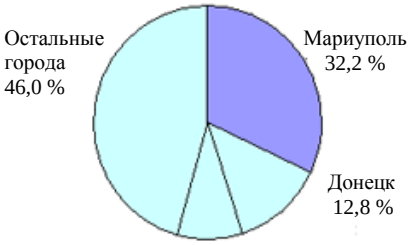


Рис.1. Сравнительный анализ загрязнения различных городов.

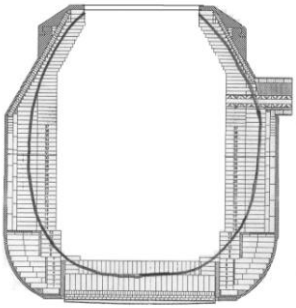


Рис.2. Схема выработки футеровки 350 *т* конвертера.

Это позволило выработать рекомендации по рациональным режимам нанесения шлакового гарнисажа на раскаленную футеровку 350 *т* конвертера. Было рассчитано около 300 вариантов, позволяющих установить влияние различных факторов на повышение стойкости этой футеровки.

В качестве примера, из рис. 3 видно, что температура газа в полости конвертера существенно влияет на относительную температуру T_x/T_1 и мощность N_x/N_1. Правильность представленных решений подтверждается, по крайней мере тем, что при удалении от среза сопла отношение температур T_x/T_1 увеличивается, так как $T_1=const$, а по длине $\bar{x}$ струи T_x возрастает. А так как температура повышается, то в менее плотной среде скорость w_x увеличивается. Мощность и скорость функционально связаны между собой – чем больше скорость, тем выше мощность струи.

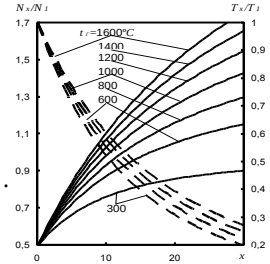


Рис.3. Изменение отношений мощности N_x/N_1 и температуры T_x/T_1 при изменении температуры газа $t_Г$ в полости конвертерана различном удалении $\bar{x}$. Сплошная линия - T_x/T_1,пунктир - N_x/N_1

Исходные данные: расход $V_н$ =210 $м^3_н/мин$,
$t_Г$ = 1500 ^oC, t_o =30 ^oC .

При изменении различных физических воздействий в широком диапазоне качественно выполняются все закономерности истечения газовой струи из сопел в окружающую среду с различными теплофизическими свойствами, что и подтверждает правильность решения. В результате выполненной работы предложено изменить технологию раздувки шлака, обеспечив увеличение мощности истекания струй в 1,7–2 раза. Это создает условия для повышения стойкости футеровки и снижения попадания отработанной футеровки в окружающую среду, которая в виде шлака является весьма агрессивной средой.

УДК 504.064.3:574

Снітинський В.В., Янишин С.В.
Львівський національний аграрний університет

ОРГАНІЗАЦІЙНІ ОСНОВИ МОНІТОРИНГУ ЯКОСТІ ВОДИ РІЧОК БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ(НА ПРИКЛАДІ РІЧОК ПОЛТВИ, РАТИ ТА КАМ'ЯНКИ)

Протягом останніх десятиліть у світі все гостріше відчуваються проблеми охорони здоров'я та захисту людей від можливих негативних наслідків їх господарювання. Дуже гостро стоїть питання забезпечення населення якісною водою. Тому постає проблема забезпечення чіткого контролю якості вод для запобігання антропогенного впливу на них. На сьогодні цю проблему можливо вирішити шляхом організації якісного моніторингу поверхневих вод.[1]

Згідно Постанови Кабінету Міністрів України від 20.07.1996 р. № 815 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод» та Постанови Кабінету Міністрів України від 30.03.1998 р. № 391 «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля» державний моніторинг вод є складовою і невід'ємною частиною державної системи моніторингу навколишнього природного середовища в Україні.[4]

Моніторинг якості поверхневих вод у басейні р.Західний Буг здійснюють наступні відомства: Державне управління екоресурсів у Львівській і Волинській областях Мінекоресурсів України; організації гідрометеорологічної служби департаменту гідрометслужби Мінекоресурсів України; структурні підрозділи Держводгоспу України та Львівська обласна санітарно-епідеміологічна станція. Зокрема, Держуправління екоресурсів у Волинській області виконує моніторинг за 15 пунктами, з них 5 - на р.Західний Буг і 10 - на притоках, Держуправління екоресурсів у Львівській області - за 14 пунктами, з них 8 - на р.Західний Буг і 6 - на притоках.[3]

Державна екологічна інспекція в Львівській області, Львівське обласне управління водного господарства, обласна санітарно-епідеміологічна станція здійснють спостереження за такими показниками: температура, прозорість, запах, колір, pH, завислі речовини, розч.O_2, ХСК, БСК$_5$, сух. зал., азотам., нітрити, нітрати, кальцій, магній, K + Na, залізо, твердість, хлориди, сульфати, фосфати[2].

Важливу роль у дослідженні стану поверхневих вод басейну Західного Бугу відіграють моніторингові дослідження що проводяться у науково-дослідних установах м. Львова. Зокрема основний напрямок моніторингових досліджень кафедри екології та біології ЛНАУ стосується вивчення впливу сільськогосподарського виробництва та облаштування комунального господарства сільських поселень на екологічний стан малих річок басейну Західного Бугу.

Проведенні нами дослідження проб відібраних на пунктах спостереження р. Полтви засвідчили невідповідність виявлених показників нормативам ГДК у зв'язку з потраплянням забруднюючих речовин із очисних споруд міського управління каналізаційних мереж м. Львова. В процесі досліджень встановлено: р. Полтва, після очисних споруд м. Львова – перевищення ГДК: ХСК - у 3 рази, нафтопродукти - в 2,8рази, СПАР – в 2,93 рази, свинцю - в 1,65 рази, кадмію - у

5,88 рази. Тоді, як результати моніторингу на пунктах спостереження розташованих у гирлі р. Полтва засвідчили вплив діяльності агропромислових підприємств та стоків приватних сільських населених пунктів, де є відсутня централізована каналізаційна система: м. Буськ (перед впаданням у р. Західний Буг) – зафіксовано перевищення ГДК: нафтопродуктів - у 2,4 рази, СПАР – у 2,5 рази, ХСК - у 1,9 рази; свинцю - у 1,6 рази, кадмію - у 6,31 рази.

Іншим напрямом наших досліджень було вивчення екологічного стану р. Кам'янка. В результаті проведених досліджень в гирлі річки (після очисних споруд м. Кам'янка-Бузька) при співставленні досліджених показників забруднюючих речовин із встановленими нормативами цих речовин виявлено перевищення ГДК: нафтопродуктів - у 23,6 рази, ХСК - в 6,1 рази, свинцю - у 1,62 рази, кадмію - у 21,81 рази. Перевищення по інших показниках не спостерігались. На витоку р. Кам'янка, (після смт. Куликів), виявлено перевищення ГДК: свинцю - у 2,17 рази, кадмію - у 6,29 рази.

Аналіз стану поверхневих вод в інших частинах басейну р. Західний Буг проводився на пунктах спостережень р. Рата. На витоку даної річки (після м. Рава-Руська) – результати досліджень показали перевищення ГДК по свинцю - у 1,53 рази, по кадмію - у 3,03 рази. В гирлі досліджуваної річки (с. Межиріччя, 0,5км. перед впаданням у р. Західний-Буг), під час проведення досліджень виявлено, що значення завислих речовин у 126 раз, свинцю у 1,92 рази, кадмію у 5,2 рази перевищено ГДК.

В результаті проведених моніторингових досліджень виявлені значні перевищення ГДК забруднюючих речовин у воді досліджуваних річок, як наслідок впливу діяльності комунальних стоків м. Львова, інтенсивного ведення сільськогосподарського виробництва та необлаштованості місць збору і утилізації побутових відходів сільських населених пунктів розташованих у водоохоронній зоні.

Список використаної літератури

1.Вознюк Н.М. Оцінка екологічного стану української частини басейну ріки Західний Буг. Автореф. дисертації здобувача наук. ступеня канд. с/г наук Житомир.,2006 – С.1.

2. Екологія Львівщини, 2007. – Львів: СПОЛМ, 2008. – С.157.

3. Забокрицька М.Р. Стан моніторингу якості поверхневих вод у басейні р. Західний Буг // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 2002. – Т.5. – С.161. Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М.: Моніторинг довкілля. – Київ: Академія, 2006 – С.132.

УДК 504.062:504.45(477.44)

Рябоконь С.В., Міронова Н.Г.
Хмельницький національний університет

ПРОБЛЕМИ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ТА ОХОРОНИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ ВІННИЧЧИНИ

Вступ. Останніми роками водні ресурси набули рангу економічного ресурсу, використання якого необхідно планувати на перспективу. За швидкістю відновлення природні води можуть бути віднесені на поволі поновлювані (вікові або статистичні запаси) і щорічно поновлювані водні ресурси. Потреба народного господарства, в основному, задовольняється за рахунок щорічних поновлюваних водних ресурсів.

Вода використовується для зрошення полів, риборозведення, водопостачання, водопою тварин, для технічних й енергетичних потреб. Тому водні об'єкти першими забруднюються, засмічуються, замулюються, і як наслідок, виснажуються та деградують. Це призводить до негативних змін сольового складу, прозорості, трофо-сапробіологічних, токсикологічних й радіаційних параметрів. В силу цього водні об'єкти потребують особливої уваги, диференційованого підходу та охорони.

На території області протікає близько 3,6 тис. річок і струмків загальною довжиною 11,8 тис.км, в т.ч. 230 річок завдовжки понад 10 км. Вони належать до басейнів Південного Бугу, Дністра та Дніпра. На річках створено 74 водосховища та понад 4 тисяч ставків, сумарна площа яких становить близько 32 тис. га.

Обліком використання води по Вінницькій області охоплено 2900 водокористувачів, в т. ч. по промисловості – 250, комунальному господарству – 120, сільському господарству – 2415, інших – 115. Сумарне водоспоживання в розрізі галузей наведено в таблиці.

Використання води на різні цілі в розрізі галузей, млн. м^3

	2008 р.	2009 р.
Промисловість, в т. ч.	598,2	600,9
- енергетика	575,0	580,2
- сільське господарство	27,86	27,02
- транспорт	4,738	4,288
- зв'язок	0,037	0,030
- будівництво	0,096	0,101
- торгівля	0,039	0,029
- житлово-комунальна	64,80	60,27

Суттєвою проблемою для створення ефективної системи раціонального використання водних ресурсів і запобігання їх забрудненню й виснаженню є визначення господаря цих об'єктів. Адже через постійну зміну власника ставка чи гідровузла створення системи господарювання водними ресурсами, яка здатна запобігти подальшому забрудненню й виснаженню водних джерел, значно ускладнюється. Майже ніде у водоохоронних зонах річок Вінницької області не дотримуються

належного режиму господарювання. Землі цих зон розорюються до урізу води, а лісосмуги вирубаються. Сьогодні в області замулені і потребують розчищення понад 1 тис. км русел малих річок.

Оскільки водойма є відкритою системою, то найбільш вагомими для неї є такі антропогенні чинники: обсяги і ступінь забрудненості стічних вод, розораність і ерозійність грунтів, "насиченість" водозборів поселеннями та комунікаціями, наявність чи відсутність захисних смуг.

Забруднення поверхневих водойм найбільшою мірою пов'язано зі скиданням у них промислових, сільськогосподарських і побутових стоків, із надходженням забруднюючих речовин з атмосфери, а також діяльністю людини. У багатьох водоймах забруднення настільки велике, що це призвело до повної деградації їх як джерела водопостачання, рибогосподарських угідь, зон рекреації або в іншому відношенні, і негативно позначається на ресурсній цінності гідроекосистем.

Для поліпшення екологічного стану, охорони й раціонального використання поверхневих водойм Вінницької області пропонуються до виконання такі заходи:

- налагодження обліку водоспоживання регіону;
- ізолювання антропогенного водного циклу від природного;
- посилення режиму водоохоронних зон обмеженням їхнього використання лише вирощуванням лучних багаторічних трав;
- проведення на еродованих ділянках берегозміцнювальних посадок, а в місцях надходження забруднень створення біоплата з вищої водної рослинності;
- закріплення прибережно-захисної смуги річок, ставків, водосховищ регіону за прилеглими до них підприємствами, установами, організаціями;
- здійснення обліку вод, що забираються і скидаються, та гідрометричного контролю за рівнем води у ставках;
- зменшення в структурі господарств частки водоємних виробництв, розробка маловодних і безводних технологічних процесів;
- впровадження системи зворотного водопостачання та безстічного водокористування (із циклом повного очищення відпрацьованих вод), повсюдне введення в експлуатацію очисних споруд;
- сувора регламентація і контроль кількості та якості стічних вод.

Економії прісних вод сприяє їхнє комплексне використання, тобто, одночасне, найбільш раціональне застосування води для декількох цілей при оптимальному сполученні інтересів усіх споживачів.

Висновок. Таким чином, зростаючий антропогенний вплив на навколишнє середовище й специфіка природокористування на Вінниччині, яка обумовлена функціонуванням промисловості, довготривалим веденням інтенсивного сільськогосподарського виробництва, висуває ряд проблем, пов'язаних із встановленням характеру й масштабів дії різноманітних забруднюючих чинників на поверхневі водойми Вінниччини та їх екосистеми. Водні об'єкти є динамічними природними системами, гідрологічний, гідрофізичний, гідрохімічний та гідробіологічний режими яких значною мірою визначаються процесами, що відбуваються на їхніх водозборах. Тому розробка заходів з їх раціонального використання та охорони потребують диференційованого підходу.

УДК 613.26/.29:502(043.2)

Маловічко О.В., Шило О.М., Попа Ю.М.
Національний авіаційний університет, Київ

ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНА ПРОДУКЦІЯ: ШЛЯХ ДО ЗРОСТАННЯ ДОБРОБУТУ НАСЕЛЕННЯ

Дослідження останніх років свідчать про погіршення стану навколишнього середовища та здоров'я людини, що викликає занепокоєння у суспільстві. Одним із шляхів виходу із цієї ситуації є виробництво та реалізація екологічно безпечних продуктів харчування. пов'язана з ризиком, який полягає у тому, що певна категорія споживачів не сприймає екологічно безпечну продукцію за пропонованими цінами. Тому витрати на виробництво і збут не окуповуються і підприємствами не поспішають вирішувати дане питання. Крім того, в нашій державі не визначене поняття «екологічно безпечні продукти» і зробити це на сьогодні надзвичайно складно, так як на усіх етапах виробництва, транспортування та зберігання продуктів не повинно змінювати свої властивості та максимально донести до споживача природні якості продуктів харчування. Значна частина людства завжди небезпідставно піклувалася про задоволення своїх споживчих потреб екологічно безпечними продуктами харчування, вирощеними без застосування у технологічному циклі компонентів, які є шкідливими для здоров'я, або потенційно можуть загрожувати здоров'ю людей. До шкідливих компонентів технології відносять, у першу чергу, пестициди та мінеральні добрива, а до потенційних - ті, загрозу для здоров'я людини від яких нині важко прогнозувати. До них належить у першу чергу, продукція від генетично модифікованих рослин. Значна частина людства взагалі хоче бути впевненою, що вживані ними продукти не тільки не несуть ніякої загрози їх здоров'ю і здоров'ю їхнього потомства, а навпаки, поліпшують його. Тому останнім часом у міжнародній торгівлі продуктами з боку покупців дедалі частіше вимагається сертифікат про нетрансгенне походження не тільки продовольчих товарів, а й фуражу. У зв'язку з цим зростає зацікавленість споживачів у продукції, яка вирощена за так званими органічними технологіями.

Таким чином, ринок екологічно безпечних продуктів в Україні має певні особливості:

- він швидко зростає, що робить його особливо привабливим для учасників ринкових відносин, проте вихід на цей ринок вимагає значних капіталовкладень і характеризується високим ризиком;
- сформувався окремий і дуже важливий сегмент споживачів екологічно безпечних продуктів, у першу чергу продуктів харчування, - це діти. Насичення ринку екологічно безпечними продуктами для цього сегменту населення повинно стати першочерговим завданням.

Для цього розробити рекомендації по детальному контролю виробництву екологічно безпечної продукції на початкових стадіях виробництва і впровадити інноваційні технології виробництва екологічно безпечної продукції.

УДК 332.142

Зубко К.Ю.
Сумський державний університет

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО ЗАКОНОДАВСТВА ЩОДО ВИЗНАЧЕННЯ НОРМАТИВІВ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

Екологічне законодавство України представлено значною кількістю законодавчих актів. Основу екологічного законодавства становить Конституція України, яка визначає засади правового регулювання охорони довкілля [1].

Право на сприятливе навколишнє середовище надано Конституцією України (ст. 50), яка передбачає, що кожен має право на безпечне для життя й здоров'я довкілля та на відшкодування завданої порушенням цього права шкоди. Це положення конкретизовано в головному законодавчому акті екологічного права – Законі України від 26.06.91 "Про охорону навколишнього природного середовища". Цей Закон визначає правові, економічні та соціальні основи організації охорони навколишнього природного середовища в інтересах нинішнього й майбутніх поколінь [2].

Процес життєдіяльності людини призводить до виникнення багатогранного техногенного впливу, котрий поділяється в залежності від джерела, характеру та сфери діяльності, а також вірогідності виникнення. Цей вплив викликає широке коло змін (фізичних, біологічних, хімічних) у природному середовищі при реалізації економічних критеріїв, тому потребує регламентації та встановлення пріоритету екологічної безпеки по відношенню до отримання прибутку.

Екологічні нормативи є державними загальнотехнічними стандартами та встановлюють гранично допустимі викиди та скиди в навколишнє природне середовище забруднюючих хімічних речовин, рівні допустимого шкідливого впливу на нього фізичних та біологічних факторів (ст. 33) [2].

Серед екологічних нормативів виділяють санітарно-екологічні, котрі визначають показники якості навколишнього середовища відповідно до здоров'я людини. Санітарно-епідеміологічний норматив (гігієнічний норматив, епідеміологічний показник, протиепідемічний норматив) – це встановлене дослідженнями припустиме максимальне або мінімальне кількісне та (або) якісне значення показника, що характеризує фактор середовища життєдіяльності за медичними критеріями (параметрами) його безпечності для здоров'я сучасної людини та майбутніх поколінь, а також стан здоров'я населення за критеріями захворюваності, розповсюдженості хвороб, фізичного розвитку, імунітету тощо [3]. До них відносять гранично допустимі викиди та скиди; гранично допустимі концентрації в повітрі населених пунктів і робочої зони, у воді, ґрунті; бактеріологічні критерії.

Законодавством України можуть встановлюватися нормативи використання природних ресурсів та інші екологічні нормативи з обов'язковим урахуванням вимог санітарно-гігієнічних та санітарно-протиепідемічних правил і норм, гігієнічних нормативів.

Нормативи гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин у навколишньому природному середовищі та рівні шкідливих фізичних та біологічних впливів на нього є єдиними для всієї території України.

Екологічні нормативи розробляються та вводяться в дію спеціально уповноваженим центральним органом виконавчої влади з питань охорони

навколишнього природного середовища та іншими уповноваженими на те державними органами відповідно до законодавства України (ст. 33) [2].

Нормативи гранично допустимих рівнів акустичного, електромагнітного, теплового, світлового та інших видів впливу формують рівень екологічної безпеки регіонів та країни в цілому. Нормативні екологічні показники дають змогу органам охорони навколишнього середовища впливати на виробничі процеси з високим техногенним навантаженням, на процеси надходження забруднень у довкілля. Ці показники стали ефективним засобом регулювання охорони природного середовища та використання природно-ресурсного потенціалу. Принцип обов'язковості додержання екологічних стандартів, нормативів та лімітів використання природних ресурсів забезпечує екологічне благополуччя населення, належну якість довкілля та раціональне використання природних ресурсів. Але у зв'язку зі швидким і невпинним науково –технічним прогресом в біосферу постійно поступають нові хімічні сполуки, які детально не вивчені і для яких не встановлені рівні ГДК.

Для небезпечних факторів та сфер їх впливу розроблені Державні санітарні правила та норми, які містять основні вимоги до охорони атмосферного повітря населених місць і місць масового відпочинку та оздоровлення населення, гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначення їх класу небезпеки для здоров'я населення та ін. Законодавством України забороняється діяльність із порушеннями діючих санітарних правил та норм. У процесі експлуатації об'єктів повинні бути передбачені заходи з охорони навколишнього середовища, раціонального використання та поновлення природних ресурсів. Порушення даних вимог може призвести до припинення діяльності до моменту усунення недоліків або повного припинення діяльності підприємства.

Таким чином, одним із факторів вирішення екологічних проблем України повинна стати удосконалена сучасна нормативно – правова база і ефективний еколого – економічний механізм природокористування. Недоліками сучасного екологічного законодавства є значна кількість несистематизованих актів та норм, котрі потребують уніфікації і систематизації. Стратегія і концепція управління екологічною безпекою країни повинна містить заходи для мобільного реагування на зміни у навколишньому середовищі та спиратися на чітку систему екологічних стандартів.

Список використаної літератури

1. Конституція України : за станом на 1 січня 2006 р. [Електронний ресурс]: Верховна Рада України ; Конституція, Закон від 28.06.1996 р. № 254к/96-ВР- http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=254%EA%2F96%2D%E2%F0

2. Закон України Про охорону навколишнього природного середовища [Електронний ресурс] : Верховна Рада УРСР ; Закон від 25.06.1991 р. № 1264-XII- http://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=1264-12

3. Закон України Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення [Електронний ресурс] : Верховна Рада України ; Закон від 24.02.1994 № 4004-XII http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=4004-12

УДК 577.121.2:599.323.4

Хомич Н. П.
Львівський національний аграрний університет

ДИНАМІКА АКТИВНОСТІ ДЕЯКИХ ФЕРМЕНТІВ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ОБМІНУ В ОКРЕМИХ ПОПУЛЯЦІЯХ ЛЕКОЦИТІВ БІЛИХ ЩУРІВ ЗА УМОВ ТРИВАЛОГО НАДХОДЖЕННЯ БІХРОМАТУ КАЛІЮ

Хром, як і інші важкі метали, широко використовується в різних галузях промисловості. Внаслідок цього збільшується рівень техногенного забруднення компонентів природного середовища шкідливими відходами виробництва, зростає ризик надходження сполук металу до організму людини і тварин [5]. Значну небезпеку для організму становить шестивалентний хром, який проявляє прооксидантну, мутагенну й канцерогенну активність, пригнічує активність імунної системи [3, 4]. Як відомо, важливими компонентами імунної системи тварин є лейкоцити крові – різнорідні клітини із специфічними функціями [1, 4]. Проте вплив Cr^{6+} на метаболічні процеси в імунних клітинах різних популяцій вивчений недостатньо.

Значну роль у метаболізмі та функціональній активності лейкоцитів відіграють ферменти, які каталізують окремі ланки перетворень моносахаридів – лактатдегідрогеназа і глюкозо-6-фосфатдегідрогеназа. Як відомо, лактатдегідрогеназа – каталізатор завершальної стадії анаеробного розщеплення моносахаридів. Активність ферменту сприяє не лише нагромадженню в клітинах кінцевого продукту гліколізу, але й підтриманню рівноваги між вмістом лактату і пірувату в клітинах [1, 2]. Глюкозо-6-фосфатдегідрогеназа каталізує початкову ланку перетворень моносахаридів пентозофосфатним шляхом. Цей фермент відіграє важливу роль в утворенні пентоз та визначає рівень утворення молекул NADPH-кофактора глутатіонредуктази, необхідних для підтримання антиоксидантного статусу лейкоцитів [1, 6]. Тому становить інтерес дослідження впливу сполук хрому (VI) на активність зазначених дегідрогеназ у лейкоцитах крові тварин.

Метою було дослідити динаміку лактатдегідрогеназної і глюкозо-6-фосфатдегідрогеназної активності в окремих популяціях лейкоцитів білих щурів за умов тривалого надходження біхромату калію ($K_2Cr_2O_7$).Матеріалом досліджень були нейтрофільні гранулоцити і лімфоцити, виділені з гепаринізованої крові тварин.

Результати досліджень вказують на те, що отруєння тварин біхроматом калію супроводжується змінами активності ферментів катаболізму моносахаридів у лейкоцитах крові. Однак метаболічна відповідь окремих популяцій цих клітин на дію токсиканта неоднакова і залежить від тривалості введення $K_2Cr_2O_7$ в організм щурів.

Установлено, що при тривалому введені $K_2Cr_2O_7$ в нейтрофільних гранулоцитах лактатдегідрогеназна активність істотно зростає на 7 і 14 добу. Вірогідно, такий ефект сприяє стимуляції функціональної активності цих клітин, оскільки тривале надходження важких металів може зумовлювати розвиток запальних реакцій в організмі тварин [7]. Щодо активності лактатдегідрогенази у

лімфоцитах, то активність ферменту різко пригнічується на 7 добу введення токсиканта.

Встановили, що тривале введення біхромату калію впливає на активність глюкозо-6-фосфатдегідрогенази – ферменту, який каталізує початкову стадію пентозофосфатного шунту гліколізу в клітинах. Експериментально встановлено, що за умов тривалого надходження біхромату калію в нейтрофільних гранулоцитах глюкозо-6-фосфатдегідрогеназна активність пригнічується на 7 добу. У лімфоцитах встановили активацію фермента, де вона зростає більш ніж удвічі. Збільшення глюкозо-6-фосфатдегідрогеназної активності свідчить про те, що за умов надходження катіонів хрому в лейкоцитах тварин активується процес метаболізму моносахаридів пентозофосфатним шляхом.

Таким чином, за умов тривалого введення біхромату калію лактатдегідрогеназна активність у популяціях лейкоцитів щурів змінюється неоднозначно. Зокрема, в нейтрофільних гранулоцитах активність ферменту істотно зростає на початкових стадіях експерименту, а в лімфоцитах – пригнічується. Глюкозо-6-фосфатдегідрогеназна активність в популяціях лейкоцитів тварин підвищується із збільшенням тривалості надходження до організму біхромату калію. Установлені результати свідчать про особливості метаболічної відповіді дегідрогеназ гліколізу і пентозофосфатного шляху на надходження до організму тварин катіонів хрому (VI).

Список використаної літератури

1. Алмазов В.А., Афанасьев Б.В., Зарицкий А.Ю. и др. Физиология лейкоцитов человека. Л.: Наука, 1979. – 232 с.

2. Астауров Б.Л. Методы биологии развития. М., 1974. – С. 346-433.

3. Сологуб Л.І., Антоняк Г.Л., Бабич Н.О. Хром в організмі людини і тварин. Біохімічні, імунологічні та екологічні аспекти. Львів: Євросвіт, 2007. – 127 с.

4. Biser J.A., Vogel L.A., Berger J. et al. Effects of heavy metals on immunocompetence of white-footed mice (Peromyscus leucopus) // J. Wildlife Dis. – 2004. – Vol. 40, N 2. – P. 173-184.

5. Valko M., Morris H., Cronin M.T. Metals, toxicity and oxidative stress // Curr. Med. Chem. – 2005. – Vol. 12, N 10. – P. 1161-1208.

6. Yu B.P. Cellular defences against damage from reactive oxygen species // Physiol. Rev. – 1994. – Vol. 74, N 1. – P. 139-162.

7. Zhao Z., Hyun J.S., Satsu H. et al. Oral exposure to cadmium chloride triggers an acute inflammatory response in the intestines of mice, initiated by the over-expression of tissue macrophage inflammatory protein-2 mRNA // Toxicol. Lett. – 2006. – Vol. 164, N 2. – P. 144-154.

УДК 628.4

Верецький Д.О., Фаткуліна Г.В.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ «ДонНТУ», Горлівка

ПЕРЕРОБКА ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

Проблема екологічної безпеки - одна з глобальних проблем людства. Її забезпечення є основним способом вирішення екологічних проблем, у тому числі захисту людини і природи від антропогенних чинників. В даний час різко зріс фактор «людської активності», під яким розуміється використання і споживання природних ресурсів, накопичення небезпечних відходів, порушення і забруднення навколишнього природного середовища (НПС).

За масштабом негативних дій на НПС найважливіше місце займають тверді побутові відходи (ТПВ). За останні десятиліття спостерігається стрімка тенденція до зростання кількості відходів. Щорічний приріст ТПВ в Україні складає близько 35 млн.м3, а накопичена за всі роки їх кількість досягає більше 3 млрд. м3. Тільки у Донецькій області щорічний приріст ТПВ складає 6 млн.м3, що складає 350-400 кг/рік на 1 людину. ТПВ небезпечні як для навколишнього природного середовища так і для всього людства із-за процесів окислення, гниття і дії атмосферних опадів. Щоб нейтралізувати шкідливу дію ТПВ необхідно їх знешкоджувати і утилізувати. Поводження з цим типом відходів на відміну від відходів промислового виробництва ускладнюється в зв'язку з тим, що ТПВ уявляють собою неоднорідні та нестабільні за складом суміші різноманітних речовин, які суттєво відрізняються по своїм властивостям.

В сучасних умовах в світовій практиці найбільше розповсюдження отримали два способи утилізації та знешкодження ТПВ: спалювання та піролізу. Обидва способи мають своїх прихильників та супротивників, тому що кожен із способів має свої недоліки та переваги. При спалюванні використовується теплотворна здатність горючих компонентів відходів, що дозволяє використовувати відходи як джерело енергії, перш за все, – теплової. В деяких країнах, наприклад в Австрії (в самій столиці Австрії – м. Відні), ТПВ використовують для теплофікації. Проте, при цьому постає досить складна проблема очищення газових викидів. По обсягу зайнятої площі та по складності інженерних проблем саме теплогенератор, в якому здійснюється процес спалювання, займає 5-7-ме місце.

Останнім часом підвищена увага приділяється термохімічним методам утилізації ТПВ - піролізу, як найбільш досконалому технічно і безпечному екологічно.

Залежно від температури процесу існують низько- (до 550°С), середньо- (до 800°С) і високотемпературний (вище 800°С) види піролізу.

Спосіб знешкодження твердих побутових відходів методом високотемпературного піролізу, в порівнянні з іншими методами, володіє низкою переваг: швидкість реакцій зростає експоненціально із збільшенням температури, тоді як теплові втрати зростають лінійно, тому відбувається інтенсивніше перетворення вихідних ТПВ; відбувається повніший вихід летючих продуктів; кількість залишку після закінчення процесу скорочується.

Загальним недоліком реалізованих сьогодні в промисловому масштабі методів піролізу є, те, що високотемпературний піроліз (на відміну від низькотемпературного) гарантує руйнування високотоксичних з'єднань усередині

реактора, але не запобігає повторному їх синтезу за його межами. При такому способі утилізації потрібне додаткове очищення піролізного газу за допомогою сорбційних установок, це, у свою чергу, приводить до значного дорожчання способу без гарантованого ефекту очищення. Тому актуальним є створення таких способів утилізації ТПВ, які сприяють підвищенню екологічної безпеки територій.

Досить оригінальною та плідною є концепція трьох трикутників: трикутника «вибору пріоритетів», законодавчого та технологічного.

При виборі пріоритетів використовується трикутник, в якому вершина відповідає найбільшому пріоритету – уникати утворення відходів, запобігати їх скиданню в навколишнє середовище, на другому місці використовується утилізація, або, у крайньому випадку, нейтралізація несприятливого впливу відходів і на третьому місці депонування відходів. Нажаль останній спосіб найбільш широко застосовується в нашій країні та в інших країнах СНД.

Правова концепція поводження з відходами, яка пропонується для застосування в нашій країні, включає наступні рівні:

1) відповідність нормам, прийнятим у практиці високорозвинутих країн;

2) відповідність нормам, прийнятим у СНД;

3) відповідність законодавству України;

4) відповідність регіональним нормам та правилам;

5) відповідність адміністративним нормам і правилам, прийнятим у даному місті (населеному пункті).

Технологічний трикутник ураховує баланс елементів у ТПВ, які вказують на можливість використання ТПВ у вигляді палива. Цей трикутник у світовій практиці має назву трикутника Теннера.

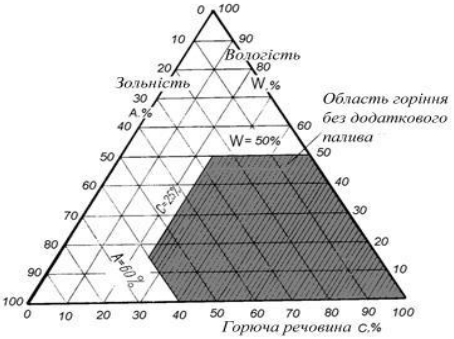


Рис.1. Трикутник Теннера

При організації їх спалювання, безумовно, потрібна розробка спеціальних засобів стабілізації топкового процесу: підсушка палива, рекуперація тепла димових газів, що виходять, використання резервного палива та ін.

УДК 628.1-628.3

Корчагина Н.П., Высоцкий С.П.
Автомобильно-дорожный институт ГВУЗ "ДонНТУ", Горловка

ПРИМЕНЕНИЕ ТОНКОСЛОЙНЫХ ОТСТОЙНИКОВ В ПРОЦЕССАХ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ

Во многих отраслях промышленности: металлургии, химических производствах, процессах обогащения топлива, энергетике применяют оборотные системы водоснабжения, которые позволяют существенно сократить потребление свежей воды. Учитывая высокую стоимость воды, применение оборотных циклов позволяет существенно улучшить экономические показатели технологических процессов.

В процессе многократного использования оборотная вода загрязняется рядом продуктов, что вызывает необходимость ее внутрицикловой очистки. Основными загрязнителями являются взвешенные вещества и накипеобразующие примеси. Как было показано в работах проф. Высоцкого С.П. накипеобразование в системах, имеющих прямой контакт с атмосферой (в испарительных градирнях, брызгательных бассейнах и пр.) прямо пропорционально произведению концентраций кальция на квадрат щелочности обрабатываемой воды.

Сложность процессов очистки усложняется тем, что качество и количество воды может существенно изменяться в ходе технологического процесса. Учитывая относительно низкую разность плотности удаляемых примесей и обрабатываемой воды, а также колебания температуры воды, обусловленные изменениями в ходе основного технологического процесса, применение традиционных осветлителей или отстойников сопряжено с длительными нарушениями процесса очистки. Это обусловлено тем, что в осветлителях и отстойниках имеет место турбулентный режим течения, критерий Рейнольдса составляет несколько тысяч единиц. Возникает необходимость поддержки температуры обрабатываемой воды с точностью ± 1 °С. В условиях использования больших расходов воды это существенно усложняет обслуживание систем очистки.

Одним из решений технологического процесса является применение тонкослойных отстойников. Распределение потоков в тонкослойных элементах показано на рис. 1.

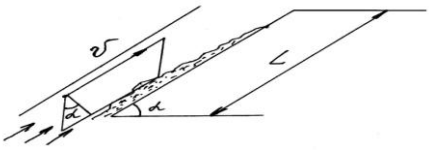


Рис. 1 – Схема работы тонкослойного элемента

Размеры основных элементов тонкослойного отстойника определяются из следующих соображений. В соответствии с указаниями Шведского государственного управления охраны природы удельная нагрузка на ламельные (полочные) элементы принимается 0,4-0,5 м/г при противоточной схеме движения воды и осадка. Расчетное уравнение имеет вид:

$$V = \frac{Q}{BL \cdot \cos\alpha + BS}$$

где S – расстояние между пластинами, м; B – ширина канала, м; L – длина канала, м.

Приняв S = 0,05 м, B = 3 м и L = 2 м, а также угол наклона пластин 60°, получим расход на одну ячейку:

$$Q = (0{,}4 \div 0{,}5) \cdot (3 \cdot 2 \cdot \cos 60° + 3 \cdot 0{,}05) \approx 1{,}3\text{-}1{,}6 \text{ м}^3/\text{ч}.$$

Пластины выполняют обычно из полимерного материала, что облегчает вес конструкции и прощает монтажные работы.

В тонкослойных элементах имеет место ламинарный поток движения близкий к идеальному вытеснению, что обеспечивает устойчивую работу этих аппаратов при значительных колебаниях нагрузки и изменениях температуры.

В последние годы удалось существенно интенсифицировать процессы очистки воды в тонкослойных аппаратах за счет применения процесса "Actiflo". Схема процесса "Actiflo" показана на рис. 2. В этом процессе в зону реакции вводится высокодисперсный песок, который снижает индукционный период кристаллизации и увеличивает плотность осадка. Основные параметры процесса приведены в табл. 1.

Таблица 1

	Вода	Сточные воды	Традиционные методы
	~ 100 мкм	~ 150 мкм	-
Длительность коагуляции	8-10 мин.	3-5 мин.	20-40 мин.
Длительность процесса	10-12 мин.	5-6 мин.	1-4 ч
Нагрузка	50-100 м/ч	100-200 м/ч	1-10 м/ч
Номинальная производительность линии	40-10000 $м^3$/ч	40-20000 $м^3$/ч	

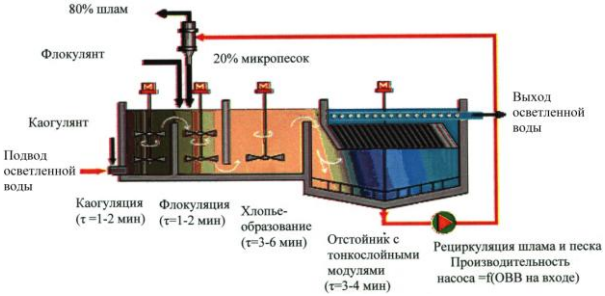


Рис. 2. Схема технологии обработки воды с рециркуляцией шлама и песка.

УДК 620(075)

Корчагіна Н.П., Кутовий В.О.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ "ДонНТУ", Горлівка

ВПЛИВ МЕТЕОРОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА РОБОТУ ВІТРОЕНЕРГЕТИЧНОЇ УСТАНОВКИ

Сумарна кінетична енергія вітрів на нашій планеті щорічно складає приблизно $0,7 \cdot 10^{18}$ кДж, при цьому енергія, що розсіюється під час контакту з землею і водою складає приблизно 1200 ТВт. Але доцільним використання ВЕУ є в тих місцевостях, де середньорічна швидкість вітру дорівнює і перевищує 8 м/с і мається можливість змонтувати вітроенергетичну установку (ВЕУ) на високих заокруглених місцевостях, що вільні від локальних високих споруд, гористих місцевостях, бажано оточених відносно аеродинамічно гладкими полями або водою.

Кінетична енергія вітрового потоку

$$E = \rho_{пов} \cdot F_k \cdot W_0^3 / 2, \qquad (1)$$

де $\rho_{пов}$ - густина повітря (кг/м^3);

F_k – площа диску (м^2), що створюється в процесі обертання вітроколеса (далі ВК), через котру проходить вітровий потік;

W_0 – швидкість вітру (м/с).

На кінетичну енергію потоку вітру чинять вплив такі фактори, як швидкість вітру, температура повітря і атмосферний тиск. Зі зростанням швидкості вітру спостерігається зростання чолового навантаження на вітрове колесо (ВК) і воно не витримує перевантажень в умовах вітрових потоків зі швидкостями вітру більше 20 м/с. Для захисту ВК в такому випадку впроваджуються різноманітні інженерно-технологічні заходи.

Зі зміною температури повітря від + 15 ^{0}С до 0 ^{0}С потужність потоку зростає на 6%, а за температури t = + 30 ^{0}С енергія цього потоку, навпаки, зменшується на 5%. Якщо за температури повітря 0 ^{0}С атмосферний тиск знижується від 770 до 730 мм рт.ст., то енергія потоку зменшується на 6%.

Густина повітря суттєво залежить від атмосферного тиску і температури повітря. Сезонні температури повітря для України складають: взимку t = - 5 ^{0}С, навесні і восени t = + 10 ^{0}С, влітку t = + 20 ^{0}С. При величині атмосферного тиску, що близька до нормальної, густина повітря складає: для зимового періоду $\rho_{пов}$ = 1,18 кг/м^3, для літнього $\rho_{пов}$ = 1,016 кг/м^3, осінньо-весіннього $\rho_{пов}$ = 1,054 кг/м^3. За інших умов ці значення змінюються.

Потужність потоку вітру на ВК

$$N_0 = 1/2 \cdot (\rho_{пов} \cdot F_k \cdot W_0^3), \text{ Вт.} \qquad (2)$$

Потужність ВК визначається залежністю

$$N = Cp \cdot N_0 = 1/2 \cdot (Cp \cdot \rho_{пов} \cdot F_k \cdot W_0^3), \text{ Вт.} \qquad (3)$$

де Ср – коефіцієнт потужності (тобто ефективність використання енергії вітрового потоку даним ВК, що залежить від конструктивних особливостей даного колеса і швидкості вітру). Залежність Ср від швидкохідності Z, що є відношенням колової швидкості кінця лопаті до незбуреної швидкості вітрового потоку W_0, зображена на рис. 1.

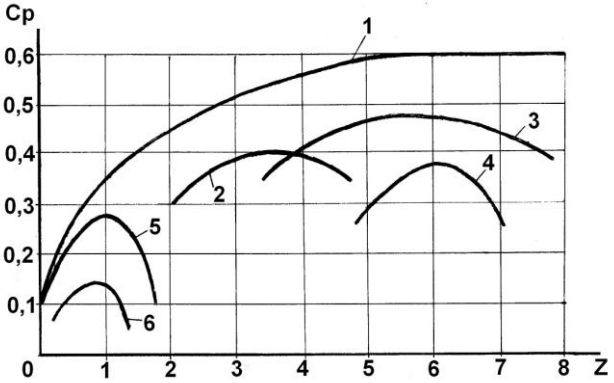


Рис. 1. Залежності коефіцієнту потужності ВК від швидкохідності Ср(Z) для різних конструкцій ВЕУ:
1- теоретична за критерієм максиму; 2- для трилопатевого ВК; 3- для дволопатевого ВК ; 4 – для вітрильного вертикально-осьового ВК; 5- для багатолопатевого ВК; 6- для спірального вертикальноосьового ВК з великим крутильним моментом .

Таким чином, потужність вітрового потоку пропорційна до його площі, швидкості вітру в третій степені і густини повітря. Але досягнути велику потужність ВЕУ на одній уставі від розсіяної енергії повітряного потоку з урахуванням малої густини повітря дуже складно.

Крім цього, на роботу ВЕУ чинять вплив і такі чинники, як вертикальний профіль повітряних потоків, поривчатість вітру і його гранична швидкість.

Вертикальний профіль вітру – це зміна його швидкості з висотою в приземному шарі повітря. Швидкість вітру з висотою зростає, а поривчастість потоку і його прискорення зменшуються. Поривчастість потоку виражається в прискоренні потоку, тривалості поривів вітру і їх співвідношенні в різних точках робочої поверхні ВК, що омивається вітром. Величина коефіцієнта поривчастості потоку Кп змінюється від 1 до 3 і чим більше швидкість, тим менше значення Кп.

УДК.622.74

Корчагіна Н.П., Ніколенко М.О.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ «ДонНТУ», Горлівка

ВУГІЛЛЯ ЯК СИРОВИНА ДЛЯ ГАЗИФІКАЦІЇ

Аналіз тенденції розвитку світової енергетики з урахуванням запасів основних видів органічного топлива свідчить про те, що в структурі світових запасів вугілля становить 67%, нафта – 18%, природний газ – 15%; в Україні, відповідно – 96%, 2% і 2,6%. Очевидно роль вугілля буде постійно збільшуватись в паливно-енергетичнім комплексі України. В національній енергетичній програмі України до 2010 року (Постанова ВРУ від 15.16.1996р. № 196/130) передбачено збільшення часки вугілля в паливно-енергетичному балансі країни на 50%. Зі збільшенням об'ємів видобутку вугілля будуть посилюватися екологічні проблеми в галузі.

В зв'язку з цим, для зниження негативної дії вугільних підприємств на навколишнє природне середовище, шахтарські міста і селища в галузі необхідно розвивати більш екологічно-економічні технології використання вугілля. Наприклад, газифікацію вугілля. В СРСР цей напрямок одержав широкий розвиток в 40…50 роки XX століття, газифікація вугілля здійснювалась по двом технологіям. Перша з використанням спеціального обладнання – газогенераторів, друга підземна газогенерація вугільних пластів (ПГВ).

Процес газифікації твердого палива в газогенераторі здійснюється наступним чином – паливо завантажене шаром визначеної висоти на колосникові грати підвалюється і продувається газифікуючим агентом (дуття)[2]. Фільтруючись між шматками вугілля кисень дуття поступово витрачається на окислення вуглецю. Зона і якій кисень практично повністю зникає називається «кисневою» із неї виходить CO_2, N_2, CO (як незначний недопал). Якщо висота шару дозволяє то над «кисневою» утворюється «відновлюючи» зона в якій відбувається реакції:

$$CO_2+C=2CO;\ H_2O+C=CO+H_2,$$

Окрім того в газовій фазі можуть протікати гомогенні реакції між газоподібними продуктами:

$$CO+H_2O=CO_2+H_2;\ CO+3H_2=CH_4+H_2O.$$

В цьому випадку в газах виходячих із шару окрім CO_2, N_2 парів води вміщується і ще CO, H_2, CH_4. Ці гази змішуються зі смолами, парами вологи, вуглеводнями «відігнаними» із палива в процесі піролізу під дією температури і утворюють генераторний газ – продукт газифікації, який потім очищується від механічних домішок і сірководню.

Технологія ПГВ базується на безшахтній підготовці підземних газогенераторів. Ця підготовка заключається в бурінні з поверхні вертикальних, нахилих і нахильно-горизонтальних свердловин, розкриваючих вугільний пласт, а також утворення в вугільному пласту газифікаційних каналів між свердловинами, у яких відбувається взаємодія вугілля з потоками дуття і газу. Газифікація вугільного пласта здійснюється шляхом нагнітання повітряного дуття в одній свердловини і відводу генераторного газу інших (рис. 1).

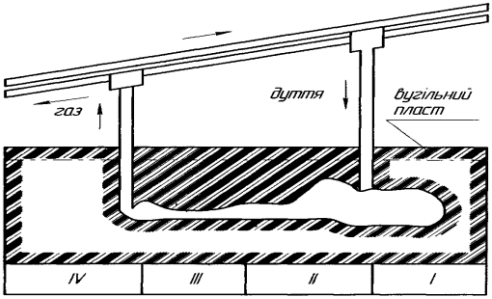


Рис. 1. Схема підземної газифікації.
Де I – зона ви газованого вугілля, II – зона окислення, III - зона відновлення, IV – зона сухої перегонки.

Досвід використання генераторного газу на ТЕС в якості палива показує, що техніко-економічні показники виробництва електроенергії на 11% вище ніж працюючої на вугіллі, та значно скорочуються викиди токсичних речовин в атмосферу.[2]

Випровадження підземної газифікації вугілля (ПГВ) сприяє більш повному використанню вугільних ресурсів, підвищенню коефіцієнту виїмки запасів, скорочення земельних відводів, поліпшення умов праці шахтарів, рішенню ряду соціальних задач, зниження забруднення навколишнього середовища за рахунок відсутності необхідності утворення породних відвалів, скорочення викиду пилу, окислів вуглецю, окислів сірки і азоту так як в продуктах згорання газу вони відсутні, відкачки шахтних вод і скиду їх в природні водоймища.

Сьогодні Україна використовує біля 40 млдр.м^3/рік природного газу (калорійністю 36 кДж/м^2) вартістю - 350 доларів США (2800 грн.) за 1000 м^3, який постачається із Росії. При експлуатації горлівської станції «Підземгаз» установлено, що при спалюванні вугілля калорійністю 24 кДж/м^2 одержали з 1 кг вугілля - 2,3 м^3 генераторного газу калорійністю 46 кДж/м^2. Таким чином для отримання генераторного газу калорійністю рівної калорійності 1 м^3 природного газу треба спалювати біля 4 кг вугілля, враховуючи що вартість видобутого енергетичного вугілля становить – 360грн/т, то витрати на утворення генераторного газу навіть в поверхневих газогенераторах будуть значно меншими ніж на придбання природного газу із Росії.

За оцінками Національної академії наук тільки в донецьких надрах залягає десятки мільярдів тон низькосортних і забалансованих пластів вугілля, яких при випровадженні екологічного чистої технології ПГВ достатньо, щоб забезпечити країну енергією на 100 і більш років.

УДК 551.588.7

Вахтангішвілі Н.Н.,[1] Кузьменко Д.С.,[2] Висоцький С.П.[2]
Донецький національний університет (1),
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ "ДонНТУ", Горлівка (2)

ЕКОНОМІЧНІ ТА ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНЮ В ЯКОСТІ ЕНЕРГОНОСІЯ

Значні зміни клімату, що відбуваються в сучасних умовах, на планеті, більшість учених пов'язують із збільшенням масштабів викидів в атмосферу парникових газів, основним компонентом яких є вуглекислий газ. На думку провідних кліматологів слід чекати ще більших змін клімату, що обумовлює порушення роботи так званих "теплових машин" погоди – меридіальних переносів води від екватора до полюсів.

Вказані обставини викликають необхідність пошуку економічно прийнятних виходів вирішення проблеми зниження емісії парникових газів за рахунок використання альтернативних енергоносіїв, поновлюваних джерел енергії (сонця, вітру, рослинної сировини і агротехнічних культур), а також водню.

Причина привабливості використання водневого палива як джерела енергії полягає в наступному. Водень є висококонцентрованим енергоносієм. Питома щільність енергії на одиницю маси у водню в три рази перевищує щільність енергії традиційних бензинів. При використанні водню для генерації енергії в довкілля викидаються лише пари води. Водень може бути використаний для генерації енергії в комбінованих циклах, які мають ККД в 1,75-1,85 разу більше в порівнянні з традиційними технологіями генерації на теплових електростанціях. Однією з переваг є також те, що він може використовуватися для спалювання в традиційних кухонних газових плитах. При цьому виключається небезпека забруднення повітря в квартирі чадним газом.

Цілком реально, що нинішнє покоління будуть свідками переходу на водневу енергію із здобуттям електричної енергії в місці її вжитку. По оцінках учених транспорт такого високореакційного палива як водень обходиться набагато дешевше, ніж передача електричної енергії по лініях електропередач.

В даний час водень виробляється переважно з використанням викопних джерел енергії (природного газу та вуглецю), проте можливо також здобуття "зеленого", екологічно чистого", водню. Роботи в цьому напрямі ведуться в багатьох країнах.

Вигоди використання водню перш за все пов'язують з паливними елементами. Їх використання почалося декілька десятиліть тому на космічних кораблях. В даний час паливні елементи використовуються вже досить широко в комерційних установках, як портативних так і стаціонарних. Наочним прикладом є японський автомобіль Honda FCX, що працює на водневому паливі та забезпечує нульову емісію забруднень в довкілля.

У сучасних умовах водень виробляється і реалізується газовими і нафтопереробними підприємствами. Для споживачів він поставляється в стиснутому або рідкому стані. Стиснутий (компримірований) водень як енергетичне паливо зберігається в ємностях під тиском 350 і 700 барів.

Існує досить багато методів виробництва водню. Велика частина водню виходить за рахунок використання викопних палив, таких як нафта, природний газ і вугілля.

Наявність і значні запаси вугілля в світі і нашій країні вказують на те, що ця сировина буде основним джерелом одержання водню шляхом газифікації, часткового окислення і автореформінга. У сучасних умовах найбільш економічним методом одержання водню є паровий реформінг природного газу. У світовій практиці виробництво водню розташоване поблизу нафтопереробних заводів або безпосередньо на них. Збільшення масштабів виробництва водню пов'язано із збільшенням потреби палива з низьким вмістом сірки для автомобільного транспорту.

У сучасних умовах одержання "зеленого" водню ґрунтується на використанні поновлюваних джерел енергії для електрохімічного розкладання води. При цьому важлива економічна проблема полягає в забезпеченні зберігання і транспортування водню.

Окрім традиційних методів зберігання водню в стиснутому або рідкому стані, коли він поставляється в балонах або криогенних контейнерах, водень може знаходитися в нормальних температурних умовах у формі гідридів металів. Перевагою останніх є безпека і стабільність. Гідриди металів, такі як (AlH_4) забезпечують оборотну зарядку-розрядку при відносно низькому тиску і температурах, і можуть бути пристосовані до забезпечення транспортабельного енергопостачання. У Франкфуртському університеті (ФРН) ученими розроблений процес виробництва і зберігання водню з використанням природних ресурсів: піску, води і сонячної енергії. Процес заснований на перетворенні піску в умовах низькотемпературної плазми (<199°С) в гідрогенізовані полісілани, які є водневими "носіями". Ці сполуки реагують з водою у присутності каталізатора із виділенням водню, який використовується в паливних елементах.

У багатьох розвинених країнах розглядаються законодавчі заходи по введенню оподаткування і обмежень по використанню вуглевмісних палив на основі викопної сировини. У нашій країні і в багатьох європейських країнах загальновизнано, що так звана "газова пауза" вже закінчилася або закінчується, а в перспективі очікується "вуглецева пауза" (енергія на основі використання викопного вугілля). Введення вказаних вище обмежень створює умови для конкурентоспроможності таких технологій як сонячна, вітрова енергетика. Виробництво "зеленого" водню і умов ринку сприятимуть примусовому впровадженню компаніями інноваційних заходів по економії енергії або впровадженню альтернативних енергоносіїв.

Таким чином, використання водню як альтернативного енергоносія дозволяє в перспективі одержати екологічні переваги на транспорті та в побуті, а також забезпечити економічний виграш – за рахунок генерації електричної енергії на паливних елементах з високим ККД.

УДК 621.1+621.3

Кузьменко Д.С., Коновальчик М.В.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ "ДонНТУ", Горлівка

ВИКОРИСТАННЯ ПЕРСПЕКТИВНИХ ТЕХНОЛОГІЙ МЕХАНІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ В СХЕМАХ ВОДОПІДГОТОВКИ ПРОМИЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ

В наш час багато галузей промисловості: хімічна, металургійна та інші потребують великої кількості підготовленої води заданої якості. На сьогодні найбільшого використання набули іонітна та мембранна технологія водопідготовки. Вказані технології отримання технологічної води потребують ретельного передочищення вод, насамперед, від зважених речовин та мікроорганізмів. На перший погляд це не є великою проблемою, якщо враховувати, що водопостачання підприємств здійснюється з каналу «Сіверський Донець-Донбас». Проте жорсткі вимоги до якості води, що скидається у природні водойми та постійно зростаючі ціни на воду питної якості, примушує промислові підприємства переходити на замкнуті системи водопостачання (наприклад «Концерн «Стирол»). На теперішній час одними з найперспективніших технологій практично для всіх галузей народного господарства стають мембранні методи. У деяких виробництвах мембранні методи можуть відігравати провідну роль. Найбільшого використання в технології водопідготовки демінералізованої води набула технологія зворотного осмосу. Дана технологія вимагає ретельного передочищення води від зважених речовин.

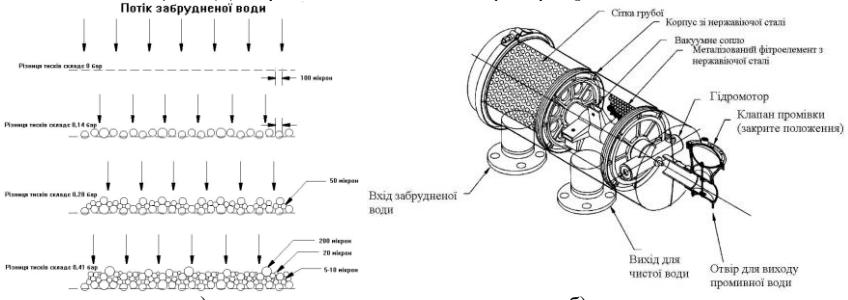
Невід'ємною ланкою першої стадії очищення в традиційних технологіях водопідготовки є очистка в механічних фільтрах, що представляють собою вертикальний циліндричний апарат с дренажно-розподільчими пристроями, завантаженого фільтруючим шаром, наприклад, антрацитової крихкою та гравієм. В цьому фільтрі можуть видалятися зважені речовини та колоїдні частки розміром більше 10 мікрон. По мірі забруднення фільтруючого матеріалу виникає збільшення гідравлічного опору фільтру, що знижує його продуктивність. Для відновлення експлуатаційних параметрів фільтру проводять промивку фільтруючого матеріалу (це може проходити кожні 12 – 48 годин, в залежності від конкретних умов). Істотним недоліком вищенаведеної схеми передочищення є те, що фільтри потребують процесу промивки, який може тривати декілька десятків хвилин та потребує зупинки процесу та використання резервних фільтрів. Названий недолік може впливати на продуктивність, надійність, а також економічність всієї технології отримання очищеної води.

Однією з перспективних технологій очищення води від зважених речовин є використання автоматичних фільтрів. Одним з представників таких фільтрів є фільтри "TEKLEEN" корпорації «AUTOMATIC FILTER Inc». Ці фільтри мають декілька серій (типів) для застосування в різних галузях промисловості. Головною перевагою цих фільтрів є те, що вони є самопромивними та процес промивки триває тільки 5 – 10секунд, при цьому витрачається менше 7,5 літрів води (за заявою виробника) [1], а основний потік очищення води не переривається. Тобто немає необхідності знімати фільтруючі елементи, виключається можливість появи простоїв, а також практично не потребує поточного обслуговування. Фільтри спроможні здійснювати фільтрацію зважених часток до 5 мікронів, це

відбувається завдяки конструкції сіток та самого процесу накопичення (див. рис.1а). Дані фільтри працюють від тиску води, що поступає на очищення при цьому мінімальний тиск складає 2,4 бари, а максимальний 10,3 бари для стандартних фільтрів, та 40 бар для спеціальних. Вони допускають концентрацію зважених часток у воді до 1000 мг/л та робочу температуру до 121 ^{o}C [1].

Процес фільтрації на цих фільтрах проходить так: забруднена вода поступає у фільтр та проходить сітку попереднього очищення (див. рис. 1б). Далі очищення вода опиняється в центральній частині фільтру (корпусі) та проходить крізь сітку «тонкого» очищення і виходить з фільтру. В процесі фільтрації на сітці «тонкого» очищення накопичується відфільтрований шар, що призводить до підвищення тиску, який постійно контролюється та по досягненню різниці тисків в 0,25– 0,5 МПа автоматично здійснюється промивка фільтру. Вмикається електромагніт та починається процес промивки, що триває не більше 10 секунд, при цьому відкладення на сітці втягуються промивними соплами, та забруднена вода викидається через промивний клапан. Коли відкривається промивний клапан знижується вхідний тиск, що повертає промивний поршень у попереднє положення. Описані комбіновані дії штоку призводять до повного очищення сітки «тонкого» очищення.

Використання цих фільтрів надасть можливість забезпечити чітку та надійну роботу систем водопідготовки, скоротити витрати виробництва та обслуговування. Такі фільтри вже використовуються в Україні на металургійному заводі «Истил» , на «ДнепрАЗОТ» та «Эксимнефтепродукт».



а) б)

Рис. 1. а) Процес видалення зважених часток з води, що очищується;
б) Схема улаштування самопромивного фільтру фірми „TEKLEEN”.

Список використаної літератури

1. Автоматические самопромывные фильтры TEKLEEN производства компании AUTOMATIC FILTERS, Inc. Продукция. Технические возможности // www.tekleen.com

2. Н.А. Янковский, В.А. Степанов. Создание замкнутой системы водоснабжения промышленного предприятия – Донецк, ООО «Лебедь», 2004 – 284 с.

УДК 504+622

Осипова В.О., Грабар О.В.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ "ДонНТУ", Горлівка

АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ СІТУАЦІЇ ПРИ ВИДОБУТКУ ГЛИНИ У ВІДКРИТИХ КАР'ЄРАХ

Акціонерне товариство «Веско», розташовано поблизу м. Дружківка, Слов`янського району, Донецької області, до 1994 року відоме як «Веселовській рудник з видобутку вогнетривких і тугоплавких глин», є найбільшим в Україні підприємством, яке займається видобутком глин, що володіють високою пластичністю, білим кольором та міцністю після випалення.

АТЗТ «Веско» є постачальником сировини для керамічної, фарфорово-фаянсової, склоробної та інших галузей промисловості України та зарубіжжя. Підприємство експлуатує багатіші родовища вогнетривких та тугоплавких глин, запаси яких оцінюються в сотні мільйонів тон.

Основний виробничий процес – видобуток глини методом екскавації у відкритих кар'єрах з попереднім проведенням розкривних робіт.

Основними джерелами викидів забруднюючих речовин на підприємстві є котельня, пост зварювання та різання, вимірювальна лабораторія, відкриті стоянки БелАЗів, великовантажних автосамоскидів, автобусів, гірничої техніки, місця роботи від валоутворювача, штабелеукладчика, автонавантажувача, місця роботи шихтовки глини, місця зворотної засипки та інші.

При роботі вище перерахованих джерел утворюються наступні забруднюючі речовини: пил неорганічний, що містить двоокис кремнію у кількості 70-20%, мідь та її сполуки, ртуть металева, свинець, цинк та його сполуки, триоксид хрому, азоту двоокис, миш`як, неорганічні з`єднання, ангідрит сірчистий, вуглецю окисел, вуглецю діоксид, пил антрациту (кам`яного вугілля), пари бензину, граничні вуглеводні, зварювальний аерозоль, залізо та його сполуки, марганець та його сполуки, окисел азоту, фториди добре та погано розчинні, фтористий водень, діоксид кремнію, аерозоль свинцю, пил гуми, сірчана кислота, натроєдкий аерозоль, кислота азотна, аміак, кислота соляна, кислота фосфорна, окисел кадмію, нікель металевий, хром шестивалентний, сажа та інші.

На основі аналізу виробничої діяльності підприємства, оцінки його екологічного впливу на навколишнє природне середовище розроблено пропозиції щодо зменшення викидів підприємством:

- Не для одного з вказаних дозволених викидів в атмосферу не повинні перевищуватися гранично допустимі рівні викидів.
- Повинен робитися моніторинг і аналіз для кожного окремого виду викидів в атмосферу.
- Забезпечити, щоб всі роботи на об'єкті робились таким чином, щоб викиди в атмосферу та/або запах не призводили до суттєвих незручностей за межами об'єкту або до суттєвого впливу на навколишнє середовище.
- Розробити технологічні регламенти процесів, які виконуються підприємством.

- Впроваджувати досвід сучасних технологій та технічних рішень, спрямованих на підвищення екологічної безпеки підприємства, раціонального використання природних ресурсів.
- Виконувати роботи з озеленення й облаштування території площадки, включаючи посадку дерев, чагарників, посів багаторічних трав.
- Розглянути можливість впровадження гідрантів для зменшення находження пилу в атмосферне повітря, що утворюється при пересипках і здуванні з відкритих поверхонь.
- Розглянути можливість будівництва закритих гаражних боксів для переведення туди транспорту і ліквідації відкритих автостоянок.
- Впровадити технологічні рішення, які відповідають екологічним вимогам до кар`єрів щодо зменшення викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря, а саме:

✓ під час буріння шпурів застосовувати промивання їх водою;
✓ досягти попередження або зниження пиловиділення з кар`єрних автодоріг під час руху автотранспорту шляхом зволоження поверхні автодоріг водою або водяними розчинами пилозв'язуючих речовин з витратами 3-4 л/м^3 автодороги;
✓ проводити технічну та біологічну рекультивації поверхонь відпрацьованих кар`єрів та відвалів.

- Робити поетапну заміну застарілого зношеного обладнання.
- Виконати перелік робіт з метою удосконалення котельного обладнання:

✓ провести режимне налагодження котлів з інвентаризацією шкідливих викидів. Розробити режимні карти роботи котлоагрегатів на різних навантаженнях і заходи, які забезпечать роботу котлоагрегатів тільки в економічному режимі;
✓ зробити чищення зовнішніх і внутрішніх поверхонь котлоагрегатів;
✓ обладнати котельню приладами контролю й регулювання, оптимально настроїти автоматику котлоагрегатів;
✓ перевірити й налагодити систему водоочищення котельні;
✓ забезпечити герметизацію технологічного обладнання.

- Після виконання заходу стосовно установки циклону на деревообробному комбайні та пилорамі, а також ремонтно – налагоджувальних робот батарейних циклонів промислової котельні з метою підвищення ефективності до 90%, виконувати роботи по налагодженню й профілактичному ремонту пилоочисного обладнання з періодичними (не менше 1 разу на рік) вимірами ефективності роботи.

На підставі проведеної інвентаризації виконано розрахунок категорії небезпеки підприємства, згідно якому АОЗТ «Веско» відноситься до ІІІ категорії небезпеки. Аналіз викидів забруднюючих речовин в атмосферу АОЗТ «Веско» показав, що найбільші валове викиди мають наступні джерела: котельна, ґрунтові кар'єрні дороги, відкрита стоянка гірської техніки та відвалоутворювач ОШ 110/1600.

УДК 622+504

Рисенко Г.О., Грабар О.В.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ "ДонНТУ", Горлівка

ТЕХНІКО-ЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ СТАНУ АМІАКОПРОВОДУ НА ГІРНИЧИХ ПОЛЯХ ДІЮЧИХ ШАХТ

Підземні гірничі роботи в Центральному вугледобувному районі Донбасу за останні 30-40 років створили масу соціальних, економічних і екологічних проблем. Специфічний характер деформацій земної поверхні з утворенням терасоподібних уступів привів до масового руйнування житлових будинків, промислових і громадських об'єктів, деформацій мереж підземних інженерних комунікацій, зокрема водопроводу і каналізації, що при гострому дефіциті питної води призвело до втрат її на шляху до споживача в розмірі 40-45%.

Одним з найнебезпечніших промислових об'єктів на підробленій гірничими роботами території Центрального Донбасу є аміакопровід Придніпровського управління магістрального аміакопроводу «Укрхімтрансаміак».

Магістральний аміакопровід є безперервною трубою, уздовж якої розміщуються інженерні споруди, що забезпечують перекачування аміаку при наперед заданих параметрах (тиску, температурі пропускній спроможності і т.п.). Він змонтований із зварних труб імпортного постачання довжиною 10 м із зовнішнім діаметром – 273 мм.

На ділянці від концерну «Стирол» і до насосної станції №14 магістральний аміакопровід підземного укладання знаходиться в зоні впливу гірничих виробок трьох шахт: ім. Румянцева, ім. Калініна і «Олександр-Захід», які розробляють свити крутопадаючих пластів. Протяжність ділянки аміакопроводу, що підробляється, близько 7,6 км. Товщина стінки труби на цій ділянці збільшена до 12,7 мм.

В процесі експлуатації магістральні продуктопроводи знаходяться в умовах постійної дії комплексу перемінних навантажень: зміна внутрішнього тиску в трубопроводі, зміна температури трубопроводу і т.п., які обумовлюють його напружений стан.

У зоні впливу гірничих робіт підземні трубопроводи, вписуючись в профіль мульди зрушення, разом із звичними силовими діями, випробовують додаткові дії від деформацій земної поверхні: деформацій розтягування і стиснення; вигину трубопроводу по новому рельєфу земної поверхні; зрушень грунту у вертикальній площині при крутому заляганні вугільних пластів.

В результаті деформацій земної поверхні в металі труб виникають істотні поздовжні напруги, які разом з напругами трубопроводу при роботі в звичних умовах, можуть досягти межі текучості металу або привести до розриву трубопроводу.

На підробку аміакопроводу вплинули гірничі роботи шахт ім. Румянцева та ім. Калініна на горизонтах 730, 850 і 9б0 м, а також гірничі роботи шахти «Олександр-Захід» на глибині 350 і 450 м. В даний час гірничі роботи ведуться на шахтах їм. Румянцева і ім. Калініна на горизонтах 1060 і 1090 м. Гірничі роботи на шахті «Олександр-Захід» були зупинені в кінці 1999 р. і в даний час підземні виробки цієї шахти поступово затоплюються.

Повна зупинка гірничих робіт на шахті «Олександр-Захід» в 1999 р. привела до затоплення її гірничих виробок. Що в свою чергу, істотно змінило гідрогеологічну обстановку на всій підробленій ділянці аміакопроводу.

Після затоплення гірничих виробок цієї шахти поки що не спостерігається активізація процесу осідання і деформацій земної поверхні за рахунок доущільнення пустот, що збереглися при підземній відробки вугільних пластів.

Зміна вологості і, як наслідок, фізико-механічних властивостей гірничих порід приводить до відновлення процесів обвалення бокових порід навколо виробленого простору лав. В результаті цього виникають додаткові деформації земної поверхні.

По мірі наближення очисних забоїв шахт ім. Румянцева та ім. Калініна до траси аміакопроводу слід чекати збільшення деформацій земної поверхні. Узагальнений аналіз гірничо-геологічних матеріалів на ділянках гірничих робіт шахт ім. Румянцева, ім. Калініна, і «Олександр-Захід» показав, що за весь період експлуатації підземний магістральний аміакопровід був підроблений в цілому близько сорока очисними забоями на різних робочих горизонтах. У зв'язку з різною глибиною відробки вугільних пластів вплив гірничих робіт трьох шахт був неоднаковим на різних ділянках аміакопроводу.

Основою вибору надійних заходів захисту підземних магістральних напірних підроблених продуктопроводів від шкідливої дії гірничих робіт є встановлення достовірного характеру процесу зсуву гірничих порід і земної поверхні, визначення величин деформацій земної поверхні і їх розподіл в мульді зсуву поблизу трубопроводу.

При встановленні ступеня впливу гірничих робіт на підроблюваний об'єкт і виборі заходів охорони його від шкідливої дії гірничих розробок, необхідно якомога достовірніше знати всі деформаційні процеси у вуглепородному масиві, які відбуваються в земній товщі під час виїмки вугілля. Іншими словами, достовірність прогнозної оцінки ступеня впливу гірничих робіт на підроблений об'єкт істотно залежить від геомеханічної схеми зсуву земної товщі, яка б достатньо повно пояснювала умови, причини і механізм утворення в шаруватому вугіллі, в породному масиві зон, відмінних як за характером і ступенем деформованості, так і за особливостями їх впливу на підроблювані об'єкти.

Сьогодні «Укрхімтрансамміак» витрачає на підтримку аміакопроводу в належному стані і його модернізацію десятки мільйонів доларів. Контроль за кожною, навіть невеликою ділянкою аміакопроводу ведеться постійно. По всій трубі з кроком в 5 км розташовані крани, які автоматично перекривають подачу аміаку в аварійних ситуаціях. Працівники «Укрхімтрансаміак» здійснюють регулярні обходи своїх ділянок, перевіряючи трубопровід спеціальними акустично-емісійними приладами. Це так званий «фоновий» метод: через постійний тиск труба створює фон з певною частотою, і будь-яка її зміна свідчить про неполадки. Шви перевіряються рентген-апаратами. Вся інформація збирається на головний пульт в єдиному контрольному центрі в м. Тольятті, який цілодобово стежить за станом аміакопроводу.

УДК 622 + 631.4

Сокирка С.О., Сухар К.О., Воробйов Є.О.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ «ДонНТУ», Горлівка

ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВІТРЯ ВСЕРЕДИНІ ВІДВАЛІВ, ЩО ГОРЯТЬ

Для відбору проб газу з відвалу використовується пристрій (рис. 1), що складається з забивного щупа 1, виготовленого з бурової сталі, з отворами в нижній частині; з'єднувальних шлангів 2; скляної піпетки 3 ємністю 200…250 см^3, в яку набирається газ; аспіратора 4, що призначається для просмоктування газів крізь піпетку. Відібрані проби газу аналізуються в газоаналітичних лабораторіях.

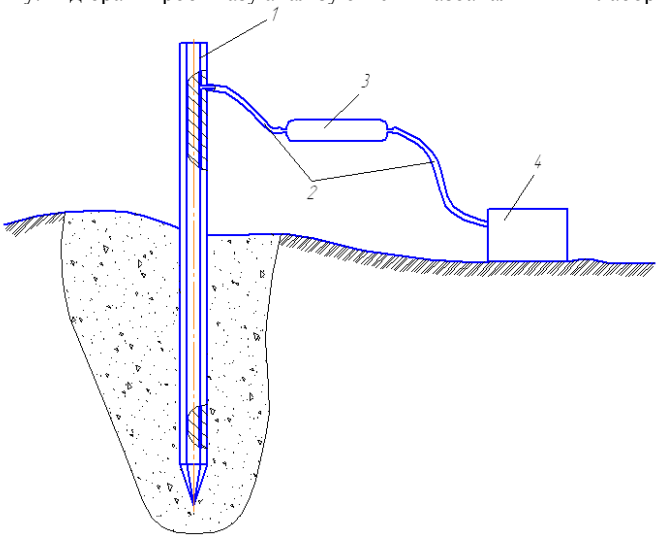


Рис. 1. Пристрій для відбору проб газу

Результати аналізу газів, відібраних на відвалах шахт ім. Леніна, «Неждана» та ім. Артема з одночасними замірами температури, показують, що на значній глибині в відвалі притоку кисню не вистачає для повного згоряння вугілля, вуглистих порід ті інших пальних матеріалів. Тут відбувається утворення пальних газів, які потім виходять по тріщинам на поверхню, де і згоряють. На глибинне походження цих газів вказує відносно незначна температура в місцях їх виходу, що складає, як правило, 100…200 ºС. Порода нагрівається тут за рахунок тепла газів, що виходять. Аналізами цих газів (табл. 2.3) встановлено, що в них міститься 10…20 % оксиду вуглецю та 9…11 % водню при дуже низькому вмісті кисню (0,15…5,5 %).

Значний вміст водню та оксиду вуглецю виявлено також у газах, відібраних із осередків горіння на схилах та верхівках відвалів. Але особливо великий зміст водню в пробах, відібраних при поливанні осередків горіння водою або глинистим розчином слабкої консистенції.

У відвалі, що горить, відбувається газоутворення, що відповідає наступним основним процесам: окисленню та газифікації пальних матеріалів, реагуванні окремих компонентів продуктів горіння поміж собою та розпеченим вугіллям.

Основними продуктами процесів окислення ті газифікації є гази: CO_2, CO, H_2, H_2S, SO_2. Окислення вугілля та вуглистих порід проходить по реакціям:

$$C + O_2 = CO_2 + 394606 \text{ Дж};$$
$$2CO + O_2 = 2CO_2 + 960578 \text{ Дж};$$
$$2C + O_2 = 2CO + 570242 \text{ Дж}.$$

Нагрітий колчедан (FeS_2) взаємодіє з парами води:

$$6FeS_2 + 10H_2O = 6FeO + 10H_2S + 2SO_2.$$

Сірка, що знаходиться у відвальній масі згоряє, утворюючи сірчистий газ:

$$S + O_2 = SO_2 + 292239 \text{ Дж}.$$

Вуглекислий газ, що утворюється в процесі окислення відвальної маси взаємодіє з вугіллям:

$$C + CO_2 = 2CO - 175636 \text{ Дж}.$$

Основним процесом, що приводить до утворення пальних газів у відвалі, найімовірніше, є взаємодія водяної пари з розпеченим вугіллям:

$$C + H_2O = CO + H_2 - 74525 \text{ Дж}.$$

В осередках горіння ця реакція може протікати постійно, бо волога міститься як в повітрі, так і в породі відвалу.

Гази, що виділяються при поливанні водою осередків горіння, нарівні з воднем та оксидом вуглецю містять значний надлишок водяної пари. В присутності каталізаторів в утворюючих відвал породах відбувається конверсія оксиду вуглецю парами води:

$$H_2 + CO + H_2O \leftrightarrow CO_2 + 2H_2 + 42705 \text{ Дж}.$$

Ця реакція протікає інтенсивно при температурі більш 450 ºС, причому при підвищенні температури рівновага зміщується ліворуч, тобто в сторону вихідних продуктів. Однак, при надлишку водяної пари рівновага залишається сильно зсунутою праворуч і при високих температурах. Тому при потраплянні води до осередків горіння утворюється велика кількість водню та вуглекислого газу при незначній кількості оксиду вуглецю.

УДК 504+622

Чекальов Д.О., Сухар К.О., Воробйов Є.О.
Автомобільно-дорожній інститут ДВНЗ «ДонНТУ», Горлівка

ПРИСТРІЙ ДЛЯ НАНЕСЕННЯ ЗАХИСНОЇ ПЛІВКИ

В статті розглядається забруднення навколишнього середовища вугільним пилом під час транспортування вагонами залізничного транспорту. При транспортуванні вагонів утворюється шлейф навколо них з різних частинок вугільного пилу.

У зв'язку з цим, для забезпечення зменшення забруднення вугільним пилом навколишнього середовища, був виконаний аналіз існуючих розчинів для нанесення плівки на поверхню вугіллям. Для цього використовувались смоли М-2 та М-3. Однак вони не могли надати достатнього ефекту, а також були небезпечні для організму людини. Найбільше для цього підійшли лігносульфонати, які у великій кількості накопичуються у паперовій промисловості.

Найбільш економічною і ефективною речовиною є 40% концентрат сульфітно-дріжджової бражки (відходів целюлозно-паперової промисловості) марок КБЖ або КВТ з 10% розчином вапна.

Сульфідно-дріжджева бражка складається в основному із лігносульфонатів (ЛС). Останні уявляють собою солі лігносульфонатних кислот, отриманих при виробництві сульфідної целюлози. ЛС представляють полідисперсну колоїдну систему з широким діапазоном молекулярної маси (2000-100000), ЛС розчиняються у воді, мають ліофільний характер і є поліелектролітами. Розчини ЛС натрію, амонію, кальцію, магнію сконцентровані випаровуванням у вакуумі, широко застосовуються як диспергатори, клеї. Значну кількість ЛС спалюють. Близько двох млн. тон ЛС не знаходять свого використання, викидаються в навколишнє середовище, що викликає його забруднення.

Водні розчини ЛС мають поверхнево-активні властивості. Для високомолекулярних фракцій ЛС характерні найбільш сильні адсорбційні властивості. В'язкість розчинів ЛС залежить від їх концентрації та температури.

Водні розчини ЛС можуть чинити пластифікуючу дію на вугілля по структурному механізму пластифікації, чому сприяє підвищена в'язкість розчинів в макрооб'ємі, а також можливість адсорбції з появою фазових шарів. Двохстадійна фізико-хімічна обробка (ФХО) з використанням вапнякової суспензії збільшує в'язкість суміші.

Таким чином, на основі виконаного аналізу і експериментальних даних для зменшення забруднення навколишнього середовища вугільним пилом прийнято рішення застосування водних розчинів ЛС.

Обробка розчином ЛС для зменшення видування вугілля з залізничних вагонів повинна проводитись методом форсуночного чи струменевого розпилення після завантаження і ущільнення поверхні концентрату катком. Технологія нанесення захисного покриття на залізничні вагони показана на рис. 1.

З цистерн розчин ЛС зливається у сховище (об'ємом 200-300 м^3) із наступним перекачуванням насосом у проміжну ємність (об'ємом 30-50 м^3), із якої заповнюється ємність для нанесення захисного покриття з витратою 2-4 м^3. Рівень розчину ЛС в цій ємності повинен підтримуватися автоматично.

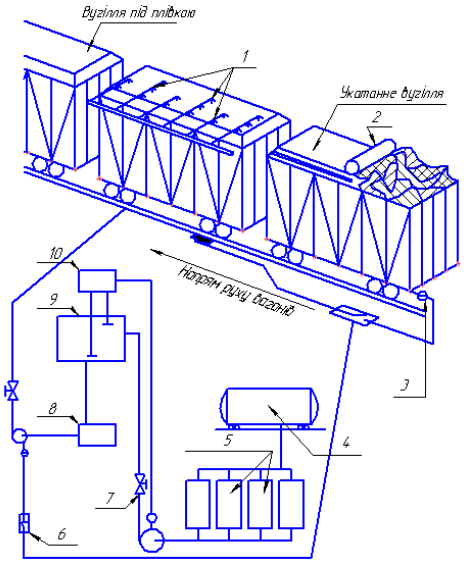


Рис. 1. Схема нанесення захисного покриття.
1 – форсунки; 2 – каток; 3 – лебідка; 4 – цистерна; 5 – склад реагентів, V = 300 м^3; 6 – реле часу; 7 – вентиль; 8 – ємність, V = 1-4 м^3; 9 - ємність, V = 9-30 м^3; 10 – УКО

При підході вагону, завантаженого вугіллям, зваженого та ущільненого катком-ущільнювачем, до розбризкуючого приладу передня пара коліс торкається реле УКО чи кінцевого вимикача і зупиняється строго під форсунками. Одночасно реле часу включає і через 30 сек. виключає насос, який подає розчин із ємності 2-4 м^3 на форсунки. Форсунки повинні бути у кількості 20-30 шт. Капсули, які утворюються розчином при витіканні з форсунок, перекриваються і повністю покривають поверхню вугілля, бокові та торцеві сторони «шапки» включно. Для попередження розбризкування розчину по сторонам на планках вздовж бокових стінок вагону встановлюються відбійники з транспортерної стрічки чи іншого матеріалу.

Для попередження переливання розчину за борта вагону завантаження вугілля здійснюється таким чином, щоб основа «шапки» була нижче рівня борту вагону на 50-60 мм, і додатково на катку встановлюються вздовж бортів вагону реборди для утворення борозен у вугіллі, в які може зливатись розчин із ущільненої поверхні вугілля.

Запобігання включення насосу для подачі розчину на форсунки у випадку натиску другої пари коліс вагону, що оброблюється, на кінцевий вимикач при протязі вагонів здійснюється за допомогою реле.

УДК 595.7-755.7

Альджавазнех Нашат
Національний університет біоресурсів і природокористування України

ТЕМПЕРАТУРНИЙ ПРЕФЕРЕНДУМ РЕАКЦІЙ НА ФЕРОМОННІ ПАСТКИ ШКІДЛИВИХ ЛИСТОВІЙОК (LEPIDOPTERA, TORTRICIDAE) В УМОВАХ ЗМІН КЛІМАТУ

Одним з головних резервів підвищення продуктивності сільськогосподарських культур є захист їх від шкідників. Плодові культури інтенсивно ушкоджуються шкідливими комахами. У різних зонах плодівництва потенційні втрати урожаю від шкідливих популяцій становлять від 37 до 95 % (Гричанов, 1995). Значні втрати врожаю яблуні в Лісостепу України наносить комплекс садових листовійок (Tortricidae: Lepidoptera). Фітосанітарний моніторинг є основою інтегрованого захисту плодового саду від шкідників (Колесова, 2002). Одним із базових компонентів фітосанітарного моніторингу плодових культур є використання феромоних пасток (Коваленков и др., 2000; Suskling, D.M., 2000). Так, застосування феромонів для визначення чисельності комплексу лускокрилих підвищує продуктивність праці в порівнянні з використанням інших методів обліку комах у шість разів.

На сьогоднішній день технології феромонного моніторингу різних видів шкідників досить добре обгрунтовані і є надійним інструментом аналізу фітосанітарної ситуації. Основним інформативним показником тут слугує кількість виловлених метеликів на пастку за певний проміжок часу (як правило, за 5-7 днів (Черній, 2004). Відомо, що рівень реакції комах на феромон багато в чому визначається параметрами абіотичних чинників навколишнього середовища: значенням температури, вологості, освітленості тощо (Приставко, Чайка, 1976). В умовах змін клімату виникають ризики порушення еволюційних адаптаций комах до добового ходу показників погоди, що може відбитися на виловах пасток і призвести до зменшення надійності феромонних систем моніторингу. У цьому зв'язку стає актуальним уточнення основних абіотичних преферендумів лускокрилих шкідників, що дозволить екологічно обгрунтувати поправочні коефіцієнти для аналізу динаміки виловів комах феромонними пастками.

Польові дослідження проводили в яблуневих насадженнях Великоснітинського НДГ ім. О.В. Музиченка НУБіП України (Київська обл.).Встановлено, що із ентомокомплексу листовійок феромонні пастки стабільно відловлювали 6 видів: яблуневу плодожерку (*Cydia pomonella* L.), трояндову листовійку (*Archips rosana* L.), сітчасту листовійку (*Adoxophyes orana* F.R.), строкато-золотисту листовійку-товстунку (*Cacoecia xylosteana* L.), всеїдну листовійка (*Archips podana* Scop.), вербову кривоусу листовійку (*Pandemis heparana* Den. et Schiff.). За показниками виловів пасток в ентомокомплексі *Tortricidae* стабільно домінували яблунева плодожерка, трояндова та всеїдна листовійки. Масовий літ метеликів яблуневої плодожорки на феромонні пастки реєстрували з І декади червня по І декаду липня, всеїдної та розової листовійок – з ІІ декади червня по І декаду липня. Інші види листовійок проявлялися спорадично(Чайка та інш., 2009).

Динаміка виловів метеликів яблуневої плодожерки феромонними пастками являє собою надзвичайно строкату картину підйомів та спадів активності реакцій комах на феромон. Така закономірність пояснюється сукупною дією двох

екологічних чинників, які змінюються у часі – динамікою погодних умов та станом популяції плодожерки. Зміна чисельності метеликів кожної генерації комах в природі підпорядковується закону нормального розподілу, який обумовлено гетерогенністю генотипічної структури популяції, особливостями розподілу мікроклімату в біотопі, що сукупно визначає строки розвитку та відродження імаго (Чайка, Альджавазнех Нашат, 2009). Для визначення основних абіотичних преферендумів різних видів шкідливого комплексу *Tortricidae* в період масового льоту комах в природі порівнювали показники виловів феромонних пасток з максимальними за різних значень показників температури повітря, яку реєстрували в агробіоценозі. Результати дослідження температурного преферендуму листовійок наведено на рисунку 1.

Рис. 1. Температурні преферендуми реакцій на феромон різних видів комплексу *Tortricidae*

Як видно з представлених даних, максимальна реакція на феромон (80-100%) у яблуневої плодожерки і розової листовійки майже співпадають і реєструються за температур в діапазоні 18-22^{0}С. У всеїдної листовійки преферендум трохи відрізняється і припадає на температури в диіпазоні 20-24^{0}С.

Згідно результатів спостережень Гідрометеоцентру України за період досліджень середньодекадні температури повітря коливались в діапазоні від 18,4 до 20,7^{0}С, що обумовлює можливість реалізації температурних референдумів досліджених видів листовійок. Проведені дослідження дозволяють дійти висновку, що показники зміни клімату поки що не перевищують адаптивних можливостей популяцій лускокрилих, що дозволяє їм підтримувати параметри гомеостазу.

УДК 595.7-755.7

Лісовий М.М.,[1] Вагалюк Л.В.,[1] Чайка В.М.[2]
Інститут агроекології УААН(1),
Національний університет біоресурсів і природокористування України (2)

ЕНТОМОЛОГІЧНЕ БІОРІЗНОМАНІТТЯ КОМАХ-ДЕНДРОБІОНТІВ АГРОЛАНДШАФТІВ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

Агросфера України займає переважну частину її території, тому більшу частину біорізноманіття України становить агробіорізноманіття. Комахи є домінуючою складовою агробіорізноманіття. Вони забезпечують значну частину біотичного кругообігу речовини, енергії та інформації в біосфері, що зумовлює підтримання екологічної стабільності і рівноваги (Созинов, 2005). До останнього часу роль біорізноманіття в сучасному сільському господарстві, і особливо в його майбутньому, фактично не досліджували.

Об’єктом досліджень були популяції комах-дендробіонтів деревних та чагарникових насаджень лісосмуг агроландшафтів Лісостепу, які межують з агроценозами озимої пшениці, конюшини та перелогом. Збори комах-дендробіонтів проводили за рекомендованими методами (Дмитриенко, 2000). Показники різноманіття ентомофауни визначали за індексом Шеннона-Уівера.

За період досліджень 2008/09 рр. було виявлено 479 видів, які належать до 12 рядів і 113 родин. Ряди *Coleoptera* та *Lepidoptera* мають найбільшу кількість видів – 198 і 149. Ряди *Hemiptera, Diptera, Hymenoptera* менш чисельні – 43, 35, 26 видів відповідно. Встановлено, що впродовж двох років відбулися помітні зміни у рясності та структурі ентомологічного біорізноманіття. Так, у 2009 році в порівнянні з попереднім рясність видів у ряді *Coleoptera* збільшилась на 18,8%, а у *Lepidoptera* знизилась на 17,4%. Зниження рясності видів відбулось й у інших рядів: *Diptera* з 7,3 до 5,7 %, *Hymenoptera* з 10,3 до 8,1 % та *Homoptera* з 4,3 до 2,0%. Зміни видового різноманіття, можуть бути обумовлені впливом дії комплексу екологічних чинників. Відомо, що чисельність та поширення комах суттєво залежать від гідротермічних умов сезону вегетації. Такий зв’язок, у свою чергу, визначає вірогідність виявлення того чи іншого виду комах впродовж обстеження, що впливає на показники біорізноманіття.

Встановлено, що біорізноманіття лісосмуг залежить від екологічної природи стацій, з якими вони межують. Так, за показниками індексу Шеннона-Уівера ентомологічне біорізноманіття лісосмуг, що межують з перелогом, агроценозами озимої пшениці та конюшини складало, відповідно, 4,1, 3,8 та 3,6. Найвищий рівень ентомологічного біорізноманіття зареєстровано в лісосмугах біля перелогу. Така залежність може бути обумовлена трофічними зв'язками комах-дендробіонтів, які включають в себе трав'яні рослини фітоасоціацій, що в процесі сукцесії сформувалися на перелогах. Встановлено, що найвищі показники видового різноманіття у всіх стаціях реєструються в середині літа (II декада липня), цей термін є оптимальним для аналізу показників біорізноманіття.

УДК 004.942:504.064.2.001.18

Оверко В.С., Дмитренко Н.А.
Донецкий национальный университет

ИССЛЕДОВАНИЕ РАССЕИВАНИЯ ВЫБРОСОВ В ОБЛАСТИ СО СЛОЖНЫМ РЕЛЬЕФОМ

Хозяйственная деятельность человека вызывает существенные преобразования окружающей природной среды. Такая особенность характерна для городских территорий с различным состоянием экологических проблем из-за концентрации производств с большими объемами выбросов токсических загрязняющих веществ в приземную атмосферу, поверхностные и подземные воды, почвы и почвогрунты. Основные вещественно-энергетические показатели влияния на природу в городах: различные газопылевые выбросы с промышленных предприятий и ТЭС, выхлопные газы автомобилей, сточные воды и твердые отходы. Большинство из них, поступив в воздух, воды, почвогрунты, в результате физико-химических и биогеохимических процессов трансформируются, образуя новые соединения, отличающиеся по составу, растворимости, устойчивости и другим свойствам. В миграционные циклы включается огромное количество химических элементов и соединений, ранее отсутствующих в биосфере (искусственные радиоизотопы, пестициды, синтетические моющие средства и др.) или встречающиеся в ней в незначительных концентрациях (например, тяжелые металлы, хлорорганические вещества, фтористые соединения и др.).

Из преобразований природной городской среды особо следует отметить: изменение форм рельефа, в основном нивелирование (засыпание оврагов, срезание холмов и склонов водоразделов); частичное или полное уничтожение растительного покрова, почв и живых организмов, свойственных первоначальным ландшафтам; изменение типа биогеохимического круговорота элементов; развитие эрозионных процессов; изменение гидрологических и гидрогеологических условий, связанное с истощением поверхностных и подземных вод; изменение микроклимата и образование «тепловых островов»; загрязнение воздуха, вод, почвогрунтов и растительности промышленными выбросами и стоками

Эффективность решения задач рационального природопользования урбанизированных территорий в условиях техногенеза, управление многозвенной системой экологических показателей, включающей и характеристики здоровья населения, во многом зависит от полноты и достоверности используемой для этих целей информации о состоянии соответствующих природных и природно-антропогенных объектов.

Традиционно используемые для оценки распространения примеси атмосферные модели переноса работают только при достаточно гладком рельефе местности, в отсутствии больших перепадов высот и могут лишь приблизительно оценивать распространение примеси в городских условиях, которые характеризуются пространственными масштабами от сотен метров до нескольких км. Кроме того, указанные модели являются, как правило, гауссовыми моделями, тогда как в условиях города существенным является трехмерный характер городской застройки и этот класс моделей в этом случае не применим.

В таких ситуациях одним из возможных способов решения проблемы распространения примеси в городской среде является численное моделирование с использованием распределенной 3D динамической модели, основанной на

нестационарных уравнениях Навье-Стокса в естественных переменных в приближении несжимаемости или слабой сжимаемости. При этом учет метеоусловий производится с помощью диффузионных коэффициентов в уравнении для переноса примеси, варьирующихся в зависимости от тех или иных условий состояния приземного слоя атмосферы.

В настоящей работе проведен численный расчет распространения выброса от источника переменной интенсивности при наличии системы препятствий. Задача решалась в двумерной постановке. С физической точки зрения она адекватна процессу рассеивания промышленных выбросов в районе плотной промышленной застройки.

Численное исследование полей концентрации проведено путем решения полной системы уравнений Навье-Стокса в приближении Буссинеска и уравнений тепло- и массопереноса.

Система исходных расчетных уравнений имеет вид:

$$\frac{\partial u}{\partial t}+u\frac{\partial u}{\partial x}+w\frac{\partial u}{\partial z}=-\frac{\partial P}{\partial x}+\frac{1}{\mathrm{Re}}\left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 u}{\partial z^2}\right), \quad (1)$$

$$\frac{\partial w}{\partial t}+u\frac{\partial w}{\partial x}+w\frac{\partial w}{\partial z}=-\frac{\partial P}{\partial z}+\frac{1}{\mathrm{Re}}\left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 w}{\partial z^2}\right)+RiT, \quad (2)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t}+u\frac{\partial T}{\partial x}+w\frac{\partial T}{\partial z}=\frac{1}{Pe}\left(\frac{\partial^2 T}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 T}{\partial z^2}\right), \quad (3)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}+w\frac{\partial C}{\partial z}=\frac{1}{Pe_d}\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}\right), \quad (4)$$

где $\mathrm{Re}=\frac{U\cdot b}{\nu}$ - число Рейнольдса, $Ri=\frac{g\cdot\beta\cdot b(T_0-T_h)}{U^2}$ - число Ричардсона, $Pe=\frac{U\cdot b}{a}$ - тепловое число Пекле, $Pe_d=\frac{U\cdot b}{D}$ - диффузионное число Пекле.

Во время прохождения облака загрязняющих веществ над системой препятствий наблюдается вытеснение загрязняющих веществ в области по краям системы препятствий.

После прохождения основного фронта внутри системы препятствий образуется область с повышенной концентрацией загрязняющих веществ, данный эффект может возникать из-за возникновения внутри области системы вихрей, которые препятствуют вытеснению примеси в основной поток. Даже после прохождения облака концентрация примеси внутри области остается достаточно высокой по сравнению с основным потоком длительное время.

Данные расчеты иллюстрируют возникновение областей с повышенной концентрацией вредных веществ в местностях со сложным рельефом местности, например городской застройкой. Кроме того подобные системы препятствий можно создавать искусственно для удержания вредных выбросов внутри санитарных зон предприятий при аварийных ситуациях.

УДК 004.942:504.064.2.001.18

Епик М.А.
Донецкий национальный университет

МОДЕЛИ РАСЧЕТА РАСПРОСТРАНЕНИЯ ВЫБРОСОВ

При расчетах распространения выбросов необходимо учитывать две важнейшие проблемы: 1) расчет ожидаемого загрязнения атмосферы от одного или более источников в данном регионе; 2) расчет для нового источника загрязнения атмосферы с учетом существующего фона загрязнений, особенностей территории и окружающих строений оптимальной высоты источника выброса (дымовой трубы).

Расчет ожидаемого загрязнения атмосферы в математических моделях в основном базируется на работах Саттона (1932г.), а также Бозанке и Пирсона (1936г.) [1], которые позднее были усовершенствованы другими исследователями.

В большинстве математических моделей, применяемых для расчетов распространения выбросов используют формулу Саттона, которая позволяет определять концентрации веществ, загрязняющих атмосферу в точке с координатами *x, y, z* при эффективной высоте дымовой трубы *h*(м):

$$c_{x,y,z} = \frac{10^3 M}{\pi\sigma_j\sigma_z \bar{u}} \exp\left[\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right] \exp\left[\frac{-h^2}{2\sigma_z^2}\right]$$

где M - количество загрязняющего вещества, выбрасываемого из источника в единицу времени, г/с; σ_y, σ_z - стандартные отклонения в распределении частиц по размерам собственно вдоль осей *y* и *z* (в зависимости от турбулентности среды); $\bar{u}$ - средняя скорость ветра у верхнего среза дымовой трубы. Эффективную высоту трубы *h*, включая дополнительную высоту дымового хвоста над верхним срезом трубы (являющуюся функцией температуры и скорости потока выбрасываемого газа), рассчитывают с применением различных формул

Например, ниже приводится формула Пристли, Лукаса, Моора и Спурра [2]:

$$h = H + \mathrm{AQ}^{1/4}/\mathrm{u} \ .$$

При расчетах распространения выбросов с использованием более сложных математических моделей учитываются конфигурации территории и даются оценки нескольким классам скорости и стабильности (по типам погоды). Расчеты, выполняемые для крупных промышленных конгломератов, включают данные о множестве (от нескольких десятков до нескольких сотен) источников загрязнений с различными высотами дымовых труб и различными количествами выбросов. Для таких вычислений необходимо применять компьютеры. При этом по мере ввода данных появляются требования по уточнению параметров, особенно в области детализации и уточнения особенностей источников, топографии и климатологии конкретного региона. Все это накладывает жесткие требования на мощность и быстродействие компьютеров. Усложнение расчетов не гарантирует получение более надежных результатов, поскольку, чем больше количество вводимых данных, тем больше вероятность того, что на результате скажется возможная неточность в этих данных. Применительно к конкретному случаю Тернер, Циммерман и Буссе провели оценку [2] различных

математических моделей и сделали вывод о том, что чем проще модель (при условии сохранения основных свойств атмосферы), тем ближе к реальным условиям загрязнений долговременные средние расчетные показатели. Таким образом, вместо сложных расчетов по загрязнению воздуха, как правило, применяют простые вычисления, выполняемые обычно по номограммам.

Наряду с указанными выше основными метеорологическими параметрами на распространение и перенос выбросов влияет ряд других явлений и условий. Следует также принимать во внимание эффекты воздушных струй в пограничных слоях, явления диффузии и турбулентности. Весьма существенны топографические условия как при детальном рассмотрении профиля территории (неровности земной поверхности), так и при общей оценке географических особенностей (наличие гор, возвышенностей, долин, рек, больших водных пространств и т.д.).

Использование методов математического анализа и статистики при вычислениях ожидаемого загрязнения нижних слоев атмосферы одним или более источниками в действительности является лишь оценочным [1,2]. В расчеты приходится вносить в качестве средних или представительных величин (данные о выбросах, скорость и направление ветра и т.д.) слишком много упрощающих допущений (воздействия окружающих источников, локализация источников загрязнения, профиль территории, окружающие строения и т.д.), а также переменных данных.

С другой стороны хорошо зарекомендовали себя подходы, базирующиеся на теории нечетких множеств [3], которые при решении аналогичных проблем являются более адекватными, так как позволяют учесть и использовать все необходимые параметры для построения моделей загрязнения воздуха. Использование продукционных систем широко применяется для представления неформализованных знаний и вывода заключений в экспертных системах, основанных на правилах. При этом нечеткие правила-продукции не только близки к логическим моделям, но и, что наиболее важно, позволяют адекватно представить практические знания экспертов в области экологического мониторинга. В результате такого подхода осуществляется получение достоверного результат с определенной степенью достоверности, что наиболее важно при краткосрочном прогнозировании.

Список использованной литературы

1. Константинова З.И. Защита воздушного бассейна от промышленных выбросов. - М.: Стройиздат, 1981.-104с.

2. Бретшнайдер Б., Курфюрст И. Охрана воздушного бассейна от загрязнений: технология и контроль: Пер. с англ./ Под ред. А.Ф. Туболкина. – Л.: Химия, 1989. – 228с.: ил.

3. Епик М.А. Гибридная экспертная система мониторинга загрязнения атмосферы на металлургическом предприятии. ВІСНИК Донбаської державної машинобудівельної академії № 1Е(6), 2006. – стор. 203-206.

УДК 504.064.2.001.18

Фадеева Т.Н.
Донецкий национальный университет

ОЦЕНКА ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ВЫХЛОПНЫХ ГАЗОВ ВБЛИЗИ АВТОТРАССЫ ОТ ЕДИНИЧНОГО АВТОМОБИЛЯ

Вопросам исследования атмосферной диффузии и загрязнения воздушного бассейна уделяется в последние годы все большее внимание. В общей задаче охраны внешней среды проблема обеспечения чистоты атмосферы является особо важной. Это обусловлено тем, что загрязнение воздушного бассейна представляет угрозу, как здоровью человека, так и всей окружающей среде в целом.

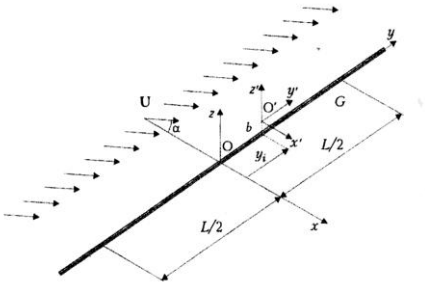
Быстрый рост численности автомобильного парка усиливает сопутствующие автомобилизации негативные процессы, особенно остро проявляющиеся в крупных городах Украины. Опасность автотранспорта, как источника загрязнения атмосферы усугубляется тем, что вредные вещества поступают в воздух практически в зоне дыхания человека. Поэтому автомобильный транспорт следует отнести к наиболее опасным источникам загрязнения.

Вклад выбросов автотранспорта в общий уровень загрязнения атмосферы современного города достаточно высок, что обуславливает актуальность решения задачи об оценке загрязнения воздуха и поверхности почвы вблизи автомобильных трасс. Решение этой задачи осложняется тем, что появление очередного автомобиля на дороге носит случайный характер.

Для определения концентрации автомобильных выбросов используются, как правило, гауссовы модели распространения загрязнения от прямолинейных протяженных источников, имитирующих источники выхлопных газов от движущихся по трассе автомашин.

В данной работе рассматривается один из возможных подходов к оценке поля концентрации выхлопных газов вблизи автотрассы, реализованный в задаче о переносе атмосферными потоками автомобильных выхлопов и основанный на решении пространственного уравнения диффузии и использовании гипотезы о случайном характере появления автомобилей на автомобильной магистрали.

Для решения своей задачи рассматриваем протяженный (в направлении оси Oy) участок односторонней однорядной дороги длиной L в пространственной области G (рис.). Трасса обдувается горизонтальным, направленным под углом α к оси Ox потоком воздуха, имеющим постоянную скорость U.



Предполагаем, что скорость воздушного потока во всех точках области G не зависит от расположения, скоростей и характеристик автомобилей. Концентрация загрязняющих веществ вблизи автомобильной трассы зависит от объема примесей, выбрасываемых всеми автомобилями, одновременно

находящимися на рассматриваемом участке и являющимися подвижными точечными источниками загрязнения с постоянной интенсивностью q. Принимаем также, что скорости движения всех автомобилей по автотрассе одинаковы, постоянны и равны V. Используем допущение, что появление автомобиля вначале рассматриваемого участка трассы является случайным и описывается пуассоновским потоком событий с постоянной интенсивностью λ, определяющей среднее число автомобилей, поступающих на трассу за единицу времени.

Из результатов наблюдений [1] следует, что т.к. автомобиль, двигаясь со скоростью V=12,5 м/с, достигнет центра координат Oxyz, который находится посередине участка дороги длиной 1000 м, только на 40-й секунде, то отсчет на оси времени начнем с 35 секунд.

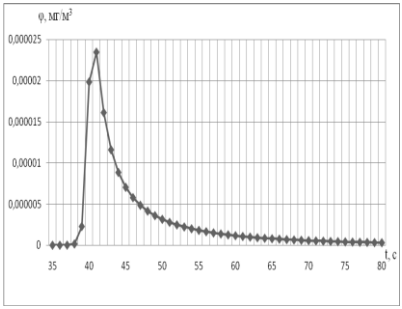


Рис.1.

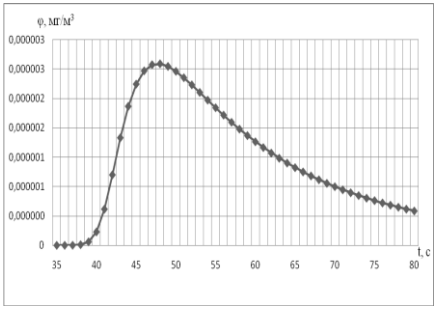


Рис.2.

Рис. 1. Концентрация CO от единичного автомобиля на расстоянии x=10 м от дороги, на высоте z=2 м при постоянном направлении ветра α=0°.

Рис. 2. Концентрация CO от единичного автомобиля на расстоянии x=50 м от дороги, на высоте z=2 м при постоянном направлении ветра α=0°.

Выводы. Как видно из графика на рис.1, до приближения автомобиля к контрольной точке значение концентрации CO много меньше последующих значений и начинает заметный рост только с 38 секунды. Пик концентрации CO достигается в момент прохождения автомобилем центра неподвижной системы координат, связанной с дорогой. После чего концентрация уменьшается по экспоненте по мере убывания автомобиля от контрольной точки. Из рис.1 - 2 видно, что по мере удаления от дороги, значение концентрации CO падает.

Список использованной литературы

1. Фадеева Т.Н. Перенос и рассеяние выхлопных газов от единичного автомобиля вблизи автотрассы при различных направлениях ветра. Труды международного научно – практического семинара «Гидродинамика и экология». Изд – во ДонНУ, г. Донецк, 2009 г., с.179 – 185.

УДК 621.91

Фоменко С.А.
Донецкий национальный университет

ПРИМЕНЕНИЕ ГИДРОСТРУЙНОГО ОБОРУДОВАНИЯ В ТЕХНОГЕННО ОПАСНЫХ УСЛОВИЯХ

В настоящее время, часто возникают зоны техногенных катастроф, в которых могут присутствовать радиоактивное или химическое заражение, наличие предельной влажности или даже затоплений, пыли, опасность возгорания или взрывов. Примерами таких зон являются зона аварии на Чернобыльской атомной электростанции, хранилища (могильники) радиоактивных или токсичных отходов, зоны аварий на химических производствах, продуктопроводах, нефтехранилищах, в угольных шахтах и т.д.

В первую очередь, зоны катастроф требуют проведения разведывательных работ и расчистки завалов, для чего требуется наличие технологии разрезки и разрушения элементов оборудования на фрагменты, пригодные для транспортировки.

Возможные пути решения сформулированных выше задач, заключаются в дальнейшем развитии технологических возможностей струи жидкости сверхвысокого давления. Данная технология обеспечивает высокопроизводительное резание материалов и элементов конструкций с различными механическими характеристиками и свойствами при исключении деформирования разрезаемого фрагмента и опасности воспламенения или взрыва.

При гидрорезании материалов в качестве режущего инструмента используется струя жидкости. Выбор типа рабочей жидкости является одним из основных вопросов, которые необходимо решить при разработке технологического процесса гидрорезания того или иного обрабатываемого материала. Рабочая жидкость, используемая для гидрорезания, должна иметь небольшую вязкость, обеспечивающую малые потери мощности потока жидкости при прохождении по подводящим каналам установки и через сопло; минимальную агрессивность по отношению к металлическим частям оборудования; малую токсичность.

Режущие возможности струи и операции, выполняемые ею, зависят от ряда факторов, в том числе от состава рабочей жидкости.

Чем ниже прочностные характеристики обрабатываемого материала, тем легче он обрабатывается и требует меньших рабочих давлений. Например, для разрезки картона, фанеры, кожи и резины чистой водой используется давление струи порядка 200 МПа, для разрезки пластиков 200 - 500 МПа, легкие металлы режутся при давлении 500 - 700 МПа, стали — при давлении 700 - 1000 МПа.

Добавка в воду растворимых высокомолекулярных полимеров приводит к улучшению гидродинамических параметров струи и, как следствие, увеличению производительности процесса резки, расширению технологических возможностей струи как инструмента.

При попадании в рабочую жидкость растворимых полимеров в ней образуются упруго-вязкие структуры, которые снижают турбулентные пульсации в струе, а также способствует увеличению длины начального участка струи.

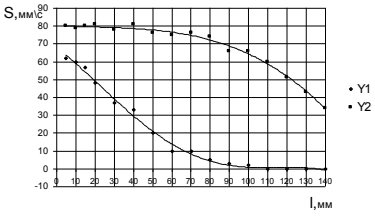


Рис.1. Зависимость скорости подачи обрабатываемого материала относительно струи от расстояния его до сопла

Например, струя воды, Y1 истекающая из сопла диаметром 0,15 мм с давлением истечения 300 МПа (рис.1), обеспечивает качественную разрезку при заданной производительности и расстоянии обрабатываемого материала от сопла, равном 10 - 15 мм, а струя раствора полиакриламида Y2 при тех же условиях обработки - на расстоянии до 100 мм и более. Это дает возможность резать не только более толстые материалы, но и обрабатывать изделия, конфигурация которых не позволяет подвести поверхность непосредственно к соплу.

В ходе проведенных нами работ по разработке гидроразрезного оборудования установлено, что разрушающая способность струи во многом зависит от строения молекул в полимерных растворах и его концентрации. На рис. 2 приведена зависимость глубины реза материала (алюминия) от расстояния между его поверхностью и срезом сопла при различной концентрации полиэтиленоксида (ПЭО) в воде (1 - 4 — С = 0,05; 0,025; 0,0125 и 0 %, соответственно). Так, при обработке материала струей чистой воды и струей раствора ПЭО с давлением истечения 240 МПа и диаметром сопла 0,25 мм при скорости подачи материала 25 мм/с было отмечено, что глубина реза резко возрастает при увеличении концентрации ПЭО в воде и достигает максимума при С = 0.05%, дальнейшее увеличение концентрации полимера роста эффективности обработки не вызывает.

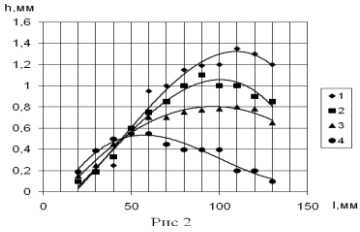


Рис 2

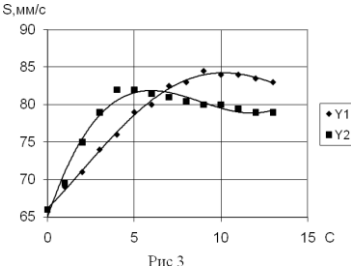


Рис 3

На рис. 3 приведены результаты эксперимента по разрезке листовых материалов водными растворами полиакриламида (ПАА) с молекулярной массой $2 \cdot 10^6$(1) и ПЭО с молекулярной массой $4 \cdot 10^6$(2) в виде зависимости скорости подачи материала относительно струи от концентрации полимера. Из представленных данных видно, что производительность гидрорезания возрастает (по сравнению с водой) при использовании полиэтиленоксида - на 22-30,5%, полиакриламида – на 25-35%.

Список использованной литературы

1. Гидрорезание судостроительных материалов / Р.А. Тихомиров, В.Ф. Бабанин, Е.Н. Петухов и др. // Л.: Судостроение,1987.-164.

2. Некоторые исследования гидродинамики струи жидкости, истекающей из сопла под давлением. / Л.Ф. Верещагин и др.// ЖТФ.-т.26.-1956.-вып.11.-2570-2577 с.

УДК 504:658

Кирина О.В.
Донецкий национальный университет

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СИСТЕМНОГО АНАЛИЗА ПРИ ПОСТРОЕНИИ УНИВЕРСАЛЬНОЙ МОДЕЛИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МЕНЕДЖМЕНТА

На сегодня сформулированы некоторые концепции и построены модели, касающиеся систем управления качеством окружающей природной среды. Однако, предлагаемые концепции и модели в области создания целостной модели управления качеством окружающей среды изложены в виде гипотез и предположений.

На наш взгляд, универсальная модель экологического менеджмента должна базироваться на системном анализе экологической и производственной деятельности организации. Нами с учетом качественных и количественных методов системного анализа разработана концептуальная модель экологического менеджмента, которая в схематическом виде представлена на рис. 1.

На начальном этапе разработки концептуальной модели учитывается конкретная экологическая ситуация, которая определяется в дефинициях и концепциях экологического менеджмента, охраны окружающей среды и природопользования.

Затем производится учет затрат производства, оценивание ущерба в соответствующей экологической ситуации и определение прибыли при соблюдении экологических требований. С учетом экологического фактора риска разрабатывается калькуляция затрат при индивидуальной и комплексной оценке ресурсов. Производится оценка издержек комплексного производства и себестоимости побочного продукта.

В результате проведенных действий назначается информация для планирования, управления и измерения экологических показателей. Это систематическая разработка плана действий на будущее, позволяющего сегодня принять такие экологические решения, которые со временем принесут предприятию желаемые результаты. На этом этапе назначается процедура функционирования системы экологического менеджмента, порядок организации и проведения экологического контроля.

Далее осуществляется переход к комплексному использованию количественных методов в экологическом менеджменте. Это – экономико-математические методы и модели, перспективные компьютерные технологии, статистическое управление качеством (statistical quality control – SQC) в соответствии с ДСТУ ISO/TR 10017:2005, либо статистическое управление процессами (statistical process control – SPC).

Практическая реализация задач экологии ориентирована на конечную цель – оценку экологической эффективности (ОЭЭ). Она отождествляется с внутренним процессом управления, использующим показатели, и информацию, которая позволяет сравнить прошлую и настоящую экологическую эффективность организации с экологическими критериями. ОЭЭ осуществляют по следующей модели управления: «Планирование – Выполнение – Проверка – Действие».

На заключительном этапе применяются стандартные средства Microsoft Office и наборы бизнес-процессов, которые реализуются с помощью программных комплексов BPWin и ARIS. Для статистической обработки данных применяется пакет прикладных программ StatPlus.

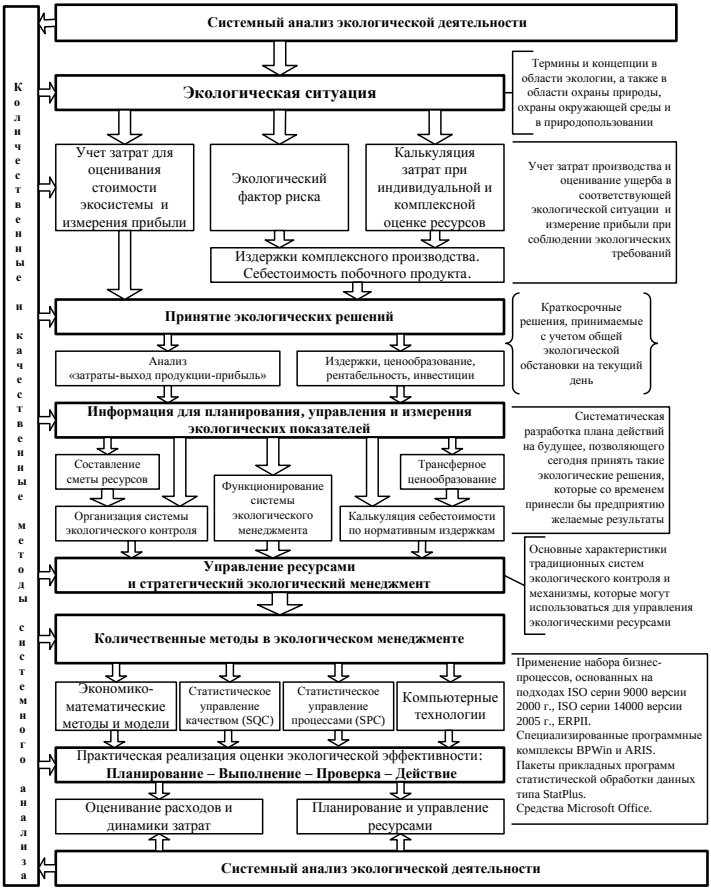


Рис. 1. Концептуальная модель компьютерного экологического менеджмента.

Таким образом, общая задача заключается в разработке универсальной компьютерной модели систем управления качеством окружающей среды, адаптированной к специфике конкретной организации. В качестве рабочего инструмента помимо Microsoft Office используются перспективные версии пакетов прикладных программ статистической обработки данных, программы имитационного моделирования, программы компьютерного моделирования менеджмента качества, которые применяются в соответствии с рекомендациями ДСТУ ISO/TR 10017:2005 по выбору соответствующих статистических методов.

УДК 004.9

Поливанов А.А., Оверко В.С.
Донецкий национальный университет

ПРИМЕНЕНИЕ ВЕРОЯТНОСТНЫХ НЕЙРОННЫХ СЕТЕЙ ДЛЯ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК

В последние десятилетия для прогнозирования широко применяются искусственные нейронные сети (НС). По сравнению с другими существующими методами они обладают рядом преимуществ: результативность при решении неформализованных или плохо формализованных задач; устойчивость к частым изменениям среды и т.д. Нейронная сеть обрабатывает входные сигналы и в процессе изменения своего состояния во времени формирует совокупность выходных сигналов.

Прогнозирование может быть рассмотрено как частный случай классификации – совокупность входных сигналов тогда представляет собой набор характеристик, которые должны идентифицировать искомую величину к определенному классу, а сама величина будет принадлежать моменту времени T (n + f), где T (n) – тот момент времени, к которому относятся входные характеристики, а f – это интервал прогнозирования.

Для задач классификации используются радиальные базисные сети, в частности их подвид - сети PNN (Probabilistic Neural Networks) для решения вероятностных задач. В данной работе была поставлена задача построить и обучить нейронную сеть, которая бы прогнозировала состояние погоды на определенный промежуток времени. Состояние погоды было разбито на четыре класса: 1 – без осадков, 2 – туман, 3 – снег, 4 – дождь.

Входные данные состояли из 10 метеорологических параметров: T – температура воздуха на высоте 2м над поверхностью земли; p0 – атмосферное давление на уровне станции; U – относительная влажность; DD – направление ветра (румбы); Ff – средняя скорость ветра в срок наблюдения; N – общее количество облаков всех ярусов; Cl – форма облачности нижнего яруса; Nh – количество нижней облачности; H – высота основания самых нижних облаков; W – погода за предыдущий срок наблюдения.

Эти данные были взяты за ноябрь-декабрь по г.Донецку с вебсайта rp5.ua. Была предпринята попытка спрогнозировать состояние класса погоды на 6 и 12 часов вперед. Для расчетов был использован программный пакет Matlab 7.0.1, в котором есть реализация нейронных сетей, в том числе и радиальных базисных.

Суть алгоритма предсказания класса погоды в данной работе заключалась в том, что обучающее множество нейронной сети (на основании которого и делается прогноз) постоянно пополняется. Так, на начальном шаге работы программы оно содержит в себе состояние погоды на текущий момент времени (выходной сигнал) и соответствующие ему метеорологические характеристики в предыдущий момент времени (входные параметры). На основании этих данных выносится прогноз класса погоды для текущих метеорологических параметров, которые затем включаются в обучающее множество для новых предсказаний.

После того, как программа выдала последний прогноз, запускается цикл подсчета количества “точных попаданий”, которое затем делится на общее количество расчетных шагов. Таким образом, мы получаем точность

предсказания. Вместе с тем, необходимо учитывать, что точность может варьироваться в зависимости от того, какие именно из десяти входных параметров будут составлять обучающее множество.

Для того, чтобы определить оптимальную комбинацию, при которой будет обеспечиваться максимальная точность прогноза, в программе был реализован перебор всевозможных сочетаний входных параметров. Поскольку их всего десять, следовательно, необходимо проверить $2^{10}-1=1023$ варианта. После окончания проверки программа выводила пять наиболее оптимальных с точки зрения точности комбинаций входных данных. Результаты представлены в следующей таблице:

ноябрь, интервал – 6 ч.	декабрь, интервал – 6 ч.	ноябрь, интервал – 12 ч.
0,67 (W)	0,71 (W, N)	0,46 (T, Ff, Cl, Nh)
0,66 (W, Cl)	0,70 (W, N, Cl)	0,44 (N, Cl, DD)
0,66 (W, Nh)	0,70 (W, Cl)	0,44 (N, DD)
0,65 (W, T, Cl, Nh)	0,70 (W, Ff)	0,44 (p0, T, N, Ff, Cl, Nh)
0,65 (W, T, Nh)	0,70 (W)	0,44 (T, N, Ff, Cl, Nh)
декабрь, интервал – 12 ч.	ноябрь/декабрь, интервал – 6 ч.	ноябрь/декабрь, интервал – 12 ч.
0,63 (W, H)	0,69 (W)	0,52 (W, Cl)
0,61 (W, H, Cl)	0,69 (W, Cl)	0,52 (W)
0,61 (W, Cl)	0,68 (W, Nh)	0,50 (W, N)
0,61 (W)	0,67 (W, N, Nh)	0,49 (W, N, Cl, Nh)
0,59 (W, N, H, Cl)	0,67 (W, N, Cl)	0,49 (W, Cl, Nh)

Как можно заметить, важнейшим параметром при прогнозе является состояние погоды за предыдущий промежуток времени – практически все сочетания, входящие в первую пятерку по точности, включают его в себя. Так, прогноз на основе погоды за предыдущий срок наблюдения и общего количества облаков всех ярусов обеспечивает 71%-ную точность при прогнозировании осадков на декабрь с интервалом в 6 часов.

Предполагается, что точность прогнозирования метеорологических характеристик (не только осадков, но и любых других) может быть увеличена благодаря корректировке весовых коэффициентов для входных параметров и учету крупномасштабных изменений метеорологических факторов. Исследованию в этих направлениях и будет посвящена дальнейшая работа.

Список использованной литературы

1. Моделирование искусственных нейронных сетей в системе Matlab. Часть 3: Радиальные базисные сети. – Пенза, Издательство ПенГУ, 2005. – 62 с.

2. Круг П.Г. Нейронные сети и нейрокомпьютеры. – М., Издательство МЭИ, 2002. – 176 с.

3. Медведев В.С., Потемкин В.Г. Нейронные сети MATLAB 6 – М.: ДИАЛОГ-МИФИ, 2002. – 496 с.

УДК 628.162.53 + 628.349

Собко А.Ю.
Донецкий национальный университет

РАСЧЕТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА АММИАКОМ НА ЖИВОТНОВОДЧЕСКИХ КОМПЛЕКСАХ

Крупные животноводческие комплексы являются мощными источниками выделения загрязняющих веществ, оказывая отрицательное воздействие на качество атмосферного воздуха. Отходы животноводства являются источниками вредных газов и запахов, обусловливают попадание в воздушную среду микроорганизмов, отрицательно влияют на микроклимат животноводческих помещений и окружающих территорий. Комплексы крупного рогатого скота на 9-10 тыс. голов загрязняет атмосферу в радиусе до 3 км, свиноводческий комплекс с содержанием 100 тыс. голов свиней — свыше 5 км.

В воздухе животноводческих помещений выявлено более 20 различных газов, среди них: аммиак, сероводород, меркаптан, метан и др., вредно влияющих на здоровье и снижающий продуктивность животных. По мнению ученых, специалистов животноводства и технологов, продуктивность животных на 10-30% определяется микроклиматом в животноводческом помещении. Отклонение параметров микроклимата от установленных пределов приводит к сокращению удоев молока на 10-20 %, прироста живой массы - на 20-33 %, увеличению отхода молодняка до 5-40 %, уменьшению яйценоскости кур - на 30-35 %, снижению устойчивости животных к заболеваниям.

Помимо этого вредные и дурно пахнущие газы весьма вредны для людей, работающих в животноводческих помещениях, в особенности это относится к аммиаку. Это связано с тем, что диоксид углерода и сероводород, имеющие большой удельный вес, накапливаются внизу (до 0,5 м от пола) — в зоне размещения животных и птиц, а также в жижесборниках; аммиак, как более легкий газ, находится в верхней зоне помещений (1,5 м от пола и выше). По природе своего действия на организм аммиак напоминает удушающие (из группы хлора) газы, но в отличие от них вызывает более резко выраженную воспалительно-некротическую патологию. Аммиак с водой представляет собой щелочь, которая вызывает химический ожог слизистых оболочек, кожи. При непрерывном и длительном воздействии аммиака с повышенной концентрацией ухудшается общее состояние организма, наблюдается ухудшение функции пищеварительного тракта.

Аммиак относится к неканцерогенным веществам. Международная методология оценки риска предусматривает, что для неканцерогенных веществ и канцерогенов негенотоксического действия предусматривается наличие пороговых уровней, ниже которых вредные эффекты не возникают.

Для характеристики риска неканцерогенных эффектов чаще всего используют два показателя минимального риска – референтные доза (RfD) и концентрация (RfC). В табл. 1 приведены основные нормированные характеристики содержания аммиака в воздухе.

Таблица 1

Безопасный уровень воздействия и ПДК для аммиака в воздушной среде

Название вещества	$ПДК_{с.с.}$, мг/м^3	$ПДК_{р.з.}$, мг/м^3	$ПДК_{м.р.}$, мг/м^3	*RfC* при ингаляционных воздействиях, мг/м^3	
				хронических	кратковременных
Аммиак	0,04	20	0,2	0,1	0,35

Оценку риска развития неканцерогенных эффектов осуществляют путем сравнения фактических уровней экспозиции с безопасными (референтными) уровнями влияния и определением коэффициента опасности:

$$HQ = AD / RfD \qquad или \qquad HC = AC / RfC\,, \tag{1}$$

где HQ – коэффициент опасности; AD – средняя доза, мг/кг; AC – средняя концентрация, мг/куб.м; RfD – референтная доза, мг/кг; RfC – референтная концентрация, мг/куб.м.

В соответствии с методикой оценки риска при ингаляционном воздействии вещества из атмосферного воздуха среднесуточная доза (AD) определяется по формуле:

$$AD = \frac{((Ca \cdot Tout \cdot Vout) + (Ch \cdot Tin \cdot Vin)) \cdot EF \cdot ED}{(BW \cdot AT \cdot 365)}\,, \tag{2}$$

где *AD* - среднесуточная доза вещества, мг/кг·сутки; *Ca* - концентрация вещества в атмосферном воздухе, мг/м^3; *Ch* - концентрация вещества в воздухе помещения, мг/м^3; *Tout* - время, проводимое вне помещения, ч/сутки; *Tin*- время, проводимое в помещении, ч/сутки; *Vout* - скорость дыхания вне помещения, м^3/ч; *Vin* - скорость дыхания в помещении, м^3/ч; *EF* - частота воздействия, дней/год; *ED* - длительность воздействия, лет; *BW* - масса тела, кг; *AT* - период осреднения экспозиции, лет; 365- число дней в году.

На основе анализа многочисленных литературных источников, используя данные, полученные авторами в результате исследований в производственных помещениях агрокомбината «Углегорский» Артемовского р-на Донецкой обл. (в настоящее время свинокомплекс «Бахмутский аграрный союз»), для проведения расчетов были определены значения концентраций аммиака: *Ca* = 0,2 мг/м^3 (в пределах санитарно-защитной зоны), *Ch* = 15 г/м^3. Значения остальных параметров были выбраны для взрослого мужчины при условии длительности рабочего дня 8 часов и стаже работы 10 лет.

В результате расчета было получено значение *AD* = 2,37 мг/м^3.

Референтную суточную дозу можно определить, используя значение референтной концентрации. В данном случае было получено значение *RfD* = 0,02 мг/кг.

Тогда коэффициент опасности равен

$$HQ = 2{,}37/0{,}02 = 118{,}5.$$

Это значение коэффициента опасности соответствует очень высокой степени риска при ингаляционном воздействии аммиака на организм человека и требует принятия безотлагательных мер по улучшению микроклимата в животноводческих помещениях.

УДК 504.4.062.2(043.2)

Новосад К.О., Шепталіна Ю.О., Рябчевський О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ГЛИНИ СПОНДІЛОВОЇ ЗЕЛЕНОЇ

Однією з найважливіших проблем авіаційної галузі є підвищення екологічної безпеки, ефективності та економічності процесів відновлення елементів авіаційної техніки та очищення стічних вод виробництва. Напрямком вирішення цієї проблеми може бути використання екологічно безпечних матеріалів. Одним з таких поширених природних екологічно безпечних матеріалів є глина. Великі запаси цих матеріалів, їхня дешевизна, досить високі адсорбційні, іонообмінні та фільтраційні властивості роблять економічно доцільним використання природних сорбентів у процесах очищення стічних вод. Ці властивісті глинистих порід безумовно викликають величезний науковий та практичний інтерес, оскільки дають змогу здійснювати ефективну очистку води від широкого спектру забруднюючих речовин.

З метою встановлення показників ефективності використання глини спонділової зеленої в якості природного сорбенту були проведені експериментальні дослідження щодо можливості її застосування у процесах очищення води від іонів хрому та нікелю.

У вихідний розчин іонів хрому з масовою концентрацією хрому (III) 0,1 мг/л об'ємом 1л вносилися наважки глини спонділової зеленої масою: 5г, 10г, 20г, та 40г. Відбір проб води проводився кожні 5 хвилин у продовж 30 хвилин. Вимірювання концентрації хрому проводилися на фотоелектроколориметрі у діапазоні концентрацій від 0,01 до 0,2 мг/л, при цьому сумарна відносна похибка (±δ), %, не перевищувала 23%. Результати досліджень представлені на рис.1.

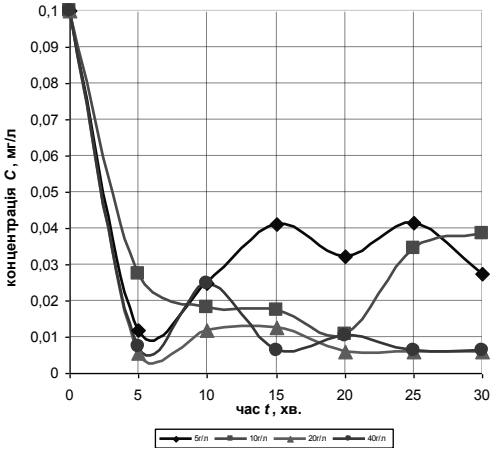


Рис.1. Зміна концентрації *Cr* з часом *t*.

Максимальне зниження концентрацій хрому відносно вихідної проби у більшості випадків спостерігалося вже на 5-ій хвилині після розведення. При цьому, максимально концентрація знижувалась майже у 16,5 разів (на 95%) відносно вихідної. Порівняння результатів дослідження дає змогу визначити оптимальну кількість коагулянту у концентрації 20г/л, оскільки при подальшому її підвищенні суттєвого збільшення глибини та зменшення часу очистки не спостерігається.

У другому випадку у вихідний розчин іонів нікелю з масовою концентрацією нікелю 2,0 мг/л об'ємом 1л вносилися наважки глини спонділової зеленої масою: 5г, 10г, 20г, 40г. Відбір проб води проводився кожні 5 хвилин у продовж 30 хвилин. Вимірювання концентрації нікелю проводилися на фотоелектроколориметрі КФК-3 у діапазоні концентрацій від 0,5 до 2,0 мг/л, при цьому сумарна відносна похибка (±δ), %, не перевищувала 10%. Результати експериментальних досліджень представлені на рис.2.

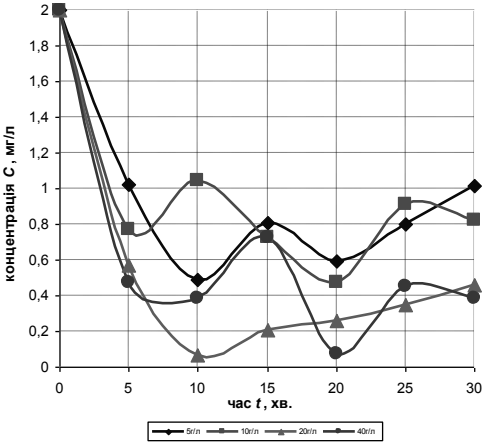


Рис.2. Зміна концентрації *Ni* з часом *t.*

Максимальне зниження концентрацій нікелю відносно вихідної проби у більшості випадків спостерігалося вже на 10-ій хвилині після розведення. При цьому, максимально концентрація знижувалась майже у 33 рази (на 97%) відносно вихідної. Порівняння результатів дослідження дає змогу визначити оптимальну кількість коагулянту у концентрації - 20г/л.

Проведені дослідження підтвердили ефективність використання глини спонділової зеленої у якості адсорбенту для очищення стічних вод забруднених важкими металами. Результати проведених експериментів свідчать про необхідність проведення подальших досліджень з метою з'ясування можливості використання цього природного матеріалу в технологіях очистки стічних вод від сполук інших важких металів.

УДК 547.262:66.022:502(043.2)

Федун Н.О., Васильченко О.А.
Національний авіаційний університет, Київ

БІОЕТАНОЛ – НОВЕ ПОКОЛІННЯ АЛЬТЕРНАТИВНОГО, ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТОГО ПАЛИВА

У наш час все гостріше постає питання пошуку надійних, альтернативних, економічно вигідних, екологічно чистих, постійно відновлюваних джерел енергії і створення енергозберігаючих технологій. З проблемами сучасної енергетики тісно пов'язане рішення задач по проблемі охорони навколишнього середовища. У зв'язку зі зростанням темпів вичерпання традиційних джерел енергії, зростають ціни на них. В той же час за кордоном проводяться широкомасштабні дослідження і впровадження технологій, які забезпечують отримання відновлювальних джерел енергії з біомаси (в тому числі з відходів промислових виробництв та комунально-побутового сектору, сільського господарства). В Україні відсутня національна програма по цій проблемі. Тому її вирішення є актуальним.

Чисте паливо – чисте навколишнє середовище. Етанол нетоксичний і розчинний у воді. На відміну від метил-трет-бутилового ефіру етанол не викликає забруднення грунтових вод. При розливі бензину етанол розкладається природним шляхом швидше, ніж інші компоненти, не спричиняючи при цьому шкоду навколишньому середовищу.

Бензин являється найбільшим джерелом штучних канцерогенних речовин. Завдяки додаванню єтанола бензин збагачується киснем, що сприяє більш повному згоранню і зменшенню викидів CO_2 на 30%. Він також зменшує викиди токсичних речовин на 30%, а викиди летких органічних сполук – більш, ніж на 25%. Проаналізувавши життєвий цикл етанолу, визначено, що він виробляє 134% енергії, яка затрачується при вирощуванні, збиранні й переробці біомаси. Бензин же повертає лише 80% енергії, яка використовується при його виробництві.

Біоетанол виробляється із відновлюваних природних ресурсів. В більшості країн виробництво етанолу ведеться із зернових культур (кукурудза, пшениця та ін.), але процес отримання спирту не обмежується лише цими культурами. Виробництво біоетанолу із вищезгаданої сировини вимагає достатньої кількості родючих земель і води на їх зрошування. Для вирішення цієї проблеми впроваджено технології виробництва біоетанолу із целюлозомісткої сировини, яка включає стебла або солому зерна, відходи деревообробної промисловості без залучення додаткових земель.

УДК 504.054 (477.73)

Федюкіна Д.В., Трохименко Г. Г.
Національний університет кораблебудування ім. адм. Макарова

ПРОБЛЕМА ЗАБРУДЕННЯ НАФТОПРОДУКТАМИ БАСЕЙНУ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ У МИКОЛАЇВСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Екологічна ситуація, що пов'язана з нафтовим забрудненням поверхневих вод, підземних горизонтів та ґрунтів в Миколаївській області досить напружена. Промисловий комплекс і багатогалузеве сільське господарство здійснюють значний негативний вплив на довкілля. Незважаючи на те, що обсяги виробництва продукції в області за останні десять років значно знизились, ступінь техногенного навантаження на основні складові екосистеми залишається суттєвим.

Південний Буг - одна з основних водних систем України, яка забезпечує водними ресурсами понад 4,0 млн. чоловік, 4 обласні центри, великі енергетичні об'єкти, промислові підприємства. Проблема нафтового забруднення є досить актуальною для басейну ріки. Згідно з екологічними паспортами Хмельницької, Вінницької та Миколаївської областей рівень нафтопродуктів (НП) у воді залишається на високому рівні і перевищують ГДК у 4-6 рази, особливо у економічно розвинених районах інтенсивного сільськогосподарського та промислового виробництва .

Очисні споруди та каналізаційні мережі області у більшості побудовані 30-40 років тому, вони морально та фізично застаріли, не відповідають сучасним вимогам, знаходяться в аварійному стані. Так МКП „Миколаївводоканал" працює з перевантаженням очисних споруд, відсутні процеси знезараження вод після очистки перед скидом в Бузький лиман. У аварійному стані знаходяться каналізаційні мережі, у тому числі глибоководний випуск з очисних споруд каналізації, багато колекторів потребують негайної заміни.

Разом із забрудненими водами у водойми басейну річки Південний Буг та Бузького лиману в 2007 році надійшло 30,3 т нафтопродуктів, в 2008 - 32,2 т. Вміст нафтопродуктів у поверхневих водах річки Південний Буг та Бузького лиману в межах міста, за даними Миколаївського обласного ГМЦ, продовжує зберігатися на високому рівні хімічного забруднення і становить 5-7 ГДК.

Забруднення нафтопродуктами бузьких вод в 2009 р. значне і складає, в середньому, в поверхневому шарі 0,22 (4 ГДК), у придонному – 0,28 мг/дм^3 (5,6 ГДК). Найбільш високі максимальні концентрації спостерігалися в гирлових водах ріки Південний Буг на поверхневому горизонті в червні – серпні (0,70 мг/дм^3; 0,72 мг/дм^3; 0,95 мг/дм^3) і на придонному – у липні (0,88 мг/дм^3), в районі Варварівського мосту та морського порту. Повторюваність концентрацій, рівних і перевищуючих ГДК, збільшилася в порівнянні з 2008 р. на 10 % і склала 90 %. Вміст нафтопродуктів у шарі «поверхня – дно» складає 0,25 мг/дм^3 (4,7 ГДК), що в 1,3 рази вище середньої ранжируваного ряду 2003 – 2008 р. Найбільше перевищення концентрації нафтопродуктів спостерігалося у червні, в районі Варварівського мосту, де концентрація досягла 0,95 мг/л (19 ГДК).

Значним джерелом забруднення продовжує залишатися скид нафтопродуктів з міських очисних споруд стічних вод МКП "Миколаївводоканал", що викликано головним чином промисловими забруднювачами, які не мають ефективних

локальних очисних споруд. Складність економічного стану обумовлює те, що на даному етапі практично неможливе централізоване каналізування стічних вод. Тому поліпшення екологічної ситуації, збереження водних ресурсів необхідно забезпечувати шляхом очищення нафтовмісних виробничих і зливових стоків із одночасним захистом акваторії від аварійних скидань. Причому очищення до нормативного стану повинно забезпечуватися в основному на локальних об'єктах.

У структурі промисловості міста провідне місце займає машинобудування та металообробка, серед них виділяються такі галузі, як суднобудування та енергетичне машинобудування, які представлені в Миколаєві трьома суднобудівними заводами - «Чорноморський суднобудівний завод», «Суднобудівний завод ім. 61 Комунара» та «Океан». А також рядом підприємств, що забезпечують виробництво суднового устаткування - акціонерні товариства "Ера", "Екватор", ДП НВКГ "Зоря - Машпроект", хоча частина з них на сьогоднішній день майже не працює.

Крім цього, в місті розташовані підприємства електротехнічної, сільськогосподарської діяльності, автогосподарства, нафтобази, АЗС. Розвинений залізничний, водний транспорт та ін.

Так, в стічних водах, які скидаються на загальнозаводські очисні споруди підприємств машинобудівної галузі, міститься від 0,003 до 0,8 кг/м різних олієподібних домішок. Нафтопродуктами забруднені стічні води ТЕС, автогосподарств, нафтосховищ, великих АЗС, складів ПММ, в портах вміст НП до 10 мг/л, від залізничного транспорту - 7500 мг/л, електроенергетики - 11 мг/л, ремонту сільськогосподарських машин - 4320 мг/л, авторемонт НП -20 мг/л.

Не менш серйозним джерелом забруднення водойм є поверхневі стоки. Разом із дощовими та талими, паводковими водами до ріки та лиману потрапляють нафтопродукти. В області немає полігону промислових токсичних відходів, тому гальванічний мул, нафтопродукти, відходи лакофарбових матеріалів, гуми накопичуються на підприємствах, і часто в місцях, абсолютно не пристосованих для цього, тому потрапляють в ґрунт та підземні води. Нафтопродукти – широко розповсюджені забруднювачі, для яких гранично допустимі концентрації на 1-2 порядки нижче їх розчинності. У зв’язку з цим потрапляння нафтопродуктів у водоносні горизонти робить непридатними для споживання великі об’єми питної води.

Система потребує вирішення низки організаційних, правових та економічних питань щодо управління водним господарством і регулювання відносин; реалізації проектів та заходів з технологічного оновлення і реконструкції систем водозабезпечення; істотне зменшення надходження нафтопродуктів до водних об'єктів, ґрунтів та водоносних горизонтів. Що дасть змогу цілісно та узгоджено аналізувати та контролювати ситуацію, щодо нафтового забруднення басейну ріки, його попередження та прогнозування.

УДК 614.777 (075.8)

Усик О.Д.
Рівненський державний гуманітарний університет

ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ М. РІВНЕ

За понад 20 років експлуатації Горбаківського водозабору, заповнення ставків регуляторів Хмельницької АЕС, відсутності двостороннього регулювання меліоративних систем погіршилася екологічна ситуація в районі розміщення водозабору.

Внаслідок цього на території району різко знизились рівні підземних вод, що привело до повного або часткового зникнення води в шахтних колодязях місцевих жителів: 45 населених пунктах на площі 120 кв.км. Для забору підземних вод застосовують різні споруди — свердловини, шахтні колодязі, каптажні камери. Вибір того чи іншого водозабору визначають техніко-економічними розрахунками залежно від гідрогеологічних умов, розрахункових витрат води та техніко економічних показників будівництва і експлуатації водозабору.

Тип споруд для забору підземних вод приймають залежно від глибини їх залягання, потужності водоносного пласта, умов залягання (характер порід, насиченість пласта водою, напір води в пласті тощо). Склад споруд для водозаборів підземних вод слід визначити при проектуванні залежно від місцевих умов. Водозабір, як правило, повинен включати водоприймальні споруди; насосні станції; трубопроводи.

Водозабірні споруди із підземних джерел слід розташовувати на ділянках:

- розташованих поблизу місця споживання води;
- що мають найбільшу кількість та найкращу якість води, а також найвище положення динамічного рівня води в процесі експлуатації, а отже і найменшу висоту водопідйому;
- що забезпечують можливість розширення на перспективу, простоту експлуатації на надійність роботи.

З метою захисту підземних вод від забруднення повинна бути організована санітарна охорона ділянок розташування водозаборів.

Зона санітарної охорони для підземних джерел повинна складатися із трьох поясів, в кожному з яких повинен бути встановлений особливий санітарний режим.

У районах з великим числом експлуатованих свердловин часто спостерігається взаємний їх вплив, в результаті чого утворюється районна депресія водоносного горизонту. Вона може зростати в міру збільшення відбору води з водоносного горизонту, що призводить до зниження рівня води в свердловинах і збільшення висоти підйому води.

В окремих свердловинах розташованих поза межами депресійного впливу, якщо експлуатаційний горизонт гідравлічно не пов'язаний з поверхневими водами, глибини рівні води не змінюються. Районна депресія може утворитися при інтенсивному відборі води з водоносного горизонту у випадку взаємного впливу свердловин одна на одну. Іноді це призводить до виснаження водоносного горизонту. Донедавна повноводна річка Горинь внаслідок порушення водного балансу теж обміліла. В районі водозабору утворилася депресійна воронка розширилась до 375 м.кв. Загальна площа зневоднених сільськогосподарських угідь складає понад 3 тис.га і з кожним роком вона збільшується.

На поверхні ґрунту створилась сітка глибоких тріщин, нерівностей, що перешкоджає використанню природних лук за прямим призначенням. Розломи поверхні землі в районі водозабору (села Чудниця, Воскодави, Мнишин, Горбаків) сягають 5-7 м глибиною і до 1,5 м шириною. Тріщини землі за останні роки з'явилися й на відстані понад 15 км від зони водозабору.

Для попередження можливих негативних наслідків та з метою детального визначення конкретного виходу із наявного в районі становища було розроблено і затверджено рішенням обласної ради № 181 від 04.11.1992р. «Техніко-економічне обґрунтування поліпшення водогосподарської обстановки і використання земель басейну р. Горинь у зоні впливу водозаборів м. Рівне і робочого проекту на будівництво шлюзу регулятора». Ним передбачалось здійснити ряд заходів, зокрема, реконструювати та ввести нових осушувальних систем, побудувати 234 гідротехнічні споруди на каналах, в т.ч. 5 шлюзів-регуляторів, 12 насосних станцій, 40 ставків.

Найважливішою екологічною проблемою є утворення депресивної зони із значним пониженням рівня підземних вод в районі Горбаківського водозабору внаслідок інтенсивного забору підземних вод для водозабезпечення м. Рівне. А також скид недостатньо очищених та неочищених стічних вод комунальними підприємствами області; Особливо загрозливим він і в даний час є не стільки в частині забезпечення якісною питною водою райцентру і сіл району, а екологічними наслідками для довкілля.

Нами проводилося дослідження якості води Горбаківського водозабору продовж останніх 5-ти років. Дослідженнями встановлено, що якість води в межах норми (рис.1.). В останній час владними структурами розглядаються питання альтернативного забезпечення питною водою населення м. Рівне з інших джерел.

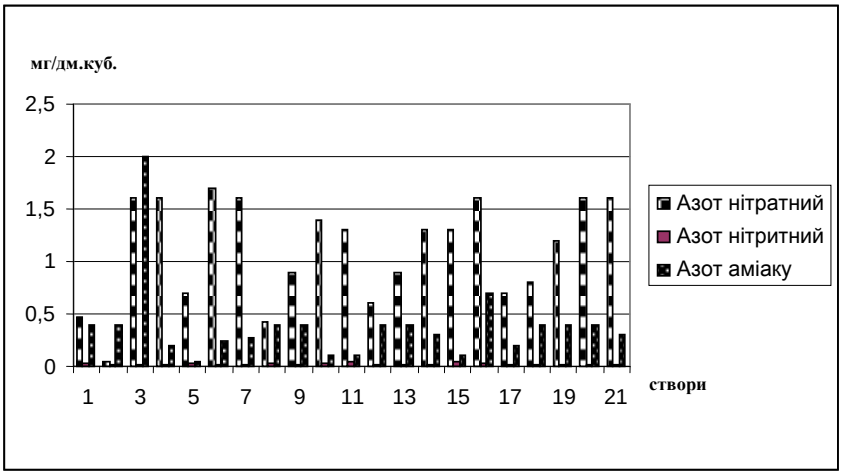


Рис. 1. Якість питної води на Горбаківському водозаборі.

УДК 539

Векерик Є.В.
ПВНЗ «Галицька Академія», Івано-Франківськ

ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИЯВЛЕННЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ СНЯТИНСЬКОГО РАЙОНУ

Снятинський район, площею понад 500 км^2, розташований в південно-східній частині Івано-Франківської області, на Прут-Дністровському межиріччі; в умовах простої геологічної будови; з широкими площами грунтів різного генезису; пір'ястою структурою річкової мережі; розповсюдженню лісових, лісостепових і степових екосистем; а також наявністю радіоактивних плям від Чорнобильської катастрофи. Саме тому, об'єктом дослідження і був обраний Снятинський район.

Основна радіаційна пляма в у вигляді витягнутого еліпса простягується з північного сходу на південний захід, тобто у відповідності з пануючим напрямком вітрів, які принесли сюди радіоактивний пил у перші дні після аварії на Чорнобильській АЕС.

На території району в кожному населеному пункті спостерігається радіонуклідне забруднення. Села Стецева, Стецівка, Потічок, Русів та Підвисоке Снятинського району віднесені до зони посиленого радіоекологічного контролю.

Дослідження та виявлення радіаційного забруднення території району, були здійснені в польових умовах, інструментальним методом, за допомогою дозиметра-радіометра МКС-05 «ТЕРРА». Дозиметр-радіометр МКС-05 «ТЕРРА», призначений для вимірювання еквівалентної дози (ЕД) та потужності еквівалентної дози (ПЕД) гамма- та рентгенівського випромінень, а також поверхневої щільності потоку бета-частинок.

Було заміряно 18 точок у різних частинах території району. Заміри проводились у таких селах та містах району, як: сс. Шевченкове(т.1, т.2), Ганьківці(т.3, т.4), Рожеві-Поля(т.5, т.6), Стецева(т.7, т.8), Потічок(т.9, т.10), Устя (т.11, т.12), Тулуків(т.13, т.14), м.Снятин(т.15, т.16), та смт.Заболотів(т.17, т.18),. В кожному селі чи місті заміри проводились у двох місцях: у найвижчій (тт.1,3,5,7,9,11,13,15,17) та найнижчій точках місцевості (тт.2,4,6,8,10,12,14,16,18).

Замір гамма-потужності проводився в одній точці по 5 разів, а потім виводилось середнє значення в мкЗв/год. Отримане число множилося на 24 (години в добу) та 365 (днів в рік) і було одержано значення, яке після було переведено в млЗв/рік. Як відомо, для населення, це значення не повинне перевищувати норму - 1 млЗв/рік.

Замір бата-щільності проводила аналогічно. П'ять разів з закритим вікном детектора ($\beta 1$) і п'ять - з відкритим ($\beta 2$), різниця між одержаними значеннями і було бета-забрудненням, яке вимірюється в 10^3/см$^2\times$хв. Нормативним значенням бата-щільності не більше (фон+20) 10^3/см$^2\times$хв.

Після замірів були одержені такі результати, які вимірюються в млЗв/рік: т.1 - 0,963; т.2 - 1,284; т.3 - 0,905; т.4 - 0,963; т.5 - 0,934; т.6 - 1,284; т.7 - 0,788; т.8 - 1,051; т.9 - 0,876; т.10 - 0,936; т.11 -0,936; т.12 - 1,051; т.13 - 0,672; т.14 - 0,788; т.15 - 0,788; т.16 - 0,672; т.17 - 0,788; т.18 - 0,876.

Отже, як бачимо з проведених замірів, на території району дійсно існує перевищення радіаційного фону. Але крім тих сіл, які відносяться до підвищеного радіоекологічного контролю (с.Стецева та с.Потічок), перевищення радіаційного

фону виявилося ще і в с.Шевченкове (т.1 та т.2), с.Рожеві–поля (т.5 та т.6) а також в тт.11 та 12 (с.Устя) (це можна побачити на рис.1). Скоріше за все це пов'язано з міграцією радіоактивних елементів в природі.

Рис. 1. Графік результатів замірів по радіаційному фоні.

Варто зазначити, що крім радіаційного фону, який безпосередньо впливає на здоров'я населення, є ще радіонукліди, які потрапляють в організм людини з продуктами харчування. Тому говорити, що радіаційний фон є нормованим, не можна.

На рис.2 можна побачити результати замірів бета-щільності. В т.1(с.Шевченкове) та т.8 (с.Стецева) бета-забруднення є найвищим в районі.

Рис. 2. Графік результатів замірів Бета-щільності.

В селах, де є перевищення радіаційного фону і при цьому вони не відносяться до зони посиленого радіоекологічного контролю, повинні бути вжиті негайні природоохоронні заходи, що дозволять захистити та зменшити негативний вплив радіаційного забруднення на навколишнє середовище та здоров'я населення.

УДК 631.6

Савчук Л.І., Архипова Л.М.
Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН МЕЛІОРОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ ЕТАЛОННОЇ СИСТЕМИ «ГНИЛА ЛИПА» ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Еталонна система „*Гнила Липа*" розташована в нижній частині долини р.Гнила Липа між населеними пунктами Рогатин – Бурштин. Це каньйоноподібна територія з неширокою заплавою, яка по обидва боки переходить у долину, далі у схили, місцями круті з перепадом до 30-40 м. Площа системи складає 1020 га, з них 978 га по способу відводу надлишкових вод – самотічна, 42 га з механічним підняттям води (польдер). Система має 31 спостережну свердловину на чотирьох гідростворах. Два гідроствори (І-І, ІІ-ІІ) є еталонними, мають 14 свердловин та 2 гідропости на річці Гнила Липа. Ґрунти за механічним складом суглинкові (637 га) та торфові (383 га).

Метеорологічні умови є одними з основних чинників, що суттєво впливають на меліоративний стан системи. В цілому за 2009 рік середня температура повітря за даними метеостанції Івано-Франківськ становила 8,6 ºС, що є вищою від середньобагаторічної норми на 1,3 ºС і на 0,5 ºС нижче від значень минулого року. Кількість опадів на 7 мм менше норми і становила 639 мм. Опади розподілялися нерівномірно протягом року.

Задача наших досліджень – оцінка екологічного стану грунтових вод меліорованих земель, порівняння з нормативними показниками та розробка природоохоронних заходів.

Режим ґрунтових вод осушуваних земель еталонної системи формується не тільки під впливом метеорологічних факторів, але також знаходився в залежності від ефективної роботи меліоративної мережі.

Наприклад, підтоплення (83 га) у 2009 р. було спричинене тим, що польдерна ділянка, яка знаходиться в нижній частині еталонної системи (межує з Бурштинським водосховищем) на даний момент знаходиться в технічно несправному стані і не виконує своїх функцій по механічному відведенню поверхневих та надлишкових ґрунтових вод.

За ступенем прояву екзогенних процесів ситуація добра на переважній площі системи (977 га), на площі 43 га – задовільна.

Хімічний склад еталонної системи «Гнила Липа» представлений на рисунку 1.

Ґрунтові води осушної системи характеризуються підвищеним вмістом K^++Na^+ (ств. І свр.1, ств. ІІ свр.1, ств. ІІ свр.7), SO_4^{2+} (ств І свр.1, ств ІІ свр.7). Водневий показник ґрунтових та поверхневих вод (pH) коливається в межах – 6,8- 7,9 (від нейтральних до лужних). Крім того, відмічається підвищений вміст K^++Na^+, Ca^{2+}, $Fe_2O_3^{3+}$ в дренажних водах.

Аналіз побудованого графіку дозволяє зробити висновок, що в цілому хімічний склад грунтових вод є в доброму стані. Коливання вмісту досліджуваних хімічних речовин має природне походження.

Таким чином, екологічні проблеми еталонної системи полягають не в зміні хімічного складу природних вод, а в періодичному підтопленні. І хоча технічний стан системи в цілому задовільний, на нашу думку впровадження

природоохоронних заходів з метою покращення екологічної ситуації є необхідним у 2010 році.

Для покращення екологічного стану меліорованих земель еталонної системи «Гнила Липа» необхідно відновити роботу польдера та провести розчистку відкритої мережі – 2000 тис. м^3, відремонтувати 1 трубчастий переїзд, вирубати чагарник на площі 8 га. Для покращення повітрообміну проводити глибоке розпушення. Також необхідно докорінно змінити використання меліорованих земель у сільськогосподарському виробництві.

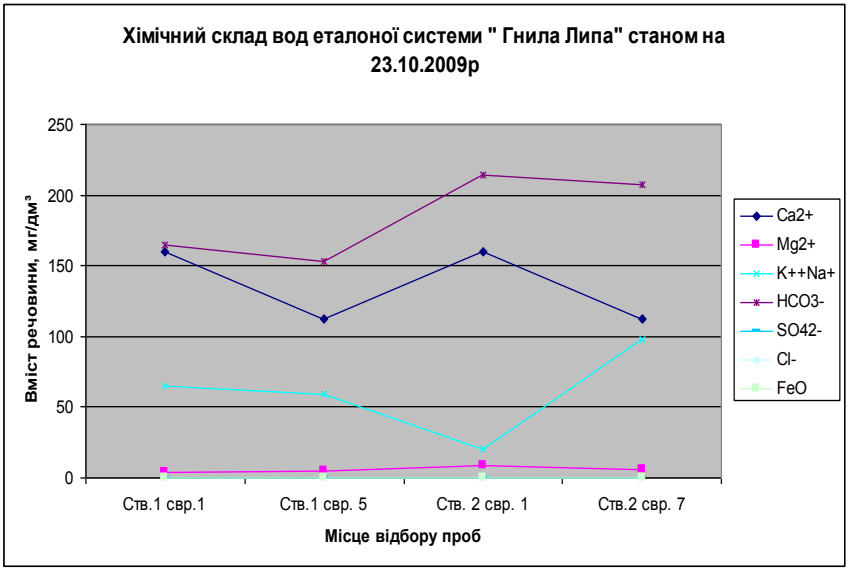


Рис. 1. Хімічний склад еталонної системи «Гнила Липа»

Для покращення якості моніторингових робіт необхідно переглянути розташування гідростворів I-I та III-III, так в створі I-I свердловини 1,2,7 знаходяться поза осушеними ділянками, а гідроствор III-III розташований на підвищенні, майже на межі осушної системи. Між цими двома створами розташована польдерна ділянка, яка в зв'язку зі знищенням насосної станції не виконує свої функції, що призводить до постійного підтоплення частини осушених земель.

З метою оцінки загальної тенденції зміни якості ґрунтових вод, необхідно провести обробку моніторингових даних спостережень за час існування системи, визначити гідроекологічних потенціал природних вод, їх спроможність до самоочищення. Такі задачі будуть нами вирішені в процесі написання дипломної роботи.

УДК 504.064

Федорчук Ю.І., Архипова Л.М.
ПВНЗ «Галицька Академія», Івано-Франківськ

ОЦІНКА СТАНУ ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ПРУТ НА ТЕРИТОРІЇ ЯРЕМЧАНСЬКОЇ МІСЬКОЇ РАДИ

Основною річковою артерією на території Яремчанської міської ради Івано-Франківської області є річка Прут, витоки якої знаходяться на північних схилах Чорногори на висоті понад 1750 м. У гірській частині басейну річки Прут розташований Карпатський Природний Національний парк.

Задача досліджень – оцінка гідроекологічного потенціалу якості поверхневих вод річки Прут, аналіз динаміки елементів хімічного складу природних вод у порівнянні з фоновими показниками та нормативними для заповідної території Карпатського Національного Природного Парку.

Проби відбиралися на восьми створах у всі гідрологічні сезони: зимову межень, весняну повінь, літній паводок і осінню межень. Були використані дані за період з 2002 по 2009 роки. Аналіз якості води проводився хімічною лабораторією Карпатського Національного Природного парку за наступними показниками: pH, ХСК, $БСК_5$, вміст заліза, хлоридів, кальцію, нітрит-іонів, нітрат-іонів, іону-амонію, сульфатів, магнію.

Для оцінки буферної здатності екосистеми р.Прут було використано «Індекс гідроекологічного потенціалу» (ІГЕП) – показник, що показує наскільки якісний стан водного об'єкту має потенціал чистоти порівняно з допустимими значеннями показників якості води, які адаптовані до Європейських і Українських стандартів [Архипова Л.М., 2008]. В розрахунках ІГЕП підсумовуються перевищення допустимих значень над фактичними концентраціями та віднімаються перевищення концентрацій над допустимими значеннями. Результат ділиться на кількість використаних показників.

Динаміка середньорічного індексу ІГЕП представлена на рис.1.

Рис. 1. Динаміка середньорічного індексу гідроекологічнго потенціалу р.Прут в межах Яремчанської міської ради.

Аналізуючи отримані дані, можна зробити наступні висновки:

- протягом останніх восьми років індекс гідроекологічного потенціалу залишався позитивним, тобто якість води постійно була дещо кращою за нормативні показники;
- в межах заповідної території ріка протягом досліджуваного періоду не втрачала здатності до самоочищення, погіршення показників в період пониженого стоку протягом місяця відновлювалось;
- буферний потенціал екосистеми р.Прут має закономірні коливання (сезонні й річні), середньо багаторічна якість річкових вод в п'ять разів перевищує стандарти; тобто ІГЕП =5 можна вважати фоновим для р.Прут в межах м,Яремне.

Для підтвердження наведених вище висновків побудуємо графік динаміки окремих показників якості води р.Прут за досліджуваний період часу (рис.2).

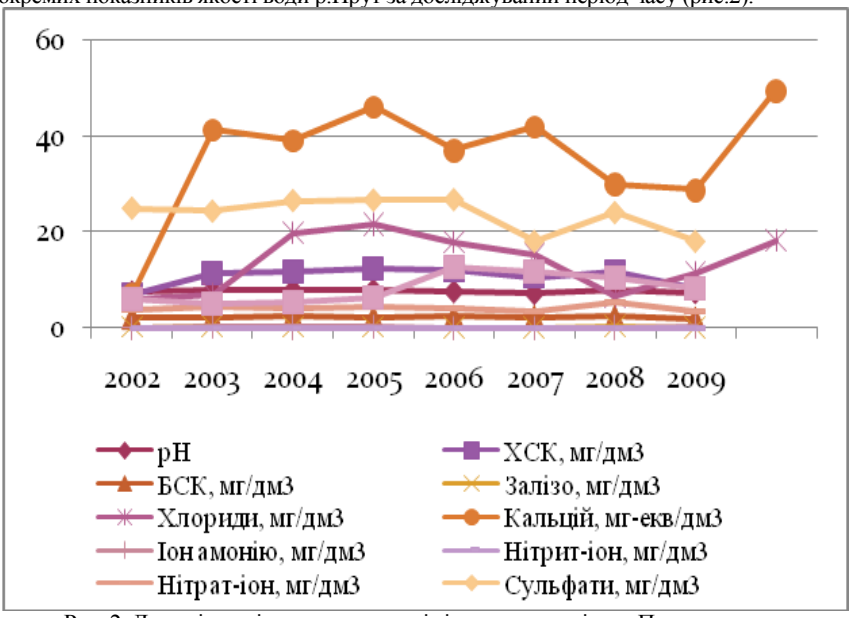


Рис. 2. Динаміка вмісту природних хімічних елементів в р.Прут по рокам.

Таким чином, проаналізувавши вміст хімічних елементів у воді р. Прут за період з 2002 по 2009 рік, порівнявши їх з нормативними показниками, використав комплексний показник буферної здатності гідроекосистеми – індекс гідроекологічного потенціалу можна зробити висновок, що в межах заповідної території Карпатського Національного Природного парку антропогенне навантаження урбоекосистеми м.Яремче протягом останніх восьми років не здійснює негативного впливу на гідроекосистему р.Прут, якість води у досліджених створах залишається на рівні фонових показників.

В подальшому розширення туристичних комплексів у верхівї р.Прут, зокрема туристичного комплексу «Буковель»повинно проводитись за умови збереження стабільності значень потенціалу якості води.

УДК 379.85(477.41/42)(043.2)

Бабікова К.О.,[1] **Ніколаєв К.Д.,**[2] **Дудар Т.В.**[1]
Національний авіаційний університет, Київ(1),
Національний педагогічний університет ім. М.П. Драгоманова, Київ (2)

ЕКОБЕЗПЕЧНИЙ РОЗВИТОК ТУРИСТИЧНОЇ ГАЛУЗІ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Українське Полісся являється однією з найпривабливіших та найсприятливіших для розвитку та організації туристичної діяльності територій в Україні. Воно являє собою особливу історико-етнографічну область, частину колишньої прабатьківщини слов'ян.

Полісся багате масивами хвойних і мішаних лісів, наявністю великої кількості озер, лугів рівнинних річкових заплав, щедрими мисливськими та рибальськими угіддями та має всі можливості для ефективного оздоровлення, відпочинку та організації туризму. На території регіону розташовуються численні курортні місцевості, заповідники, культурно-історичні пам'ятки, а також пам'ятки садово-паркового мистецтва[1].

В географічному плані Українське Полісся охоплює території Волинської, Рівненської, Житомирської, Київської, Чернігівської та частину Сумської областей. Кожна з них володіє значним історико-культурним, природним, архітектурним потенціалом, багатим рослинним та тваринним світом, мальовничими ландшафтами, що дає всі необхідні умови для активного розвитку туристичної діяльності.

Зважаючи на природні та історико-культурні особливості Поліського краю, досить розповсюдженими та перспективними являються такі види туризму, а саме: пішохідні та велосипедні прогулянки або походи будь-якої протяжності та тривалості; катання на човнах та байдарках по озерам або річкам; риболовля та мисливство; кінний; паломницький; історико-культурний; музейний; зелений та сільський туризм; спортивно – оздоровчий; етнографічний; фестивальний; науковий; діловий; екзотичний та ін.

Враховуючи значний туристичний потенціал Українського Полісся та активний розвиток туристичної діяльності на його території слід ввести туристичну галузь у русло екологічно безпечного розвитку. Це зумовлено тим, що будь-яка туристична діяльність призводить до зміни стану навколишнього середовища, деградації його основних природних компонентів, порушення природного балансу екосистем регіону.

Одним із можливих шляхів мінімізації впливів туризму на основні компоненти природи може стати комплексна екологізація, яка являтиме собою сукупність засобів і методів, які допоможуть раціонально використовувати, охороняти і відтворювати (де можливо) природні ресурси [2].

Головне завдання екологізації має полягати у збереженні природного характеру територій та ландшафтів в районах масового туризму, відпочинку та оздоровлення, здійснення заходів по плануванню туристичних турів, розрахунку допустимого туристичного навантаження на відвідувану територію, створення екологічних паспортів туристичних об’єктів, розроблення екологічних карт та

маршрутів, тощо. Без впровадження комплексної екологізації інтенсивний розвиток сучасної туристичної індустрії негативно відбиватиметься на екологічному стані об'єктів рекреації та туризму на Поліссі.

Процес екологізації туризму може бути реалізованим за допомогою ряду екологічно-правових вимог. До них можна віднести: встановлення лімітів на використання природних ресурсів, застосування маловідходних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій, здійснення заходів щодо відтворення відновлювальних природних ресурсів, планування розміщення туристичних об'єктів з урахуванням екологічної ємності відповідної території, збереження біологічного та ландшафтного розмаїття, запобігання забрудненню навколишнього природного середовища, застосування біологічних, хімічних та інших методів поліпшення якості природних ресурсів, економічного стимулювання заходів щодо забезпечення раціонального використання природних ресурсів та здійснення інших заходів, що забезпечують екологічно обґрунтоване природокористування в процесі туризму.

Саме тому, можна виділити основні шляхи екологізації туризму:

- паспортизація туристсько-рекреаційних ресурсів Полісся з обов'язковим визначенням антропогенного навантаження на природну екосистему[3];
- встановлення ресурсозберігаючих та екологічних стандартів для новозбудованих та реконструйованих закладів розміщення туристів;
- впровадження системи екологічної сертифікації об'єктів туризму;
- пріоритетне та пільгове фінансування еколого орієнтовних інвестиційних проектів у туризмі;
- розширення мережі природно-заповідного фонду на Поліссі;
- всебічна інформаційна підтримка ідеї збалансованого розвитку туризму серед усіх зацікавлених сторін процесу (туристів, виробників послуг, органів влади, громадських інституцій, природного середовища та ін.);
- підготовка висококваліфікованих фахівців-гідів з екологічною освітою.

Список використаної літератури

1. Минуле і сучасне Волині й Полісся: край на межі тисячоліть. Матеріали X наукової історико-краєзнавчої конференції, яка відбулася у Старому Чорторийську, Маневичах, Четвертні та Нововолинську в 2000 - 2002 рр. -Луцьк: Надстир'я, 2002.-292 с.

2. Ніколаєв К.Д., Ісаєнко В.М., Бабікова К.О. Збалансоване природокористування на прикладі екологізації туристичної галузі / Вісник Кременчуцького державного політехнічного університету ім. М. Остроградського, №5 (58). – Кременчук, 2009. С. 117- 120.

3. Гончарук В. Національна екологічна безпека та екологічна паспортизація водних об'єктів / В. Гончарук, Г. Білявський, М. Ковальов, Г. Рубців //Вісник Національної академії наук, №5, 2009. – С.22-29.

УДК 621.311.25:543:621.18

Кучерик Г.В.,[1] Омельчук Ю.А.,[1] Гомеля Н.Д.[2]
Севастопольский национальный университет ядерной энергии и промышленности (1),
Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт»(2)

ИОНООБМЕННОЕ ВЫДЕЛЕНИЕ ХЛОРИДОВ И СУЛЬФАТОВ ИЗ ВОДЫ

На сегодня сложилась такая ситуация, что большая часть населения Украины потребляет некачественную питьевую воду, а на востоке и юге страны в системах централизованного водоснабжения подается вода с недопустимо высокими уровнями жесткости и минерализации. Важной является задача удаления хлоридов и сульфатов при подготовке как питьевой так и технической воды: высокий уровень минерализации воды приводит к существенному ухудшению состояния водооборотных систем за счет стимулирования осадкоотложений, коррозионных процессов, которые сопровождаются высоким уровнем загрязнения сточных вод, разрушением трубопроводов и теплообменников [1]. Существующие методы обессоливания воды, такие как обратный осмос и электродиализ характеризуются образованием значительных объемов жидких отходов. Как правило, эти жидкие отходы вопреки существующим требованиям сбрасываются в природные водоемы, что приводит к их засолению. Поэтому проблема очистки воды от минеральных солей и солей жесткости является весьма актуальной.

Традиционные подходы выделения из воды минеральных солей ионообменным методом сводятся к выделению катионов на катионите в кислой форме и сорбции хлоридов и сульфатов на аниоците в OH^- - форме. При этом всегда стадия выделения анионов стоит после катионообменных фильтров. Как правило, кислые растворы, образующиеся после катионообменных фильтров нейтрализуются на аниоците, который находится в OH^- - форме. Представляло интерес изучить процессы выделения хлоридов и сульфатов на высокоосновном аниоците в основной форме без предварительной обработки на катионите. В этом случае отпадает необходимость в кислотной регенерации катионита и исключается возможность образования кислых регенерационных растворов. В то же время, при пропускании воды через высокоосновный анионит в случае сорбции хлоридов и сульфатов будет происходить подщелачивание воды, что позволит существенно её умягчить за счет перехода бикарбоната кальция в карбонат и гидролиза солей магния [2].

Таким образом, целью данной работы было изучение процессов умягчения и выделения сульфат- и хлорид-ионов на высокоосновном аниоците АВ-17-8.

В качестве изучаемого ионита рассматривался высокоосновной анионит АВ-17-8 в OH^- и CO_3^{2-} -форме. Сорбция ионов проводилась из растворов хлорида натрия (NaCl) с концентрациями от 1,0 до 10,0 г/дм^3 и раствор Na_2SO_4 с концентрациями 1,0; 1,5 и 2,0 г/дм^3 в севастопольской водопроводной воде (pH – 7,9; жесткость – 7,5 мг-экв/дм^3; содержание Cl^- - 212,0 мг/дм^3 и SO_4^{2-} - 70,0 мг/дм^3).

Из полученных выходных кривых и изотрем адсорбции видно, что концентрация хлоридов в воде снижается до 100,0 мг/дм^3, а жесткость снижается до 5,2-6,6 мг-экв/дм^3. При этом более эффективно снижается жесткость в первых пробах, в которых отмечено повышение pH до 10,5-11,1. В целом, эффективность умягчения воды невысокая. На более эффективное умягчение воды можно рассчитывать при использовании ионита в CO_3^{2-} -форме, так как при сорбции хлоридов в раствор переходят карбонат-анионы, которые эффективно связывают Ca^{2+} в воде [3].

Анионит в карбонатной форме обеспечивает снижение концентрации хлоридов до 265,0-440,0 мг/дм^3, что несколько хуже, чем анионит в OH^- - форме. Однако, при этом отмечено снижение жесткости до 3,0 мг-экв/дм^3. Следует отметить, что использование анионита в CO_3^{2-} -форме обеспечивает меньшее повышение pH по сравнению с OH^- -формой: pH в данном случае не превышает 10,8 в первых пробах.

Емкость ионита по сульфатам несколько выше по сравнению с емкостью по хлоридам, что обусловлено более высокой селективностью ионита по двухзарядным анионам по сравнению с однозарядными.

Приведенные данные говорят о том, что анионит АВ-17-8 в OH^- и CO_3^{2-} -форме можно использовать для ионообменной очистки воды от хлоридов и сульфатов с одновременным умягчением воды. Это допустимо для технических вод, которые используются в промышленности. В отдельных случаях необходима корректировка pH воды. Если эта вода используется для подпитки систем, то pH будет снижаться за счет эффекта разведения и за счет перехода бикарбоната кальция в карбонат и гидролиза солей магния.

Список использованной литературы

1. Когановский А. М. Адсорбция и ионный обмен в процессах водоподготовки и очистки сточных вод. – К.: Наукова думка, 1983. – 239 с.

2. Николадзе Г. И. Технология очистки природных вод. – М.: Высшая школа, 1987. – 479 с.

3. Гутникова Р. И., Берелович А. Х., Кузнецова О. И. Глубокое умягчение природных вод при пониженных температурах // Глубокая очистка воды. – М.: Высшая школа, 1989. – С. 57-61.

УДК 504.064.4(1/9)(477.54)

Ткачова И. А., Шевченко Н. Ю.
Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»

АСПЕКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДПРАЦЬОВАНИМИ НАФТОПРОДУКТАМИ НА ПІДПРИЄМСТВАХ УКРАЇНИ

Відпрацьовані нафтопродукти являються ресурсоціною вторинною сировиною. Основними аспектами впровадження системи поводження з відпрацьованими нафтопродуктами на підприємстві є забезпечення екологічно безпечного поводження з цими відходами, запобігання надходження їх у навколишнє природне середовище, організація первинного поточного обліку, збору та раціонального використання. Належним чином організована система поводження з відпрацьованими нафтопродуктами на підприємстві надасть можливість заощадити близько 40-50% цінної нафтової сировини.

Класифікація відпрацьованих нафтопродуктів здійснюється по ГОСТ 21046-86. Відпрацьовані нафтопродукти підрозділяються на групи:

- відпрацьовані моторні, компресорні, вакуумні, індустріальні масла, які втратили у процесі експлуатації свої показники якості або після певного терміну використання;
- відпрацьовані індустріальні масла та робочі рідини для гідросистем, газотурбінні, приладні, трансформаторні та турбінні масла;
- суміші відпрацьованих нафтопродуктів, нафтові промивні рідини, масла після термічної обробки металів, циліндрові, осьові, трансмісійні масла, масла для прокатних станів, масла, які видобуті з відпрацьованих нафтових емульсій, суміші нафти та нафтопродуктів, зібрані при зачищенні засобів зберігання, транспортування та видобуті з очисних споруд та нафтовміщуючих вод.

Відпрацьовані нафтопродукти проявляють небезпечні властивості, проходять по Жовтому переліку небезпечних відходів, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 13 липня 2000 р. № 1120 „Про затвердження Положення про контроль за транскордонними перевезеннями небезпечних відходів та їх утилізацією/видаленням і Жовтого та Зеленого переліків відходів” та являються небезпечними відходами. В Україні поводження з небезпечними відходами регулюється законодавчими актами, а саме:

- Законом України "Про охорону навколишнього природного середовища";
- Законом України "Про відходи";
- Законом України "Про екологічну експертизу";
- Законом України "Про ліцензування певних видів господарської діяльності";
- Законом України "Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення";
- Законом України "Про перевезення небезпечних вантажів".

Одним з найважливіших аспектів організації збирання та зберігання відпрацьованих нафтопродуктів на підприємствах є забезпечення запобігання

забруднення ними навколишнього природного середовища і насамперед вживання заходів, направлених на запобігання аваріям. Передача цих відходів іншим суб'єктам господарювання для перевезення, утилізації повинна здійснюватися лише при наявності у цих суб'єктів ліцензії Міністерства охорони навколишнього природного середовища на цей вид діяльності.

Також важливим аспектом поводження з відпрацьованими нафтопродуктами є впровадження первинного поточного обліку за формою № 1-ВТ (Облік відходів та пакувальних матеріалів і тари), введеною з 01.01.2009 р. наказом Мінприроди України від 07.07.2008р. № 342, та ведення належних державних статистичних спостережень за формою № 1-небезпечні відходи „Звіт про утворення, оброблення та утилізацію відходів I-III класів небезпеки", затвердженою наказом Держкомстату України від 30.06.2009 р. № 223, і формою № 4-мтп „Звіт про залишки і використання енергетичних матеріалів та продуктів перероблення нафти", затвердженою наказом Держкомстату України від 27.10.2005 р. № 331. За даними статистичних спостережень сьогодні в Україні обсяги збирання відпрацьованих нафтопродуктів становлять 4-5% загального обсягу споживання свіжих нафтопродуктів. Для порівняння в країнах ЄС нормативи збирання відпрацьованих нафтопродуктів знаходяться на рівні 50-60%. Це свідчить про те, що в Україні відсутній належний контроль за утворенням та рухом відпрацьованих нафтопродуктів, що призводить до негативних наслідків:

- неконтрольоване надходження відпрацьованих нафтопродуктів у природне середовище;
- передача відпрацьованих нафтопродуктів іншим суб'єктам господарювання, які не мають відповідних ліцензій Міністерства охорони навколишнього природного середовища, за наявні кошти;
- спалювання відпрацьованих нафтопродуктів у саморобних опалювальних агрегатах без відповідних дозволів спеціально уповноважених органів з охорони атмосферного повітря;
- приховування вірогідної інформації щодо обсягів утворення та накопичення відпрацьованих нафтопродуктів.

На виконання Рішення Ради національної безпеки і оборони України від 15 січня 2010 року „Про державне регулювання у сфері поводження з відходами" стосовно забезпечення повного збирання, максимально можливої утилізації, посилення державного контролю за додержанням вимог екологічної безпеки при поводженні з відпрацьованими нафтопродуктами необхідно на державному рівні вжити наступні заходи:

- розробити загальнодержавну програму поводження з відпрацьованими нафтопродуктами;
- розробити та затвердити у законодавчому порядку науково обґрунтовані технологічні нормативи утворення та збору відпрацьованих нафтопродуктів;
- розробити технічний регламент поводження з відпрацьованими нафтопродуктами.

УДК 678.74

Кравець І.В., Кофанова О. В.
Національний технічний університет України "КПІ", Київ

ПОЛІМЕРИ, ЩО ЗДАТНІ ДО БІОРОЗКЛАДАННЯ, - НАШЕ МАЙБУТНЄ

Людина XX століття не може собі уявити життя без полімерної тари. Світове виробництво пластику щорічно зростає на 5 – 6 % і наприкінці 2010 року сягне 250 млн.тонн [1]. В Україні утворюється приблизно 160 млн. $м^3$ твердих побутових відходів щорічно, половина з яких є відходами різноманітних полімерів. Причому тільки 80 % обсягу цих відходів може бути перероблено на вторинну сировину, тоді як 20 % підлягають захороненню. Виділяють три основні напрямки переробки й утилізації пластикових відходів: механічні, фізико-хімічні та термічні. Але кожен з методів має певні недоліки та не є досить екологічно безпечним.

На базі КНДЛ "Реактор" КБ "Шторм" та у співробітництві з кафедрою інженерної екології НТУУ "КПІ" проведено дослідження щодо пошуку оптимальних умов утилізації відходів поліетилентерефталату методом лужного гідролізу [2, 3]. Зрозуміло, що цей метод обумовлений необхідністю утилізації великої кількості полімерних відходів, що не здатні розкладатися в природних умовах. Хоча було б дуже добре, якби полімери за певних умов довільно розкладались на нешкідливі для природи компоненти!

Коріння пошуку альтернативної сировини для так званих біополімерів сягає ще 30-х років, коли промисловий автогігант Генрі Форд досліджував можливість використання пластиків на основі соєвих культур для комплектуючих своїх автомобілів. З того часу розробкою пластику, здатного до біорозкладання, займались вчені таких провідних компаній як Bayer та BASF (Німеччина), Easten Chemiical (США), DuPont (Швейцарія), Symphony Environment Ltd. (Велика Британія) тощо[4] та ін.

Однак масштабне комерційне застосування полімерів, що піддаються біорозкладу, розгортається дуже повільно. Це відбувається через те, що випуск таких пластиків є більш затратним, і пластик має менш стійкі фізико-хімічні властивості. Але виробники харчових продуктів та напоїв європейських країн, стурбовані питаннями екології, вже почали використовувати даний вид пластиків для виготовлення різноманітної упаковки. Адже треба щось робити в умовах тотального застосування людиною виробів з пластику! Це тим більш актуально, оскільки всі існуючі методи утилізації відходів полімерів є небезпечними для природного середовища, для здоров'я людини. Дану проблему необхідно вирішувати шляхами знаходження альтернативних видів полімерів, це наше майбутнє.

Здатність полімерів розкладатися і засвоюватися мікроорганізмами залежить від ряду їх структурних характеристик. Найбільш важливими є хімічна природа полімеру, його молекулярна маса, розгалуженість макроланцюга (наявність і природа бічних груп), надмолекулярна структура тощо. Відомі різні технологічні підходи до створення біодеградаційних полімерів, а саме селекція спеціальних

штамів мікроорганізмів, здатних здійснювати деструкцію полімерів [5]; синтез біодеградуючих полімерів методами біотехнології [6]; синтез біодеградуючих полімерних матеріалів, що мають хімічну структуру, схожу із структурою природних полімерів [5]; виробництво синтетичних біодеградуючих полімерів [7].

Ще одним цікавим напрямком у пошуку альтернативних видів полімерів є синтез так званих фотодеструкційних полімерів [8]. Під дією ультрафіолетового світла відбувається руйнація полімерних ланцюгів, внаслідок чого вироби стають крихкими і розсипаються під дією атмосферних явищ. Природні і синтетичні полімери, що містять хімічні зв'язки, які легко піддаються гідролізу, також мають високу здатністю до біодеструкції. Присутність замісників у полімерному ланцюзі зазвичай покращує їх здатність до біодеструкції.

Оскільки усі існуючі на даний час методи переробки й утилізації відходів полімерів, у тому числі й метод гідролізу, не є ефективними з точки зору екології та екобезпеки, людству необхідно звернути увагу на розробку та синтез таких полімерних матеріалів, які не потребували б подальшої переробки, які б були здатні довільно розкладатися в навколишньому середовищі. Сподіваємось, що й наші вчені, й функціонери та політики розуміють, наскільки важливою є дана проблема для України, для нашого спільного майбутнього.

Список використаної літератури

1. Митрофанов Р. Ю. / Переработка отходов полиэтилентерефталата / Р. Ю. Митрофанов, Ю. С. Чистяков, В. П. Севодин // ТБО. - 2006. - №6. – С. 5 - 8.

2. Кравець І. В. Метод гідролізу при переробці відходів поліетилентерефталату [Текст] / І. В. Кравець // Матеріали ІІІ Всеукраїнської студентської наукової конференції "Екологічна безпека довкілля. Проблеми та шляхи вирішення", укл. І. П. Студеняк. – Ужгород: Вид-во УжНУ, 2009. – С. 76.

3. Кравець І. В. Дослідження гідролізу як методу утилізації відходів полімерних матеріалів / І. В. Кравець, О. В. Кофанова, О. І. Василькевич, М. Б. Степанов // Вісник Національного технічного університету України "Київський політехнічний інститут". Серія "Гірництво": Збірник наукових праць. - К.: НТУУ "КПІ": ЗАТ "Техновибух", 2009. - Вип. 18. - С. 148-152.

4. Інтернет ресурс: http://www.himhelp.ru/ - хімічний сервер HIMHELP.ru

5. Фомин В. А. Биоразлагаемые полимеры, состояние и перспективы использования / В. А. Фомин, В. В. Гузеев // Пластические массы. - 2001. - №2. - С. 42 – 46.

6. Інтернет ресурс: http://www.apus.ru – портал Apus.ru.

7. Лошадкин Д. В. Биоразлагаемые полимеры // Пластические массы. - 2002. - №7. - С. 41–43.

8. Устинов М. Ю. Биоразлагаемые полимеры / М.Ю. Устинов, С.Е. Артеменко, Г.П. Овчинников и др. // Химические волокна. - 2004. - №3. - С. 25–28.

УДК 628.315

Кравченко К.Л.
Донецкий национальный университет

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА ПРЕВРАЩЕНИЯ НЕОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА ПРИ ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД

Обычно биологическое удаление минерального азота из сточных вод с участием активного ила включает два процесса: окисление ионов аммония до нитрат-ионов (нитрификация) и, затем, восстановление последних до молекулярного азота (денитрификация). Оба эти процесса весьма сложны и включают несколько стадий каждый с промежуточным участием соединений азота во всех возможных степенях окисления от -3 до +5.

Эти процессы осуществляют различные виды микроорганизмов. Нитрификаторы – это хемолитоавтотрофные аэробные бактерии. Денитрификаторы представляют собой гетеротрофные микроорганизмы, действующие как в аноксидных, так и в анаэробных условиях. Эти обстоятельства, в основном, определяют общий дизайн очистных сооружений – создание тем или иным способом аэробных и анаэробных зон, разделенных в пространстве (раздельные аэробные и анаэробные биореакторы) или во времени (попеременное создание кислородных и бескислородных условий в одном и том же реакторе). К последнему типу относятся т.н. реакторы с последовательной загрузкой. При лабораторных исследованиях процессов, протекающих в таких реакторах, было обнаружено явление, названное одновременной нитрификацией-денитрификацией, ОНД. Суть его состоит в том, что при концентрациях растворенного в воде кислорода до ~2 мг/л, т.е. в условиях, не очень благоприятных для микробиологической денитрификации, последняя протекает с заметной скоростью параллельно с нитрификацией. При этом общая степень удаления из воды минерального азота может превышать 90%.

Исследуемая область разбивалась на две части: непосредственно флокула сферической формы диаметром (75-300) мкм и окружающая среда кубической формы с длиной ребра 500 мкм. Соотношение между диаметром флокулы и длиной ребра выбиралось таким образом, чтобы объем флокулы был в ~10 раз меньше объема окружающей среды. Принимается, что химические реакции протекают только внутри флокулы (источниковые слагаемые имеются только для области внутри флокулы). Расчетные уравнения имеют следующий вид:

А) в окружающей среде:

$$\frac{\partial C1}{\partial t} = D\left(\frac{\partial^2 C1}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C1}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C1}{\partial z^2}\right)$$

$$\frac{\partial C2}{\partial t} = D\left(\frac{\partial^2 C2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C2}{\partial z^2}\right)$$

$$\frac{\partial C3}{\partial t} = D\left(\frac{\partial^2 C3}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C3}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C3}{\partial z^2}\right)$$

Б)внутри флокулы:

$$\frac{\partial C1}{\partial t} = D\left(\frac{\partial^2 C1}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C1}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C1}{\partial z^2}\right) - k1C1^2C2$$

$$\frac{\partial C2}{\partial t} = D\left(\frac{\partial^2 C2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C2}{\partial z^2}\right) - k2C1^2C2$$

$$\frac{\partial C3}{\partial t} = D\left(\frac{\partial^2 C3}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C3}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C3}{\partial z^2}\right) + \frac{k3C1^2C2}{1+C1}$$

где D – коэффициент диффузии, равный 1.49 10^{-5} $см^2/с$, а C_i концентрации кислорода (C1), аммония (C2) и нитрата (C3).

Результаты расчетов представлены в графическом виде на рис.1. В соответствии с представлениями, развитыми ранее о механизме одновременной нитрификации-денитрификации (ОНД), эффективность удаления из воды минерального азота имеет экстремальный характер в зависимости от концентрации растворенного кислорода при всех исследованных размерах флокул. При этом эффективность возрастает с увеличением радиуса сферической флоккулы.

Мы провели прямую экспериментальную проверку достоверности разработанной математической модели ОНД. Влияние размеров флокул на эффективность очистки исследовали в лабораторном непроточном реакторе. Активный ил, взятый из действующей установки по очистке бытовых сточных вод в пгт. Новый Свет, характеризуется размером сферических флокул (рис. 4). Проведение процесса ОНД с таким илом характеризуется эффективностью ~52% . При интенсивном механическом перемешивании в течение 30 мин. Размеры флокул уменьшаются, при этом эффективность очистки снижается до ~30%.

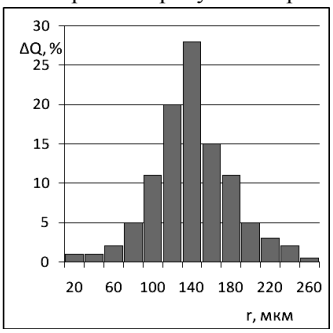


Рис. 1. Распределение флокул свежего активного ила по размерам

Влияние на эффективность удаления минерального азота концентрации растворенного кислорода исследовали в полномасштабном аэротенке действующего очистного сооружения. Экстремальная зависимость степени очистки сточной воды от минеральных соединений азота хорошо согласуется с расчетными данными.

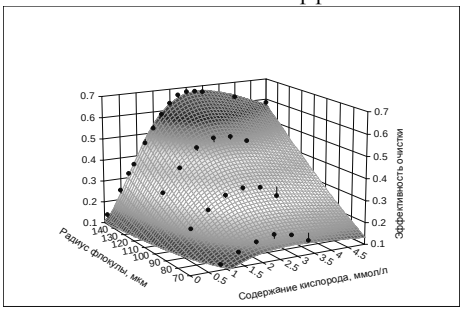


Рис.2 Зависимость эффективности микробиологической очистки воды от минерального азота от концентрации растворенного кислорода при различных размерах флокул

Таким образом, предложенная в настоящей работе математическая модель удовлетворительно передает экспериментальные данные по эффективности удаления из сточных вод минерального азота и может быть использована при проектировании очистных сооружений и оптимизации их эффективности (рис.2).

УДК 658.567:621.355:541.135:331.436

Чернишенко І.Е., Назарова В.В., Сердюк О.І.
Донбаська національна академія будівництва і архітектури, Донецьк

ДЕЯКІ АСПЕКТИ КОНТРОЛЮ ЕМІСІЇ ПРИ ПЕРЕРОБЦІ ВІДПРАЦЬОВАНИХ СВИНЦЕВО-КИСЛОТНИХ АКУМУЛЯТОРІВ ЕЛЕКТРОХІМІЧНИМ МЕТОДОМ

Контроль емісії токсичних сполук, які утворюються у процесах електрохімічного та гідрометалургійного виробництва свинцю та свинцевих покриттів, має велике значення для надання комплексної оцінки впливу виробництва на навколишнє середовище. Можливість ефективного контролю забруднювачів є критерієм вибору технології переробки свинцево-кислотних акумуляторів (ВСКА).

Технологічні процеси зменшення викидів можна умовно розділити на ті, що запобігають попаданню в атмосферу аерозолів і газів, які утворюються при електрохімічних процесах і процеси, які запобігають, власне, емісії шкідливих речовин над поверхнею ванни. Використання останніх є найбільш перспективним методом зменшення емісії шкідливих речовин, оскільки він дозволяє мінімізувати витрати електроліту, знизити вартість газоочистки, невеликий та енергоспоживання процесу.

Нами було досліджено вплив різних видів органічних добавок на параметри процеси переробки ВСКА. Використовувався електроліт наступного складу: $Pb(BF4)_2$=40г/л, HBF_4=180г/л, H_3BO_3=30г/л. У якості домішок використовувалися комплексоутворюючі речовини, неіоногенні та аніонні поверхнево-активні речовини (ПАР). В якості інтенсивності процесу визначалася допустима катодна щільність струму Дк, А/дм^2.

Можливість зменшення емісії оцінювалась за результатами виміру викидів фторидів з поверхні електроліту. Застосовували фотоколориметричний метод з алізарин-комплексоном у присутності нітрату лантану. Аналіз результатів дозволяє укласти, що використання деяких органічних домішок, зокрема неіонних ПАР дозволяє зменшити емісію у декілька разів.

Залежність викидів фторидів від температури електроліту вивчалася в електролітах без домішок та з етиленгліколем в концентрації 1,5 г/л, при температурі 20 та 40°С. Результати експериментів свідчать про те, що при збільшенні температури електроліту викиди фторидів також збільшуються. Для етиленгліколю величина викидів збільшилася в 1,71 рази, для електроліту без домішок – в 1,41 рази.

Були проведені експерименти з електролітом без домішок та з електролітом, в якому була присутня неіонна ПАР, при його барботажі повітрям. З результатів дослідів виходить, що вона знижує викиди шкідливих речовин за рахунок зниження кількості змочувача, та за рахунок утворення шару піни. Зменшення викидів фторидів відбулося більше, ніж в 16 разів.

Таким чином, органічні домішки є перспективним засобом контролю емісії забруднюючих речовин при переробці свинцево-кислотних акумуляторів та інших електрохімічних процесах.

УДК 621.039.75 (477) (043.2)

Плоскіна С.І., Сирота О.В., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ПОВОДЖЕННЯ З РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ

Широке використання ядерної енергії в Україні, що почалося в 50-х роках XX сторіччя, супроводжується утворенням радіоактивних відходів різних за активністю, ізотопним та агрегатним станом. Безпечне поводження з цими відходами є дуже важливою складовою загальної системи забезпечення безпеки при використанні ядерної енергії.

Поводження з радіоактивними відходами передбачає всі види діяльності (включаючи діяльність, пов'язану із зняттям з експлуатації), що стосуються оперування, обробки, в тому числі попередньої, кондиціонування, перевезення, зберігання чи захоронення радіоактивних відходів.

На території України розташовано понад 8000 різних установ та організацій, діяльність яких призводить до утворення радіоактивних відходів.

Основними виробниками радіоактивних відходів і місцями їх концентрації на сьогодні є:

1. АЕС (накопичено близько 70 000 м^3 РАВ);
2. Урановидобувна і переробна промисловість (накопичено 65,5 млн.т РАВ);
3. Медичні, наукові, промислові та інші підприємства і організації. Виконання робіт по збиранню, транспортуванню, переробці і захороненню радіоактивних відходів та джерел іонізуючого випромінювання від усіх цих підприємств, незалежно від їх відомчої підпорядкованості, здійснює Українське державне об'єднання (УкрДО "Радон") (накопичено близько 5000 м^3 РАВ);
4. Зона відчуження Чорнобильської АЕС (більш ніж 1,1 млрд. м^3 РАВ).

Ситуація з радіоактивними відходами набагато ускладнилася після Чорнобильської катастрофи, в результаті якої утворилися сотні тисяч кубічних метрів радіоактивних відходів різних категорій та типів. Радіоактивні відходи чорнобильського походження знаходяться зараз в пунктах захоронення радіоактивних відходів, пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів, на об'єкті «Укриття» і поза зоною відчуження. Велика кількість радіоактивних відходів чорнобильського походження є довгоіснуючими. Значна частина радіоактивних відходів зберігається в умовах, які не повною мірою відповідають нормам, правилам і стандартам радіаційної безпеки.

Комплексна (Державна) Програма поводження з РАВ розроблена відповідно до Закону України "Про поводження з радіоактивними відходами на 1999-2001 роки та на період до 2005 р." (Постанова Кабінету Міністрів України №480 від 29.04.96р., та Постанова Кабінету Міністрів України №542 від 5.04.99р.).

Відповідно до Стратегії поводження з радіоактивними відходами в Україні передбачено завершення створення та забезпечення ефективного функціонування в Україні цілісної системи поводження з радіоактивними відходами. Реалізація стратегії дасть змогу досягти безпечного поводження (включаючи захоронення) з радіоактивними відходами всіх типів і категорій, які були накопичені в попередні періоди, виникають під час поточного використання ядерної енергії і

утворюватимуться у майбутньому, у разі раціонального використання фінансових, технічних і людських ресурсів з урахуванням передового міжнародного досвіду.

Закон України "Про поводження з радіоактивними відходами" поділяє радіоактивні відходи на довгоіснуючі та короткоіснуючі. Довгоіснуючі - це радіоактивні відходи, рівень звільнення яких від контролю органу державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки досягається через 300 років і більше. Короткоіснуючі - це радіоактивні відходи, рівень звільнення яких від контролю досягається раніше ніж через 300 років.

85-90 % РАВ України є низько- і середньоактивними. Головними осередками накопичення найбільшої кількості високорадіоактивних відходів в Україні є атомні станції, на яких здійснюється їх часткова первинна переробка та тимчасове зберігання.

Радіоактивні відходи на АЕС складаються з рідких (РРВ) і твердих (ТРВ) відходів. РРВ утворюються з трапних вод, неорганізованих протікань першого контуру, стоків душових, санпропускників, лабораторій, регенераційних вод спеціальної водоочистки, внаслідок проведення дезактиваційних робіт. Продукт переробки РРВ - кубовий залишок (КЗ), зберігається в такому вигляді або концентрується методом глибокого упарювання для зменшення його об'єму. На всіх АЕС відсутній повний технологічний цикл первинної переробки РРВ. Тільки на Запорізькій та Хмельницькій АЕС здійснюється глибоке упарювання РРВ до концентрацій солей 1500-1600 г/л. На інших АЕС РРВ зберігаються у вигляді КЗ, що не відповідає вимогам норм та правил поводження з РАВ. На всіх станціях відсутні технології для переведення РРВ у твердий стан.

Існуюча система поводження з радіоактивними відходами в Україні не орієнтована на захоронення радіоактивних відходів усіх типів і категорій, не визначено організації, відповідальної за реалізацію технічної політики в сфері захоронення радіоактивних відходів.

Таким чином, наразі в Україні існують проблеми такі як недосконаліть системи поводження з радіоактивними відходами; незавершеність організаційних заходів щодо поводження з радіоактивними відходами; відсутність механізму фінансування, який відповідає міжнародно визнаним принципам безпечного поводження з радіоактивними відходами. Ці проблеми потребують негайного вирішення задля покращення екологічного стану навколишнього природного середовища та попередження негативного впливу на здоров'я населення.

Список використаної літератури

1. Кузнецова О. К., Радчик О.Л. Загрязнение окружающей среды отходами и опасными веществами. - М., 2005.

2. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами». -К.,1995.

УДК 581.526 (477)

Мирошниченко М.В., Трохименко Г.Г., Гіржева О.Л.
Національний університет кораблебудування ім. адм. Макарова, Миколаїв

ЗМІНА СКЛАДУ ФЛОРИ СТЕПОВОЇ ЗОНИ ПІВДНЯ УКРАЇНИ ВНАСЛІДОК ВПЛИВУ КЛІМАТИЧНИХ ЧИННИКІВ

Зміни клімату є важливим чинником формування якісного і кількісного складу рослинності. В Україні клімат з кожним роком стає все більш посушливим. Підвищення температури в Україні триватиме, при цьому збільшуватимуться різкі коливання температур від дуже високих до низьких. Саме тому на півдні нашої держави з'являтимуться пустелі і потім поступово пересуватимуться на північ.

Внаслідок кліматичних змін флора та фауна буде переміщатися в бік полюсів. Прикладом цього може слугувати факт розширення ареалу близько 500 видів рослин з півдня на північ і лише два-три види – з півночі на південь.

Клімат південних та східних областей набуватиме ознак напівпустелі (зараз це - степи), в той час, як північні області набуватимуть ознак степу (зараз - лісостеп). За таких швидких змін у кліматичних умовах багато рослин не встигнуть адаптуватися і будуть приречені на вимирання та зникнення.

В країні вже змінюється звична флора та фауна. До нас мігрують рослини з Середньої Азії та Середземномор'я. Відбувається помітна зміна ареалів видів рослин, поява і швидке розселення інвазійних видів. А це аж ніяк не безневинно, оскільки серед них є безліч видів рослин, які викликають алергію, хвороби та заважають розвитку звичному рослинному ареалу (борщівник Сосновського, амброзія полинолиста тощо). **У** разі стрімкого потепління міграція видів повинна перевищувати швидкість їхнього розселення після останнього зледеніння, темпи якого були еволюційно відпрацьовані й екологічно врівноважені. Темпи сучасних змін клімату (градієнт) перевищують історичні. До них рослини не адаптовані. Існує багато антропогенних перешкод міграції, так званих «екологічних дірок», зокрема, висока розораність територій, де відсутні відповідні екотопи, порушення мікоризи. Інвазійні види витісняють аборигенів і займають їхні еконіші, у результаті чого розриваються коеволюційні зв'язки.

Миколаївська область розташована в південній частині України, в межах Причорноморської низовини в басейні нижньої течії ріки Південний Буг. Переважно у Степовій зоні. Клімат помірно-континентальний з м'якою малосніжною зимою і жарким посушливим літом.

Адвентивна фракція урбанофлори Миколаєва представлена 235 видами (Мельник Р.П., 2007). За ступенем натуралізації вони розподіляються між 4 групами: агріофіти, епекофіти, ефемерофіти, ергазіофіти.

Найбільшою кількістю видів за ступенем натуралізації представлені – епекофіти, їх нараховується 154 види.

Головні родини адвентивних форм Миколаївської області: Brassicaceae (29 видів), Asteraceae (27), Poaceae (14), Fabaceae (12), Lamiaceae (9), Chenopodiaceae (8) (Коломієць Г.В., 2006).

Переважаюча чисельність епекофітів (79 %, або 138 видів) ілюструє високий ступінь антропогенної трансформації територій природно-заповідного фонду та ставить під загрозу унікальність флори природно-заповідного фонду області.

Причинами його є значна розораність території області – 69,1 % ріллі при тому, що частка пасовищ та сіножатей складає 11,1 % загальної площі області, а також мала частка великих об'єктів заповідного фонду.

Лише 22 види (12,5 %) натуралізувалися у напівприродних екосистемах, 13 видів (7,4 %) утворюють колонії та 2 види є ефемерофітами.

Окремі антропофіти складають загрозу існуванню вузьколокальних ендеміків завдяки схрещуванню з останніми. Прикладом цього є утворення гібридів Centaurea diffusa Lam. з ендеміком пісків Нижнього Побужжя C. margarita-alba Klokov.

Деякі з адвентивних видів спочатку захоплюють еконіші, а згодом змінюють й сам екотоп. Так, Elaeagnus angustifolia L., оселяючись на приморських пісках регіонального ландшафтного парку „Кінбурнська коса", затіняє аборигенні види рослин піщаного степу та призводить до їх знищення. На вільному місці утворюються неприродні угруповання за участю як місцевих бур'янів – евапофітів, так і заносних видів.

Важливим для збереження піщаного степу біотехнічним заходом є вчасне видалення E. angustifolia. Ще більшу загрозу складає Robinia pseudoacacia L., у щільних заростях якої інші види рослин існувати не в змозі.

З метою запобігання розповсюдження цих видів за територіями заповідних ділянок, єгері заповідника зобов'язані в місцях знаходження вищевказаних видів (особливо поблизу садиб кордонів і городів) проводити низьке косіння заростів. Такі роботи рекомендовано проводити в суху погоду, до настання періоду бутонізації (Уманець О.Ю., 2006).

Шляхи запобігання і управління фітоінвазіями в агроландшафтах класичні:

- раціональне землекористування;
- дотримання агротехніки сільськогосподарських культур;
- вчасне застосування засобів захисту культурних посівів від бур'янів.

Практика окреслює необхідність залучення як невідворотних превентивних заходів запобігання антропогенній деградації:

- упорядкування структури угідь;
- підвищення частки напівприродних екосистем або багаторічних стійких культур фітоценозів;
- забезпечення належної фахової освіти та просвіти населення;
- формування та стимулювання відповідальності господаря за наслідки господарювання;
- виховання почуття патріотизму та дбайливого ставлення до землі в усіх громадян.

УДК 504.453 (477.82)

Магась Н.І., Смірнова О.О.
Національний університет кораблебудування ім. адм. Макарова, Миколаїв

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛ

Вивчення хімічного складу природних вод має важливе значення для наукових досліджень і практичних потреб, оскільки дає змогу раціонально використовувати водні об'єкти та забезпечити їхню охорону від забруднення.

Основною метою роботи є проведення аналізу сучасного гідрохімічного режиму та якісної характеристики води р. Інгул – лівої притоки першого порядку Південного Бугу – у межах Миколаївської області.

Дослідження стану якості води річки Інгул ґрунтується на результатах систематичних спостережень за гідрохімічними показниками води у 2004–2009 рр., отриманих у Державному управлінні охорони навколишнього природного середовища в Миколаївській області, яке здійснює контроль за станом води р. Інгул у трьох пунктах спостереження (5 створів) від межі з Кіровоградською областю (с. Розанівка) до міста Миколаєва.

Методи дослідження. Екологічну оцінку якості води річки Інгул в межах області виконано згідно "Екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв України" (КНД 211.1.4.010-94).

Комплекс показників для оцінки якості води охоплює загальні та специфічні показники. Загальні показники, до яких належать показники сольового складу і трофо-сапробності (еколого-санітарні), характеризують інгредієнти, величина яких може змінюватись під впливом господарської діяльності. Специфічні показники характеризують вміст у воді забруднюючих речовин токсичної і радіаційної дії [1, 2]. Узагальнення оцінок за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконано на підставі аналізу показників у межах відповідних блоків.

Виконання об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта загалом або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального екологічного індексу (I_E) , який визначається за формулою:

$$I_E = \left(I_c + I_{т-с} + I_т\right)/3 \ , \qquad (1)$$

де I_c – індекс забруднення компонентами сольового складу; $I_{т\text{-}с}$ – індекс трофосапробіологічних (еколого-санітарних) показників; $I_т$ – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Результати дослідження та їх аналіз. За середніми значеннями ступеню мінералізації вода оцінюється як солонувата, β-мезогалинна. За співвідношенням основних іонів в еквівалентах характеристикам води відповідає – сульфатний клас, група натрію, тип другий - S_{II}^{Na} . Тільки у м. Миколаїв, нижче скиду т/о вод ДП «Суднобудівний завод ім. 61 комунара» характеристикам води відповідає - хлоридний клас, група натрію, тип третій - Cl_{III}^{Na} .

Індекси сольового складу для води р. Інгул в межах області за середніми величинами змінювались від 5,3 до 7,7. У середньому по басейну річки цей показник становить 6,5, що дає можливість віднести воду до субкатегорії 6 - 7 і

характеризувати її як «дуже погану», «брудну». Крім того, повздовж течії річки відмічається погіршення якості води, особливо у створах м. Баштанка, нижче скиду КП «Міськводоканал» та м. Миколаїв, нижче скиду т/о вод ДП «Суднобудівний завод ім. 61 комунара», що пояснюється забрудненням річки стічними водами промислових і комунальних об'єктів.

Отримані результати по трофо-сапробіологічному блоку свідчать про те, що у всіх створах спостережень р. Інгул за 2004 - 2009 роки якість води майже не змінювалась, за середніми індексами даного блоку (категорія 5) характеризується як «посередня» за станом, «помірно забруднена» за ступенем їх чистоти (забрудненості); за ступенем трофності – «евполітрофна». за зоною сапробності – «α′-мезосапробна».

Оцінка якості води р. Інгул за специфічними показниками токсичної дії показала, що вода річки за середніми показниками відноситься в середньому до категорії 3 і характеризується як «досить добра», «достатньо чиста». І тільки у м. Миколаїв, нижче скиду т/о вод ДП «Суднобудівний завод ім. 61 комунара» відмічається погіршення якості води до категорії 4 - «задовільної», «слабо забрудненої».

Динаміка зміни інтегрального екологічного індекса представлена на рис. 1.

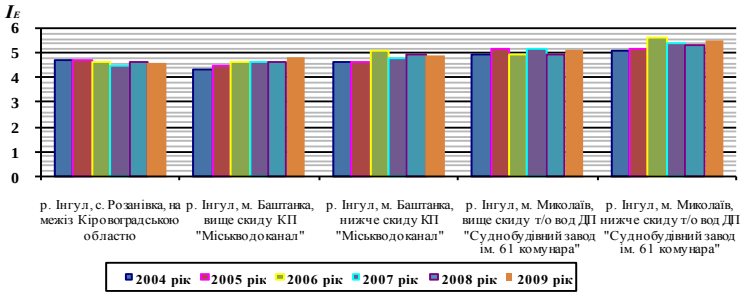


Рис.1. Динаміка зміни інтегрального екологічного індекса вздовж течії для р. Інгул за період 2004-2009 роки.

В цілому по басейну індекс екологічної оцінки за середніми величинами становив 4,9. Максимальним був внесок блоку сольового складу (6,5).

За весь період дослідження у всіх створах спостережень р. Інгул якість води оцінювалась як «посередня», «помірно забруднена» (категорія 5).

Пріоритетними забруднювачами є компоненти сольового складу – сума іонів, хлориди, сульфати; трофо-сапробіологічні показники – завислі речовини, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, $БСК_5$, біхроматна окислюваність; специфічні речовини токсичної дії – залізо, СПАР, мідь, нафтопродукти.

Висновки. Дослідження якості води р. Інгул показали, що воду річки можна віднести до ІІІ класу і характеризувати її за станом водного об′єкта як «задовільну», за ступенем чистоти (забрудненості) – «забруднену».

УДК 66.074.371

Фтомович О.П., Степова К.В., Мовчан І.О.
Львівський державний університет безпеки життєдіяльності

ОЧИСТКА АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ПРИРОДНИМИ МІНЕРАЛАМИ

За результатами екологічного моніторингу забруднення атмосферного повітря сірководнем, побудовано карту забруднення повітря H_2S від стаціонарних джерел в регіонах України. Встановлено, що найбільший відсоток забруднення атмосферного повітря сірководнем від стаціонарних джерел припадає на Дніпропетровську, Донецьку, Запорізьку, Київську, Луганську та Харківську області. Дещо менше сірководню утворюється у Вінницькій, Житомирській, Закарпатській, Львівській, Одеській, Рівненській, Херсонській, Хмельницькій та Чернігівській областях.

Очищення від сірководню є досить розвинутим, проте використовується переважно абсорбційне очищення. Адсорбційними методами часто нехтують через високу вартість сорбентів і громіздкість обладнання. Хоча адсорбція дозволяє досягнути найвищого (99,9%) ступеня очищення.

Знизити вартість сорбентів можна за рахунок використання дешевої вихідної сировини, джерелами для одержання якої можуть бути природні мінерали.

Нами була розроблена методика модифікування глинистих мінералів з метою покращення їх сорбційних властивостей. Модифікування проводили кислими розчинами важких металів Cu^{2+} Zn^{2+} Sn^{4+}. Дослідження показали що ці матеріали володіють високою сорбційною ємністю щодо сірководню та рекомендуються для очищення низько концентрованих газових викидів[1].

Завдяки географічному положенню і особливим природним умовам Одеська область являє собою регіон, що виділяється у господарчому комплексі багатогалузевою промисловістю, сільськогосподарським виробництвом, сучасними потужними портами, системою оздоровчих закладів та розвиненими галузями соціальної сфери.

В останні роки відмічається збільшення обсягу викидів стаціонарними джерелами. Так вже у 2008 році у повітряний басейн стаціонарними джерелами надійшло 40,171 тис. тонн шкідливих речовин, що на 11,3 тис.тонн більше, ніж в 2007 році, але порівняно з 1992р. – обсяги зменшились у 3,2 рази. Динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами свідчить, що на протязі останніх років обсяги викидів постійно збільшуються.

Основні забруднюючі речовини, по яким взяті на облік підприємства, є сполуки азоту, оксид вуглецю, діоксид сірки, речовини у вигляді суспендованих твердих речовин, неметанові леткі органічні сполуки, аміак, метан [2]. Найнебезпечнішими з них є: ВНС “Головна” “Інфоксводоканал”, ВНС “Головна” “Інфоксводоканал”, ВНС “Південна” “Інфоксводоканал”, ВНС “Котовська” “Інфоксводоканал”, ВНС “Західна” “Інфоксводоканал”, Одеський припортовий завод, полігони твердих побутових відходів, ВАТ Ізмаїльський целюлозо-картонний комбінат”**,** АТ „Арцизький завод бетонних виробів”, Аміакопровід

"Тольяті- Горлівка -Одеса" МДП "Трансаміак", Одеська дільниця КС-15 Миколаївського управління магістрального аміакопроводу.

На ВАТ Ізмаїльський целюлозо-картонний комбінат" застосовують сульфат-целюлозний процес виробництва, який супроводжується утворенням значних обсягів газових викидів, до складу яких входить сірководень (табл.1.). Основними джерелами його утворення є содорегенераційний цех (СРК), вапняково регенераційні печі (ВРП) та розчинник плаву (РП)[3,4].

Таблиця 1

Шкідливі речовини, що потрапляють в атмосферу на сульфат-целюлозному виробництві

Інгрідієнт	Джерело викидів	ГДК, мг/м^3
Пил не токсичний	Зола (сульфат і карбонат натрію) СРК, солі натрію з РП, пил (солі кальцію) ВРП.	0,5
Діоксид сірки	СРК, ВРП	0,5
Сірководень	Димові гази СРК, ВРП, парогази РП.	0,008
Метилмеркаптан	Сульфат-целюлозне виробництво.	$0{,}9*10^{-9}$
Диметилсульфід		0,08
Диметилдисульфід		0,7
Метанол		1,0
Скипідар	Сульфат-целюлозне виробництво, виробництво побічних продуктів.	2,0
Оксид вуглецю	Утилізаційні котли, СРК, ВРП.	5,0
Хлор	Цех відбілювання сульфат-целюлозного виробництва.	0,1
Діоксид хлору		

Список використаної літератури

1. Stepova K.V. Modified bentonites as adsorbents of hydrogen sulfide gases / Kateryna V. Stepova, Duncan J. Maquarrie, Ihor M. Krip // Applied Clay Science. – 2009. – № 42. – P. 625 - 628.

2. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області в 2008 році [Електронний ресурс] / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. - 2009. - Режим доступу: http://www.menr.gov.ua/cgi-bin/go?node=reg_dop_08

3. Непенин Н.Н. Технология целлюлозы. – т. 1. Производство сульфитной целлюлозы. – М.: Лесн. промышленность, 1976. – 624 с.

4. Непенин Ю.Н. Технология целлюлозы. – т. 2. Производство сульфатной целлюлозы. – М.: Лесн. промышленность, 1990. – 597 с.

УДК 504.054:504.53.062.4.

Левицька І.М., Степова К.В.
Львівський державний університет безпеки життєдіяльності

ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТІВ І ВОД НАФТОЮ ТА НАФТОПРОДУКТАМИ

Сучасний рівень цивілізації і технології був би немислимий без тієї дешевої і рясної енергії, що надає нам нафта. Нафта, крім того, служить сировиною для нафтохімічної промисловості, що робить пластмаси, синтетичні волокна і безліч інших органічних сполук. Нафта приносить неабияку користь для всієї людської цивілізації.

Окрім користі нафти існує пряма небезпека для людських життів, виливи нафти спричиняють значні матеріальні втрати, часто супроводжуються пожежами і забрудненням навколишнього середовища. Отруєння вод і ґрунтів нафтою та продуктами її розкладу завдає їм непоправної шкоди, змінюючи їх фізико-хімічні властивості. Такі ділянки не можуть використовуватись у сільському господарстві, вода стає непридатною для пиття, побутових і виробничих потреб.

Нафта та її похідні, потрапляючи в грунт, викликають значні, іноді необоротні, зміни: утворення гудронізованих солончаків, бітумізацію та цементацію. В результаті грунт втрачає свою родючість, стає гідрофобним, підвищується ерозія, вивітрювання і т.д.

Полікомпонентність нафт та мінливість їх складу обумовлює різнобічність негативної дії на ґрунти. Основними механізмами деградації ґрунту при забрудненні нафтою є безпосереднє пригнічення біологічних процесів токсичними компонентами, а також диспергація ґрунту одновалентними катіонами супутніх солей.

У фітотоксичності нафтового забруднення можна виділити як пряму, так і опосередковану дію. Першу чинять пари легколетючих вуглеводнів у ґрунтовому повітрі; другу складають погіршення поживного і водно-повітряного режиму та інактивація важливих мікробіологічних процесів (нітрифікація, амоніфікація, целюлозолітична активність) “важкими” компонентами нафти.

Спостереження за динамікою фітотоксичності окремих нафтопродуктів виявили суттєву різницю і в самовідновленні родючості ґрунту . Час очищення ґрунту від гасу складає близько двох років, провідні механізми – випаровування і біодеградація. Негативна дія мазуту, викликана збільшенням гідрофобності поверхні ґрунтових часточок, триває набагато більше.

У випадках наявності у складі забруднювача сольового компоненту, як це буває при аварійних викидах сирої нафти на нафтопромислах, одночасно протікають два різних процеси: гідрофобізація й засолення ґрунту. Кількість водорозчинних солей у ґрунті збільшується лінійно із посиленням забруднення ґрунту сирою нафтою, що свідчить про відсутність суттєвого взаємного впливу вуглеводневого і сольового компонентів.

Нафта і нафтопродукти є одними з найбільш розповсюджених і небезпечних речовини, що забруднюють природні води. Джерелами надходження нафтопродуктів є витоки при їхньому видобутку, переробці і транспортуванні, а також стічні води. Вуглеводні, які входять до складу нафтопродуктів роблять

токсичний і, до деякої міри, наркотичний вплив на живі організми, уражаючи серцево-судинну і нервову системи.

Критична ситуація щодо забруднення морських акваторій Чорного моря обумовлена хронічним невирішенням питань, пов'язаних з:

- накопиченням значної кількості нафтозабруднених відходів, які не горять і не приймаються на утилізацію;
- невирішенням питання утилізації мулу з нафтовловлювачів;
- невирішенням проблеми утилізації забрудненого нафтопродуктами ґрунту;
- відсутністю збору нафтопродуктів з поверхні моря і річок.

Наслідком такого багаторічного функціонування об'єктів та берегової інфраструктури є формування гідрохімічних та геохімічних аномалій генетично обумовлених дією таких джерел специфічного забруднення, як гальвановиробництво. Зарядка і експлуатація свинцево-цинкових і інших акумуляторів, планові скиди на поверхневий шар відкритих районів моря так званих стічних вод, несанкціоновані скиди нафтовміщуючих та інших відходів з суден, аварійні розливи нафтопродуктів, витік забруднюючих речовин у районах нафтогавані, тощо. При цьому найбільш характерними забруднювачами морського середовища є: нафтові вуглеводи, феноли, поліхлорвініловані біфеніли, кадмій ,свинець, мідь, цинк, ртуть.

Серед найпоширеніших і найнебезпечніших техногенних забруднювачів довкілля основне місце займають нафтопродукти. Це пояснюється їхньою здатністю утворювати токсичні сполуки у ґрунтах, поверхневих та підземних водах. Проблема очищення від нафтових забруднень є надзвичайно складною і актуальною на підприємствах нафтогазового комплексу, а також в усіх нафтодобувних регіонах. Складність цієї проблеми полягає в такому:

- достатньо великі концентрації забруднювачів природних об'єктів;
- сорбція забруднювачів на ґрунтах, що ускладнює їхнє видалення;
- загроза забруднення підземних вод;
- токсичний, мутагенний, генотоксичний та канцерогенний вплив на довкілля, сільськогосподарські та харчові продукти.

Список використаної літератури

1. Мірошниченко М.М. Зміни родючості ґрунту при вуглеводневому забрудненні / М.М. Мірошниченко, А.І. Фатєєв, Є.В. Панасенко, В.І. Якушко // Вісник аграрної науки.-2002. - №10. - С. 52-54.

2. Мірошниченко М.М. Вплив забруднення нафтою на властивості ґрунтів різного гранулометричного складу // Агрохімія і ґрунтознавство. – 2000 - Вип. 60.- С. 91-96.

3. Мірошниченко М.М. Стійкість ґрунту проти забруднення нафтою: параметри оцінки і механізми формування / М.М.Мірошниченко, Є.В.Панасенко, Л.М.Мирошниченко, В.І.Якушко // Агрохімія і ґрунтознавство. - 2001. - Вип.61.- С. 176-185.

УДК 338.439.2.:504

Горбік А. В.
Житомирський національний агроекологічний університет

НЕОБХІДНІСТЬ ОПРИЛЮДНЕННЯ ПРОЕКТІВ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОГРАМ

Досліджено нормативно-правові акти, що регулюють процес запровадження і реалізації державних екологічних програм. Обґрунтовано необхідність залучення громадськості до ініціювання та розробки програм.

Постановка проблеми. У процесі розвитку суспільства природні ресурси все активніше використовуються у господарській діяльності. Безперервно збільшуються потреби людей, що спричиняє розширення виробництва. Відтак, невпинно збільшується техногенне навантаження особливо економічно розвинених регіонів; погіршується загальний стан навколишнього середовища; зменшується кількість природних ресурсів.

Забезпеченням покращення екологічної ситуації країни займається держава шляхом запровадження екологічних програм. Проте, незважаючи на розроблені та затверджені програми у даній сфері, вагомих зрушень не помічено. Отже, існує нагальна необхідність вдосконалення механізму запровадження та реалізації даних програм.

Аналіз останніх досліджень. Питання, що стосуються державних цільових програм, стали предметом дослідження таких науковців, як А. С. Абрамов, Н. В. Зіновчук, М. Я. Лемєшев, І. М. Макаров, В. Б. Соколов, Ю. Ф. Шкворец. Проте, механізм запровадження та реалізації програм у даній сфері досі не є досконалим та ефективним.

Мета і методика дослідження. Метою дослідження є обґрунтування необхідності залучення громадськості до розробки екологічних програм. У процесі дослідження були використані методи порівняння, прямого аналізу і синтезу, які дозволили проаналізувати зміст законодавчих актів, що регулюють запровадження і реалізацію державних програм щодо необхідності залучення громадськості до даного процесу.

Результати дослідження. У Законі України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25.06.1991 р. №1264-XII зазначено, що з метою проведення ефективної і цілеспрямованої діяльності України щодо організації і координації заходів з охорони навколишнього природного середовища, забезпечення екологічної безпеки, раціонального використання і відтворення природних ресурсів розробляються і приймаються державні цільові, міждержавні, регіональні, місцеві та інші територіальні програми [4]. Отже, питання, що стосуються екологічної безпеки країни вирішуються державою шляхом запровадження та реалізації державних програм.

У загальному розумінні екологічна безпека – це стан захищеності суспільства і держави від потенційних або реальних загроз, що створюються наслідками антропогенного впливу на навколишнє середовище, а також від стихійного лиха і катастроф [5]. Більшість принципів екологічної безпеки стосуються населення (створення сприятливих для життя людини умов довкілля, оздоровлення середовища мешкання населення тощо). Виходячи із вищенаведеного, процес ініціювання та розробки екологічних програм має бути цілком прозорим та

зрозумілим для суспільства, так як подальша реалізація даних нормативних актів визначає якісь здоров'я та життя людей.

Необхідність оприлюднення програм знаходить місце у таких документах: 6 стаття І розділ Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25.06.1991 р. №1264-XII («центральні та місцеві органи виконавчої влади, органи місцевого самоврядування під час розробки екологічних програм залучають громадськість до їх підготовки шляхом оприлюднення проектів екологічних програм для їх вивчення громадянами, проведення публічних слухань стосовно екологічних програм») [4]; 6 стаття ІІ розділ Закону України «Про державні цільові програми» від 18.03.2004 р. №1621-IV («проект концепції державної цільової програми публікується у офіційних засобах масової інформації для громадського обговорення») [2]. Проте, на даному етапі, реалізація наведених статей, нажаль, є лише формальністю. До того ж, Положення про порядок розроблення екологічних програм, затверджене постановою Кабінету Міністрів України від 31.12.1993 р. №1091 взагалі не містить статей, що зобов'язували б розпорядників та виконавців програм залучати громадськість до даного процесу.

На нашу думку, оприлюднення проектів екологічних програм та прийняття до уваги зауважень і пропозицій громадян позитивно вплине на результат реалізації даних програм. Люди, які були залучені до розробки програм пильно слідкуватимуть за процесом її реалізації, тим самим стимулюючи виконавців до більш плідної праці. Таким чином, з'явиться неформальний контроль за виконанням заходів. У разі обговорення проектів у наукових колах на етапі розробки прийматимуть участь більш компетентні сторони. Отже, екологічні програми відповідатимуть принципу наукової обгрунтованості, що призведе до ефективної їх реалізації.

Висновки. Процес ініціювання та розробки екологічних програм має бути цілком прозорим та зрозумілим для суспільства, так як подальша реалізація даних нормативних актів визначає якісь здоров'я та життя людей. Оприлюднення проектів екологічних програм призведе до їх коректнішого трактування та більш ефективної реалізації.

Список використаної літератури

1. Зіновчук Н. В. Економічна політика в АПК: економічний аспект. – Львів: Львівський держ. аграр. ун-т, ННВК «АТБ», 2007. – 394 с.

2. Про державні цільові програми: Закон України від 18.03.2004 №1621-IV // Відомості Верховної Ради, - 2004, - №25, - С. 352

3. Про затвердження Положення про порядок розроблення екологічних програм: Постанова Кабінету Міністрів України від 31 грудня 1993 р. №1091

4. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 25 червня 1991 р. №1264-XII // Відомості Верховної Ради, - 1991, - №41, - С. 546

5. http://www.culeader.kiev.ua/?p=81- Безпека життєдіяльності. Навчальний блог.

УДК 628.356;628.113;628.543

Пантелеєнко О.С., Щербина П.П., Ткаченко Т.Л., Семенова О.І., Бублієнко Н.О.
Національний університет харчових технологій, Київ

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ СКЛАД АКТИВНОГО МУЛУ – ПОКАЗНИК ПРОЦЕСУ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД МОЛОКОЗАВОДІВ

Основою технології біологічного очищення стічних вод є використання активного мулу очисної споруди, що являє собою сукупність мікроорганізмів.

Гідробіологічний аналіз активного мулу має суттєве значення для контролю стану процесу біологічного очищення. Найпростіші індикаторні організми швидко реагують на зміну умов існування: навантаження на мул, забезпеченість киснем, наявність токсичних домішок, значення pH, ступінь регенерації мулу тощо.

Найбільш чисельною групою біоценозу активного мулу є бактерії. Більшість з них, це представники водної флори, а також деякі мешканці шлунково-кишкового тракту людини та тварини, що надходять разом із фекальними стоками. При очищенні стічних вод харчових виробництв найбільш поширеною й багаточисельною групою є бактерії родів *Pseudomonas, Mycobacterium, Bacterium, Pseudobacterium* і *Bacillus*, а також нітрифікуючі бактерії роду *Mitrosocystis* та *Nitrosomonas sp*., що дуже активно розвиваються в мулі після видалення легкозасвоюваних органічних забруднювачів.

До складу біоценозу активного мулу крім бактерій входять найпростіші, водні гриби, личинки комах, водні кліщі тощо.

Достатньо широко в активному мулі представлені найпростіші (*Protozoa*), які, поїдаючи поряд із молодими і старі бактерії, зумовлюють омолоджування мулу та розвиток нових життєздатних клітин. Простіші виконують також і санітарну функцію, знищуючи патогенні мікроорганізми, показником чого є зниження вмісту кишкової палички в аеротенках на 95-98 %. Важлива функція простіших - освітлення води. Прозорість стічної рідини в присутності інфузорій (*Ciliata*) значно підвищується. Пропускаючи через свій організм тонкі завислі частинки, інфузорії викидають їх у воду у вигляді крупних часток, що легко осаджуються.

Розвиток того чи іншого виду простіших визначають умови навколишнього середовища, тому за присутністю деяких організмів, що розвиваються в мулі у великій кількості, можна зробити висновок про умови, що зумовлюють їх зростання. Мікрофауна активного мулу більш чутливо, ніж бактеріальне населення, реагує на будь-які порушення технологічного режиму й пов'язане з ними погіршення якості очищених стічних вод харчових виробництв. Внаслідок цього представники мікрофауни, головним чином простіші, служать індикаторами процесів очищення води в аеротенках.

Активний мул, що використовується для очищення стоків молочного виробництва можна охарактеризувати наступним чином: достатньо велике різноманіття найпростіших за видовим складом з частковою перевагою деяких з видів (*Sarcodia, Mastigophora, Ciliata, Nemathelmintes, Oligochaeta*). Всі організми достатньо рухомі, знаходяться в жвавому стані. Пластівці мулу компактні, мул швидко осідає в вигляді важких пластівців. Вода над мулом прозора.

УДК 628.16

Говоруха Т.О., Хижняк О.О.
Національний університет харчових технологій, Київ

СТАН ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ ВОДИ В УКРАЇНІ

Проблема підготовки питної води є надзвичайно актуальною в Україні, оскільки якість води не завжди задовольняє вимоги споживача. Особливо, за такими показниками як залишковий алюміній та хлорорганічні сполуки, вони є канцерогенними для людини, і, крім того, створюють серйозні проблеми для екології водойм, в які вони потрапляють.

Технологія підготовки питної чи технічної води охоплює комплекс процесів з метою зміни її початкового складу та поліпшення природних властивостей зменшенням або повним вилученням небажаних сполук. Потреба у застосуванні того або іншого процесу підготовки води виникає у разі її невідповідності вимогам споживача. Вибір певного процесу згідно з даними еколого-техніко-економічного аналізу з урахуванням мінімальних затрат і досягнення високих технологічного й екологічного ефектів.

Традиційна технологія підготовки води включає процеси знебарвлення та прояснення, зазвичай, з використанням коагуляції, фільтрування та знезаражування з використанням сполук хлору. Для усунення стійких запахів і присмаків, видалення планктону застосовують подвійне хлорування природної води. Первинне хлорування, яке зумовлює утворення у очищеній воді токсичних хлормістких сполук, проводять у водоприймальному колодязі або насосній станції першого підйому. Після відстоювання або після фільтрування здійснюють вторинне хлорування.

Сучасні реагенти – хлорвміщуючі сполуки, коагулянти та флокулянти, які застосовують на водопровідних станціях не завжди забезпечують потрібну якість питної води за фізико-хімічними показниками. Застосування хлору забезпечує потрібний рівень очищення природної води за бактеріологічними показниками, але утворення токсичних хлормістких сполук спонукає шукати інші методи і реагенти бактерицидної дії.

Одним з сучасних напрямків вирішення вказаної проблеми є використання нових реагентів – високоосновних коагулянтів та водорозчинних полімерів в якості флокулянтів. Найбільш перспективними коагулянтами є основні солі алюмінію, флокулянтами - катіонні поліелектроліти і серед них – полігуанідини. До основних солей алюмінію належать основні сульфати алюмінію та дигідроксосульфат алюмінію, до полігуанідинів – змішана сіль полігексаметиленгуанідин хлориду ПГМГ та фосфату.

Для обґрунтування розробки ефективної технології підготовки води за допомогою основних солей алюмінію та ПГМГ потрібне вивчення їх коагуляційних та біоцидних властивостей на природній воді, оскільки вони в значній мірі залежать від концентрації коагулянту та флокулянту у очищуваній воді. Тому встановлення ефекту очищення природної води має наукову та практичну цінність.

УДК 577.15:663.5

Михайлів А.П., Левандовський Л.В.
Національний університет харчових технологій, Київ

УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ СПИРТУ ШЛЯХОМ РЕКУПЕРАЦІЇ ВІДХОДІВ ВИРОБНИЦТВА

Виробництво спирту із зерна в Україні здійснюється більш ніж на 50-ти заводах. За якістю готового продукту передові вітчизняні підприємства посідають чільне місце в світі. Разом з тим кожен завод має побічний продукт – післяспиртову барду (ПБ), кількість якої досить значна – 200-400 м^3 на добу. Цей відхід спиртового виробництва являє собою якісний кормовий продукт, цінність якого як корму для тварин визначається високим вмістом білка (до 30% на суху речовину). Але у наш час внаслідок скорочення числа великих тваринницьких господарств має місце суттєве зменшенням потреби у свіжій барді на корм тваринам і скидання цього відходу на поля фільтрації, де внаслідок її гниття відбувається забруднення повітря, ґрунту та ґрунтових вод.

Одним із засобів зменшення скидання ПБ у довкілля є повертання частини фільтрату її (не більше 30%) на початок технологічного процесу, а саме для приготування зернового замісу, замість артезіанської води.

Нами запропоновано спосіб, згідно якого кількість фільтрату ПБ, що повертається, наближається до 100%. Це досягається завдяки спеціальній запропонованій нами обробці фільтрату ПБ за допомогою CaO та H_3PO_4 у кількості, відповідно, 2,1-2,4 та 1,2 – 2,0 кг на 1м^3. Такий підхід сприяє осадженню завислих речовин, дозволяє зменшити вміст сухих речовин на 20 % та збільшити pH фільтрату до 5,5 – 5,8, що покращує умови дії розріджуючих ферментів на стадії приготування зернового замісу. Завдяки наявності у фільтраті барди вільних амінокислот, внесення його у заміс замість води покращує фізіологічну активність спиртових дріжджів та забезпечує підвищення виходу цільового продукту на 0,5-1,5%. Приєднання осаду, одержаного при проясненні фільтрату барди, до шротини, виділеної із післяспиртової барди, не погіршує якості цього продукту як кормової добавки згідно з вимогами ТУ У 30219014–001–2003 «Вологий концентрат зернової барди».

Встановлено також, характер біосинтезу вторинних продуктів бродіння (летких кислот, альдегідів, естерів, вищих спиртів) при використанні ПФБ замість води на приготування замісу не має тенденції до збільшення, а накопичення метанолу відчутно зменшується, що дозволяє прогнозувати відсутність негативного впливу 100%-ного повертання ПФБ на якісні показники ректифікованого спирту.

Таким чином, запропонований спосіб реагентного прояснення післяспиртової барди спрямований на екологізацію та покращення економічних показників технології спирту із зерна шляхом рекуперації рідинної частини найбільш обтяжливого відходу виробництва. Використання проясненого фільтрату ПБ для приготування замісу дозволяє на 90-100% скоротити витрати артезіанської води, покращити умови життєдіяльності та розмноження продуценту спирту, за рахунок чого дещо підвищити питомий його вихід із крохмалю сировини, та сприяє покращенню екологічного стану довкілля у зоні розташування підприємства.

УДК 628.356

Пантелеєнко О. С., Осіпенко У.С., Салюк А. І.
Національний університет харчових технологій, Київ

УТИЛІЗАЦІЯ ВІДХОДІВ ПИВОВАРНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ З ОТРИМАННЯМ КОРМУ ДЛЯ КОРОПОВИХ РИБ

Харчова промисловість в Україні останніми роками розвивається бурхливими темпами. Одним з лідерів по нарощуванню потужностей при цьому безумовно є пивоварна індустрія. Але виробництво пива не є безвідходним, і тому, нарощення обсягів випуску товарної продукції створює проблему із утилізацією маси відходів, що постійно збільшується. Найбільшим за обсягом відходом при виробництві пива є пивна шротина. Також утворюються в значній кількості надлишкові пивні дріжджі та солодові ростки. Раніше, при добре розвиненій базі тваринницьких комплексів, колгоспів та радгоспів утилізація цього відходу не являла собою великої проблеми: шротина використовувалась в якості корму для тварин. Зараз, у зв'язку з проблемами в цій галузі, вона виявляється незатребуваним достатньою мірою відходом. Саме тому виникає питання пошуку відносно нових методів використання шротини.

Одночасно з цим спостерігаємо значне підвищення інвестицій в Україні у штучне розведення риби у ставках. Враховуючи біохімічний склад шротини та інших відходів ми можемо рекомендувати їхнє комбіноване використання у якості корму для коропових риб, як-то: білого та строкатого товстолобиків а також білого амуру. Така рекомендація зумовлена тим, що саме у коропових спостерігається найкраща перетравлюваність багатих на сиру клітковину відходів зернових злакових культур (близько 50%). При цьому також слід зазначити, що саме коропові є найпоширенішим в Україні видом риб, що використовуються для штучного вирощування у ставкових рибних господарствах. Але недостатня кількість загального білку у шротині, швидке закисання влітку, коли спостерігається найбільш інтенсивне утворення цього відходу робить недоцільним використання лише її без добавок. Як джерело білку, а також вітамінів групи В пропонується додавати у певному співвідношенні надлишкові пивні дріжджі та солодові ростки. Дробину попередньо слід віджати на фільтрпресах, знизивши вологість з 80 до 30-35%, а потім, разом із доданими дріжджами та солодовими ростками сушити до вологості кінцевого продукту 8-10 %, що дасть змогу забезпечити тривале зберігання отриманого продукту.

Використання даного комбікорму дасть змогу забезпечити збільшення щільності посадки личинок коропу у ставках на 20-40 %, а отже забезпечить більш продуктивне використання потенціалу водойми.

Також слід наголосити на відносно невеликій вартості кінцевого продукту, оскільки всі компоненти сировини є відходами виробництва.

УДК 612.663.5;628:636;547.315

Шпортун В.В.,[1] **Степанець Л.Ф.,**[1] **Заболотна Г.М.**[2]
Національний університет харчових технологій, Київ (1),
Державна установа Інститут харчової біотехнології та геноміки НАН України (2)

ВДОСКОНАЛЕННЯ СПОСОБУ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВАТ «СТИРОЛБІОТЕХ»

На сьогоднішній день більшість підприємств промисловості України не мають власних очисних споруд, а здійснюють скид стічних вод у міську каналізаційну мережу (за умови її наявності), що є грубим порушенням нормативів скиду виробничих стічних вод, оскільки промислові стоки є специфічні за вмістом забруднюючих речовин, що може спричинити порушення роботи міських очисних споруд.

У зв'язку з відсутністю власних очисних споруд ВАТ «Стиролбіотех» скидає стічні води на очисні просуди ВАТ «Картонно-паперовий комбінат» (КПК), куди також надходять виробничі стічні води інших підприємств, промвузла та господарсько-побутові стічні води м. Обухів. Очисні споруди КПК працюють в перевантаженому режимі, що зумовлюється високою концентрацією забруднюючих речовин та великим об'ємом стоків, що надходять на очищення. Пропускна здатність очисних споруд КПК 40 000 $м^3$/добу, в тому числі від ВАТ «Стиролбіотех» 10 000 – 12 000 $м^3$/добу.

Значення ХСК суміші стічних вод ВАТ «Стиролбіотех» складає 1 130 мг O_2/л. На очисних спорудах КПК для цих стічних вод встановлено усереднювачі та аеротенк-змішувач І ступеню, метою яких є доведення санітарно-гігієнічних показників складу стічних вод до прийнятих норм. Очищення відбувається за класичною схемою комунальних очисних споруд: аеротенк-витискувач – вторинний відстійник – знезараження очищеної води – скид води у р. Дніпро.

Пропонується на підприємстві ВАТ «Стиролбіотех» виділити із загального потоку стічних вод локальні потоки лізинових і дріжджових стоків з подальшим їх попереднім анаеробним очищення. ХСК відокремлених стоків складе біля 16 000 мг O_2/л. Загальний об'єм стічних вод, що надійдуть на анаеробне очищення – 535 $м^3$/добу. Вихід біогазу становитиме 384 $м^3$/добу, в тому числі метану – 267 $м^3$/добу. Загальна маса забруднень при цьому становитиме – 6,6 т/добу.

Надлишковий анаеробний активний мул є органо-мінеральним добривом та окрім цього його можна реалізувати харчовим підприємствам, які планують впроваджувати виробництво біогазу для прискорення запуску нових біореакторів

При такому способі очищення з одночасною організацією процесу виробництва біогазу значення ХСК ВАТ «Стиролбіотех» зменшиться в 2 рази і відповідно зменшиться і плата за скидання стічних вод на очисні споруди КПК. Ефективність очищення становить 90%.

УДК 504.42 (043.2)

Тимошенко Я.О.
Національний авіаційний університет, Київ

ГЛОБАЛЬНИЙ МОНІТОРИНГ СВІТОВОГО ОКЕАНУ

Сучасний Світовий океан зазнає значного антропогенного навантаження, що призводить до зменшення природної здатності морських екосистем до самовідтворення (самоочищення) та саморегуляції. У деяких його областях виникла напружена екологічна ситуація, утворилися поля хронічного забруднення. Тому спостереження за екологічним станом Світового океану з метою розроблення ефективних заходів зі збереження цієї екосистеми з кожним роком стають усе необхіднішими. Для збереження ресурсів Світового океану та забезпечення його нормального функціонування існує екологічний моніторинг.

Екологічний моніторинг Світового океану – це спостереження за його станом з метою його контролю, прогнозу й охорони. Тобто три складові моніторингу: спостереження за факторами дії на морські екосистеми і за їх станом, оцінка фактичного стану Світового океану, прогноз його стану і оцінка прогнозного стану. Комплексний глобальний моніторинг Світового океану вирішує не лише екологічні, а й господарські й економічні проблеми та забезпечує інформування про можливі надзвичайні ситуації та застерігає їх виникнення.

Відповідно до резолюції Генеральної Асамблеї ООН від 15 грудня 1972 р. і з урахуванням рекомендацій Стокгольмської конференції ООН з навколишнього середовища був утворений спеціальний міжурядовий орган — Програма ООН з навколишнього середовища (ЮНЕП) зі штаб-квартирою у місті Найробі (Кенія). За час свого існування ЮНЕП здійснила комплекс важливих екологічних заходів глобального значення. Під її егідою створена Глобальна система моніторингу навколишнього середовища, провідну роль в якій відіграє охорона і використання ресурсів Світового океану. У 1995 р. започатковано проект — Глобальна екологічна перспектива — довгостроковий прогноз розвитку екологічної ситуації у світі.

Під егідою ЮНЕСКО у 1962 р. була створена Міжурядова океанографічна комісія, головні напрямами роботи якої вимагають сприянню розвитку наукових досліджень Світового океану та його ресурсів; забезпечення належного функціонування глобальної системи спостережень за Світовим океаном; тощо.

Інші спеціалізовані органи і установи ООН ведуть такі аспекти міжнародного екологічного співробітництва: Міжнародна морська організація (ІМО) — розробка технічних засобів запобігання і ліквідації наслідків забруднення моря. З цією метою у складі ІМО діє Комітет з охорони морського середовища; Всесвітня метеорологічна організація (ВМО) — глобальна система моніторингу навколишнього середовища, вивчення та узагальнення впливу антропогенних факторів на погоду і клімат планети та її окремих регіонів (Світовий океан, Антарктика тощо).

Досить численною є система міжурядових органів і організацій регіонального екологічного співробітництва у сфері глобального моніторингу. Мова йде зокрема про Європу, третину території якої охоплює море. Європейський Союз, Рада Європи, Організація з безпеки і співробітництва в Європі (ОБСЄ), Європейська економічна комісія ООН, НАТО, СНД та деякі інші інституції беруть участь у

світовій організації з питань глобального моніторингу Світового океану. Зокрема, океан є важливим напрямком діяльності в рамках Глобального моніторингу в інтересах охорони навколишнього середовища та безпеки (ГМЕС). ГМЕС була створена за спільної ініціативи Європейського космічного агентства (ЄКА) і Європейського союзу (ЄС), щоб інтегрувати наземні та космічні джерела інформації для отримання точних портретів нинішнього стану нашої планети. ГМЕС зосереджує свою увагу на моніторингу якості води, з акцентом на двох важливих компонентах: виявлення і відстеження розливів нафти, як хімічно та фізично небезпечним для морського навколишнього середовища; і прогнозування цвітіння токсичних водоростей, які створюють загрозу забруднення зростаючих аквакультур. 1 січня 2009 року був введений в дію проект «MyOcean». Він охоплює такі теми, як безпека на морі, розливи нафти, раціональне використання морських ресурсів, зміна клімату, сезонні прогнози, безпека прибережних зон, льодова розвідка та забруднення води.

Існує як програма комплексного глобального моніторингу Світового океану, так і регіональні та локальні програми. Тобто, крім спільного спостереження за станом морських екосистем, кожна країна, що має вихід до Світового океану, розробляє власну моніторингову програму, яка відповідає міжнародним нормативно-правовим актам з питань охорони Світового океану.

Для організації спостережень за станом Світового океану (тут мається на увазі якість морської води) встановлено три категорії пунктів спостереження.

Пункти 1-ої категорії призначені для спостереження за якістю води в прибережних районах, які мають важливе господарське значення. Вони розміщуються: у районах водокористування населення; у портах і припортових акваторіях; у місцях нересту та сезонного скупчення цінних риб та інших морських організмів; у місцях скиду міських стічних вод і стічних вод промислових та сільськогосподарських комплексів; у районах розробки та транспортування корисних копалин; на гирловому узмор'ї великих річок.

Пункти 2-ої категорії призначені для спостереження за якістю води прибережних районів і районів відкритого моря, а також для дослідження сезонної та річної зміни рівня забрудненості морських вод. Вони розміщуються в районах, де надходження забруднюючих речовин проходить за рахунок процесів міграції.

Пункти 3-ої категорії призначені для спостереження за якістю морських вод у районах відкритого моря , для дослідження річної зміни забруднення морських вод та для розрахунку балансу хімічних речовин.

Таким чином, спостереження за якістю води в пунктах 1-ої категорії проводять в місцях скиду забруднюючих речовин, на пунктах 2-ої категорії – в забруднених районах морів та океанів, у пунктах 3-ої категорії – у відносно чистих водах.

Глобальний моніторинг Світового океану має на меті спостереження над станом вод, що дає змогу попередити та запобігти критичним наслідкам антропогенного втручання в морську екосистему. Ми повинні розуміти актуальність та значення глобального моніторингу, адже Світовий океан – одна з основ існування всього живого.

УДК 621

Коробейник Р.А.
Українська інженерно-педагогічна академія, Харків

ПРОГРАМНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ КОМПЛЕКСУ МОНІТОРИНГУ ТЕХНІЧНОГО СТАНУ ГАЗОПЕРЕКАЧУВАЛЬНИХ АГРЕГАТІВ

Важливим аспектом екологічної безпеки є безпека роботи газотранспортних підприємств. Трубопровідний транспорт є реальною небезпекою для екології. Трубопроводи протяжністю на багато тисяч кілометрів - потенційно небезпечний об'єкт для навколишнього середовища. Аварійні ситуації на трубопроводах завжди мали місце. При експлуатації газопроводів виникають аварії і надзвичайні ситуації, які пов'язані з взаємодією технологічних елементів і природного середовища. Часто цей процес йде з порушенням динамічної рівноваги, супроводжуючись активізацією небезпечних природних і природно-техногенних процесів, які роблять негативний вплив на стан трубопроводів і, як наслідок, на навколишнє середовище. І тому від того, наскільки грамотною є організація транспортування газу, залежить екологічна безпека в регіоні.

Враховуючи розуміння необхідності запобігання аварійним ситуаціям, одним з важливих заходів є профілактика стану систем трубопроводів і обладнання компресорних станцій. Для запобігання неконтрольованим відмовам в процесі експлуатації газотранспортного устаткування застосовуються різні методи визначення термінів технічного обслуговування (ТО). Але визначити оптимальні терміни ТО можна тільки з упровадженням автоматичних адаптивних систем діагностики з безперервним контролем у реальному часі.

В доповіді розглядається автоматизована система вібромоніторінгу газоперекачувальних агрегатів ГПА-10, до якої входять технічні засоби вимірювання параметрів вібрації (датчики, перетворювачі, канали зв'язку); технічні засоби збору, накопичення, передачі і обробки вхідної діагностичної інформації; комплекс алгоритмів, програм і баз даних (БД), що забезпечують функціонування системи.

Комплекс вібромоніторингу складається з двох основних складових — апаратної і програмної частин.

Апаратна частина включає чотири вимірювальні канали, до складу кожного з яких входить: віброперетворювач, блок узгодження та нормалізації і контрольно-вимірювальний модуль. Контрольно-вимірювальні модулі (КІМ) збираються в контрольно-вимірювальному блоці. Кожен КІМ є збіркою з двох плат (цифрової і аналогової). Вхідний сигнал посилюється і оцифровується, після цього над набутими значеннями виконують швидке перетворення Фур'є для отримання миттєвого спектру по каналу. Усереднений спектр по запиту програмної частини комплексу передається в персональний комп'ютер по інтерфейсу RS-422 для подальшої індикації і обробки.

Для управління роботою апаратної частини було розроблене програмне забезпечення, за допомогою якого також виконують обробку вимірюваних сигналів і відображення одержаних результатів. Оброблені дані записуються в БД, що дає можливість проводити ретроспективний аналіз стану ГПА.

До складу програмного забезпечення також входить драйвер управління, функції якого полягають в перетворенні команд, одержаних від будь-якої іншої

програми-клієнта, в машинний формат; передача сформованих управляючих кодів в КІМ; завантаження до комп'ютеру виміряних апаратною частиною спектрів і середньо - квадратичного значення (с.к.з.) вібрації по каналу в двійковому коді; перетворення одержаних даних у вигляд, зрозумілий програмному забезпеченню; передача сформованої інформації назад програмі-клієнту. Для реалізації обміну було розроблено інтерфейс, який дозволяє підключати до основного програмного забезпечення будь-яку програму-клієнта, у тому числі і декілька програм такого роду одночасно.

Для управління роботою апаратної частини програма із інтервалом часу, заданим користувачем, видає до апаратної частині запити на передачу значень с.к.з. по всьому вимірюваному діапазону і по встановлених смугах, а також запити на отримання спектрів по всіх каналах.

У настройках за умовчанням інтервал запитів встановлено рівним одній секунді, причому алгоритмом програми встановлено такий порядок запитів: чотири рази запрошують значення с.к.з. вібрації по всіх чотирьох каналах (запит по всіх каналах здійснюють одночасно), після чого один раз запрошують спектр по всіх каналах.

Одержана інформація проходить декілька етапів обробки, причому алгоритм обробки залежить від типу прийнятої інформації — значення с.к.з. використовуються для індикації миттєвого вібраційного стану ГПА і формування трендів, а спектри використовуються для проведення дефектації агрегату і виявлення дефектів, що виникають в обладнанні. Набуті значення с.к.з. вібрації відображаються на мнемосхемі, де вказані точки кріплення датчиків. Крім того, в є можливість цьому ж вікні визначити с.к.з. вібрації як у всій смузі частот від 1 до 1000 Гц, так і в чотирьох наперед заданих. Межі вказаних смуг встановлюються при налагоджуванні апаратної частини комплексу вібромоніторингу.

Розроблена програмна частина комплексу характеризується простим і зрозумілим для користувача інтерфейсом. Застосовані при розробці програмного забезпечення рішення дозволяють користувачу не тільки спостерігати миттєвий вібраційний стан агрегату, але і проводити попередні дослідження на предмет виявлення дефектів вузлів ГПА. Прогнозування залишкового ресурсу деталей і вузлів засновується на екстраполяції трендів віброакустичного сигналу в часі. Вікно відображення результатів дефектації є таблицею, в якій перераховані дефекти обладнання, наявність яких може визначити програма, і показники, які відображають вірогідність наявності відповідного дефекту на досліджуваному агрегаті. На даний момент в програму закладено маски 29 дефектів. База даних комплексу також дозволяє проводити ретроспективне дослідження вібраційного стану агрегату.

Впровадження комплексу вібромоніторингу газоперекачувального обладнання дозволить запропонувати рішення задач оптимізації технічного обслуговування ГПА і запобігання неконтрольованих відмов в процесі експлуатації газотранспортної системи, до мінімізації екологічних ризиків і створення сприятливих умов для життя населення регіонів, де розташоване обладнання газотранспортної системи.

УДК 504.05(043.2)

Бєлінська О.О., Нікончук К.С., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ВПЛИВ ЗАСТОСУВАННЯ ПАЛИВНИХ МАТЕРІАЛІВ І ЙОГО ВРАХУВАННЯ В ЗАБЕЗПЕЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ МІСТА КИЄВА

На сьогоднішній день проблема погіршення екологічного стану в містах стала надзвичайно актуальною. Що ж до Києва, визначення його основних забруднювачів є необхідністю для зменшення негативних впливів та покращення стану середовища міста. Київ – одне з найбільших міст Європи, тому для нього особливо характерним є забруднення атмосферного повітря шкідливими викидами підприємств енергетики, автотранспорту та його супутньої інфраструктури (гаражно-будівельні кооперативи, автозаправні станції, станції технічного обслуговування, автостоянки, автомийки, автотранспортні підприємства та ін.).

Метою даної роботи є визначення ступеня впливу таких джерел забруднення, як ТЕС та АЗС, та дослідження напрямку їх впливу на навколишнє середовище та здоров'я людей у великих містах.

Вплив теплоелектростанцій на навколишнє природне середовище. Найбільш вагомими серед викидів забруднюючих речовин і парникових газів в атмосферне повітря при роботі ТЕС, що спалюють органічне паливо, є викиди оксидів сірки SO_x, оксидів азоту NO_x, діоксину вуглецю CO_2 і важких металів (миш'яку, кадмію, хрому, міді, ртуті, нікелю, свинцю, селену, цинку і в разі використання мазуту – ванадію).

Ці забруднюючі та шкідливі речовини, а також парникові гази мають такий вплив на довкілля:

- викиди оксидів сірки SO_x згубно діють на природу та живі організми;
- оксиди азоту NO_x мають токсичний вплив;
- викиди діоксину вуглецю CO_2 створюють парниковий ефект;
- окис вуглецю CO, який потрапляючи в живий організм, віднімає кисень і швидко розкладає кров;
- летюча зола з механічним недопалом сприяє зростанню віддзеркалення сонячних променів до Космосу, що знижує температуру атмосфери;
- викиди метану зумовлюють розрідження озонового шару.

Автозаправні станції – стаціонарні джерелами забруднення атмосферного повітря: за рахунок випарування бензину й дизельного палива з резервуарів для їх зберігання. Вміст цих речовин у атмосферному повітрі міста не контролюється на постах спостереження. Усі викиди від АЗС (пари бензину та дизельного палива, вибухові гази) – токсичні речовини, які часто спричиняють незворотну шкоду організму, що призводить до функціональних порушень, деформацій та летального кінця.

Автозаправні станції згідно з Постановою Кабінета Міністрів України №142 від 14.02.2001 року занесені до переліку видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку. У чому ж полягає небезпечність АЗС для навколишнього середовища та людини?

По-перше, на АЗС зберігається паливо, що впливає й на стан атмосфери (за рахунок викидів під час випарування нафтопродуктів), й на здоров'я людини (в першу чергу обслуговуючого персоналу).

Викидами від АЗС є також й вибухові гази автотранспорту, який заїжджає на заправку. У склад вибухових газів входять такі речовини, як вуглеводні, оксиди азоту, вуглецю, діоксид сірки; при перемінних режимах роботи, запусках, зупинках автотранспорт викидає сажу, смоли, бензопірен, продукти неповного згорання палива, а також важкі метали (особливо свинець), які утворюються під час витирання гальмових колодок та зношуванні автопокришок.

По-друге, можливе протікання ємкості для зберігання палива.

По-третє, на таких об'єктах, як автозаправні станції, можливе виникнення пожеж.

Отже, найбільш доцільними загальними заходами зниження негативного впливу ТЕС на довкілля повинні стати наступні дії:

- розробку та впровадження маловитратних високоефективних та екологічно безпечних технологій (очистки, рециркуляції викидів);
- скорочення кількості електростанцій за рахунок будівництва більш потужних, обладнаних новітніми системами очищення й утилізації газових та пилових викидів;
- підвищення ефективності роботи енергоблоків;
- розповсюдження альтернативної енергетики і використання відновлюваних джерел енергії;
- очищення вугілля перед його використання на теплоелектростанціях або ж заміна вугілля і мазуту на теплоелектростанціях екологічно чистим паливом – газом.

Що ж до АЗС, необхідно:

- будувати АЗС з додержанням усіх вимог безпеки;
- не порушувати відстані санітарно-захисних зон;
- слід використовувати більш нові технології, які б зменшили відсоток пального, що випаровується в атмосферу;
- обов’язково вирішити проблему з викидами від автомобілів, які заправляються (основна маса викидів);
- найголовніше – ввести жорсткий контроль за їх функціонуванням.

Головний захід, що стосується таких різних екологічно небезпечних об’єктів є удосконалення та гармонізація екологічного законодавства.

Особливе значення в очищенні атмосферного повітря міст має озеленення міст і сіл, особливо промислових зон.

Більш конкретні заходи щодо зменшення викидів парникових газів мають бути визначені для кожної окремої електростанції і автозаправної станції.

Список використаної літератури

1. Постанова Кабінету Міністрів №554 від 27.07.95. «Про перелік видів діяльності та об′єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку».

2. Інформаційно-аналітичний огляд за травень 2009р. Міністерство охорони НПС України.

УДК 504.064:663.54

Струтинська А.В., Косоголова Л.О., Ковтун С., Сіленко В.
Національний авіаційний університет, Київ

ОЦІНКА ВПЛИВУ МАГНІТНОГО ПОЛЯ НА СТУПІНЬ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДРІЖДЖОВОГО ВИРОБНИЦТВА

Забруднення навколишнього середовища відходами, викидами, стічними водами всіх видів промислового виробництва, сільського господарства, комунального господарства міст набуло глобального характеру і поставило людство на грань екологічної катастрофи.

Винятково важливою є охорона водних ресурсів. Джерелами забруднення внутрішніх вод неочищеними стоками є передусім промислові та комунальні підприємства, сільське господарство.

На формування виробничих стічних вод впливає вид перероблюваної сировини, застосовувані реагенти, технологічний процес виробництва, проміжні вироби та напівфабрикати, що підлягають подальшій переробці, склад вихідної сировини, місцеві умови виробництва.

Оскільки, виробничі стічні води містять найбільшу небезпеку з екологічної точки зору для водойм

Аналіз проблеми постійного погіршення хімічного складу стоків і водночас закономірне підвищення вимог до якості очищеної води диктує необхідність створення нових методів обробки води та покращення і вдосконалення вже існуючих технологій очищення.

Альтернативою для реагентних способів очистки стічних вод дріжджової галузі можуть бути різні фізико-хімічні методи: обробка води змінним електричним струмом, дія надзвичайно високих частот (НВЧ), високих (ВЧ) та низьких частот (НЧ), ультрафіолетове опромінення, ультразвук та магнітна обробка та ін.

Очищення стічних вод фізико-хімічними методами відбувається внаслідок перебігу реакцій під дією електричного струму. В електрохімічних процесах багато токсичних речовин змінюються, й утворюються інші, менш токсичні речовини. Іноді сполуки, які утворюються, мають малу розчинність у воді і випадають в осад.

Під час очищення стічної води магнітним полем в ній збільшується швидкість хімічних процесів та кристалізація розчинених речовин, інтенсифікуються процеси адсорбції, покращується коагуляція домішок і випадання їх в осад.

Для видалення з стічної води важкоосаджувальних тонких суспензій (муті) також застосовують магнітну обробку, а саме її здатність прискорювати коагуляцію (злипання і осадження) часток з подальшим утворенням пластівців. Магнітне очищення успішно застосовується на водопровідних станціях при значній каламутності стічних вод; аналогічна обробка промислових стоків дозволяє швидко видаляти дрібнодисперсні забруднення. Тут магнітне очищення стічної води служить справі охорони природних водойм, запобігаючи попаданню в них шкідливих домішок. У воді після магнітної обробки збільшується концентрація розчиненого кисню, що збільшує бактерицидну дію магнітної обробки стічної води.

Магнітна обробка води також впливає на електрокінетичний потенціал і агрегативну стійкість зважених часток, завдяки чому прискорює їх осадження, тобто сприяє витяганню з води різного роду суспензій. Пряма дія магнітного поля на іони домішок сприяє активації процесів адсорбції і відкриває широкі перспективи для водоочистки в цілому.

Обробка післядріжджової барди магнітом проводилась 4 рази Опромінену стічну воду досліджували на загальне мікробне число. Кількість колоній мікроорганізмів у контрольному зразку становила $120 \cdot 10^5$ КУО/см^3.

Отримані результати досліджень представлені на рис.1.

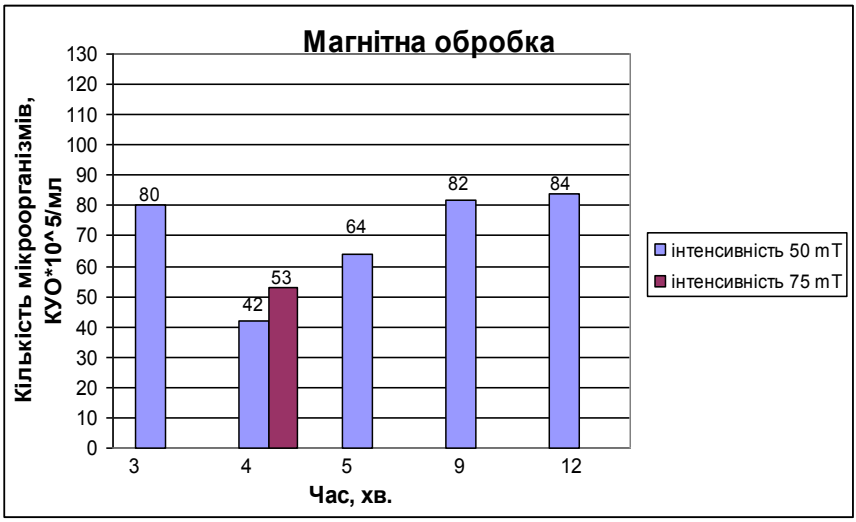


Рис.1. Вплив магнітної обробки на кількість живих мікроорганізмів в залежності від часу обробки стічної води дріжджового виробництва «Стиролбіотех».

Визначено максимальне зменшення ($42 \cdot 10^5$ КУО/см^3 та $53 \cdot 10^5$ КУО/см^3) кількості живих мікроорганізмів в зразку обробленого магнітом при інтенсивності магнітної індукції 50 mT та 75 mT протягом 4 хв., що склало 65 % та 56 % відповідно. Збільшення часу (5, 9,12 хв) обробки магнітом не призводило до зменшення кількості живих мікроорганізмів при інтенсивності магнітної індукції 50 mT та 75 mT відповідно. Магнітна обробка барди протягом 3 хв. при інтенсивності 50 mT знизила рівень забруднення мікроорганізмами на 34%.

Таким чином, найбільше зменшення кількості живих клітин мікроорганізмів відбувається при обробці барди магнітним полем інтенсивністю 50 mT протягом 4хв.

УДК504.4(477.51)

Бондар І.Г., Карпенко Ю.О.
Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г.Шевченка

СУЧАСНИЙ СТАН ГІДРОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ НОВГОРОД-СІВЕРСЬКОГО ПОЛІССЯ (В МЕЖАХ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

Комплексні дослідження водних екосистем гідрохімічного режиму, вищої водної рослинності водойми та її заплави, дозволяють встановити закономірності будови, функціонування та динаміку водних екосистем з метою оптимізації і раціонального використання природних багатств окремих регіонів.

Протягом 2006-2009 років об'єктом наших досліджень була гідрологічна мережа Новгород-Сіверського Полісся в (межах Чернігівської області), а саме вивчення прилеглої до водних об'єктів території, заплавних лісів, лучних центрів, та особливості флори і фауни.

Особливістю території досліджень є невелика потужність відкладів антропогена зі значним вмістом валунного матеріалу і включенням місцевих піщаників, опок і крейди. Поверхневі водно-льодовикові відклади займають 2/3 площі регіону. Зустрічаються місця, де валунні суглинки виходять на поверхню і формують пологі бугри та гряди. У геоморфологічному плані описуваний фізико-географічний район є водо роздільною хвилястою морено-зандровою рівниною і дренується притоками річок Снов та Десна. Наявність Широких замкнутих знижень, послаблений природний дренаж, поверхневе залягання палеогенових глин на антропогенових валунних суглинків обумовлює розвиток процесів заболочування. Ґрунтовий покрив та рослинність відрізняються широкою мозаїчністю.

Гідрологічна мережа Новгород-Сіверського району належить до басейнів річок Десни, Судость, Снов. В районі налічується 15 малих річок (площею водозбору менше 2 тис.км^2, довжиною більше 10 км), середня (площею водозбору 2-50тис.км^2) річка Судость, та велика (площею водозбору понад 50тис.км^2) та річка Десна.

Загальна довжина річкової мережі становить 351 км, в тому числі: великих річок – 95 км, середніх – 17 км, та малих річок – 239 км.Річки району відносяться до рівнинних, з швидкістю течії 0,1-0,3 м/сек. Живлення переважно атмосферне, з помітною участю ґрунтових вод. Основна частина стоку (до 57%) проходить у весняну повінь.

Водні ресурси району складаються з місцевого стоку, який формується у річковій мережі на власній території, транзитного, що надходить по Десні з Росії та Сумської області, підземних вод, і запасів води зосереджених у водоймах, озерах і болотах.

На території регіону досліджень беруть свій початок майже всі малі річки Новгород-Сіверського і півночі Коропського районів зокрема: Малотіч, Смячка, Рома, Лоска, Убідь. Витоки річок, як правило, приурочені до виходів підземних водоносних горизонтів на денну поверхню, з утворенням джерел, а деякі (Убідь) до верхових боліт та заболочених ділянок території.

Водозабезпечення регіону здійснюється за допомогою природних озер, яких налічується 206 шт. площею 953,6 га. та 15 штучних ставків-руслових площею

329,2 га, та 26 ставків-копанок площею 89,2га. Практично всі штучні водойми збудовані на малих річках, або в їх водозбірних басейнах. Найбільші руслові ставки розташовані на річках Смячка, Вара та Рома, що зумовлено рельєфом місцевості та можливостями басейнів річок.

З метою зарегулювання річкового стоку для потреб меліорації земель покращення екологічного та санітарно-біологічного стану річок в районі виконані роботи по регулюванню русел річок Убідь, Лоска та будівництва гідротехнічних споруд на них.

На час проведення досліджень заплав і прилеглих осушених та після лісових ділянок використовувалися для випасу худоби і меншою мірою як сіножатні. Заплавні ділянки являють собою торф'янисті луки з домінуванням *Deschampsia caespitosa* L., рідше домінує *Festuca rubra* L.. Основний травостій на досліджуваних ділянках має висоту до 10-15 см, у ньому значною є участь малоцінних та отруйних видів рослин: *Ranunculus repens* L., *Potentilla anserina* L., *Prunella vulgaris* L., *Mentha arvensis* L.. Пасовища місцями забур'янені *Urtica dioica* L. та *Cirsium arvense* L. *Scop*.. На знижених місцях і місцях прогону худоби спостерігаються збої (5-та стадія дигресії).

Фауна відрізняється різноманітністю та наявністю рідкісних видів і має гідрофільний та гігрофільний характер.

В ході дослідження прибережної смуги та самих водних об'єктів були відмічені такі основні проблеми: 1)площинний змив з сільськогосподарських територій; 2)забруднення і засмічення на рівні населених пунктів; 3)коливання рівня води сезонного характеру; 4)заростання макрофітами і мікрофітами; 4)зарегульованість русел; 5)певний видовий склад гідробіонтів, 6)наявність фітофільних організмів, заболочених ділянок з вільхою чорною; 7)втручання місцевого населення стосовно змін русла; 8)створення загат; 9)вилов раків, риби; 10)вплив домашніх водоплавних птахів; 11)напування та перегін через окремі ділянки русла худоби; 12)місце купання і відпочинку; 13)розорювання заплавних ділянок та застосування на них засобів хімічного впливу; 14)в локальних аспектах – меліоративні роботи 70-их років XX ст., які призвели до більш суттєвих змін.

Отже на основі аналізу даних проблем, розроблена низка заходів щодо покращення гідроекологічного стану району:

1. Екологічне покращення, розчищення, регулювання русел та поліпшення санітарного стану річок та водойм і їх благоустрій.
2. Інвентаризація біорізноманіття, в точу числі гідрофільного.
3. Догляд за річками та їх витоками, природними джерелами .
4. Створення (та встановлення) водоохоронних зон та прибережних захисних смуг.
5. Упорядкування прибережних захисних смуг та паспортизація водойм та річок.
6. Освітня пропаганда серед населення, з залученням молоді, щодо цінності водойм та їх складових гідромережі району.

УДК 504:625.711.1:582.29:582.683.3

Карпенко О.С., Внукова Н.В.
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

ВИЗНАЧЕННЯ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО СЕРЕДОВИЩА ТА ГРУНТІВ ПРИДОРОЖНЬОГО ПРОСТОРУ АВТОДОРІГ МЕТОДОМИ БІОМОНІТОРИНГУ

В останні десятиліття у зв'язку з швидким розвитком автомобільного транспорту істотно загострилися проблеми впливу його на навколишнє середовище. Транспортно-дорожній комплекс є потужним джерелом забруднення природного середовища. З 35 млн.т шкідливих викидів 89% припадає на викиди автомобільного транспорту та підприємств дорожньо-будівельного комплексу. Істотна роль транспорту в забрудненні всіх об'єктів біосфери. Крім того, транспорт є одним з основних джерел шуму в містах і робить значний внесок у теплове забруднення навколишнього середовища.

Автомобілі спалюють величезну кількість нафтопродуктів, завдаючи одночасно відчутної шкоди навколишньому середовищу, головним чином атмосфері. З кожним роком кількість автотранспорту зростає, а, отже, зростає вміст в атмосферному повітрі шкідливих речовин. Постійне зростання кількості автомобілів надає певний негативний вплив на навколишнє середовище та здоров'я людини.

В даній роботі була проведена оцінка впливу автомобільної дороги, як джерела забруднення атмосферного середовища та придорожнього ґрунту методами біологічного моніторингу.

Аналіз стану природного середовища виявляють за допомогою постійного екологічного моніторингу – системи спостережень за якісними і кількісними характеристиками об'єктів навколишнього середовища з метою з'ясування його стану та розроблення правоохоронних рішень.

Біотестування і біоіндикація є основними елементами біологічного моніторингу полягання навколишнього середовища.

Біоіндикації - це визначення біологічно значимих навантажень на основі реакцій на них живих організмів і їх спільнот.

Біотестування - використання в контрольованих умовах біологічних об'єктів (тест-об'єктів) для виявлення і оцінки дії факторів (у тому числі і токсичних) навколишнього середовища на організм, його окрему функцію або систему організмів.

В якості об’єкта дослідження була обрана ділянка автомобільної дороги М-03 Київ-Харків-Довжанський, що проходить через с. Травневе Харківського району Харківської області.

Рівень впливу автомобільної дороги на атмосферне середовища проводили методом ліхеноіндикації – це використання лишайників у якості біоіндікаторів ступеня забруднення атмосферного повітря засноване на вивченні складу й біологічних особливостей лишайників.

Для оцінки стану атмосферного повітря було використано один із способів ліхеноіндикації, а саме спосіб «лінійних перетинань». Для цього було обрано 7

дерев на відстані 30м від даної ділянки автомобільної дороги та підраховано загальне проективне покриття лишайників, що дорівнює 24,28%. Це характеризує високий рівень забруднення атмосферного середовища.

Оцінку придорожнього ґрунту було проведено з аналізу снігового покрову придорожнього простору методом біотестування з використанням тест-рослини крес-салату.

Крес-салат – однолітня овочева рослина, що володіє підвищеною чутливістю до забруднення ґрунту важкими металами, а саме на вміст свинцю у грунті. Цей біотест відрізняється швидким проростанням насінь і майже стовідсотковою схожістю, що помітно зменшується в присутності забруднювачів.

Для цього було відібрано проби снігу у 8 точках від автомобільної дороги:

- перші 4 проби снігу були відібрані на ровній поверхні від досліджуємої ділянки на відстанях: 1 м, 30 м, 100 м та 300 м (що служив як контроль);

- другі 4 проби снігу були відібрані на підйомі автомобільної дороги на відстанях: 1м, 30 м, 100 м та 300 м (що служив як контроль).

У кожну пробу було укладено по 15 насінь крес-салату. Протягом 14 днів велося спостереження щодо проростання насінь тест-рослини. По результатам всхожісті та енергії проростання насінь було визначено, що в обох умовах (на рівній поверхні та на підйомі автомобільної дороги) на відстані 1м та 30 м спостережено зменшення довжини зародкових корінців та всхожість насінь менш 20%. Це характеризується сильним рівнем забруднення ґрунту.

Проте на відстані 100 м від дороги спостерігалося покращення стану придорожніх ґрунтів – всхожість насінь тест-рослини досягала 50%, що свідчить про середній рівень забруднення ґрунту. Енергія проростання насінь крес-салату в контрольних зразках (відстань 300 м від автомобільної дороги) отримали майже 100% всхожість, що характеризується відсутністю забруднення.

Таким чином, досліджуваний об’єкт спричиняє суттєвий вплив на навколишнє природне середовище. З метою зменшення цього впливу пропонуємо наступні заходи, які будуть рекомендовані при реконструкції досліджуваної ділянки:

1) Проводити реконструкцію дорожнього полотна для забезпечення сталого руху автомобільного транспорту;

2) Запобігти забрудненню навколишнього середовища шляхом розширення площі зелених насаджень, складених з достатньо газостійких рослин. При наявності посадок дерев уздовж доріг велика кількість шкідливих речовин поглинається зеленими насадженнями;

3) Використовувати на автомобілях екологічно-чисте паливо;

4) Рекомендуємо вирощування сільско – господарських культур на відстані більш 100 м від краю автомобільної дороги, де концентрація важких металів в ґрунті зменшується до фонової, що знижує ризик впливу на здоров’я як людини, так і тваринного світу.

Використання запропонованих заходів дозволить мінімізувати вплив автомобільної дороги на досліджуваній ділянці, що проходить через с. Травневе на навколишнє середовище.

УДК 504.062.2 (477.51)

Зуєва М.М.
Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г.Шевченка

ПРИРОДООХОРОННІ ФУНКЦІЇ ПАРКОВИХ ТЕРИТОРІЙ МІСТА ЧЕРНІГОВА (НА ОСНОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЇХ РЕКРЕАЦІЙНОГО НАВАНТАЖЕННЯ)

В наш час є дуже важливим та актуальним поєднання рекреаційного відпочинку людини з мінімальними навантаженням на природні системи, підходу до паркових територій водночас як до об'єктів культурно-історичних та природно-заповідного фонду. Природні рекреаційні ресурси в основі своїй представлені рекреаційними системами, що забезпечують потреби населення у відпочинку, лікуванні і туризмі. Головне рекреаційне навантаження припадає на зелені зони, що обумовлено їх доступністю та важливістю впливу на рекреантів.

Основне завдання рекреації – відновлення і розвиток фізичних і психічних сил кожного члена суспільства, всесторонній розвиток його духовного світу, в поєднанні з обережним, ощадливим відношенням до природи та ресурсів рекреації. Рекреаційна діяльність пов'язана з використанням ландшафтів і значних територій.

Окремі категорії природно-заповідного фонду мають подвійну функцію вони одночасно поєднують природоохоронне та рекреаційне призначення. Це стосується: біосферних заповідників, національних природних парків, регіональних ландшафтних парків, дендрологічних парків, зоологічних парків, та парків — пам'яток садово-паркового мистецтва.

Метою нашого дослідження було проаналізувати теоретичні та практичні аспекти рекреації, як різновиду та результату діяльності людини, дослідження рекреації з погляду природозбереження окремих територій зелених зон міста Чернігова.

В основу дослідження покладені описові, польові (маршрутний і стаціонарний), біоморфологічні, математично-статистичні, порівняльно-розрахункові та візуальні методи.

Провідне і найбільш важливе місце в мережі зелених насаджень міста Чернігова належить насадженням загального користування тому, що вони безпосередньо впливають на стан міського середовища і є місцем масового відпочинку жителів. З врахуванням періодичності вільного часу рекреацію поділяють на щоденну, щотижневу і щорічну, а тому відповідно і формуються рекреаційні системи. Також виділяють різні види рекреаційної діяльності з врахуванням її функціонального впливу на населення та широту охоплення території міських зелених насаджень та приміських лісів.

Рекреаційну діяльність на території зеленої зони міста Чернігова можна поділити на 5 видів, а саме: лікувальну, оздоровчу, туристичну, утилітарну, пізнавальну.

Важливе комплексне рекреаційне значення мають паркові території міста Чернігова. Вони виступають як самостійні архітектурно-організаційні комплекси, і виконують санітарно-гігієнічні функції, окрім цього кожен окремий парк, маючи історичну, наукову, пізнавальну і естетичну цінність, також відіграють важливу роль в міському житті.

Об’єктами для дослідження нами були взяті території загального використання, зокрема парк культури і відпочинку імені М.М.Коцюбинського, парк культури і відпочинку „Міський сад”, парк „Болдині гори”.

Парк «Болдині гори» та парк «Міський сад» мають статус парків-пам'яток садово-паркового мистецтва місцевого значення, разом займають площу 17,2 га.

Дослідження проводилося з вересня по грудень 2009 року, протягом вибраного дня, та окремо досліджувалось рекреаційне навантаження в вихід.ні та будні дні. Констатуючи результати досліджень було з’ясовано, що на паркових територіях переважає пасивна рекреація, а в парку „Міський сад” вона поєднується з активною. На даних територіях здійснюється пізнавальна, оздоровча, натуралістична, цілорічна та стаціонарна рекреація

Рекреаційне навантаження має пряму залежність від кліматичних умов, тому його показник є більшим в теплу пору року. За добовою активністю показник є більшим після 13^{00} години. Також її показник збільшується в вихідні та святкові дні, включаючи підвищення туристичної активності.

Найбільший показник рекреаційного навантаження на території парку імені М.М. Коцюбинського, що пояснюється його високою культурно-історичною цінністю та звичкою жителів міста Чернігова відвідувати ці території.

Таблиця 1

Результати рекреаційного дослідження

Місце дослідження, паркові території	Загальна кількість відвідувачів	% від загальної кількості	В будні, відвідувачів	% від загальної кількості	В вихідні, відвідувачів	% від загальної кількості	Години / 9.00 – 12.00	Години / 17.00 – 20.00
І. Болдині гори	180	11,1	50	11,1	130	10,9	32	148
ІІ. Парк імені М.М.Коцюбинського	804	49,4	203	44,1	601	50,2	152	652
ІІІ. Міський сад	644	39,5	199	44,8	465	38,9	129	515
Всього	1628		452		1196		313	1315

Рекреаційна роль зелених насаджень міста Чернігова пов'язана з його територіями зеленої зони, їх багатофункціональним призначенням та можливістю комплексного використання жителями. Отже, вибрані території можна віднести до культурно-історичних та природних рекреаційних ресурсів, вони також є важливою частиною дендрофлори міста. Їх використання повинно бути поміркованим і більше уваги має приділятися збереженню їх природної цінності, що також може поєднуватись з оздоровчою та освітньою функціями рекреації.

УДК 631.81:582.736.3

Гвоздь О.М., Петрик Є.М.
Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г.Шевченка

ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ БАКТЕРІАЛЬНИХ ПРЕПАРАТІВ ПРИ ІНОКУЛЯЦІЇ ЛЮПИНУ ЖОВТОГО В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Однією з важливих проблем сучасного землеробства є розробка високоефективних ресурсозберігаючих агротехнологій, які зможуть забезпечити не тільки одержання високих сталих урожаїв сільськогосподарських культур, а й розширене відтворення родючості ґрунтів. Створення таких технологій повинно передбачати вирішення проблем трансформації гумусу, азоту, фосфору та інших поживних елементів. Саме недостатня увага до мікробіологічного фактора трансформації азоту є однією з причин низької ефективності використання азотних мінеральних добрив, надмірного накопичення нітратів у рослинній продукції та масового забруднення біосфери оксидами азоту. Відомо, що на фізіологічний оптимум поживних речовин для рослин суттєвий вплив справляють бактеріальні препарати. Це екологічно чисті добрива комплексної дії, оскільки мікроорганізми, на основі яких вони створені , не лише фіксують азот атмосфери або трансформують фосфати ґрунту, а й продукують амінокислоти та рістактивуючі сполуки. Тому рослина в оточенні повноцінного комплексу мікроорганізмів одержує необхідне кореневе живлення і, як наслідок, реалізує свій генетичний потенціал щодо врожайності.

На сьогодні мікробні препарати створено для більшості видів сільськогосподарських культур, визначено умови їх ефективного застосування, проведено низку необхідних для їх рекомендації у виробництво заходів, включно з виробничою перевіркою. Біопрепарати мають комплексний вплив, насамперед, це ферментативне зв'язування азоту атмосфери. Розміри фіксації атмосферного азоту в кореневій зоні небобових культур є на порядок нижче, але якщо врахувати, що фіксований бактеріями азот надходить безпосередньо до рослин, то його ефективність значно перевищує користь аналогічної дози мінерального азоту, внесеного в ґрунт. Іншим важливим аспектом механізму позитивної дії мікробних препаратів є вплив бактерій на доступність важкорозчинних фосфатів ґрунту. Важливою особливістю фосфорного живлення інокульованих рослин є можливість залучення елемента з інших горизонтів ґрунтового профілю, куди поступово, з роками, переміщуються фосфорні добрива. В дослідженні застосовувалися декілька мікробних препаратів, а саме:

- ризоторфін – бактеріальний препарат, що містить високоефективні штами бульбочкових бактерій. Форма випуску: рідкий препарат – каністри, ємністю 5-10 л; торф'яний - в поліетиленових пакетах масою 200, 600, 1000гр. Термін зберігання рідкого препарату – 20 днів, торфяного – 3-6 місяців залежно від культури.
- альбобактерин – препарат на основі фосфатмобілізувальної бактерії *Achromobacter album*. Призначений для передпосівної бактеризації рослин, є екологічно безпечним. Форма випуску: рідина коричневого кольору зі специфічним запахом, розфасована в поліетиленові ємності по 5 – 10 л. Термін зберігання – 3 місяців.

- агробактерин – біопрепарат для передпосівної інокуляції, сприяє активному розвитку рослин покращуючи фосфорне живлення. Форма випуску: рідина жовтого кольору (суспензія бактерій) зі специфічним запахом. Розфасована в поліетиленові ємності по 5 – 10л. Термін зберігання - до 20 днів.

Метою дослідження було встановити ефективність інокуляції насіння люпину жовтого мікробними препаратами (альбобактерин, ризоторфін та агробактерин) на дерново-підзолистих ґрунтах Полісся. Польовий дослід проводився на базі Чернігівського інституту АПВ відповідно до загальноприйнятої методики в трьохкратному повторенні.

Облікова площа ділянки – 10 м².

Агрохімічна характеристика ґрунту: гумусу – 1.0 – 1.2%, P_2O_5 – 16-18 (за Кірсановим), K_2O – 6-8 мг/100г ґрунту (за Масловій), pH – 5,0 – 5,3. Ґрунт дерново-підзолистий пилувато-супіщаний, середньоокультурений.

Результати дослідження представленні в таблиці 1.

Таблиця1

Урожайність люпину жовтого в залежності від інокуляції та удобрення

Варіанти досліду	Середня урожайність зерна, ц/га	Приріст до контролю		Середня урожайність зел.маси, ц/га	Приріст до контролю	
		ц/га	%		ц/га	%
Без бактерізації	17,6	-	100	356	-	100
Суперфосфат (P_2O_5)	21,3	3,7	21	376	20	5,6
Агробактерин + ризоторфін	26,2	8,6	49	427	71	19,9
$N_{30}P_{30}$	26,9	9,3	53	421	65	18,0
Альбобактерин + ризоторфін	25,3	7,7	44	389	33	9,0

Врожай зерна люпину жовтого при застосуванні мікробних препаратів зростав на 8,6 ц/га або на 49%, при урожаї в контролі 17,6 ц/га, зеленої маси – на 71 ц/га або на 19,9 %. Поєднання дії двох мікробіологічнтх мікропрепаратів (агробактерин + ризоторфін) підвищує урожайність люпину жовтого на рівні з мінеральними добривами, в нормі $N_{30}P_{30}$. Це дає змогу рекомендувати при інокуляції даними мікробними препаратами зменшувати норму використання мінеральних добрив, а саме N і P на 30 кг/га. Альбобактерин окрім активації фосфорного живлення рослин також проявляє і стимулюючий ефект. Тому при спільному використанні його з азотфіксуючими препаратами, він дає приріст врожаю на 44% в порівнянні з контролем.

Отже, науково-обгрунтоване застосування біопрепаратів окремо і в поєданні з іншими препаратами дає змогу істотно знизити хімічне навантаження на агроекосистеми, поліпшити якість сільськогосподарської продукції і одержувати екологічно чисту біопродукцію.

УДК 504.4.054:330.15

Якимець М.О.
Кременчуцький університет економіки, інформаційних технологій і управління

АНТРОПОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ ЯК ОСНОВА ДЛЯ ПРОВЕДЕННЯ КОМПЛЕКСНОГО МОНІТОРИНГУ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОД КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В зв'язку зі зростом антропогенного навантаження на водні екосистеми особливо загострилася проблема якості води. Глобальні масштаби евтрофування водойм і, на цій основі, масовий розвиток синьозелених водоростей є однією з причин виникнення біологічного забруднення і, пов'язаного з ним, погіршення якості поверхневих вод [1]. Найбільше занепокоєння викликає екологічна ситуація в басейні річки Дніпро, яка забезпечує потреби у питній воді до 75% населення України.

В результаті масштабного гідротехнічного будівництва ріка була перетворена в каскад із шести водосховищ, одним з яких є Кременчуцьке. На протязі свого існування екосистема Кременчуцького водосховища потерпіла ряд трансформацій, які визвані зміною гідрологічного режиму, антропогенним впливом промислових об'єктів, сільських господарств і населених пунктів, розташованих на його берегах. В останнє десятиріччя, на фоні глобального підвищення температури повітря, в екосистемі водосховища з'явилися наслідки евтрофування водоймища за рахунок антропогенного забруднення його токсичними речовинами. За цей період часу, за даними лабораторії водопровідної очисної станції КП «Кременчукводоканал», середні показники якості води в Кременчуцькому водосховищі мали наступні значення: каламутність 0,3-20мг/дм^3; запах 1-2 бали; pH 8,16; нітрити 0,030 мг/дм^3; нітрати 1,93 мг/дм^3; фосфати 0,29 мг/дм^3; окисність перманганатна 10,52мгO_2/дм^3; розчинений кисень 9,73мгO_2/дм^3; лужність 3,0 мг/дм^3; сульфати 27,71 мг/дм^3; хлориди 19,42 мг/дм^3; феноли 0,001 мг/дм^3; ХСК 28,97 мгO_2/дм^3; БПК$_5$ 1,95 мг/дм^3. Також у воді виявлено більше сорока органічних сполук, які зумовлені метаболізмом актиноміцетів. Крім того, водойма багата своїм видовим складом альгофлори, це: діатомові, зелені та синьозелені водорості. В зимовий період їх кількість не перевищує 1000кл/см^3, але в літній - спостерігається підвищений, більш інтенсивний розвиток синьозелених водоростей "цвітіння", що є типовою ситуацією для евтрофованих водойм.

В умовах антропогенного забруднення довкілля, особливо водних об′єктів, порушується екологічна рівновага у водоймищах.

Як зазначила Задорожна [4], евтрофування водоймищ зумовлено їх тепловим забрудненням і є небезпечним щодо виникнення захворюваності на сальмонельоз, шигельоз та вірусний гепатит. Дія температури як фізичного чинника на строки виживання бактерій опосередкована через дію біологічних факторів – наявність та кількість у воді сапрофітної флори, біоорганічних речовин, гідробіонтів та бактеріофагів. Взаємодія внесених у воду патогенних мікроорганізмів з її власною мікрофлорою і гідробіонтами різноманітна. На формування мікрофлори водоймищ впливають клімато-географічні умови, відносна щільність, солоність, температура води, вміст кисню та інші фактори [5].

В існуючій екологічній ситуації інформації про якість водних об'єктів тільки з водогосподарської позиції недостатньо для забезпечення безпеки життєдіяльності населення і дійовій охороні навколишнього середовища. Слід зазначити, що у відповідності з Водним кодексом України (1995р.), а також Директивою ЄС 2000-08-15-1997/0067(СОД), CONS 3639/00, C5-0347/00 FNV 221 CODES513 «Упорядочение деятельности ЕС в области водной политики» аналіз і оцінка якості поверхневих вод повинна здійснюватися на основі екосистемного підходу. Екологічні вимоги до якості води враховують досить велику кількість показників і передбачають їх градації в певному діапазоні величин, а не в порівнянні з величиною гранично допустимої концентрації (ГДК), як при водогосподарській оцінці. Екологічна оцінка більш узагальнююча, тому що характеризує об'єктивний статус водних об'єктів як природних утворень та стан їх екосистем, котрі формують якість води в результаті функціонування біоти і кругообігу речовин в них. Така оцінка дає узагальнену характеристику якості води у водному об'єкті та наразі орієнтує в аспекті реальної і потенціальної придатності та цінності води для використання в різних галузях економіки.

Для забезпечення потрібної об'єктивності екологічного моніторингу, його необхідно здійснювати на основі різноманітних показників, абіотичної та біотичної складових водних екосистем [3]. Так як водна екосистема включає в себе три основні підсистеми: водні маси, донні відкладення та біоту, оцінка біологічного благополуччя вод здійснюється для кожної із вказаних підсистем і для всієї системи загалом.

Характер процесів, які проходять усередині водоймища, свідчить про нестабільний стан водної екосистеми [2]. В цілому, еколого-господарська ситуація в Кременчуцькому водосховищі відзначається підвищеним еколого-гігієнічним ризиком і тому потребує проведення комплексного моніторингу по оцінці екологічного стану досліджуваної території на постійно діючій основі.

Список використаної літератури

1. Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ: учебн.пособие / М.А.Науменко – Санкт-Петербург: РГГМУ, 2007-100с.

2. Прокопенко О.М. Довкілля України / Прокопенко О.М., Квашук Л.О., Пічкур М.І. – К.: Держкомстат, 2002-326с.

3. Зилов Е.А. Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем): учебн.пособие / Е.А.Зилов – Иркутск: Изд-во ИГУ, 2009-147с.

4. Задорожна В.І. Вплив водосховищ-охолоджувачів на екологію регіонів / Задорожна В.І., Бондаренко В.І., Бура Т.О., Доан С.І., Зубкова Н.Л., Маричев І.Л. – Вода і водоочисні технології.- 2003.- №1.- с.27-30.

5. Журба М.Г. Оптимизация комплекса технологических процессов водоочистки / Журба М.Г., Говорова Ж.М., Васечкин Ю.С. – Водоснабжение и санитарная техника.- 2001.- №5(1) – с.5-8.

УДК 504.064:574

Пашков А.П., Проценко С.С.
Національний університет «Києво-Могилянська академія», Київ

ДО ПИТАННЯ ПОТРЕБИ ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОГО МОНІТОРИНГУ НА ТЕРИТОРІЇ ГІРНИЧНО-ПРОМИСЛОВИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

Загально відомо, що антропогенне навантаження на довкілля в багатьох регіонах планети вже досягла рівня, що загрожує стану екосистеми та здоров'ю населення. Ресурси прісної води у світі вичерпуються. Якщо прогнози щодо збільшення забруднення, чисельності населення та розширення екологічної діяльності справдяться, то до 2050 року частка населення планети, що відчуватиме нестачу води, зросте більш ніж у п'ять разів. Саме тому зусилля багатьох країн спрямовані на розробку та здійснення національної політики, що забезпечує стійкий еколого-економічний та соціальний розвиток суспільства.

Особливістю України є те, що вона має потужну мінерадьно-сировинну базу. В її надрах більш 20000 родовищ корисних копалин, серед яких запаси залізних і марганцевих руд складають 14 та 43% світових відповідно. З видобування вугілля, марганця, заліза, титану, графіту, каоліну Україну зараховують до провідних країн світу. Як наслідок гірничо-металургічний комплекс (ГМК) України є базовим комплексом економіки України.

Величезні відвали пустих порід сьогодні складають близько 35 млрд м3, велетенські свостосховища відходів збагачення обсягів яких також складають уже міліарди тон, відкачування щорічно сотні міліардів кубічних метрів великомінералізованих шахтних та кар'єрних вод і інші фактори діяльності підприємств ГМГ створюють забруднення підземних і поверхневих вод, повітряного басейну, грунту та створюють інші небезпеки для людини та довкілля. Більшість таких підприємств розташовані в південно-східних областях України – Дніпропетровській, Запорізькій, Донецькій та Луганській.

Тому саме ці регіони зазнають найбільше техногенне навантаження, сумарний показник яких досягає від 100 до 200 т/км2 , а на екологічній карті України територія цих областей віднесена до категорії з критично екологічною ситуацією, де перевищення забруднення за ГДК складає в 3-5 разів.

Забруднення квадратного метра землі в Україні є в 6,5 разів вищім ніж в США та в 3,2 рази вищім ніж в країнах Євросоюзу. Четверо з п'яти українців мусять споживати брудну воду, а за оцінками ВООЗ майже 80% усіх захворювань у світі спричинені саме неякісною питною водою.

Отже, в умовах екологічної кризи в Україні для розв'язання проблем в галузі довкілля, особливо на водних об'єктах у зонах підвищеного ризику обов'язкове: по-перше, введення кризового моніторингу водних об'єктів шляхом систематичних і додаткових спостережень за кількісними та якісними параметрами, для оповіщення і розроблення оперативних заходів, щодо ліквідації їх наслідків та захисту населення, територій, прилеглих до ГМК комплексів та критичною екологічною ситуацією; по-друге, відмінити помірну плату за використання природних ресурсів та забруднення довкілля підприємствами.

УДК 577.4:581.7

Кулина С.Л., Горова А.І.
Національний гірничий університет, Дніпропетровськ

СОСНА ЗВИЧАЙНА *(PINUS SYLVESTRIS L.)* ЯК ІНДИКАТОР СТАНУ ДОВКІЛЛЯ В ЧЕРВОНОГРАДСЬКОМУ ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОМУ РЕГІОНІ (ЛЬВІВСЬКА ОБЛАСТЬ)

Наша держава має великий потенціал запасів твердого палива, що дозволяє повністю задовольняти свої потреби. Звичайно, запаси вугілля надають державі енергетичну незалежність, але разом з цим і призводять до великої кількості екологічних проблем в регіонах. Не виключенням є Червоноградський гірничопромисловий регіон.

На даному етапі спостереження контроль за станом довкілля у кожному з регіонів України та у Червоноградському гірничопромисловому районі проводиться, як правило, лише за допомогою фізико-хімічних аналізів які визначають вміст окремих забруднювачів, що не завжди дає можливість якісно оцінити загальний вплив цих забруднювачів на живі організми, враховуючи людину. Тому, сьогодні дослідження за станом довкілля повинні проводитися не лише за допомогою хімічних і фізичних методів, але із використанням біологічних. Біологічні індикатори підсумовують усі біологічні дані про навколишнє середовище і відображають його стан в цілому. В якості тест-об'єктів використовуються тварини і рослини, але останні є більш дешевим біологічним ресурсом, менш вибагливими до середовища існування. Так, в дослідженнях досить широко використовують сосну звичайну (*Pinus sylvestris* L.) та інші. Перевагу надають саме цьому виду тому, що вони характеризується високим адаптивним потенціалом, який дозволяє їм займати значні ареали незважаючи на різноманітні екологічні умови. Багатьма дослідниками встановлено, що саме цей вид виявляє високу чутливість до аеретохногенного забруднення, що спостерігається у зміні морфометричних ознак та інших показників тощо.

Метою наших досліджень було проведення біоіндикаційної оцінки стану довкілля Червоноградського гірничовидобувного регіону в зоні дії гірничих підприємств.

Об'єкти та методи дослідження. Об'єктом дослідження були морфофізиологічні показники сосни звичайної (*Pinus Sylvestris L.*) яка знаходилась в зоні дії гірничих підприємств у період 2007-2008 рр.

Для оцінки впливу гірничих підприємств (шахт «Лісова» та «Бендюзька») на біоіндикатор – сосну звичайну нами були виокремленні 4 тест-полігони, різні за ступеню забруднення, з яких 1- зона впливу техногенних об'єктів на території шахт – відвали гірничих порід; 2 - зона впливу усього технологічного комплексу підприємства, санітарно-захисна зона (СЗЗ); 3 – зона поза впливу гірничих підприємств. У якості контролю нами був обраний тест-полігон, який розташований на території санаторно-профілактичного комплексу «Ровесник», який знаходиться на території Бендюзького лісництва – 4 тест полігон.

Для визначення впливу гірничих підприємств на рослини-індикатори були відібрані зразки в 25 точках спостереження, 6 з них розташовані на породних відвалах та їх підніжжях.; 7 в межах санітарно-захисної зони підприємств (500м); 7 на відстані 1000 м; та 5 – на контрольній території. В подальшому кожен зразок

аналізувався за морфофізіологічними показниками: довжиною річного приросту пагону, кількість пар хвої на приріст пагону, вік хвої, довжина хвої та відсоток ушкодження .

Аналізуючи показники біоіндикаторів встановлено, що майже усі вони мають чітку тенденцію щодо покращення, по мірі віддалення від зони впливу гірничих підприємств.

Вважається, що річний приріст пагонів – однин із основних фізіологічних показників, який характеризує збільшення середньорічного приросту. Отримані дані досліджень вказують на покращення якості повітря саме в тест-полігонах, які розташовані поза СЗЗ шахт, вони в середньому відрізнялись від контролю майже у 2 рази. Наступним не менш важливим показником якості повітря – кількість пар хвої чи листків на річному прирості пагону. Значення цього показнику в зоні дії гірничих підприємств у порівнянні з контролем був меншим у 1,5 рази. Цей показник прямо пропорційно пов'язаний із загальною кількістю листя на деревах, а також, і зовнішнім виглядом та інтенсивністю продукційного процесу. Кількість хвої на річному прирості пагону має свої певні особливості. Першопочаткова хвойність приросту, як правило досить близька до контролю навіть у сильно ушкоджених дерев. Але, на територіях, де є значне забруднення повітря масове опадання хвої розпочинається в більш ранньому віці, ніж в місцях де забруднення незначні, і тому це призводить до того, що відбувається зниження кількості хвої на приростах пагона, і щільність крони дерев.

У дерев сосни звичайної *(Pinus Sylvestris L.),* які знаходять в зоні гірничих підприємств у порівнянні з тест-полігонами, які розташовані в зонах з чистим повітрям, кількість хвої старшого віку значно було меншим. Середня тривалість життя хвої на териконах та у межах СЗЗ менша у порівнянні до контролю 1,2 рази. В межах впливу шахт стара хвоя спостергігалася на 4-х річних приростах, а у контролі – 6 річних.

Досить цікавий результат був отриманий у результаті проведених досліджень, а саме відсоток ушкодженої хвої сосни звичайної на контрольних тест-полігонах був вищий, ніж в місцях інтенсивного забруднення довкілля гірничими підприємствами. Це можна пояснити тим, що хвоя першого року життя на всіх тест-полігонах має незначні ушкодження. З віком кількість ушкодженої хвої збільшується прямо-пропорційно до збільшення забруднення. На забруднених ділянках сильне ушкодження хвої викликано їх передчасним опаданням, в результаті чого вона повністю не враховується. В найбільш забруднених ділянках хвоя повністю відсутня вже на 3-х річних приростах. На чистих та відносно чистих ділянках ушкоджена хвоя зберігає свою життєздатність і залишається на гілках, що збільшує загальний відсоток ушкодження хвої. На 5-6 річних приростах пагону практично уся хвоя має ознаки ушкодження.

Отже, проведені дослідження дозволяють зробити висновок про те, що використання морфофізиологічних показників сосни звичайної (*Pinus Sylvestris L.*) є досить інформативними, і вказують на негативний вплив гірничих підприємств регіону на довкілля.

УДК 502.36

Желновач Г.М.
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

ЕКОЛОГІЧНА ЕКСПЕРТИЗА ПРОЕКТНОЇ ДОКУМЕНТАЦІЇ АВТОМОБІЛЬНИХ ДОРІГ, ЯК ЗАСІБ ЗМЕНШЕННЯ ЇХ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ

Автомобільна дорога є складною інженерною спорудою, що впливає на навколишнє середовище на всіх етапах життєвого циклу.

Вплив автомобільної дороги на навколишнє середовище розподіляється у відповідності до джерел впливу на три різнорідні групи, які наведено у таблиці 1.

Таблиця 1

Вплив автомобільної дороги на навколишнє середовище

Джерело забруднення	Спрямованість	Характер впливу
Дорожній рух. Транспортні засоби	Транспортне забруднення (викиди)	Безпосередній, постійний
Дорожні споруди	Зміни ландшафту	Постійний широкого охоплення, прямий чи непрямий (побічний)
Технологічні процеси	Забруднення, фізичний вплив	Тимчасовий, інтенсивний, локальний

Вплив автомобільної дороги може розповсюджуватися на відстань до 3 км у обидва боки від автомобільної дороги. Зараз, територія, яка виділена під СЗЗ зони автомобільних доріг має сумарну площу адекватну одній третій площі Чернівецької області.

При цьому немає галузевого стандарту для проведення екологічної експертизи проектної та предпроектної документації на будівництво, реконструкцію та капітальний ремонт автомобільних доріг загального користування.

Перелік об'єктів, що повинні підлягати обов'язковій екологічній експертизі, згідно закону України «Про екологічну експертизу», містить ряд позицій, які стосуються документації в дорожньому господарстві. Так, на будівництво, реконструкцію та капітальний ремонт автомобільних доріг загального користування розробляється передпроектна та проектна документація. Поряд з цим дорожні організації та підприємства, що входять сфери управління Укравтодору, розробляють, виготовлюють та використовують нову техніку, технології, матеріали і речовини. Управління науково-технічної політику Укравтодору виступає Замовником науково-дослідних та дослідно-конструкторських робіт, результатом розробки яких є нормативні документи.

Аналіз досвіду роботі Укравтодору у природоохоронному напрямку показав неузгодженість дій та намірів при проведені екологічної експертизи між дорожніми проектними, експлуатаційними, науково-дослідними установами, організаціями і підприємствами та спеціально уповноваженним центральним органом виконавчої влади з питань екології і природних ресурсів, його органів на місцях, створюваними ними спеціалізованими установами, організаціями та

еколого-експертними підрозділами чи комісіями; іншими державними органами, місцевими Радами і органами виконавчої влади на місцях відповідно до законодавства і іншими установами, організаціями та підприємствами, які залучаються до проведення екологічної експертизи.

Це все визначило необхідність розробки спеціалізованого стандарту, який би регламентував порядок проведення екологічної експертизи автомобільних доріг загального користування. При цьому особливу увагу слід приділити порядку проведення екологічної експертизи:

- передпроектної та проектної документації на будівництво та реконструкцію автомобільних доріг загального користування;
- документації з впровадження нової техніки та/або технологій, матеріалів, речовин, що використовуються при будівництві, реконструкції, ремонті і експлуатації автомобільних доріг;
- проектів державних будівельних норм, відомчих будівельних норм, регіональних будівельних норм, інструкцій, вказівок, положень та інших подібних документів.

Галузь застосування розробленого стандарту буде поширюватися на підприємства та організації, що входять до сфери управління Укравтодору і діяльність яких пов'язана з: розробкою передпроектної та проектної документації на будівництво та реконструкцію автомобільних доріг; впровадженням нової техніки та/або технологій, матеріалів, речовин, що використовуються при будівництві, реконструкції, ремонті і експлуатації автомобільних доріг; розробкою проектів законодавчих та інших нормативно-правових актів і нормативних документів.

При розробці такого стандарту слід спиратися на:

1) Закон України "Про автомобільні дороги" (від 08.09.2005 р. № 2862-IV)
2) Закон України "Про екологічну експертизу" (від 09.02.1995 р № 45/95-ВР)
3) Постанова КМУ від 27.07.1995 р. № 554 "Перелік видів діяльності, що становлять підвищену екологічну небезпеку"
4) ДБН В.2.3-4-2007 Споруди транспорту. Автомобільні дороги
5) ДБН А.2.2-1-2003 Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд
6) ДБН А.2.2-3-2004 Склад, порядок розроблення, погодження та затвердження проектної документації
7) Наказ Держкомбуду України від 12.11.2003р № 187 "Про затвердження Переліку об'єктів, затвердження проектів будівництва які не потребують висновку комплексної державної експертизи**"**
8) ВБН В.2.3-218-007-98 Екологічні вимоги до автомобільних доріг (проектування)

Тому назріла необхідність розробки спеціалізованого галузевого стандарту проведення екологічної експертизи проектної та предпроектної документації на будівництво, капітальний ремонт та реконструкції автомобільних доріг загального користування.

УДК 504.055(043.2)

Шевченко Ю.С.
Національний авіаційний університет, Київ

РОЗРАХУНОК ЗВУКОВОГО ПОЛЯ ПОБЛИЗУ ФАСАДУ БУДІВЛІ

При оцінюванні шуму на житловій території чи передачу шуму всередину приміщення необхідно переднє оцінювання чи заміри рівнів звукового тиску поблизу фасаду будівель.

При оцінюванні впливу фасаду на вимірювані рівнів звукового тиску найпростішим методом є припустити, що фасад є напівбескінечним відбивачем. Таким чином, звукове поле біля фасаду будівлі визначається суперпозицією прямого променю від джерела шуму до приймача та відбитими променями, що є дзеркальним відбиттям променів від фасаду будівлі та/або від землі. Реальні фасади мають кінцеві розміри, але ефекти дифракції на кромках фасаду є незначними при положенні мікрофонів біля центру лінійної довжини фасаду, коли довжини хвиль малі порівняно з розмірами фасаду.

Вимірювання шуму показують [1], що для положення мікрофону 2 від фасаду, теоретичне припущення дають достатньо достовірні результати лише при частотах вище 200 Гц. При частотах нижче 200 Гц були помічені серйозні відхилення від теоретичних розрахунків і однією з можливих причин може бути вплив ефектів дифракції. Інші роботи [2] наводять дані, що значення вимірювання рівнів шуму біля кутів фасаду визначається в основному ефектами інтерференції, а ефекти дифракції є незначними.

В даній моделі береться до уваги вплив як поверхні фасаду так і вплив поверхні землі, а джерела шуму розглядаються як такі, що знаходяться біля поверхні землі.

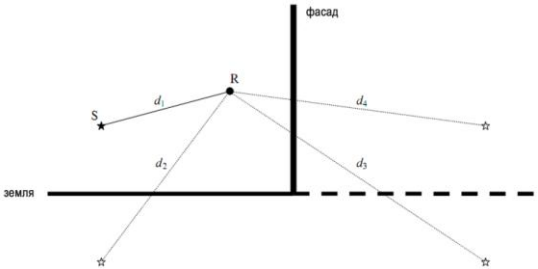


Рис. 1. Розрахункова схема визначення звукового поля біля фасаду будівлі, де S зображує положення джерела шуму, R – приймача, d_1, d_2, d_3, d_4 – відстані, що проходять звукові промені.

Для напівбезкінечного відбивача звукове поле розраховується за схемою, приведеною на рис. 1, методом уявних джерел [3]. Згідно з даною схемою при розповсюдженні звуку від джерела до приймача він проходить чотири різні шляхи, зображені на рисунку: d_1 – прямий промінь від джерела до приймача, d_2 – другий промінь включає відбиття від поверхні землі, d_3 – третій промінь включає одне відбиття від поверхні землі та одне відбиття від поверхні фасаду, d_4 – четвертий включає відбиття від поверхні фасаду будівлі.

Припускається, що: 1) точкове джерело випромінює сферичні хвилі; 2) поверхня землі та фасаду ідеально відбиваючі поверхні; 3) відбиття дзеркальні; 4) розміри фасаду значно більші від розмірів довжин хвиль; 5) поблизу немає інших будівель, що можуть спричинити значний вплив на звукове поле.

Припускається, що точкове джерело шуму розміщується на висоті 0,5 м від поверхні землі, так як така висота є характерною для джерел транспортного шуму. Положення приймача прийнято 1,2 м над поверхнею землі, так як дана висота характерна для положення мікрофонів при вимірюванні рівнів шуму біля зовнішньої частини фасаду [4]. Відстань точкового джерела шуму до фасаду будинку була заданою та становила 10 м, тоді як відстань між фасадом та приймачем змінювала від 2 до 10 м. Результати розрахунків наведені на рис. 2. На графіку відображено відношення звукового тиску при наявності фасаду до звукового тиску вільного поля при відсутності фасаду будинку.

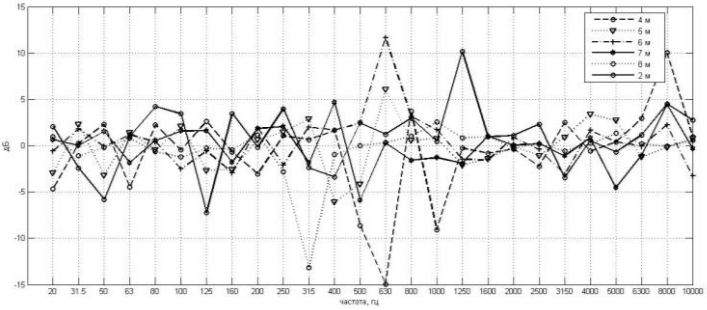


Рис. 2. Вплив фасаду будинку на зміну рівня звукового тиску.

Аналіз розрахунків показує, що зміна рівнів звукового тиску основним чином залежить від взаємного розташування джерела шуму та приймача по відношенню до фасаду будинку. Основним ефектом, що визначає зміну рівнів звукового тиску є ефекти інтерференції. На частотах вищих від 1000 Гц (хоч вони і бралися до уваги при розрахунках) завдяки турбулентному повітрю знижується когерентність хвиль, що розповсюджуються, тому розрахунки не можуть відображати реальних значень без врахування додаткових метеорологічних умов.

Список використаної літератури

1. Hothersall DC, Simpson S. The reflection of road traffic noise. J Sound Vib. – 1983. – 90(3), p. 399 – 405.

2. Hall FL, Papakyriakou MJ, Quirt JD. Comparison of outdoor microphone locations for measuring sound insulation of building facades. J Sound Vib. – 1984. – 92(4), p. 59–67.

3. Hopkins C., Lamb Y. Sound fields near building facades – comparison of finite and semi-infinite reflectors on a rigid ground plane. Applied Acoustics. – 2009. – 70, p. 300–308.

4. Quirt JD. Sound fields near exterior building surfaces. J Acoust Soc Am. – 1985. – 77(2), p. 57–66.

УДК 504.055(043.2)

Людвиченко Н.О.
Національний авіаційний університет, м. Київ

ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАСТОСУВАННЯ ГІС ДЛЯ РОЗРАХУНКОВОГО ПРОГНОЗУВАННЯ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОЇ ОБСТАНОВКИ РЛС

Радіолокаційні станції цивільної авіації (РЛС ЦА) працюють в діапазоні ультрависоких і надвисоких частот (УВЧ і НВЧ). Електромагнітне випромінювання (ЕМВ) даних діапазонів є екологічним фактором, ступінь впливу якого на населення швидко зростає у зв'язку зі збільшенням кількості об'єктів радіотехнічної інфраструктури аеропортів.

З метою захисту людей від впливу ЕМВ, що створюється РЛС ЦА, здійснюють як попередній санітарний контроль при проектуванні і будівництві, так і поточний при експлуатації РЛС. Вимірювання рівнів електромагнітного поля (ЕМП) є специфічними, а їх результати дуже часто обтяжені значними похибками, які залежать від апаратури, що використовується, і від методики вимірювань [1].

До методологічних проблем об'єктивної оцінки електромагнітної безпеки відносять той факт, що на практиці процедура екологічного моніторингу ЕМП в більшості випадків не враховує особливостей електромагнітного забруднення: апаратура, що використовується для вимірювання, має досить високий нижній поріг чутливості, який не дозволяє отримати неперервний в просторовому відношенні опис структури забруднення. З цієї причини неможлива коректна оцінка реальної інтенсивності випромінювання [2].

Вимірюваннями ЕМП на території можливо охопити тільки окремі приземні ділянки місцевості. Також існує проблема актуалізації і обновлення даних – чим більша територія, що контролюється, тим меншою буде оперативність обновлення даних. Альтернативою безпосередніх вимірювань на місцевості може стати розрахункове прогнозування електромагнітної обстановки [3].

Густину потоку енергії (ГПЕ) ЕМП визначать за методикою розрахунку густини потоку ЕМЕ в УВЧ- і НВЧ- діапазонах. Розрахунок ГПЕ ЕМП, що створюється одно частотною РЛС, виконується за формулою:

$$П\left[мкВт/см^2\right] = \frac{8P_{ср}g_m\Phi_з F^2(\theta)}{r^2}, \qquad (1)$$

де $P_{ср}$ - середня потужність передавача за період посилання імпульсів, Вт;

g_m - коефіцієнт підсилення антени;

$\Phi_з$ - множник, який враховує вплив землі (підстилаючої поверхні);

θ - кут у вертикальній площині між напрямом максимуму випромінювання антени і напрямом в точку опромінення, град;

$F^2(\theta)$ - множник нормованої діаграми направленості в напрямку об'єкта опромінення;

r - відстань до точки опромінення, приймається приблизно рівною її проекції на лінію горизонту, м.

Для багаточастотних РЛС, а також для двочастотних РЛС, що утворюють дві діаграми направленості у вертикальній площині, розрахунок ГПЕ виконують за формулою:

$$П\left[мкВт/см^2\right]=\frac{8P_{ср}g_m\Phi_з}{r^2}\left[F^2(\theta)+F^2(\theta+\delta)\right], \qquad (2)$$

де δ - просторове зміщення за кутом місця максимумів випромінювання першого і другого частотних каналів, град [4].

За допомогою формул (1) і (2) розраховують ГПЕ випромінювань РЛС на різних відстанях для різноманітних різниць між висотами розміщення електричного центру випромінювання антени та точки опромінення, і на основі цього будують вертикальні діаграми випромінювання, які використовують для прогнозування і визначення існуючої електромагнітної обстановки в районі розташування РЛС. Для виконання цього завдання можна використати геоінформаційні системи (ГІС). ГІС є об'єктно-орієнтовними базами даних, в яких інформація про будь-який просторовий об'єкт складається із двох взаємопов'язаних складових: позиційних даних (або метрики об'єкта) і непозиційних даних (семантики (атрибутів) об'єкта) [5].

Тому актуальним є питання створення методик, що застосовуються для вирішення електромагнітної безпеки РЛС ЦА з допомогою ГІС. Спільне використання високоточних радіофізичних методів прогнозування електромагнітної обстановки з спеціалізованими ГІС дозволить вийти на якісно новий рівень проведення об'єктивної екологічної оцінки прилеглих до аеропортів територій, який забезпечить можливість прогнозування електромагнітної обстановки і виявлення конкретних причин виникнення екопатогенних зон. Це дозволить приймати мотивовані рішення, спрямовані на оптимізацію екологічної обстановки.

Список використаної літератури

1. *В.О. Нічога, П.Б. Дуб, Е.М. Грудзінський, Л.І. Сопільник, С.В. Каракай.* Вимірювальні прилади і системи для моніторингу електромагнітного техногенного забруднення навколишнього середовища. // Системы контроля окружающей среды. – Севастополь, 2004. – С. 15 – 24.

2. *А.П. Сухоруков, А.К. Бабушкин и др.* Возможности систем геопространственного моделирования в задачах прогнозирования распространения радиоволн и электромагнитной экологии. – Материалы III Всероссийской конференции «Радиолокация и радиосвязь» - ИРЭ РАН, 26 – 30 октября 2009 г. – С. 630 – 639.

3. Применение геоинформационных технологий для решения задач электромагнитной безопасности телекоммуникациооных систем. – Автореф. дис. канд. техн.. наук: 05.13.13 / В.С. Сивков; ГОУ ВПО ПГАТИ. – Самара, 2007. – 16с.

4. Методические указания по определению уровней электромагнитного поля средств управления воздушным движением гражданской авиации ВЧ-, ОВЧ-, УВЧ- и СВЧ- диапазонов / Сост. М.Г. Шандала, Ю.Д. Думанский, Л.С. Иванов и др. – М., 1988. – 44с.

5. *ДеМерс, Майкл Н.* Географические информационные системы. Основы.: Перевод с англ. – М.: Дата +, 1999.

УДК 504.054 (043.2)

Авдєєва А.О., Корінь Л.М., Білик Т.І.
Національний авіаційний університет, Київ

РОЗПОДІЛ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ШАРАХ ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ЗАСОБИ ЇХ ОЧИЩЕННЯ

Господарська діяльність людини на урбанізованих територіях призводить до значного їх забруднення, зокрема такими небезпечними елементами, як важкі метали (ВМ). Відомо, що ВМ швидко накопичуються у ґрунті та надзвичайно повільно з нього виводяться [1, 4]. Ще однією особливістю металів є те, що вони здебільшого концентруються у верхньому родючому шарі ґрунту, де становлять пряму небезпеку для рослин і мікроорганізмів.

Токсичну дію проявляє не вся маса хімічних елементів у ґрунті, а лише ті, що знаходяться у ґрунтовому розчині. З огляду на це, можна вважати, що найнебезпечнішою є частина хімічних елементів, яка перебуває у рухомій і потенційно рухомій формі та здатні мігрувати в трофічних ланцюгах. Саме ця кількість визначає вплив забруднення ВМ на ґрунтову біоту, рослини, і, насамкінець, людину.

ВМ накопичуються в ґрунті, особливо у його верхніх гумусових горизонтах, і повільно виводяться з вилуговуванням, абсорбцією рослинами, ерозією і дефляцією. Період піврозпаду ВМ займає тривалий період: для цинку від 70 до 510 років, для міді від 310 до 1500, для свинцю – від 740 до 5900 років [2]. ВМ вважаються одними з найтоксичніших серед хімічних елементів, так як, по-перше, вони мають високу подібність до фізіологічно важливих сполук і здатні деактивувати їх, і, по-друге, вони мають тенденцію до повільного накопичення в організмі, виявляючи як специфічні впливи, так і хронічні неспецифічні ефекти [4]. Отже, ВМ – стійкі полютанти, які навіть в малих дозах мають токсичний вплив на всі організми, в тому числі й на людину.

Таким чином, актуальною проблемою на сьогодні залишається очищення ґрунтів, які було забруднено важкими металами.

В наших дослідженнях зразки ґрунту відбиралися з поверхні та на глибині 5 і 10-15 см на бульварі Перемоги в місті Києві, де спостерігається інтенсивний рух транспорту, і, відповідно, високі рівні забруднення повітря та ґрунту.

Рухливі форми сполук марганцю, цинку, міді, нікелю, свинцю, кобальту в підготовлених пробах ґрунту екстрагували за допомогою ацетатно-амонійного буферного розчину з pH 4.8 у співвідношенні 1:10. Цей метод придатний для аналізу як карбонатних так і не карбонатних ґрунтів, і прийнятий агрохімічною службою для оцінки забезпеченості ґрунтів мікроелементами. Екстракти фільтрували за допомогою беззольного фільтру „Біла стрічка”. В отриманому фільтраті визначали вміст металів методом атомно-абсорбційної спектрометрії.

За отриманими нами результатами найбільші рівні забруднення на поверхні ґрунту визначені для міді та кобальту (рис.1). В той же час свинець концентрується на глибині 10-15 см, що відповідає даним інших авторів [3]. Для свинцю встановлено найбільше перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) на цій глибині, яка становить для рухливих форм біля 5 ГДК. Серед

досліджених металів перевищення ГДК також встановлено для міді (в 2 рази). Рівні забруднення іншими металами (марганець, цинк) знаходилися в межах допустимих норм. Слід відмітити, що відповідно ГОСТ 17.4.1.02.-83 „Класифікація хімічних речовин для контролю забруднення" серед досліджених нами металів до І класу токсичності відносяться свинець і цинк.

Рис. 1. Вміст ВМ у ґрунті на бульварі Перемоги

Таким чином, на основі вивчення розподілу металів у шарах ґрунту можна зробити висновок, що для очищення забруднених важкими металами урбанізованих територій слід застосовувати різні методи в залежності від металу. Так, для свинцю можна рекомендувати фіторемедіацію, а для міді, кобальту, цинку – хімічне зв'язування сорбентами або сорбент-меліорантами.

Список використаної літератури

1. Безак–Мазур Е. Транскордонні проблеми токсикології довкілля / Е. Безак–Мазур, Т. Шендрік; пер. з польс. Н. О. Ярошенко. – Донецьк: ГП «Информационно–Аналитический Центр "Донбассинформ"». – 2008. – 300 с.

2. Тютюнник Ю. Г. Техногенне забруднення міських ґрунтів України (феноменологічний аналіз) / Ю. Г. Тютюнник, Б. О. Горлицький // Доповіді Національної академії наук України. – 2000. – №6. – С.208–211.

3. Шейкіна О. Ю. Екологічна оцінка забруднення важкими металами вздовж основних транспортних автомагістралей міста Черкаси / О. Ю. Шейкіна, О. О. Мислюк // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – №1. – С.61–66.

4. Irvine K.N., Perrelli M.F. Metal levels in street sediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications // Atmos. Environ. – 2009. – V. 39, № 6. – P. 1891–1902.

УДК 504.064

Марчук С.В.
Державна академія житлово-комунального господарства, Київ

ПРОБЛЕМИ МОНІТОРИНГУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

Для забезпечення ефективного функціонування процесу утилізації і поводження з твердими побутовими відходами в 1998 році було прийнято закон України „Про відходи". За даними комплексних досліджень, проведених 2004-2008 роках в країні налічується понад 5 млрд. $м^3$ побутових відходів, що зберігаються на 800 муніципальних полігонах які заповнені вже на 60-90%. Сьогодні склалася вкрай небезпечна ситуація, адже більшість полігонів і умови зберігання в них не відповідають вимогам безпеки. Як наслідок, у грунт потрапляють продукти розкладу твердих побутових відходів (ТПВ) і далі вони мігрують у навколишньому середовищі різними шляхами. Зважаючи на актуальність цієї проблеми, об'єктом дослідження став моніторинг локальних зон забруднення, що розташовані поблизу від полігонів ТПВ.

Сфера управління ТПВ в Україні потребує глибокого реформування, що зумовлено слідуючим: - накопичений обсяг ТПВ сягає 35 млрд. т і кожний рік зростає приблизно на 30 млн. т; - законодавство, що регулює поводження з відходами є недосконалим і потребує подальшого розвитку і гармонізації із світовими та європейськими нормативними актами; - зростають витрати на поводження з відходами за існуючими традиційними технологіями; - зростає екологічна і соціальна напруга в зонах розміщення ТПВ (полігони), а природоохоронні проблеми на стали пріоритетними.

На цей час в різних країнах проведена велика кількість досліджень щодо поводження з ТПВ. Однак проблема забруднення навколишнього середовища продуктами розкладу ТПВ через їх недбале зберігання вивчена сьогодні дуже мало, особливо це стосується оцінки локальних забруднень компонентів довкілля, що виникають внаслідок порушення правил безпечного зберігання ТПВ

Необхідно створити штатну систему моніторингу довкілля в зонах впливу звалищ та полігонів. Моніторинг- це система спостереження і контролю за природними, природно-антропогенними комплексами, процесами, що відбуваються у них, навколишнім середовищем загалом з метою раціонального використання природних ресурсів і охорони довкілля, прогнозування масштабів неминучих змін. Моніторинг складається з збору і обробки первинних даних спостережень за біотичною і абіотичною складовими екосистеми. Аналіз даних проведеного екологічного моніторингу складається з кількох послідовних етапів, закінчення кожного з них дає самостійний екологічний результат. Але тільки проходження всього шляху від першого до останнього етапу дає можливість повністю встановити стратегію перспективного використання екосистеми, раціонально планувати антропогенні навантаження з тим, щоб не допустити шкідливого впливу.

На першому етапі відбувається екологічне оцінювання природного об'єкта, тобто вимірювання ступеня його екологічного неблагополуччя за шкалою «норма - патологія» за показниками певних лабораторних тест-об´єктів. Наступним етапом є екологічна діагностика, що полягає у виявленні й ранжуванні небезпечних

факторів, які спричиняють шкоду навколишньому середовищу. Після виявлення потенційно небезпечних для екосистеми факторів іде екологічне нормування їх рівнів. Знаючи екологічно небезпечні рівні факторів, перевищення яких перетворює стан екосистеми з безпечного в небезпечний, можна здійснювати екологічний прогноз ступеня екологічної безпеки екосистеми на перспективу. Останній етап – управління якістю середовища. Він дозволяє не чекати погіршення екологічного стану об'єкта на основі несприятливого екологічного прогнозу, а самим впливати на екосистему, знижуючи значення небезпечних факторів до екологічно допустимих рівнів.

У спрощеному вигляді екологічний контроль можна уявити як дворівневу систему, яка включає: пошук відповіді на питання, «безпечною» або «небезпечною» є екосистема, а якщо небезпечною, то якою мірою; з'ясування причин небезпеки і створення методів ліквідації існуючої небезпеки.

Як показує досвід багатьох вчених практично неможливо створити контрольну базу для всіх параметрів якості досліджуваного середовища. Загальноприйнятого методу комплексної оцінки забруднення екосистеми немає. Тому з великої кількості методів слід обрати саме той, який краще за інших відповідає поставленим цілям і задачам дослідження.

При оцінці забруднення території продуктами розкладу ТПВ враховують фізико-хімічні й біологічні характеристик екосистеми. Крім цього, використовують показники, що враховують здатність забруднюючих речовин накопичуватися в компонентах довкілля.

Аналіз та узагальнення наукових і літературних джерел , які існують з даної проблеми дали нам можливість запропонувати схему організації екологічного моніторингу впливу ТПВ на екосистему, яка складається з наступних етапів:

1. Знаходження джерел забруднення .
2. Розгляд шляхів надходження та переробки ТПВ.
3. Створення програми спостереження, яка включає обґрунтування вибору місця і режимів спостереження.
4. Проведення хіміко-аналітичного контролю за вмістом шкідливих речовин у відібраних зразках.
5. На підставі даних аналізу проведення оцінки рівнів забруднення трендів та визначення впливу цих рівнів на якість екосистеми.
6. Регулювання та управління екосистем, розробка рекомендацій стосовно запобігання забрудненю екосистем.

Отже, для здійснення екологічного моніторингу необхідно зосередитися на найхарактерніших видах і ознаках екосистеми, вивчити реакції елементів біосфери на антропогенний вплив за допомогою натурних і лабораторних експериментів, математичного моделювання, аналізу результатів польових спостережень, які дають змогу виявити основні тенденції зміни екосистеми, знайти залежності між дією різних факторів та біологічними реакціями.

УДК 504.064.4(043.2)

Бевза А.Г.
Національний авіаційний університет, Київ

ЗНЕСОЛЕННЯ ВОДИ У ЗАМКНУТІЙ СИСТЕМІ ВОДОПОСТАЧАННЯ ПРОМИСЛОВОГО ПІДПРИЄМСТВА

Значно понизити антропогенну дію промислового виробництва на навколишнє середовище здатний перехід на безстічну технологію.

Необхідність і доцільність створення замкнутої системи виробничого водопостачання обумовлена трьома чинниками:

1. дефіцитом води;
2. зменшенням розбавляючої і самоочищуючої здатності водного об'єкту, що приймає стічні води;
3. економічними перевагами перед очищенням стічних вод до нормативів для водоймищ рибогосподарського водокористування.

Створення замкнутої системи водопостачання промислового підприємства з гальванічним виробництвом вимагає вирішення ряду проблем:

1. переробки і утилізації відпрацьованих електролітів і травильних розчинів;
2. глибокого очищення кислих промивних вод від процесів травлення металу з поверненням у систему водопостачання підприємства;
3. кондиціонування продувних вод з локальних оборотних циклів з їх поверненням у систему оборотного водопостачання;
4. залучення до обороту максимальної кількості води.

Оскільки в процесі роботи замкнутих систем водопостачання спостерігається зростання вмісту солей у воді, то істотного значення набуває кратність використання такої води в циркуляційній системі і технологічних процесах. Так, для характеристики систем замкнутого водопостачання застосовується критерій кратності використання води

$$n = \frac{Q_{вик}}{Q_{заб}},$$

де n – критерій кратності; $Q_{вик}$ – загальний об'єм води, що використовується підприємством ($м^3$/ч); $Q_{заб}$ – забір свіжої води ($м^3$/ч). Чим більше кратність використання води, тим досконаліше здійснена схема водопостачання.

В даний час в українській промисловості критерій кратності наближено становить 5,2, в т.ч. як, наприклад, у США середнє значення цього критерію дорівнює 7,5, і його планується довести до 22 протягом найближчих 10 років.

Створення замкнутих систем водопостачання на підприємствах з гальванічним виробництвом є важким завданням. Автором розглядається розробка замкнутої системи водопостачання для авіаремонтного заводу, який має гальванічний цех.

Аналіз технологічних методів і систем очищення стічних вод показав, що сучасні технології дозволяють отримувати воду високого ступеня чистоти з будь-яких стічних вод, тому створенню безстічних систем перешкоджають переважно техніко-економічні причини. А науково-технічне завдання зі створення безстічних систем виробничого водопостачання полягає у доведенні підживлювальної оборотної води і стічних вод до показників, що дозволяють використовувати їх багато разів, без скидання у водні об'єкти.

Для вирішення завдання водопідготовки підживлювальної води для оборотного циклу водопостачання ДП «Завод 410 ЦА» автором запропонована схема з попереднім пом'якшенням (натрій-катіонуванням) початкової води і її подальше знесолення за допомогою зворотного осмосу (рис.1.).

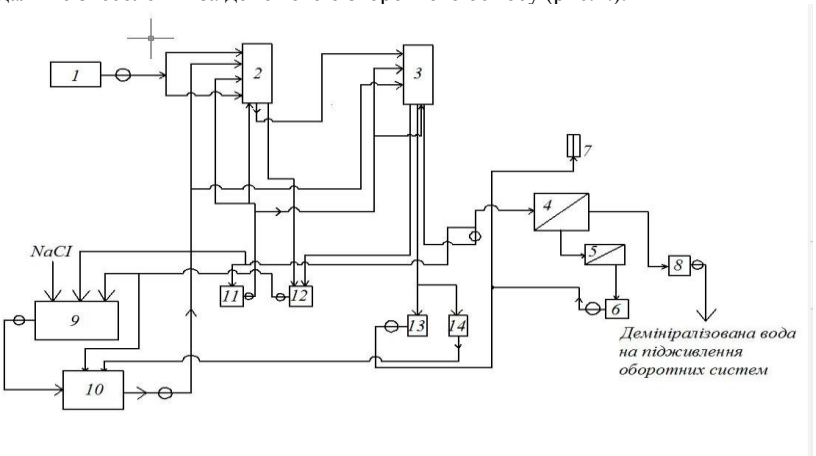


Рис.1. Технологічна схема установки знесолення:

1 - бак запасу початкової води; 2 - натрій-катіоновий фільтр першого ступеня ФІПр (фільтр іонітний протиточний); 3 - натрій-катіоновий фільтр другого ступеня ФІПр; 4 - установка зворотного осмосу першої стадії; 5 - установка зворотного осмосу другої стадії; 6 - бак для збору концентрату; 7 - випарна установка; 8 - бак для збору знесоленої води; 9 - бак для розчинення солі; 10 - бак-мірник робочого розчину солі; 11 - бак для промивної води; 12 - бак для збору промивних вод; 13 - бак для збору перших порцій елюата; 14 - бак для збору других порцій елюата.

Висновки:

1. кондиціонування підживлювальної оборотної води натрій-катіонуванням дозволяє повністю виключити відкладення солей жорсткості в широкому діапазоні температур. При заповненні оборотної системи зм'якшеною водою з'являється можливість припинити скидання продувних вод або зробити його періодичним залежно від встановлених вимог по загальному вмісту солей для даної оборотної системи;

2. пом'якшення стічних вод знизить навантаження на фінішні установки, які призначені для переробки сольових розчинів, відпрацьованих електролітів з ділянок травлення і гальваніки і таким чином дозволить поліпшити економічні показники експлуатації замкнутої системи водопостачання;

3. приведений приклад показує можливість створення компактних водооборотних циклів і очисних споруд для промислових підприємств на основі одноступінчатої технології з використанням відтстійників-флокуляторів та іншого сучасного устаткування.

УДК 504.75.05:621.311.25

Лук'янчиков А.В.
Національного авіаційного університету, Київ

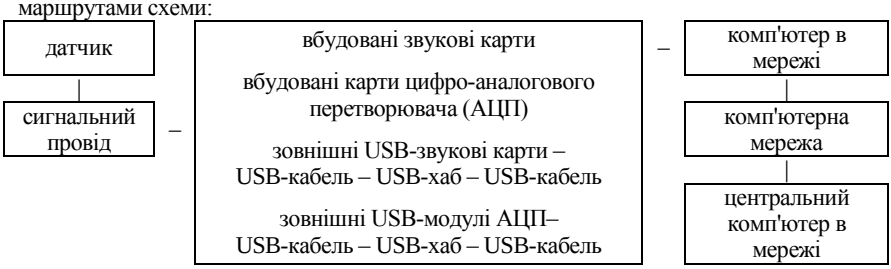
ІНСТРУМЕНТАЛЬНА СИСТЕМА МОНІТОРИНГУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ПОЛІВ У БУДІВЛЯХ І СПОРУДАХ

В Україні необхідність розміщення систем неперервного моніторингу стану умов електромагнітної безпеки у будівлях і спорудах через складність і дорожнечу спеціального устаткування ще не знайшла дійсного підкріплення вимогами чинного законодавства. Вимірювання чисельних рівнів та визначення просторових розподілів електромагнітних полів навколо сучасних технічних засобів потребує високоточного обладнання, датчиків малих розмірів з задовільними калібрувальними характеристиками. Невеликі розміри датчиків мінімізують їхній вплив на вимірюваний параметр. Для реалізації інструментальної системи неперервного моніторингу електромагнітних полів (ЕМП) вирішують наступні задачі: спостереження за фізичними характеристиками ЕМП від усіх джерел (первинних, вторинних) з протоколюванням взаємного розміщення всіх елементів, що обумовлюють електромагнітну обстановку в контрольованих зонах та протоколюванням часу роботи електротехнічних установок; накопичення інформації; обробки і аналізу; візуалізації отриманих сигналів; автоматичного повідомлення про їх наближення до гранично допустимих рівнів згідно розробленої концепції корисної моделі «Автоматизованого комплексу моніторингу фізичних параметрів виробничого середовища» [1]. Корисна модель ґрунтується на системі датчиків реєстрації ЕМП, які розміщуються на робочих місцях та у місцях будинку чи споруди, де спостерігається найбільша вірогідність впливу ЕМП на людей.

Реєстрація сигналів за методикою, описаною у [1] забезпечує низькі (до 3%) відносні похибки вимірювань. Проте у реальних умовах роботи виникає кілька технічних проблем. затухання сигналу у лініях зв'язку, низькі амплітуди сигналів від датчиків магнітних полів. Використовувані ферорезонансні датчики досить прийнятні для вимірювань рівнів низькочастотних магнітних полів. Ці датчики являють собою двоконтурні котушки із зустрічною намоткою (пояс Роговського), намотані на феритові стержні заданих властивостей. Проте, їхня калібрувальна крива (залежність чутливості датчиків від частоти зовнішнього поля) має немонотонний характер. Крім того частотні характеристики звукових карт, до яких датчики підключаються, обмежені (до 40 кГц). Сигнали (ЕРС), що генеруються у таких котушках, порівняно невеликі, тому довжина ліній зв'язку не може перевищувати 5-6 метрів, що недостатньо для багатьох реальних ситуацій.

Дослідження характеристик датчиків магнітного поля різних конструкцій показали, що найбільш прийнятними вимірювачами низькочастотних полів в регламентованих національними та міжнародними нормативами діапазонах частот (5...2000 Гц та 2...400 кГц) є спеціально розроблений модуляційний індукційний датчик реєстрації амплітуди магнітного поля з осердями з аморфних висококобальтових сплавів. Для знаходження рівнів електричної складової застосовують фундаментальні фізичні співвідношення.

Датчик являє собою котушку з двома гальванічно розв'язаними контурами, на один з яких подається струм сигналу збудження 15...20 мА. Модуляційна частота збудження - 750…1000 кГц. З другого контуру знімаються необхідні покази. Контури намотано на магнітне осердя зі стрічкового аморфного сплаву (FeSiB)96(CuNb)4 - ММ-11N, відпаленого за температурою 520°С, що значно підвищує магнітну проникність матеріалу осердя та робить петлю гістерезису практично прямокутною. Це сприяє лінійності змін чутливості датчиків у полях низької частоти та амплітуди вимірюваного поля. Перевагою датчика є незначний його розмір (10*5*5 мм). Подача на датчик опорного сигналу визначеної частоти та його модуляція полями вимірюваних частот дозволяє значно розширити діапазон частот зовнішніх полів, що контролюються. Це дуже важливо з огляду на те, що один з двох контрольованих піддіапазонів електромагнітних полів, генерованих засобами обчислювальної техніки (2 кГц – 400 кГц) значно ширший за можливості звукових карт персональних комп'ютерів. Для подачі опорного сигналу потрібен відповідний генератор. Наведена частотна залежність чутливості датчика залишається лінійною до 100 кГц. За вищих частот (до 400 кГц) є незначне відхилення від лінійності, але воно враховувалося при виконанні вимірювань. Реєстрація сигналів та обробку отримуваної інформації здійснюється за методиками та з використанням обладнання, описаного в [3,4]. У структурній схемі інструментальної системи моніторингу доцільно використовувати персональні комп'ютери, задіяні у виробничих та інших процесах та існуючу комп'ютерну мережу. Інформація від датчиків на центральний комп'ютер для накопичення або обробки і аналізу в реальному часі може передаватися наступними маршрутами схеми:



Список використаної літератури

1. Патент України 29576 Автоматизований комплекс моніторингу фізичних параметрів виробничого середовища. МПК G01R29/08, G01H17/00 / Думанський Ю.Д., Запорожець О.І., Лук'яненко С.О. та ін., опубл. 10.01.08, бюл. №1.

2. Глива В.А., Лук'янчиков А.В., Левченко Л.О., Клалченко В.І. Засоби підвищення безпечної експлуатації сучасного комп'ютерного обладнання // Проблеми охорони праці в Україні: Збірник наукових праць. - К.: ННДІПБОП, 2008. - Вип. 15. - 140с. – С. 98 – 105.

3. Глива В.А. Методи забезпечення електромагнітної безпеки користувачів персональних комп'ютерів: Дис. канд. техн. наук: 05.26.01. - К.: 2006. - 156с.

4. Запорожець О.І., Глива В.А., Клапченко В.І., Потапенко Г.Д., Лук'янчиков А.В. Система електроживлення та електромагнітна безпека в енергонасичених будівлях і спорудах // Вісник НАУ. - 2008. - №1. – С. 13 - 116.

УДК 504.453 (282.243.7) (043.2)

Іванова Н. О., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

УЧАСТЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ ГРОМАДСЬКОСТІ В ЗАБЕЗПЕЧЕННІ СТАЛОГО РОЗВИТКУ СУДНОПЛАВСТВА

Придунав`я – один з найцікавіших з екологічної та найскладніших з соціально-економічної точки зору регіонів України. Це підтверджує створення в дельті Дунаю одного з 4 біосферних заповідників країни – Дунайського (ДБЗ), який було включено до світової мережі біосферних заповідників ЮНЕСКО. ДБЗ утворює занесений до списку Global 2000 україно-румуський білатеральний резерват «Дельта Дунаю», а Кілійське гирло (частина української дельти) у 1995 році внесено до списку Водно-болотних угідь міжнародного значення в рамках Рамсарської конвенції [1]. Але в той же час в регіоні майже відсутні великі промислові підприємства, а рибне господарство та судноплавство, що традиційно з середини XIX століття були основними видами діяльності, занепали. Дунайське пароплавство з розташованими у Кілійському рукаві морськими портами Ізмаїл, Рені та Кілія останнє десятиліття було збитковим. Причина такого становища – відсутність відповідного глибоководного судового ходу (ГСХ), через який відбувалося б сполучення Дунай – Чорне море.

У 1957 р. у гирлі рукава Прірва був створений дослідний судноплавний проріз, що пропускав в Очаківський і Кілійський рукави судна типу «ріка-море» с осадкою 3,5–4,0 м. Але обсяги ремонтних днопоглиблювальних робіт, які складали вже у перші роки експлуатації 150–200 тис. $м^3$ ґрунту на рік, швидко зростали і до середини 80-х років збільшились у 20 разів[2]. Тому на початку 90-х років проріз не використовувався. Це обумовило майже абсолютне виключення української сторони з регулювання транспортного потоку по VII-му міжнародному транспортному коридору і монополію Румунії в даному питанні.

Восени 2001 року Міністерство транспорту України заявило про свої плани будівництва суднохідного каналу через заповідну частину Дунайського біосферного заповідника, використовуючи при цьому гирло Бистре. Указом президента України задля цієї мети планувалося виключити більше 1,5 тисяч га заповідної території.

Даний крок був виправданим з соціально-економічної точки зору, але не враховував вимоги національного та міжнародного екологічного законодавства. Зокрема Закону України «Про природно-заповідний фонд» (ст. 18), Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» (ст. 3), Закону України «Про Червону книгу України» (ст. 11), вимоги Рамсарської конвенції (ратифікована Україною 29.10.1996, ст.3), Конвенції про збереження мігруючих видів диких тварин (ратифікована Україною 19.03.1999; п.4, ст.III), Конвенції Еспо (ратифікована України 19.03.1999), а також Орхуської конвенціїї (ратифікована Україною 06.07.1999, ст.3, 4, 6).

Такий стан подій і викликав бурну реакцію екологічної громадськості як на національному, так і міжнародному рівні. В цій ситуації керівництво ДБЗ, незгідне з порушенням прав заповідного об’єкту, звернулося до неурядової міжнародної

організації Благодійного фонду «Екоправо-Львів» (БФ ЕПЛ), яка з 2002 року почала займатися даною справою. На основі договору про надання безкоштовної правової допомоги фондом надавалися постійні правові консультації заповіднику, здійснювалося представництво його інтересів в судах.

Весь розвиток співпраці ДБЗ та БФ ЕПЛ відображений на офіційному сайті міжнародної екологічної організації – [3], тому зупинятися на окремих датах немає сенсу. Треба зазначити лише, що за позовами цієї організації було визнано недійсними Висновок державної експертизи від 10.07.2003 №105 щодо ТЕО інвестицій створення ГСХ Дунай-Чорне море та оскаржено Висновок державної експертизи №191 щодо робочого проекту каналу Дунай-Чорне море (1 етап). БФ ЕПЛ в наступні роки зверталося до Секрітеріатів та Комітетів Конвецій, які були порушені при будівництві. А у травні 2004 року уряд Румунії також подав офіційну скаргу Комітету із дотримання Орхуської конвенції. У відповідь в 2005 році Комітет встановив, що Україною не було дотримано статтей 3,4 та 6. До України були поставлені вимоги приведення свого законодавства та практики у відповідність до положень конвенції, розробки стратегії впровадження положень конвенції в національне законодавство і розробка практичних механізмів і застосування законодавства. Також в 2004 році за рекомендаціями Постійного Комітету Бернської конвенції Україна була вимушена призупинити та не розпочинати роботи з будівництва ІІ черги проекту, поки не буде проведена ОВНС згідно міжнародних стандартів, не пройде громадське обговорення та пропозиції громадян будуть враховані; надати додаткову інформації про альтернативні варіанти будівництва.

Після цього на виконання вимог Орхуської конвенції у пресі було опубліковано тексти Заяв про екологічні наслідки діяльності на кожній стадії проектування, на Інтернет-сайті замовника проекту Державного підприємства „Дельта-лоцман" були розміщені повні тексти томів ОВНС. Чотири рази проведено громадські слухання на місцевому рівні по проекту відновлення ГСХ на українській ділянці дельти. Матеріали останніх громадських слухань були передані Румунській стороні 27.01.2007р. за №51/23-215 [2].

Тобто, у даному випадку активна позиція екологічної громадськості забезпечила виконання умов ратифікованих Україною конвенції в галузі охорони навколишнього природного середовища та прозорість проведення екологічної експертизи.

Список використаної літератури

1. Мелень О. Захищаючи Дунайський заповідник // Вісник екологічної адвокатури. - №24 – 2003 р. – С.4-10

2. Оцінка імовірних транскордонних впливів на довкілля (ОВНС) глибоководного суднового ходу Дунай – Чорне море на українській ділянці дельти. Додаток до ОВНС у складі робочого проекту «Створення глибоководного суднового ходу Дунай - Чорне море на українській ділянці дельти. Повний розвиток»// УкрНДІЕП. – Харьків, 2008. – с. 197

3. www.epl.org.ua

УДК 504.055(043.2)

Конахович А.С., Франчук Г.М.
Національний авіаційний університет, Київ

БІОХІМІЧНИЙ ВПЛИВ НА ЛЮДИНУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ЗАСОБАМИ СТІЛЬНИКОВОГО ЗВ'ЯЗКУ

В Україні кінець XX початок XXI сторіччя характеризується стрімким розвитком стільникового мобільного зв'язку. Система стільникового зв'язку – це складна і гнучка технічна система, яка допускає дуже різні за варіантами конфігурації та набір функцій, що виконуються: передачу мовних, факсимільних повідомлень, комп'ютерних даних, відео, конференцзв'язок, голосова пошта, супутниковий зв'язок та інше.

Система стільникового зв'язку працює в діапазоні частот 450 – 1800 МГц з використанням різних видів модуляцій. Інтенсивність електромагнітного випромінювання (ЕМВ) сильно коливається в залежності від моделі телефону. Біологічний ефект дії електромагнітного поля (ЕМП) формується в залежності від:
- технічних характеристик телефону (значень / сполучень частоти та потужності, типу модуляції ЕМП);
- режиму та тривалості впливу (частоти та тривалості телефонних розмов);
- початкового стану об'єкта впливу (вік, стать, стан здоров'я, індивідуальна чутливість і т.д.);
- розподілу енергії в біологічних тканинах (вид тканини, глибина проникнення і т.д.).

Аналіз біохімічних досліджень дії ЕМВ міжнародних та вітчизняних вчених дозволяє встановити, що негативний вплив електромагнітного випромінювання проявляється у підвищенні чутливості нервової системи, порушенні діяльності серцево-судинної системи, зміні клітинного та гуморального імунітету, пошкодженні внутрішньоклітинних структур і макромолекул. Дослідженнями біохімічних ефектів дії ЕМП визначено вплив на метаболічні процеси - порушення активності ферментів, відхилення інтегральних показників окремих видів обміну, доведена біотропність електромагнітних випромінювань з різним ступенем дії на органи та системи організму.

Відмінною особливістю стільникового телефону, як джерела ЕМВ, є його безпосереднє наближення до голови користувача. Таким чином впливу підлягають головний мозок, периферичні рецепторні зони вестибулярного та слухового аналізаторів, сітчатка ока. Причому, окрім очевидних нейрофізичних порушень організму спостерігаються локальні теплові ефекти. Наприклад, дослідженнями американських вчених з'ясовано, що цей ефект, викликаючи навіть незначний нагрів вестибулярного апарату середнього вуха, призводить до запаморочення, а іноді навіть до нудоти і тривалого погіршення самопочуття.

Термічний ефект з'являється за рахунок того, що електромагнітне поле в середовищах, які проводять електричний струм (до таких відносяться і тканини організму людини), викликають струми іонної провідності та орієнтаційну поляризацію молекул згідно із зміною частоти електромагнітного поля. Оскільки в'язкість і сили зчеплення між молекулами перешкоджають коливанням полярних молекул в змінному електромагнітному полі, то при цьому відбувається втрата

енергії ЕМП за рахунок поглинання її тканинами. Особливо велике значення має струм зміщення, зумовлений переорієнтацією молекул води. Цей струм і викликає нагрівання тканин організму. Наявність в організмі людини органів із слабо вираженим механізмом терморегуляції (мозок, очі та ін.) призводить до їхньої підвищеної чутливості до електромагнітних випромінювань.

Поряд з цим, висвітлення закономірностей та механізму дії різних частотних діапазонів ЕМП в залежності від інтенсивності, режиму випромінювання та терміну дії мають розрізнений фрагментарний характер. Незважаючи на велику кількість робіт щодо з'ясування наслідків електромагнітного опромінення, механізми розвитку такого впливу остаточно не з'ясовані. Недостатньо вивчені біохімічні механізми взаємодії ЕМП і організму, не розроблено ґрунтовних критеріїв оцінки та розмежування чутливості і пошкодження під час дії ЕМП. Розробка системи біохімічних показників, що відображає реакцію організму на зміни його функціонального стану, спрямування процесів та прогнозування впливу ЕМП на живий організм, є важливим аспектом гігієнічного нормування. Основоположним принципом гігієнічного регламентування ЕМП у навколишньому середовищі є біологічне обґрунтування нормативів на підставі кількісних залежностей впливу на організм від інтенсивності ЕМП, терміну дії, режиму дії тощо.

Окрему увагу слід приділити дослідженням, що направлені на визначення рівня негативної дії ЕМВ на дитячий організм. Дитячий організм у порівнянні із дорослим має деякі особливості, наприклад, відрізняється більшим співвідношенням довжини голови й тіла, більшою провідністю мозкової речовини. Через менші розміри та об’єм голови дитини питома поглинута потужність більша у порівнянні із дорослою й випромінювання проникає глибше у ті ділянки мозку, які у дорослих, як правило, не опромінюються.

Найголовніше, варто відзначити, що сучасні діти користуються мобільними телефонами з раннього віку та будуть продовжувати їх використовувати дорослими, тому стаж контакту дітей з електромагнітним випромінюванням буде суттєво більшим, ніж у сучасних дорослих людей.

Отже, аналіз досліджень негативного впливу дії електромагнітного випромінювання, по-перше, дозволяє реально оцінити небезпеку під час експлуатації персональних засобів стільникового зв’язку; по-друге, вказує на необхідність проведення наукових досліджень з цього питання, з удосконаленням методологічної бази експериментів по вивченню медико-біологічних наслідків дії електромагнітного випромінювання, що створюються радіотехнічними та електротехнічними об'єктами, в т.ч. й засобами стільникового зв'язку; по-третє, свідчить про необхідність вивчення комбінованої дії електромагнітного випромінювання різних частотних діапазонів та інших шкідливих факторів.

В свою чергу, моделювання процесів ЕМВ та визначення принципів нормування ЕМВ дозволить контролювати санітарно-гігієнічний стан електромагнітної ситуації; розробляти заходи з охорони здоров’я населення від шкідливого впливу ЕМВ, а також засоби зниження впливу ЕМВ на довкілля та здоров’я людини.

УДК 579.266:631.461.6 (045)

Ястремська Л.С., Тражуков А.Ю.
Національний авіаційний університет, Київ

ДОСЛІДЖЕННЯ СТІЙКОСТІ ДО КИСНЮ ЦЕЛЮЛАЗНОГО ФЕРМЕНТНОГО КОМПЛЕКСУ АНАЕРОБНОЇ ЦЕЛЮЛОЛІТИЧНОЇ БАКТЕРІЇ *C.thermocellum* 5СТ

У теперішній час приділяється велика увага проблемі використання поновлюваної сировини, яким є деревина та різні рослинні відходи з метою отримання біопалива, білка, ферментів. Лімітуючим фактором при біоконверсії целюлози є активність целюлолітичних бактерій, здатних до гідролізу целюлози. Целюлоза відповідає основним вимогам перспективних ресурсів: широким поширенням, перетворенням без забруднення навколишнього середовища, поновлюваності. Проблема трансформації целюлози зв'язана, також, з необхідністю захисту навколишнього середовища.

Серед бактерій, здатних до гідролізу целюлози, існують види термофільних і мезофільних організмів. До термофілів, здатних до гідролізу целюлози відносять: *Clostridium thermocopriae,* C. *thermolacticum, C.cellulosi, C. thermopapyrolyticum, C. cellulovorans, C. straminisolvens.*

Найбільш вивчено бактерії, що належать до виду *C. thermocellum.* Вони представлені великою кількістю штамів, що відрізняються один від одного за здатністю гідролізувати різні форми целюлози, зброджуванню окремих цукрів, здатності до пігментування та низки інших особливостей.

Термофільні бактерії мають низку переваг порівнянно з мезофільними формами. Вони мають високу швидкість росту та інтенсивність обміну, при високих температурах спостерігається велика розчинність і менша в'язкість розчинів, термостабільні ферменти, які діють при високій температурі, у ширшому діапазоні pH порівнянно з ферментами мезофільних форм. Висока термостабільність ферментів часто зв'язана зі збільшеною стійкістю до хімічної денатурації. Великою перевагою використання термофільних мікрорганізмів є можливість культивування у незахищених умовах.

Усі целюлолітичні мікроорганізми мають набір ферментів для повного гідролізу целюлози до глюкозних решток. Позаклітинний целюлазний комплекс у *C.thermocellum* складається з ендоглюконази, екзоглюконази і екзоглюкозидази. Оскільки целюлолітичні бактерії *C.thermocellum* анаероби, були проведени дослідження щодо стабільності целюлазного комплексу на повітрі.

У зв'язку із цим, був досліджений вплив кисню на целюлазну активність термофільної целюлолітичної культури *C.thermocellum* 5СТ , яка була виділена з активного мулу метантенка станції біологічного очищення (м.Київ, Бортничі) при температурі культивування (55–60^{o} С). Целюлазну активність вимірювали при гідролізі целюлози (фільтрувального паперу) за утворення редукуючих цукрів, з використанням реактивів Шомоди і Нельсона на спектрофотометрі С-26 при λ = 560 нм. За одиницю целюлазної активності ферменту приймали таку його кількість, яка за одиницю часу дії (1 год) на субстрат утворювалася з 1 мг глюкози. Кількість цукрів, які редукують, визначали за калібрувальною

кривою. Для визначення целюлазної активності в безклітковому екстракті, клітини культури центріфугували 20 хв при 3000 об/хв та руйнували на ультразвуковому дезінтеграторі. Отриманий екстракт центрифугували та у надосадовій рідині визначали целюлазну активність.

Для культури 5СТ було визначено целюлазну активність, що дорівнювала – 180–200 γ/мл. Потім культуру експонували на повітрі впродовж різного часу. Було встановлено, що при експозиції культури 45–60 хв на повітрі, відбувається інактивація целюлазної активності, причому, вона є незворотньою. Створення анаеробних умов не призводило до відновлення активності. Втрата целюлазної активності може бути пов'язана або з інактивацією целюлази повітрям, або із загибеллю клітин.

Літературні відомості з цього приводу суперечливі. За відомостями одних авторів целюлазний комплекс стабільний, за іншим даними він інактивується на повітрі. Для з'ясування цього питання ми визначали целюлазну активність у безкліткових екстрактах. Для цього клітини руйнували за допомогою ультразвукового дезінтегратора. Екстракт центрифугували та у надосадовій рідині визначали целюлазну активність. Повторне визначення проводили після зберігання екстракту при +4^{o}C упродовж 10 діб (табл. 1).

Таблиця 1

Целюлазна активність штаму *C.thermocellum* 5СТ
за різній тривалості експозиції кисню

Об'єкт дослідження	Час експозиції (доба)	Целюлазна активність γ глюкози/мл
Клітини (контроль)	–	180± 0.01
Безклітковий екстракт	1,0	175± 0.01
Безклітковий екстракт	10,0	170± 0.01

Було показано, що целюлазна активність у безклітковому екстракті зберігається після декількох діб експонування на повітрі.

Таким чином, целюлазний ферментний комплекс *C.thermocellum* 5СТ досить стійкий до дії кисню, що може бути пов'язане з наявністю в його складі ендоглюканаз, не чутливих до кисню й SH-реагентів.

УДК 551.49

Чумаченко Г.К., Трохименко Г.Г.
Національний університет кораблебудування, Миколаїв

ВИВЧЕННЯ СТАНУ МАЛИХ ТА СЕРЕДНІХ РІЧОК МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ МЕРТВОВОД

В Миколаївській області налічується 120 великих, середніх та малих річок. Малі річки мають ряд особливостей, які необхідно враховувати при розробці заходів їх раціонального використання та охорони.[2]

Відмінність малих річок від великих полягає не тільки в їх довжині чи площі басейну. Вони відрізняються передусім ступенем залежності властивих їм біопроцесів від навколишнього водозбору. Малі річки є початковою ланкою річкової мережі, і всі зміни у їх режимі, безперечно, позначаються на всьому гідрографічному ланцюгу.

Оцінюючи сучасний чи очікуваний стан малих річок, необхідно враховувати такі їх особливості:

- малі річки є основним джерелом живлення великих рік, тому збереження їх має найважливіше значення для захисту водних ресурсів від виснаження;
- на водозборах малих річок розміщується значна кількість населення, промислових об'єктів, сільськогосподарських земель, що визначає велике народногосподарське значення цієї категорії річок;
- внаслідок малої величини ці річки дуже чутливі до певних видів господарської діяльності, що особливо гостро позначається на водному режимі території. [1]

Мертвовод — річка в Кіровоградській і Миколаївській областях України, ліва притока Південного Буга. Довжина річки — 114 км. Мертововод живлять 148 малих річок.

Вода в Мертвоводі досить жорстка — жорсткість складає 19,1 мг/екв/дм³, з природною підвищеною загальною мінералізацією (сухий залишок близько 2500 мг/дм³), поверхневі води річки забруднені іонами деяких металів — магнію, заліза, натрію, марганцю, а також органічними сполуками.

Місцева флора налічує близько 900 видів рослин, 26 з яких внесені до Червоної книги України, 4 — в Європейський Червоний список. У каньйоні річки Мертвовод поблизу села Актове знаходиться головна ділянка ареалу вузького ендеміка сімейства Гвоздичні — мерінгиї бузької (Moehringia hypanica), на лівому ж березі Мертвовода знайдений рідкісний вид папороті (Asplenium alternifolium), це єдине місце його зростання в степовій зоні України.

Для визначення стану річки Мертвовод був проведен фізико-хімічний аналіз річкової води у м. Вознесенськ (Таблиця 1) та смт. Братське.

Таблиця 1

Результати фізико-хімічного аналізу стану води річки Мертвовод (м. Вознесенськ)

рік	Дата взяття проб	Температура води в момент відбору	Окраска натуральної стічної води	Мутність, мг/л	Хлориди, мг/л	Сульфати, мг/л	БПК 20	ХПК	Жорсткість, мг/екв/дм³
2007	14.03	6	43,5	1,6	262,3	1049	3,8	38,1	19,1
	10.05	17	49,4	3,5	165,9	563,2	6,95	33,9	12,0
	21.08	27	66,3	3,2	132,4	341,8	29,2	68,6	8,7
	13.11	3	46,2	4,3	106,4	312	4,66	27,8	8,0
2008	13.03	9	54,3	2,3	135,2	371,2	6,4	53,6	11,5
	13.05	17	53,3	4,1	113,4	390,4	6,15	52,5	10,3
	13.08	26	54,6	5,8	126,6	361	4,3	34,2	8,8
	12.11	5	49,7	1,1	56,3	126,7	4,90	27,0	7,1
2009	4.02	0	83,5	0,7	311,9	1113	2,86	56,0	22,5
	19.05	23	25,2	3,1	321,8	1186	3,0	48,0	20,3
	10.08	21	22,6	2,2	375,8	1203	1,49	47,2	21,8

Перевищення ГДК для водойм рибогосподарського призначення за період з 2004-2008 рр. склало від 2,1 до 2,7 ГДК за мінералізацією в р. Мертвовод. Постійно зростає вміст сульфат іонів та хлорид іонів, іонів кальцію та магнію. Максимальне перевищення сольового амонію спостерігалося у річці Мертвовод у 2006 році (2,3 ГДК). Величина pH в середньому складає 4,6. Максимально середня концентрація нафтопродуктів становила 3,4 ГДК у 2004 році. Протягом останніх 10 років спостерігається високий вміст купруму. За загальними характеристиками забруднення Мертвовод відноситься в залежності від пори року до помірно забруднених та забруднених вод. Найвищі показники індексу забрудненості спостерігається у створі смт Братське у 2004-2006 роках. У 2009 році жорсткість води підвищилась із-за жаркого літа. Найвисока мутність була в серпні 2008 року.

Список використаної літератури

1. А. В. Яцик, В. М. Хорєв, водне господарство в Україні 2000 р.

2. А. В. Яцык, Экологические основы рационального водоиспользования – К.: Генеза 1997 г.

УДК 504.064.4:658.567.1(043.2)

Горупа В.В., Дражнікова А.В.
Національний авіаційний університет, м. Київ

СПОСІБ ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ ТА ЙОГО ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ

Останнім часом як в Україні, так і в усьому світі, досить значна увага приділяється пошуку альтернативних джерел енергії та їх впровадженню з метою отримання екологічно безпечних енергоносіїв. В розвинених державах діють досить ефективні програми, направленні на прискорення впровадження альтернативних джерел енергії [1]. Так і в Україні набув чинності закон, що встановлює спеціальні "зелені" тарифи на електричну та теплову енергію, вироблену з використанням альтернативних екологічних джерел. Окрім того, в Україні діє Національна програма з використання відновлювальних джерел енергії, в якій отримання біогазу є вагомою складовою. Аналізуючи теперішній стан галузі можна стверджувати, що найближчим часом в Україні підвищиться попит на екологічно безпечні енергогенеруючі установки.

З огляду на географічне розташування України можна припустити, що, окрім вітрової енергетики, яка досить інтенсивно розвивається в північних регіонах, в майбутньому набудуть інтенсивного розвитку технології переробки органічних відходів у біогаз. Так, сьогодні провідні підприємства, які мають надлишкові обігові кошти та сировинну базу для виробництва біогазу, будують біогазові установки і, цим самим, задовольняють свої потреби в тепловій та електричній енергії. З огляду на сповільнений розвиток промисловості впровадження таких установок у більшості випадків є винятком, а ніж типовою практикою. Також необхідною умовою широкого застосування альтернативних джерел енергії є наявність постійно відновлювальної сировинної бази, яка також майже відсутня, з огляду на сповільнення розвитку в тваринництві та сільському господарстві.

Підсумовуючи все вище наведене можна стверджувати, що доки сільське господарство не буде прогнозовано функціонувати, створення біогазових установок залишатиметься на рівні наукових розробок.

Але в Україні існує досить перспективна альтернативна сировинна база, на основі якої можна отримувати біогаз. Це – органічні рештки, які містяться в малих та середніх за розмірами річках у вигляді органічних забруднень, що утворюються у водоймах в результаті розкладення водоростей. Науково необгрунтоване та недбале застосування пестицидів та мінеральних добрив на площі водозбору сприяє їх змиванню в русло річки до 45 % [2]. Внаслідок цього порушується збалансованість водних екосистем та відбувається гіперінтенсивне накопичення біомаси водоростей, значна частина яких є однорічними. Масштаби сировинної бази визначаються протяжністю середніх та малих річок України, так кількість річок з довжиною 101 – 500 км – 123, довжиною 25 – 100 км – 968, довжиною 10 – 25 км – 3020, малих річок з довжиною до 10 км – 68790. Наявність такої сітки річок, а особливо середніх та малих, дає можливість отримувати з них значний об’єм біогазу в результаті використання органічних залишків.

Так постає завдання створення установок, які б могли, використовуючи даний сировинний потенціал, перетворити його на користь суспільству. З огляду на принципову складність функціонування біогазових установок [3], можна запропонувати наступну конструкцію (рис. 1).

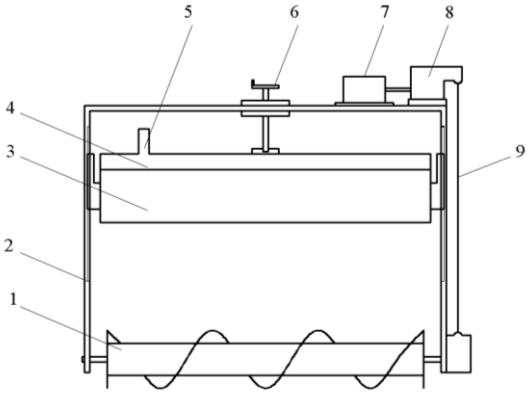


Рис.1 Схема установки для отримання біогазу**.**

1 – донний шнек; *2* – рама; *3* – понтони; *4* – корпус збірник; *5* – патрубок для відведення газової суміші; *6* – пристрій для регулювання глибини занурення; *7* – автономне джерело енергії; *8* – редуктор; *9* – привід донного шнеку

Принцип отримання біогазу реалізується наступним чином. Установка встановлюється на поверхні водойми, за допомогою автономного джерела енергії *7* редуктора *8*, та приводу *9* приводиться в дію донний шнек *1* який починає обертатися. За допомогою пристрою регулювання занурення *6* донний шнек *1* занурюють на необхідну глибину. При обертанні донного шнека *1* його робочі елементи зрушують шар мулу, при цьому з його товщі виділяється суміш метану та вуглекислого газу. Виділені гази мають меншу густину ніж вода, через це вони рухаються вгору та потрапляють у корпус збірник *4*, звідки через патрубок *5* видаляються до блоку очистки та збірників. Частота обертів задається редуктором та вибирається із умов мінімальної кількості обертів, щоб відбувалось зрушення мулу. Переміщення установки на поверхні води відбуватиметься за допомогою сторонніх плавзасобів, чи за допомогою натяжних тросів, які кріпляться на берегах річки.

Список використаної літератури

1. Ayhan Demirbas Biofuels: Securing the Planet's Future Energy Needs - Heidelberg, Germany,: Springer Verlag London Limited, 2009 – 336 p.

2. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. – К.: Інститут екології. – 2003. – 380 с.

3. Баадер В., Дооне Е., Брендерфер М. Биогаз: теория и практика (Пер. С нем. И придисловие М.И. Серебряного.) – М,: Колос, 1982. – 149 с.

УДК 504.064.4(043.2)

Крамарьова Ю.С.,[1] Силца Н.Г.,[2] Крамарьова Ю.І.,[3] Крамарьов С.М.[2]
Дніпропетровська державна медична академія (1)
Придніпровська державна академія будівництва та архітектури, Дніпропетровськ (2)
Національний авіаційний університет, Київ (3)

ХІМІЧНИЙ СКЛАД ОСАДІВ МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД (ОМСВ) СТАНЦІЙ АЕРАЦІЇ м.ДНІПРОПЕТРОВСЬКА І ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ В ЯКОСТІ СИРОВИНИ ДЛЯ ОТРИМАННЯ ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ ПРОЛОНГОВАНОЇ ДІЇ

В умовах сьогодення залишається ще невирішеною екологічною та гігієнічною проблемою питання утилізації ОМСВ, які накопичуються в значних обсягах на межі сельбищних територій. ОМСВ – можуть бути використаними в якості сировини для виготовлення з неї органо-мінеральних добрив пролонгованої дії, але після вилучення з них токсичних речовин, особливо важких металів. В той же час ОМСВ можна розглядати як нетрадиційний і, досить, важливий резерв сировини для виробництва органо-мінеральних добрив (ОМД) пролонгованої дії, які дуже необхідні для поповнення вмісту в ґрунті поживних речовин. Вміст елементів мінерального живлення рослин та гуміфікованих органічних речовин (вуглеводних, жироподібних і білкових складних сполук), які обумовлюють удобрювальні властивості осадів і можуть сягати тут 50-70% і наведені в (табл.1).

Таблиця 1

Хімічній склад осаду з мулових майданчиків міських очисних споруд м. Дніпропетровська (середнє значення на сухий залишок)2009 рік

Показник та одиниця виміру	Межі коливання значень	Середні значення
pH водневе	6,3-8,6	7,5
Сухий залишок, %	22,7-45,4	36,1
Зональність, %	49,0-55,9	52,4
Вуглець, %	15,6-26,4	21,3
Азот загальний, %	1,6-2,6	2,1
C:N	7,0-15	10,0
Азот, мг/кг: - нітратний - аміаку	 3,5-33,6 34,8-2010,8	 19,6 786,9
Фосфор загальний, %	1,7-3,9	2,4
Фосфор рухомий, мг/100г	198,8-290,0	198,5
Калій загальний, %	0,5-0,9	0,6

Для вирішень питань щодо використання цих осадів в якості сировини на основі якої можна було б виготовити ОМД пролонгованої дії, потрібно мати в своєму розпорядженні аналітичні данні, які характеризують вміст в них різних полютантів і ступінь їх забруднень патогенною мікрофлорою. Для цього нами були проаналізовані зразки ОМСВ з різним терміном їх зберігання, відібраних на

3-х основних станціях аерації м. Дніпропетровська (Лівобережна, Південна та Центральна). Їх аналіз виконували використовуючи метод атомно-абсорбціоної спектроскопії з визначенням вмісту в них валових форм ВМ, отримані аналітичні данні наведені в табл.2.

Таблиця 2

Вміст валових форм важких металів (мг/кг) в осадах стічних вод м.Дніпропетровська

Найменування зразків	Mn	Zn	Cu	Pb	Fe	Cd	Co
ЛСА,свіж.	95.1	386.95	87.92	51.85	8329.74	2.04	2.34
ЛСА,1рік	59.06	235.58	72.70	73.87	3723.32	3.80	2.42
ЛСА	128.25	785.04	194.66	131.31	10126.3	2.43	3.33
ПСА, св.	212.54	1533.25	435.91	66.69	12453.9	7.34	3.31
ПСА, 1рік	257.56	1301.63	383.8	59.52	9153.01	2.76	2.81
ПСА	260.44	1587.82	493.49	70.78	11783.0	10.99	2.85
ЦСА1рік	66.17	1040.71	651.33	102.90	25538.2	4.05	3.22
ЦСА	91.094	1192.18	523.76	159.85	32997.7	12.11	4.75
Гній	256.28	163.72	34.31	12.44	4261.93	0.42	2.31
ОМД	81.11	37.25	4.02	3.78	3743.04	0.45	2.88

Примітка: ЛСА, ПСА, ЦСА – станції аерації м. Дніпропетровська

Аналіз отриманих аналітичних даних, відібраних з різних станцій аерації (табл.2,3) показав, що за вмістом найбільшої кількості валових форм ВМ виділялися по різних елементах дві станції аерації, а саме Південна та Центральна, до яких надходить значна частина стічних вод від промислових підприємств цього міста (табл. 3).

Таблиця 3

Вміст рухомих форм важких металів (мг/кг) в осадах стічних вод м.Дніпропетровська

Найменування зразків	Mn	Zn	Cu	Fe	Co
ЛСА, свіж	51,2	13,85	9,69	856,59	1,77
ЛСА, 1 рік	121,3	31,66	9,06	355,88	2,43
ЛСА	118,4	39,78	12,18	332,94	1,37
ПСА, св	311,6	53,11	11,77	145,53	1,16
ПСА, 1 рік	266,1	40,88	13,40	193,28	0,93
ПСА	290,2	42,96	20,47	96,20	0,84
ЦСА, 1 рік	127,8	31,40	19,85	255,65	0,75
ЦСА	152,4	31,10	0,87	220,07	0,37
Гній	149,9	2,13	1,86	6,21	0,95
ОМД	33,5	1,62	0,48	7,60	4,44

Примітка: ЛСА, ПСА, ЦСА – станції аерації м.Дніпропетровська

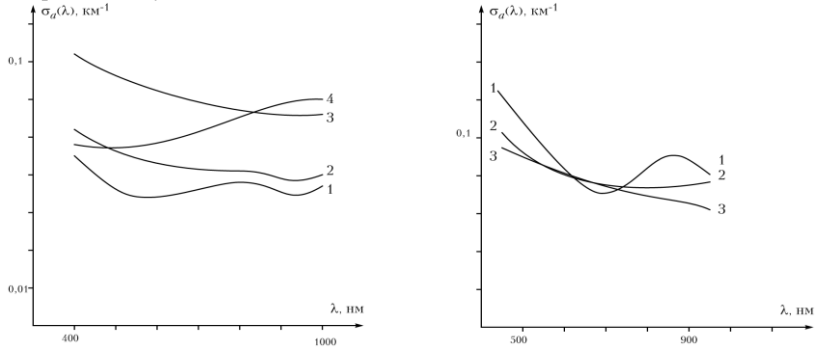
Результати досліджень показують, що в ОМСВ міститься значна кількість ВМ. Для їх вилучення нами розроблено спеціальний метод, який дає можливість зменшити вмісту в них полютантів до рівня ГДК, а отриманий їх залишок потім використати, як вихідну сировину для виготовлення на основі неї органо-мінеральні добрива пролонгованої дії.

УДК 681.785.5:504.3

Ліщенко М.С.
Вінницький національний технічний університет

ЛІДАРНІ ДОСЛІДЖЕННЯ СТРУКТУРИ АТМОСФЕРНОГО АЕРОЗОЛЮ

Широкий діапазон зміни технічних параметрів лідарних систем дозволяє вирішувати такі завдання: контроль параметрів атмосфери поблизу локальних джерел забруднення (промислових об'єктів) на рівні ГДК і нижче; контроль якості повітря в масштабах міста, району, регіональний і глобальний моніторинг атмосфери; дослідження оптичних характеристик атмосфери, що визначають радіаційний режим і клімат Землі; контроль концентрації, середнього розміру, форми, полідисперсності частинок аерозолю, показника заломлення (а в ряді випадків і хімічного складу); вимірювання напрямку, величини і швидкості вітру, густини повітря, тиску, профілю температури, вологості на різних ділянках атмосферного простору. Аналіз структури атмосферного аерозолю можна проводити на основі спектральних оптичних характеристик. При вимірюванні вертикальних профілів показників зворотнього розсіювання $\beta_a(h,\lambda)$ на двох довжинах хвиль можна визначати: профілі об'ємної концентрації C_v, середнього перерізу C_s, середнього об'ємно-поверхневого радіуса r_{32}. На рис. 1 представлені усереднені дані по багатьом реалізаціям, шляхом проведення лідарного зондування на λ = 1,06 і 0,53 мкм.



а *б*

Рис.1. Показник аерозольної екстинції у промисловому районі: а) спектри показника аерозольної екстинції у різні чотири (1-4) дні спостережень; б) спектри показника аерозольної екстинції на різній висоті, км: 1 - 0,32; 2 - 0,68; 3 - 1,1.

Отже, просторове забруднення атмосфери необхідно одержувати дистанційним (лідарним) способом і в окремих реперних точках підтверджувати або корегувати і уточнювати отриману карту забруднення загальноприйнятими тестованими приладами.

УДК 504:054

Пристайко В.В.
Інститут геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України, Київ

МОЖЛИВІ ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ ОБ'ЄКТІВ КОЛИШНЬОГО ВИРОБНИЧОГО ОБ'ЄДНАННЯ «ПРИДНІПРОВСЬКИЙ ХІМІЧНИЙ ЗАВОД»

Одним із важливих завдань забезпечення екологічної безпеки є забезпечення життєдіяльності населення у техногеннобезпечному й екологічно чистому світі. Екологічно чистий світ можливий лише за відсутності загрози з боку природних об`єктів чи за умови забезпечення захищеності об`єктів безпеки від цих загроз.

Однією з серйозних екологічних та соціальних проблем, яка потребує негайного вирішення є ситуація, що склалася в районі розташування колишнього виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (далі – ВО ПХЗ).

За даними Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи ВО ПХЗ з 1949 по 1991 року переробляло доменний шлак, урановміщуючі концентрати та руду. У його хвостосховищах накопичено понад 42 млн. т. відходів уранового виробництва, а у сховищах РАВ - до 0,2 млн. т. відходів. Загальна площа хвостосховищ – 2,43 млн. кв.м, а сховищ РАВ – 0,25 млн. кв.м. Відходи уранового виробництва складувались у прилеглих до ВО ПХЗ кар`єрах і ярах, які для цього спеціально підготовлені не були. Відбулося також забруднення радіоактивними речовинами 250,0 тис. кв.м території заводу із 38 виробничими будівлями. Виробничі стоки уранового виробництва ВО ПХЗ перероблялися комбінатом «ДніпроАзот» на мінеральні добрива. В результаті цієї діяльності у 1989 році на будівельному майданчику тресту «Дніпрохімбуд» по вулиці Лазо був утворений відстійник радіоактивних відходів – хвостосховище «Спірне». У зв'язку з відсутністю архівних документів, спроби у 1992 році встановити конкретного виробника цих відходів не дали позитивного результату. Внаслідок чого, відповідно до ст.9 розділу ІІ Закону України «Про відходи», хвостосховище «Спірне» по вулиці Лазо класифікується як «безгоспні відходи», власником яких є територіальна громада. Для вирішення проблем хвостосховищ колишнього ВО ПХЗ створене держпідприємство «Бар'єр», яке повинне врегульовувати питання поводження з хвостосховищами. Після закінчення діяльності ВО ПХЗ хвостосховища були передані на баланс ДП «Бар'єр».

Щоб не допустити виникнення надзвичайної ситуації, пов'язаної із радіоактивним забрудненням навколишнього природного середовища, шкідливим впливом на стан здоров'я населення, була прийнята Державна програма приведення небезпечних об'єктів ВО ПХЗ в екологічно безпечний стан і забезпечення захисту населення від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання (Постанова КМ України від 26.11.2003 №1846). Держпрограма розрахована на 2005-2014 роки, запланований обсяг фінансування - 25,26 млн. грн. Нею передбачається виконання комплексу заходів, направлених на мінімізацію впливу об'єктів уранового виробництва (ліквідація, демонтаж, дезактивація, засипка територій), проведення науково-дослідних робіт (вивчення стану об'єктів, можливість повторного використання відходів уранового виробництва, розробку нових та внесення змін до існуючих нормативних документів), організацію і

проведення радіаційного моніторингу (розробка, погодження програми та регламентів радіаційного моніторингу), а також створення системи інформування про стан навколишнього природного середовища, здоров'я населення.

Одним з необхідних заходів по вирішенні ситуації, яка склалося навколо ВО ПХЗ є проведення паспортизації об'єктів об'єднання.

Основні принципи державної політики у сфері поводження з радіоактивними відходами сформульовані в ст. 3 Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами». Серед тих, які актуальні для процесу паспортизації обєктів і території ВО ПХЗ є: пріоритет захисту життя та здоров'я персоналу, населення та навколишнього природного середовища від впливу радіоактивних відходів згідно з державними нормами радіаційної безпеки; гарантування надійної ізоляції радіоактивних відходів від навколишнього природного середовища при обгрунтуванні безпеки сховищ радіоактивних відходів; активна науково-дослідницька діяльність у сфері поводження з радіоактивними відходами.

Одним з інструментів проведення зазначених принципів є Державний облік радіоактивних відходів. Він ведеться з метою уникнення неконтрольованого накопичення радіоактивних відходів та забезпечення оперативного контролю за місцезнаходженням і переміщенням радіоактивних відходів, умовами їх зберігання та захоронення (ст.14 Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами»).

Складовою Державного обліку радіоактивних відходів є паспортизація відходів. Термін «паспортизація відходів», відповідно п.2 Постанови КМ України №2034 від 01.11.1999, визначається як процес послідовного збирання, узагальнення та зберігання відомостей про кожний конкретний вид відходів, їх походження, технічні, фізико-хімічні, технологічні, екологічні, санітарні, економічні та інші показники, методи їх вимірювання і контролю, а також про технології їх збирання, перевезення, зберігання, оброблення, утилізації, видалення, знешкодження і захоронення. Паспортизація відходів ведеться з метою їх вичерпної ідентифікації та визначення оптимальних шляхів поводження з ними.

Паспортизація є заходом, який забезпечує державні установи необхідною інформацією для організації безумовно виправданого втручання в діяльність, що пов'язана з хвостосховищами і об'єктами уранового виробництва та організацію окремих заходів, які спрямовані на зниження та відвернення неконтрольованого та непередбачуваного опромінення або імовірності опромінення від техногенно-підсилених джерел природного походження.

Проблема безпеки в екологічній сфері України, в тому числі, яка стосується екологічної та соціальної проблеми, що виникла в районі розташування колишнього виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» може бути вирішена тільки у разі комплексного застосування політичного, еколого-економічного, правового, інженерно-технічного характеру заходів. Одним з можливих шляхів вирішення екологічної проблеми, що є на ВО ПХЗ є проведення паспортизації об'єктів об'єднання для отримання більш детальної інформації і на підставі отриманих даних прийняття рішення щодо шляхів її вирішення.

УДК 577.152 : 57. 042 : 577. 121.7

Скаб О.Б.
Львівський національний аграрний університет

ВПЛИВ КАТІОНІВ CR (VI) НА ФУНКЦІОНАЛЬНУ АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ АНТИОКСИДАНТНОЇ СИСТЕМИ В ЕРИТРОЦИТАХ КРОВІ ТВАРИН

Упродовж останніх десятиріч істотно зріс рівень забруднення навколишнього середовища важкими металами. Зокрема, це стосується сполук шестивалентного Хрому, який належить до економічно важливих металів і використовується в багатьох галузях промисловості [4]. У зв'язку з цим збільшується ризик надходження катіонів Cr^{6+} до організму людини і тварин у складі атмосферного повітря, води, продуктів харчування. Як відомо, Хром (VI) характеризується токсичним впливом на живі системи [3; 4; 7]. Тому важливою проблемою є дослідження захисних систем клітин та їхньої функціональної активності за умов надходження катіонів важкого металу до організму тварин і людини.

Відомо, що токсичність шестивалентного Хрому значною мірою опосередковується утворенням активних форм Оксигену (АФО), яким супроводжується процес відновлення Cr^{6+} до Cr^{3+}. За певних умов таке явище може призводити до розвитку оксидативного стресу, який лежить в основі багатьох захворювань [3; 7]. У зв'язку з потенційною загрозою, яку створюють реакційно здатні метаболіти Оксигену, у живих системах функціонує багатокомпонентна система захисту від дії надлишку АФО. Важливу роль у захисних механізмах відіграють ферменти-антиоксиданти: супероксиддисмутаза, каталаза, глутатіонпероксидаза [2; 5; 6].

Підтримання відповідного балансу між вмістом АФО та активністю антиоксидантів має важливе значення для еритроцитів крові, які виконують життєво необхідні функції – транспорт молекул Оксисену до клітин та видалення CO_2. Однак роль окремих ферментів-антиоксидантів в еритроцитах за умов надходження до організму тварин сполук Хрому (VI) досліджена недостатньо.

Метою роботи було дослідити динаміку активності ферментів антиоксидантної системи в еритроцитах крові щурів за умов експериментального введення Хрому (VI) в складі біхромату калію ($K_2Cr_2O_7$).

Дослідження проводили на білих лабораторних щурах масою 160-180 г, яких утримували на стандартному раціоні за умов віварію. Експериментальне отруєння тварин катіонами Хрому (VI) викликали щодобовим внутрішлунковим введенням розчину біхромату калію в дозі 3мг/кг маси.

У процесі експерименту було сформовано три групи тварин: дві дослідні (Д1, Д2) і контрольну (К), по п'ять особин у кожній. Щурам дослідних груп Д1 і Д2 вводили розчин $K_2Cr_2O_7$ впродовж семи і чотирнадцяти діб, відповідно. Щури контрольної групи отримували фізіологічний розчин за такою самою схемою.

Матеріалом досліджень були еритроцити, виділені з периферичної крові тварин за стандартною методикою. Ферментну активність визначали в гемолізатах, приготовлених трикратним заморожуванням-відтаюванням водних суспензій еритроцитів. Активність супероксиддисмутази визначали за рівнем гальмування ферментом процесу відновлення нітросинього тетразолію за

присутності NADH і феназинметасульфату [1], глутатіонпероксидази – за рівнем окиснення глутатіону в присутності гідропероксиду третинного бутилу [2]. Каталазну активність аналізували за швидкістю розпаду гідроген пероксиду [5]. Вміст білка в гемолізатах визначали методом Лоурі і співавторів (1951). Результати опрацьовували статистично з використанням методів варіаційної статистики.

Результати досліджень вказують на те, що ферменти антиоксидантної системи в еритроцитах щурів неоднаково реагують на введення біхромату калію. Найвиразнішими змінами характеризується супероксиддисмутазна активність, що втричі зростає у тварин, яким вводили токсикант упродовж 7-ми діб, і в 4,3 раза – у тварин – після 14-добового введення $K_2Cr_2O_7$.

Як відомо, під впливом каталітичної активності супероксиддисмутази в клітинах відбувається перетворення токсичного супероксид-аніон радикалу, який характеризується високою реакційною активністю, до гідроген пероксиду – менш активного у хімічному відношенні токсиканта [6]. Останній може відновлюватись до молекул води у каталазній або глутатіонпероксидазній реакціях [8]. Однак, як свідчать отримані результати, каталазна активність істотно не змінюється в еритроцитах тварин, яким вводили біхромат калію. Водночас глутатіонпероксидазна активність вірогідно зростає ($p< 0,05$) у щурів обох дослідних груп.

Отримані дані підтверджують положення про неоднакову роль каталази і глутатіонпероксидази у знешкодженні гідроген пероксиду в клітинах [8]. Водночас результати досліджень свідчать про важливе значення супероксиддисмутазної і глутатіонпероксидазної активності у механізмах антиоксидантного захисту еритроцитів, токсикованих катіонами шестивалентного Хрому.

Список використаної літератури

1. Дубинина Е.Е., Сальникова Л.А., Ефимова Л.Ф. Активность и изоферментный спектр супероксиддисмутазы эритроцитов и плазмы крови человека // Лаб. Дело. – 1983. - № 10. – С. 30-33.

2. Моин В.М. Простой и специфический метод определения активности глутатионпероксидазы в эритроцитах // Лаб. Дело. – 1986. - № 12. – С. 724-727.

3. Сологуб Л.І., Антоняк Г.Л., Бабич Н.О. Хром в організмі людини і тварин. Біохімічні, імунологічні та екологічні аспекти. Львів: Євросвіт, 2007. – 127 с.

4. Barnhart, R.J. Occurrences, uses, and properties of chromium // Regul. Toxicol. Pharmacol. – 1997. – 26. – P. 53–57.

5. Beers R.F., Sizer J.W. A spectrophotometric method of measuring the breakdown of hydrogen peroxide by catalase // J. Biol. Chem. – 1952. – Vol. 195. – P. 133-140.

6. Fridovich I. Superoxide radical and superoxide dismutases //Annu. Rev. Biochem. – 1995. – 64. – P.97-112.

7. Maeng S.H., Chung H.W., Kim K.J. et al. Chromosome aberration and lipid peroxidation in chromium-exposed workers // Biomarkers. – 2004. – Vol. 9, N 6. – P. 418-434.

8. Sies H. Oxidative stress: oxidants and antioxidants // Exp. Physiol. – 1997. – 82. – P.291-295.

УДК 628.54

Булыга М.Г., Лежнева Е.И.
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет

КОНЦЕПЦИЯ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО ОБЪЕДИНЕНИЯ ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

Длительное время складирование твердых бытовых отходов (ТБО) во всем мире осуществлялось на организованных и «диких» свалках без учета ущерба, наносимого окружающей природной среде. По мере накопления отходов и осознания вреда, наносимого такими свалками, формировались концепции организации специально подготовленных полигонов ТБО, включая наблюдение, контроль и прогнозирование процессов, происходящих в толще отходов, а также в воздушном пространстве, почве, поверхностных и подземных водных объектах вблизи территории полигонов. Поскольку при захоронении отходов опасность для окружающей среды сохраняется длительное время, исчисляемое десятками лет, важным является выбор правильной организации и эксплуатации полигонов с целью локализации эмиссий вредных веществ и снижения ущерба для окружающей среды.

Разработка концепции энергетического объединения отдельных технологических процессов на полигоне и интегрированной концепции нескольких полигонов связана с обострением проблемы удаления и размещения отходов. Поскольку при удалении и обезвреживании вещественных потоков остатки возникают всегда, всегда требуется энергия в какой-либо форме. Для населенных пунктов полигоны ТБО представляют собой место размещения городских отходов, где образуются проблемные вещества (дренажные воды и газ), которые целесообразно собирать и обрабатывать в месте расположения полигона. Энергетическое объединение разных систем обращения с отходами (систем очистки дренажных вод и сушки шлама очистных сооружений) имеет смысл в связи с возможностью получения и энергетического использования газа на полигоне.

Концепция энергетического объединения систем и полигонов предусматривает, во-первых, исследование существующей ситуации на полигоне или свалке отходов с упором на подводимые и отводимые энергетические потоки. Далее необходимо проанализировать и дать оценку системам энергоснабжения, имеющимся в распоряжении. Затем нужно определить имеющиеся и планируемые системы производства энергии, характерные для данной местности, которые в последующем можно кратковременно использовать в качестве резервных источников при необходимости.

Во всех существующих системах очистки дренажных вод предполагается очистка дренажных вод непосредственно на одном полигоне децентрализовано. В рамках объединенной концепции имеет смысл обрабатывать дренажные воды в одной централизованной системе города или нескольких районов.

УДК 628.396

Семенюк С.С., Лежнева О.І.
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

ЩОДО РОЗРАХУНКУ ГДС НОРМОВАНИХ РЕЧОВИН ДЛЯ КІЛЬКОХ ВИПУСКІВ ЗВОРОТНИХ ВОД

Вплив скиду зворотних вод на формування якості поверхневих вод проявляється подвійним чином: локально і великомасштабно. Локальний вплив пов'язаний із підвищенням концентрацій нормованих речовин безпосередньо біля місця розташування скиду зворотних вод у шлейфі, що переноситься течією води. Великомасштабний вплив скиду зворотних вод викликається його впливом на фонові концентрації речовин у водному об'єкті і проявляється в залежності від величини його вкладу в порівнянні з іншими джерелами забруднення.

Гранично допустимий скид (ГДС) речовини в поверхневий водний об'єкт – це максимально допустима за одиницю часу її кількість (маса) у зворотних водах, що відводяться, яка за умови дотримання встановлених ГДС цієї речовини від інших джерел забруднення вод в басейні не спричиняє порушення норм якості води в місцях використання водного об'єкту. Величини ГДС залежать від асимілюючої спроможності водного об'єкту і її розподілу між водокористувачами (згідно басейного принципу). Використання асимілюючої спроможності відбувається шляхом розбавлення зворотних вод водою водного об'єкту і трансформації речовин за час переміщення водних мас до контрольного створу водокористування. Розрахунок ГДС проводиться для умов найменшої асимілюючої спроможності водного об'єкту.

Величини ГДС речовин визначаються виходячи із концепції відповідальності за порушення норм якості води в першу чергу водокористувачів – джерел забруднення, розташованих у безпосередній близькості за течією до контрольного створу. При забезпеченні норм якості води у максимально забрудненому струмені в контрольному створі наступні створи з урахуванням перемішування річкової та зворотної води одержують певний запас вільної асимілюючої спроможності випусків зворотних вод. Для визначення ГДС речовин необхідно використовувати схему послідовного розрахунку для кожного створу за критерієм оптимальності у вигляді мінімуму максимально відносного забруднення, що вноситься окремими скидами зворотних вод у контрольний створ водного об'єкту.

Використання означеного критерію дозволить забезпечити для кожного контрольного створу максимально рівне відносне використання асимілюючої спроможності водного об'єкту на одиницю витрати зворотних вод кожного водокористувача. При цьому ГДС спочатку визначається для випусків, що віднесені до першого за течією контрольного створу, після цього – до другого і т.д. На кожному кроці розрахунків за фонову якість води на початку розрахункової ділянки приймається розрахункова якість води в кінці попередньої ділянки за умови дотримання норм ГДС, призначених для попередніх за течією скидів.

УДК 504.3.054

Лоєва І.Д., Тимощук М.О., Грудев П.Х.
Одеський державний екологічний університет

МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО РЕГУЛЮВАННЯ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ПРОМИСЛОВИХ МІСТ

Наукові дослідження з оцінки антропогенного навантаження на повітряний басейн великих промислових міст, розробка методів його регулювання відносяться до актуальних проблем. Значне навантаження на повітряний басейн великого міста обумовлює наявність промислових та автотранспортних джерел. В періоди, коли метеорологічні умови несприятливі для розсіювання, шкідливі домішки накопичуються в повітряному басейні, що може призвести до виникнення загроз для здоров'я населення[1]. В таких умовах регулювання рівня забруднення атмосферного повітря шляхом зменшення потужності викидів забруднюючих речовин від промислових підприємств є безумовно необхідним.

Територія міста характеризується розташуванням на ній значної кількості джерел забруднення. Їх сумарний вплив за певних метеорологічних умов формує на території міста поля концентрацій шкідливих домішок. Такі поля можна визначити за допомогою вимірів на контрольно-вимірювальних постах (КВП).

При зменшенні потужності викидів забруднюючих речовин від промислових підприємств необхідний вірний вибір виробництв, які потрібно зупиняти, або обсяги викидів від яких необхідно скорочувати, вірне визначення кількості зниження потужності викиду при одночасному скороченні викидів всіх джерел. Безумовно, процеси регулювання режиму роботи будь-яких підприємств ведуть до зниження виробництва, а значить, неминучі певні економічні втрати. Задача регулювання полягає в тому, щоб таким чином організувати регулювання режиму роботи підприємств, які вносять найбільший внесок в забруднення атмосфери міста, щоб досягти деякого планованого поля концентрації шкідливої домішки за несприятливих метеорологічних умов з найменшими сумарними економічними витратами. Тобто, задача регулювання викидів забруднюючих речовин промисловими підприємствами зводиться до визначення оптимального плану їх роботи.

Для вирішення такої задачі необхідне залучення математичного апарату на основі методів статистичного аналізу, з використанням інформації щодо поля концентрації певного інгредієнту та інформації щодо характеристик джерел забруднення. Вирішення визначеної вище задачі здійснюється за підходом, запропонованим в наукових роботах [2]. Очевидним є припущення щодо існування статистичної залежності між концентрацією домішки q_j на j-тому КВП і концентраціями інгредієнту в точках максимуму концентрацій $C_{мі}$. Така залежність може бути визначена системою лінійних рівнянь множинної регресії:

$$q_j = \sum_{i=0}^{K} a_{ij} C_{мі}, \quad j = \overline{1,L} \; ; \quad C_{м0} = 1 \qquad (1)$$

де a_{ij} - коефіцієнти регресії.

Мета процедури регулювання полягає в тому, щоб при даних метеоумовах одержати поле концентрації домішки, яке буде відповідати визначеному плану - q_{jn} ($j = \overline{1,L}$). Його досягнення можливе при зменшенні технологічних параметрів

підприємств у порівнянні із деякими встановленими $\overline{\theta_i}$, щоб виконувалась нерівність ω_{jn} >0 і q_j < q_{jm}, а це можливо, якщо:

$$a_{j1}\varphi_1 + a_{j2}\varphi_2 + ... + a_{jk}\varphi_k \le \omega_{jn}, \qquad (j = \overline{1,L}) \qquad (2)$$

де $\omega_{jn} = q_{jm} - q_{jn}$, а $\varphi_i = \overline{C_{Mi}} - C_{Mi}$, q_{jm} - деяке максимальне значення концентрації інгредієнта при штатних значеннях технологічного параметра $\overline{\theta_i}$.

З зазначеного вище, план регулювання викидів від джерел підприємств, який забезпечує задане поле концентрацій домішки, має бути оптимальним. Тобто, при існуючих метеорологічних умовах підприємствам необхідно визначити такі технологічні параметри, які б забезпечували заплановане поле концентрацій домішки з одного боку і зводили б економічні втрати до мінімуму, тобто задовольняли б функції цілі. В роботі [2] функція цілі формується через припущення, що Q_i - вартість продукції *i*-го підприємства за добу. Питома вартість продукції в такому випадку складає (3), а сумарна питома вартість χ_i для всіх підприємств –забруднювачів в місті (4):

$$\chi_i = \frac{Q_i}{\overline{\theta_i}}, \qquad (3)$$

$$\xi = \sum_{i=1}^{K} \chi_i, \qquad (4)$$

Відносна питома вартість продукції *i*-го підприємства: $b_i = \frac{\chi_i}{\xi}$, тоді $\sum_{i=1}^{K} b_i$ =1, а $b_i^* Q_i$ - умовна вартість продукції *i*-го підприємства за умови, що технологічний параметр зменшений до рівня θ_i. Таким чином, $b_i(\overline{\theta_i} - \theta_i)$ - це величина втрат *i*-го підприємства при зміні режиму його роботи, пов'язаній із заданим зменшенням технологічного параметру. Сумарні втрати всіх підприємств міста(5):

$$L(\theta) = \sum_{i=1}^{K} b_i (\overline{\theta_i} - \theta_i), \qquad (5)$$

або

$$L(\varphi) = \sum_{i=1}^{K} P_i \varphi_i \ , \qquad (6)$$

щоб відповідати зміннім до формули (2), де $P_i = b_i / g_i$. Вираз (6) і є функцією цілі.

Список використаної літератури

1. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. – 272 с.

2. Лоева И.Д. Оптимизационная модель планирования уровня загрязнения атмосферы большого города. – Одесса: 1992, с.42, Деп. В УкрНИИНТИ 10.01.92 №3199

УДК 632.4/.937:633.49

Бородай В.В., Хоменко Є.В., Гринчук К.В.
Національного університету біоресурсів і природокористування, Київ

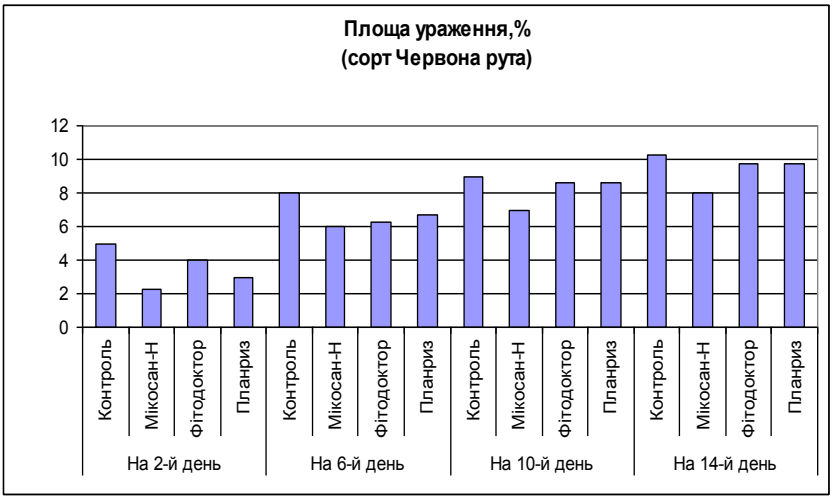
ЕФЕКТИВНІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ БІОПРЕПАРАТІВ У ЗАХИСТІ ВІД СУХОЇ ФУЗАРІОЗНОЇ ГНИЛІ КАРТОПЛІ

Актуальність досліджень. Картопля є однією з найважливіших овочевих культур в Україні, використовується також як технічна і кормова культура. На сьогодні дуже поширеним захворюванням картоплі в період зберігання є суха фузаріозна гниль, збудником якого є гриби роду *Fusarium spp*. Як правило, за нормальних умов зберігання втрати бульб від сухої гнилі становлять 7-11%, а при підвищеній температурі і вологості – 30-50% (Пересипкін В.Ф.,2000). Тому важливим та актуальним є пошук засобів ефективної боротьби з цим захворюванням. Біологічні засоби захисту вирішують проблеми кількісних та якісних втрат продовольчої картоплі не тільки в період зберігання, а й вегетації.

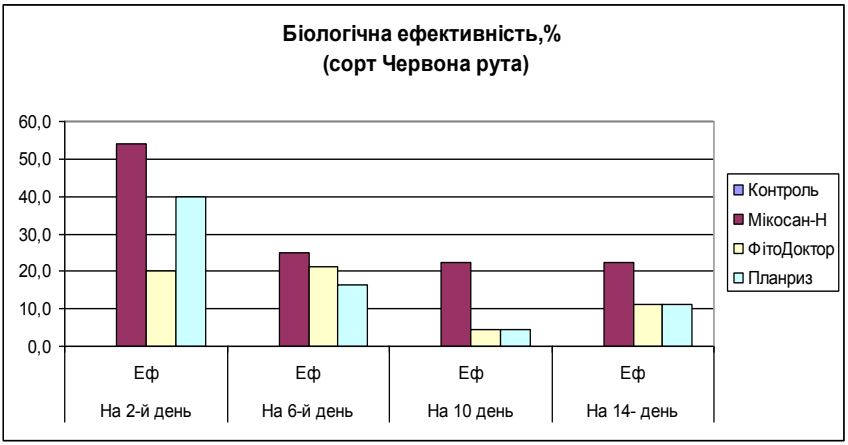
Метою досліджень було проведення оцінки ефективності застосування біопрепаратів на бульбах картоплі при штучному зараженні.

Матеріали та методи. Дослідження проводились в умовах лабораторії мікробіології кафедри екобіотехнології та біорізноманіття Національного університету біоресурсів та природокористування України. Експерименти були проведені на середньопізньому сорті картоплі Червона рута при температурі 3-5ºС проти сухої фузаріозної гнилі картоплі. Оцінку стійкості сортів та ефективності біопрепаратів – Планриз (*Pseudomonas fluorescence* штам АР-33, в.с. з титром 2,5 · 10^9 кл/мл, н.в. – 50мл/л води, Україна), ФітоДоктор (*Bacillus subtilis*, н.в. – 30 г/л, м. Ладижин, ДП «Ензим», Україна), та Мікосан-Н (лужний екстракт афілофоральних грибів, 3%, н.в. – 10 мл/кг, Україна) було вивчено на штучному фоні зараження, створеного за модифікованим експрес-методом В.В. Шевченко, Е.А. Власової та К.І. Федоренко.

Результати досліджень. Ступінь зараження бульб картоплі фіксувався на 2-й, 6-й, 10-й та 14-й день. За результатами досліджень було встановлено, що при температурі 3-5ºС розвиток фузаріозної гнилі на сорті Червона рута найкраще затримували препарати Планриз та Мікосан-Н протягом всього періоду експерименту. Ефективність ФітоДоктора була порівняно нижчою, але також суттєвою. Результати дії біопрепаратів зображено на діаграмі, найбільш ефективною їх дія була на 2-й та 6-й день зараження. Ефективність дії Планризу та Мікосану-Н на цьому сорті на 2-день становила 40,0% та 54,0%; на 6-й день – 16,0% та 25,3%; на 10-й день – 4,4% та 22,2% ; на 14-й день 11,0% та 22,3% відповідно.



Діаграма 1. Площа ураження бульб картоплі.



Діаграма 2. Ефективність дії біопрепаратів.

Висновки. Результати досліджень демонструють ефективність застосування біопрепаратів – Мікосан-Н, ФітоДоктор та Планриз у захисті від сухої фузаріозної гнилі картоплі. Площа ураження бульб картоплі знижується, що зумовлює зниження показників втрати врожаю в період зберігання. Таким чином, застосування біопрепаратів у боротьбі проти фузаріозної гнилі картоплі є ефективним і перспективним напрямком досліджень.

УДК 621.396(043.2)

Іванова Н.О., Дудар Т.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ХАРАКТЕРИСТИКА АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ КІЛІЙСЬКОГО РАЙОНУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Розширення сили та обсягів впливу діяльності людини на окремі регіональні екосистеми змусило людство визначити проблему перетворення навколишнього середовища як одну з найважливіших на даний час.

Антропогенне (техногенне) навантаження – це міра прямої і непрямої дії людини і народного господарства на природу загалом або на її окремі компоненти (ландшафти, ґрунти, атмосферу, біоту та інше).[1].

Для розрахунку антропогенного навантаження було обрано Кілійський район Одеської області площею 1359 км^2, що визначається як адміністративно-територіальна одиниця з 11 листопада 1940 року. Однією з ознак району є вигідне економіко-географічне розміщення та природний потенціал. Він розташований в південно-західній частині Одеської області, на лівому березі гирла ріки Дунай, в межах Причорноморської низовни. В Кілійській дельті Дунаю 1998 року утворено Дунайський біосферний заповідник (ДБЗ).

До його складу входять 17 населених пунктів, з яких 2 міста. За даними Всеукраїнського перепису 2001 року, кількість населення Кілійського району складає 59 837 чоловік, з яких у сільській місцевості проживає 26 800 (45,7%) [3].

В процесі дослідження було проаналізовано природні умови території та визначено антропогенну діяльність, що складає основу антропогенного навантаження території. Такою можна вважати:

- сільське господарство – вирощування зернових культур, в т.ч. риса, виноградарство, тваринництво. Багато років підряд район є лідером з врожаїв зернових в Одеській області;
- харчова промисловість (Кілійський виноробний завод, ВАТ «Титан» (м'ясо-молочний комбінат), ТОВ «Лад» (хліб та крупи))
- морегосподарський комплекс (Кілійський суднобудівельно-ремонтний завод, ВРЕБФ, порт Усть-Дунайськ) та рибне господарство (біля 20 суб'єктів підприємництва, але останнього часу занепало);
- транспорт (довжина автошляхів – 747,40 км; відновлення судноплавства по р. Дунай);
- заготівля очерету (вплив на водно-болотні угіддя ДБЗ);
- рекреаційна діяльність.

Характеристика проводилася за допомогою картографічного методу та розрахунків за методикою П. Г. Шищенка [2], який включав в себе розробку трьох видів карт: 1) карта функціонального зонування; 2) карта геохімічних ознак ландшафтів; 3) карта антропогенної перетвореності ландшафтів (див. рис.1.).

На карті функціонального зонування визначені класи та типи ландшафтів зазначеної території. На карті геохімічних ознак ландшафтів виділені аксонометричні категорії ландшафтів за співвідношенням типів міграції, рослинним покривом, характером рельєфу та особливостями ґрунтового покриву. На третій карті територія району поділена на 129 відносно однорідних за типами ландшафтів районів.

Отже, характерними особливостями ландшафту є значна розораність земель, а також наявність великої території, зайнятої водно-болотними угіддями (дельта Дунаю). Лісистість району складає менше 1%.

В основному на території переважає аквальний тип рельєфу, значно менше – транселювіальний. За геохімічними ознаками ландшафти відносяться до степових з чорноземами звичайними та карбонатними, а також до південно-степових лесових слабко дренованих та терасованих піщано-лесових рівнин з чорноземами південними солонцюватими, темно-каштановими та каштановими солонцюватими ґрунтами у комплексі із солонцями.

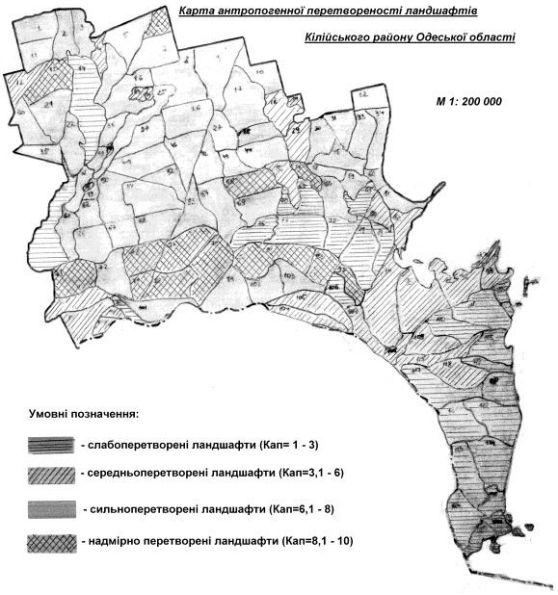


Рис. 1. Карта антропогенної перетвореності ландшафтів району.

Майже половина території за визначеним коефіцієнтом антропогенної перетворенності відноситься до сильноперетворених ландшафтів. Південно-східна частина – до слабоперетворених (територія ДБЗ), а рекреаційна зона та буферна зона ДБЗ, що розміщені на Жебріянівській косі – до середньоперетворених.

Техногенне навантаження на природне середовище в районі менше середнього рівня по країні, а значення природної стійкості ландшафтів становить +10,26, що характеризує її як дуже високу. Але не можна говорити абсолютно точно про високу стійкість, так як не було враховано впливу водного транспорту, що останнім часом зростає.

Список використаної літератури

1. Давиденко В. А., Білявський Г. О., Арсенюк С. Ю. Ландшафтна екологія: Навчальний посібник. – К.: Лібра, 2007. – 280 с.

2. Шищенко П.Г. Прикладная физическая география. - К: Вища школа, 1988.-192 с.

3. http://kiliyarda.odessa.gov.ua

УДК 553.98:528.8:519.254

Титаренко О.В.,[1] **Опанасюк О.І.**[2]
ЦАКДЗ ІГН НАН України, Київ (1),
Київський національний університет ім. Т.Шевченка (2)

ГЕОІНДИКАЦІЙНІ ОЗНАКИ РЕЛЬЄФУ ЗА ДИСТАНЦІЙНИМИ ДАНИМИ ПРИ ПОШУКУ НАФТИ ТА ГАЗУ

Останні десятиріччя характеризуються інтенсивним впровадженням в геолого-геофізичні дослідження при нафтогазопошукових роботах матеріалів космічних зйомок, використання дистанційних, ландшафтно-індикаційних методів. Використання даних ландшафтних, геоморфологічних і геологічних (поверхневі відклади) досліджень є важливим для прогнозування елементів глибинної геологічної будови територій, що вивчаються.

Відомо, що існує певний зв'язок сучасної поверхні Землі з елементами глибинної геологічної будови, причому цей зв'язок фіксується на рівнях від глобального до локального. Це відкриває нові можливості для вивчення взаємодії ландшафтних (екзогенних) і геологічних (ендогенних) чинників[1,2].

Необхідність виділення аномальності будови рельєфу пов'язана з встановленням взаємозв'язків між рельєфом і структурами земної кори. В основі лежить припущення про те, що як форми і комплекси форм рельєфу, так і окремі його морфографічні, морфометричні і динамічні характеристики обумовлені диференційованими проявами ендогенних процесів [3,4].

Геоіндикаційна ознака - це відмінна риса рельєфу чи ландшафту, обумовлена геологічною структурою і тектонічними рухами, яка завдяки оптичним властивостям проявляється на зображенні. Образ морфоструктури, що дозволяє відокремити її на знімку, складається з сукупності індикаційних ознак, властивих для неї на знімках, виконаних в певному масштабі, спектральному діапазоні, при певному освітленні. При морфоструктурній інтерпретації космічних знімків рельєф розглядається комплексно. При цьому він аналізується як дискретно - як сукупність елементів, форм і комплексів форм рельєфу, так і континуально - як безперервна поверхня з вихідною характеристикою (висота) і похідними характеристиками. Тому уявляється доцільним виділити декілька типів індикаційних ознак:

Морфографічні індикаційні ознаки - це відмінні планові чи просторові обриси форм рельєфу; їхня форма, довжина, орієнтування можуть визначатися проявом ендогенного фактору.

Морфометричні індикаційні ознаки виражають неоднорідності кількісних показників рельєфу, викликаних тектонічними рухами. До них належать абсолютна і відносна висота, показники розчленованості тощо. Виявом додатної локальної структури може бути більш горизонтальна розчленованість рельєфу в її межах, або збільшення ерозійного врізу річки, яка її перетинає.

Динамічні індикаційні ознаки являють собою виражені на знімку наслідки активізації геоморфологічних процесів, обумовлених ендогенним фактором.

З метою виявлення структур, перспективних на пошуки нафти і газу детально аналізуються індикаційні ознаки лінійних морфоструктур, пов'язаних з

розломними зонами, розломами і флексурами, а серед індикаційних ознак площинних морфоструктур - особливо ті, що пов'язані з локальними підняттями.

Розломи з різною глибиною закладання, протяжністю і морфокінематикою по-різному виражені на космічних знімках. На їх зображувальні характеристики прямо впливають вираженість у експонованому рельєфі, яка, в свою чергу, визначається перерахованими їхніми особливостями. Звідси різниця у відображенні різнорангових і різнотипних диз'юнктивів на космічних знімках, у їхніх геоморфологічних і ландшафтних індикаторах.

Серед площинних морфоструктур основна увага приділяється локальним морфоструктурам - ділянкам активних піднять. З цими морфоструктурами пов'язане вираження у рельєфі локальних брахіантикліналей і куполів, що, нерідко, являють собою структурні пастки вуглеводнів.

Локальні підняття виявляються як локальні аномалії щільності ерозійного розчленування, пов'язані з активізацією ерозійних процесів і утворенням більш густої яружно - балкової мережі. Збільшення густоти розчленування пов'язане із зміною акумулятивного рельєфу на денудаційний у районі підняття, внаслідок чого відбувається зменшення потужностей чорноземів. Геоморфологічні аномалії ,виділені за космічними знімками,які корелюють з локальними структурами, переходять в ранг морфоструктур [5].

Виявлення морфоструктур за дистанційними даними полягає у встановленні їх рис за характеристиками зображення. При цьому земна поверхня, відображена на знімках, розглядається формально як сукупність ділянок різної конфігурації, кожна з яких характеризується набором зображувальних властивостей. До останніх належіть ті характеристики, я кі безпосередньо сприймаються на зображенні - форма, розмір, колір, структура, текстура. При цьому морфоструктури виявляються на знімках за сукупністю індикаторів, або дешифрувальних ознак.

Список використаної літератури

1. Аэрокосмические исследования на региональном этапе геолого - разведочных работ на нефть и газ // Сост. Трофимов Д.М., Полканова Л.П., Недра, 1988.

2. Бакиров А.А., Бакиров Э.А. и др. Теоретические основы и методы поисков и разведки скоплений нефти и газа. М., Высшая школа, 1976.

3. Глубинные разломы и методика аэрокосмических иследований при нефтегазопоисковых работах в Днепровско - Припятском авлакогене// Чебаненко И.И., Готынян В.С., Жиловский Н.И. и др. К., ИГН АН УССР, 1988.

4. Горелов С.К. Морфоструктурный анализ нефтегазоносных территорий. М., Наука, 1972.

5. Можаев Б.И., Астахов В.И., Богородский С.М. и др. Применение материалов космических съемок при геологических исследованиях древних и молодых платформ. М., ВИЭМС, 1978.

УДК 665.734

Сушинська М.М., Томчук А. В., Турчик П.М.
Вінницький національний технічний університет

ЕКОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ПАРАМЕТРІВ НАФТОПРОДУКТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ІЧ-СПЕКТРОСКОПІЇ

На сьогоднішній день бензин є основним видом пального для двигунів внутрішнього згорання, але останнім часом склалась вкрай складна ситуація на ринку нафтопродуктів. Це і високі темпи зростання цін, поступове зменшення якості, значний сезонний дефіцит, особливо світлих нафтопродуктів тощо.

Вимоги, які висуваються до автомобільних бензинів, основного продукту нафтопереробних заводів, досить докладно сформульовані в роботі [1]. Це чотири основних групи вимог: вимоги пов'язані з роботою двигуна, вимоги експлуатації, вимоги, зумовлені необхідністю і можливістю масового виробництва та екологічні вимоги. Найбільш важливими експлуатаційними характеристиками бензинів є його випаровуваність, що характеризується фракційним складом і тиском насичених пар, та детонаційна стійкість, що виражається октановим числом. Виходячи з екологічних вимог, необхідно контролювати вміст у бензинах ароматичних вуглеводнів, антидетонаторів, сірчистих сполук.

Сучасні автомобільні бензини, як правило, являють собою суміші компонентів, що одержують під час різних технологічних процесів. У бензинах в залежності від вуглеводневого складу сировини і технології одержання може міститися понад 200 індивідуальних вуглеводнів різної будови, вміст яких, а також їхня взаємодія між собою, і визначає властивості бензину [1].

В умовах нестабільності якості нафтопродуктів на споживчому ринку особливо актуальним стає оперативний (експрес-) контроль основних параметрів, що визначають їх якість як при прийомі від постачальників на нафтобазах, так і на місцях споживання (АЗС). Це зумовлено тим, що стандартні методи дослідження трудомісткі і тривалі. На отримання повної інформації про якість нафтопродукту потрібно від 5 до 12 годин в умовах стаціонарної лабораторії.

Інфрачервона спектроскопія – розділ оптичної спектроскопії, який включає отримання, дослідження та застосування спектрів випромінювання, поглинання та відбивання в інфрачервоній області спектра, яку умовно розділяють на ближню (760-2500 нм), середню (2,5-25 мкм) та дальню (25-2000 мкм) [2].

Основними характеристиками ІЧ-спектрів є їх положення, інтенсивність та ширина смуг. Положення зазвичай визначається як положення максимуму $\nu_{макс}$ ($см^{-1}$). Інтенсивність смуги ІЧ-спектру пов'язана з оптичною густиною:

$$D = \lg \frac{I}{I_0} = \varepsilon c l, \qquad (1)$$

де ε_a – показник молекулярної екстинкції (молярне поглинання), с – концентрація речовини (моль/л), l – товщина кювети (см).

Нафтопродукти, зокрема бензин, складається з декількох десятків видів вуглеводнів, кожний з яких володіє своїм характерним спектром поглинання.

Результуючий спектр проби визначається сумарним поглинанням усіх хімічних компонентів, що входять до його складу.

ІЧ-спектри вуглеводнів характеризуються появою смуг поглинання, обумовлених зв'язками С–С і С–Н. Характерні смуги вуглеводнів, пов'язані з характеристичними частотами С–Н (метильні, метиленові і метинові групи), знаходяться в трьох областях: 3000-2800 см $^{-1}$, 1400-1300 см $^{-1}$ і біля 700 см $^{-1}$. Поглинання в області 3000-2800 см $^{-1}$ зумовлене валентними коливаннями С–Н. Воно проявляється у вигляді складної смуги поглинання, в якій піки при 2962 і 2872 см $^{-1}$ належать коливанням метальної групи, а піки 2926 і 2853 см $^{-1}$ відносяться до валентних коливань метиленової групи. Положення цих смуг поглинання добре зберігається у всіх типів аліфатичних вуглеводнів. Інтенсивність смуг залежить від числа метиленових і метальних груп в молекулі вуглеводню.

Інфрачервоні спектри поглинання, відбивання чи розсіювання несуть надзвичайно багату інформацію про склад і властивості проби. Зіставляючи ІЧ-спектр зразка зі спектрами відомих речовин, можна ідентифікувати невідому речовину, ідентифікувати домішки, провести фракційний чи структурно-груповий аналіз. Методом кореляційного аналізу по ІЧ-спектру проби також можна визначити його фізико-хімічні чи біологічні характеристики тощо. У сучасних приладах ІЧ-спектр визначається скануванням за зміщенням фаз між двома частинами розділеного світлового пучка (Фур'є-спектрометрія). Цей метод надає значну перевагу у фотометричній точності і точності відліку довжини хвилі.

Спектральні аналізатори дозволяють вимірювати більшість фізико-хімічних параметрів нафтопродуктів, що визначаються їх вуглеводневим складом (і, відповідно, які корелюють зі "спектральними портретами").

Щодо визначення октанового числа бензинів, то його визначають аналогічно контролю окремих хімічних компонентів. На октанове число впливають найрізноманітніші компоненти пального, зокрема процеси детонації залежать від ступеня ненасиченості, ароматичності і розгалуженості вуглеводнів. Ці ж хімічні особливості бензину визначають і його "спектральний портрет". Фактично, спектральний прилад розраховує октанове число бензину за його хімічним складом, не вимірюючи в явному вигляді концентрації всіх основних компонентів пального. Причому, в такому розрахунку враховується так само і взаємний вплив на детонацію різних типів вуглеводнів для конкретних сортів палива.

Таким чином, ІЧ-спектр бензину є його унікальною характеристикою, за якою можна здійснювати експрес-контроль основних параметрів нафтопродуктів, зокрема фракційного складу, октанового числа та ін.

Список використаної літератури

1. Гуреев А.А. Азев В.С. Автомобильные бензины. Свойства и применение: Учебное пособие для вузов. – М.: Нефть и газ, 1996. – 444с.

2. Казицына Л.А. Применение УФ-, ИК- и ЯМР-спектроскопии в органической химии. Учеб. пособие для вузов. М.: Высшая школа, 1971. – 264 с.

УДК 504.55.054:622

Ступін О.Б., Аревадзе І.Ю.
Донецький національний університет

НОВІ КОНЦЕПЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ ОЦІНКИ СТАНУ ПРОМИСЛОВОГО РЕГІОНУ

Забезпечення концепції екологічної безпеки без принципів нового комплексного підходу для оцінки стану промислового регіону з високим техногенним навантаженням неможливо, тому наша задача полягає в розробці нових систем моніторингу довкілля.

Основним джерелом забруднення екосистеми у вугільних регіонах є стічна шахтна вода, мільйони кубометрів якої щорічно потрапляє на поверхню. Мінералізація такої води може становити від 1 до 400 г/л. Внаслідок цього відбувається підвищення загального солевмісту усіх поверхневих вод, також великою проблемою залишаються ґрунти, що контактують з териконами.

Розглянемо описані індикаторні системи, які можна використовувати для контролю екологічної безпеки середовища, що контактує з стічною шахтною водою. Такі індикаторні системи можна класифікувати на хімічні, біологічні, геохімічні.

Як *хімічний універсальний індикатор* безпеки гідроекосистем запропоновано функціонування фотосинтетичної ланки, для оцінки ефективності якої використано хімічну карбонатну систему природних вод. Досліджено її можливості для аналітичного контролю динаміки фотосинтезу водних рослин. Обґрунтовано область $7<pH<10$, у який карбонатна система відображає екологічний стан екосистем у нормальних і токсичних умовах. Показано складну залежність між pH і концентрацією розчиненого кисню у воді, яка порушується при pH вище 10,3. Ця індикаторна система особливо ефективна для виявлення у воді сполук важких металів. Експериментально показано, що токсичну дію на фітопланктон і вищу водну рослинність (рдесник) чинять Cd(II), Zn(II), Cu(II), Ni(II), Co(II). Токсична дія Cr(III) і Cr(VI) практично відсутня при концентраціях до 10 мг/л. Відсутність впливу Cr(III) на життєдіяльність фітопланктон чи рдесника поясняються швидким зв'язуванням металу з розчиненими органічними речовинами досліджуваних вод. Стосовно Cr(VI) зроблено припущення щодо його переходу в умовах експерименту в Cr(III), наприклад через бактеріальне відновлення, та подальше зв'язування Cr(III) у нетоксичні комплекси.

Описано *геохімічний підхід* до розробки індикаторної системи оцінки забруднення поверхневих вод, який широко використовується у світовій практиці. При такому підході запропоновано використовувати донні відкладення водоймища, як індикаторну систему загального забруднення води. Концентрації металів в донних відкладеннях порівнюють з кларками цих металів в літосфері. Якісною характеристикою забруднення донних відкладень, а також поверхневих вод металами можуть служити відмінності в положенні метала в ряду, побудованому згідно зменшенню концентрації металів в донних відкладеннях у порівнянні його положенні в ряду, побудованому по значенню кларків металів для ґрунтів світу. Кількісною характеристикою таких забруднень є перевищення вмісту досліджуваного металу в донних відкладеннях у порівнянні зі значенням кларку металу для цих ґрунтів.

Виділено інформативні *тератологічні показники* та можливі об'єкти для використання в системі комплексної оцінки стану середовища. За основу класифікаційної схеми були взяті органолокалістичний критерій та елементарні аномальні зміни органів рослин (гіпогенезія, олігомеризація, гіпергенезія, полімеризація, зростання, розщеплення, метаморфоз, проліфікація, зміна конфігурації органів, деформація внаслідок нерівномірного росту тканин, дистонія, зміна забарвлення). Для фітоіндикації антропогенно зміненого середовища тератологічний метод доцільно використовувати у комплексі з іншими фітоіндикаційними методами. За даними проведених досліджень як потенційні об'єкти для фітоіндекаційних досліджень та оцінювання стану екотопів рекомендовано деякі види (*Taraxacum officinale* Wigg., *Cirsium setosum* (Willd.) Besser, *Verbascum lychnitis* L.) та окремі типи аномалій (розщеплення листкових пластинок, проліфікація суцвіть, скупченість і недорозвиток суцвіть, укорочення міжвузлів та посилення галуження, карликовість). Для оцінювання стану навколишнього середовища запропановано використовувати такий тератологічний показник, як співвідношення різних типів аномалій.

Як один із видів фітоіндикації можна використовувати метод *лихеноіндекаційних досліджень*.В результаті непомірного антропогенного впливу та розподілу по території міста джерел викидів забруднюючих речовин формування культур фітоценозів в індустріальному центрі має амфіценотичний характер, що проявляється в рослинному покриві міста адвентивних та синантропних терофітів, які в більшості випадків є рудеральними. Перевагами лихеноіндикаторів (епіфітних лишайників) є їх велика пристосовуваність до умов існування, всюдність та можливість використовувати їх для попередньої швидкої оцінки антропогенного навантаження та екологічної безпеки.

Як *біоіндикатор* можна також використовувати ґрунтових. Організм червів акумулює пестициди в кількостях, які в сотні разів перевищують їх вміст у ґрунті. Це зумовлює широке застосування ґрунтових червів для екотоксикологічних досліджень впливу пестицидів на ґрунтову біоту. Досліджено комплексну дію пестицидів різних хімічних класів і призначення, а саме: гербіцидів, інсектицидів, фунгіцидів у лабораторному експерименті на ґрунтових червів *eisenia joetida*. На основі комплексних екотоксикологічних досліджень впливу пестицидів на ґрунтових червів та мікроорганізми циклу азоту розроблено чотириступеневу екотоксикологічну класифікацію небезпечності пестицидів для ґрунтової біоти, яку можна рекомендувати для застосування при проведенні екотоксикологічної експертизи гербіцидів, інсектицидів, фунгіцидів на Україні.

Таким чином, сучасні індикаторні системи дозволяють повною мірою оцінити комплексний стан територій з великим метало пресингом. Але всі ці індикаторні системи мають деякі недоліки: вони не відповідають критерію експресності, фітоіндикаційні та зооіндикаційні системи мають адаптаційні властивості, вони не завжди апробовані на реальних об'єктах. Це вимагає розробки нових індикаторних систем для оцінки якості та безпеки життєдіяльності.

УДК 614.8:502.5(043.2)

Гайдай С.С.,[1] **Трофимюк І.М.,**[1] **Лінник Окс.О.,**[2]
Лінник О.О.,[3] **Ковальов О.М.**[1]
Національний авіаційний університет, Київ (1),
Національний медичний університет ім. О.О. Богомольця, Київ(2),
Представництво D – Link в Україні, Київ(3)

ПРОТИПРОМЕНЕВІ ЗАСОБИ В УМОВАХ ДІЇ НИЗЬКИХ РІВНІВ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ

Однією із проблем, що загострились після Чорнобильської катастрофи, є розробка і впровадження протипроменевих засобів, які були б ефективні як у разі зовнішнього, так і внутрішнього опромінення. При цьому потрібно дати об'єктивну оцінку ефективності цих засобів. Традиційні критерії радіобіології (летальність, картина крові, клітинність кісткового мозку тощо) є інформативними переважно за умов опромінення великими (летальними) дозами. Особливість ситуації, що склалася після Чорнобильської катастрофи, полягає в тому, що потрібно знайти засоби, які можуть запобігти дії низьких рівнів іонізуючої радіації. Ряд дослідників (Малюк Вол.І., Руднєв М.І., Матюшко Р.П. та ін..) провели тестування потенційних протипроменевих засобів саме в цих умовах (при загальнорівномірному зовнішньому та внутрішньому опроміненні).

Класичні радіопротектори, або радіозахисні засоби – синтетичні засоби для захисту від дії великих доз зовнішнього опромінення. Вони виявляють свою захисну дію при парентеральному введенні у великих (токсичних) дозах і лише перед опроміненням. Їх дія нетривала (години). Все це значно обмежує їхнє використання.

На зміну їм прийшли *радіозахисні засоби природного походження, які ще називають біологічними радіопротекторами*. До їх числа належать адаптогени (жень – шень, елеутерокок, китайський лимонник тощо), антиоксиданти (альфа – токоферол, бета - каротин), метаболіти трикарбонового циклу (натрієві солі бурштинової, яблучної та цитринової кислот), перстач прямостоячий, деревій. Для них характерна висока радіозахисна активність при малих і середніх дозах зовнішнього опромінення, і водночас м'яка подовжена дія, нетоксичність і біосумісність, можливість внутрішнього застосування як до, так і після опромінення.

У разі внутрішнього опромінення, що виникає внаслідок потрапляння радіоактивних речовин всередину організму, застосовують *блокатори*, які зв'язують радіонукліди і знижують ступінь їх всмоктування, і *декорпоранти*, або елімінатори, що прискорюють виведення радіонуклідів з організму. В останні роки тут також спостерігається тенденція до вивчення речовин переважно природного походження. Зокрема було вивчено декілька таких препаратів, що знижують вміст цезію – 137 і стронцію – 85 в організмі. При первинному відборі таких засобів не завжди можна визначити, до якої групи (блокаторів чи декор-порантів) належить той чи інший препарат. Це нерідко визначається при подальшому поглибленому вивченні механізмів його дії. В таких випадках виправданим буде тимчасове використання терміну *засоби для зниження вмісту радіонукліду (-ів)*.

УДК 614.876(043.2)

Ткаленко О.О.,[1] **Дмитренко В.О.,**[1] **Лінник О.О.,**[2]
Шевцова Т.В.,[1] **Ковальов О.М.**[1]
Національний авіаційний університет, Київ (1),
Національний медичний університет ім. О.О. Богомольця, Київ (2)

ВПЛИВ ГЕОПАТОГЕННИХ ЗОН НА ЗДОРОВ`Я ЛЮДИНИ

Припущення про існування геопатогенних зон (ГПЗ) Землі з'явилося ще в 30-х роках минулого століття. Одним із перших їх вивчав німецький дослідник Густав фон Поль. Аналізуючи свої спостереження, які він проводив у одному з міст Баварії, учений зробив сенсаційний висновок: усі люди, котрі не так давно померли від раку, в останні роки життя спали у радіусі дії геопатогенних аномалій. У 80-ті роки проблему всебічно вивчали геофізики і лікарі США, Канади, Німеччини, Австрії, Франції, Англії, Швеції, України. Є популярна література на цю тему – це праці Кет Бахлера, Івана Йотова, Анатолія Литвиненка, Аліси Дроздовської та ін.. За даними науковців Санкт – Петербурга, у місцях геологічних розломів, де ГПЗ трапляються найчастіше, захворюваність на онкологічні недуги у 2,8 – 3 рази вища, ніж деінде.

Базуючись на цих дослідженнях, вчені стали вважати всі геологічні розломи суцільною «пагубною зоною». Але насправді така місцевість таки придатна для життя. Слід тільки правильно обирати місце для сну й роботи.

Коли раніше пошуки ГПЗ були можливі тільки за допомогою методу біолокації, то зараз є можливість визначати геофізичні аномалії за допомогою спеціальних портативних приладів. Один із них – ІГА-1 створено в Росії, інший – витвір вітчизняних науковців. Обидва спроможні вимірювати електромагнітну складову геомагнітного поля Землі.

Німецький вчений Хартман установив, що місця виходу земної енергії на поверхню мають вигляд густої сітки, яка вкриває планету й чітко орієнтована з півночі на південь і зі сходу на захід. Окрім сітки Хартмана, є ще кілька діагональних. Названі вони іменами своїх відкривачів Каррі й Віттмана. Квадратики першої мають розміри сторін від 2 до 5 метрів, другої – відповідно 1 – 15 метрів. Існують ще й стометрові геопатогенні сіті. На місцях розломів земної кори усі вони звужуються, ущільнюються до мінімуму. Справді пагубними для людського здоров'я є місця перетину ліній будь-якої сітки. На щастя, вони невеликі, розміром із футбольний м'яч у перерізі. За зловісний вплив на людей у Китаї їх здавна називали «Зубами дракона». Зазвичай ці «зуби» стирчать на відстані 2 – 2,5, іноді 3 – 4 метри один від одного. На місцях геологічних розломів безпечні проміжки між ними зменшуються до метра чи навіть 90 см.

Геомагнітні потоки є двох типів: одні спрямовані вгору, інші – донизу. Вони чергуються у шаховому порядку. На схемах ці місця позначають відповідно знаками «+» і «–». Якщо постійно більше 3-х годин поспіль перебувати в «+» зоні, за кілька років можна нажити собі злоякісну пухлину. Якщо ж облюбувати зону «–», то за цей же період часу нещасний організм атакуватимуть найрізноманітніші запалення. Причому хворітимуть ті частини тіла, які потрапляють під безпосередню дію геомагнітного опромінення. Струменеві енергії ідуть від надр Землі до самої іоносфери перпендикулярно поверхні планети, так що їх з

однаковою силою відчуватимуть мешканці і першого, й останнього поверхів будинку.

Здавна люди помічали, що собаки, вівці чудово відчувають сприятливі зони і вмощуються там, де добре було б людині. А ось коти навпаки, інколи лягають у місцях виходу земної енергії, тобто якраз там, де їхнім господарям краще не затримуватися. Дерева, які ростуть на «зубах дракона», мають дивні потовщення – нарости або покручені стовбури. Мурахи будують свої житла поблизу ГПЗ. Імовірно, вони використовують силові лінії для орієнтації на місцевості. Здорова кімнатна рослина, поміщена в дії гепатогенної аномалії, за місяць – другий починає хворіти і гине.

Здебільшого люди не відчувають ці випромінювання або просто не звертають уваги. А от малюки постійно плачуть, якщо їхнє ліжко знаходиться в радіусі такої зони. Чутливі люди в таких місцях також почуваються незручно або навіть нервуються … Тонка електронна техніка, що знаходиться в радіусі впливу геопатогенних зон, також потребує частого ремонту або, навіть, швидко згорає. Багаточасовий вплив на людину цих зон спричиняє зниження імунного статусу, а з роками – появі таких хвороб, як злоякісні пухлини та важкі запальні процеси (головний біль, судоми, киста, нервово – психічні та серцево – судинні захворювання) у відповідній проекції випромінювання ГПЗ на тіло людини. Зрозуміло, що чим густіша сітка Хартмана, то тим важче розмістити ліжка всіх членів сім'ї. Але з досвіду спеціалістів з біолокації до 90% осель усе – таки можна пристосувати для здорового життя.

Відомо, що навколо всіх живих організмів існує так зване ефірне тіло. Його легко може побачити 80 відсотків пересічних людей. Якщо, наприклад, простягнути руку на тлі темної кімнати, то стане помітним тонкий шар світлого туману, що огортає долоню. Люди, тварини, рослини перебувають у такому собі захисному скафандрі від 5 до 15 міліметрів завтовшки. Він для нашого фізичного тіла, що у спекотний день холодильник для ковбаси. Доки з ефірною оболонкою все гаразд, організм почуває себе «свіжим» і здоровим. Але він дуже швидко починає «псуватися» й сигналізувати всілякими болячками, як тільки у ефірному тілі з`являються дірки. Як вітер розганяє хмари, так потужні гравітаційні потоки, що виникають у геопатогенних зонах, здатні здувати наш природний захисний скафандр. Нічого не станеться, якщо ми годину – другу посидимо під впливом геопатогенної зони. А ось коли на «зуб дракона» поставити своє ліжко, то це все одно, що влаштуватися на відпочинок над вогнищем.

Вважається, що найкраще послаблюють дію геопатогенних випромінювань мармурова підлога і мідний дах, але й вони не дають повного захисту. Спіралі, мідні кільця, дзеркала, фольга, плоди каштана, спеціальні кристали й піраміди, навіть застосовані всі разом, не дають бажаного результату. Складними й неефективними виявилися і прилади, якими науковці намагалися приборкати земне випромінювання. Київські фізики і понині не відмовилися від цих намірів.

Врешті решт, якщо не звертати увагу на ГПЗ, можна через 5 – 7 років отримати тяжке запальне захворювання, каміння в нирках чи жовчному міхурові, туберкульоз або рак. Жінки, що мали проблеми за народженням дітей, в багатьох випадках вирішували свої проблеми, коли ставили ліжко в «хороше» місце.

УДК 574.632/504.4.054

Нечипоренко С.В., Шульга О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

РОЛЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕКСПЕРТИЗИ В ЗАБЕЗПЕЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ МОРСЬКИХ ПОРТІВ УКРАЇНИ

На сьогодні в Україні є гострою проблемою транскордонні забруднення вод, забруднення баластними водами, забруднення від просипання при погрузці чи вигрузці сипучих вантажів, а також протіканнія їх при деформації контейнерів, бо при аварії. Але для боротьби з цим існують конвенції і закони, які підкріплені договорами з іншими країнами і які широко набувають чинність у різних країнах.

Але для контролю за додержанням норм і правил поводження з вантажами, погрузками і ін. Існує екологічний відділ, який займається цим контролем, розрахунками по допустимим викидам, їх концентрацію, контроль за транскородоннми перевезеннями і баластними водами. А при ввезенні хімічного вантажу вантажу обов'язково проводиться його екологічна експертиза і юрбиться заключення по якому власник має заплатити окремо за перевезення такого вантажу.

Також, разом з погруз очною інспекцією порту виконується:

Виявлення радіоактивності грузу;

Бункерна інспекція;

Визначення кількості грузу по усадці судна;

Контроль за перевозом вагонів з грузом з порту.

Я розглядаю екологічний відділ на базі Миколаївського Морського Торгівельного Порту який був заснований в 1789р. Він має важливе значення на Півдні України.

Він має відносини з головними портами світу і є одним з ведучих на вітчизняному просторі.

Порт з'єднаний з морем, Буго-Дніпровсько-лиманським каналом

- Довжина каналу – 44 мілі;
- Ширина каналі – 100 м;
- Подхідний канал порту – 13-е коліно БДЛК:

ширина – 100 м, довжина 1 520 м, глибина – 11,2 м.

- Прохід по каналу можуть робити судна довжиною до 215 м і осадкою до 10,3 м.
- Территорія порту – 97,3 га;
- Акваторіия порту – 224,5 га;
- Загальна протяжність причалів порту – 2420 м;
- Допустима осадка біля причалів – 10,3 м (в прісній воді);
- Довжина залізнодорожнього полотна – 24,6 км;
- Кількість причалів – 12,

Отож, головною метою створення екологічної експертизи у портах є запобігання негативному впливу на стан навколишнього природного середовища та здоров'я людей, а також оцінка ступеня впливу забруднюючих факторів на території порту.

УДК 504.06:661.18

Точило М. Г., Коваленко Е. А.
Донецкий национальный университет
экономики и торговли им. М. Туган-Барановского

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ПОТРЕБЛЕНИЯ СИНТЕТИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВ

В настоящее время в мире наблюдается тенденция стремительного ухудшения состояния окружающей среды загрязнение воздуха, водной среды, почвы. Основными причинами сложившейся ситуации является рост производительных сил общества, рост населения, урбанизация, научно-технический прогресс. Исходя из официальных данных, с точки зрения экологической ситуации, в Украине только 6,0% всей территории являются экологически безопасными - это западные и северные регионы страны, 70,0% относится к территориям загрязненным и очень загрязненным. При этом 1,0% считается зоной экологического бедствия. В этот процент входит большинство районов Донецкой, Луганской и Днепропетровской областей.

Отрицательное влияние на экологическую ситуацию оказывает чрезмерно частые выбросы химически опасных веществ, которые являются составляющими многих групп товаров.

Одной из весомых причин, которые способствуют образованию и ухудшению сложившейся экологической ситуации, является использование в промышленности и быту синтетических моющих средств. Вред, наносимый всеми группами по назначению товаров бытовой химии на здоровье человека и состояние окружающей среды и, в частности, синтетическими моющими средствами имеет постоянный и массово-отрицательных характер. А повсеместное использование моющих средств в быту обуславливает значимый контакт с ними всех групп населения.

Синтетические моющие средства представляют собой сложные вещества, имеющие в своем составе поверхностно-активные вещества, щелочные электролиты, фосфаты, карбонаты, энзимы, пеногасители, отбеливатели и другие добавки, которые облегчают стирку. В производстве СМС и чистящих средств используется около 80% общего объема поверхностно-активных веществ (ПАВ), выпускаемых в настоящее время. Именно синтетические ПАВ в сочетании с другими ингредиентами обеспечивают высокие функциональные свойства СМС. А в последнее время потребителя все чаще стали интересовать экологические свойства и свойства безопасности потребления синтетических моющих средств. При любом пути проникновения ПАВ в организм они могут вызывать аллергические реакции на организм человека, вызывать онкологические и другие заболевания. Отрицательное воздействие на здоровье человека оказывают и другие составляющие средств для стирки белья, мытья посуды и т.п. Наиболее часто встречаются в различных СМС фосфаты. Особую опасность представляет триполифосфат натрия. Попадая в сточные воды, реки и озера, он приводит, к так называемому «цветению» воды и всего 1 грамм стимулирует стимулирует образование 5—10 килограммов сине – зеленых водорослей. В итоге, появляется неприятный завах и ухудшаются вкусовые качества воды, активизируется процесс

саморазложения водорослей, что приводит к выделению в больших количествах метана, сероводорода, аммиака, других токсичных веществ, вода становится бедной кислородом. В результате гибнет рыба, животные, которые пьют воду из этих источников.

Учитывая отрицательное влияние стиральных порошков с фосфатами на окружающую среду в настоящее время во многих странах запрещено их изготовление или наличие фосфатов строго ограничено. В Украине производились стиральные порошки фирмой «Дакос», которые содержали в себе химические компоненты в максимально безопасной концентрации. К тому же их характеризует отсутствие пыли и быстрое выполаскивание белья. Но порошки данной фирмы не получили широкого распространения из-за высокой цены.

Другим направлением в развитии производства СМС в Украине является снижение содержания ПАВ до допустимых пределов, что уменьшает вредное воздействие на организм человека. В нашей стране осуществляется выпуск стиральных порошков для детского белья и одежды с использованием неаллергенных ПАВ на основе растительных масел. Развитие их производства сдерживает высокая цена и ненадлежащая постановка рекламной работы. Однако радикальных мер по безопасности СМС для человека и окружающей среды пока не предпринимается.

Результаты собственных исследований показали следующее: анализ производственной маркировки на синтетических моющих средствах для мытья посуды, реализуемых на отечественном рынке, выявили что все средства производятся в соответствии с ТУ, а не м межгосударственными или государственными стандартами. Для максимального удаления ПАВ с поверхности изделий при их стирке или мытье необходимо не менее 7-8 полосканий. В Украине средства для мытья посуды отнесены к жидким моющим средствам и не подлежат обязательной сертификации. Не разработаны стандарты по методам определения смываемости СМС с посуды. Не один товар бытовой химии не проверяют в санитарно-эпидемиологических станциях (именно они дают санитарно-эпидемиологическое заключение на СМС, не подлежащие обязательной сертификации) на биоразлагаемость.

В настоящее время международными стандартами установлены главные требования к промышленности СМС – производство нетоксичной и биоразлагаемой продукции.

В Украине для достижения этой цели целесообразен пересмотр обязательных разделов стандартов вида «Общие технические условия», регламентирующих требования безопасности, для снижения норм массовой доли фосфорнокислых солей. Необходима разработка национальных стандартов по методам определения смываемости ионогенных и неионогенных поверхностно-активных веществ с посуды. Учитывая, что запрет на использование фосфатов и других вредных компонентов в синтетических моющих средствах является необходимым условием для членства в Европейском сообществе, нужно решать вопрос производства и реализации на рынке Украины безопасных и экологически чистых моющих средств на государственном уровне.

УДК 331.446.3(043.2)

Сидоров О.В., Глива В.А.
Національний авіаційний університет, Київ

АНАЛІЗ САНІТАРНИХ НОРМ З ІОНІЗАЦІЇ ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ

Дотримання існуючих нормативів з впливу фізичних факторів на повітря є необхідною умовою створення для людини безпечних умов для її праці, відпочинку та інших процесів людської життєдіяльності. На сьогоднішній день завдяки працям багатьох вчених встановлено, що легкі іони повітря з різним знаком заряду здатні істотно впливати на стан здоров'я людини. В залежності від концентрації позитивних та негативних аероіонів та їх співвідношення цей вплив може бути як корисним, так і шкідливим. З одного боку штучна аероіонізація використовується як профілактичний та лікувальний захід при різноманітних захворюваннях, з іншого боку іонізація повітря відноситься до шкідливих виробничих факторів. З огляду на вище сказане важливим питанням є встановлення науковообгрунтованих норм на вміст аероіонів в повітрі приміщень, де знаходиться людина, та суворе дотримання цих норм.

За мету роботи було поставлено аналіз чинних в Україні санітарно-гігієнічних норм іонного складу повітря, з огляду на сучасний стан дослідження цієї проблеми та в порівнянні з регламентованими рівнями іонізації повітря, які впроваджені в інших країнах, та визначення комплексу необхідних заходів для встановлення в Україні санітарних норм рівнів іонізації в приміщеннях, які б ґрунтувались на останніх наукових дослідженнях, були б дієвими та відповідали б реаліям сьогодення.

При аналізі закордонних нормативів ми розглядали лише санітарні норми країн колишнього СРСР ("Гигиенические требования к аэроионному составу воздуха производственных и общественных помещений. СанПиН 2.2.4.1294-03" (Російська Федерація) та РБ № 9-98-98 «Санитарные правила и нормы аэроионизации воздушной среды производственных и общественных помещений» (Республіка Білорусь)) через відсутність санітарних норм з іонізації повітря в високорозвинених країнах Старого та Нового Світу. Через відсутність власних санітарно-гігієнічних норм аероіонного складу вчені цих країн, аналізуючи безпечність різних рівнів іонізації повітря, посилаються на російські санітарні норми.

Аналізуючи чинний ДНАОП 0.03-3.06-80 "Санітарно-гігієнічні норми допустимих рівнів іонізації повітря виробничих та громадських приміщень №2152-80", слід відмітити в документі п'ять основних пунктів, які є найвагомішими і визначальними при проведенні діяльності в сфері охорони праці з метою забезпечення для людини безпечного для її здоров'я середовища:

критерії виділення легких аероіонів для контролю рівнів їх концентрацій у повітрі;

показник полярності, що характеризує співвідношення між позитивними та негативними легкими аероіонами;

величини регламентованих показників іонізації повітря;

періодичність проведення контролю за рівнем іонізації повітря;

перелік рекомендованих приладів для вимірювання концентрації іонів повітря.

Згідно ДНАОП 0.03-3.06-80 "Санітарно-гігієнічні норми допустимих рівнів іонізації повітря виробничих та громадських приміщень №2152-80" в якості показників іонізації повітря, що регламентуються, встановлюються: мінімально необхідний рівень, оптимальний рівень, максимально допустимий рівень, показник полярності (таблиця 1). Слід відзначити, що важливим здобутком радянського нормативу було встановлення оптимальних рівнів іонізації повітря, адже при широкому діапазоні концентрації аероіонів, що встановлюються мінімально необхідним та максимально допустимим рівнями, саме оптимальний рівень став тим рівнем, на якій орієнтувалися при проведенні заходів по нормалізації рівнів іонізації повітря. Обґрунтованість значень оптимальних рівнів не викликає сумніву, адже вони корелюють з рівнями іонізації повітря природних територій. Існують пропозиції стосовно перегляду значень мінімально необхідного рівня в сторону зниження їх до рівня 200 іонів кожної полярності на 1 $см^3$.

На основі проведеного аналізу можна зробити наступні висновки:

- з огляду на наявність значної кількості суперечливих питань чинні існуючі санітарні норми з іонізації повітря (яким в лютому вже виповнилось 30 років) мають бути або замінені на нові, або ґрунтовно змінені;
- сучасне формулювання назви чинних санітарних норм є занадто загальним і не відображає точно предмет нормування, так як процес іонізації повітря стосується не лише легких аероіонів (а саме їх концентрації нормуються в ДНАОП 0.03-3.06-80), а й інших, більш важких, груп аероіонів, тому слід або змінювати назву (наприклад, "Санітарні норми концентрацій легких аероіонів"), або вводити додатково в ДНАОП показники, які будуть характеризувати і інші наявні групи аероіонів (наприклад, електричний показник забрудненості повітря – відношення суми важких аероіонів позитивної та негативної полярності до суми легких аероіонів обох полярностей);
- слід вирішити "інструментальну проблему" відсутності в широкому доступі лічильників аероіонів, які б дозволяли б вимірювати легкі аероіони відповідно до загальновизнаної класифікації аероіонів за рухомістю, шляхом ініціювання розробки та впровадження у виробництво лічильника аероіонів з малим значенням похибки вимірювання та з можливістю ручного встановлення рівнів рухомості аероіонів, що вимірюються; в противному разі, взявши за приклад білоруські норми, прописати загальні вимоги до лічильників аероіонів, аби уникнути прив'язки до певних приладів;
- ініціювати перегляд фахівцями-гігієністами регламентованих мінімально необхідних рівнів;
- прийняти, що в приміщеннях з штучними джерелами аероіонізації оптимальний рівень визнається як допустимий;
- визнати обов'язковим проведення контролю аероіонного складу в природні сезони мінімуму (зимові місяці) та максимуму (травень-липень), та проведення його на протязі всього робочого дня.

УДК 331.446.3(043.2)

Сєрик С.А., Сидоров О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ НЕГАТИВНИХ ТА ПОЗИТИВНИХ АЕРОІОНІВ НА ОРГАНІЗМ ЛЮДИНИ

Питанню впливу заряджених іонів повітря на організм людини присвячено багато праць різних вчених (Чижевський О.Л., Васильєв Л.Л., Мінх О.О., Шандала М.Г., Портнов Ф.Г., Шилкін О.О., Губернський Ю.Д., Миронов А.М., Акіменко В.Я., Думанський Ю.Д.).

Першим, хто виявив біологічну та фізіологічну дію атмосферних іонів, був О.Л.Чижевський, який у 1918-1922 рр. провів вперше в історії науки експериментальні дослідження впливу тільки негативних або тільки позитивних іонів на організм тварин. Він вивчив їх вплив на такі параметри стану організму тварин, як вага, ріст, захворюваність та смертність лабораторних тварин. Ці дослідження показали, що легкі аероіони негативної полярності, в основному іони кисню, є потужним біологічним та фізіологічним фактором, що здійснює на живий організм надзвичайно позитивний вплив. Досліджена ж дія позитивних іонів характеризувалась негативним впливом.

Чижевський показав, що основним чинником позитивного впливу є легкі негативні іони кисню, а позитивні – за рахунок молекул азоту та диоксиду вуглецю. В природному атмосферному середовищі негативні аероіони нівелюють негативний вплив позитивних аероіонів.

Вважається, що найбільш чутливими зонами до впливу аероіонів в організмі людини є дихальні шляхи та шкіра.

Дослідження, проведені Чижевським О.Л. разом з Васильєвим Л.Л. в 30-ті роки, показали, що легкі іони кисню, проникаючи в глибокі відділи легень, впливають на електролітичні іони крові шляхом електростатичної індукції. Кров із зміненими електролітичними властивостями, проходячи по капілярах, взаємодіє з колоїдними системи тканин. Це явище дістало назву “тканинний електрообмін”. Також ними було створено теорію легенево-гуморального та гуморально-тканевого електрообміну, які дозволяють пояснити вплив аероіонів на організм людини. Ідея цієї теорії полягає в тому, що електричні заряди іонів кисню збуджують заряди в крові. Кров складається з колоїдів плазми, червоних та білих тілець, що мають переважно від’ємні заряди. Негативні аероіони ще більше посилюють природний електричний заряд колоїдів крові. Далі цей підвищений заряд частинок крові розноситься до всіх тканин, які поповнюють свої природні електричні ресурси.

Підсумовуючи, слід сказати, що механізм біологічного впливу аероіонів до сьогодні не є ясним, але їх вплив на організм, в залежності від полярності, є беззаперечним.

Список використаної літератури

1. Лившиц М.Н. Аэроионификация: Практ. применение / М. Н. Лившиц — М.: Стройиздат, 1990. — 168 с.

УДК 621.311.245(043.2)

Литвинюк А.В., Якимчук О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ПОРІВНЯННЯ ВИМОГ IFC, IEC ТА ДБН А.2.2.1-2003 ДЛЯ ЗАВДАНЬ ОВНС У СФЕРІ ВІТРОЕНЕРГЕТИКИ

Суть нашої роботи полягала в знаходженні відповідності між українськими та міжнародними стандартами будівництва, експлуатації вітроелектростанцій та контролю їх впливу на навколишнє середовище. Стандарти, що брались до уваги: українські - ДБН А.2.2.1-2003. та IFC (International Finance Corporation, Група Світового Банку) стандарти та стандарти американської IEC (International Electrotechnical Commission) .

Метою досліджень було порівняння українських та міжнародних вимог з метою оцінки можливості в подальшому їх врахування в контексті розвитку технологій та процедур для забезпечення міжнародної співпраці у сфері вітроенергетики в Україні.

IFC – міжнародна фінансова організація, що є частиною групи Світового Банку, інвестує приватні підприємства. Ця організація впровадила власні вимоги як певні рамки для максимально ефективної реалізації проектів з мінімізацією шкоди для довкілля.

IEC - міжнародна організація, яка займається стандартами в області електричних, електронних і суміжних технологій. Деякі зі стандартів IEC розробляються спільно з Міжнародною організацією стандартизації (ISO). Власне для нашої роботи вона корисна тим, що чітко визначає, якою має бути технологічна складова проектів.

ДБН А.2.2.1-2003 – державні будівельні норми України, що містять склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд.

Усі вимоги були розглянуті з точки зору впливу на навколишнє середовище. В ході роботи ми проаналізували окремо кожний стандарт і, провівши паралелі, знайшли спільні точки, розбіжності і взаємодоповнюючі пункти. Їх сумісне використання має бути більш ефективним, ніж використання кожного стандарту окремо. Оскільки IEC-вимоги в основному направлені на регулювання процесу конструювання, в них розкриті не всі аспекти впливу на навколишнє середовище (вплив на тваринний світ, біотопи/екосистеми, вплив на гідросферу, моніторинг дотримання вимог щодо охорони праці та здоров»я).

IFC-стандарти містять окремий ряд вимог щодо охорони навколишнього середовища і техніки безпеки у сфері вітроенергетики.

ДБН А.2.2.1-2003 послужила основою для ОВНС Південно-Української ВЕС, конкретного об»єкту, представленого в таблиці (Звіт з ОВНС, виконаний Лабораторією екобезпеки НАУ на замовлення ПУ ВЕС (директор Р. Шпанов), надано авторським колективом). Дослідження на конкретному матеріалі дозволило здійснити порівняння з міжнародними стандартами і оцінити можливість їх практичного застосування в сучасних процедурах ОВНС.

Оскільки кожні з наведених вимог мають свою специфіку, у них приділяється більша увага тому чи іншому аспекту у сфері вітроенергетики. Одним із параметрів, що детально розглянутий в кожних нормах є шумове забруднення. До IFC стандартів включено питання моніторингу дотримання норм охорони праці і техніки безпеки, яке у той же час відсутнє у переліку критерій інших вимог. Параметр блискавкозахист згадується у нашому ОВНСі у розділі охоронних заходів, у IFC він включений до моніторингу стану довкілля, тоді як у нормах IEC це питання винесене в окремий розділ.

Вимоги IFC	**Відповідний розділ ОВНС ПУ ВЕС**	**EIC стандарти**
Нормативи шуму	4.3. Шумовий вплив 4.3.1. Основні елементи турбіни вітрової електричної установки 4.3.2. Випромінювання шуму ВЕУ 4.3.3 Результати розрахунків рівнів звуку для шуму ВЕУ 4.3.4. Інфразвук 4.3.5. Комплексний вплив шуму ПУ ВЕС 4.3.6. Нормування рівнів 4.3.7. Висновки 7.1. Основні впливи ВЕС на навколишнє середовище та заходи по їх зменшенню 8.2.2. Шумовий та вібраційний вплив та заходи по його зниженню	IEC 61400-11 Генераторні системи вітротурбін – Част. 11: Методи вимірювання акустичного шуму
Моніторинг дотримання норм охорони праці і техніки безпеки		Цього пункту в нашому ОВНСі нема
Моніторинг стану довкілля	7.4. Охоронні заходи	61400-24: Блискавкозахист

Отже, за результатами нашої роботи можна зробити висновок, що українські норми ДБН А.2.2.1-2003 можуть бути без особливих труднощів використані /адаптовані та дають можливість якісної співпраці з іноземними партнерами. Свідченням цього є взятий нами проект Південно-Української ВЕС, що, приділяючи особливу увагу екологічним вимогам, відповідає вимогам міжнародних інституцій, забезпечуючи безпечність діяльності ВЕС і відкриваючи зелене світло відновлюваній енергетиці.

УДК 621.396(043.2)

Шекольян А.А, Савчук Н.В, Безугла О.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ЕКОСИСТЕМНИЙ ПІДХІД У МОНІТОРИНГУ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МІСТА КИЄВА

Місто, творіння людини, являє собою зосередження природних ресурсів, що спрямовані на створення кращих умов для життя і підтримки культурних та інтелектуальних досягнень. Міста – ключ до стійкого розвитку, варто лише зрозуміти сутність впливу їхньої діяльності на місцеві, регіональні та глобальні екосистеми з їх внутрішнім метаболізмом, зв'язками, компонентами. Таку можливість дає екосистем ний підхід – стратегія комплексного управління природними ресурсами, спрямована на їх збереження і стійке використання на справедливій основі. Використовуючи його в дослідженні екосистеми міста і управлінні природними ресурсами, можна моделювати та систематизувати структуру, функції, проблеми міської екосистеми. Нам потрібна модель управління міською екосистемою, що базується на чітких потребах у певному розумному використанні з боку екосистемного підходу, що задовольняло б властивості екосистеми саме нашого міста.

Для чого це потрібно? Інформаційна підтримка моніторингу стану екосистеми міста Києва суттєво сприятиме обізнаності громадян, активності вирішення «зелених» питань, розширюватиме спектр конкретних пропозицій щодо шляхів розв'язання існуючих суттєвих екологічних проблем та запобігання виникненню нових (за умов доступності подібної локальної моделі). Вкрай необхідною є розробка програм переходу до збалансованого розвитку, які б враховували збереження довкілля, вдосконалення управління природними ресурсами, місцеві ресурсно-екологічні проблеми. Тут варто враховувати ключові характеристики урбаністичної екосистеми: розташування джерел енергії за межами міста (переважно переробка викопних палив), високий рівень споживання води з повторним її використанням у погіршеному стані, роль рослин переважно як регуляторів складу повітря, а не виробників енергії та ін. Головні риси міської екосистеми – практична неможливість встановлення в ній повного екологічного балансу і тотальна залежність від діяльності людини. Інші характеристики включають наступні гострі проблеми: зміна температурного режиму, зниження продуктивності, змінена рослинність (антропогенна діяльність веде до змін у рельєфі та складі повітря, порушенню гідрологічних циклів і т.н.), високий рівень стресу (ресурси трансформуються на відходи і зберігаються саме всередині тієї самої екосистеми у зв'язку з малою ефективністю органічного розпаду) та багато інших.

Ситуація міської екосистеми, як об'єкту антропогенного впливу, може бути розглянута у наступних тезах:

- Попри те, що постійна зміна природних властивостей екосистеми Києва приносить грошові прибутки, її деградація в результаті цього значно підриває економічний баланс через свою неспроможність надати стільки ж переваг наступним поколінням – тобто, спостерігається її поступове виснаження;

- Переваги, що їх ми отримуємо від природи міста, поділяються на переваги прямого (виробництво енергії, туризм тощо), непрямого (напр. природний захист від потенційних катаклізмів) використання та невикористані, що, як нажаль, включають альтруїстичні цінності, заповітні цінності (важливість залишити можливість використання доступних ресурсів майбутніми поколіннями) та цінності існування (задоволення від продовження існування екосистеми нашого міста в гарному стані).

Принципи екосистемного підходу для вирішення проблем екології міста:

1. *Взаємозалежність*. Поведінка одного члена екосистеми залежить від поведінки багатьох інших.
2. *Контекстуальність.* Систему не можна зрозуміти аналітично, адже властивості частин не є їх внутрішніми властивостями, бо можуть бути пояснені лише в контексті більш цілого. Системний підхід – розглядання чогось у загальному контексті цілого.

Екосистемний підхід пропонуємо застосувати для вирішення міських екологічних проблем наступних категорій:

- атмосферне забруднення;
- викиди від автомобільного транспорту;
- споживання води;
- стічні води;
- зелені насадження;
- утилізація відходів;
- шумове забруднення;
- ліматичний режим.

Систематизуючи при цьому існуючі дані по цих категоріях та вказуючи бажаний результат, а далі шляхи покращення ситуації з точки зору екосистемного підходу.

УДК 504.054

Черевко І. С.
Інститут землевпорядкування та інформаційних технологій при НАУ, Київ

КЛІТИННИЙ АВТОМАТ ЯК МОДЕЛЬ ЗАСМІЧЕНОСТІ РАЙОНУ: ПРО ПРОГНОЗУВАННЯ УТВОРЕННЯ СПОНТАННИХ СМІТТЯРОК

Для комунальної стратегії у боротьбі з несанкціонованими, спонтаними сміттезвалищами у межах міст важливі як профілактична робота, так і інформація та ресурси у боротьбі із вже існуючими спонтаними сміттярками, так і можливість прогнозувати і попередити можливість утворення чи поновлення нових спонтанних сміттярок. Ми розглядаємо саме можливість покращити інформованість комунальних служб у останньому аспекті.

Для нашого аналізу ми використаємо технічні можливості тестової веб-платформи громадянського інформування про спонтанні сміттярки “Чистий Київ”[1]. Ресурс, розташований за адресою cleankyiv.org, дозволяє будь-кому з громадськості надати чи отримати інформацію про стихійні сміттєзвалища, що знаходяться у Дарницькому районі. Щоб розмістити інформацію про стихійне сміттєзвалище на ресурсі, варто зробити лише три прості дії: знайти на інтерактивній супутниковій мапі району розташування несанкціонованої сміттярки, назвати та описати її, за бажання додати фотографію.

Для того, щоб отримати цю інформацію, варто лише клацнути маркер, що відповідає даній стихійній сміттярці. Сам же ресурс зберігає точні координати і час занесення кожного повідомлення для подальшого використання у дослідницьких цілях.

Емпірично зазначимо, що модель засмічення міських територій подібна до моделі графіті-вандалізму, але її не повторює, як кримінальна у своїй основі активність, на яку негативно впливає висока активність правоохоронних органів на ділянці, і на яку позитивно впливає вже скоєна вандальна діяльність (Келлінг і Коулз[2] в подробицях розглядають ефект снігової кулі подібних чинників). Тим не менше, варто брати до уваги, що люди, що викидають сміття у спонтанні сміттярки, зазвичай роблять це найближче до місця утворення сміття— житлової чи рідше комерційної будівлі, місця активного будівництва, тож саме такі місця будуть активніше провокувати створення спонтанних сміттярок.

Є сенс моделювати міський мікрорайон чи навіть квартал, як клітинний автомат з чотирьма станами (наявність сміття / відсутність сміття / житлова будівля чи місце активного будівництва / місце під наглядом правоохоронців), але невідомими правилами — які ми можемо дізнатися, аналізуючи історичні зміни у даних “Чистого Києва”.

Для пошуку таких правил ми маємо по-перше розглянути модель побудови самого клітинного автомату, а потім знайти алгоритм для пошуку таких правил на основі експериментальних даних.

Ми пропонуємо будувати мережу клітин автомату з урахуванням реальних особливостей топографічної будови місцевості – краї клітин, що прилягають

до доріг мають бути паралельними цим дорогам, будівлі мають бути виділені у окремі клітини не в залежності від розміру і форми будівлі. Не дивлячись на можливі проблеми з визначенням кількості та сутністю "сусідів" даної клітини, ми впевнені, що теорема чотирьох кольорів доводить можливість рішення цієї проблеми — більш детальний розгляд ми залишимо для подальшого дослідження.

Для специфічної проблеми, яку ми розглядаємо, масштаб може бути обраний від однієї клітини на 10 м до однієї клітини на 50 м в залежності від щільності забудови, людської активності на території та інших факторів. Ми пропонуємо обрати часовий масштаб, як один тиждень на одну зміну статусу, оскільки це дозволяє не розглядати незначні коливання між робочими та вихідним днями.

Побудувавши таку модель, ми маємо можливість зібрати інформацію по реально існуючим переходам клітин від стану до стану (оскільки будівлі у часі, що розглядається, змінюються незначно, переважно мова йде про зміни у наявності/відсутності сміття), у вигляді множини множин типу:

$$\{A_1, A_2, A_3, A_4, A_5, A_6, A_7, A_8, A_9, B_1\},$$

де A_1 — початковий стан клітини,
B_2 — кінцевий стан клітини,
$A_{2\text{-}9}$ — початкові стани клітин-сусідів клітини.

Маючи таку інформацію, ми можемо застосувати один з алгоритмів побудування асоціативних правил, наприклад Апріорі[3], для побудови таблиці правил клітинного автомату.

Список використаної літератури

1. http://www.cleankyiv.org

2. Kelling, G., & Coles, C. (1997). Fixing Broken Windows. New York: Simon & Schuster.

3. Agrawal, R., Imielinski, T., Swami, A.N. (June 1993). Mining Association Rules between Sets of Items in Large Databases. SIGMOD, 22(2):207-16

УДК 504.054:656.065(043.2)

Марків Д.В.
Національний авіаційний університет, Київ

ВПРОВАДЖЕННЯ ЗАХОДІВ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ПІДПРИЄМСТВ ПАЛИВНО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО КОМПЛЕКСУ

Всі складові природи (вода, повітря, грунт) – частина нашого життя, збереження яких – обов'язок кожного. Кожного року через стрімкий ріст автопарку збільшується забруднення від автозаправних комплексів, в результаті чого помітною стає деградація компонентів довкілля. Для вирішення проблеми забруднення має бути впроваджено комплексний підхід.

Забруднення автозаправними станціями здійснюється двома полютантами: самою АЗС та відпрацьованими газами автомобілів. Впровадження методів екологізації потребує чіткого визначення джерел забруднення та елементів впливу. Основними джерелами виділення забруднюючих речовин на АЗС є:

- резервуари з нафтопродуктами (випаровування нафтопродуктів -"великі і малі дихання");
- паливо розподільчі колонки (випаровування при заповненні бензобаків автомобілів);
- об'єкти очисних споруд (випаровування нафтопродуктів і скидання залишків (після очищення) у систему каналізації);
- аварійні й ненавмисні розливи нафтопродуктів на території АЗС
- нещільності технологічного устаткування й комунікацій
- вентиляційні пристрої виробничих приміщень АЗС і пунктів технічного обслуговування, розміщених на території АЗС;
- викиди відпрацьованих газів автотранспорту.

Забруднення спричинене відпрацьованими газами може бути зменшене покращивши робочі властивості палива. На даний момент добавки до палив є основним джерелом покращення якісних характеристик. Добавки виконують найрізноманітніші функції та є невід'ємною частиною авто-палив. Частіше всього добавки використовують для надання паливу більшої якості або нових переваг. Але добавки, як і інші технічні рідини, що приймають участь у роботі як мотору так і самої АЗС, мають не лише позитивні сторони адже вони забруднюють довкілля. Мастила, технічні рідини та палива впливають на компоненти довкілля що призводить до деградації елементів біосфери.

Відповідно до джерел забруднення пропонуються методи екологізації підприємств паливно-енергетичного комплексу, які можуть бути об'єднані у три групи: 1) Вдосконалення робочих властивостей палив; 2) Вдосконалення робочих властивостей технічних рідин; 3) Вдосконалення АЗС.

Отже, вирішення проблеми є комплексним завданням. Один із шляхів це використання палив з покращеними експлуатаційними характеристиками, що дають можливість збільшити ефективність двигуна внутрішнього згоряння та зменшити шкідливі викиди.

Для знешкодження наслідків виливу моторних рідин використовують сорбенти різного походження (органічні, синтетичні, органо-мінеральні, хімічні та

інші). Наступне, що може бути виконане це впровадження нових технологій на АЗС щоб запобігти втратам нафтопродуктів (випаровування, вилив) та аварій.

Проблема забезпечення екобезпеки в процесі функціонування об'єктів ПЕК потребує вдосконалення робочих характеристик палив, моторних рідин та модернізації автозаправних станцій. Один із головних шляхів зменшення забруднення в містах – впровадження нових технологій у виробництві палив. Сучасні вимого до якості моторних палив, що використовуються, є одним із тих факторів, що обмежують рівень екобезпеки транспортного сектора України. Вирішення проблеми покращення якості повітря, що пов'язана з викидами відпрацьованих газів, може бути реалізовано наступним чином: отриманням та використанням альтернативних видів палив як, наприклад, диметиловий ефір, пропан-бутан, метан, що істотно зменшує обсяги викидів шкідливих речовин, таких як CO, CH, NO_2 та інші.

Проведений аналіз небезпечних процесів у транспортному секторі ПЕК по компонентах біосфери, таких як атмосфера, грунти і вода та вплив на стан здоров'я людини визначає чітку тенденцію вираженої деградації всіх елементів техносфери за багатьма параметрами, включаючи стан атмосферного повітря, якість грунтів поверхневих і підземних об'єктів, муніципальних систем водозабезпеченяя та ін..

Проблема забруднення, що виникає у процесі експлуатації об'єктів ПЕК пов'язане з якісними характеристиками моторних рідин при їх експлуатації, таких як палива, добавки, масла, мастила, трансмісійні рідини, та ін. Враховуючи це повинні бути знайдені більш екобезпечні та економічно доцільні методи екомодифікації об'єктів ПЕК та впроваджені технології ліквідації аварійних виливів під час їх експлуатації.

Позитивний ефект може бути досягнуто при використанні матеріалів, що біологічно розкладаються, це дозволить зменшити концентрацію нафти та нафтопродуктів у водних об'єктах, грунтах та міських системах каналізації.

З метою попередження виникнення можливих небезпечних ситуацій (таких як наприклад вилив нафтопродуктів у водний об'єкт) низка технічних та технологічних вдосконалень були запроваджені на об'єкті автозаправного комплексу. Запропоновані технологічні та інженерні рішення по екологізації ПЕК показують позитивні результати, які можуть бути досягнуті практично на всіх робочих АЗС. Економічна складова запропонованих рішень та простота їх технічного виконання також є важливим аспектом дотримання екологічних стандартів.

УДК 504.75:675

Катрич В.Н., Рыбина А.Н.
Донецкий национальный университет экономики и торговли имени Михаила Туган-Барановского

ПРОИЗВОДСТВО ПРОДУКЦИИ И ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Главной целью охраны окружающей среды является обеспечение гармонического сосуществования природы и человека с его цивилизованными стремлениями и разносторонней хозяйственной деятельностью. Кажется, что эту дилемму невозможно решить, так как, каждый вид деятельности человека вызывает определенные изменения в окружающей среде: загрязнения, преобразования, а в итоге - деградацию. Однако охрана окружающей среды борется не за неизменность природы, а прежде всего за её стабильность, т.е. допущение только таких изменений в результате человеческой деятельности, которые не нарушают правильное функционирование и устойчивость природных систем.

Выражением такого понимания связи „человек - окружающая среда" является идея экоразвития, сущностью которой является подчинение потребностей и стремлений общества к возможностям окружающей среды, которыми она располагает. Принятие идеи экоразвития в экономике влечёт за собой, кроме прочего, изменение стратегии „максимализации" производства на его „оптимизацию", заключающуюся в приспособлении производства к функционированию окружающей среды. Это всегда выгодно, поскольку, как показывает опыт, предупреждение экологических катастроф всегда дешевле и проще, чем ликвидация их последствий.

Преобразование окружающей среды человеком без необходимых знаний и соблюдения в хозяйственной деятельности сложной сети природных зависимостей, удерживающих экологическое равновесие в биосфере, является главной причиной деградации природы. Нехватка знаний, отсутствие контроля и предвидения последствий хозяйственной деятельности является причиной перегрузки натуральных регулирующих систем в природе, их разрегулирования и распада.

Было подтверждено, что ухудшающиеся условия окружающей среды являются следствием демографического роста населения и развития промышленности. Демографический взрыв в последние годы является документальным фактом. По данным ООН, население мира за 2 миллиона лет в 1830 году превысило миллиард, следующий миллиард был достигнут уже через 100 лет, третий - через 30 лет, четвёртый - через 15 лет, пятый - через 11 лет, а шестой достигнут в течение 9 лет и так далее. Этот бурный демографический рост, факт, что население размещено на Земном шаре неравномерно и существуют районы с особенно высокой плотностью населения, является причиной усиления в XXI веке во многих пунктах Земли процессов, деградирующих натуральную среду, связанных с хозяйственной и цивилизационной активностью человека. Промышленность, как показали исследования, играет в этих процессах доминирующую роль.

Некоторые промышленные предприятия используют большое количество воды, что в свою очередь представляет собой угрозу для окружающей среды,

которой мы, к сожалению, не всегда придаем должное значение. А именно, ситуация ухудшается за счет сброса промышленными предприятиями сильно загрязненных сточных вод в питьевые водоемы.

Одним из самых серьёзных последствий воздействия промышленности на окружающую природную среду является уменьшение биологического многообразия (biodiversity), проявляющегося в обеднении изобилия особей и популяции, а также видового состава и качественной структуры выше организованных природных систем. Значение этой проблемы было подчеркнуто еще на организованной в 1992 году в Рио де Жанейро конференции ООН „Окружающая среда и развитие". На этой конференции, названной „Пиком Земли", была сформулирована и подписана конвенция «Об охране биологического многообразия». Промышленность, в связи с ее силой и многосторонностью воздействия на окружающую среду, играет в этом процессе особенно негативную роль, вызывая уменьшение генетического многообразия организмов, а также снижение их адаптационных способностей в изменяющихся условиях окружающей среды, уровня видового разнообразия групп растений и животных. Это не только проблема исчезновения видов, но прежде всего проблема правильного функционирования природных систем. Структурные изменения в природе только в определённом диапазоне могут быть восстановлены образованием новых экологических зависимостей. При значительном качественном обеднении биоценозов замирает также их функция. Так, например, под влиянием загрязняющих почву промышленных эмиссий обеднению подвергается почвенная фауна, то есть уменьшается её биологическая активность, вследствие чего ослабевает самый важный почвенный процесс - минерализация мертвой органической материи, в результате чего сокращаются запасы биогенных веществ в почве, необходимых для развития растений.

Техника играет огромное значение так, как введение так называемых „чистых" безотходных технологий, не загрязняющих окружающую среду, является значительно более эффективной формой предупреждения экологических катастроф, чем рекультивация окружающей среды. Закон Украины «Об охране окружающей среды», а также ряд положений, относящихся к отдельным отраслям промышленности, строго регулируют проблемы качества сырья, проведения технологического процесса, качества конечного продукта с точки зрения потребностей охраны окружающей среды. При правильном подходе к охране окружающей среды важно учитывать принципы, которые были сформулированы OECD еще в 70-тые годы, среди которых - „Загрязняющий платит". Кроме того, все большее значение приобретает организация правильного, приемлемого для окружающей среды технологического процесса: менее энергоемкого и водопоглощающего, выделяющего меньше газов и пыли, а также безотходного, что в первую очередь касается высокотоксичных отходов. Поиск таких технологических решений остается главным принципом развития промышленности и сегодня.

УДК 504.55.06(1/9)

Кліпков А.А., [1] Душанова Т.В.[2]
Кам'янець-Подільська гімназія(1)
Національний університет імені Івана Огієнка, Кам'янець-Подільський(2)

ХІМІЧНА НЕБЕЗПЕКА ВИКОРИСТАННЯ КОМПАКТНИХ ЛЮМІНЕСЦЕНТНИХ ЕКОНОМНИХ ЛАМП У ПОБУТІ

Найбільш прогресивним напрямом розвитку освітлювальних технологій експерти визнають заміну застарілих ламп розжарювання енергозберігаючими лампами. Проте, на нашу думку, щоб усвідомити широту переваг використання того чи іншого типу освітлювального приладу не досить проаналізувати його на основі економічних інтересів - тривалості експлуатації та збереження енергії. Вивчення літературних та Інтернет-джерел показало, що питанню впливу компактних люмінесцентних ламп на організм людини приділяється недостатньо уваги.

Метою даної роботи є виявлення шкідливих хімічних факторів впливу сучасних компактних економних люмінесцентних ламп, їх оцінка на основі даних комплексу лабораторних досліджень, проведених з використанням атестованих методик.

Можливість привернути увагу до аспектів хімічної безпеки експлуатації сучасної масової освітлювальної техніки, підняти питання нерозривності економічних інтересів зі створенням безпечних умов існування людини надає нашому дослідженню актуальності.

Предметом дослідження є виявлення ступеню хімічної небезпеки використання компактних люмінесцентних ламп в умовах закритих приміщень.

При проведенні дослідження описувались суб'єктивні сприйняття змін стану досліджуваних зон повітряного середовища. Було відмічено наступне: наявність специфічного «гострого» запаху; подразнення слизової оболонки носової порожнини; подразнення очей та першіння у горлі; погіршення зорового сприйняття через «втому» очей; головний біль наприкінці експерименту.

Ці ознаки вказують як на присутність озону, так і оксидів нітрогену. Тому наступним кроком у дослідженні стало кількісне визначення вмісту цих речовин у повітрі.

У якості предмету досліджень нами була використана лампа компактна люмінесцентна типу Cometa потужністю 26 Вт, розрахована на напругу 220-240 В. Відбір проб повітря проводився на відстані: 1, 30, 50, 75, 100 та 150 см від джерела випромінювання за описаними вище методиками. Результати фотометричного визначення концентрації озону та оксидів нітрогену показані на рис.1 та 2.

Як бачимо, концентрація оксидів нітрогену в повітрі значна. З віддаленням від джерела випромінювання вона спадає. Особливо значним є стрибок концентрації на відстані від 1 до 30 см (у 8,4 рази). Максимум спостерігаємо біля люмінесцентної лампи. З подальшим віддаленням (30-150 см) концентрація спадає рівномірно (див. рис. 1). Проте, було би невірно вважати, що стан повітряного середовища на цьому відрізку безпечний для дихання. Граничнодопустима

концентрація становить 0,085 мг/м3 (за діоксидом нітрогену), а отже на відстані 150 см вона буде перевищена у 26,2 рази.

Рис. 1. Зміна концентрації оксидів нітрогену з віддаленням від джерела випромінювання.

Якщо брати до уваги розташування лампи на стелі, то саме таким повітрям дихатиме школяр 10-12 років, органи дихання дорослої людина потраплять в діапазон концентрацій, що відповідає 100 см, де отримаємо перевищення ГДК у 28 разів. Коли ж такий освітлювальний прилад буде розташований на письмовому столі, то очікуване перевищення, в залежності від рухів (нахилів), здійснюваних людиною, буде виходити за межі 66-кратного перевищення.

Концентрація озону в повітрі значно нижча (у 10 разів проти оксидів нітрогену), що видно з рис. 2.

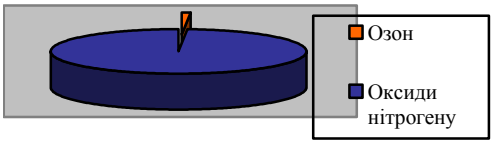


Рис. 2. Співвідношення концентрацій озону та діоксиду нітрогену в повітрі (в 1 см від лампи).

Це пояснюється незначною енергією ініціації молекул кисню даним видом Уф-випромінювання та процесами деструкції молекул озону під дією оксидів нітрогену. Разом з тим, на відстані 30 см від джерела випромінювання фіксується перевищення середньодобової ГДК у 1,7 разів. Тоді як поріг чутності перевищено у 25 разів. Крім того, слід наголосити на тому, що в присутності діоксиду нітрогену токсична дія озону збільшується у 20 разів, а отже мова йде не про перевищення у 1, 7 разів, а у 34 рази за ступенем токсичної дії. Якість повітря на відстані 150 см від джерела можна назвати як «дуже нездорова», на відстані від 0 до 75 см – «дуже небезпечна».

Проведені дослідження дають характеристику хімічної небезпеки тільки одного типу ламп, отже є потреба у продовженні досліджень з метою встановлення впливу потужності та типу компактної економної лампи на стан повітряного середовища у житловому приміщенні.

УДК 504.054

Кохановська В.А., Душанова Т.В.
Національний університет імені Івана Огієнка, Кам'янець-Подільський

ОРГАНІЗАЦІЯ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗА ПОВЕРХНЕВИМИ ВОДНИМИ ОБ'ЄКТАМИ В МЕЖАХ ІСТОРИКО-АРХІТЕКТУРНОГО ЗАПОВІДНИКА «КАМ'ЯНЕЦЬ»

В Україні постійного шкідливого антропогенного впливу зазнають екосистеми малих річок. Основна тому причина – ставлення до річок, як до транспортних потоків, до яких прийнятно скидати стічні води, або й навіть сміття. Річки, що протікають територією м. Камянця-Подільського не є виключенням. Малі водотоки і річки формують гідрохімічний склад води середніх і великих річок. Відповідно і в них якість води постійно погіршується. Наприклад, забруднення внесені в р. Дібруха вносяться до р. Смотрич з звідки прямують до Дністра.

Зрозуміти механізм внесення забруднень можливо тільки при організації спостережень з урахуванням місцевих особливостей формування водотоків. Разом з тим, проведення досліджень великої кількості проб навіть за короткою програмою займає значний проміжок часу та фінансово обтяжливе.

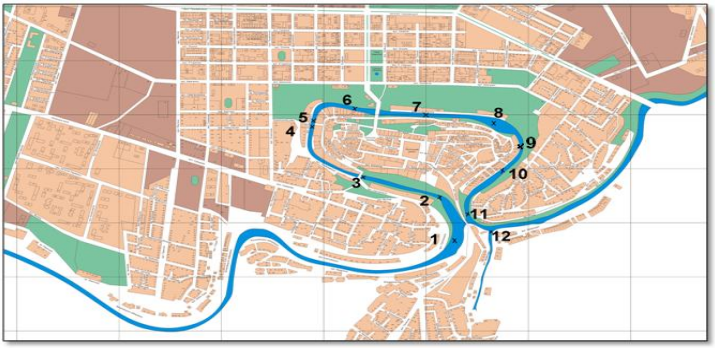
У Кам'янець-Подільському, місті де чисельність населення становить майже 100 тисяч, річка Смотрич є одним з не багатьох природним джерелом водокористування, що виконує ряд функцій, наприклад, рекреаційну, є середовищем існування. У зв'язку з цим особливого значення набуває планування мережі пунктів спостереження за поверхневими водами р. Смотрич, збір інформації про джерела негативного впливу на даний об'єкт, наявність та доступність для широкого користувача об'єктивної інформації про його стан та про шляхи збереження і відновлення його біоландшафтного різноманіття.

Метою нашого дослідження було також планування мережі пунктів спостереження за поверхневими водами р. Смотрич, виявлення та опис джерел антропогенного забруднення даного водного об'єкту. Дослідження проводились протягом другої декади травня 2009 р. з огляду на нормальний гідрологічний режим (період без посухи та повеней) за скороченою програмою 1. Дана програма включає в себе такі показники як: гідрологічні та гідрохімічні (візуальні спостереження, температура, концентрація розчиненого у воді кисню, водневий показник, питома електропровідність).

Для проведення оглядових досліджень нами були визначені місця розташування створів в межах м. Камянця-Подільського. Загальна їх кількість – 12.

Створ №1 ми розташували перед дамбою (місце зміни гідрологічного режиму); створ №2 – на згині водотоку; створ №3 – біля моста, що з'єднує Старе місто з Польськими фільварками; створ №4 і №5 – перед та за мостом в найбільш забрудненій побутовим сміттям ділянці річки; створ №6 – в місці змішування вод річки з водами джерела; створ №7 – на прямолінійній ділянці річки найбільшої довжини; створ №8 – був визначений у найширшій частині водотоку; створ №9 – на наступному згині Смотрича; створ №10 – характеризує прямолінійну ділянку

між двома згинами; створ №11 – на згині; створ №12 – у гирлі забрудненої притоки Дібрухи.



Загалом забрудненість річки Смотрич можна визначити як середню. Візуально спостерігалось забруднення та захаращення русла побутовим сміттям і природними матеріалами, наприклад: пластиковими пляшками, поліетиленовими пакетами, гілками тощо.

Вода має коричнево-зеленувате забарвлення, що зумовлено двома факторами: природним та антропогенним. Значне забарвлення води погіршує її органолептичні властивості і здійснює негативний вплив на розвиток водних організмів в результаті різкого зниження концентрації розчиненого кисню у воді.

Так, найгірший стан має вода у створі №12. Температура води у ньому була на 1,5ºС більшою ніж в інших створах. Тут було зафіксовано найменше значення водневого показника – 8,08 одиниць та порівняно низьке значення електропровідності. У даному створі спостерігались такі явища як: гниття водоростей, дуже сильний неприємний запах, наявність піни та великої кількості білого осаду. На основі цих даних можна зробити висновок про те, що притока вносить значне органічне та теплове забруднення, яке і викликало гниття водоростей та зникнення тваринних організмів у ній. Можливо деякі види живих організмів зникли і в руслі р. Смотрич на ділянці злиття двох водотоків.

Низьке значення pH та електропровідності було отримане в створі №5. Тут спостерігалось значне забруднення водотоку побутовими відходами, розклад яких і вплинув на зміну pH та електропровідності.

Найкращим станом характеризується вода у створі №6. Причина цього полягає у тому, що на цій ділянці річки відбувається злиття вод Смотрича з чистим джерелом підземних вод, а отже мова може йти про можливість використання даного ландшафту для потреб рекреації. Загалом стан водного об’єкту вимагає значного посилення діяльності з контролю, відновлення та охорони.

УДК 504.054

Юр'єва Ю.О., [1] Душанова Т.В.[2]
Кам'янець-Подільська гімназія(1)
Національний університет імені Івана Огієнка, Кам'янець-Подільський (2)

ГЕОЛОГІЧНА ТА ГІДРОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ КАНЬЙОНУ р. СМОТРИЧ

Сучасні технології очищення стічних вод дозволяють вирішити цілий ряд завдань: значно скоротити вміст шкідливих речовин і хвороботворних бактерій, використовувати очищені стічні води для технічних цілей і поливу, а значить, економити водні ресурси. Але мова йде про комунальні очисні, спеціально для цього пристосовані споруди. Нове будівництво багатоповерхівок та кварталів приватної забудови немислиме без підключення до системи каналізування.

Разом з тим, стара забудова залишається поза увагою держави. Так, приватні будинки Старого міста, розташовані уздовж схилів всесвітньовідомого каньйону та Старої фортеці, у заплаві річки Смотрич не мають систем каналізування стічних вод, тому нечистотам відкритий прямий шлях до заповідних територій та туристичних стежок. Використання звичайних вигрібних ям не тільки суперечить санітарним нормам та правилам, але й істотно впливає на здоров'я не тільки мешканців будинку, але й їх сусідів, просто перехожих та туристів. Неочищені стоки в вигрібній ямі є не лише джерелом неприємного запаху, але й забруднювачами ґрунту та підземних і поверхневих вод.

В умовах історично складеної приватної забудови міста було б досить доцільно використовувати локальні очисні споруди. Тому метою нашого дослідження стала спроба дослідити проблеми відведення стічних вод в умовах усталеної забудови Старого міста та проектування споруд міні очистки, що своїм зовнішнім виглядом не спотворять природні ландшафти та пам'ятки історії Кам'янця-Подільського, залишаючись при цьому ефективними, доступними та екологічно безпечними. Насамперед потребували розв'язання питання особливості геологічної будови та гідрологічних умов Старого міста, а також визначення доцільності використання локальних систем очищення стічних вод у м. Кам′янці-Подільському.

В геологічній будові міста найбільш древніми породами є кристалічні силурійські вапняки, що виступають на оголених стінах каньйону р. Смотрич, що петлею оточує Старе місто. Вапняк являє собою сіру масивну структуру тріщинуватої кристалічної породи. На силурійських вапняках залягають відкладення крейдяного періоду, представлені глинами з включеннями кремнію, частково на вапняках залягають неогені відкладення, а на них суглинки потужністю до 3-5 м. Верхній 1-2 м шар насипний.

В гідрологічному відношенні територія характеризується наявністю 2-х горизонтів підземних вод. 1-й горизонт від поверхні – «верховодка», розташований в суглинках. 2-й горизонт – приурочений до сарматських глин. Через підвищену тріщинуватість та пористість суглинків зона «верховодки» пов'язана з ґрунтовими водами вапняків. Це слід враховувати при будівництві з зануренням на глибини до 5 метрів. Агресивних властивостей по відношенню до бетону дані типи води не проявляють, що важливо при плануванні підземних конструкцій чи ємкостей, або бетонної ізоляції (див. табл.). Горизонти, що лежать

глибше 8 м проявляють сульфатну агресивність через вміст > 300 мг/дм^3 сульфат-іонів.

Таблиця

Характеристика джерельної води (вересень 2009 р.)

Найменування показників	Величина показника
Амоній-іони, мг/дм^3	0,39
Нітрити, мг/дм^3	0,105
Нітрати, мг/дм^3	1,9
Сухий залишок, мг/дм^3	600
Хлориди, мг/дм^3	32,3
Сульфати, мг/дм^3	103,0

Ґрунти характеризуються певними водними властивостями, одна з них водопроникність. Її дослідження проводились за доступною методикою, яка передбачала зважування попередньо просушених кусків породи, котрі пізніше насичувались водою при повному зануренні усієї маси. Періодично проводилось визначення приросту маси зразка. Таким чином визначали час досягнення повного насичення.

Паралельно проводили визначення максимальної кількості води, яку готові прийняти на себе куски вапняку. Вже на 2-й хвилині експерименту вапняки, незалежно від маси, набирають максимальну кількість вологи. Це свідчить про те, що практично в такій же мірі, вони будуть поглинати стічні води. Отже для Старого міста використовувати вигрібні ями з точки зору захисту підземних вод є недоречним, навіть небезпечним.

Для визначення швидкості проникнення нами був використаний зразок породи відомої висоти. На верхній грані за допомогою спеціальних інструментів було зроблено лійкоподібне заглиблення. До нього постійно вводили порції забарвленої води і визначали час наскрізного проходження розчину.

Так шматок вапняку масою 573 г і висотою в 10, 5 см був пройдений за 34 хв. 30 с. тобто, швидкість проникнення становила 20 см за годину або 4, 8 м за одну добу. Виміряний діапазон швидкостей проникнення водного розчину – 4,8-4,9 м/добу. Враховуючи токсичні властивості стічних вод, така швидкість є більш ніж небезпечною для ґрунтового середовища та підземних вод. Максимальна висота схилів каньйону в межах старого міста становить 30 м. Стічні води вже на шосту добу проникнуть до рівня р. Смотрич.

Отже, тільки запровадження локальних міні-споруд очистки стічної води вбереже підземні води та воду р. Смотрич від забруднення. При правильно сконструйованій схемі очистки побутових стічних вод користь господарям, природі та міській урбоекосистемі буде очевидною.

УДК 504.054:504.53.062.4

Пивень О.О., Скворец Л.В., Крамарев С.М.
Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры

ИЗМЕНЕНИЕ АГРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЧЕРНОЗЕМОВ ОБЫКНОВЕННЫХ ДНЕПРОПЕТРОВСКОЙ ОБЛАСТИ И ПУТИ ПОВЫШЕНИЯ ИХ ПЛОДОРОДИЯ

Составной частью степной зоны является северная Степь Украины. На этой территории черноземы обыкновенные занимают 9 159,7 тыс. га от общей площади этой зоны. С этой площади 7902,5 тыс. га почв находится в постоянной обработке (Панас Р.Н., 2008). К югу черноземы обыкновенные переходят в черноземы южные, а дальше – в темно-каштановые и каштановые почвы в комплексе с солонцами. Количество гумуса уменьшается с севера на юг, но остается на высоком уровне благодаря глинистости этих почв.

Черноземы обыкновенные являются одними из лучших для выращивания практически всех сельскохозяйственных культур. Богатство черноземов обыкновенных гумусом, интенсивная миграция биогенного кальция определяют их ценные физико-химические свойства. Черноземы обыкновенные глинистые, тяжело- и среднесуглинистые имеют достаточно выраженную зернистую структуру. Если количество таких ценных зернистых агрегатов достигает 80-90%, почвы приобретают важные во всех отношениях оптимальные физические свойства. Гумусное состояние черноземов обыкновенных является главным признаком плодородия и важным источником питательных веществ. В гумусе черноземов обыкновенных сосредоточено 98% общего азота. Современное гумусовое состояние этих почв – результат многовековой эволюции под влиянием антропогенной деятельности человека. Данные о содержании гумуса в этих почвах за (1878-1881 гг.) по В.В. Докучаеву и за (1954-1960 гг.) по Н.К. Крупскому и др. показатели, что за этот период потери гумуса составили 30% от исходных запасов. По данным Г.Я. Чесняка и др. (1983), за 120 лет после исследований В.В. Докучаева снижение гумуса в пахотном слое, варьирует от 21 до 40%. За 1961-1982 гг. потери гумуса в этих почвах были в 2,4 раза большими, чем за 1882-1960 гг.

Интенсивное механическое воздействие на почву почвообрабатывающих орудий и потеря гумуса, привели к агрофизической деградации пахотного слоя, что вызвало снижение потенциального плодородия. В результате этих процессов наблюдается снижение агрохимических показателей: а) гумуса в 3,57 до 3,53% (метод Тюрина); б) фосфора с 110,4 до 101,8 мг/кг; в) калия с 151,3 до 146,1 мг/кг почвы (метод Чирикова). А сильная насыщенность севооборотов пропашными культурами и интенсивная обработка этих почв привели к интенсивному развитию эрозионных процессов.

Восстановление нарушенного почвенного покрова требует длительного времени и больших капиталовложений. Поэтому на наш взгляд экономически выгоднее начинать защищать почву от истощения уже сегодня, с самого начала, а не исправлять то, к чему мы неизбежно придем, если не будем предпринимать соответствующих мер защиты почв. А для этого необходимо улучшить качество почв, чтобы будущие поколения могли получить от них более высокую их отдачу, в виде выращенной качественной сельскохозяйственной продукции, соответствующей существующим санитарно-гигиеническим нормам.

Для того чтобы проследить за изменениями, произошедшими под влиянием длительного антропогенного фактора, рассмотрим ход этих изменений на примере черноземов обыкновенных Эрастовской опытной станции Института зернового хозяйства НААН Украины, образцы которых были проанализированы учеными, которые в разное время изучали этот важные вопрос. Так, по данным С.П. Семеновой-Забродиной (1948), в пахотном слое (ЭОС ИЗХ УААН) гумуса содержалось 4,5-7,7 %, по данным З.А. Неред и др. (1970) 4,1-4,5 %. А результаты, полученные Ю.К. Кудзина (1980), отмечено снижение содержания гумуса до 4,0-4,3%, ныне содержание гумуса в этих почвах снизилось до 3,2-3,5 %.

Полное представление о плодородия ЧО (ЭОС ИЗХ УААН) можно получить на основании данных: состояния пищевого, водного, воздушного, теплового, фитосанитарного режимов и мощности корнеобитаемого слоя.

По результатам проведенных агрохимических анализов почвы, было отмечено, что с глубиной гумусированного профиля, наблюдается уменьшение, как валового азота, так и содержание гумуса. Содержание общего P_{205} равно 0,10-0,12 %, а валовое содержание калия – 2,0-2,3%. Черноземы обыкновенные обладают довольно высокой нитрификационной способностью и при благоприятных метеоусловиях могут дополнительно накапливать до 1-2% нитратов. Валовое содержание микроэлементов следующее: Zn 38,8-40,4; Mn – 473-484; Cu – 12,5-14,2; Co – 8,0-8,3; Fe – 835-845 мг/кг почвы, из которых подвижные формы: Zn – 0,96-1,20; Mn – 57,5-63,8; Cu – 0,13-0,15; Co – 0,42-0,48; Fe – 27,6-28,0 мг/кг. Реакция почвенного раствора гумусового горизонта близка к нейтральной (pH H_2O – 6,10-6,75), pH водной суспензии имеет слабощелочную реакцию (7,30-7,97).

Высокая насыщенность почвы основаниями 34-43 мг/экв свидетельствует о ее высокой буферности, а также об активной способности ее коллоидов поглощать катионы тяжелых металлов и обменивать их на катионы солей. Бонитет этих почв составляет 53-56 баллов.

В связи с резким снижением внесение в почву органических и минеральных удобрений, начиная с 1990г., уникальные черноземы обыкновенные, являющиеся национальным достоянием Украины, находятся на грани истощения, ныне их состояние уже достигло критического уровня. Поэтому, в современных условиях существенно возрастает роль научного обоснования мероприятий по воспроизводству элементов почвенного плодородия, без чего нельзя обеспечить дальнейшее повышение урожаев.

Безусловно, черноземы обыкновенные по сравнению с другими подтипами почв наиболее богаты основными элементами минерального питания. Но интенсивное использование земельных ресурсов без проведения почвозащитных мероприятий влечет за собой дальнейшую деградацию этих почв: развитие эрозионных процессов, изменение морфологического строения почвенного профиля, связанные с его укорачиванием, снижение содержания гумуса и подвижных форм питательных веществ. Особенно важно то, что указанные деградационные процессы имеют прогрессирующий характер.

С целью восстановления утраченного плодородия необходимо создать в почве бездефицитные баланс гумуса и питательных веществ, возобновить севообороты, применять оптимизированные системы удобрения сельскохозяйственных культур, широко использовать пожнивные остатки, солому, листостебельную массу различных предшественников и сидеральные культуры в качестве органических удобрений.

УДК 621.039.75 (477) (043.2)

Ансимова В.Л.
Государственный университет архитектуры и строительства, Харьков

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ХОЯТ-2 В ПРОЦЕССЕ ЕГО СООРУЖЕНИЯ, ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ

Специфика ХОЯТ-2. ХОЯТ-2 предназначен для подготовки и долговременного (пе менее 100 лет) безопасного хранения ОТВС Чернобыльской АЭС и 2 000 поглощающих элементов дополнительных поглотителей.. Наибольшую потенциальную опасность несут ОТВС, поскольку они содержат осколки деления, в том числе и в газообразной форме, с высоким уровнем суммарной активности, достигающей $3{,}3\text{-}10^{15}$ Бк/ОТВС. Такими образом, ХОЯТ-2 является ядерным объектом с высоким уровнем радиационной опасности.

Размещение ХОЯТ-2. ХОЯТ-2 размещается в непосредственной близости от промышленной площадки Чернобыльской АЭС; в 30-километровой зоны отчуждения. Зона имеет ограждение. Доступ и зону посторонним лицам и транспорту запрещен. Здесь действует особый административный режим.

Мощность экспозиционной дозы находится на уровне 0,005 Зв/час, что делает невозможным использование зоны для сельскохозяйственных и промышленных целей и проживания населения. Указанное обстоятельство зафиксировано в законе Украины «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие Чернобыльской катастрофы»

Влияние ХОЯТ-2 на окружающий растительный и животный мир незначительно на фоне последствий Чернобыльской катастрофы. Проектируемая деятельность не сопряжена с генерацией шума, ультразвука, вибрации электромагнитных волн, не приводит к деформации существующих геологических, гидрологических, климатических, метеорологических, ландшафтных характеристик района размещения ХОЯТ-2.

Влияние на окружающую среду строительства ХОЯТ-2. В процессе сооружения ХОЯТ-2 и, первую очередь, при производстве планировочных работ и подготовке фундаментов на его площадке возможны пылеобразование и ветровой перенос радионуклидов, накопленных в грунте.

На основе консервативных предпосылок показано, что вторичное радиоактивное загрязнение прилегающей местности может превышать контрольные уровни приземных концентраций, составляющие для ближней зоны (до 5 км от площадки ХОЯТ-2) $3.7\text{-}10^{-2}$ Бк/м^3 и для дальней зоны (от 5 до 30 км от площадки ХОЯТ-2) $-3{,}7\text{-}10^{-4}$ Бк/м^3.

Для снижения этого эффекта ниже контрольных уровней при производстве строительных работ на этапе очистки и предварительного выравнивания площадки до планировочной отметки проведены мероприятия по засыпке чистого грунга(песка) в количестве 450000 м^3. Работы будут осуществляться при постоянном мониторинге радиационной обстановки на площадке ХОЯТ-2.

Влияние на окружающую среду эксплуатации ХОЯТ-2. Основными задачами, решаемыми в проекте ХОЯТ-2 при разработке технологии обращения и хранения ОТВС, являются:

- принятие максимально возможных мер по изоляции радиоактивных веществ и предотвращению их распространения;
- учет возможных, в том числе экстремальных, климатических, гидрогеологических, сейсмических особенностей площадки ХОЯТ-2 с целью предотвращения разрушения изолирующих радиоактивные вещества барьеров;
- учет возможных техногенных факторов, прямо или косвенно влияющих на состоянии изолирующих барьеров (пожары, перерывы электропитания, отказы оборудовании, ошибки персонала);
- минимизация радиационного воздействия на персонал и окружающую среду при нарушениях режимов нормальной эксплуатации и проектных авариях.

Указанные цели достигаются путем:

- выбор «сухой» технологии обращения с ОТВС и их хранения, что практически исключает вероятность возникновения самоподдерживающейся цепной реакции деления и сокращает объемы образующихся РАО:
- выполнения всех операций с ОТВС и поглотителями в изолированных боксах типа "горячих" камер, окруженных необходимой биологической защитой;
- использования эффективной системы дезактивации оборудования и технологических помещений, минимизации объемов твердых и жидких РАО и использования замкнутых систем их переработки и временного хранения;
- полного исключения сбросов в окружающую среду жидких эффлюентов;
- обеспечение надежного отвода тепла, генерируемого в ОТВС, как в помещениях установки подготовки ОТВС, так и в бетонных модулях их хранения;
- использования коррозионно стойких материалов и наполнителей в виде инертных газов, обеспечивающих надежность хранилища ОТВС в течение 100 лет;

Анализ эффективности указанных мер как в режимах нормальной эксплуатации, так и в случае их нарушений и проектных аварий, вплоть до полной разгерметизации одной ОТВС, подтвердил отсутствие существенного влияния эксплуатации ХОЯТ-2 на окружающею среду и персонал.

Влияние на окружающую среду вывода ХОЯТ-2 из эксплуатации. Как показал анализ концепции вывода ХОЯТ-2 из эксплуатации, этот процесс (после удаления из ХОЯТ-2 ОТВС и поглотителей и их перевода в места переработки или окончательного захоронения) не будет оказывать заметного воздействия на окружающую среду и персонал. Объемы образующихся при этом радиоактивных отходов будут незначительны и они не будут представлять радиологической опасности для персонала и окружающей среды.

ЗМІСТ

с.

Проценко Д.В., Тройченко О.В., Архіпова Г.І. 3
ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВИРОБНИЦТВА ГУМОВИХ ТА ФРИКЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ НА ВАТ «ТРІБО»

Проценко Д.В., Тройченко О.В., Архіпова Г.І. 4
ОСОБЛИВОСТІ ЕКОЛОГІЧНИХ ВИМОГ ДО СИРОВИНИ ДЛЯ ПРОДУКТІВ ДИТЯЧОГО ХАРЧУВАННЯ

Совгіра С.В., Берчак В.С. 5
ПЕРСПЕКТИВНІ ЗАПОВІДНІ ТЕРИТОРІЇ ПІЩАНСЬКОГО РАЙОНУ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ

Костогриз Т.В., Будкова О.О., Шульга О.В. 7
РОЛЬ ЗАКОНОДАВЧО-ПРАВОВОЇ БАЗИ З ОХОРОНИ ТА УТРИМАННЯ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ У ЗАБЕЗПЕЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Купа И. В., Ратушный В. М. 9
ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ПРОЦЕССА ЗАРАСТАНИЯ ТРАВАМИ ПЫЛЯЩИХ ПОВЕРХНОСТЕЙ ЯРУСОВ ОТВАЛА ПУСТЫХ ПОРОД ГОРНА - ОБОГАТИТЕЛЬНЫХ КОМБИНАТОВ ГОКОВ КРИВБАССА

Лахай Ю.О., Шульга О.В. 11
ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТЕХНОГЕННИХ ВПЛИВІВ НА ШАЦЬКІ ОЗЕРА

Нестер А.А., Білик А.П., Рогов В М. 13
ФЛОТАЦІЯ СТІЧНИХ ВОД

Радомська М.М., Франчук Г.М. 15
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ В ЗОНІ ВПЛИВУ АЗС

Касимов А.М., Коваленко А.М., Кононов Ю.А. 17
ТЕРРИКОНЫ ОТВАЛЬНЫХ ПОРОД ДОНБАССА – СЫРЬЕВОЙ ПОТЕНЦИАЛ УКРАИНЫ

Гарасимчук С.М., Казанок А. В., Маджд С.М. 19
ВИЗНАЧЕННЯ НОРМ СКИДАННЯ СТІЧНИХ ВОД АВІАПІДПРИЄМСТВ У ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ

Мудрак О.В., Єлісавенко Ю.А. 21
ПРОБЛЕМИ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОТИЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЛІСОВИХ УГІДЬ ВІННИЧЧИНИ

Мазницька О.В., Орел В. І. 23
СПОСІБ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ ВИРОБНИЦТВА, ЩО МІСТЯТЬ АРСЕН

Государська І.Л. 25
ДОЦІЛЬНІСТЬ СТВОРЕННЯ ЗОН ГРОМАДСЬКОЇ БЕЗПЕКИ В ОКОЛИЦІ АЕРОПОРТУ

Макаренко Д.Н. 27
ВОПРОСЫ БЕЗОПАСНОСТИ И УТИЛИЗАЦИЯ ЭЛЕМЕНТОВ ЛЕТАТЕЛЬНЫХ АППАРАТОВ ИЗ ПОЛИМЕРНЫХ КОМПОЗИЦИОННЫХ МАТЕРИАЛОВ МЕТОДОМ ПЛАЗМЕННОЙ ГАЗИФИКАЦИИ
Матухно О.В. 28
АЛГОРИТМ ПРОВЕДЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРІНГУ В РАЙОНАХ ВПЛИВУ ВИРОБНИЦТВА
Сергійко А. А., Гроза В.А. 30
РОЛЬ ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ У ФОРМУВАННІ ЕКОМЕРЕЖІ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Варенко Т. О. 32
ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД ЦЕЛЮЛОЗНО-ПАПЕРОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ РЕАГЕНТНИМИ МЕТОДАМИ
Яковлєва А. В., Вовк О.О. 34
БАГАТОКОМПЛЕКСНИЙ ПІДХІД ДО АНАЛІТИЧНОЇ СИСТЕМИ СЕКТОРУ ПАЛИВОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ
Барыбин А. И. 36
ИССЛЕДОВАНИЕ ИНТЕСИВНОСТИ ТУРБУЛЕНТНОСТИ ВО ФЛОТАЦИОННОЙ КАМЕРЕ ПРИ ГОРИЗОНТАЛЬНОМ РАСПОЛОЖЕНИИ ЭЖЕКТОРНОГО АЭРАТОРА
Голованова Л.В., Скропишева О.В. 37
БІОТЕХНОЛОГІЇ В ОПОРЯДЖУВАННІ ЛЛЯНИХ ТЕКСТИЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ
Басос Н.Ю., Вергелес Ю.И. 38
ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ КОРИДОРОВ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ Г. ХАРЬКОВА
Зелінський С.М., Скіп Б. В. 40
РОЗРАХУНОК РОЗСІЮВАННЯ ТА ОЦІНКА ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ФОРМАЛЬДЕГІДУ НА ПРИЛЕГЛІЙ ДО ВУЛИЦЬ ТЕРИТОРІЇ ЧАСТИНИ м.ЧЕРНІВЦІВ
Кажан К.І., Токарев В.І. 42
ВИБІР ЕКОЛОГІЧНО НАЙВИГІДНІШИХ ПРИЙОМІВ ПІЛОТУВАННЯ ЗНИЖЕННЯ АВІАЦІЙНОГО ШУМУ НА ЗЛЬОТІ
Михайлова Л.С., Юрченко В.О. 44
КІЛЬКІСНА ОЦІНКА ВПЛИВУ СКЛАДУ ТРАНСПОРТНОГО ПОТОКУ НА ЕКОЛОГІЧНУ БЕЗПЕКУ ПРИДОРОЖНЬГО ПРОСТОРУ
Отдєльнова Ю.М., Дичко А.О. 46
ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДІВ БІОІНДИКАЦІЇ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ СТУПЕНЯ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ
Пономаренко Т.С., Дудар Т.В. 48
ОЦІНКА ТРАНСПОРТНОГО НАВАНТАЖЕННЯ БРОВАРСЬКОГО РАЙОНУ

Синило К.В. 50
МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ АВІАДВИГУНІВ У МЕЖАХ АЕРОПОРТУ
Чащина А.С., Шульга О.В. 52
СИСТЕМНЫЙ ПОДХОД К ОБРАБОТКЕ ОТХОДОВ КАК ОБЯЗАТЕЛЬНОЕ УСЛОВИЕ ЕВРОИНТЕГРАЦИИ
Плоскіна С.І., Сирота О.В., Ярмош І.В., Гай А.Є. 53
ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЛІСОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ
Сирота О.В., Плоскіна С.І., Ярмош І.В., Гай А.Є. 55
ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОЛИВНОЇ ВОДИ
Антонюк І.В., Дудар Т.В. 57
ХАРАКТЕРИСТИКА АНТРОПОГЕННОГО ПЕРЕТВОРЕННЯ ЛАНДШАФТІВ ОВРУЦЬКОГО РАЙОНУ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Шумілова О.О., Трохименко Г.Г. 59
ПЕРСПЕКТИВИ ПОТРАПЛЯННЯ ІНВАЗИВНИХ І ПАТОГЕННИХ ВИДІВ У ВОДНУ ЕКОСИСТЕМУ ПІВНІЧНОЇ ЧАСТИНИ АКВАТОРІЇ ДНІПРО-БУЗЬКОГО ЛИМАНУ ШЛЯХОМ ПЕРЕНЕСЕННЯ СУДОВИМИ БАЛАСТНИМИ ВОДАМИ
Лозовицька Т. М., Шкумбатюк О.Й., Мазурак О. Т. 61
ФОТОСИНТЕТИЧНИЙ АПАРАТ FRAGARIA ANANASSA DUCH. ЯК ІНДИКАТОР ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ КАДМІЄМ
Козуб В.В. 63
ПЕРЕРОБКА КУБОВИХ ЗАЛИШКІВ НА АЕС
Ярмош І.В., Плоскіна С.І., Сирота О.В., Гай А.Є. 65
СУЧАСНИЙ СТАН І ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ ВІТРОВОЇ ЕНЕРГЕТИКИ В УКРАЇНІ ТА ЇЇ ВПЛИВ НА ДОВКІЛЛЯ
Ярмош І.В., Дудар Т.В. 67
АНТРОПОГЕННЕ ПЕРЕТВОРЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ЛАНДШАФТІВ МИРОНІВСЬКОГО РАЙОНУ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Рудковская Е.В., Омельчук Ю.А., Гомеля Н.Д. 69
ОЧИСТКА ШАХТНЫХ ВОД ОТ СОДЕРЖАНИЯ УРАНА МЕТОДОМ ФЛОТАЦИИ
Барбашина В.С., Гроза В.А. 70
ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИЙ ФОНД СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ У КОНТЕКСТІ ФОРМУВАННЯ НАЦІОНАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ
Безпальчук О.В., Коніцула Т.Я. 71
ЕФЕКТИВНІСТЬ ПРОВЕДЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО АУДИТУ НА БАЗІ ФІЛІАЛУ «ВІЛЬНОГІРСЬКИЙ ГМК» ЗАТ «КРИМСЬКИЙ ТИТАН»
Яблонська К.М., Ястремська Л.С. 73
ОТРИМАННЯ БІОПАЛИВА ТА ВІТАМІНУ B_{12} ПРИ АНАЕРОБНІЙ ТРАНСФОРМАЦІЇ ВІДХОДІВ МОЛОЧНИХ ЗАВОДІВ
Вострикова В.М., Кім В.М., Мартиненко В.І., Лепуга Н.М., Ісай А.Ю. 75
ВПЛИВ ТРАНСПОРТНИХ ЗАСОБІВ НА ТЕПЛОВЕ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Заіка М.О. 77
ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЕЯКИМИ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ
Кузнецова К.К., Азнакаєв Е.Г. 79
ВПЛИВ КВЧ ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ФУНКЦІОНУВАННЯ ХЛОРОПЛАСТІВ РОСЛИН *Pisum L.sativum*
Дмитруха Т.І. 80
ДОСЛІДЖЕННЯ ДИНАМІКИ ПРОЦЕСУ НАКОПИЧУВАННЯ ПАРИ РТУТІ У ПРОСТОРІ ЗАБРУДНЕНИХ РТУТТЮ ПРИМІЩЕНЬ
Алієва О.Р., Азнакаєв Е.Г. 82
ВИКОРИСТАННЯ ЕКЗОПОЛІСАХАРИДІВ, ПОБІЧНОГО ПРОДУКТУ СИНТЕЗУ АНТИБІОТИКІВ, ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД
Салата А.М., Азнакаєв Е.Г. 83
ПОЛІ-β-ГІДРОКСИБУТИРАТ – ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ НАКОПИЧЕННЯ ПОЛІМЕРНИХ ВІДХОДІВ
Чуйченко Л.М., Коніцула Т.Я. 84
РИЗИК – ЯК ЗАГАЛЬНОПРИЙНЯТА МІРА НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ НАСЕЛЕННЯ
Кравець М.О., Качуренко Я.О., Коніцула Т.Я. 85
ВПЛИВ КЛІМАТИЧНИХ ФАКТОРІВ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПРОМИСЛОВО-МІСЬКОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ (НА ПРИКЛАДІ м. КИЄВА)
Костюк Я.В., Маджд С.М. 87
ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ В ЗОНІ АЕРОПОРТУ «КИЇВ» МЕТОДОМ ЛІХЕНОІНДИКАЦІЇ
Мариненко В.О. 89
ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННА БЕЗПЕКА
Костью О.О., Шульга О.В. 91
АВТОЗАПРАВНІ СТАНЦІЇ (АЗС) ЯК ОБ'ЄКТ ПОТЕНЦІНОЇ НЕБЕЗПЕКИ
Солярик Д.П., Шульга О.В. 92
СТАН ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ У МІСТАХ УКРАЇНИ (НА ПРИКЛАДІ м. КАМ'ЯНЕЦЬ-ПОДІЛЬСЬКОГО)
Штика О.С., Шило О.М., Білик Т.І. 93
ЗАСТОСУВАННЯ ЕФЕКТОРІВ ФІТОЕКСТРАКЦІЇ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТЕРИТОРІЙ
П'янкова О.О., Азнакаєв Е.Г. 94
УТИЛІЗАЦІЯ ГЛІЦЕРИНУ ЯК ПОБІЧНОГО ПРОДУКТУ БІОДИЗЕЛЬНОГО ВИРОБНИЦТВА
Мазур О.Г., Стабніков В.П. 95
ВИРОБНИЦТВО БІОБУТАНОЛУ ШЛЯХОМ ЗБРОДЖУВАННЯ ЦЕЛЮЛОЗОВМІСТКОЇ СИРОВИНИ
Сірик Т.А. 96
ОСНОВНІ НАПРЯМКИ ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ УПАКОВКИ

Кузнецова Н.В. 98
МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭНЕРГОСБЕРЕГАЮЩЕЙ ТЕХНОЛОГИИ ЭЛЕМЕНТОВ КИСЛОРОДНО-КОНВЕРТЕРНОЙ ПЛАВКИ ДЛЯ УМЕНЬШЕНИЯ ТЕПЛОВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ
Приймак Ю. В. 100
РАЗРАБОТКА РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩЕЙ ТЕХНОЛОГИИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ КОНВЕРТЕРНОГО ШЛАКА С ЦЕЛЬЮ УМЕНЬШЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ
Снітинський В.В., Янишин С.В. 102
ОРГАНІЗАЦІЙНІ ОСНОВИ МОНІТОРИНГУ ЯКОСТІ ВОДИ РІЧОК БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ(НА ПРИКЛАДІ РІЧОК ПОЛТВИ, РАТИ ТА КАМ'ЯНКИ)
Рябоконь С.В., Міронова Н.Г. 104
ПРОБЛЕМИ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ТА ОХОРОНИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ ВІННИЧЧИНИ
Маловічко О.В., Шило О.М., Попа Ю.М. 106
ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНА ПРОДУКЦІЯ: ШЛЯХ ДО ЗРОСТАННЯ ДОБРОБУТУ НАСЕЛЕННЯ
Зубко К.Ю. 107
АНАЛІЗ СУЧАСНОГО ЗАКОНОДАВСТВА ЩОДО ВИЗНАЧЕННЯ НОРМАТИВІВ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ
Хомич Н. П. 109
ДИНАМІКА АКТИВНОСТІ ДЕЯКИХ ФЕРМЕНТІВ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ОБМІНУ В ОКРЕМИХ ПОПУЛЯЦІЯХ ЛЕКОЦИТІВ БІЛИХ ЩУРІВ ЗА УМОВ ТРИВАЛОГО НАДХОДЖЕННЯ БІХРОМАТУ КАЛІЮ
Верецький Д.О., Фаткуліна Г.В. 111
ПЕРЕРОБКА ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ
Корчагина Н.П., Высоцкий С.П. 113
ПРИМЕНЕНИЕ ТОНКОСЛОЙНЫХ ОТСТОЙНИКОВ В ПРОЦЕССАХ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ
Корчагіна Н.П., Кутовий В.О. 115
ВПЛИВ МЕТЕОРОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА РОБОТУ ВІТРОЕНЕРГЕТИЧНОЇ УСТАНОВКИ
Корчагіна Н.П., Ніколенко М.О. 117
ВУГІЛЛЯ ЯК СИРОВИНА ДЛЯ ГАЗИФІКАЦІЇ
Вахтангішвілі Н.Н., Кузьменко Д.С., Висоцький С.П. 119
ЕКОНОМІЧНІ ТА ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНЮ В ЯКОСТІ ЕНЕРГОНОСІЯ
Кузьменко Д.С., Коновальчик М.В. 121
ВИКОРИСТАННЯ ПЕРСПЕКТИВНИХ ТЕХНОЛОГІЙ МЕХАНІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ В СХЕМАХ ВОДОПІДГОТОВКИ ПРОМИЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ

Осипова В.О., Грабар О.В. 123
АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ СІТУАЦІЇ ПРИ ВИДОБУТКУ ГЛИНИ У ВІДКРИТИХ КАР'ЄРАХ
Рисенко Г.О., Грабар О.В. 125
ТЕХНІКО-ЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ СТАНУ АМІАКОПРОВОДУ НА ГІРНИЧИХ ПОЛЯХ ДІЮЧИХ ШАХТ
Сокирка С.О., Сухар К.О., Воробйов Є.О. 127
ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВІТРЯ ВСЕРЕДИНІ ВІДВАЛІВ, ЩО ГОРЯТЬ
Чекальов Д.О., Сухар К.О., Воробйов Є.О. 129
ПРИСТРІЙ ДЛЯ НАНЕСЕННЯ ЗАХИСНОЇ ПЛІВКИ
Альджавазнех Нашат 131
ТЕМПЕРАТУРНИЙ ПРЕФЕРЕНДУМ РЕАКЦІЙ НА ФЕРОМОННІ ПАСТКИ ШКІДЛИВИХ ЛИСТОВІЙОК (LEPIDOPTERA, TORTRICIDAE) В УМОВАХ ЗМІН КЛІМАТУ
Лісовий М.М., Вагалюк Л.В., Чайка В.М. 133
ЕНТОМОЛОГІЧНЕ БІОРІЗНОМАНІТТЯ КОМАХ-ДЕНДРОБІОНТІВ АГРОЛАНДШАФТІВ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ
Оверко В.С., Дмитренко Н.А. 134
ИССЛЕДОВАНИЕ РАССЕИВАНИЯ ВЫБРОСОВ В ОБЛАСТИ СО СЛОЖНЫМ РЕЛЬЕФОМ
Епик М.А. 136
МОДЕЛИ РАСЧЕТА РАСПРОСТРАНЕНИЯ ВЫБРОСОВ
Фадеева Т.Н. 138
ОЦЕНКА ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ВЫХЛОПНЫХ ГАЗОВ ВБЛИЗИ АВТОТРАССЫ ОТ ЕДИНИЧНОГО АВТОМОБИЛЯ
Фоменко С.А. 140
ПРИМЕНЕНИЕ ГИДРОСТРУЙНОГО ОБОРУДОВАНИЯ В ТЕХНОГЕННО ОПАСНЫХ УСЛОВИЯХ
Кирина О.В. 142
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СИСТЕМНОГО АНАЛИЗА ПРИ ПОСТРОЕНИИ УНИВЕРСАЛЬНОЙ МОДЕЛИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МЕНЕДЖМЕНТА
Поливанов А.А., Оверко В.С. 144
ПРИМЕНЕНИЕ ВЕРОЯТНОСТНЫХ НЕЙРОННЫХ СЕТЕЙ ДЛЯ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК
Собко А.Ю. 146
РАСЧЕТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА АММИАКОМ НА ЖИВОТНОВОДЧЕСКИХ КОМПЛЕКСАХ
Новосад К.О., Шепталіна Ю.О., Рябчевський О.В. 148
ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ГЛИНИ СПОНДІЛОВОЇ ЗЕЛЕНОЇ
Федун Н.О., Васильченко О.А. 150
БІОЕТАНОЛ – НОВЕ ПОКОЛІННЯ АЛЬТЕРНАТИВНОГО, ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТОГО ПАЛИВА

Федюкіна Д.В., Трохименко Г. Г. 151
ПРОБЛЕМА ЗАБРУДЕННЯ НАФТОПРОДУКТАМИ БАСЕЙНУ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ У МИКОЛАЇВСЬКІЙ ОБЛАСТІ
Усик О.Д. 153
ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ м.РІВНЕ
Векерик Є.В. 155
ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИЯВЛЕННЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ СНЯТИНСЬКОГО РАЙОНУ
Савчук Л.І., Архипова Л.М. 157
ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН МЕЛІОРОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ ЕТАЛОННОЇ СИСТЕМИ «ГНИЛА ЛИПА» ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Федорчук Ю.І., Архипова Л.М. 159
ОЦІНКА СТАНУ ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ПРУТ НА ТЕРИТОРІЇ ЯРЕМЧАНСЬКОЇ МІСЬКОЇ РАДИ
Бабікова К.О., Ніколаєв К.Д., Дудар Т.В. 161
ЕКОБЕЗПЕЧНИЙ РОЗВИТОК ТУРИСТИЧНОЇ ГАЛУЗІ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ
Кучерик Г.В., Омельчук Ю.А., Гомеля Н.Д. 163
ИОНООБМЕННОЕ ВЫДЕЛЕНИЕ ХЛОРИДОВ И СУЛЬФАТОВ ИЗ ВОДЫ
Ткачова И. А., Шевченко Н. Ю. 165
АСПЕКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДПРАЦЬОВАНИМИ НАФТОПРОДУКТАМИ НА ПІДПРИЄМСТВАХ УКРАЇНИ
Кравець І. В., Кофанова О. В. 167
ПОЛІМЕРИ, ЩО ЗДАТНІ ДО БІОРОЗКЛАДАННЯ, - НАШЕ МАЙБУТНЄ
Кравченко К.Л. 169
МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА ПРЕВРАЩЕНИЯ НЕОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА ПРИ ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД
Чернишенко І.Е., Назарова В.В., Сердюк О.І. 171
ДЕЯКІ АСПЕКТИ КОНТРОЛЮ ЕМІСІЇ ПРИ ПЕРЕРОБЦІ ВІДПРАЦЬОВАНИХ СВИНЦЕВО-КИСЛОТНИХ АКУМУЛЯТОРІВ ЕЛЕКТРОХІМІЧНИМ МЕТОДОМ
Плоскіна С.І., Сирота О.В., Шульга О.В. 172
ПОВОДЖЕННЯ З РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ
Мирошниченко М.В., Трохименко Г.Г., Гіржева О.Л. 174
ЗМІНА СКЛАДУ ФЛОРИ СТЕПОВОЇ ЗОНИ ПІВДНЯ УКРАЇНИ ВНАСЛІДОК ВПЛИВУ КЛІМАТИЧНИХ ЧИННИКІВ
Магась Н.І., Смірнова О.О. 176
ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛ
Фтомович О.П., Степова К.В., Мовчан І.О. 178
ОЧИСТКА АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ПРИРОДНИМИ МІНЕРАЛАМИ

Левицька І.М., Степова К.В. 180
ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТІВ І ВОД НАФТОЮ ТА НАФТОПРОДУКТАМИ
Горбік А. В. 182
НЕОБХІДНІСТЬ ОПРИЛЮДНЕННЯ ПРОЕКТІВ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОГРАМ
Пантелеєнко О.С., Щербина П.П., Ткаченко Т.Л., Семенова О.І., Бублієнко Н.О. 184
ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ СКЛАД АКТИВНОГО МУЛУ – ПОКАЗНИК ПРОЦЕСУ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД МОЛОКОЗАВОДІВ
Говоруха Т.О., Хижняк О.О. 185
СТАН ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ ВОДИ В УКРАЇНІ
Михайлів А.П., Левандовський Л.В. 186
УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ СПИРТУ ШЛЯХОМ РЕКУПЕРАЦІЇ ВІДХОДІВ ВИРОБНИЦТВА
Пантелеєнко О. С., Осіпенко У.С., Салюк А. І. 187
УТИЛІЗАЦІЯ ВІДХОДІВ ПИВОВАРНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ З ОТРИМАННЯМ КОРМУ ДЛЯ КОРОПОВИХ РИБ
Шпортун В.В., Степанець Л.Ф., Заболотна Г.М. 188
ВДОСКОНАЛЕННЯ СПОСОБУ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВАТ «СТИРОЛБІОТЕХ»
Тимошенко Я.О. 189
ГЛОБАЛЬНИЙ МОНІТОРИНГ СВІТОВОГО ОКЕАНУ
Коробейник Р.А. 191
ПРОГРАМНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ КОМПЛЕКСУ МОНІТОРИНГУ ТЕХНІЧНОГО СТАНУ ГАЗОПЕРЕКАЧУВАЛЬНИХ АГРЕГАТІВ
Бєлінська О.О., Нікончук К.С., Шульга О.В. 193
ВПЛИВ ЗАСТОСУВАННЯ ПАЛИВНИХ МАТЕРІАЛІВ І ЙОГО ВРАХУВАННЯ В ЗАБЕЗПЕЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ МІСТА КИЄВА
Струтинська А.В., Косоголова Л.О., Ковтун С., Сіленко В. 195
ОЦІНКА ВПЛИВУ МАГНІТНОГО ПОЛЯ НА СТУПІНЬ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДРІЖДЖОВОГО ВИРОБНИЦТВА
Бондар І.Г., Карпенко Ю.О. 197
СУЧАСНИЙ СТАН ГІДРОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ НОВГОРОД-СІВЕРСЬКОГО ПОЛІССЯ (В МЕЖАХ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)
Карпенко О.С., Внукова Н.В. 199
ВИЗНАЧЕННЯ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО СЕРЕДОВИЩА ТА ГРУНТІВ ПРИДОРОЖНЬОГО ПРОСТОРУ АВТОДОРІГ МЕТОДОМИ БІОМОНІТОРИНГУ
Зуєва М.М. 201
ПРИРОДООХОРОННІ ФУНКЦІЇ ПАРКОВИХ ТЕРИТОРІЙ МІСТА ЧЕРНІГОВА (НА ОСНОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЇХ РЕКРЕАЦІЙНОГО НАВАНТАЖЕННЯ)

Гвоздь О.М., Петрик Є.М. 203
ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ БАКТЕРІАЛЬНИХ ПРЕПАРАТІВ ПРИ ІНОКУЛЯЦІЇ ЛЮПИНУ ЖОВТОГО В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ
Якимець М.О. 205
АНТРОПОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ ЯК ОСНОВА ДЛЯ ПРОВЕДЕННЯ КОМПЛЕКСНОГО МОНІТОРИНГУ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОД КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА
Пашков А.П., Проценко С.С. 207
ДО ПИТАННЯ ПОТРЕБИ ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОГО МОНІТОРИНГУ НА ТЕРИТОРІЇ ГІРНИЧО-ПРОМИСЛОВИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ
Кулина С.Л., Горова А.І. 208
СОСНА ЗВИЧАЙНА *(PINUS SYLVESTRIS L.)* ЯК ІНДИКАТОР СТАНУ ДОВКІЛЛЯ В ЧЕРВОНОГРАДСЬКОМУ ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОМУ РЕГІОНІ (ЛЬВІВСЬКА ОБЛАСТЬ)
Желновач Г.М. 210
ЕКОЛОГІЧНА ЕКСПЕРТИЗА ПРОЕКТНОЇ ДОКУМЕНТАЦІЇ АВТОМОБІЛЬНИХ ДОРІГ, ЯК ЗАСІБ ЗМЕНШЕННЯ ЇХ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ
Шевченко Ю.С. 212
РОЗРАХУНОК ЗВУКОВОГО ПОЛЯ ПОБЛИЗУ ФАСАДУ БУДІВЛІ
Людвиченко Н.О. 214
ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАСТОСУВАННЯ ГІС ДЛЯ РОЗРАХУНКОВОГО ПРОГНОЗУВАННЯ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОЇ ОБСТАНОВКИ РЛС
Авдєєва А.О., Корінь Л.М., Білик Т.І. 216
РОЗПОДІЛ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ШАРАХ ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ЗАСОБИ ЇХ ОЧИЩЕННЯ
Марчук С.В. 218
ПРОБЛЕМИ МОНІТОРИНГУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ
Бевза А.Г. 220
ЗНЕСОЛЕННЯ ВОДИ У ЗАМКНУТІЙ СИСТЕМІ ВОДОПОСТАЧАННЯ ПРОМИСЛОВОГО ПІДПРИЄМСТВА
Лук'янчиков А.В. 222
ІНСТРУМЕНТАЛЬНА СИСТЕМА МОНІТОРИНГУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ПОЛІВ У БУДІВЛЯХ І СПОРУДАХ
Іванова Н. О., Шульга О.В. 224
УЧАСТЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ ГРОМАДСЬКОСТІ В ЗАБЕЗПЕЧЕННІ СТАЛОГО РОЗВИТКУ СУДНОПЛАВСТВА
Конахович А.С., Франчук Г.М. 226
БІОХІМІЧНИЙ ВПЛИВ НА ЛЮДИНУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ЗАСОБАМИ СТІЛЬНИКОВОГО ЗВ'ЯЗКУ

Ястремська Л.С., Тражуков А.Ю. 228
ДОСЛІДЖЕННЯ СТІЙКОСТІ ДО КИСНЮ ЦЕЛЮЛАЗНОГО ФЕРМЕНТНОГО КОМПЛЕКСУ АНАЕРОБНОЇ ЦЕЛЮЛОЛІТИЧНОЇ БАКТЕРІЇ *C.thermocellum* 5СТ
Чумаченко Г.К., Трохименко Г.Г. 230
ВИВЧЕННЯ СТАНУ МАЛИХ ТА СЕРЕДНІХ РІЧОК МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ МЕРТВОВОД
Горупа В.В., Дражнікова А.В. 232
СПОСІБ ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ ТА ЙОГО ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ
Крамарьова Ю.С., Силца Н.Г., Крамарьова Ю.І., Крамарьов С.М. 234
ХІМІЧНИЙ СКЛАД ОСАДІВ МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД (ОМСВ) СТАНЦІЙАЕРАЦІЇ М. ДНІПРОПЕТРОВСЬКА І ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ В ЯКОСТІ СИРОВИНИ ДЛЯ ОТРИМАННЯ ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ ПРОЛОНГОВАНОЇ ДІЇ
Ліщенко М.С. 236
ЛІДАРНІ ДОСЛІДЖЕННЯ СТРУКТУРИ АТМОСФЕРНОГО АЕРОЗОЛЮ
Пристайко В.В. 237
МОЖЛИВІ ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ ОБ'ЄКТІВ КОЛИШНЬОГО ВИРОБНИЧОГО ОБ'ЄДНАННЯ «ПРИДНІПРОВСЬКИЙ ХІМІЧНИЙ ЗАВОД»
Скаб О.Б. 239
ВПЛИВ КАТІОНІВ CR (VI) НА ФУНКЦІОНАЛЬНУ АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ АНТИОКСИДАНТНОЇ СИСТЕМИ В ЕРИТРОЦИТАХ КРОВІ ТВАРИН
Булыга М.Г., Лежнева Е.И. 241
КОНЦЕПЦИЯ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО ОБЪЕДИНЕНИЯ ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ
Семенюк С.С., Лежнева О.І. 242
ЩОДО РОЗРАХУНКУ ГДС НОРМОВАНИХ РЕЧОВИН ДЛЯ КІЛЬКОХ ВИПУСКІВ ЗВОРОТНИХ ВОД
Лоєва І.Д., Тимощук М.О., Грудев П.Х. 243
МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО РЕГУЛЮВАННЯ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ПРОМИСЛОВИХ МІСТ
Бородай В.В., Хоменко Є.В., Гринчук К.В. 245
ЕФЕКТИВНІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ БІОПРЕПАРАТІВ У ЗАХИСТІ ВІД СУХОЇ ФУЗАРІОЗНОЇ ГНИЛІ КАРТОПЛІ
Іванова Н.О., Дудар Т.В. 247
ХАРАКТЕРИСТИКА АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ КІЛІЙСЬКОГО РАЙОНУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Титаренко О.В., Опанасюк О.І. 249
ГЕОІНДИКАЦІЙНІ ОЗНАКИ РЕЛЬЄФУ ЗА ДИСТАНЦІЙНИМИ ДАНИМИ ПРИ ПОШУКУ НАФТИ ТА ГАЗУ

Сушинська М.М., Томчук А. В., Турчик П.М. 251
ЕКОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ПАРАМЕТРІВ НАФТОПРОДУКТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ІЧ-СПЕКТРОСКОПІЇ
Ступін О.Б., Аревадзе І.Ю. 253
НОВІ КОНЦЕПЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ ОЦІНКИ СТАНУ ПРОМИСЛОВОГО РЕГІОНУ
Гайдай С.С., Трофимюк І.М., Лінник Окс.О., Лінник О.О., Ковальов О.М. 255
ПРОТИПРОМЕНЕВІ ЗАСОБИ В УМОВАХ ДІЇ НИЗЬКИХ РІВНІВ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ
Ткаленко О.О., Дмитренко В.О., Лінник О.О., Шевцова Т.В., Ковальов О.М. 256
ВПЛИВ ГЕПАТОГЕННИХ ЗОН НА ЗДОРОВ`Я ЛЮДИНИ
Нечипоренко С.В., Шульга О.В. 258
РОЛЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕКСПЕРТИЗИ В ЗАБЕЗПЕЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ МОРСЬКИХ ПОРТІВ УКРАЇНИ
Точило М. Г., Коваленко Е. А. 259
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ПОТРЕБЛЕНИЯ СИНТЕТИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВ
Сидоров О.В., Глива В.А. 261
АНАЛІЗ САНІТАРНИХ НОРМ З ІОНІЗАЦІЇ ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ
Сєрик С.А., Сидоров О.В. 263
ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ НЕГАТИВНИХ ТА ПОЗИТИВНИХ АЕРОІОНІВ НА ОРГАНІЗМ ЛЮДИНИ
Литвинюк А.В., Якимчук О.В. 264
ПОРІВНЯННЯ ВИМОГ IFC, IEC ТА ДБН А.2.2.1-2003 ДЛЯ ЗАВДАНЬ ОВНС У СФЕРІ ВІТРОЕНЕРГЕТИКИ
Шекольян А.А, Савчук Н.В, Безугла О.В. 266
ЕКОСИСТЕМНИЙ ПІДХІД У МОНІТОРИНГУ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МІСТА КИЄВА
Черевко І. С. 268
КЛІТИННИЙ АВТОМАТ ЯК МОДЕЛЬ ЗАСМІЧЕНОСТІ РАЙОНУ: ПРО ПРОГНОЗУВАННЯ УТВОРЕННЯ СПОНТАННИХ СМІТТЯРОК
Марків Д.В. 270
ВПРОВАДЖЕННЯ ЗАХОДІВ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ПІДПРИЄМСТВ ПАЛИВНО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО КОМПЛЕКСУ
Катрич В.Н., Рыбина А.Н. 272
ПРОИЗВОДСТВО ПРОДУКЦИИ И ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ
Кліпков А.А., Душанова Т.В. 274
ХІМІЧНА НЕБЕЗПЕКА ВИКОРИСТАННЯ КОМПАКТНИХ ЛЮМІНЕСЦЕНТНИХ ЕКОНОМНИХ ЛАМП У ПОБУТІ

Кохановська В.А., Душанова Т.В. 276
ОРГАНІЗАЦІЯ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗА ПОВЕРХНЕВИМИ ВОДНИМИ ОБ'ЄКТАМИ В МЕЖАХ ІСТОРИКО-АРХІТЕКТУРНОГО ЗАПОВІДНИКА «КАМ'ЯНЕЦЬ»
Юр'єва Ю.О., Душанова Т.В. 278
ГЕОЛОГІЧНА ТА ГІДРОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ КАНЬЙОНУ р. СМОТРИЧ
Пивень О.О., Скворец Л.В., Крамарев С.М. 280
ИЗМЕНЕНИЕ АГРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЧЕРНОЗЕМОВ ОБЫКНОВЕННЫХ ДНЕПРОПЕТРОВСКОЙ ОБЛАСТИ И ПУТИ ПОВЫШЕНИЯ ИХ ПЛОДОРОДИЯ
Ансимова В.Л. 282
КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ХОЯТ-2 В ПРОЦЕССЕ ЕГО СООРУЖЕНИЯ, ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ДЕРЖАВИ

Тези доповідей Всеукраїнської
науково-практичної конференції
молодих учених та студентів

27 – 28 квітня 2010 року

В авторській редакції

Підп. до друку 22.04.10. Формат 60х84/16. Папір офс.
Офс. друк. Ум. друк.арк 17,20. Обл.-вид.арк. 18,5.
Тираж 115 пр. Замовлення № 98-1.

Видавництво Національного авіаційного університету «НАУ-друк»
03680, Київ-58, просп. Космонавта Комарова, 1.

Свідоцтво про внесення до Державного реєстру ДК № 977 від 05.07.2002.