

Kształtowanie się potencjalnego zagrożenia gazowego amoniakiem w ścianie przy stosowaniu technologii opartych na mieszaninach popiołowo-wodnych

Potential ammonia gas hazard in the wall due to the application of technologies based on ash-water mixtures



Dr hab. inż. Eugeniusz Krause prof. GIG^{*)}



Dr inż. Krystian Wierziński^{*)}

Treść: Zastosowanie popiołów energetycznych z denitryfikacji spalin metodami selektywnej redukcji NO_x w technologiach wykorzystujących mieszaniny popiołowo-wodne pod ziemią powoduje uwalnianie się amoniaku w postaci gazowej do powietrza kopalnianego. W artykule zauważono, że w określonych warunkach wentylacyjnych, stosowanie technologii wykorzystujących mieszaniny popiołowo-wodne może implikować w kopalniach węgla nowy rodzaj potencjalnego zagrożenia o charakterze antropogenicznym, tj. zagrożenia gazowego amoniakiem. Wskazano na konieczność prowadzenia badań nad tym zagrożeniem w warunkach *in-situ*, głównie w miejscu stosowania technologii oraz w wyrobiskach wentylacyjnie związanych z miejscem aplikacji mieszanin popiołowo-wodnych. Z uwagi, że aktualnie w warunkach rzeczywistych na szeroką skalę badania takie nie są prowadzone, w pracy przedstawione zostały wstępne wyniki badań modelowych CFD rozkładu stężeń amoniaku w powietrzu wentylacyjnym w ścianie przewietrzanej w układzie U po caliznie węglowej. Model numeryczny stanowił fragment 3D: zrobów, chodnika nadścianowego (miejsca podawania mieszaniny popiołowo-wodnej) oraz końcowego odcinka ściany. Obliczenia wykonano dla stanu ustalonego, przy założeniu wydatku powietrza w chodniku nadścianowym $1000 \text{ m}^3/\text{min}$ oraz intensywności emisji amoniaku w zrobach $0,06 \text{ dm}^3\text{NH}_3/\text{min}$ ($7,6 \cdot 10^{-7} \text{ kg/s}$). Wyniki obliczeń pokazują wzrost stężenia amoniaku w chodniku wentylacyjnym w kierunku zrobów. Przedstawione wstępne wyniki badań numerycznych rozkładu stężenia gazu w środowisku ściany są pierwszymi tego typu badaniami dot. potencjalnego zagrożenia gazowego amoniakiem w kopalniach węgla.

Abstract: The application of energy ashes from the denitrification of combustion gases by the use of selective reduction methods NO_x in technologies applying ash-water mixtures underground, leads to the release of ammonia in the gas state to the mine air. This paper proves that in particular ventilation conditions, the use of technologies which apply ash-water mixtures may imply a new type of possible hazard of anthropogenic nature, such as ammonia gas hazard. The necessity of doing research on this hazard in *in-situ* conditions was indicated, mainly in the location where the technology may be used and in excavations connected to the ventilation system and with the area of ash-water mixtures delivery. Taking into account that such studies have not been made in real conditions on a large scale so far, this paper presents the preliminary results of model research CFD of distribution of the ammonia concentration in ventilation air in the wall aerated in the U system along the body of coal. The numerical model was a 3D fragment of: goaf, top gate (the area of delivering the ash-water mixture) and the final section of the wall. The calculations were performed for a defined state assuming the airflow in the top gate at $1000 \text{ m}^3/\text{min}$ and the intensity of ammonia emissions in goaf at $0,06 \text{ dm}^3\text{NH}_3/\text{min}$ ($7,6 \cdot 10^{-7} \text{ kg/s}$). The results prove the rise in concentration of ammonia in the air-heading in the direction of the goaf. The preliminary calculation results of gas concentration distribution in the environment of the wall are first studies which concern the ammonia gas hazard in coal mines.

Słowa kluczowe:

górnictwo, bezpieczeństwo, wentylacja, zagrożenia gazowe, analiza, ocena

Key words:

mining, safety, ventilation, gas hazard, analysis, assessment

^{*)} Główny Instytut Górnictwa w Katowicach.

1. Wprowadzenie

Wynikiem wdrażania Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 201/75/UE z dnia 24 listopada 2010 w sprawie emisji przemysłowych jest wprowadzenie do energetyki węglowej technologii redukcji tlenków azotu (NO_x). Proekologiczny charakter tych działań ma za zadanie przyczynić się do znacznego ograniczenia emisji tlenków azotu w gazach spalinowych emitowanych z elektrowni węglowych do atmosfery. W aktualnie stosowanych technologiach, tj.:

- selektywnej redukcji katalitycznej, SCR (z ang. *selective catalytic reduction*),
- selektywnej redukcji niekatalitycznej, SNCR (z ang. *selective non-catalytic reduction*)

redukcja niebezpiecznych tlenków azotu (NO_x) do obojętnego azotu elementarnego N_2 odbywa się z wykorzystaniem roztworu amoniaku lub mocznika.

W technologii SNCR roztwór amoniaku stanowi reagent i dozowany jest do górnej części kotła. W technologii SCR roztwór ten stanowi reduktor dozowany w układzie spalinowym, przed dodatkowym blokiem katalitycznym.

Wykorzystanie roztworu amoniaku lub mocznika w technologiach selektywnej redukcji NO_x w gazach spalinowych powoduje jednak pozostawienie części amoniaku w popiołach lotnych stanowiących odpad elektrowniany w procesie spalania. Ocenia się, że po procesie denitryfikacji zawartość czystego amoniaku w popiele lotnym z elektrowni węglowych wynosi średnio **26 dm³/Mg** [1].

Wykorzystywanie w górnictwie mieszanin popiołowo-wodnych (hydromieszanin) opartych na popiołach lotnych powstałych w elektrowniach stosujących technologie selektywnej redukcji NO_x może powodować ryzyko powstania nowego typu zagrożenia gazowego w wyrobiskach dołowych, tj. zagrożenia gazowego amoniakiem o charakterze antropogenicznym.

2. Zastosowanie mieszanin popiołowo-wodnych w górnictwie węgla kamiennego

W górnictwie węgla kamiennego mieszaniny popiołowo-wodne znalazły głównie zastosowanie w profilaktyce pożarowej i gazowej zapewniającej właściwy poziom bezpieczeństwa ruchu górnictwa. Wykorzystywane są w technologiach związanych z:

- doszczelnianiem zrobów zawałowych eksploatowanych ścian,
- doszczelnianiem odizolowanych zrobów poeksploatacyjnych po zakończeniu eksploatacji,
- likwidacją nieczynnych wentylacyjnie wyrobisk przez ich podsadzenie,
- wykonywaniem długich korków izolujących nieczynne wyrobiska i zroby od czynnych wentylacyjnie wyrobisk kopalni,
- likwidacją przez podsadzenie: szybów, otworów wielkośrednicowych, wyrobisk komorowych oraz innych wyrobisk.

Profilaktyka pożarowa oparta na technologii doszczelniania zrobów zawałowych eksploatowanych ścian ma istotne znaczenie przy eksploatacji węgla kamiennego w warunkach występowania zagrożenia pożarem endogenicznym. Aplikacja do zrobów ścian mieszanin popiołowo-wodnych opartych na odpadach elektrownianych wpływa na zmniejszenie zagrożenia pożarem endogenicznym, przez ograniczenie „ucieczek” powietrza przez zroby ścian. Stanowi profilaktykę ukierunkowaną na doszczelnienie zrobów,

zmniejszenie ich przepuszczalności, ponadto na izolację powierzchni pozostawionego węgla w zrobach od powietrza zrobowego bogatego w tlen. W warunkach wzrastającej temperatury pierwotnej górotworu wraz z głębokością prowadzonych robót górniczych, problematyka zagrożenia pożarami endogenicznymi nabiera coraz większego znaczenia z uwagi na sukcesywne skracanie się okresu samozagrzewania węgla aż do osiągnięcia temperatury krytycznej, a następnie temperatury zapłonu.

Wykonywanie korków izolujących dodatkowo przyczynia się do ograniczenia migracji powietrza przez zroby, co w pewnych warunkach również jest korzystne z uwagi na zagrożenie gazowe (metanowe). Mieszaniny popiołowo-wodne znalazły również szerokie zastosowanie przy likwidacji wyrobisk przez ich podsadzenie. Likwidacja ta najczęściej dotyczy sieci wyrobisk na poziomach wentylacyjnych kopalń i jest wynikiem schodzenia z eksploatacją na większą głębokość. Mieszaniny popiołowo-wodne stosowane do likwidacji wyrobisk przez podsadzenie, odgrywają znaczącą rolę w ograniczaniu strat powietrza przez nieczynne wyrobiska oraz zroby na wyższych poziomach kopalń węgla kamiennego.

3. Badania laboratoryjne emisji amoniaku gazowego z mieszanin popiołowo-wodnych

Szerokie badania emisji amoniaku z mieszanin popiołowo-wodnych w warunkach laboratoryjnych przeprowadzone zostały przez T. Boreckiego [2, 1]. W tym celu wykorzystany został układ zamknięty o objętości całkowitej 2000 cm³ złożony z mieszalnika oraz sterowanego komputerowo analizatora gazów. Badaniami objęto próbki mieszanin popiołowo-wodnych o różnym stosunku wody do popiołu (wskaźnik w/s), przy zmiennych warunkach temperatury otoczenia. Wyniki badań przeprowadzono w zakresie temperatur 25 do 45 °C oraz w zakresie wskaźnika w/s w mieszaninie od 0,5 do 2,0 pokazały, że występuje wyraźny wpływ temperatury otoczenia oraz stosunku wody do popiołu na intensywność emisji amoniaku. Wyniki badań wskazywały, że wzrost objętości wydzielanego gazu może być spowodowany spadkiem udziału wody w stosunku do popiołu w mieszaninie popiołowo-wodnej oraz wzrostem jej temperatury.

W celu określenia objętości amoniaku (dm³) jaki wydzielają się z mieszaniny popiołowo-wodnej w odniesieniu do 100 Mg popiołu, wykorzystano wyniki badań stężeń amoniaku zaczerpnięte z publikacji [3], a następnie aproksymowano je funkcją eksponentialną postaci (wzór 1)

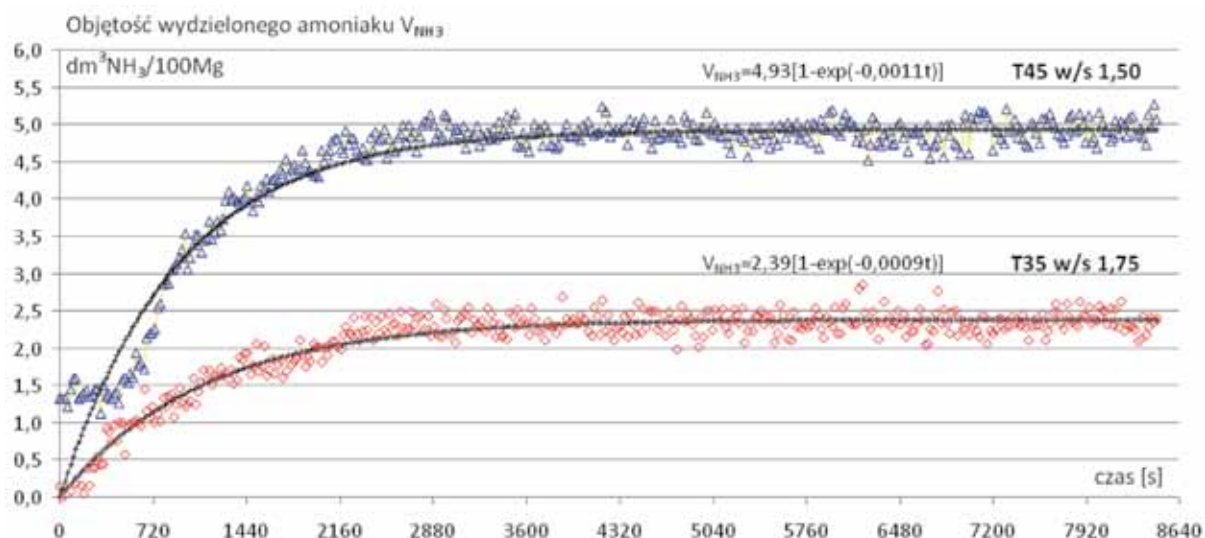
$$V_{\text{NH}_3}(t) = a \cdot [1 - \exp(-kt)] \text{ dm}^3/100\text{Mg} \quad (1)$$

gdzie:

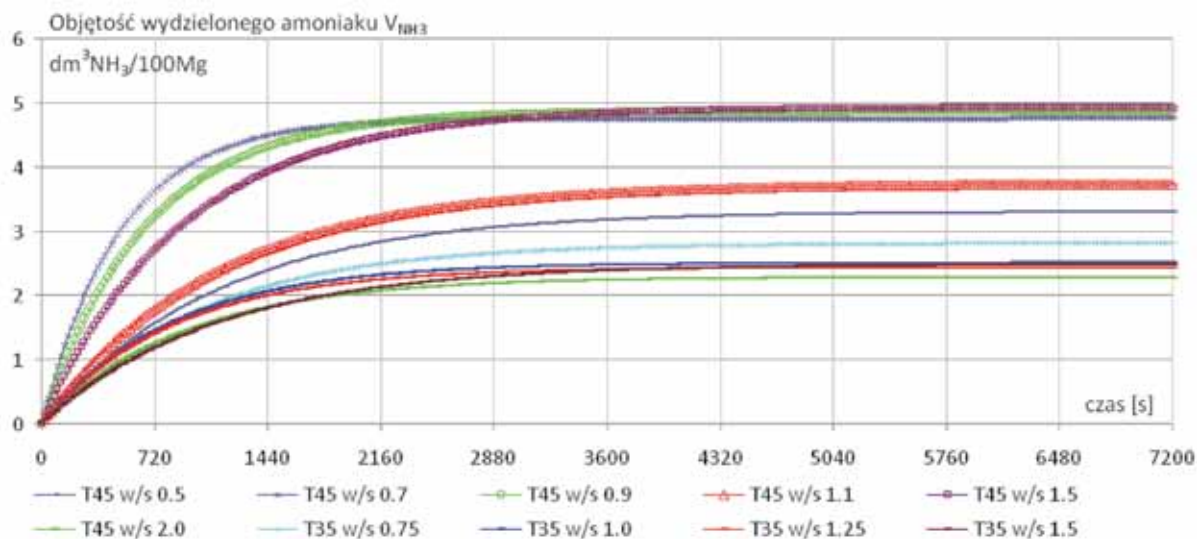
- a – stała odpowiada całkowitej objętości wydzielonego amoniaku w fazie gazowej z 100 Mg popiołu, dla czasu $t = A_g$, dm³/100Mg
- k – współczynnik kinetyki wydzielania amoniaku, s⁻¹
- t – czas, s

Na wykresie (rys. 1) przedstawione zostały przykładowe zbiory wyników badań kinetyki wydzielania amoniaku dla 2 próbek mieszanin (próbka: T45w/s1,50; próbka: T35w/s1,75) oraz dopasowane do nich funkcje aproksymujące.

Zbiorcze zestawienie aproksymowanych funkcji kinetyki wydzielania amoniaku z mieszaniny popiołowo-wodnej dla 10 różnych mieszanin w zakresie temperatur 35÷45 °C przedstawia wykres na rysunku 2.



Rys. 1. Wyniki badań kinetyki wydzielania amoniaku z 100 Mg popiołu oraz odpowiadające im funkcje aproksymujące
 Fig. 1. Results of research on kinetics for the release of ammonia from 100 Mg ash and the corresponding approximating functions



Rys. 2. Przykłady funkcji aproksymujących wyniki badań wydzielania amoniaku z mieszaniny popiołowo-wodnej w przeliczeniu na 100 Mg popiołu.

Fig. 2. Examples of functions approximating the research results of ammonia release from the ash-water mixture per 100 Mg of ash

Z porównania przebiegów funkcji aproksymujących kinetykę uwalniania amoniaku z mieszanin popiołowo-wodnych opartej na analizie wielkości współczynników (a , k) funkcji eksponentyjnej (wzór 1) wynika, że zakres zmienności współczynnika k zawiera się w przedziale od $3 \cdot 10^{-4}$ do $2 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$, natomiast współczynnika a w przedziale od 2 do 5 $\text{dm}^3/100 \text{ Mg}$.

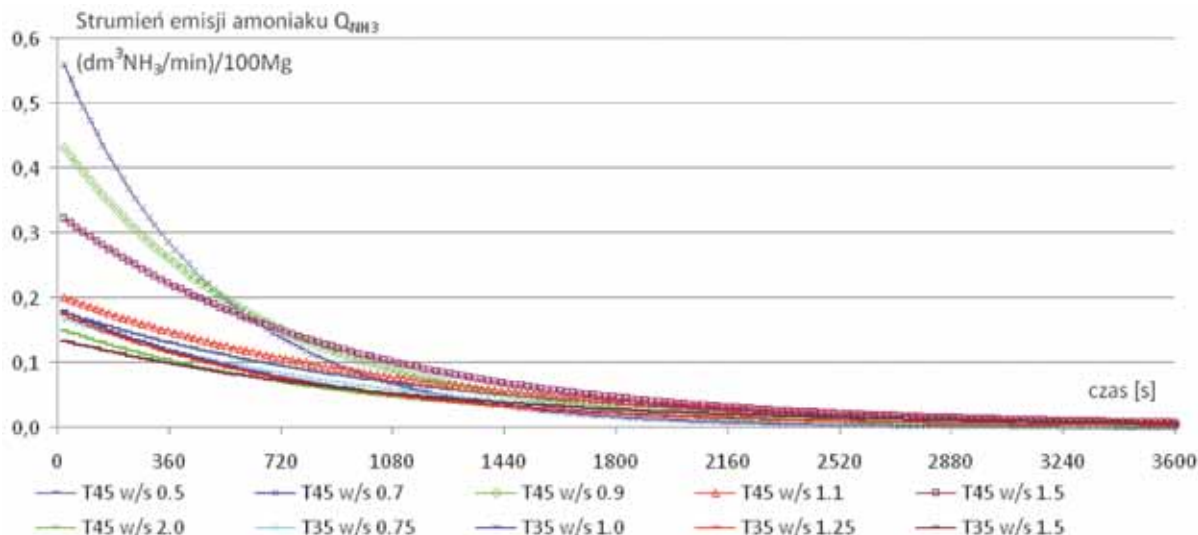
Przyjmując, że wartość współczynnika a odpowiada wartości całkowitej wielkości wydzielonego amoniaku w fazie gazowej z mieszaniny popiołowo-wodnej, udział uwalnianego amoniaku w fazie gazowej do amoniaku zawartego w popiele lotnym ocenia się na $0,08 \pm 0,2\% \text{ vol}$.

W celu oceny zmiany intensywności wydzielania (emisji strumienia) gazowego amoniaku $Q_{\text{NH}_3}(t)$ w czasie wyznaczona została pochodna $\frac{\partial}{\partial(t)}$ funkcji $V_{\text{NH}_3}(t)$ (wzór 2):

$$Q_{\text{NH}_3}(t) = \frac{\partial V_{\text{NH}_3}(t)}{\partial(t)} = k \cdot a \cdot \exp(-kt) \quad (\text{dm}^3/\text{s})/100\text{Mg} \quad (2)$$

Przebieg zmian intensywności emisji amoniaku przedstawia wykres na rysunku 3. Na osi rzędnych emisję gazowego amoniaku wyrażono w jednostkach $(\text{dm}^3/\text{min})/100 \text{ Mg}$, po przeliczeniu z jednostek emisji obowiązujących we wzorze 2, tj. $(\text{dm}^3/\text{s})/100 \text{ Mg}$.

Z wykresu (rys. 3) widać, że najwyższa intensywność emisji amoniaku w zakresie $0,14 \pm 0,55 \text{ (dm}^3/\text{min})/100 \text{ Mg}$ występuje w chwili zapoczątkowania procesu emisji gazu, a następnie szybko maleje w czasie osiągając po 30 minutach (1800 s) wartości od 3 do 11 krotnie niższe tj. poniżej $0,05 \text{ (dm}^3/\text{min})/100 \text{ Mg}$. Szczegółowe dane dot. wartości intensywności wydzielania amoniaku w chwili początkowej ($t_0 = 0 \text{ s}$) oraz po upływie określonego czasu od chwili początkowej tj. 15 minut i 30 minut zestawiono w tablicy 1. Jak wynika z tablicy 1 oraz wykresów (rys. 2) występująca w chwili początkowej intensywność wydzielania amoniaku, uzależniona jest w dużej mierze od stosunku wody do popiołu (w/s). Po upływie 15



Rys. 3. Przebiegi zmian intensywności wydzielania amoniaku

Fig. 3. Changes in the intensity of ammonia release

minut intensywność ta maleje do poziomu $0,06 \div 0,12$ (dm^3/min)/100 Mg, a po upływie kolejnych 15 minut do $0,02 \div 0,05$ (dm^3/min)/100 Mg. Po tym czasie, niezależnie od stosunku wody do popiołu (w/s), emisja amoniaku gazowego z mieszaniny kształtuje się na zbliżonym poziomie.

W przedostatniej i ostatniej kolumnie tablicy 1 zestawiono wartości uśrednione intensywności emisji gazu dla 2 początkowych przedziałów czasu tj. krótszego 15-minutowego i dłuższego 30-minutowego liczonego w obu przypadkach o chwili rozpoczęcia procesu uwalniania amoniaku z hydromieszaniny.

Z przeprowadzonych wyliczeń wynika, że średnia emisja amoniaku ze 100 Mg popiołu w okresie początkowych 15 minut wynosi $0,10 \div 0,25$ $\text{dm}^3\text{NH}_3/\text{min}$, natomiast średnia emisja w okresie początkowych 30 minut wynosi $0,06 \div 0,15$ $\text{dm}^3\text{NH}_3/\text{min}$.

Przedstawione wyniki badań laboratoryjnych emisji amoniaku dotyczą mieszanin popiołowo-wodnych, w których wykorzystano popiół lotny o zawartości amoniaku od 26 dm^3/Mg popiołu. Nadmienić należy, że w procesie denitryfikacji może powstawać popiół lotny o 2÷3-krotnie większej zawartości amoniaku, tj. około $70 \div 80$ dm^3/Mg . W takich warunkach należy spodziewać się proporcjonalnie wyższej emisji fazy gazowej amoniaku z mieszanin popiołowo-wodnych niż wyniki badań zestawione w tablicy 1.

4. Zagrożenie gazowe amoniakiem w środowisku ściany przewietrzanej w układzie U po caliznie węglowej

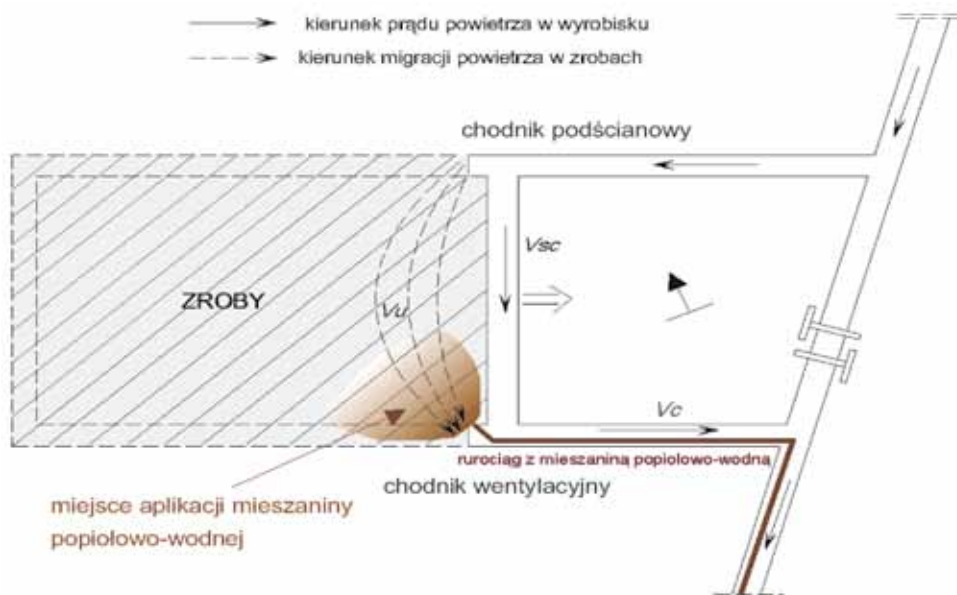
Uwalnianie się amoniaku w fazie gazowej w zrobach w wyniku zaaplikowania określonej objętości mieszaniny popiołowo-wodnej opartej na popiołach lotnych po redukcji NO_x może w określonych warunkach powodować wzrost stężenia amoniaku w zrobach oraz w powietrzu wentylacyjnym odprowadzanym z rejonu ściany. O rozkładzie stężeń amoniaku w wyrobiskach rejonu ściany i lokalizacji potencjalnych miejsc zagrożenia amoniakiem decydować będzie rozkład stężeń amoniaku w zrobach, który wynika z wielkości i kierunku migracji powietrza przez zroby oraz emisji amoniaku z hydromieszaniny zaaplikowanej do zrobów.

Na wielkość emisji amoniaku z hydromieszaniny w zrobach, w głównej mierze decyduje zastosowana technologia aplikacji, wydajność instalacji lokowania oraz całkowita objętość popiołów ułokowanych w zrobach. Nie bez znaczenia pozostają parametry geologiczno-górnice oraz właściwości hydromieszaniny wpływające zarówno na zasięg jej penetracji w zrobach jak i intensywność emisji amoniaku, tj. nachylenie i przepuszczalność zrobów, temperatura górotworu, rozlewność mieszaniny oraz stosunek wody do popiołu.

Tablica 1. Kształtowanie się emisji amoniaku z mieszaniny popiołowo-wodnej

Table 1. Process of ammonia release from the ash-water mixture

Nr próbki	Intensywność emisji amoniaku, (dm^3/min)/100Mg				
	w chwili początkowej	po upływie $t=15$ min	Po upływie $t=30$ min	Uśredniona w czasie pierwszych 15 minut	Uśredniana w czasie pierwszych 30 minut
	2	3	4	5	6
1-T45 w/s 0.5	0,18	0,08	0,04	0,12	0,08
2-T45 w/s 0.7	0,55	0,10	0,02	0,25	0,15
3-T45 w/s 0.9	0,43	0,11	0,03	0,24	0,08
4-T45 w/s 1.1	0,20	0,09	0,04	0,14	0,06
5-T45 w/s 1.5	0,32	0,12	0,05	0,21	0,14
6-T45 w/s 2.0	0,27	0,09	0,03	0,16	0,11
7-T35 w/s 0.75	0,17	0,07	0,03	0,11	0,08
8-T35 w/s 1.0	0,19	0,06	0,02	0,11	0,07
9-T35 w/s 1.25	0,18	0,06	0,02	0,11	0,07
10-T35 w/s 1.5	0,14	0,06	0,03	0,10	0,08



Rys. 4. Schemat przewietrzania ściany w układzie U z instalacją lokowania mieszanki popiołowo-wodnej do zrobów z chodnika wentylacyjnego (chodnika nadścianowego).

Fig. 4. Scheme of wall ventilation in the U system with installation for delivery of the ash-water mixture into goaf from air-heading (top gate).

Z kolei o wielkości i kierunku migracji powietrza wraz z amoniakiem przez zrobki decyduje sposób oraz parametry przewietrzania ściany. Z uwagi, że obecnie w polskich kopalniach węgla kamiennego dominuje układ przewietrzania ścian na U po caliznie węglowej, analizę wpływu aplikacji do zrobów hydromieszanki zawierającej popioły lotne po redukcji NO_x na stężenia amoniaku w powietrzu oparto o ścianę podłużną przewietrzaną w układzie U (rys. 4).

Jak wynika ze schematu (rys. 4) do zrobów hydromieszankina podawana jest z chodnika wentylacyjnego (chodnika nadścianowego). Stopień wypełnienia zrobów ściany mieszanką popiołowo-wodną poglądowo przedstawiony został na rysunku 4. W systemie eksploatacji podłużnym ściany z zawałem stropu w rzeczywistości stopień ten będzie uzależniony od niwelacji chodników przyścianowych okonturowujących parcelę eksploatacyjną oraz nachylenia zrobów. Zagadnienia dotyczące doszczelniania zrobów ścian mieszankami popiołowo-wodnymi w systemach eksploatacji podłużnym, przekątnym oraz poprzecznym przedstawiono w publikacjach [4].

W miejscu aplikacji mieszanki popiołowo-wodnej uwalnia się amoniak, który następnie migruje zgodnie z ucieczkami powietrza w zrobach (V_u) do prądu powietrza użytego wentylacyjnie związanego ze środowiskiem ściany.

Przyjmuje się, że w ścianach przewietrzanych w układzie U po caliznie węglowej, ucieczki powietrza przez zrobki V_u stanowią około 20 % z całkowitego wydatku powietrza V_c doprowadzanego do ściany, przy czym mogą być mniejsze w przypadku stosowania profilaktyki wpływającej na obniżenie przepuszczalności obszaru zrobów, np. profilaktyki pożarowej.

W układzie przewietrzania ściany na U stosowanie technologii aplikacji do zrobów mieszanki popiołowo-wodnej, spowoduje wynoszenie amoniaku ze zrobów wraz z ucieczkami powietrza V_u w rejon skrzyżowania ściany z chodnikiem wentylacyjnym (rys. 4). W konsekwencji może to stanowić zagrożenie gazowe dla załogi zatrudnionej w chodniku wentylacyjnym.

Zasadnym jest zatem przeprowadzenie analizy rozkładu stężeń amoniaku wpływającego ze zrobów w rejonie skrzyżowania ściany z chodnikiem wentylacyjnym przy

przewietrzaniu ściany w układzie U w oparciu o obliczenia numeryczne CFD.

5. Badania numeryczne rozkładu stężeń amoniaku w rejonie skrzyżowania ściany z chodnikiem wentylacyjnym

Badania numeryczne rozkładu stężeń amoniaku migrującego ze zrobów w rejonie skrzyżowania ściany z chodnikiem wentylacyjnym przeprowadzono przy użyciu komercyjnego programu ANSYS CFX firmy Ansys, Incorporated. Do rozwiązywania zagadnień przepływu płynów oprogramowanie wykorzystuje tzw. **obliczeniową mechanikę płynów – CFD** (ang. *Computational Fluid Dynamics*) [ANSYS, 2005]. Do dyskretyzacji równań Naviera-Stokesa zastosowana została metoda objętości skończonych – FVM (ang. *Finite Volume Method*).

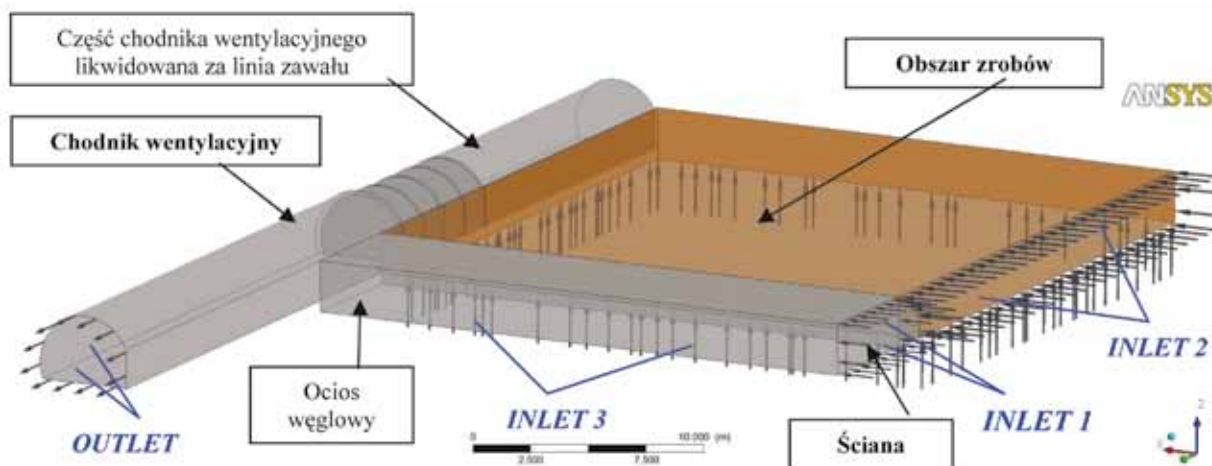
5.1. Założenia dot. modelu ściany oraz warunków brzeżno-początkowych

Do obliczeń numerycznych wykorzystano model 3D stanowiący fragment pola ścianowego złożony ze zrobów, chodnika wentylacyjnego (miejsca podawania mieszanki popiołowo-wodnej) oraz końcowego odcinka ściany (rys. 5).

Szczegółowe dane dotyczące parametrów geometrycznych wykorzystanego do obliczeń modelu zestawione zostały w tabeli 2.

W modelu wysokość zrobów została ograniczona do wysokości ściany, z uwagi na optymalizację siatki i czasu obliczeń. Ponadto w geometrii obszaru przepływu nie uwzględniono:

- wyposażenia ściany w obudowę zmechanizowaną, kombajn, przenośnik,
- zmian przekroju wyrobiska z tytułu występowania obudowy chodnikowej w chodniku nadścianowym,
- innych urządzeń, które mogą być dodatkowo stosowane w wyrobisku, np. pomocniczych urządzeń wentylacyjnych w warunkach zagrożenia metanowego.



Rys. 5. Geometria 3D obszaru przepływu
Fig. 5. 3D geometry of the flow region

Tablica 2. Parametry geometryczne modelu obszaru przepływu
Table 2. Geometric parameters of the flow region model

Lp.	Parametr geometryczny	Wartość
1	Wysokość ściany (furta eksploatacyjna)	2,25 m
2	Szerokość ściany	8,0 m
3	Przekrój poprzeczny ściany	16,8 m ²
4	Długość ściany	25,0 m
5	Wysokość chodnika	3,0 m
6	Szerokość chodnika	3,8 m
7	Długość chodnika wentylacyjnego (łącznie z częścią zlikwidowaną w zrobach)	50 m
8	Przekrój poprzeczny chodnika	9,1 m ²
9	Pole powierzchni obszaru zrobów w przekroju poziomym	25m x 25m
10	Wysokość zrobów	2,25 m

Obliczenia wykonano dla warunków izotermicznych (bez wymian ciepła), przyjmując temperaturę powietrza oraz temperaturę amoniaku w fazie gazowej 28 °C (301,15K). Na wylocie z obszaru przepływu (rys. 4, ścianka *OUTLET*), założono ciśnienie 1084 hPa co przy ciśnieniu atmosferycznym na powierzchni 980 hPa odpowiada lokalizacji wyrobisk na głębokości 890 m p.p.t.. Powietrze i amoniak w fazie gazowej potraktowano jak gazy doskonałe, przy czym dla powietrza przyjęto że jest suchą mieszaniną gazów. Obliczenia wykonano dla stanu ustalonego przepływu, przy założeniu wydatku powietrza w chodniku wentylacyjnym (nadścianowym) $V_c = 1000 \text{ m}^3/\text{min}$ (20,84 kg/s). Uwzględniając 20 % straty powietrza przez zrob (układ ściany U), założono przepływ powietrza przez zrob w ilości $V_u = 200 \text{ m}^3/\text{min}$ (16,67 kg/s) (rys. 4 ścianka *INLET 1*) oraz wydatek powietrza w ścianie $V_{sc} = 800 \text{ m}^3/\text{min}$ (4,17 kg/s) (rys. 4 ścianka *INLET 2*). Dla przepływów przyjęto model turbulencji k-epsilon oraz następujące założenia początkowe dot. gęstości gazów: 1,25 kg/m³ dla powietrza, 0,74 kg/m³ dla amoniaku. Przyjęto intensywność emisji amoniaku w zrobach $Q_{NH_3} = 0,06 \text{ dm}^3\text{NH}_3/\text{min}$ ($7,6 \cdot 10^{-7} \text{ kg/s}$) wynikającą z aplikacji hydromieszanki do zrobów w ilości 100 Mg oraz wyników badań laboratoryjnych w pkt. 4 (wartość minimalna - tablica 1, kolumna 6). Z uwagi na to, że zaaplikowana mieszanina popiołowo-wodna znajduje się w części przyspągowej zrobów, w modelu założono dopływ strumienia gazowego amoniaku do dolnej ścianki obszaru przepływu (rys. 4 ścianka *INLET 3*). Dla całej ścianki o wymiarach 25m x 25m przyjęto dopływ jednorodnego strumienia amoniaku, zakładając że mieszanina popiołowo-wodna spełnia w całości obszar zrobów o wymiarach 25 m x 25 m.

5.2. Wyniki obliczeń numerycznych CFD

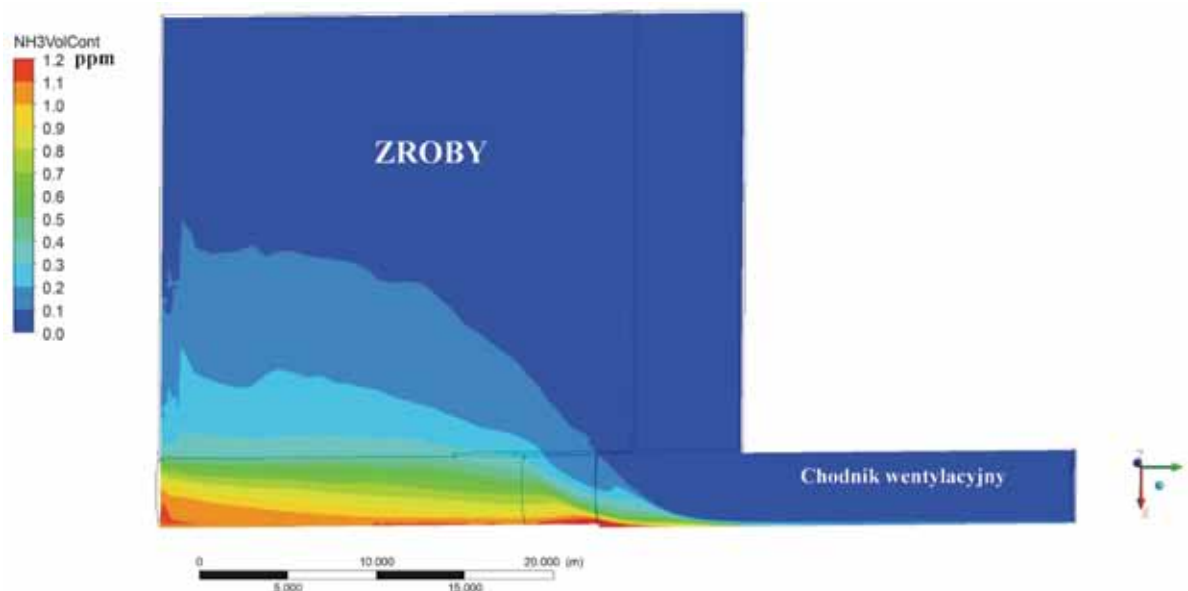
Wyniki obliczeń numerycznych potwierdzają występowanie wyraźnie wyższych stężeń amoniaku w zrobach w sąsiedztwie chodnika wentylacyjnego w porównaniu do wartości stężeń w ścianie oraz zrobach strony powietrza świeżego. Na rysunku 6 przedstawione zostały wyniki obliczeń w formie rozkładu stężenia amoniaku w płaszczyźnie poziomej usytuowanej na wysokości 0,5 m na spągu chodnika wentylacyjnego.

Z rysunku 6 wynika, że wartości maksymalne stężeń NH_3 w powietrzu wentylacyjnym zlokalizowane są w chodniku wentylacyjnym za frontem ścianowym, przy ociosie chodnika przeciwnym wylotowi ze ściany

Na rysunkach 7 i 8 pokazano rozkład stężeń amoniaku w 2 różnych przekrojach poprzecznych chodnika wentylacyjnego. Rysunek 7 dotyczy przekroju zlokalizowanego na linii zawalu ściany, natomiast rysunek 8 – przekroju przesuniętego 2 m w kierunku zrobów (tj. 2 m za linią zawalu ściany).

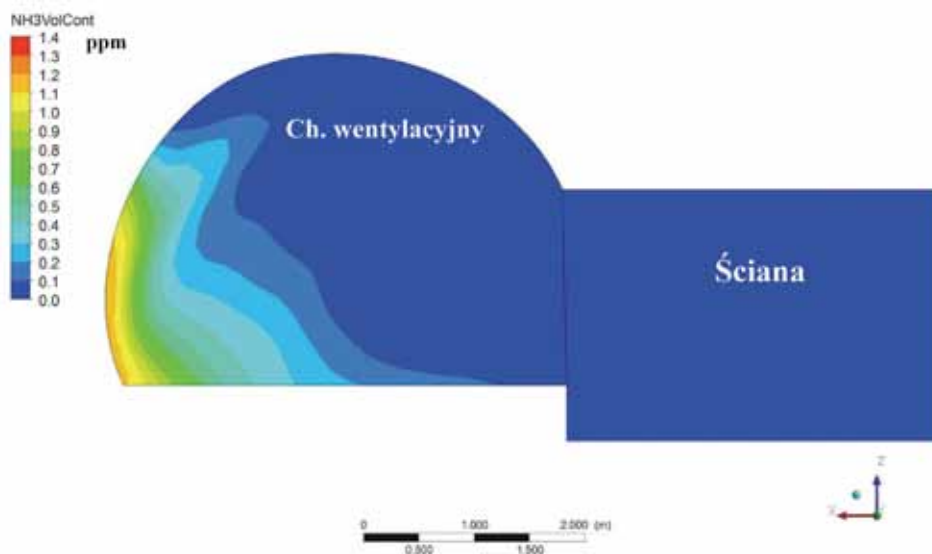
Z rozkładów stężeń gazu przedstawionych na rysunkach 7 i 8 wynika, że wyższe stężenia gazu występują w części przyspągowej wyrobiska, co jest częściowo rezultatem założeń brzegowych w modelu dotyczących lokalizacji źródła emisji amoniaku w zrobach. Z porównania wyników obliczeń (rys. 6, 7, 8) widać ponadto, wzrost wartości maksymalnych stężeń amoniaku w chodniku wentylacyjnym w kierunku oddalania się od linii likwidacji chodnika w stronę zrobów.

Kształtowanie się wartości stężeń NH_3 w części przyspągowej chodnika oraz w połowie jego wysokości w zależności od usytuowania względem ociosów chodnika (środek wyrobiska, ocios przeciwny, ocios odzawałowy) oraz względem linii zawalu przedstawione zostało na wykresie (rys. 9).



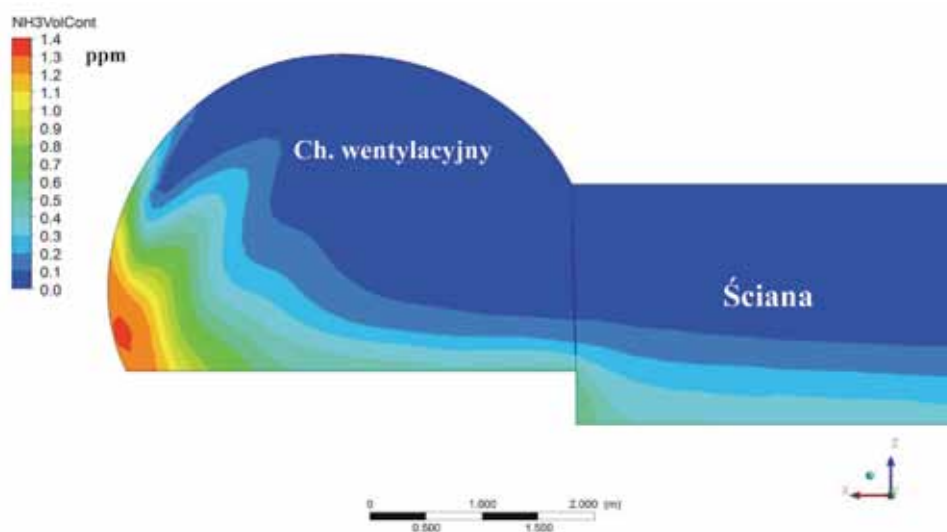
Rys. 6. Rozkład stężenia amoniaku w płaszczyźnie poziomej na wysokości 0,5 m na spągiem chodnika wentylacyjnego (widok z góry na skrzyżowanie ściany z chodnikami)

Fig. 6. Distribution of ammonia concentration in horizontal plane at the height of 0,5 m above the floor of air-heading (top view of wall and heading crossing)



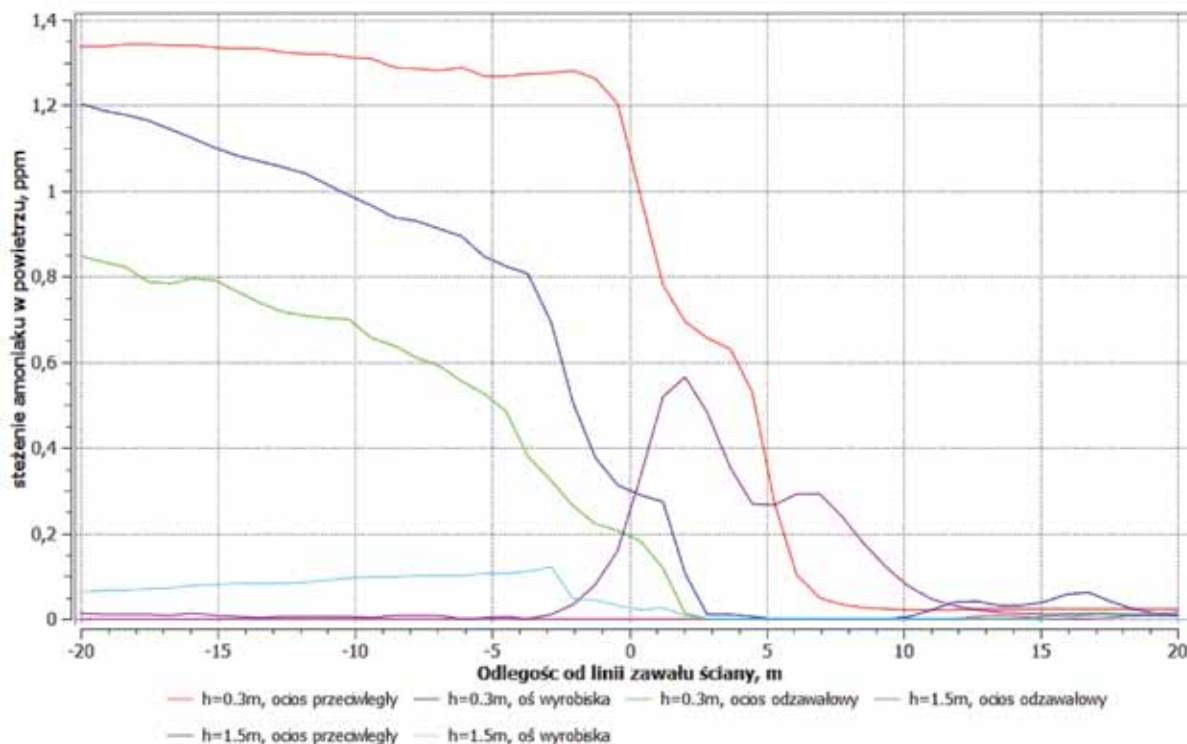
Rys. 7. Rozkład stężenia amoniaku w przekroju poprzecznym chodnika wentylacyjnego na linii zawalu ściany

Fig. 7. Distribution of ammonia concentration in the cross-section of air-heading in the caving line



Rys. 8. Rozkład stężenia amoniaku w przekroju poprzecznym chodnika wentylacyjnego 2 m za linią zawalu ściany

Fig. 8. Distribution of ammonia concentration in the cross-section of air-heading 2m behind the caving line



Rys. 9. Kształtowanie się stężenia amoniaku w chodniku wentylacyjnym. Znak (-) dla lokalizacji za linią zawalu, znak (+) przed linią zawalu.

Fig. 9. Process of ammonia concentration in air-heading. (-) for location behind the caving line, (+) in front of the caving line

Z uwagi, że dla linii zawalu przyjęto współrzędną 0, na wykresie (rys. 9) wartości ujemne (-) na osi odciętych oznaczają wartości stężenia gazu zlokalizowane w chodniku wentylacyjnym za linią zawalu w kierunku zrobów. Wykres kształtowania się stężenia amoniaku w chodniku wentylacyjnym potwierdza, że maksymalne stężenia występują na całej długości chodnika wentylacyjnego w jego części przyspągowej (3 linie kolor: czerwony, niebieski, zielony). Z wyników obliczeń wynika również że wysoki wzrost stężenia amoniaku (gradient stężenia) w chodniku wentylacyjnym ma miejsce od 3÷6 m przed linią zawalu do 4 m za linią zawalu.

Dla przyjętych warunków wentylacyjnych oraz wartości emisji amoniaku w zrobach, wyniki obliczeń CFD pokazują, że wartości stężeń amoniaku w chodniku wentylacyjnym wynoszą maksymalnie 1,35 ppm.

Z uwagi, że stosowne przepisy górnicze nie określają dopuszczalnych stężeń amoniaku w powietrzu wentylacyjnym, wartości maksymalne stężenia amoniaku można porównać z wartościami najwyższych dopuszczalnych w środowisku pracy stężeń czynników szkodliwych dla zdrowia (NDS) w zawartych Rozporządzeniu Ministra Pracy i Polityki Społecznej [5]. Wg ww. rozporządzenia dla amoniaku NDS_{NH_3} wynosi 14 mg/m³ co, odpowiada stężeniu objętościowym w powietrzu około 19 ppm. Zatem uzyskane z obliczeń CFD stężenia gazu są co najmniej 14-krotnie niższe od wartości dopuszczalnych i nie będą stanowić zagrożenia gazowego. W takich warunkach wentylacji i emisji amoniaku w zrobach – wystąpić może jedynie zmiana parametrów jakościowych powietrza w miejscu pracy, tj. w chodniku wentylacyjnym.

6. Wnioski

1. Wykorzystywanie w górnictwie węgla kamiennego mieszanin popiołowo-wodnych (hydromieszanin) opar-

tych na popiołach lotnych powstałych w elektrowniach stosujących technologie selektywnej redukcji NO_x może powodować ryzyko powstania nowego typu potencjalnego zagrożenia gazowego w wyrobiskach dołowych, tj. zagrożenia gazowego amoniakiem o charakterze antropogenicznym. Aktualnie przepisy górnicze nie uwzględniają zagrożenia gazowego amoniakiem w wyrobiskach dołowych, a w szczególności nie określają dopuszczalnych stężeń amoniaku w powietrzu wentylacyjnym.

- Analiza własna danych literaturowych, w szczególności opublikowanych przez T. Boreckiego wyników badań laboratoryjnych emisji amoniaku z hydromieszanin wykazała, że kinetyka wydzielania fazy gazowej amoniaku z mieszaniny popiołowo-wodnej $V_{NH_3}(t)$ może być aproksymowana funkcją eksponentialną $V_{NH_3}(t) = a \cdot [1 - \exp(-kt)]$, natomiast zmiana intensywności wydzielania (emisji strumienia) gazowego NH₃ w czasie $Q_{NH_3}(t)$ funkcją postaci $Q_{NH_3}(t) = k \cdot a \cdot \exp(-kt)$. Z porównania przebiegów funkcji $V_{NH_3}(t)$ wynika, że zakres zmienności współczynnika a , któremu odpowiada całkowita wielkość wydzielonego amoniaku w fazie gazowej z mieszaniny popiołowo-wodnej wynosi **2÷5 dm³/100 Mg**. Zatem udział uwalnianego amoniaku w fazie gazowej do amoniaku zawartego w popiele lotnym stanowi 0,08÷0,2 % (vol). Z analizy przebiegów funkcji $Q_{NH_3}(t)$ wynika, że średnia emisja amoniaku ze 100 Mg popiołu w okresie najbardziej intensywnego wydzielania gazu tj. w początkowych 30 minutach wynosi **0,06÷0,15 dm³/min**.
- Wstępne badania numeryczne CFD rozkładu stężeń amoniaku w rejonie wylotu ze ściany przewietrzanej w układzie U po caliznie węglowej przeprowadzone zostały przy założeniu wydatku powietrza w chodniku wentylacyjnym $V_c=1000 \text{ m}^3/\text{min}$, 20% stratach powietrza przez zroby oraz intensywności emisji amoniaku w zrobach $Q_{NH_3}=0,06 \text{ dm}^3/\text{min}$. Wyniki potwierdziły występowanie

wyższych stężeń amoniaku w chodniku wentylacyjnym w bezpośrednim sąsiedztwie zrobów w porównaniu z wartościami stężeń NH_3 w ścianie oraz stężeń amoniaku w zrobach.

4. Ze wstępnych badań numerycznych CFD rozkładu stężeń amoniaku w rejonie skrzyżowania ściany z chodnikiem wentylacyjnym wynika, że stężenie NH_3 w chodniku wentylacyjnym wynosi maksymalnie 1,35 ppm. Oznacza to, że w takich warunkach wentylacji i emisji amoniaku w zrobach, stężenie gazu w chodniku wentylacyjnym będzie co najmniej 14-krotnie niższe od wartości najwyższego dopuszczalnego stężenia amoniaku dla środowiska pracy tj. od $\text{NDS}_{\text{NH}_3} = 19$ ppm, określonego w Rozporządzeniu Ministra Pracy i Polityki Społecznej [Rozporządzenie, 2014]. Wyniki symulacji numerycznych wskazują, że należy zatem liczyć się ze zmianą parametrów jakościowych powietrza w chodniku wentylacyjnym, a założone warunki wentylacyjno-gazowe, wykluczają możliwość wystąpienia zagrożenia amoniakiem w rejonie aplikacji mieszaniny popiołowo-wodnej do zrobów ścian.
5. Aktualnie badania CFD zawierają jedynie wstępne wyniki oceny potencjalnego zagrożenia gazowego amoniakiem na skrzyżowaniu ściany z chodnikiem wentylacyjnym i wymagają weryfikacji w warunkach rzeczywistych.
6. Wariantowe obliczenia numeryczne CFD powinny być wykorzystane do wstępnej oceny potencjalnego zagrożenia gazowego amoniakiem w wyrobiskach górniczych mających kontakt ze zrobami, w których zaplanowane zostało lokowanie hydromieszanin oraz w miejscach aplikacji

mieszanin popiołowo-wodnych w technologiach zamkniętych (nieprzewietrzanych lub słabo przewietrzanych)

Literatura

1. Krause E., Drobek L., Borecki T.: Assessment of hazard due to release of gaseous ammonia from the fly ash-water mixture applied in longwall mine gobs. *Journal of Sustainable Mining*, 13(2), 1–5. doi:10.7424/jsm140201, 2014.
2. Krause E., Borecki T.: Kształtowanie się zagrożenia amoniakiem w warunkach aplikacji do zrobów ścian mieszanin popiołowo-wodnych. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Szkoleniowa nt. Wybrane zagadnienia wentylacyjne i pożarowe w kopalniach. Jankowice Rudzkie. 24-26 września 2014.
3. Drobek L., Borecki T., Bauerek A.: Ocena wydzielania się amoniaku z odpadów paleniskowych po procesie denitryfikacji SNCR. (niepublikowana dokumentacja nr 58247523-331), Główny Instytut Górnictwa Katowice, 2013.
4. Cygankiewicz K., Wierzbński K., Łukowicz K.: Problematyka stosowania mieszanin i spoiw mineralnych w podziemnych zakładach górniczych. In W. Dziurzyński (Ed.), *Model bezpiecznej eksploatacji górniczej w warunkach kumulacji i koincydencji zagrożeń wentylacyjnych, metanowych i pożarowych* (pp.127-188). Kraków: IMG PAN, 2010.
5. ANSYS CFX, Release 10.0: *Tutorials ANSYS CFX*, Inc. 2005
6. Dz. U. 2014 poz. 817. Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Społecznej z dnia 6 czerwca 2014 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy.

Szanowni Czytelnicy! *Przypominamy o wznowieniu* *prenumeraty „Przeglądu Górniczego”*

Informujemy też, że od 2009 roku w grudniowym zeszycie P.G. zamieszczamy listę naszych prenumeratorów.