

УДК 620:621.31

Д.С. ОРЕЛ, головний спеціаліст

Міністерство охорони навколишнього природного середовища України, м. Київ

ІМОВІРНІСНА ОЦІНКА РИЗИКУ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ НА ПРИКЛАДІ ТЕПЛОВОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ

У статті послідовно розглянуто оцінку ризику забруднення довкілля як ефективний інструмент прийняття природоохоронних рішень. Використовуючи метод Монте-Карло для імовірнісних розподілів вихідних величин, отримано оцінку ризику забруднення атмосфери неканцерогенними забруднювачами реальної теплової електростанції.

екологічний ризик, оцінка ризику, імовірнісний розподіл, метод Монте-Карло

Інтенсивне забруднення довкілля і необхідність прийняття відповідних рішень щодо його зменшення викликало потребу у створенні механізму оцінки стану довкілля, за допомогою якого можна було б приймати оптимальні рішення щодо забезпечення захисту довкілля з мінімальними затратами. Аналіз екологічного ризику є тим інструментом, який об'єднує екологічні дані з управлінськими рішеннями і складається з двох етапів: оцінки і власне управління.

Оцінка екологічного ризику є гнучким процесом збору і аналізу даних, допущень і невизначеностей, який дозволяє оцінити імовірність негативного впливу певних подій на довкілля та здоров'я людини [1]. Отримані результати використовуються для прийняття необхідних рішень. Механізм оцінки стану довкілля шляхом оцінки екологічного ризику був створений у 80-х роках минулого століття у США і відтоді розвивається, вдосконалюється і поширюється у багатьох країнах світу, у т. ч. в Росії таї Україні [2, 3].

Згідно з [3], процес оцінки ризику впливу забруднювача атмосфери на здоров'я людини складається з чотирьох етапів:

1. **Ідентифікація небезпеки:** ідентифікація того, що дана речовина має властивість негативно впливати на здоров'я людини та довкілля. Процес оцінки полягає у визначенні характеру та природи очікуваної негативної дії.

2. **Оцінка експозиції:** на цьому етапі повинна бути дана оцінка того, якими шляхами і через які середовища, на якому кількісному рівні, в який час і за якої тривалості має місце реальна або очікувана шкідлива дія, а також оцінка чисельності популяції, що піддається такій дії або для якої вона є вірогідною. Оцінка дії базується за даними моніторингу та/або модельних розрахунків.

3. **Характеристика небезпеки (оцінка залежності «доза-відповідь»):** на цьому етапі оцінки ризику здійснюється пошук кількісних закономірностей, що пов'язують отримувану дозу речовини з поширеністю того або іншого несприятливого ефекту, тобто з вірогідністю його розвитку.

4. **Характеристика ризику:** оцінка широти та значущості можливого негативного впливу на людину дійсної або передбачуваної дії стресора, тобто визначення числового значення імовірності.

Далі, відповідно до етапів методики, розглянемо вплив на організм людини забруднення атмосфери тепловою електростанцією на прикладі Добротвірської ТЕС (Львівська область).

Добротвірська ТЕС є пиловугільною електростанцією, що в основному спалює вугілля Львівсько-Волинського вугільного басейну. Розглянемо вплив неканцерогенних забруднювачів при короткочасній (гострій) їх дії.



1. Основними забруднювачами атмосфери при спалюванні вугілля на ТЕС є оксиди азоту, сірки, вуглецю і пиловидні частинки золи [4]. Оскільки, згідно зі Звітом з інвентаризації джерел викидів забруднюючих речовин Добротвірської ТЕС, викиди оксиду вуглецю є незначними і, відповідно, не можуть чинити шкідливого впливу на населення, зазначені викиди у подальшому не беруться до уваги.

2. Найкращим способом оцінки експозиції забруднювачів є їх моніторинг у довкіллі. Однак висока вартість станцій спостереження обумовлює те, що навіть у розвинутих країнах з метою оцінки експозиції широко використовуються методи математичного моделювання процесу розповсюдження забруднювачів в атмосфері. Існує величезна кількість моделей і комп'ютерних програм, які їх реалізують (наприклад, [6]). Було прийняте рішення використати модель атмосферної дифузії на основі математичного опису розповсюдження домішок за допомогою рішення рівняння турбулентної дифузії [7], що покладена в основу нормативного документа ОНД-86 [8], який рекомендований в Україні для розрахунку концентрацій шкідливих домішок у атмосферному повітрі при викидах промислових підприємств.

Вихідними даними при використанні моделі є постійні величини: коефіцієнт температурної стратифікації атмосфери A (для місця розташування Добротвірської ТЕС $A=200$); коефіцієнт, що враховує рельєф місцевості η (Добротвірська ТЕС розташована на рівнинній місцевості, $\eta=1$); висота димової труби H (дві труби, висотою відповідно $H_1=120$ м, $H_2=105$ м); діаметр труби D (обидві труби мають $D=6$ м); коефіцієнт, що враховує швидкість осідання шкідливих домішок в атмосфері F (для оксидів сірки та азоту $F=1$; для частинок золи, оскільки для очистки газів на ТЕС використовуються мокрі скрубери, прийнято $F=3$), а також змінні величини: різниця між температурою газів, що викидаються в атмосферу, і температурою повітря ΔT ; витрата газів, що викидаються в атмосферу V_1 ; швидкість газів на виході з труби ω_0 ; маса забруднювача в одиниці часу M і швидкість вітру в районі розташування ТЕС U . Як правило, змінні величини приймаються таким чином, щоб значення концентрації забруднювача досягало максимальної величини при певних встановлених умовах експлуатації обладнання (ω_0 , V_1 , M) протягом року, а також при певних несприятливих параметрах довкілля (ΔT , U). Вважається, якщо максимальне значення концентрації забруднювача в місці розташування реципієнта не перевищує встановленої величини, то забруднення довкілля при всіх неаварійних умовах експлуатації технологічного обладнання допустиме, якщо ж перевищує – необхідно вживати природоохоронні заходи. Оціночні розрахунки з використанням такого підходу ви-

конані за допомогою комп'ютерної програми «Еол-плюс», що реалізує методику ОНД-86, і свідчать, що в деяких випадках забруднення довкілля Добротвірською ТЕС перевищує допустимі норми.

З метою реалізації ризик-орієнтованого підходу, тобто для визначення імовірності перевищення допустимої концентрації, було вирішено для змінних величин використати не фіксовані значення, а їх імовірнісні розподіли. Підставляючи розподіли у рівняння вихідної моделі і використовуючи метод статистичних випробувань (метод Монте-Карло), можна отримати розподіл шуканої величини, а саме – концентрації забруднювача. Суть методу полягає в тому, що з розподілів вихідних даних випадковим чином відбираються певні значення величин і підставляються у рівняння моделі, після чого і обчислюється випадкове значення шуканої величини. Цей процес багатократно повторюється – в результаті отримується розподіл шуканої величини із заданою точністю [9].

Методика ОНД-86 використовує значення M , яке віднесене до 20–30-хвилинного періоду осереднення. Очевидно, що для побудови розподілів величин з таким періодом осереднення необхідно проводити моніторинг з використанням реєструючих пристроїв. Відсутність такого моніторингу спонукає до визначення M розрахунковим шляхом, використовуючи відому методику [10]. Згідно з даною методикою, валовий викид оксидів азоту в перерахунку на діоксид, валовий викид діоксиду сірки та валовий викид твердих частинок (золи) розраховується за формулою (дужки означають «або»)

$$M_{NO_2} \langle M_{SO_2} \rangle \langle M_{TB} \rangle = 10^{-6} k_{NO_2} \langle k_{SO_2} \rangle \langle k_{TB} \rangle QB / 3,6 \cdot 1000, \quad (1)$$

де M_{NO_2} – валовий викид оксидів азоту, г/с;

M_{SO_2} – валовий викид діоксиду сірки, г/с;

M_{TB} – валовий викид твердих частинок, г/с;

k_{NO_2} – показник емісії діоксиду азоту для вугілля, г/ГДж;

k_{SO_2} – показник емісії діоксиду сірки для вугілля, г/ГДж;

k_{TB} – показник емісії твердих частинок для вугілля, г/ГДж;

Q – нижча теплота згорання вугілля, МДж/кг;

B – витрати палива, т/год.

Показник емісії діоксиду азоту визначається за формулою

$$k_{NO_2} = (k_{NO_2})_0 f_n (1 - n_1)(1 - n_1 b), \quad (2)$$

де $(k_{NO_2})_0$ – показник емісії оксидів азоту вугілля без урахування заходів зі зменшення викидів, г/ГДж;

f_n – ступінь зменшення викиду оксидів азоту під час роботи на низькому навантаженні;

n_1 – ефективність первинних (режимно-технологічних) заходів скорочення викиду ($n_1=0$);

η_{11} – ефективність вторинних заходів (азотоочисної установки) ($\eta_{11}=0$);
 b – коефіцієнт роботи азотоочисної установки ($b=0$).

$$f_n = (Q_{\phi} / Q_n)^z, \quad (3)$$

де Q_{ϕ} – фактична теплова потужність енергетичної установки, МВт;
 Q_n – номінальна теплова потужність енергетичної установки, МВт;
 z – емпіричний коефіцієнт, який залежить від виду енергетичної установки, її потужності, типу палива ($z=1,15$ [10]).

$$k_{SO_2} = \frac{10^6}{Q} \frac{2S}{100} (1 - \eta_{S1})(1 - \eta_{S2}b), \quad (4)$$

де S – вміст сірки в паливі на робочу масу, %;
 η_{S1} – ефективність зв'язування сірки золю ($\eta_{S1}=0,1$ [10]);
 η_{S2} – ефективність очистки димових газів від оксидів сірки ($\eta_{S2}=0,03$ [10]);
 b – коефіцієнт роботи сіркоочисної установки (мокрого скрубера) ($b=0,99$).

$$k_{TB} = \frac{10^6}{Q} a_{\text{вин}} \frac{3}{100 - \Gamma_{\text{вин}}} (1 - \eta_{\text{зв}}) + k_{\text{твс}}, \quad (5)$$

де $a_{\text{вин}}$ – частка золи, яка виходить з котла у вигляді леткої золи ($a_{\text{вин}}=0,95$ [10]);
 3 – масовий вміст золи в паливі на робочу масу, %;
 $\Gamma_{\text{вин}}$ – масовий вміст горючих речовин у викидах твердих частинок, % ($\Gamma_{\text{вин}}=3,2$);
 $\eta_{\text{зв}}$ – ефективність золоуловлювальної установки ($\eta_{\text{зв}}=0,957$);
 $k_{\text{твс}}$ – показник емісії твердих продуктів взаємодії сорбенту та оксидів сірки і твердих частинок сорбенту, г/ГДж, сіркоочисна установка на Добротвірській ТЕС відсутня ($k_{\text{твс}}=0$).

Робоча витрата димових газів, що викидаються в атмосферу, V_1 для кожної з труб визначається за формулами

$$V_1 = \frac{V(273+t)}{0,36(P \pm \Delta P)} (1 + \omega), \quad (6)$$

де V_1 – робоча витрата димових газів, м³/с;
 V – витрата димових газів при нормальних умовах, приведена до стандартного вмісту кисню в димових газах, нм³/с;
 t – температура димових газів за скруберам, °С;
 P – атмосферний тиск, мм.рт.ст;
 ΔP – надлишковий тиск (розрідження) газу в газоході, мм.рт.ст.;
 ω – вологість димових газів, % ($\omega=0,8$).

$$V = V_{\text{дг}} \frac{21}{21 - O_2}, \quad (7)$$

де $V_{\text{дг}}$ – витрата димових газів за відсутності кисню в них, нм³/сек;
 O_2 – концентрація кисню у димових газах, %.

$$V_{\text{дг}} = V_{\text{дг}}^0 B / 3,6, \quad (8)$$

де $V_{\text{дг}}^0$ – питомий об'єм димових газів, нм³/кг.

$$V_{\text{дг}}^0 = 0,01(1,866C^{\text{взг}} + 0,7S^{\text{п}} + 0,8N^{\text{п}}) + V_{N_2, \text{пов}}, \quad (9)$$

де $C^{\text{взг}}$ – масовий вміст вуглецю палива, що згорів, на робочу масу, %;
 $S^{\text{п}}$ – масовий вміст сірки в паливі на робочу масу, %;
 $N^{\text{п}}$ – масовий вміст азоту в паливі на робочу масу, %;
 $V_{N_2, \text{пов}}$ – питомий об'єм азоту повітря, необхідного для горіння, нм³/кг.

$$V_{N_2, \text{пов}} = 3,762V_{O_2}, \quad (10)$$

де V_{O_2} – питомий об'єм кисню, необхідного для стехіометричної реакції, нм³/кг.

$$V_{O_2} = 0,01(1,866C^{\text{взг}} + 5,56H^{\text{п}} + 0,7S^{\text{п}} - 0,7O^{\text{п}}), \quad (11)$$

де $H^{\text{п}}$ – масовий вміст водню в паливі на робочу масу, %;
 $O^{\text{п}}$ – масовий вміст кисню в паливі на робочу масу, %.

Таким чином, за винятком вказаних вище постійних величин, решта величин в розрахунках використовувалась як розподіли випадкових величин. Ці розподіли визначалися шляхом статистичної обробки даних, які отримані на Добротвірській ТЕС за 2008 рік. Обробка даних і подальші розрахунки з використанням методу Монте-Карло здійснювались за допомогою пакету математичних програм Crystal Ball® компанії Decisioneering®.

Розподіли величин та їх параметри наведені у табл. 1.

Отримані розподіли підставлялися в рівняння (1)–(11) і в результаті розрахунків були отримані розподіли витрат димових газів V_1 і маси викиду забруднювачів M в атмосферу. Розрахунки за методикою ОНД-86 з використанням цих розподілів за методом Монте-Карло дозволили визначити значення концентрації забруднювачів та їх імовірності у вузлах сітки на площі 100×100 км. Крок сітки змінювався у межах 0,5–2,0 км. При розрахунках враховувався напрямок вітру шляхом перемноження імовірності концентрації забруднювача на імовірність напрямку (рис. 1).

3. У даній роботі для прикладу оцінюється ризик лише короточасної (гострої) дії забруднювачів на організм людини. Останні впливають таким чином [5].



Таблиця 1 – Розподіли вихідних величин для визначення валового викиду забруднювачів атмосфери

Величина	Перша труба		Друга труба	
	Розподіл	Параметри	Розподіл	Параметри
Нижча теплота згорання вугілля, МДж/кг	Стюдента	Центр-21,03 Масштаб-0,23 Ступінь свободи-1,0	Стюдента	Центр-21,03 Масштаб-0,23 Ступінь свободи-1,0
Масовий вміст золи в паливі на робочу масу, %	Трикутний	Мінімум-21,44 Максимум-32,72	Трикутний	Мінімум-21,44 Максимум-32,72
Масовий вміст вуглецю в паливі на робочу масу, %	Логістичний	Середнє-55,60 Масштаб-0,68	Логістичний	Середнє-55,60 Масштаб-0,68
Масовий вміст сірки в паливі на робочу масу, %	Вейбула	Локалізація-1,94 Масштаб-0,30 Форма-1,52	Вейбула	Локалізація-1,94 Масштаб-0,30 Форма-1,52
Масовий вміст азоту в паливі на робочу масу, %	Логістичний	Середнє-0,91 Масштаб-0,01	Логістичний	Середнє-0,91 Масштаб-0,01
Масовий вміст водню в паливі на робочу масу, %	Логістичний	Середнє-3,66 Масштаб-0,04	Логістичний	Середнє-3,66 Масштаб-0,04
Масовий вміст кисню в паливі на робочу масу, %	Логістичний	Середнє-3,64 Масштаб-0,04	Логістичний	Середнє-3,64 Масштаб-0,04
Витрати палива, т/год	Мін. екстремум	Масштаб-15,31	Вейбула	Локалізація-20,58 Масштаб-46,12 Форма-2,35
Температура димових газів за скрубом, °С	Бета	Мінімум-70,35 Максимум-123,6 α -12,55, β -4,83	Рівномірний	Мінімум-74,76 Максимум-96,74
Надлишковий тиск (розрідження) газу в газоході, мм.рт.ст.	Макс. екстремум	Масштаб-1,10	Бета	Мінімум-6,41 Максимум-19,31 α -3,72, β -3,82
Концентрація кисню в димових газах, %	Стюдента	Центр-7,3 Масштаб-0,32 Ступінь свободи-1,0	Стюдента	Мінімум-6,07 Максимум-13,17
Швидкість вітру, м/с	Вейбула	Location-0,0 Масштаб-2,49 Форма-1,20	Вейбула	Location-0,0 Масштаб-2,49 Форма-1,20
Температура повітря, °С	Бета	Мін.-(-16,66) Макс.-(+40,87) α -5,04, β -6,0	Бета	Мін.-(-16,66) Макс.-(+40,87) α -5,04 β -6,0

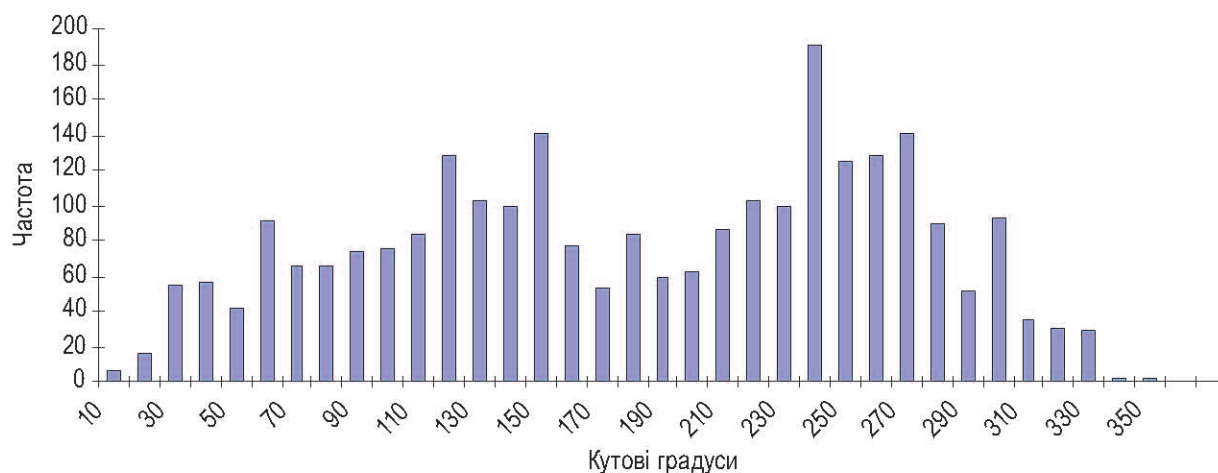


Рисунок 1 – Частота повторюваності напрямку вітру

- діоксид сірки – гостро впливає на легені людини, викликаючи подразнення і звуження проходів, що призводить до нестачі повітря та задишки, яка супроводжується кашлем та біллю у горлі;
- оксиди азоту – гострий вплив може виявлятися у прямому і непрямому вигляді. У прямому вигляді спостерігається руйнація тканин легенів і звуження проходів. Непрямий вплив оксидів азоту виявляється у виникненні набряку легенів, тобто заповненні рідиною міжклітинного простору, що може розвинутися у локальні осередки інфекції;
- пил – дрібні частинки золи, що викидаються електростанцією, при гострому впливі подразнюють респіраторний тракт, звужують проходи, що, в свою чергу, призводить до виникнення астми, бронхіту та інфікування респіраторної системи.

Слід зауважити, що діоксид сірки і оксиди азоту впливають на організм людини однонаправлено, на одні й ті ж самі органи, тому їх дія підсумовується.

4. Згідно з [3], характеристики ризику розвитку неканцерогенних ефектів здійснюють шляхом порівняння фактичних рівнів експозиції з безпечними (референтними) рівнями впливу та визначенням коефіцієнта небезпеки. За інгаляційного надходження розрахунок коефіцієнта небезпеки (HQ) можна здійснювати за формулою

$$HQ = C_i / RfC_i, \tag{12}$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки – відношення дози (або концентрації) впливу хімічної речовини до її безпечного (референтного) рівня впливу;

C_i – концентрація і-того забруднювача, мг/м³;
 RfC_i – референтна концентрація, мг/м³.

При цьому під референтною концентрацією розуміють добовий вплив хімічної речовини з даною концентрацією протягом життя, що встановлюється з урахуванням всіх наявних сучасних наукових даних та, імовірно, не призводить до виникнення ризику для здоров'я чутливих груп населення [3]. У нашому випадку тривалість гострої дії забруднювача становить 20–30 хвилин [8], тому за референтну концентрацію прийнято значення максимально разової гранично допустимої концентрації в атмосферному повітрі ГДК_{м.р.}, що не забороняється існуючими методиками [2, 3]. При розрахунку HQ оксидів азоту та сірки враховується сумарна їх дія, таким чином

$$HQ_{NO_2+SO_2} = C_{NO_2} / 0,085 + C_{SO_2} / 0,5 ;$$

$$HQ_{золи} = C_{золи} / 0,3, \tag{13}$$

де C_{NO_2} , C_{SO_2} , $C_{золи}$ – розраховані імовірнісні значення концентрації відповідного забруднювача – 0,085; 0,5; 0,3 – їх значення ГДК_{м.р.} (мг/м³).

Критерієм граничної допустимості забруднення є значення HQ = 1, тому під ризиком забруднення атмосфери будемо розуміти імовірність досягнення цього значення, тобто неперевищення гранично допустимої концентрації у даному місці протягом року.

Результати розрахунків наведені на рис. 2, де відображені лінії рівного індивідуального ризику. Розмір розрахункового майданчика (рисунок) – 100x100 км. За рисунком дія забруднювачів з рівнем ризику $R=10^{-3}$ проявляється на відстані до 45–50 км від джерела викиду, сягає північних околиць Львова і виходить за межі України. У зону дії забруднювачів попадає 14 міст з населенням близько 10 тис. осіб у кожному на території Львівської та Волинської областей, а на території трьох із них значення ризику сягає 10^{-2} , що призводить до популяційного ризику захворювання від десятка до сотні випадків на рік на території кожного з населених пунктів.

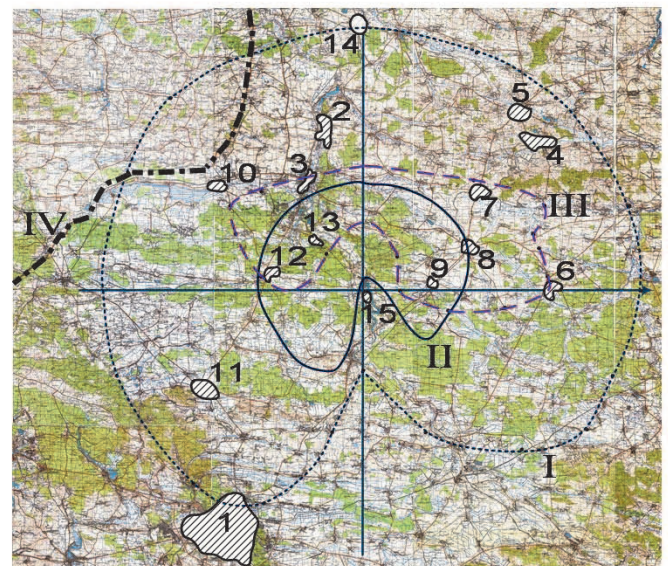


Рисунок 2 – Ризик перевищення максимальної разової ГДК забруднювачів атмосфери протягом року

Умовні позначення: лінії рівного індивідуального ризику:

I – сумарна дія оксидів сірки та азоту $R=10^{-3}$; II – сумарна дія оксидів сірки та азоту $R=10^{-2}$; III – дія золи $R=10^{-3}$; IV – лінія державного кордону України.

Міста: 1 – Львів; 2 – Сокаль; 3 – Червоноград; 4 – Мар'янівка; 5 – Горохів; 6 – Лопатин; 7 – Стоянів; 8 – Радехів; 9 – Вузлове; 10 – Белз; 11 – Жовква; 12 – Великі Мости; 13 – Соснівка; 14 – Іваничі; 15 – Добротвір (місце розташування джерела забруднення).



ВИСНОВОК

За результатами проведеної оцінки ризику забруднення території викидами теплової електростанції визначено, що на значній території (до 50 км від електростанції) індивідуальний ризик забруднення атмосфери перевищує значення 10^{-3} , що, згідно з [3], характеризує його як високий – неприйнятний для виробничих умов і населення. Проведений аналіз є підставою для прийняття рішення щодо вжиття необхідних технологічних та організаційних заходів щодо зниження ризику.

БІБЛІОГРАФІЧНИЙ СПИСОК

1. **Bruce, K. Hope.** An examination of ecological risk assessment and management practices. / K. Hope Bruce // *Environment International*. – 2006. – V. 32. – P. 983–995.
2. **Р 2.1.10.1920-04.** Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – 2004. – 116 с.
3. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря : Наказ МОЗ № 184 від 13.04.2007 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://mozdocs.kiev.ua/view.php?id=6902>
4. **Носков, А.С.** Воздействие ТЭС на окружающую среду и способы снижения наносимого ущерба / А.С. Носков, М.А. Савинкина, Л.Я. Анищенко. – Новосибирск : ГПНТБ СО АН СССР, 1990. – 177 с.
5. **Roger, D. Griffin.** Principles of air quality management (2nd ed.) / D. Griffin Roger. – Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2007. – 473 p.
6. *Environmental risk assessment – approaches, experiences and information sources.* – EEA, 1997. – 251 p. (<http://www.eea.europa.eu/publications>).
7. **Берлянд, М.Е.** Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы / М.Е. Берлянд. – Л. : Гидрометеоздат, 1985. – 272 с.
8. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. – Л. : Гидрометеоздат, 1987. – 68 с.
9. *Report EPA/630/R-97/001. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis.* – Washington DC : EPA, 1997. – 39 p.
10. **ГКД 34.02.305-2002.** Викиди забруднювальних речовин у атмосферу від енергетичних установок (методика визначення). – К. : КВІЦ, 2002. – 44 с.

Поступила в редакцію 22.04.2010

В статті послідовально розглянуто оцінку ризику забруднення оточуючої середовища – ефективного інструмента прийняття природоохоронних рішень. Використовуючи метод Монте-Карло для ймовірнісних розподілів вихідних величин, отримано оцінку ризику забруднення атмосфери неканцерогенними забруднювачами реальної теплової електростанції.

Risk assessment for estimating human exposure – an effective instrument of acceptance environmental protection decisions is consistently considered in the article. Using the method of Monte Carlo for the probabilistic distributions of initial data, risk assessment of atmosphere contamination by uncarcinogenic contaminants of the real thermal power station is provided.