

PRACE NAUKOWE GIG

GÓRNICTWO I ŚRODOWISKO MINING & ENVIRONMENT

RESEARCH
REPORTS

Quarterly

KWARTALNIK

4



GŁÓWNY INSTYTUT GÓRNICTWA
CENTRAL MINING INSTITUTE

KATOWICE 2007

Rada Programowa ds. Wydawnictw: *prof. dr hab. inż. Jakub Siemek (przewodniczący), prof. dr hab. inż. Tadeusz Chmielniak, prof. dr hab. inż. Józef Dubiński, prof. dr hab. inż. Andrzej Maranda, prof. dr hab. inż. Korneliusz Miksch, prof. dr hab. inż. Joanna Pinińska, prof. dr hab. inż. Krystian Probiez, prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska, prof. dr hab. inż. Janusz Roszkowski, prof. dr hab. inż. Antoni Tajduś*

Komitet Kwalifikacyjno-Opiniodawczy: *prof. dr hab. inż. Antoni Kidybiński (przewodniczący), prof. dr hab. inż. Krystyna Czaplicka, doc. dr hab. inż. Józef Kabiesz, prof. dr hab. inż. Władysław Konopko, prof. dr hab. inż. Jerzy Kwiatek, prof. dr hab. Kazimierz Lebecki, prof. dr hab. inż. Adam Lipowczan, doc. dr hab. inż. Krzysztof Stańczyk, doc. dr hab. inż. Marian Turek, doc. dr hab. inż. Jan Wachowicz, mgr Małgorzata Zielińska*

Redaktor Naczelny

prof. dr hab. inż. Adam Lipowczan

Redakcja wydawnicza i korekta

Ewa Gliwa

Małgorzata Kuśmirek-Zegadło

Barbara Dusik

Skład i łamanie

Krzysztof Gralikowski

ISSN 1643-7608

Nakład 100 egz.

Adres Redakcji:

**Zespół Wydawnictw i Usług Poligraficznych
Głównego Instytutu Górnictwa, 40-166 Katowice, Pl. Gwarków 1**

tel. 032-259-24-03, 032-259-24-04

fax 032-259-27-74

e-mail: cintexmk@gig.katowice.pl

Spis treści

LESZEK TRZĄSKI, VLADIMIR MANA

Bariery rewitalizacji niewielkich cieków wodnych na terenach zurbanizowanych regionu górnośląsko-ostrowskiego 5

Barriers for revitalisation of small rivers in urbanized areas – a comparison for Poland and Czech Republic, with acknowledgement of the Ostrava – Upper Silesia transboundary region

MARIA MALICKA

Metody usuwania jonów rtęci z zanieczyszczonych roztworów wodnych 19

Methods of mercury ion removal from contaminated water solutions

KRZYSZTOF KAPUSTA

Ochrona zapachowej jakości powietrza. Doświadczenia światowe w świetle potrzeby unormowań prawnych w Polsce 31

Protection of air odour quality. World's experience in the light of need of legal regulations in Poland

HENRYK KOPTOŃ

Przegląd i weryfikacja metod prognozowania metanowości bezwzględnej wyrobisk korytarzowych drążonych kombajnami w kopalniach węgla kamiennego 51

Review and verification of methods of absolute methane content prediction of roadway workings driven by means of heading machines in hard coal mines

HENRYK PASSIA, MARTA ROŻKOWICZ

Laserowa detekcja i pomiar koncentracji cząstek azbestu w powietrzu 65

Laser detection and concentration measurement of asbestos particles in the air

SYLWESTER RAJWA

Wpływ wybranych wyników geoinżynierskich na proces przygotowania produkcji w polskich kopalniach węgla kamiennego 75

Impact of selected geoenvironmental results on the production preparation process in Polish hard coal mines

*Leszek Trzaski, Vladimir Mana**

BARIERY REWITALIZACJI NIEWIELKICH CIEKÓW WODNYCH NA TERENACH ZURBANIZOWANYCH REGIONU GÓRNOŚLĄSKO-OSTRAWSKIEGO¹

Streszczenie

Działania na rzecz rewitalizacji niewielkich miejskich cieków sprzyjają poprawie stanu lub potencjału ekologicznego wód w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW). Sformułowano hipotezę, zgodnie z którą działania na rzecz rewitalizacji małych miejskich rzek w obu państwach napotykają na wiele barier, w większości identycznych. Wykazane bariery podzielono na sześć grup – ekonomiczne, społeczne, naukowo-informacyjne, polityczne, legislacyjno-prawne i organizacyjne. Za najważniejsze uznano bariery naukowo-informacyjne i społeczne. Wskazano kilka barier specyficznych dla regionu górnośląsko-ostrowskiego, związanych z ekstremalną urbanizacją i oddziaływaniem górnictwa. Zaproponowano weryfikację hipotezy metodą ekspercką oraz metodą praktyczną.

Barriers for revitalisation of small rivers in urbanized areas – a comparison for Poland and Czech Republic, with acknowledgement of the Ostrava – Upper Silesia transboundary region

Abstract

The effects of activities dedicated to revitalisation of urban rivers are, in essence, positive for ecological status or ecological potential of water according to Water Framework Directive. A hypothesis is being formulated that any activities dedicated to urban river revitalisation meet several dozen barriers, majority of which are identical in both countries. These barriers can be divided into six groups: social, scientific-informational, economic, political, legislative and organisational. The two first groups are recognized as the most important. Several barriers are specific for the Ostrava – Upper Silesia region due to extremely high urbanization and impact from coal mining. Expert methods as well as practical methods are proposed for verification of the hypothesis.

WSTĘP

Działania na rzecz rewitalizacji niewielkich miejskich cieków sprzyjają poprawie stanu lub potencjału ekologicznego wód w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Wodnej – RDW (Directive 2000/60/EC). Wydawałoby się zatem, że nie ma przeszkód do podejmowania takich przedsięwzięć w miastach, tym bardziej, że ich rezultatem jest zawsze poprawa jakości przestrzeni, w której żyją ludzie. W rzeczywistości jednak w Republice Czeskiej zrealizowano takich projektów niewiele, a w Polsce – żadnego.

* Ostravská Univerzita v Ostravě.

¹ Niniejszy artykuł jest powiązany tematycznie z dwiema pracami statutowymi realizowanymi w 2007 roku w GIG: L. Trzaski – temat nr 13040167-342, L. Trzaski – praca statutowa – temat nr 19001957-342, realizowany w związku z ToK Waternorm (6FP) – pobyt V. Many – eksperta z Republiki Czeskiej.

Taki stan rzeczy jednoznacznie wskazuje na istnienie silnych barier. Poznanie tych barier jest niezbędnym, wstępnym krokiem do ich likwidacji.

Porównanie barier rewitalizacji miejskich cieków w Polsce i Republice Czeskiej może być pożyteczne z kilku powodów: wzrosła i będzie wzrastać integracja gospodarcza i społeczna naszych państw, a zatem i wspólnych przedsięwzięć; podobne są uwarunkowania klimatyczne, gospodarcze, społeczno-historyczne; wspólna granica państw nie pokrywa się z podziałem zlewniowym. Ponadto, mamy takie same zobowiązania wewnętrzne i międzynarodowe w zakresie gospodarki wodnej i kształtowania przyjaznej przestrzeni miejskiej, wynikające z niedawnej akcesji do Unii Europejskiej. Oprócz tych wszystkich podobieństw istnieją odmienności, które mogą powodować, że dopiero w przypadku podjęcia wspólnych programów/projektów, po jednej lub po drugiej stronie granicy ujawnią się nieoczekiwane trudności w ich realizacji.

Bariery opisane w niniejszym artykule zostały sformułowane na podstawie konfrontacji wiedzy autorów o problemach zarządzania zasobami wodnymi w Polsce, Republice Czeskiej oraz w transgranicznym regionie górnośląsko-ostrowskim. Przesłanie artykułu należy traktować jako wstępną hipotezę na temat przyczyn sprawiających, że rewitalizacja niewielkich cieków na terenach zurbanizowanych nie uzyskuje należytej rangi społecznej, porównywalnej z teorią i praktyką rozwijaną w państwach „starej” Unii Europejskiej.

1. STAN WIEDZY I PRAKTYKI W ZAKRESIE REWITALIZACJI MIEJSKICH RZEK W EUROPIE, REPUBLICIE CZESKIEJ I W POLSCE

W Europie coraz powszechniejsza jest świadomość, że rewitalizacja rzek, nie łączyąc odcinków źródłowych oraz niewielkich cieków płynących przez tereny zurbanizowane, to nie tylko ochrona i kreowanie zasobów przyrody i jakości przestrzeni, ale także reakcja na zmiany klimatyczne (SMURF 2003; Janauer 2005).

1.1. Rewitalizacja cieków i ich dolin na terenach zurbanizowanych w Europie

Rewitalizacja cieków i ich dolin jest już od około 15 lat ważnym tematem dla lokalnych społeczności w większości państw Unii Europejskiej i kilku spoza Unii. Liderem są Niemcy, gdzie przeprowadzono rewitalizację lokalnych cieków i dawno już wykazano, że dobre projekty rewitalizacyjne sprzyjają ochronie przeciwpowodziowej (Wasserwirtschaft in Bayern 1989). Także w Szwajcarii i na Węgrzech zwrócono uwagę na takie działania przeciwpowodziowe, które prowadzą do zwiększenia przestrzeni nadrzecznych, a zarazem do poprawy funkcjonowania ekosystemów rzecznych i nadrzecznych. Od wielu lat problematyka rewitalizacji cieków, ich dolin, jak i całych zlewni jest rozwijana w Holandii; największe osiągnięcia ma Uniwersytet Wageningen².

² www.wur.nl

1.2. Rewitalizacja cieków na terenach zurbanizowanych w Republice Czeskiej

Większość wielkich miast Republiki Czeskiej powstawała na brzegach rzek, bardzo często w okolicy połączenia dwóch lub więcej rzek służących jako szlaki transportowe. Ta sytuacja przetrwała do dnia dzisiejszego, jednak funkcja rzek jest inna niż dawniej. Po radykalnej technicznej regulacji rzek w XX stuleciu, w ostatnich latach pojawiły się próby przywrócenia stanu rzek do bliższego naturze i wkomponowania ich w śródmiejski krajobraz jako jego element naturalny. Elementy naturalne zaczynają być postrzegane jako ważne nie tylko dla roślin i zwierząt, ale również dla ludzi jako przestrzeń nadająca się do rekreacji. W niektórych wielkich miastach Republiki Czeskiej, na przykład w Ołomuńcu i Brnie, przygotowano opracowania studialne zawierające koncepcje ekologicznego wykorzystywania obszarów nadrzecznych, równocześnie umożliwiające lepszą ochronę przeciwpowodziową. Wdrożono także pierwsze projekty pilotażowe.

1.3. Rewitalizacja cieków na terenach zurbanizowanych w Polsce

Historyczne związki między miastami i rzekami są zasadniczo podobne jak w Republice Czeskiej. Także w Polsce istnieją opracowania studialne dotyczące rewitalizacji rzek, na przykład w Kielcach, Lublinie, Łodzi (Zalewski, Wagner-Lotkowska 2004), Katowicach (Trząski, Molenda, Kupka 2000). Niestety, jak dotąd żadnego z projektów nie wdrożono. Najszybciej zapewne projekty zostaną wdrożone w Łodzi, a to z uwagi na udział w długoterminowym programie na rzecz miejskich rzek pod egidą UNESCO oraz w projekcie unijnym SWITCH dotyczącym gospodarowania zasobami cieków i ich zlewni w miastach³.

2. OKREŚLENIE BARIER REWITALIZACJI

2.1. Tło analizy dla regionu górnośląsko-ostrowskiego

Bariery rewitalizacji specyficzne dla regionu górnośląsko-ostrowskiego, z uwagi na powiązanie przestrzenne i hydrograficzne, a także wspólne cechy, takie jak: podobne uwarunkowania naturalne, długotrwałe oddziaływanie górnictwa podziemnego, znaczny stopień urbanizacji i uprzemysłowienia, a wreszcie – podobne problemy społeczne związane z transformacją gospodarczą, powinny być określone na podstawie analizy. Uwarunkowania hydrologiczne cieków w polskiej i czeskiej części regionu są różne, ponieważ po stronie czeskiej teren obejmujący okolice Ostrawy i Karwiny, leży w zlewni Odry, natomiast po stronie polskiej teren jest rozdzielony na zlewnię Wisły i zlewnię Odry. Konsekwencją takiego stanu rzeczy jest to, że przez polskie miasta Górnego Śląska płyną liczne małe rzeki, tj. takie, których reżim hydrologiczny pozostaje pod decydującym wpływem urbanizacji i działalności górniczej. Wpływ urbanizacji i górnictwa na rzeki czeskiej części regionu jest mniejszy. Podobnie, trudności

³ <http://www.erce.unesco.lodz.pl>

w gospodarce wodami deszczowymi, choć dotyczą obu części regionu, ze szczególną ostrością występują po stronie polskiej, z powodu znacznego zagęszczenia dużych miast i małych rzek (Trząski i inni 2006).

2.2. Proponowane metody weryfikacji hipotezy o barierach rewitalizacji

Jak wspomniano we wstępie, w niniejszym artykule została przedstawiona hipoteza dotycząca barier rewitalizacji miejskich cieków (tabl. 1–6, rys. 1). W celu jej zweryfikowania należy wykonać prace badawcze, którymi są:

1. Analiza barier wykonana przez zespół ekspertów wszystkich dziedzin, których kompetencje obejmują tematykę zawartą w tablicach 1–6. Poszczególne hipotezy cząstkowe, tj. dotyczące funkcjonowania barier w różnych sferach oraz powiązań między nimi, mogą być na przykład przedmiotem kwestionariusza typu delfickiego (FOREN). Należy spodziewać się, że w najbliższych latach będzie wzrastać popularność tego typu analiz, jak i kompetencje ekspertów – między innymi w związku z realizowanym obecnie Narodowym Programem Foresight⁴ w Polsce. W Republice Czeskiej jest prowadzona już trzecia tura foresightu narodowego⁵.

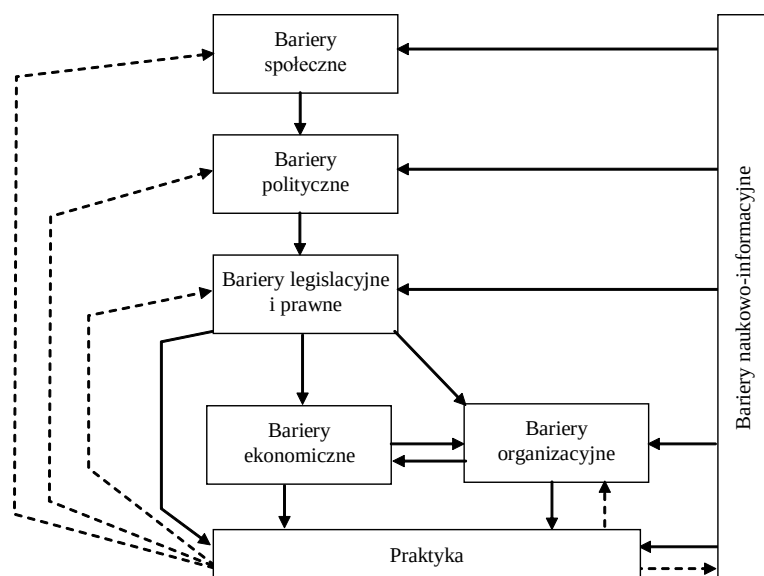
2. Projekty rewitalizacji dla konkretnych, niewielkich podzlewni lokalnych po obu stronach granicy, na przykład w zlewni Odry lub Olzy. Eksperyment powinien obejmować niezbędne działania formalne, badawcze, ekonomiczne, logistyczne, organizacyjne zarówno w celu przygotowania ogólnego planu, jak i przeprowadzenia prac rewitalizacyjnych w wytypowanych fragmentach cieków i ich zlewni. Oczekiwanym rezultatem projektu byłoby nie tylko osiągnięcie praktycznego efektu rewitalizacyjnego, ale także zaproponowanie sposobów usuwania stwierdzonych barier.

2.3. Klasyfikacja barier – sformułowanie hipotezy

Analizowane bariery rewitalizacji można podzielić na sześć kategorii. Są to bariery ekonomiczne, społeczne, informacyjne, polityczne, legislacyjne i organizacyjne (rys. 1). Źródła barier o decydującym znaczeniu znajdują się w sferze społecznej i naukowo-informacyjnej. Najważniejszy jest brak praktycznego wykorzystywania informacji naukowej w sferach życia społecznego, decydujących o perspektywach rewitalizacji rzek. Zarówno sfera naukowo-informacyjna, jak i legislacyjno-prawna, ekonomiczna i organizacyjna, to źródła barier bezpośrednio oddziałujących na praktykę. Jednocześnie, brak dobrych doświadczeń praktycznych – wynikający także z istniejących barier – przyczynia się do utrwalania już istniejących. Można zatem mówić o istnieniu mechanizmu błędnego koła.

⁴ www.foresight.polska2020.pl

⁵ www.foresight.cz/en



Rys. 1. Bariery rewitalizacji cieków i współzależności między nimi

Fig. 1. Revitalisation barriers of flows and correlations between them

2.4. Charakterystyka barier

2.4.1. Bariery informacyjno-naukowe

OBSZAR WSPÓLNY

Znaczenie tych barier wynika między innymi z ich oddziaływania na społeczne uwarunkowania rewitalizacji aż po bezpośrednie oddziaływania na praktykę (rys. 1). Liczne bariery z tej grupy (tabl. 1) dają się sprowadzić do wspólnego mianownika – jakim jest całkowity brak gospodarowania zlewniowego w skali lokalnej; w opisach cieków nie stosuje się nawet pojęcia „zlewnia zurbanizowana” (lub podobnego), które ilustrowałoby specyfikę miejskiego cieku. Tym samym, powiększa się luka informacyjna między Polską i innymi państwami unijnymi. W przypadku Republiki Czeskiej szansę na zmniejszenie tej luki daje udział w projekcie poświęconym zrównoważonemu gospodarowaniu rzekami miejskimi (Boitsidis, Gurnell 2006). Ujmując rzecz inaczej – niedokładne rozumienie konsekwencji wynikających z wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej nie powoduje przełamania starego, szkodliwego dziś paradygmatu, zgodnie z którym woda musi być jak najszybciej odprowadzona ze zlewni (Trząski i inni 2006). W tym właśnie można upatrywać przyczyny, dla której jak dotąd w Polsce nie wykorzystuje się wyników badań niezbędnych do prawidłowego diagnozowania stanu/potencjału ekologicznego cieków miejskich oraz możliwości i ograniczeń prac rewitalizacyjnych (w Republice Czeskiej pierwszym krokiem było uczestnictwo w programie SMURF). Oprócz niewykorzystywania wiedzy naukowej i braku dostosowania jej do krajowej specyfiki, istotną barierą w obu państwach jest brak informacji dla różnych podmiotów zarządzających oraz brak instytucji doradczych.

Na obszarach górniczych i pogórnich w całym regionie górnośląsko-ostroawskim po obu stronach granicy państw dominuje najprostszy sposób reagowania na deformację terenów, polegający na prostowaniu i pogłębianiu rzek. Powszechne jest także wykorzystywanie kamienia dołowego do formowania koryt rzecznych, prowadzące do braku morfologicznego różnicowania biotopów.

RÓŻNICE

Różnice między obydwoma państwami oraz specyficzne uwarunkowania regionalne mają znaczenie drugorzędne. W Polsce nieco mniejszy niż w Republice Czeskiej jest niedobór specjalistów zdolnych do opracowania kompleksowego programu rewitalizacji; skuteczniejszy także jest formalny system kształcenia ekologicznego. Równocześnie, w odróżnieniu od Republiki Czeskiej, w Polsce nadal dominuje zupełnie rozłączne postrzeganie planowania przestrzennego, aspektu zlewniowego i gospodarki wodami deszczowymi w mieście. Nie dostrzega się także problemu powierzchniowego odpływu zanieczyszczeń z wodami deszczowymi z obszaru miasta.

Specyfiką Górnego Śląska jest to, że przy okazji regulacji rzek na terenach górniczych/pogórnich nawet nie rozpatruje się możliwości wykorzystania istniejącego ukształtowania terenu do retencjonowania okresowego nadmiaru wód.

Tablica 1. Zestawienie barier informacyjnych i naukowych

Barier	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnośląsko-ostroawskiego	Polska część regionu górnośląsko-ostroawskiego
Brak informacji o znaczeniu ochrony środowiska wodnego i związanych z nim ekosystemów	X	X	X	X
Brak usystematyzowanej informacji o możliwościach i potrzebach rewitalizacji – dostosowanej do różnych szczebli zarządzania i podejmowania decyzji (parlament, inżynierowie, władze lokalne, władze regionalne itd.)	X	X	X	X
Brak informacji o stanie ekologicznym rzek, jego zagrożeniach i tendencjach zmian, wynikający z braku danych referencyjnych (tj. odnoszących się do wód najmniej zmienionych)	X	X	X	X
Niedostatek specjalistów zdolnych do zaproponowania kompleksowych rozwiązań rewitalizacji i brak specjalistów zdolnych do przekazywania takiej wiedzy w kształceniu wyższym	X		X	X
Dalece niewystarczająca wiedza o możliwościach łączenia wymogów ochrony przeciwpowodziowej z rewitalizacją cieków i kształtowaniem zrównoważonych krajobrazów	X	X	X	X
Rozproszenie informacji niezbędnych do podejmowania i realizacji programów rewitalizacji	X	X	X	X
Powszechne niedocenywanie znaczenia biotopów wodnych i nadwodnych (tj. nieożywionej części ekosystemu) dla funkcjonowania rzeki jako całości	X	X	X	X
Brak polityki informacyjnej podmiotów rządowych w zakresie ochrony środowiska, co pociąga za sobą, m.in. fatalne skutki dla ochrony ekosystemów związanych z rzekami	X	X	X	X
Niedostatecznie profesjonalne podejście do prośrodowiskowego kształcenia młodzieży (w szkołach i poza szkołą) – co wynika z braku odpowiedniej współpracy ministerstw	X		X	
Utrzymywanie się, w świadomości decydentów, starego paradygmatu, zgodnie z którym woda powinna być jak najszybciej odprowadzana ze zlewni (szczególnie w miastach)	X	X	X	X
Dominujący sposób reagowania na deformację terenu powodowane działalnością górnictwa polega na prostowaniu i pogłębianiu rzek na odcinkach objętych osiadaniem			X	X

Bariery	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnośląsko-ostrawskiego	Polska część regionu górnośląsko-ostrawskiego
Tendencja do bezkrytycznego kopiowania wzorów wypracowanych w innych państwach bez niezbędnej wiedzy (często opaczne rozumienie samego pojęcia rewitalizacji)	X	X	X	X
Niedostatek wdrożeń praktycznych zakończonych sukcesem i niewystarczająca promocja tego typu działań	X	X	X	X
Brak usystematyzowanej, powszechnie dostępnej informacji o korzyściach ze zrównoważonego gospodarowania wodami deszczowymi	X	X	X	X
Powszechne postrzeganie gospodarki wodami deszczowymi, gospodarki zlewniowej i planowania przestrzennego jako trzech rozłącznych obszarów tematycznych		X		X
Brak instytucji doradczych, które mogłyby wspomóc merytorycznie inicjatywy dotyczące rewitalizacji lokalnych cieków	X	X	X	X
Brak praktycznej akceptacji wymaganych zmian w zasadach (paradygmacie) gospodarki wodnej, także w odniesieniu do rzeki miejskiej, wynikających z wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej	X	X	X	X
Brak wiedzy o metodach diagnozowania stanu/potencjału ekologicznego rzek na obszarach zurbanizowanych	X	X	X	X
Niedostosowanie rozwiązań inżynierskich do zmieniających się parametrów morfologicznych cieków i ich dolin w związku z deformacjami gómiczymi				X

2.4.2. Bariery społeczne

OBSZAR WSPÓLNY

Zarówno w Republice Czeskiej, jak i w Polsce do najważniejszych barier społecznych (tabl. 2) należy brak powszechnej świadomości o potrzebach i możliwościach rewitalizacji, związany z niedocenianiem lub niezrozumieniem złożoności zjawisk kształtujących ekosystem miejskich rzek. Barierą jest także postrzeganie miejskich rzek i ich zasobów wodnych jako mało wartościowych; można to wiązać między innymi z nieuświadomieniem lub niedocenieniem problemu dotyczącego deficytu wody. Źródłem negatywnego nastawienia społecznego do inicjatyw proekologicznych w obu krajach jest także działalność pseudoekologów specjalizujących się w blokowaniu inwestycji, nawet jeśli mają one charakter prośrodowiskowy.

RÓŻNICE

Niezależnie od zasadniczego podobieństwa sytuacji w obu państwach, szczególne rodzaje barier społecznych działają na obszarach górniczych Górnego Śląska. To właśnie w tym regionie jest zakorzenione przeświadczenie, że dolina rzeki w mieście lub na jego obrzeżu musi być osuszona, a sama rzeka – zamieniona w kanał. Wśród przyczyn takiego przeświadczenia dużą rolę mają zapewne uwarunkowania naturalne i zaszciski historyczne. W regionie tym – położonym w rejonie działu wodnego Wisła-Odra – występuje kilkaset niewielkich cieków mających tu swe źródła. Większość miast rozwijała się w dwóch minionych stuleciach w związku z działalnością górniczą, a przy tym na terenach nadrzecznych – ponieważ cieki były ważnymi szlakami transportowymi. W miarę urbanizacji oraz zwiększania się górniczych deformacji terenu ujawniały się niedostatki awansu cywilizacyjnego, takie jak zanieczyszczenie rzek oraz lokalne powodzie i podtopienia. Działała tu znana dziś dobrze z literatury

zasada, zgodnie z którą im mniejsza rzeka, tym większy wpływ przekształcenia zlewni na stan tej rzeki (Schueler 2004). Także zaszłościami historycznymi, w tym zwłaszcza z okresu powojennego, należy tłumaczyć słabość lokalnych społeczności przejawiającą się zarówno w braku sprawdzonych mechanizmów konsultacji, jak i w braku oddolnych inicjatyw „na rzecz”; słabość ta zdaje się dotyczyć szczególnie obszarów wielkomiejskich.

Tablica 2. Zestawienie barier społecznych

Bariery	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnosłasko-ostrawskiego	Polska część regionu górnosłasko-ostrawskiego
Powszechne postrzeganie miejskich rzek jako źródła uciążliwości i potencjalnego zagrożenia, a nie potencjalnego waloru krajobrazowego, rekreacyjnego, ekonomicznego	X	X		X
Brak sprawdzonych mechanizmów konsultacji/uzgodnień władz publicznych z prywatnymi właścicielami terenów we wspólnych działaniach lokalnych rewitalizacji cieków miejskich				X
Powszechne negatywne postrzeganie rzeki o cechach naturalnych jako „nieuporządkowanej” i „nieestetycznej”, a pozytywne – rzeki uregulowanej, najlepiej – wyprostowanej	X	X	X	X
Powszechne postrzeganie rzeki jako rzeczy nieistotnej i bezwartościowej zarówno dla przyrody, jak i dla ludzi	X	X	X	X
Zbyt jednostronne pojmowanie istoty gospodarowania rzeką i jej ochrony – nawet przez przyrodników – bez dostrzegania złożoności procesów w niej zachodzących	X	X	X	X
Niedocenie problemu deficytu wody zarówno w skali globalnej, jak i regionalnej	X	X	X	X
Słabość lokalnych społeczności wyrażająca się w braku zdolności do podejmowania i systematycznej realizacji inicjatyw oddolnych na rzecz jakości środowiska i jakości przestrzeni miasta				X
Spoleczne przeświadczenie, że dolina rzeki na terenie pogórczym „musi” zostać osuszona – aby przywrócone zostały funkcje sprzed działalności górniczej				X
Spoleczne przeświadczenie, że dla uniknięcia podtopień i lokalnych powodzi rzeka „musi” być uregulowana				X
Negatywne postrzeganie społeczne inicjatyw proekologicznych spowodowane m.in. działalnością pseudoekologów	X	X	X	X

2.4.3. Bariery polityczne

Bariery w tej sferze są w większości pochodną barier społecznych i naukowo-informacyjnych (tabl. 3). Jeżeli nie istnieje nacisk społeczny i zrozumiała, powszechnie dostępna informacja, nieuchronnie pojawiają się bariery, które można nazwać politycznymi, sprawiające, że niemożliwe do przełamania stają się problemy właściwe sferze ekonomicznej i organizacyjnej.

Praktycznie wszystkie zidentyfikowane bariery polityczne są identyczne w Polsce i w Republice Czeskiej. Tematyka rewitalizacji cieków i ich dolin nie jest dla polityków priorytetowa i nie przyciąga ich uwagi. Jako zasadniczą barierę należy postrzegać nadmierne upolitycznienie administracji wodnej oraz złe funkcjonowanie mechanizmów współpracy międzyresortowej zarówno na szczeblu krajowym, jak i regionalnym. Ważną barierą jest także niedostateczne zainteresowanie samorządów proble-

matyką rewitalizacji, co wynika między innymi z braku zainteresowania decydentów wszystkich szczebli wdrażaniem polityki ekologicznej państwa. Wszystkie powyższe uwagi dotyczą w jednakowym stopniu regionu górnośląsko-ostrowskiego.

Tablica 3. Zestawienie barier politycznych

Bariery	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnośląsko-ostrowskiego	Polska część regionu górnośląsko-ostrowskiego
Postrzeganie rewitalizacji rzek jako temat „nadstandardowy”, bez którego można się obejść – mało interesujący dla polityków	X	X	X	X
Funkcjonowanie powiązań na styku polityki, administracji i władz nauki, blokujących wdrażanie nowatorskich rozwiązań takich jak np. rewitalizacja małych rzek	X	X	X	X
Brak mechanizmów międzyresortowej współpracy (zarówno na szczeblu krajowym, jak i regionalnym i subregionalnym) umożliwiających skuteczne działania dotyczące rewitalizacji rzek	X	X	X	X
Brak zainteresowania władz samorządowych problematyką odbudowy cieków (wyrażający się np. brakiem lub enigmatycznością odpowiednich zapisów w programach ochrony środowiska)	X	X	X	X
Brak praktycznego zainteresowania władz wyższego szczebla wdrażaniem zapisów polityki ekologicznej państwa, w tym w odniesieniu do lokalnych zasobów wodnych	X	X	X	X

2.4.4. Bariery legislacyjno-prawne

OBSZAR WSPÓLNY

W obu państwach istnieją bariery wynikające z braku przepisów wymuszających działania sprzyjające lokalnej gospodarce zlewniowej (tabl. 4). Najważniejszy jest brak przepisów wymuszających zagospodarowywanie nadmiaru wód deszczowych oraz brak przepisów, które łączyłyby gospodarowanie zlewniowe w miastach z planowaniem przestrzennym. W obu państwach występują także opóźnienia w dostosowywaniu prawa do niektórych ratyfikowanych wielostronnych umów międzynarodowych (np. o ochronie krajobrazu). Nieco inny rodzaj barier stanowią istniejące, niedoskonałe rozwiązania legislacyjne. Najważniejszą z nich jest, paradoksalnie, ustawowy obowiązek przywracania poprzedniego stanu środowiska, ponieważ w praktyce często wymusza „twardą” regulację rzek⁶. Jeszcze inną barierą jest ogólnie słabe egzekwowanie obowiązującego prawa w zakresie ochrony środowiska.

RÓŻNICE

Istotną barierą rewitalizacji rzek miejskich w Polsce jest nie do końca rozwiązany podział kompetencji dotyczący cieków na tyle małych, że nie mieszczą się w jurysdykcji Regionalnych Zarządów Gospodarki Wodnej. Choć formalnie ich rewitalizacja jest w gestii Urzędów Marszałkowskich, w praktyce często nie mają gospodarza – szczególnie, jeśli nie mają znaczenia jako źródło wody dla rolnictwa. Poważną barierą jest w Polsce także brak planów miejscowych – przy czym w przypadku terenów

⁶ Przykładem może być planowana regulacja potoku Bobrek w Sosnowcu na terenie pogórnym. W tym przypadku prawomocny wyrok sądu nakazał podmiotowi górniczemu przeprowadzenie regulacji w celu osuszenia doliny i uniemożliwienia wylewów rzeki, co doprowadzi do likwidacji istniejących tam udokumentowanych walorów przyrodniczych. Rzecz w tym, że część istniejących walorów krajobrazowych jest wynikiem osiadań terenu spowodowanych działalnością górnictwem.

zurbanizowanych lub przewidzianych do zabudowy jest to jednoznaczny przejaw niewykonywania obowiązującego prawa, natomiast w przypadku pozostałych terenów – prawnie usankcjonowane niedoceniające znaczenia otwartych przestrzeni w zlewni.

Tablica 4. Zestawienie barier legislacyjnych i prawnych

Bariera	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnośląsko-ostrawskiego	Polska część regionu górnośląsko-ostrawskiego
Niedoceniające znaczenia otwartej przestrzeni w planowaniu przestrzennym (tereny wyłączone spod zabudowy zwykle nieobjęte planem)		X		X
Prawny obowiązek przywracania stanu poprzedniego rzece nawet, jeśli to przywrócenie oznacza powrót do „twardej” regulacji	X	X	X	X
Nierozwiązane praktyczne kwestie kompetencyjne w zakresie wykonywania obowiązków właścicielskich wobec niewielkich cieków niebędących w jurysdykcji RZGW, przepływających przez tereny zurbanizowane		X		X
Słabe funkcjonowanie systemu egzekucji prawa w zakresie ochrony środowiska	X	X	X	X
Brak niezbędnych zmian legislacyjnych, wynikających z niektórych ratyfikowanych umów międzynarodowych związanych z ochroną środowiska (np. o ochronie krajobrazu)	X	X	X	X
Niedoskonałości rozwiązań legislacyjnych, powodujące, że rozmaite przedsięwzięcia – w tym nawet proekologiczne – mogą być zbyt łatwo blokowane przez pseudoekologów	X	X	X	X
Brak przepisów wymuszających łączenie problematyki gospodarowania zlewniowego na terenach zurbanizowanych z planowaniem przestrzennym (np. przez planowanie krajobrazów miejskich w skali zlewni)	X	X	X	X
Brak przepisów wymuszających retencjonowanie lub infiltrację wód deszczowych na obszarach nowej zabudowy	X	X	X	X

2.4.5. Bariery ekonomiczne

OBSZAR WSPÓLNY

Bariery ekonomiczne są prostą konsekwencją barier politycznych (tabl. 5). W obu państwach występują bariery wynikające z nieprzemysłowej prywatyzacji gruntów skarbu państwa, która spowodowała, że skomplikowane stosunki własnościowe utrudniają, a nieraz wręcz uniemożliwiają praktyczne wdrażanie projektów rewitalizacyjnych. Wspólną cechą jest także brak równowagi w finansowaniu technicznej zabudowy rzek i rewitalizacji, na niekorzyść tej ostatniej. Zasoby finansowe na rewitalizację są rozproszone w kilku ministerstwach (zarówno w Polsce, jak i w Republice Czeskiej są to: Ministerstwo Środowiska, Ministerstwo Rolnictwa, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego), a w pewnym zakresie – także w kilku podmiotach regionalnych. Brak jest systemu zachęt finansowych do proekologicznego użytkowania gruntów na terenach rolniczych i leśnych. Nie opracowano także mechanizmu przełożenia ekonomicznej wyceny biotopów na koszty inwestycji (przy czym w Polsce nie wypracowano nawet metody wyceny, choć odpowiednie metody są stosowane w republice Czeskiej i kilku innych krajach europejskich). Nie ma systemu zachęt ekonomicznych do wprowadzania rozwiązań retrofitowych na obszarach objętych kanalizacją deszczową, chociaż regulacje prawne stwarzają taką możliwość. W obu państwach nie dostrzega się lub nie docenia, pozytywnego wpływu lepszej jakości miejskiej rzeki na

wycenę okolicznych nieruchomości. Ważna wspólna bariera jest wynikiem braku nacisku lokalnych społeczności na podmioty realizujące ochronę przeciwpowodziową, który prowadziłby do wyboru skutecznych, lecz zarazem możliwie tanich, rozwiązań technicznych łączących funkcję ochrony terenu i ochrony rzeki. W obu państwach niewystarczający jest wpływ firm ubezpieczeniowych na warunki ubezpieczenia nieruchomości położonych w strefie zagrożonej zalewaniem lub podtopieniami.

Specyfiką regionu górnośląsko-ostroawskiego po obu stronach granicy jest skoncentrowanie priorytetów ekonomicznych na rozwiązywaniu innych ważnych problemów, w tym zwłaszcza wynikających z transformacji gospodarczej i społecznej. W tym sensie perspektywy rewitalizacji rzek miejskich są gorsze niż w regionach o stabilnej sytuacji ekonomicznej i społecznej.

RÓŻNICE

W Republice Czeskiej dodatkowa, silna bariera wynika z centralizacji administracji wodnej w sześciu dużych instytucjach państwowych, podlegających bezpośrednio ministerstwu rolnictwa. Podejmowane już ministerialne programy rewitalizacji nie dały zadowalających wyników. W odróżnieniu od Republiki Czeskiej, w Polsce gospodarka wodna i monitoring, wymagany z powodu wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej, są niedofinansowane.

Tablica 5. Zestawienie barier ekonomicznych

Bariera	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnośląsko-ostroawskiego	Polska część regionu górnośląsko-ostroawskiego
Ukierunkowanie priorytetów ekonomicznych na inne problemy niż rewitalizacja rzek, co wynika z konieczności rozwiązywania problemów społecznych związanych z transformacją			X	X
Problem własności gruntów nadrzecznych – często mozaika prywatnych gruntów jako efekt nieprzemyślanej prywatyzacji gruntów skarbu państwa	X	X	X	X
Niewłaściwa polityka finansowania gospodarki wodnej wyrażająca się w zbyt małym finansowaniu działań rewitalizacyjnych w zestawieniu z bardzo wysokimi nakładami na administrowanie wodami oraz na regulacje techniczne	X	X	X	X
Ogólne niedofinansowanie gospodarki wodnej		X		X
Środki finansowe na gospodarkę wodną trafiają w większości do 6 dużych scentralizowanych instytucji niezainteresowanych rewitalizacją małych rzek, a jedynie administrowaniem	X		X	
Praktyczne niepowodzenie dotychczas realizowanego programu rewitalizacji rzek, nadzorowanego przez ministerstwo środowiska, oznaczające zmarnotrawienie dużych pieniędzy publicznych ⁷	X		X	
Rozproszenie środków na rewitalizację w kilku ministerstwach (środowiska, rolnictwa, przemysłu oraz rozwoju regionalnego) i w województwach	X	X	X	X
Brak systemu zachęt finansowych na proekologiczne użytkowanie gruntu – np. rekompensat lub ulg podatkowych za odstąpienie od intensywnej uprawy, za wiosenne wylewy rzek itd.	X	X	X	X
Państwowe władanie środkami finansowymi na ochronę przeciwpowodziową powodujące, że zainteresowanie miast/gmin wdrażaniem tańszych, a często także bardziej proekologicznych rozwiązań w ochronie przeciwpowodziowej jest niewielkie lub zerowe (gminy nie płacą za realizację ochrony przeci-	X	X	X	X

⁷ Wydawane jest 200–300 mln KCs rocznie – wynikające z tego, że większość przedsięwzięć, jakie zrealizowano, w istocie nie mieści się w pojęciu rewitalizacji (np. zbiorniki retencyjne, stawy hodowlane) – w latach 1992–2001 praktycznie budowano tylko zbiorniki; informacja za: www.env.cz.

Bariera	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnośląsko-ostroawskiego	Polska część regionu górnośląsko-ostroawskiego
powodziowej)				
Niewystarczający jest wpływ firm ubezpieczeniowych na przydzielanie ubezpieczeń dla budynków lokalizowanych w zasięgu powodzi i podtopień (jest to w gestii samorządu), co prowadzi do zabudowywania terenów zalewowych	X	X	X	X
Brak uzależnienia kosztów inwestycji i wynikających z nich decyzji od wyceny biotopów	X	X	X	X
Brak metody wyceny biotopów, która pozwoliłaby urealnić koszty zewnętrzne inwestycji wpływających na stan biotopów nadrzecznych		X		X
Brak systemu zachęt ekonomicznych do wprowadzania rozwiązań retrofitycznych na obszarach istniejących sieci deszczowych	X	X	X	X
Niedostrzeżenie przez decydentów związku między jakością miejskiej rzeki (wraz z otaczającą ją przestrzenią) i ekonomiczną wartością pobliskich nieruchomości	X	X	X	X
Niedostatek pieniędzy na wdrażanie nowoczesnego monitoringu części wód w zakresie zgodnym z wymaganiami RDW		X		X

2.4.6. Bariery organizacyjne

OBSZAR WSPÓLNY

Wszystkie bariery organizacyjne są konsekwencją barier politycznych i naukowo-informacyjnych (tabl. 6). Są one bardzo podobne w obu państwach. Szczególnie ważną barierą jest rozdzielenie kompetencji między dwa ministerstwa i słaby dostęp do istniejącej bazy informacyjnej o środowisku, będącej w dyspozycji instytucji państwowych. Wspólną barierą jest niewystarczające korzystanie z wiedzy specjalistów w zakresie monitoringu ekologicznego stanu wód, jak i niechęć do egzekwowania prawnych ograniczeń zabudowy stref zalewowych. Pomimo transformacji ustrojowej, na rynku usług projektowych i wykonawczych utrzymała się dominacja „tradycyjnego” lobby hydrotechnicznego.

Tablica 6. Zestawienie barier organizacyjnych

Bariera	Republika Czeska	Polska	Czeska część regionu górnośląsko-ostroawskiego	Polska część regionu górnośląsko-ostroawskiego
Trudności z systemowym wprowadzeniem monitoringu wód, wynikające z rozdzielenia kompetencji w zakresie gospodarki wodnej między dwa ministerstwa (ochrona i administracja oddzielnie)	X	X	X	X
Ograniczony dostęp do informacji o środowisku – nie tylko konieczność kupowania niektórych danych, ale także ograniczanie dostępu do istniejących danych (w tym odmowa sprzedaży danych)	X	X	X	X
Niedostatek specjalistów monitoringu ekologicznego stanu części wód (morfologia, fitobentos, fitoplankton, makrobentos, makrofity)	X		X	
Niewykorzystanie specjalistów monitoringu ekologicznego stanu części wód (morfologia, fitobentos, fitoplankton, makrobentos, makrofity)	X	X	X	X
Niewystarczające egzekwowanie prawa w zakresie unikania zabudowy terenów zalewowych	X	X	X	X
Dominacja „tradycyjnego” lobby hydrotechnicznego na rynku usług związanych z urządzeniem cieków (projektowanie i realizacja)	X	X	X	X
Ogólne nastawienie właścicieli wód bardziej na administrowanie niż na opiekę	X	X	X	X
Praktyczny brak zarządzania lokalnymi zlewniami w miastach				X

RÓŻNICE

Szczególnie dotkliwą barierą w Republice Czeskiej jest brak specjalistów w niektórych działach monitoringu ekologicznego (w Polsce jest kilka ośrodków kształcących takich specjalistów). Szczególnie dotkliwą barierą na polskim Górnym Śląsku jest praktyczny brak zarządzania (a nawet koncepcji zarządzania) lokalnymi zlewniami w miastach.

PODSUMOWANIE

Analizowanie sposobów likwidowania rewitalizacyjnych barier wykraczało poza tematykę prac prowadzonych przez autorów. Zaproponowano więc jedynie ogólny kierunek działań – tj. opracowywanie i wdrażanie lokalnych projektów. Z faktu, że w miastach Republiki Czeskiej udało się wdrożyć kilka lokalnych projektów należy wnioskować, że jest to możliwe – mimo wszystkich wykazanych przeciwności – również w Polsce. Zrealizowanie i odpowiednia promocja jednego lub kilku lokalnych projektów lokalnych doprowadzi do osłabienia barier naukowo-informacyjnych. Logiczną konsekwencją takiej zmiany będzie wzrost zainteresowania lokalnych społeczności i lokalnych decydentów rewitalizacją miejskich rzek zwłaszcza, jeśli do świadomości opinii publicznej dotrze związek między poprawą jakości rzeki i poprawą jakości przestrzeni miasta oraz komfortu życia. To z kolei będzie oznaczać osłabienie barier społecznych. Nawet jeden dobrze nagłośniony precedens w postaci udanego wdrożenia projektu lokalnego może bezpośrednio przyczynić się także do osłabienia barier organizacyjnych i politycznych, a zatem – do rozerwania błędnego koła (rys. 1 – strzałki oznaczone przerywaną linią).

Zarówno w Polsce, jak i w Republice Czeskiej udało się stworzyć opracowania studialne, a po części także wdrożyć projekty rewitalizacyjne dla odcinków rzek płynących poza obszarami zurbanizowanymi (w Republice Czeskiej wdrożenia są bardziej powszechne niż w Polsce). Liderami takich działań po obu stronach granicy są organizacje pozarządowe. Doświadczenia tych organizacji (zarówno pozytywne, jak i negatywne) powinny zostać wykorzystane przez podmioty opracowujące programy lub projekty rewitalizacyjne także na terenach zurbanizowanych. Naturalną formułą wymiany informacji mogłyby być odpowiednie – polski i czeski – portale internetowe na rzecz rewitalizacji, działające w istniejących już sieciach europejskich i krajowych⁸. Portale takie mogłyby pełnić także funkcję edukacyjną.

Istniejące już w obu państwach organizacje pozarządowe są naturalnym beneficjentem lub powiernikiem środków finansowych na realizację lokalnych projektów rewitalizacyjnych, a równocześnie są predystynowane do organizowania przestrzeni dyskusji między interesariuszami, w tym właścicielami terenów. Bardzo dobrą inicjatywą byłoby zrzeszanie się społeczności lokalnych w stowarzyszenia o statusie organizacji pozarządowych, działające w celu rozwiązywania lokalnych problemów. Dobrym przykładem jest funkcjonowanie w Republice Czeskiej licznych spółek grun-

⁸ Linki internetowe do sieci międzynarodowych można znaleźć pod adresem <http://www.smurf-project.info/links.html>.

towych działających na rzecz ochrony lokalnego dziedzictwa przyrody przez proekologiczne korzystanie z jego zasobów.

Z zestawienia barier charakteryzujących region śląsko-ostrowski wynika, że zarówno w polskiej, jak i w czeskiej części regionu z ogólnokrajowymi barierami łączy się brak dobrych praktyk i dobrych propozycji rozwiązań dla terenów dotkniętych działalnością górnictwa. Z uwagi na uwarunkowania polskiej części regionu (duże miasta i małe rzeki, w tym odcinki źródłowe) brak ten jest szczególnie dotkliwy. Zmianom w ukształtowaniu koryt i dolin rzecznych – wynikającym z działań górniczych – przyjęło się przeciwstawiać zawsze w sposób uniemożliwiający zarówno retencję wód, jak i ochronę różnorodności krajobrazowej. Opracowanie i wdrożenie lokalnego projektu rewitalizacyjnego, połączonego z odbudową retencji na takim właśnie – trudnym, trwale wyłączonym z zabudowy terenie – mogłoby szczególnie pomóc w przełamywaniu barier we wszystkich sferach omówionych w niniejszym artykule.

Literatura

1. Boitsidis A., Gurnell A. (2006): *Environmental Sustainability Indicators For Urban River Management* (<http://www.smurf-project.info>).
2. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327/1, 22.12.2000.
3. FOREN. A practical guide to regional foresight. Published by the FOREN network (http://les.man.ac.uk/PREST/Publications/other/FOREN_guide.pdf).
4. Houriet J.P. (2006): *Der Gewässerschutz ist eine Daueraufgabe. Wege des Wassers*. Umwelt No 4.
5. Janauer G.A. (2005): *Aquatic Habitats in Vienna. Integrating Ecology and Urban Water Management*. UNESCO-Workshop, Łódź.
6. Schueler T. (2004): *An Integrated Framework to Restore Small Urban Watersheds*. CWP Urban Subwatershed Restoration Manual Series. No 1. Version 1.0. March 2004.
7. SMURF (2003). SMURF Project Methodology and Techniques. Produced by Environment Agency King's College London, University of Birmingham and HR Wallingford Ltd, in association with Wallingford Software Ltd. July 2003 (<http://www.smurf-project.info/methodologyreport.pdf>).
8. Studie „Zkapacitnění koryta řeky Moravy v Olomouci“. Unie pro řeku Moravu a Nadace Partnerství. 2001.
9. Studie „Možnosti revitalizace údolních niv hlavních brněnských toků“. Ateliér Fontes, s.r.o. Magistrát města Brna. Mesoporous Materials 2006 Vol. 75, s. 173–181.
10. Trząski L., Molenda T., Kupka R. (2000): *Renaturyzacja miejskiego potoku – program dla Ślepiotki*. Problemy Ekologii nr 4(1), s. 38–43.
11. Trząski L., Korczak K., Bondaruk J., Łabaj P. (2006): *Użytkowe funkcje zasobów wodnych oraz uszczelnienie zlewni – kryteria nowego podejścia do gospodarowania ciekami miejskimi*. Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko nr 1, s. 63–72.
12. Wasserwirtschaft in Bayern (1989): Flüsse und Bäche erhalten, entwickeln, gestalten. Oberste Baubehörde im bayerischen Staatsministerium des Innern. München.
13. Zalewski M., Wagner-Lotkowska I. (eds) (2004): *Integrated Watershed Management – Ecohydrology and Phytotechnology-Manual*. UNESCO IHP, UNEP IETC.

Recenzent: dr Leszek Drobek

*Maria Malicka**

METODY USUWANIA JONÓW RTĘCI Z ZANIECZYSZCZONYCH ROZTWORÓW WODNYCH

Streszczenie

Rtęć jest jednym z najbardziej toksycznych pierwiastków występujących w środowisku. Ze względu na właściwości fizykochemiczne stanowi ogromne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt. W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie metodami usuwania zanieczyszczeń związków rtęci ze środowiska. W artykule przedstawiono przegląd metod usuwania jonów rtęci z roztworów wodnych.

Methods of mercury ion removal from contaminated water solutions

Abstract

Mercury is one of the most toxic element occurring in the environment. Because of its toxicity and its properties it may cause a huge menace to the people and animals. The interest of the eliminating, removal mercury out of environment are growing. The article below presents various methods of eliminating mercury from wastewaters.

WPROWADZENIE

Zanieczyszczenie środowiska związkami rtęci jest powszechne, w związku z tym, w ostatnich latach wzrosło zainteresowanie metodami usuwania zanieczyszczeń związków rtęci ze środowiska. Rtęć pod względem rozpowszechnienia w skorupie ziemskiej zajmuje dopiero 77 miejsce wśród innych pierwiastków (Kabata-Pendias 1999). Jednakże, ze względu na liczne zastosowania zarówno w przemyśle, jak i w gospodarstwach domowych oraz wyjątkową toksyczność, stanowi zagrożenie dla życia i zdrowia ludzi. Rtęć to pierwiastek lotny, ulegający łatwo bioakumulacji. Obieg rtęci w przyrodzie zależy nie tylko od jej stężenia, ale i od fizykochemicznych reakcji określających formy jej występowania. Rtęć w środowisku nie ulega rozkładowi, ani trwałej depozycji; po przedostaniu się do środowiska krąży w nim, zmieniając tylko swoją postać. W organizmie gromadzi się i stopniowo uszkadza układ nerwowy człowieka.

Uzyskiwanie wody pitnej o określonych właściwościach wymaga stosowania różnorodnych, najczęściej kombinowanych, metod oczyszczania. Klasyczne metody oczyszczania nie zawsze są efektywne w przypadku zanieczyszczeń metalami ciężkimi, a szczególnie rtęcią. Istotna jest natura zanieczyszczeń – forma jonowa rtęci obecnej w roztworze może determinować efektywność danej metody, dlatego niezwykle ważna jest wnikliwa analiza ścieku i dobranie odpowiedniej metody oczyszczania (UNEP 2002).

* Śląskie Środowiskowe Studium Doktoranckie w Głównym Instytucie Górnictwa.

Usuwanie z zanieczyszczonych roztworów rtęć lub jej związki należy mieć na uwadze graniczne stężenia tego pierwiastka (tabl. 1). Ze względu na toksyczność, trwałość w środowisku i zdolność do bioakumulacji rtęci, przepisy są bardzo restrykcyjne. Limit dla wody pitnej wynosi $0,001 \text{ g Hg/m}^3$, co oznacza potrzebę poszukiwania nowych skutecznych metod oczyszczania wód.

Tablica 1. Najwyższe dopuszczalne stężenia jonów Hg, Cd, Pb dla wody do picia i na potrzeby gospodarcze

Nazwa substancji	Jednostka miary	Najwyższe dopuszczalne stężenia				
		Polska*	WHO	USA (US EPA)	Kanada	Wielka Brytania
Rtęć	g Hg/m^3	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001
Kadm	g Cd/m^3	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Ołów	g Pb/m^3	0,05	0,05	–	0,05	0,05

* Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, Dz. U. 2007.61.417.

1. KLASYFIKACJA METOD

W analizie metod usuwania jonów rtęci z roztworów wodnych są uwzględniane następujące kryteria:

- właściwości fizykochemiczne zanieczyszczonych roztworów,
- podstawowe parametry metody (czas kontaktu, dawki substratów, czas reakcji, itp.),
- wymagania procesowe,
- analityka,
- opłacalność ekonomiczna.

W artykule przedstawiono technologie i metody oczyszczania już wdrożone i powszechnie stosowane, jak i metody eksperymentalne, które są wdrażane, lub z różnych względów (najczęściej ekonomicznych) ich praktyczne zastosowanie jest odkładane w czasie. Warto zaznaczyć, że wymagania dotyczące stężeń jonów rtęci w wodzie pitnej są bardzo restrykcyjne i nie wszystkie tzw. tradycyjne metody oczyszczania mogą być w wielu przypadkach stosowane. Podczas wyboru metody oczyszczania należy brać także pod uwagę materiał odpadowy, który powstaje w trakcie procesu.

Najczęściej stosowanymi w przemyśle metodami usuwania zanieczyszczeń z wód, w tym także rtęci, są: strącanie, adsorpcja, wymiana jonowa, chemiczna redukcja, separacja membranowa, biologiczna detoksykacja, membranowa ekstrakcja. Jednak nie wszystkie te metody zostały wdrożone w skali przemysłowej. Część z nich jest wciąż testowana w skali laboratoryjnej lub półtechnicznej, a wdrożenie ich w skali przemysłowej jest nieuzasadnione z różnych przyczyn.

Skuteczność klasycznych metod oczyszczania ścieków zanieczyszczonych jonami rtęci została przedstawiona w tablicy 2 (Kowal 1996).

Tablica 2. Skuteczność procesów oczyszczania ścieków zanieczyszczonych jonami rtęci (Kowal 1996)

Metoda oczyszczania		Skuteczność procesu usuwania jonów rtęci, %
Napowietrzanie i stripping		0–20
Koagulacja + sedymentacja + filtracja		20–90
Zmiękczenie wapnem		20–90
Wymiana jonowa	kationity	20–90
	anionity	0–20
Adsorpcja	granulowany węgiel aktywny	20–90
	pylisty węgiel aktywny	20–60
	aktywny tlenek glinowy	0–20
Procesy membranowe	odwrócona osmoza	20–90
	ultrafiltracja	–
	elektrodializa	20–90
Dezynfekcja, chemiczne utlenianie		0–20

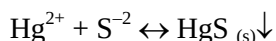
2. PRZEGLĄD METOD

2.1. Strącanie

Metody te polegają na wydzielaniu z roztworu rtęci w postaci osadu, w wyniku reakcji chemicznej z odpowiednim odczynnikiem strącającym lub na skutek procesów absorpcji lub adsorpcji na nośnikach. Najczęściej stosowanym odczynnikiem strącającym metale ciężkie, w tym rtęć, jest jon siarczkowy, a adsorberem – węgiel aktywny.

2.1.1. Strącanie za pomocą siarczków

Jest to najczęściej stosowana metoda usuwania nieorganicznych związków rtęci z roztworów. Metoda ta polega na dodawaniu związków siarki (najczęściej NaS lub innych soli siarczkowych) do roztworu w celu uzyskania nierozpuszczalnego siarczku rtęci HgS (tabl. 3). Reakcja przebiega zgodnie z równaniem

**Tablica 3.** Efektywność strącania zanieczyszczeń z roztworów za pomocą związków siarki (USA EPA 1997)

Substancja chemiczna wspomagająca proces	Stężenie rtęci, µg/l		Redukcja zanieczyszczenia, %	pH procesu	Uwagi
	początkowe	końcowe			
Siarczek sodu Na ₂ S	–	<3	–	–	filtr próżniowy
	300–6000	10–125	58–99,8	–	filtr ciśnieniowy
	1000–50000	10	99,99	–	flokulacja + węgiel aktywny
Wodorosiarczek sodu NaHS	13150	20	>99,9	3,0	filtr
Siarczek magnezu HgS	5000–10000	10–50	99–99,9	10–11	–
Siarczki E ₂ S	300–6000	10–125 (średnia 50)	58–99,8	5,1–8,2	filtracja
	–	100–300	–	–	–
	–	100	–	–	–
	–	10–20	–	–	węgiel aktywny

Strącanie jonów rtęci zawartych w roztworach za pomocą siarczków, to proces, który nie wymaga dużych nakładów finansowych; jest stosunkowo łatwy do przeprowadzenia, jednak wymaga ściśle określonych warunków. Przeciwnicy tej metody zarzucają często, że powstający siarczek rtęci stanowi odpad, którego zagospodarowanie może być kłopotliwe. Metoda ta, aby była skuteczna, wymaga stosowania dodatko-

wych wspomagających technik – na przykład filtracji. Nie jest to metoda selektywna, ponieważ równocześnie są wytrącane jony innych metali, których usuwanie z wody do stężeń granicznych nie jest konieczne, dotyczy to na przykład jonów cynku.

2.1.2. Koagulacja/współstrącanie

Jest to proces oczyszczania ścieków polegający na łączeniu się cząstek fazy rozproszonej koloidu w większe agregaty, tworzące fazę ciągłą o nieregularnej strukturze. W wyniku koagulacji może następować zjawisko żelowania, tworzenia się past i materiałów stałych, sedymentacji lub pokrywania powierzchni mieszaniny warstwą fazy rozproszonej.

W procesach usuwania jonów nieorganicznych rtęci przez strącanie (dodawanie żelaza lub alunu), a następnie zastosowanie filtracji, uzyskuje się redukcję zanieczyszczeń wynoszącą 50–60 µg/l czyli 98–99%. Koagulacja związkami wapna stosowana w przypadku ścieków o stężeniu Hg większym niż 500 µg/l pozwala na 70% redukcję stężenia jonów Hg. W tablicy 4 przedstawiono efektywność procesu koagulacji/współstrącania w odniesieniu do poszczególnych czynników: alunu, żelaza i wapna (USA EPA 1997).

Tablica 4. Efektywność koagulacji/strącania zanieczyszczeń zawartych w roztworach (USA EPA 1997)

Środek koagulujący	Dawka koagulantu, mg/l	Stężenie rtęci, µg/l		Redukcja zanieczyszczenia, %	pH procesu	Dodatkowe procesy
		początkowe	końcowe			
Alun	1000	11300	102	99	3	filtracja
	100	90	11	88	–	–
	100	–	10	–	–	–
	21–24	5,9–8,0	5,3–7,4	10–34	6,7–72	filtracja
	220	60	3,6	94	6,4	filtracja
Żelazo	34–72	4,0–5,0	2,5	38–50	6,9–7,4	filtracja
	40	50	1,0	98	6,2	filtracja
	20–30	1–17	0,5–6,8	50–97	–	–
Wapno	415	500	150	70	11,5	filtracja
	NA	0,66	0,02	>69	8,3	–

2.2. Procesy adsorpcyjne

Metody usuwania zanieczyszczeń z roztworów wodnych przy wykorzystaniu zjawiska adsorpcji (wiązania substancji ciekłej na powierzchni substancji stałej) znalazły szerokie zastosowanie. Mogą mieć one charakter chemiczny (chemisorpcja – reakcja chemiczna) lub fizyczny (adsorpcja fizyczna). Zdolność adsorpcyjna jest określana jako masa adsorbentu, która może być zaadsorbowana przez jednostkę masy adsorbentu. Jest ona zależna od wielu zmiennych i wyznaczana doświadczalnie dla danego płynu i określonych warunków (ciśnienie, temperatura, rodzaj i czas kontaktu). Zjawisko może mieć charakter monowarstwowy (tzn. jednowarstwowy), na przykład chemisorpcja jest z reguły monowarstwowa, lub wielowarstwowy (poliwarstwowy), na przykład adsorpcja par przy ciśnieniu bliskim ciśnieniu pary nasyconej, gdy następuje samorzutna kondensacja pary. Do usuwania rtęci z roztworów wodnych stosuje się wiele kombinacji procesów adsorpcji.

2.2.1. Adsorpcja na węglu aktywnym

Jedną z najpopularniejszych metod usuwania zanieczyszczeń z roztworów wodnych, w tym także jonów rtęci, jest stosowanie węgla aktywnego jako adsorbenta. Węgiel aktywny ze względu na właściwości jest często nazywany środkiem uniwersalnym, gdyż może być stosowany do usuwania wielu zanieczyszczeń. Postać węgla aktywnego stosowanego do oczyszczania jest uzależniona od rodzaju zanieczyszczeń. Węgiel aktywny ma także zdolność regeneracji, co ma również duże znaczenie.

Istnieje wiele metod wykorzystania węgla aktywnego jako sorbenta. Są to metody ciśnieniowe, grawitacyjne, kombinowane. Zanieczyszczony roztwór jest przepuszczany przez kolumnę lub kolumny z sorbentem w postaci węgla aktywnego, który ulega nasyceniu zanieczyszczeniem.

Innym popularnym zastosowaniem węgla aktywnego jest stopniowe wprowadzanie do układu technologicznego węgla aktywnego w postaci sproszkowanej. Z uwagi na rozdrobnienie i zwiększenie powierzchni sorpcyjnej metodą tą uzyskuje się dobre efekty. Zwiększenie zdolności adsorpcyjnych węgla można uzyskać impregnując nim tkaniny.

Tablica 5. Porównanie właściwości sorpcyjnych węgla aktywnego w procesie usuwania jonów rtęci z roztworów wodnych (USA EPA 1997)

Postać węgla aktywnego	Zawartość jonów Hg w roztworze, µg/l		Redukcja zanieczyszczenia, %	Dodatkowe technologie	Uwagi
	początkowa	końcowa			
PAC ^{*)}	10000	4000	60	brak	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
PAC	10000	0,2	>99,9	filtracja (5 µm), sączenie CS ₂	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
PAC	2000	NA	–100	odwirowywanie lub filtracja (0,45 µm)	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
PAC	10	NA	–80	filtracja (0,45 µm)	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
PAC	1,0	0,5	50	sedymantacja	zanieczyszczenia petrochemiczne, skala laboratoryjna
GAC ^{**)}	0–100	<1,0	>41	brak	zanieczyszczenia syntetyczne, wdrożone w skali przemysłowej
GAC	1,7 1,5	0,9 0,8	47 47	filtracja	zanieczyszczenia petrochemiczne, skala laboratoryjna

^{*)} PAC – Powdered activated carbon – węgiel aktywny w postaci sproszkowanej.

^{**)} GAC – Granular activated carbon – węgiel aktywny w postaci granulatu.

Doświadczenia usuwania jonów cynku, kadmu i rtęci z roztworów wodnych przy zmiennym pH, wykazały, że wzrost pH nie wpływa na stopień adsorpcji rtęci, a zmniejsza się w przypadku obecności jonów cynku i kadmu.

Mechanizm adsorpcji został przeanalizowany w odniesieniu do zmiennego pH i zmiennych parametrów procesu. Wynikiem analizy było dobranie optymalnych warunków prowadzenia procesu usuwania zanieczyszczeń z wody, a w konsekwencji opracowanie skutecznej metody (Babić i inni 2002).

2.2.2. Ksantogeniany

Alternatywnym materiałem dla węgla aktywnego są ksantogeniany. Są to sole kwasu ksantogenowego $C_2H_5-O-C(S)-SH$, w których jon wodoru jest zastąpiony metalem. Ten modyfikowany chemicznie materiał został opracowany w Meksyku, a testy skuteczności (tabl. 6) absorpcji jonów rtęci prowadzone w skali laboratoryjnej i półtechnicznej przyniosły obiecujące rezultaty (USA EPA 1997).

Tablica 6. Porównanie skuteczności oczyszczania roztworów wodnych z użyciem modyfikowanego ksantogenianu (USA EPA 1997)

Zawartość jonów Hg w roztworze, mg/l		pH procesu	Dodatkowe technologie	Uwagi
początkowa	końcowa			
10	0,023	1	sedymentacja	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
100	0,001	5	filtracja (0,45 μm)	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
9,5	0,01–0,1	5	sedymentacja	wody technologiczne z produkcji chloru i alkaliów, pilotaż
9,5	0,005–0,02	5	sedymentacja i filtracja (0,45 μm)	wody technologiczne z produkcji chloru i alkaliów, pilotaż
6,3	–0,2	11	filtracja (10 μm)	wody technologiczne z produkcji chloru i alkaliów, skala laboratoryjna
6,3	0,01	11	proces z dodatkiem podchlorynu sodu (NaOCl)	wody technologiczne z produkcji chloru i alkaliów, skala laboratoryjna
6,3	0,001	–	węgiel aktywny	wody technologiczne z produkcji chloru i alkaliów, skala laboratoryjna

2.2.3. Zeolity

Do oczyszczania wód stosuje się często zeolity. Wynika to z ich dużej zdolności do wymiany jonowej oraz do selektywności w odniesieniu do poszczególnych pierwiastków. Zeolity to minerały z grupy uwodnionych glinokrzemianów i krzemianów, występujących powszechnie w środowisku. Są więc łatwo dostępne i tanie. W naturalnych warunkach występuje ponad 40 rodzajów zeolitów, jednak jedynie stosowanie klinoptiolitu, mordentu, erionitu, wydaje się być ekonomicznie uzasadnione (Gebremedhin-Haile, Olguin, Solache-Rios 2003). Jednym z najbardziej rozpoznanych zeolitów jest klinoptiolit. Stosowany jest on powszechnie do usuwania jonów metali ciężkich, przez wymianę jonową. Mineral ten w połączeniu z pirytem, halitem, mordentem czy heulandytem zwiększa swoje możliwości adsorpcyjne w stosunku do metali ciężkich.

Częstą praktyką jest zwiększanie zdolności adsorpcyjnych zeolitów przez dodawanie grup funkcyjnych, na przykład węglanów czy siarki. Przez modyfikację i dodawanie grup tiolowych zwiększa się zdolność adsorpcji jonów rtęci i srebra.

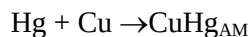
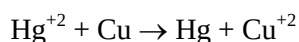
Modyfikowanie zeolitów organicznymi związkami siarki zwiększa zdolność adsorpcji jonów rtęci z zanieczyszczonych roztworów wodnych. Badania tego zjawiska były prowadzone przez meksykańskich naukowców z wykorzystaniem roztworów zanieczyszczonych wyłącznie związkami rtęci oraz roztworów zanieczyszczonych innymi metalami ciężkimi. Stosowane zeolity, naturalnie występujące w Meksyku, zostały poddane trzem rodzajom modyfikacji. Badania prowadzono w wielu wariantach, szukając optymalnych warunków i kombinacji, w celu osiągnięcia jak najskuteczniejszego efektu.

2.2.4. Amalgamacja

Amalgamaty tworzy się przez rozpuszczanie metali w rtęci w warunkach otoczenia. Najczęściej proces amalgamacji wykorzystuje się do uzyskiwania złota i srebra z rud metali.

Procesy amalgamacji rtęci zawartej w ściekach, to: wymiana w roztworach wodnych, a następnie proces bezwodny. Pierwszy z procesów polega na wymieszaniu metali bazowych, takich jak miedź lub cynk, ze ściekami zawierającymi sole rtęci, czego efektem jest redukcja soli rtęciowych i rtęciawych do rtęci elementarnej, rozpuszczającej się w metalu bazowym, z utworzeniem amalgamatu. Drugi z procesów polega na wymieszaniu sproszkowanych metali bazowych z odpadową ciekłą rtęcią, czego efektem jest powstanie amalgamatu w postaci stałej (UNEP 2007).

Ciekawe i obiecujące jest stosowanie kawałków miedzi Cu^0 w procesach oczyszczania roztworów wodnych. W badaniach zastosowano dwa rodzaje metalu Cu: chemicznie skrawane wiórki (Fluke) oraz skrawki z odpadowego materiału. Mechanizm przebiegał według schematu amalgamacji – metale o mniejszej wartościowości tworzą z metalami o większej wartościowości trwałe stopy, według poniższego schematu:



Jest to kolejna metoda, polegająca na ponownym wykorzystaniu alternatywnych/odpadowych surowców. Pozwala to na znaczne zmniejszenie kosztów oczyszczania (Huttenloch, Roehl, Czurd 2003).

2.2.5. Inne metody

Oczyszczanie roztworów z zastosowaniem procesów adsorpcji ma ogromną przyszłość, jednak coraz częściej poszukuje się sorbentów, które są łatwo dostępne i tanie. W związku z tym przeanalizowano między innymi możliwość zastosowania komercyjnego węgla aktywnego, węgla odbarwiającego, cementu pucolanowego oraz żółtego tufu wulkanicznego (Natale i inni 2006). Okazało się, że badania prowadzone przez włoskich naukowców nad zastosowaniem powszechnie dostępnych i tanich materiałów mogą stanowić alternatywę dla rozwiązań kosztownych.

Tanią metodą opracowaną przez hinduskich naukowców było zastosowanie popiołów lotnych w procesie oczyszczania roztworów wodnych. Metoda ta została opracowana zarówno dla jonów rtęci Hg^{+1} , jak i rtęci Hg^{+2} . Okazała się efektywna, tania ze względu na wykorzystanie odpadowych popiołów lotnych, i skuteczna. Stężenie wejściowe, kształtujące się w granicach 0,1–100 ppm w procesie oczyszczania zmniejszyło się do niewykrywalnego. Należy zaznaczyć, że metoda ta może z powodzeniem być stosowana w przypadku wód o charakterze przemysłowym. Aby spełnić kryteria wód pitnych należałoby zastosować dodatkowe oczyszczanie (Gomez-Serrano i inni 1998).

2.3. Wymiana jonowa

W innej grupie metod oczyszczania roztworów wodnych z rtęci zastosowano wymianę jonową. Metodami tymi są oczyszczane najczęściej wody przemysłowe. Polegają one na wykorzystaniu zdolności wymiany jonowej substancji rozpuszczonych w wodzie w odniesieniu do właściwego jonitu. Zdolność wymienna jonitu jest określana najczęściej w miligramach na litr, i to ona decyduje o zastosowaniu danego jonitu w oczyszczaniu wody z jonów rtęci. Stosując wymianę jonową należy brać pod uwagę postać jonową zanieczyszczenia. W przypadku jonów rtęci może ona występować na różnych stopniach utleniania.

Do oczyszczania są najczęściej stosowane żywice jonowymienne, których zdolność sorpcyjna, według Calmona, jest następująca (tabl. 8).

Tablica 8. Selektowność żywic jonowymiennych

Żywica jonowymienna	Kolejność selektywności
Duolite ES-466	$Hg^{+2} > Cu^{+2} > Fe^{+2} > Ni^{+2} > Pb^{+2} > Mn^{+2} > Ca^{+2} > Mg^{+2} > Na^{+}$
Dowex A-I	$Cu^{+2} > Hg^{+2} > Ni^{+2} > Pb^{+2} > Zn^{+2} > Co^{+2} > Cd^{+2} > Fe^{+2} > Mn^{+2} > Ca^{+2} > Na^{+}$
Nisso Alm-525	$Hg^{+2} > Cd^{+2} > Zn^{+2} > Pb^{+2} > Cu^{+2} > Ag^{+} > Cr^{+3} > Ni^{+2}$
Diaion CR-I 0	$Hg^{+2} > Cu^{+2} > Pb^{+2} > Ni^{+2} > Cd^{+2} > Zn^{+2} > Co^{+2} > Mn^{+2} > Ca^{+2} > Mg^{+2} > Ba^{+2} > Sr^{+2} > Na^{+2}$
Amberlite IR-718	$Hg^{+2} > Cu^{+2} > Pb^{+2} > Ni^{+2} > Zn^{+2} > Cd^{+2} > Co^{+2} > Fe^{+2} > Mn^{+2} > Ca^{+2}$
Unicellex UR-10	$Hg^{+2} > Cu^{+2} > Fe^{+3} > Al^{+3} > Fe^{+2} > Ni^{+2} > Pb^{+2} > Cr^{+3} > Zn^{+2} > Cd^{+2} > Ag^{+2} > Mn^{+2} > Ca^{+2} > Mg^{+2} > Na^{+2}$
Sirorex-Cu	$pH > 5, Cu^{+2}; pH > 0 Hg^{+2}$
Sumichelate Q-I 0	$HgCl_2 > AuCl_4 > Ag^{+} > Cr_2O_7^{-2}$

Należy dodać, że każdego roku są wprowadzane na rynek nowe i coraz bardziej skuteczne żywice. Jednak bardzo często specyfika i zdolność wymiany jonowej stanowi „know-how” producenta.

Stosowanie wymiany jonowej do usuwania zanieczyszczeń z roztworów wodnych jest:

- nieskomplikowane – dostępne „na żądanie”,
- bardzo intensywne,
- może osiągać wysoki poziom efektywności,
- może być selektywne.

Jak w przypadku każdej metody należy odpowiednio określić charakter zanieczyszczonych roztworów oraz określić parametry i kryteria mogące mieć wpływ na przebieg procesu.

2.4. Separacja membranowa

W procesach oczyszczania wód są wykorzystywane także separacja membranowa i redukcja chemiczna.

Metody z wykorzystaniem procesów membranowych umożliwiają separację zanieczyszczeń na poziomie molekularnym lub jonowym, w wyniku czego znalazły zastosowanie w eliminacji jonów rtęci z roztworów wodnych.

Ultrafiltracja molekularna to proces filtracji z użyciem sit molekularnych, membran i wszelkich materiałów porowatych o porach, których rozmiary są zbliżone do wielkości pojedynczych cząsteczek. Umożliwia ona rozdzielenie roztworów rzeczywi-

stych oraz mieszanin gazów na związki chemiczne, jony, pierwiastki itp. Ultrafiltracja wymaga zwykle stosowania znacznych ciśnień i jest czasochłonna (Kowal, Świderska-Bróz 1996; USA EPA 1997).

Tabela 9. Porównanie skuteczności oczyszczania roztworów wodnych z użyciem separacji membranowej

Proces membranowy	Zawartość jonów Hg w roztworze, µg/l		Redukcja zanieczyszczenia, %	Uwagi
	początkowa	końcowa		
Odwrotna osmoza	5,000	880	82,4	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
	9,000	1,503	83,3	zanieczyszczenia syntetyczne, skala laboratoryjna
	8	1,5–1,7	79–81	wdrożenie pilotażowe, zanieczyszczenia syntetyczne
Ultrafiltracja	1,500–2,000	NA	91–93	symulacja komputerowa
Przepływ krzyżowy – mikrofiltracja	1,270	15	99,8	technologia wdrożona, ścieki galwaniczne
	967	15	98,5	technologia wdrożona, ścieki galwaniczne
	150	88	41,3	technologia wdrożona, ścieki galwaniczne
	2,280	30	98,7	technologia wdrożona, ścieki galwaniczne
Magnetyczna filtracja	15,000	3–117	99,2–99,9	skrubler gazowy z odcieków, pochodzący ze spalania odpadów

Udoskonalona ultrafiltracja oraz dodawanie polietyloaminy (PEI) do roztworu przed rozpoczęciem procesu stanowiło przedmiot badań tureckich naukowców nad metodami usuwania jonów rtęci z zanieczyszczonych roztworów wodnych (Uludag, Onder, Yilmaz 1997). Prowadzone doświadczenia pozwoliły na usunięcie rtęci z roztworów przy pH około 5 w proporcji 1 : 1, 1 kg rtęci : 1 kg PEI. Stwierdzono, że o przebiegu reakcji decyduje stosunek Hg do PEI. Badania te zapoczątkowały dalsze doświadczenia mające na celu optymalizację technologii i wdrożenie jej w większej skali.

2.5. Metody biologiczne

W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie biologicznymi metodami usuwania metali ciężkich z roztworów wodnych. Na szeroką skalę znalazły one zastosowanie w oczyszczalniach ścieków.

W jednej z metod do usuwania jonów rtęci z zanieczyszczonych odpadów ciekłych wykorzystuje się szczepy – *Pseudomonas*. W skali laboratoryjnej jest możliwa 90–97% redukcja jonów rtęci ze ścieków pochodzących z produkcji chloru i alkaliów. Usuwanie jonów rtęci polega na ich enzymatycznej redukcji do postaci nierozpuszczalnej w wodzie Hg⁰ (Wagner-Dobler i inni 2000).

Inną metodą, mającą także duże perspektywy, jest metoda opracowana w laboratorium School of Biosciences w Brighton. Polega ona na usuwaniu rtęci z roztworów z wykorzystaniem gazu odlotowego produkowanego przez aerobowe (tlenowe) hodowle *Klebsiella pneumoniae* M426 (Essa, Macaskie, Brown 2005).

Sorbentem rtęci okazała się też lignina (drzewnik), która została poddana procesowi derywatyzacji w celu zmniejszenia rozpuszczalności w roztworach wodnych. Badania prowadzone przez Department of Chemistry and Biochemistry (University of Texas, USA) przyniosły zadowalające wyniki w procesie oczyszczania zanieczyszczonych wód solami rtęci (Koch, Roundhill 2001).

2.5.1. Biopolimery

Przewiduje się, że genetycznie modyfikowane biopolimery w przyszłości będą stanowić podstawę procesów oczyszczania roztworów wodnych (Schipper 2003). Na przykład biopolimery na bazie polipeptydów elastynowych ELP (*Elastine-like Polipeptyd*) w procesach oczyszczania wód gwarantują skuteczność i efektywność oczyszczania. Mają one także zdolność do selektywnego usuwania jonów rtęci z roztworów. Badania prowadzone przez amerykańskich naukowców wykazały, że zastosowanie sekwencji kolumn pozwala na redukcję jonów rtęci w roztworach do ppb (Kostal i inni 2003).

2.6. Nowe technologie

W najnowszych technologiach są stosowane kopolimery – polimery szczepione. Na przykład poliakryloamidy szczepione na celulozie mogą stanowić selektywny sorbent dla jonów rtęci. Zdolności absorpcyjne tego polimeru są znaczne i wynoszą 3,55 mmol/g dla krótkiego czasu reakcji. Dodając do roztworu 0,2 g szczepionego polimeru można wyekstrahować 50 ppm Hg^{+2} w czasie 8 minut. Badania wykazały także, że zdolności sorpcyjne nie ulegają zakłóceniom w obecności jonów innych metali ciężkich, przy pH reakcji wynoszącym 6. Stosowanie kopolimerów może być bardzo efektywne do oczyszczania ścieków pochodzących z przemysłu hydrometallurgicznego (Bicak, Sherrington, Senkal 1999).

Technologia polegająca na zastosowaniu nowej klasy hybrydowego materiału – Thiol-SAMMS do usuwania rtęci została opracowana w Pacific Northwest National Laboratory (PNNL). Wdrożenie tej metody pozwala na szybkie oczyszczanie przy zmniejszonych kosztach. Efektywność ekonomiczną opracowanego materiału w porównaniu z węglem aktywnym, przedstawiono w tablicy 10 (PNNL 1999).

Tablica 10. Porównanie sorbentów (na podstawie materiałów PNNL)

Koszty	Thiol-SAMMS	Żywice	Granulowany węgiel aktywny
Koszt materiału, \$	300	55	2
Zanieczyszczenie rtęcią, g/kg sorbentu	15	1	0,004
Ilość sorbentu, kg	67	1 000	25 000
Koszt sorbentu potrzebnego do usunięcia 1 kg rtęci	20 100	55 000	500 000
Koszt utylizacji odpadów, \$60/ft	310	3160	1187500
Łączny koszt oczyszczania 10 ⁵ l zanieczyszczonego roztworu (ścieku)	20410	58160	1687500

3. WYBÓR SPOSOBU OCZYSZCZANIA

Analizując metody oczyszczania należy uwzględnić wszelkie parametry mające wpływ na efektywność i ekonomikę procesu, czyli:

- rodzaj wymaganych procesów jednostkowych oczyszczania wody oraz powstające podczas tych procesów osady/odpady, produkty uboczne i ich zagospodarowanie,
- parametry technologiczne wytypowanych procesów,
- rodzaje i dawki niezbędnych chemikaliów,
- rodzaj materiału filtracyjnego oraz sorbenta (w przypadku sorpcji),

- czas trwania procesu i środowisko procesu.

Najważniejszym kryterium w procesie oczyszczania jest osiągnięcie dużej jego sprawności. Sekwencja poszczególnych procesów jednostkowych musi zapewnić stabilność parametrów oczyszczonej wody (USA EPA 1997).

PODSUMOWANIE

Analizując metody usuwania jonów rtęci z zanieczyszczonych roztworów wodnych nasuwają się następujące wnioski:

- Strącanie uznane za jedną z najpopularniejszych metod usuwania rtęci pozwala na osiąganie roztworów o dużej czystości zawierających od 10 do 100 µg jonów Hg/l. Czynnik strącający musi być jednak dodawany do roztworu zanieczyszczonego rtęcią w nadmiarze. Należy zauważyć, że wytrącanie siarczków jest w znacznym stopniu uzależnione od pH roztworu. Stabilizacja, a następnie zestalanie hydrauliczne jest traktowane jako jedna z najbardziej skutecznych metod, ale przy zapewnieniu odpowiednich warunków/parametrów.
- Większość ze znanych i stosowanych komercyjnie metod jest mało selektywna, w związku z tym może być stosowana także w przypadku innych zanieczyszczeń, w szczególności innych jonów metali ciężkich. Oznacza to, że inne jony metali są współusuwane z roztworów wodnych wraz z jonami rtęci.
- Do tej pory nie opracowano metody pozwalającej na skuteczne, selektywne usuwanie rtęci z roztworów wodnych, do wartości uznawanych za dopuszczalne w wodzie pitnej.
- Przed wyborem technologii należy przeprowadzić dokładną analizę właściwości zanieczyszczonych roztworów. Ważna jest powtarzalność składu zanieczyszczeń i parametry fizykochemiczne.
- Niezwykle kosztowne jest każdorazowe dobieranie technologii oczyszczania, jednak mając na uwadze tak bardzo toksyczny pierwiastek trzeba liczyć się z taką koniecznością.
- Dobrana optymalna metoda oczyszczania musi spełniać kryteria BAT (*Best Available Technique*).
- Niezwykle istotne jest zastosowanie w procesach oczyszczania wód materiałów odpadowych lub naturalnie występujących kruszców. Prowadzone badania wykazały, że do usuwania jonów rtęci z roztworów mogą być stosowane nie tylko drogie materiały.

Literatura

1. Babić B.M., Milonjić S.K., Polovina M.J., Cupić S., Kaludjerović B.V. (2002): *Adsorption of zinc, cadmium and mercury ions from aqueous solutions on an activated carbon cloth*. Carbon.
2. Bicak N., Sherrington D., Senkal B. (1999): *Graft copolymer of acrylamide onto cellulose as mercury selective sorbent*. Reactive & Functional Polymers Vol. 41, s. 69–76.
3. Essa A., Macaskie L., Brown N. (2005): *A New Method for Mercury Removal*. Biotechnology Letters Vol. 27, s. 1649–1655.

4. Gebremedhin-Haile T., Olguin M.T., Solache-Rios M. (2003): *Removal of mercury ions from mixed aqueous metal solutions by natural and modified zeolitic minerals*. Water, Air and Soil Pollution Vol. 148, s. 179–200.
5. UNEP (2002): Global Mercury Assessment. UNEP Chemicals, December 2002.
6. Gomez-Serrano V., Macias-Garcia A., Espinosa-Mansilla A., Valenzuela-Calahorra C. (1998): *Adsorption of mercury, cadmium and lead from aqueous solution on heat-treated and sulphurized activated carbon*. Wat. Res. Vol. 32, No 1, s. 1–4.
7. Huttenloech P., Roehl K., Czurd K. (2003): *Use of Copper Shavings To Remove Mercury from Contaminated Groundwater or Wastewater by Amalgamation*. Environ. Sci. Technol., Vol. 37, s. 4269–4273.
8. Kabata-Pendias A., Pendias H. (1999): *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Warszawa, PWN.
9. Koch H.F., Roundhill D.M. (2001): *Removal of mercury (II) nitrate and other heavy metals ions from aqueous solution by a thiomethylated lignin material*. Separation Science and Technology, Vol. 36, s. 137–143.
10. Kostal J., Mulchandani A., Gropp K.E., Chen W. (2003): *A Temperature Responsive Biopolymer for Mercury Remediation*. Environ. Sci. Technol. Vol. 37, s. 4457–4462.
11. Kowal A.L., Świdorska-Bróz M. (1996): *Oczyszczanie wody*. Warszawa, PWN.
12. Natale F.D., Lancia A., Molino A., Natale M.Di., Karatza D., Musmarra D. (2006): *Capture of mercury ions by natural and industrial materials*. Journal of Hazardous Materials B132, s. 220–225.
13. PNNL-SA-4 (1999): Pacific Northwest National Laboratory.
14. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U. 2007.61.417
15. Schipper O. (2003): *Biopolymer removes mercury from wastewaters*. Environ. Sci. Technol. 433A.
16. Uludag Y., Onder H., Yilmaz L. (1997): *Removal of mercury from aqueous solution via polymer-enhanced ultrafiltration*. Journal of Membrane Science.
17. UNEP (2007): *Draft technical guidelines on the environmentally sound management of mercury wastes*, UNEP/CHW/OEWG/6/INF/16.
18. USA EPA (1997): *Capsule Report, Aqueous Mercury Treatment*, EPA/625/R-97/004. 07.1997.
19. Wagner-Dobler I., Von Canstein H., Li Y., Timmis K.N., Deckwer W. (2000): *Removal of mercury from chemical wastewater by microorganism in technical scale*. Environ. Sci. Technol. Vol. 34, s. 4628–4634.

Recenzent: doc. dr hab. inż. Barbara Białecka

Krzysztof Kapusta

OCHRONA ZAPACHOWEJ JAKOŚCI POWIETRZA. DOŚWIADCZENIA ŚWIATOWE W ŚWIELE POTRZEBY UNORMOWAŃ PRAWNYCH W POLSCE

Streszczenie

Postępującemu w XX wieku rozwojowi cywilizacyjnemu świata towarzyszyło nasilenie występowania uciążliwych zjawisk zapachowych w środowisku. Wzrastająca liczba skarg na odory wymusiła w wielu krajach potrzebę prac legislacyjnych z zakresu standaryzacji zapachowej jakości powietrza. Liczne projekty badawcze, poprzedzające wprowadzenie normatywów, doprowadziły do opracowania różnych kryteriów oceny zapachowej uciążliwości instalacji oraz metod ilościowego określania wartości stężeń odorów w powietrzu. W artykule przedstawiono przykładowe rozwiązania legislacyjne, wprowadzone w krajach o długoletnim doświadczeniu w zakresie standaryzacji zapachowej jakości powietrza.

Protection of air odour quality. World's experience in the light of need of legal regulations in Poland

Abstract

Increasing global economic development during the XXth century was accompanied by intensification of odour nuisances in the environment. Growing number of odour-related complaints in many countries caused the need of odour legislation. Numerous research projects that preceded implementation of odour legislation resulted in elaboration of various technical standards and methods for odour concentration measurements. In this article, examples of legal regulations concerning odour nuisance in the countries of long odour standardization practice were presented.

WPROWADZENIE

W Polsce od wielu lat zwiększa się liczba skarg spowodowanych narażeniem na działanie odorów. Źródłem uciążliwości zapachowych są najczęściej obiekty produkcji zwierzęcej, procesy oczyszczania ścieków, segregacji, składowania i spalania odpadów oraz zakłady przemysłowe, takie jak mleczarnie, cukrownie, garbarnie i zakłady chemiczne o określonym profilu produkcji. Ze względu na skomplikowaną zależność między stężeniem i rodzajem substancji odorotwórczych w powietrzu, warunkami meteorologicznymi, topograficznymi oraz predyspozycjami osobistymi na odczuwaną uciążliwość zapachową, przyjęcie właściwej metodyki badania stężeń odorów w powietrzu od lat jest przedmiotem licznych dyskusji i sporów.

Obecnie w większości krajów, w których wprowadzono regulacje prawne w zakresie standaryzacji zapachowej jakości powietrza, do oceny poziomu uciążliwości zapachowej instalacji najczęściej są stosowane metody sensoryczne (olfaktometryczne), polegające na wykorzystaniu zmysłu węchu reprezentatywnej próby populacji. Próbę tę stanowi odpowiednio przeszkolona grupa ekspertów, spełniających określone

kryteria wrażliwości węchowej. Do oceny ilościowej najczęściej stosuje się metodę olfaktometrii dynamicznej, będącej przedmiotem kilku norm technicznych. Podstawę takiej oceny stanowi tzw. stężenie zapachowe (ou/m^3 – ang. *odour unit*), będące miarą rozcieńczenia próbki powietrza, pozwalającego na osiągnięcie progu wyczuwalności zapachu. W Europie obowiązuje norma EN 13725:2003 Jakość powietrza – oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej. W normie tej zawarto zasadę oznaczania stężenia zapachowego w próbkach powietrza, wyrażonego w europejskich jednostkach zapachowych $\text{ou}_\text{E}/\text{m}^3$. Pomiary wykonywane metodą olfaktometrii dynamicznej wymagają stosunkowo dużych stężeń zapachowych w badanych próbkach gazów. W związku z tym analizy prowadzi się na gazach pobieranych u źródła emisji, a stężenia imisyjne są określane metodą modelowania matematycznego dyspersji odorantów w powietrzu, z wykorzystaniem modeli referencyjnych.

Wyjątkowo do oceny uciążliwości zapachowej instalacji dopuszcza się inne kryteria stężeń zapachowych, w związku z powyższym metody stosowane najczęściej polegają na oznaczaniu ilościowych indywidualnych związków odorotwórczych lub na bezpośrednich ocenach sensorycznych w terenie, z wykorzystaniem przyjętej skali intensywności zapachu bądź opisu werbalnego.

Odpowiednie akty prawne z zakresu standardów zapachowej jakości powietrza oraz metod oceny stężenia zapachowego mają już państwa takie, jak: Wielka Brytania, Niemcy, Holandia, Czechy, Dania, Australia, USA, Kanada, Japonia, Korea Południowa oraz Nowa Zelandia. W Polsce dotychczas nie określono standardów i metody oceny zapachowej jakości powietrza. Zgodnie z zapisami ustawy Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r. odpowiednie akty wykonawcze w tej sprawie może wydać, w formie rozporządzenia, minister do spraw ochrony środowiska.

W artykule przedstawiono przykłady prawnej ochrony zapachowej jakości powietrza w Wielkiej Brytanii, Republice Federalnej Niemiec, Holandii, Belgii, Danii, Japonii, USA oraz Australii.

WIELKA BRYTANIA

Standaryzacja zapachowej jakości powietrza w Wielkiej Brytanii formalnie jest stosowana od 1990 roku, czyli od wejścia w życie ustawy Prawo Ochrony Środowiska (ang. *Environmental Protection Act* – EPA). Ogólne przepisy dotyczące uciążliwości powodowanych przez obiekty, zawarto w części I ustawy EPA zatytułowanej *Integrated Pollution Control and Air Pollution Control by Local Authorities* (zintegrowana kontrola zanieczyszczeń i kontrola zanieczyszczeń powietrza przez władze lokalne) – w skrócie odpowiednio IPC i LAAPC. Część IPC dotyczy najbardziej złożonych instalacji i procesów technologicznych, powodujących emisję do powietrza, wód i gruntu. Przepisy zawarte w części LAAPC stosuje się do obiektów mniejszych, powodujących emisję zanieczyszczeń wyłącznie do powietrza. W obydwu przypadkach niektóre związki odorotwórcze oraz procesy mogące powodować ich emisję ujęto w dokumencie referencyjnym *Prescribed Processes and Substances Regulations* (PPSR) z 1991 roku (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002).

Zasady postępowania w przypadkach występowania uciążliwości zapachowych powodowanych przez obiekty niepodlegające pod I część ustawy EPA z 1990 roku lub nieujęte w dokumencie PPSR (1991), określono w paragrafie 79 części III tej ustawy. Paragraf ten dotyczy uciążliwości ustawowych (ang. *statutory nuisances*), a odory zostały w nim wymienione razem z innymi czynnikami uciążliwymi takimi, jak: dymy, gazy, pyły oraz pozostałymi emisjami związanymi z różnymi formami działalności gospodarczej. Nieprzyjemny zapach nie jest uznawany za „uciążliwość ustawową”, jeżeli jego źródłem są domy prywatne, obiekty związane z działalnością rekreacyjną, obszary zanieczyszczone oraz obiekty wojskowe. W paragrafie wyraźnie zaznaczono, że za inspekcję w tym obszarze są odpowiedzialne władze lokalne, zobligowane do interwencji w każdym uzasadnionym przypadku skargi skierowanej przez osoby mieszkające na określonym terenie. Władze te odpowiadają również za opracowanie strategii likwidacji uciążliwości, z wykorzystaniem najlepszych stosowalnych środków (ang. *Best Practicable Means* – BPM). Zapisy ustawy EPA (1990) nie precyzują sposobów wykonywania ocen uciążliwości zapachowej obiektów.

Wytyczne techniczne dotyczące ocen zapachowej jakości powietrza zostały wydane przez Agencję Ochrony Środowiska w styczniu 2003 roku, w postaci dwóch dokumentów:

- *Technical Guidance Note IPPC H4 Horizontal Guidance for Odour. Part 1 – Assessment and Control* (2002a),
- *Technical Guidance Note IPPC H4 Horizontal Guidance for Odour. Part 2 – Regulation and Permitting* (2002b).

W wytycznych IPPC H4 zdefiniowano zasady oceny uciążliwości zapachowej procesów technologicznych wymienionych w Dyrektywie 96/61/WE w sprawie zintegrowanego zapobiegania i ograniczania (kontroli) zanieczyszczeń, zwanej popularnie Dyrektywą IPPC (ang. *Integrated Pollution Prevention and Control*) (Dyrektywa 96/61/WE). Według tej dyrektywy emisja odorów to jedno z 11 kryteriów oceny uciążliwości środowiskowej instalacji. Zaleca się, aby wytyczne H4 były stosowane również w przypadku oceny uciążliwości zapachowych obiektów niewymienionych w dyrektywie IPPC, dokonywanej na podstawie paragrafu 79 części III ustawy EPA, przez władze lokalne.

Wytyczne H4 umożliwiają pewną dowolność w ocenach wpływu instalacji na zapachową jakość powietrza w jej otoczeniu. Ocena powinna być ilościowa, z zastosowaniem do pomiaru stężenia odorów metody olfaktometrii dynamicznej oraz wybranego modelu matematycznego dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu.

Zawarte w dokumencie standardy poziomu stężenia odorów w środowisku zostały zróżnicowane w zależności od rodzaju przemysłu powodującego emisję zanieczyszczeń. Kryterium kwalifikującym była jakość hedoniczna zapachów związanych z określonym rodzajem działalności. Na tej podstawie wyróżniono trzy grupy instalacji. Poszczególne grupy instalacji oraz przypisane im standardy imisyjne przedstawiono w tablicy 1.

Tablica 1. Standardy imisyjne dla grup instalacji o różnym stopniu uciążliwości zapachowej w Wielkiej Brytanii (Technical Guidance 2002b)

Względna uciążliwość zapachowa instalacji	Zakłady i rodzaje działalności	Kryterium oceny (percentyl 98%) OUE · m ³
Duża	działania związane z osadem zagniwającym procesy przeróbki szczątków zwierzęcych i rybich cegielnie krematoria przetwórstwo tłuszczów i smarów oczyszczanie ścieków procesy rafinacji ropy naftowej produkcja pasz dla zwierząt	1,5
Średnia	intensywny chów zwierząt smażenie ryb (przetwórstwo żywności) przetwórstwo buraków cukrowych	3,0
Mala	produkcja czekolady przemysł browarniczy przemysł cukierniczy przemysł kosmetyczny i perfumeryjny wypalanie kawy piekarnictwo	6,0

REPUBLIKA FEDERALNA NIEMIEC

Podstawą prawną wszelkich wymagań dotyczących jakości powietrza w Niemczech jest ustawa federalna o ochronie powietrza atmosferycznego: *Bundes – Immissionsschutzgesetz* (w skrócie BimSchG) (Bundes... 1990). Zgodnie z §3 BimSchG wszelkie odory emitowane do otoczenia przez obiekty produkcyjno-usługowe stanowią uciążliwość ustawową, stąd wszystkie instalacje komercyjne na etapie procedury zatwierdzania działalności podlegają ocenie pod kątem potencjalnej emisji odorów. Ograniczenia emisji odorów do środowiska dotyczą tylko instalacji mogących powodować „znaczącą uciążliwość zapachową” w sąsiedztwie zakładu. W dokumencie nie przedstawiono jednak wyraźnych kryteriów kwalifikacji danego poziomu uciążliwości traktowanego jako znaczący (Both 1995). Nie podano również dopuszczalnych wartości stężenia zapachowego w powietrzu atmosferycznym oraz sposobu jej określania.

Istotnym dokumentem z zakresu technicznych możliwości ograniczania wpływu instalacji na jakość powietrza atmosferycznego w Niemczech są wytyczne *Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft* (Technical Instruction... 1986). W dokumencie tym zawarto zasady minimalizacji uciążliwości środowiskowej instalacji w poszczególnych gałęziach przemysłu i rolnictwa oraz podano wybrane metody oceny poziomu uciążliwości. Zawiera on także pojęcie maksymalnej częstotliwości występowania uciążliwości zapachowej w powietrzu, jednak bez metodyki określania tego parametru.

Luki w ustawodawstwie dotyczącym standaryzacji zapachowej jakości powietrza w Niemczech zostały uzupełnione dokumentem wydanym w 1994 roku – *Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen – Geruchsimmissions – Richtlinie (GIRL)*. Sposoby w nim opisane polegają na określaniu częstości przekroczeń ustalonych w dokumencie poziomów imisyjnych, z wykorzystaniem metody długookresowych obserwacji terenowych lub techniki modelowania matematycznego dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu.

W przypadku ocen terenowych, stopień uciążliwości zapachowej obiektu jest określany częstością występowania tzw. „godziny odorowej”, której istnienie w otoczeniu zakładu stwierdza czteroosobowy zespół oceniający, składający się z ekspertów. „Godzina odorowa” występuje wtedy, gdy podczas dziesięciminutowej obserwacji zapach utrzymuje się dłużej niż przez jedną minutę i jest określany przez osobę oceniającą jako wartość 1. Utrzymywanie się zapachu poniżej jednej minuty lub jego brak podczas dziesięciminutowej obserwacji zostaje odnotowane jako wartość 0. Kontrole terenowe są wykonywane 13 lub 26 razy w roku, w otoczeniu obiektu powodującego emisję odorów, w ściśle wyznaczonych punktach ustalonej siatki pomiarowej o promieniu równym 30 wysokości emitora. Częstość występowania „godziny odorowej” w ciągu roku jest wyznaczana wzorem

$$I = \frac{kn_v}{N}$$

gdzie:

k – współczynnik korygujący,

n_v – suma „godzin odorowych”,

N – wielkość próbki (liczba uczestników badań $\times$ liczba kontroli w roku).

Wartości stosowanych współczynników korygujących są uzależnione od liczby przeprowadzonych pomiarów oraz od sposobu zagospodarowania terenu wokół źródła emisji substancji odorowych (tabl. 2).

Tablica 2. Wartości współczynników korygujących

Wielkość próbki N	Współczynnik dla	
	obszarów mieszkalnych i mieszkalno-usługowych	obszarów przemysłowo-handlowych
52	1,7	1,6
104	1,5	1,3

Określone w dokumencie GIRL dopuszczalne częstości występowania „godzin odorowych” przedstawiono w tablicy 3.

Tablica 3. Dopuszczalne częstości występowania „godzin odorowych” w zależności od sposobu zagospodarowania terenu

Obszary mieszkalne i mieszkalno-usługowe	Obszary przemysłowo-handlowe
0,10	0,15

Zgodnie z wytycznymi zawartymi w GIRL do oceny stopnia uciążliwości zapachowej instalacji lub innych obiektów powodujących emisję odorów do środowiska można stosować również metody modelowania matematycznego dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu. Wprowadzane do modelu wartości stężeń odorów emitowanych do powietrza są określane metodą olfaktometrii dynamicznej.

Podstawą oceny uciążliwości zapachowej obiektów do produkcji zwierzęcej w Niemczech są tzw. diagramy minimalnej odległości. Istnieją osobne dokumenty dotyczące hodowli trzody chlewnej (VDI 3471, 1986), drobiu (VDI 3472, 1986) oraz bydła (VDI 3473, 1994). Ustalone procedury dotyczące minimalizacji uciążliwości zapachowych, związanych z poszczególnymi rodzajami produkcji zwierzęcej, pozwalają na wykreślenie diagramów minimalnej odległości lokalizacji źródła emisji.

W pierwszym etapie oceny wyznacza się ekwiwalent tzw. „sztuki przeliczeniowej” LJP (liczbę jednostek przeliczeniowych), czyli ustandaryzowaną, na podstawie określonych kryteriów, liczbę hodowanych zwierząt. Jedna jednostka LJP odpowiada około 500 kg żywej masy zwierząt. W tablicy 4 przedstawiono współczynniki wykorzystywane do wyznaczania liczby sztuk przeliczeniowych dla trzody chlewnej.

Tablica 4. Współczynniki wykorzystywane w obliczeniach liczby sztuk przeliczeniowych LJP dla trzody chlewnej, według VDI 3471 (Krajewska, Kośmider 2005)

Faza rozwoju zwierzęcia	LJP
Sucha locha, knur	0,3
Mokra locha z potomstwem młodszym niż 4 tygodnie	0,4
Mokra locha z potomstwem starszym niż 4 tygodnie	0,5
Loszka	0,15
Prosię odstawione od matki masa < 15 kg	0,01
Prosię odstawione od matki 15 kg < masa < 25 kg	0,02
Tucznik (koniec partii) o masie ≤ 45 kg	0,06
Tucznik (koniec partii) o masie > 45 kg	0,15
Tucznik ciągły o masie od 25 do 105 kg	0,12

Następnym etapem jest ocena punktowa sposobu prowadzenia hodowli według ustalonych kryteriów. Sposób prowadzenia ocen punktowych dla obiektów trzody hodowlanej, zgodnie z VDI 3471, przedstawiono w tablicy 5.

Tablica 5. Lista kryteriów wraz z oceną punktową (Krajewska, Kośmider 2005)

Kryterium	Ocena punktowa
1. Usuwanie i przechowywanie odpadów	
A. Usuwanie obornika w formie stałej	
Niska chlewnia	60
Mechaniczne usuwanie obornika do zbiornika zamkniętego ścianami z trzech stron	50
Mechaniczne usuwanie obornika do transportera	40
Mechaniczne usuwanie obornika na otwartą do powietrza przymę	20
B. Usuwanie obornika w formie ciekłej	
Podłoże oklejone > 45%	10
Podłoże oklejone < 45%	5
Usuwanie mechaniczne	0
C. Przechowywanie szlamu	
Zbiornik w pełni zamknięty	50
Przechowywanie z przykryciem	30
Przechowywanie z wytworzeniem pełnego, naturalnego osadu	30
Przechowywanie bez przykrycia	0
Przechowywanie pod podłogą chlewni	30
2. Wentylacja	
Stopień wentylacji dla lata, wg DIN 18910	
Różnica temperatury ≤ 2 K	10
Różnica temperatury ≤ 3 K	5
Różnica temperatury > 3 K	0
A. Odpływ wentylacyjny	
Pionowy, wysokość ≥ 1,5 m nad najwyższym punktem na dachu	15
Pionowy, wysokość < 1,5 m nad najwyższym punktem na dachu	5
Poziome boczne odpływy	0
Prędkość przepływu na wylocie pionowym przy stopniu wentylacji dla lata	25
Prędkość przepływu ≥ 12 m/s	20
10 m/s ≤ prędkość przepływu < 12 m/s	10
Prędkość przepływu < 7 m/s	0
3. Różne	
Specjalne pasze, sucha karma odpadowa	0

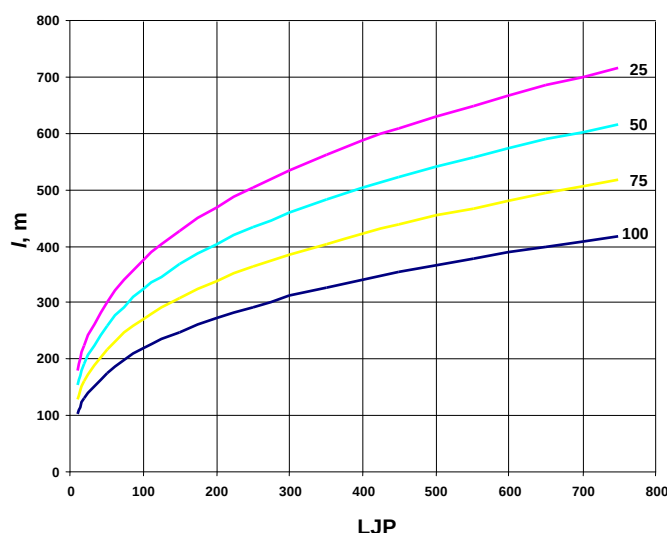
Kryterium	Ocena punktowa
Odpady kuchenne o słabym zapachu	do -10
Odpady o silnym zapachu	do -25
Lokalizacja	do + lub -20
Możliwość przechowywania szlamu	
≥ 6 miesięcy	10
≥ 5 miesięcy	5
≥ 4 miesięcy	0

Minimalną odległość lokalizacji zakładu produkcji zwierzęcej od zabudowań mieszkalnych wyznacza się z diagramów wykreślonych w układzie liczba jednostek przeliczeniowych (LJP) – minimalna odległość, dla poszczególnych sumarycznych ocen punktowych. Równania analityczne stosowane do obliczania zasięgu oddziaływania zapachowego obiektów hodowli trzody chlewnej, dla sumy ocen punktowych 25 i 100 mają następującą postać:

$$L_{25} = 86,3 \cdot LJP^{0,32}, m$$

$$L_{100} = 50,2 \cdot LJP^{0,32}, m$$

Wykresy sporządzone dla wartości ocen punktowych 25, 50, 75 i 100 przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Diagram minimalnych odległości / obiektów hodowli trzody chlewnej od zabudowań mieszkalnych, według VDI 3471; LJP – liczba jednostek przeliczeniowych

Fig. 1. Setback distances graph for pig farms according to VDI 3471; LJP – number of conversion units

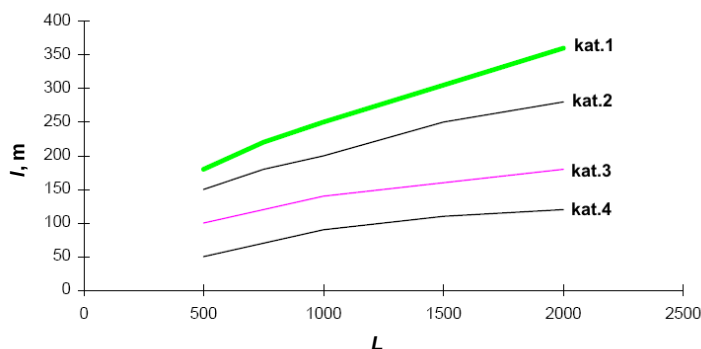
W przypadkach produkcji zwierzęcej, służby ochrony środowiska mają również możliwość oceniania oddziaływania zapachowego obiektów hodowli z wykorzystaniem metod modelowania matematycznego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu. Stężenia odorów są określane metodą olfaktometryczną, według VDI 3881 Olfaktometrie, Geruchsschwellenbestimmung.

HOLANDIA

Pierwsze regulacje prawne w Holandii z zakresu zapachowej jakości powietrza dotyczyły sektora produkcji zwierzęcej (hodowla trzody chlewnej). Wprowadzone w 1971 roku wymagania określały minimalne odległości lokalizacji obiektów hodowli trzody chlewnej od zabudowań mieszkalnych, w zależności od liczby sztuk inwentarza. Wytyczne te kilkakrotnie modyfikowano w następnych latach (1984 i 1996) (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002). Kolejnymi dokumentami z zakresu uciążliwości zapachowej obiektów produkcji zwierzęcej były:

- *Brochure: Livestock Rearing and Nuisance Law* (1976),
- *Guidance Note on the Application of the Nuisance Law in Livestock Production Units* (1984),
- *Brochure Livestock Production and Nuisance Law* (1985),
- *Assessment of Accumulation by Intensive Livestock Production. Publication Series Air no. 46, Ministry of Public Planning and Environment* (1985),
- *Guideline Livestock Production and Odour Annoyance* (1996).

Minimalna odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od zabudowy mieszkalnej jest wyznaczana na podstawie diagramu wykreślanego w układzie: liczba jednostek przeliczeniowych – odległość (rys. 2).



Rys. 2. Diagram minimalnych odległości I obiektów hodowli trzody chlewnej od zabudowań mieszkalnych według *Guideline Livestock Production and Odour Annoyance* (1996) (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002); L – liczba sztuk inwentarza hodowlanego, 1, 2, 3, 4 – kategorie odnoszące się do sposobu użytkowania terenu

Fig. 2. Setback distances graph for pig production units according to *Guideline Livestock Production and Odour Annoyance* (1996) (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002); L – number of breeding stock pieces, 1, 2, 3, 4 – categories relating to the way of terrain use

Zasady określania liczby jednostek przeliczeniowych są podobne do reguł stosowanych w Republice Federalnej Niemiec i bazują na stadiach rozwoju fizjologicznego inwentarza hodowlanego. Poszczególne kategorie, przedstawione na rysunku 2, odnoszą się do sposobu użytkowania terenu objętego potencjalną uciążliwością zapachową (Krajewska, Kośmider 2005). Tereny te to:

- obszary nierolnicze (budynki mieszkalne, szpitale, rekreacja itd.),
- miasteczka, osiedla i wsie na obszarach o charakterze wiejskim,

- izolowane domy mieszkalne lub skupiska domów mieszkalnych w otoczeniu wiejskim,
- wyłącznie budynki ferm.

W związku z dużym uprzemysłowieniem Holandii, wysokim poziomem ekonomicznym oraz dużą gęstością zaludnienia w 1984 roku przez Ministerstwo Planowania Publicznego, Mieszkalnictwa i Środowiska (VROM), został wydany dokument zawierający maksymalne wartości stężenia zapachowego w środowisku (standardy imisyjne) (Lucht... 1984). Określone w dokumencie dopuszczalne wartości stężenia odorantów, zróżnicowane w zależności od wieku instalacji przemysłowej oraz od sposobu zagospodarowania przyległego terenu, przedstawiono w tablicy 6.

Tablica 6. Dopuszczalne poziomy stężenia odorantów w Holandii (Lucht... 1984)

Rodzaj źródła	Sposób zagospodarowania terenu	Standard imisyjny		
		czas uśredniania min	stężenie ou/m ³	częstość przekroczeń % czasu w roku
Nowe	budynki mieszkalne, szkoły, szpitale, obiekty rekreacyjne itd.	60	0,5	0,5
Istniejące	budynki mieszkalne, szkoły, szpitale, obiekty rekreacyjne itd.			2,0
–	odosobnione budynki mieszkalne na terenach przemysłowych			5,0
Okresowe (nieciągłe)	budynki mieszkalne, szkoły, szpitale, obiekty rekreacyjne itd.			0,1

Początkowo jednakowe dla wszystkich rodzajów źródeł poziomy stężenie zapachowych zostały w późniejszym okresie zróżnicowane. Złagodzone wymagania dotyczące instalacji istniejących przez ustalenie dopuszczalnej wartości stężenia zapachowego wynoszącej 5 ou/m³ (przy częstości przekraczania stężenia 2% czasu w roku).

Wielkość wpływu instalacji na wartości stężeń zapachowych w ich otoczeniu jest określana metodą modelowania dyspersji zanieczyszczeń z wykorzystaniem wyników pomiarów olfaktometrycznych. Dążenie do poprawy jakości wyników pomiarów, otrzymywanych metodą olfaktometrii dynamicznej, zaowocowało opracowaniem standardu pomiarów olfaktometrycznych NVN 2820 wydanym w 1993 roku.

Przestrzeganie ustalonych sztywnych wartości standardów imisyjnych okazało się w praktyce trudne. Zaczęto rozważać wprowadzenie rozwiązań, umożliwiających zróżnicowanie dopuszczalnych poziomów uciążliwości w zależności od jakości hedonicznej emitowanych odorantów. Zmiany w ustawodawstwie wprowadzono w 1995 roku listem Ministra Środowiska do władz samorządowych i lokalnych, którego postanowienia formalnie opublikowano w 2000 roku w dokumencie zatytułowanym *NeR Nederlandse Emissie Richtlijn (Netherlands Emissions Guideline)* (Infomil 2000). Według tego dokumentu są dwa rodzaje poziomów uciążliwości: dopuszczalny i akceptowalny.

Dopuszczalny poziom uciążliwości jest określany z uwzględnieniem: historii instalacji, natury oraz charakteru zapachu, skarg ludności, dodatkowych informacji dotyczących uciążliwości aktualnej oraz potencjalnej w przyszłości, technicznych i finansowych konsekwencji zastosowanych technik dezodoryzacji, wpływu na za-trudnienie itd., przez władze lokalne odpowiedzialne za politykę środowiskową.

Akceptowalny poziom uciążliwości jest określony na podstawie wskazań środowiskowych bez uwzględnienia aspektów technicznych, finansowych oraz społeczno-ekonomicznych (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002). Informacje dotyczące uciążliwości zapachowych, odnoszące się do różnych rodzajów aktywności przemysłowej są gromadzone w odpowiednich dokumentach. Wartości dopuszczalnych stężeń odorantów w powietrzu dla poszczególnych rodzajów działalności przedstawiono w tablicy 7.

Tablica 7. Poziomy odniesienia dla poszczególnych rodzajów działalności w Holandii wyrażone jako percentyl 98 stężenia jednogodzinnego (Infomil 2000)

Zakład i rodzaj działalności	Poziom docelowy ou/m ³	Poziom dopuszczalny ou/m ³	Uwagi
Piekarnictwo			brak wartości kryterialnej, >>10 ou/m ³
Przemysł cukierniczy	5		
Browarnictwo > 200 000 hl		1,5	poziom docelowy dla instalacji istniejących
Rzeźnie	0,55	1,5	
Przetwórstwo mięsa	0,95	2,5	
Instalacje suszenia trawy		2,5	
Palenie kawy		3,5	
Produkcja pasz zwierzęcych		1	
Przemysł kosmetyczno-perfumeryjny	2	3,5	
Kompostownie odpadów zielonych			z tablicy odległości minimalnych
Kompostowanie odpadów organicznych (obiekty nowe)	0,5	1,5	
Kompostowanie odpadów organicznych (obiekty istniejące)	1,5	3,0	
Oczyszczanie ścieków komunalnych (obiekty nowe)		0,5	dla budynków mieszkalnych w mieście
Oczyszczanie ścieków komunalnych (obiekty nowe)		1,5	dla obszarów wiejskich i terenów usługowo-handlowych
Oczyszczanie ścieków komunalnych (obiekty istniejące)		1,0	dla budynków mieszkalnych w mieście
Oczyszczanie ścieków komunalnych (obiekty istniejące)		3,5	dla obszarów wiejskich i terenów usługowo-handlowych

W przypadku akceptowalnego poziomu uciążliwości obowiązuje zasada ALARA (ang. *as low as reasonably achievable* – tak nisko jak jest to realnie możliwe), czyli w praktyce stosuje się taki sposób redukcji uciążliwości zapachowej instalacji, której skuteczność jest ekonomicznie uzasadniona.

BELGIA

W Belgii od kilkunastu lat trwają próby prawnego uregulowania kwestii związanych z zapachową jakością powietrza. Dotychczas, na podstawie wyników długookresowych programów badawczych, oceniono pod kątem potencjalnej uciążliwości zapachowej:

- hodowlę trzody chlewnej,
- rzeźnie,
- lakiernie,
- oczyszczalnie ścieków,
- zakłady włókiennicze.

W przeciwieństwie do większości krajów, które wprowadzając wartości kryterialne uciążliwości zapachowej bazowały na jednostkach odorowych (zapachowych) – ou, w Belgii podczas opracowywania standardów środowiskowych wykorzystano tzw. jednostki węchowe – su (ang. *sniffing units*). Założenie przyjęte do określenia jednostki węchowej jest podobne jak w przypadku jednostki odorowej, z tą różnicą, że pomiar stężenia zapachowego w powietrzu odbywa się zwykle w terenie, a nie jak w przypadku ou w laboratorium. Ogólnie, jednostka węchowa (su) określa ilość odorantów w metrze sześciennym powietrza, których obecność umożliwia rozpoznanie zapachu charakterystycznego dla źródła z prawdopodobieństwem 0,5 (osiągnięcie progu rozpoznania zapachu w warunkach terenowych) (Krajewska, Kośmider 2005). Jednostka węchowa (su) odpowiada w przybliżeniu dziesięciu jednostkom odorowym (ou). Emisję odorów z poszczególnych źródeł wyznaczono metodą tzw. modelowania wstecznego, z wykorzystaniem modelu dyspersji zanieczyszczeń Gaussa z uwzględnieniem danych dotyczących odległości, w których źródło przestawało być wyczuwalne. Na tej podstawie określono prawdopodobieństwo występowania przekroczeń określonych stężeń w ciągu roku.

Wynikiem przeprowadzonego programu pilotażowego było ustalenie dopuszczalnych standardów imisyjnych dla uciążliwości zapachowych powodowanych przez rzeźnię, lakiernię oraz oczyszczalnię ścieków (tabl. 8). Dla obiektów hodowli trzody chlewnej oraz zakładów tekstylnych nie stwierdzono jednoznacznie granicznego poziomu stężenia zapachowego, poniżej którego uciążliwość zapachowa ustaje.

Tablica 8. Standardy imisyjne dla otoczenia rzeźni, lakierni oraz oczyszczalni ścieków w Belgii (Van Broeck, Van Langenhove, Nieuwejaers 2001)

Rodzaj działalności	Standard imisyjny, su/m ³ (percentyl 98 stężenia 1 h)
Rzeźnia	0,5
Lakiernia	2,0
Oczyszczalnia ścieków	0,5

Aktualnie w Belgii jest realizowany rządowy program badawczy (2003–2007), w celu ustalenia standardów stężenia zapachowego dla pozostałych obszarów działalności gospodarczej.

DANIA

Pierwsze zapisy legislacyjne dotyczące zapachowej jakości powietrza w Danii wprowadzono w 1950 roku. Zapisy te dotyczyły uciążliwości zapachowych powodowanych przez obiekty produkcji zwierzęcej. Do 1980 roku opracowano wiele unormowań prawnych, które przede wszystkim sprowadzały się do obowiązku stosowania kominów wentylacyjnych oraz ustalenia minimalnych odległości lokalizacji instalacji od zabudowań mieszkalnych. Pod koniec lat 80. okazało się, że regulacje prawne nie doprowadziły do całkowitego rozwiązania problemu uciążliwości zapachowych. W wyniku tego, duńskie ministerstwo środowiska dodatkowo zaleciło zmiany organizacyjno-logistyczne w fermach hodowlanych, przez wprowadzenie wielu tzw. dobrych praktyk. Walka z odorami w sektorze hodowli zwierząt obecnie sprowadza się do zapobiegania nadmiernej koncentracji ferm oraz przestrzegania zasad związanych z wykorzystaniem oraz składowaniem gnojowicy.

Według znowelizowanych regulacji prawnych dotyczących minimalnych odległości lokowania obiektów hodowli zwierząt w Danii, najmniejsza odległość powinna wynosić 50 m w przypadku ferm do 15 jednostek przeliczeniowych inwentarza (LU). W przypadku obiektów średniej wielkości (120–150 LU) minimalna odległość od zabudowań mieszkalnych i lotniskowych powinna wynosić 300 m. Zaostrzone przepisy wprowadzono w przypadku hodowli zwierząt futerkowych. Fermy lisów są lokalizowane w odległości co najmniej 200 m od zabudowy mieszkalnej, a fermy pozostałych zwierząt futerkowych w odległości 100 m. Jeżeli ferma znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie stref miejskich lub lotniskowych, odległości minimalne wynoszą odpowiednio 300 i 200 m. W przypadku obiektów dużych, liczących ponad 10 000 sztuk, wymagane dystanse wynoszą odpowiednio 400 i 300 m (Krajewska, Kośmider 2005).

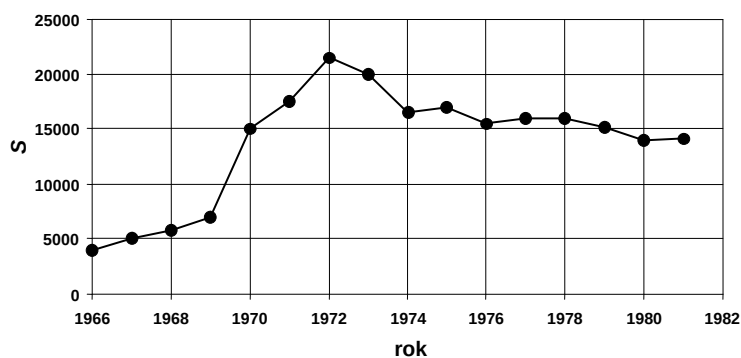
Oprócz wymagań dotyczących sposobu prowadzenia gospodarstw hodowlanych ustalono wartości kryterialne stężenia zapachowego w powietrzu (standardy imisyjne). Zróżnicowane, w zależności od sposobu zagospodarowania terenu, kryteria zapachowej jakości powietrza przedstawiono w tablicy 9.

Tablica 9. Wartości kryterialne zapachowej jakości powietrza obowiązujące w Danii

Rodzaj terenu	Standard imisyjny		
	czas uśredniania, min	stężenie ou/m ³	częstość przekroczeń % czasu w roku
Zamieszkały	1	5,0	1,0
Niezamieszkały		10,0	

JAPONIA

Pierwsze unormowania prawne z zakresu zapachowej jakości powietrza wprowadzono w Japonii w 1972 roku – ustawą: Prawo kontroli uciążliwych zapachów. O konieczności prac legislacyjnych zdecydowała wzrastająca liczba skarg kierowanych przez obywateli do urzędów administracji w związku z występowaniem uciążliwych zjawisk zapachowych, których liczba w 1971 roku przekroczyła 18 tysięcy (rys. 3).

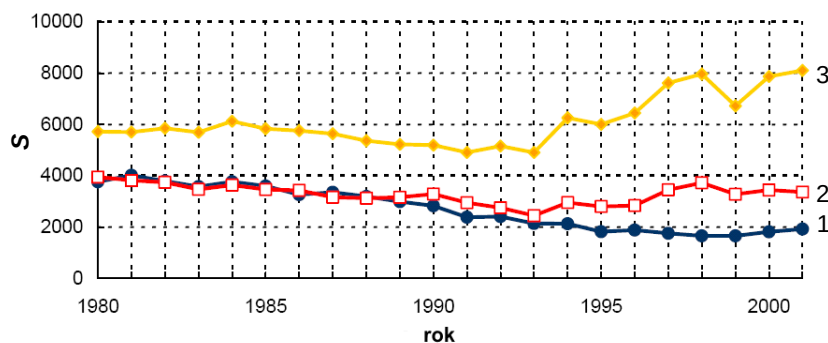


Rys. 3. Liczba skarg S ludności na uciążliwość zapachowe kierowana w Japonii w latach 1966–1981 do urzędów administracji (Kamigawara 2003)

Fig. 3. Complaints on odour nuisances S in Japan in years 1966–1981 (Kamigawara 2003)

Podstawą kontroli zapachowej jakości powietrza były standardy imisyjne dla 22 indywidualnych odorotwórczych związków chemicznych (tabl. 10). Ponieważ uciążliwe sytuacje zapachowe, będące bodźcem do uchwalenia ustawy Prawo kontroli uciążliwych zapachów, w przeważającej mierze występowały na obszarach zabudowanych i podmiejskich (80% ogółu zgłoszeń), zawarte w ustawie wymagania dotyczą wyłącznie takiego zagospodarowania przestrzeni (55,2% obszaru Japonii) (Kamigawara 2003).

Wprowadzone ograniczenia prawne spowodowały okresowy spadek liczby skarg na uciążliwość odorowe. Jednak w połowie lat 90. zaczęto obserwować ponowny wzrost napływających zgłoszeń, dotyczących uciążliwości zapachowych wywołanych głównie przez jednostki sektora usług, takie jak zakłady gastronomiczne oraz warsztaty (rys. 4).



Rys. 4. Liczba skarg S na uciążliwość odorowe powodowane przez poszczególne rodzaje działalności w Japonii w latach 1980–2001: 1 – fermy hodowlane, 2 – sektor przemysłowy, 3 – sektor usług (Kamigawara 2003)

Fig. 4. Number of complaints on odour nuisances S caused by different economic activities in Japan in years 1980–2001: 1 – animal farms, 2 – industrial sector, 3 – service sector (Kamigawara 2003)

Określone w ustawie z 1972 roku metody kontroli emisji substancji zapachowych stały się zawodne w przypadku dużej liczby związków chemicznych powstających w obiektach sektora usług. Oszacowano, że ich stosowalność wynosi zaledwie 30% (Kamigawara 2003).

W 1995 roku rząd Japonii wprowadził poprawkę do ustawy Prawo kontroli uciążliwych zapachów, którą do oceny oddziaływania zapachowego instalacji wprowadzono techniki olfaktometryczne z wykorzystaniem tzw. metody trójkątowej. Miarą intensywności zapachu określanego tą metodą jest tzw. indeks zapachowy (IZ), który wyraża się wzorem

$$IZ = 10 \log Z_{50\%}$$

Wartość $Z_{50\%}$ jest miarą rozcieńczenia próbki powietrza, która prowadzi do progu wyczuwalności zapachu i w rzeczywistości jest równa stężeniu zapachowemu wyrażonemu w jednostkach zapachowych [ou/m^3] (Both 1995).

W metodzie trójkątowej do badań sensorycznych wykorzystuje się trzy próbki powietrza, z których jedna zawiera badany gaz, a pozostałe – powietrze odniesienia.

Członkowie zespołu oceniającego porównują zapach stopniowo rozcieńczanej próbki badanego powietrza z dwiema pozostałymi próbkami odniesienia, wskazując tę próbkę, której zapach różni się od pozostałych dwóch. Za wartość $Z_{50\%}$ jest uznawany taki stopień rozcieńczenia próbki badanej, który 50% uczestników badania uniemożliwia jednoznaczną identyfikację próbki o odmiennym zapachu. Stosuje się następującą skalę intensywności zapachu:

- 0 – brak zapachu,
- 1 – zapach wyczuwalny,
- 2 – zapach słabo rozpoznawalny,
- 3 – zapach dobrze rozpoznawalny,
- 4 – zapach silny,
- 5 – zapach bardzo silny.

Poziom stężenia zapachowego uznaje się za akceptowalny, jeżeli wartość IZ mieści się w przedziale intensywności od 2,5 do 3,5.

Wspomniana ustawa daje władzom prefektury prawo wyboru kryteriów ocen uciążliwości zapachowych. Decyzje administracyjne mogą być podejmowane na podstawie wyników pomiarów instrumentalnych, z uwzględnieniem przypisanej do stężenia substancji intensywności zapachu (tabl. 10), bądź na podstawie pomiarów olfaktometrycznych z wykorzystaniem metody trójkątowej.

Tablica 10. Zależność intensywności zapachu od stężenia 22 związków odorotwórczych dla wartości indeksu zapachowego 2,5 i 3,5 (van Harreveld, Jones, Stooling 2002)

Nazwa związku	Stężenie, ppm	
	I = 2,5	I = 3,5
Amoniak	1	5
Siarkowodór	0,002	0,01
Metanotiol	0,02	0,20
Sulfid dimetylowy	0,01	0,20
Disulfid dimetylowy	0,009	0,10
Trimetyloamina	0,005	0,07
Aldehyd octowy	0,05	0,50
Aldehyd propionowy	0,05	0,50
Aldehyd n-butyłowy	0,009	0,08
Aldehyd izobutyłowy	0,02	0,20
Aldehyd n-walerianowy	0,009	0,05
Aldehyd izowalerianowy	0,003	0,01
Izobutanol	0,9	20
Octan etylu	3	20
Keton metylo-izobutyłowy	1	6
Toluen	10	60
Styren	0,4	2,0
Ksylen	1	5
Kwas propionowy	0,03	0,20
Kwas n-butanowy	0,001	0,006
Kwas n-walerianowy	0,0009	0,004
Kwas izowalerianowy	0,001	0,01

Władze okręgu Tokio jako jedyne w Japonii, już w 1977 roku, wprowadziły dodatkowo do ustawy Prawo kontroli uciążliwych zapachów wymagania dotyczące standardów emisyjnych z instalacji. W zależności od sposobu zagospodarowania terenu ustalono trzy dopuszczalne wartości stężeń zapachowych w emitowanych gazach od-

lotowych: 300, 500 oraz 1000 ou/m³. Dopuszczalne wartości stężeń zapachowych na granicy zakładu emitującego odory w okręgu Tokio wynoszą odpowiednio: 10, 15 i 20 ou/m³ (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002).

STANY ZJEDNOCZONE

W Stanach Zjednoczonych nie ma przepisów prawnych regulujących sprawy zapachowej jakości powietrza na poziomie krajowym. Dopuszczalne stężenia zapachowe w powietrzu są ustalane oddzielnie przez poszczególne władze stanowe federacji. W większości stanów, oceny uciążliwości zapachowej instalacji są wykonywane metodami olfaktometrycznymi zgodnie ze standardem: ASTM D1391-57 (1972): *Standard Method for Measurement of Odor in Atmospheres*. Metoda ta jest uważana obecnie za nieprecyzyjną, dlatego też w większości amerykańskich jednostek naukowych, zaangażowanych w badania nad standardami zapachowej jakości powietrza, jest wykorzystywana europejska norma EN 13725. Podstawą kryteriów prowadzenia oceny zapachowej jakości powietrza w USA zwykle są wartości stosunku stopnia rozcieńczenia próbki powietrza do progu wyczuwalności zapachu (D/T – ang. *dilution to threshold*). Stężenie imisyjne jest określane metodą modelowania matematycznego dyspersji zanieczyszczeń w atmosferze z wykorzystaniem modeli referencyjnych. Przykłady wartości kryterialnych dla stężenia zapachowego w powietrzu, określone przez władze poszczególnych stanów federacji, przedstawiono w tablicy 11.

Tablica 11. Przykłady wartości kryterialnych stężenia zapachowego w powietrzu w poszczególnych stanach USA (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002)

Stan/miasto	Wartość kryterialna D/T	Czas uśredniania, min	Uwagi
San Francisco	5		
Kolorado	7		stosuje się po otrzymaniu przynajmniej 10 skarg w okresie 90 dni
Connecticut	7		
Massachusetts	5	60	
Północna Dakota	2		
Oakland	50	3	
New Jersey	5	5	przetwórstwo osadów biologicznych
Oregon	1–2	15	
San Diego	5	5	
Seattle	5	5	

W niektórych stanach standardy imisyjne ustalono dla indywidualnych związków odorowych w powietrzu. Otrzymane wyniki są traktowane zwykle pomocniczo, a faktyczna uciążliwość zapachowa obiektu jest określana w terenie, z zastosowaniem sześciostopniowej skali opisowej (werbalnej). Tego typu eksperckie oceny terenowe prowadzi się w stanach Kalifornia, Connecticut, Idaho, Minnesota, Nebraska, Nowy Meksyk, Nowy York, Północna Dakota, Pensylwania i Teksas (Krajewska, Kośmider 2005).

W wyniku centralizacji w sektorze rolnictwa w USA, odory związane z produkcją rolną stanowią obecnie podstawową grupę uciążliwości zapachowych (USDA 2000). W 1997 roku Amerykańskie Towarzystwo Inżynierii Rolniczej opublikowało wytyczne z zakresu „dobrych praktyk” przy produkcji zwierzęcej (ASAE 2000). W doku-

mencie określono zalecane odległości lokalizacji ferm hodowlanych, które mieszczą się w przedziale od 800 m (dla najbliższej zabudowy sąsiadującej) do 1600 m (w przypadku stref zabudowy miejskiej). Sposoby ograniczania uciążliwości zapachowych związanych z produkcją zwierzęcą, wprowadzone w niektórych stanach USA, przedstawiono w tablicy 12.

Tablica 12. Wybrane sposoby ograniczania uciążliwości zapachowych związanych z produkcją zwierzęcą w USA (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002)

Stan	Rok	Wprowadzone rozwiązanie
Arkansas	1992	wszyscy właściciele oraz zarządcy ferm muszą przejść szkolenie
Kolorado	1998	wydanie pozwolenia jest uzależnione od dotrzymania wymaganych odległości lokalizacji ferm od zabudowy mieszkalnej, hemetyzacji zbiorników z gnojowicą oraz wprowadzenia odpowiednich zabiegów związanych z minimalizacją emisji odorów powstających przy hodowli trzody chlewnej
Georgia		Stanowa Agencja Ochrony Środowiska ma prawo do niewydawania licencji fermom, które nie spełniają określonych wymagań prawnych
Illinois	1998	minimalna odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od zabudowy mieszkalnej wynosi 3200 m dla jednostek >7000 sztuk zwierząt
Iowa		odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od zabudowy mieszkalnej mieści się w przedziale od 257 do 756 m; zalecanym sposobem nawożenia obornikiem jest metoda wstrzykiwania zamiast rozprowadzania powierzchniowego
Kansas	1994	minimalna odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od zabudowy mieszkalnej wynosi 1219 m dla jednostek >1000 sztuk zwierząt
Minnesota		przestrzeganie standardów imisyjnych w zakresie poziomów stężeń H_2S (30 i 50 ppm)
Missouri	1996	minimalna odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od zabudowy mieszkalnej wynosi 914 m dla jednostek >7000 sztuk zwierząt
Nebraska		jednostki administracji terenowej mają prawo tworzyć strefy specjalne w zakresie ochrony przed odorami
Północna Karolina	2000	dla ferm >250 sztuk trzody lub >100 sztuk bydła, stosuje się zbiorniki gnojowicy lub zraszanie osadów, wprowadza się specjalne zasady prowadzenia hodowli oraz weryfikację planów hodowlanych
Oklahoma	1997	odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od zabudowy mieszkalnej mieści się w przedziale od 800 do 1200 m; obiekty >500 sztuk zwierząt muszą uzyskać pozwolenie na działalność; zawiadamia się wszystkich mieszkańców w promieniu 1600 m
Południowa Karolina	1996	zbiorniki gnojowicy powinny być lokalizowane w odległości co najwyżej 61 m do granic ferm dla obiektów > 3000 sztuk trzody
Południowa Dakota		minimalna odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od obszarów zamieszkałych wynosi 1600 m dla jednostek >2500 sztuk trzody; dla większych jednostek odległości wzrastają
Wyoming	1997	minimalna odległość lokalizacji obiektu produkcji zwierzęcej od zabudowy mieszkalnej wynosi 1600 m dla jednostek >1000 sztuk zwierząt

AUSTRALIA

Obowiązek unormowań prawnych z zakresu zapachowej jakości powietrza w Australii spoczywa na poszczególnych władzach stanowych związku. Wynikiem jest znaczne zróżnicowanie obowiązujących standardów zapachowej jakości powietrza oraz metod określania stężenia zapachowego, które w większości stanów Australii bazują na technikach olfaktometrycznych.

Władze Australii Zachodniej wytyczne dotyczące badań uciążliwości zapachowych wydały w kwietniu 2000 roku (EPA 2000). Podstawą prawną wydania dokumentu była Ustawa o ochronie środowiska z 1986 roku, w której nadmierną emisję odorów do środowiska uznano za zagrożenie dla zdrowia, dobrobytu oraz komfortu życia ludzi. Wytyczne określają dopuszczalną wartość stężenia zapachowego w powietrzu, wynoszącą 2 ou/m³ (średnia odniesiona do 1 h). Dla przyjętego czasu uśredniania, ustalony poziom nie powinien przekraczać 0,1% czasu w roku. Stężenie

zapachowe jest oznaczane metodą olfaktometrii dynamicznej według standardu odnoszącego się do metody NVN 2820 (Holandia) oraz normy europejskiej EN 13725. Ostateczna ocena wpływu źródła na stężenie odorów w otoczeniu jest dokonywana metodą modelowania dyspersji zanieczyszczeń, z uwzględnieniem wyników pomiarów olfaktometrycznych. Modelem referencyjnym jest model Ausplume.

Alternatywnie dopuszczono ocenienie uciążliwości zapachowej z wykorzystaniem kryteriów, których podstawę stanowią wartości intensywności zapachu, określone zgodnie z niemieckim standardem VDI 3882 (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002). Zastosowanie takiego rozwiązania wymaga zbadania zależności między intensywnością a stężeniem zapachu. Występowanie zapachu określonego jako „wyraźny” nie powinno trwać dłużej niż 0,1% czasu w roku.

W Nowej Południowej Walii wytyczne dotyczące standardów zapachowej jakości powietrza zostały wydane w styczniu 2000 roku (NSW EPA 2001a; 2001b) przez Agencję Ochrony Środowiska. Podstawą prawną wydania wytycznych były: Ustawa o ochronie działań środowiskowych (1997) oraz Ustawa o planowaniu i ocenie środowiska (1979). Wytyczne z 2000 roku dopuszczają ocenianie zapachowej jakości powietrza, na podstawie:

- ilościowych analiz indywidualnych związków odorotwórczych (stężenia przygruntowe),
- wyników metod olfaktometrycznych dla złożonych mieszanin odorantów i modelowania dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu.

W pierwszym przypadku kryterium oceny stanowią progi toksyczności lub progi wyczuwalności odpowiednich indywidualnych związków chemicznych. Stężenie zanieczyszczenia o najmniejszej wartości przyjętego kryterium (próg toksyczności lub wyczuwalności) nie powinno przekraczać wartości progowej poza granicami zakładu powodującego emisję substancji do powietrza.

W drugim przypadku kryterium oceny stanowią ustalone wartości stężenia zapachowego w powietrzu, zróżnicowane w zależności od zagęszczenia zabudowy mieszkalnej w bezpośrednim otoczeniu emitora (tabl. 13).

Tablica 13. Wartości kryterialne do oceny uciążliwości zapachowej wykonywanej metodą olfaktometryczną w Nowej Południowej Walii (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002)

Zagęszczenie zabudowy (liczba budynków)	Kryterium oceny $C_{99,9, 3 \text{ min, ou/m}^3}$
Obszar miejski (< 2 000)	$\leq 2,0$
500–2 000	$\leq 3,0$
125–500	$\leq 4,0$
30–125	$\leq 5,0$
10–30	$\leq 6,0$
Pojedyncze budynki (≤ 2)	$\leq 7,0$

Modelowanie dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu prowadzi się na podstawie wyników pomiarów olfaktometrycznych w celu uzyskania średnich trzyminutowych stężeń zapachowych, których częstość przekroczeń nie powinna być większa niż 0,1% czasu w roku.

W stanie Wiktorii obowiązek prawnej ochrony zapachowej jakości powietrza wynika z ustawy Prawo ochrony środowiska (1970), w której jest zawarty zakaz oddziaływania na jakość powietrza atmosferycznego, w sposób, który powodowałby obniżenie komfortu życia ludzi. Kolejny akt prawny, wydany w 1996 roku (Przepisy ochrony środowiska), zawiera całkowity zakaz emisji zanieczyszczeń odorotwórczych poza granice zakładu. Wytyczne zostały wydane w postaci dwóch dokumentów dotyczących jakości powietrza atmosferycznego (*States Environment Protection Policy: Ambient Air Quality*) oraz wpływania na jego jakość (*States Environment Protection Policy: Air Quality Management*). Zgodnie z wytycznymi, stężenie odorów w powietrzu atmosferycznym może być oznaczane na podstawie wyników analiz ilościowych indywidualnych związków zapachowych (uśrednionych dla 1 h), dla których ustalono progi wyczuwalności lub progi toksyczności (tabl. 14). W przypadku emisji związków, dla których nie określono progów toksyczności oraz w przypadku złożonych mieszanin odorantów o nieznanym składzie, stężenia odorantów są określane metodą olfaktometrii dynamicznej. W obydwu przypadkach, w celu określenia stężenia przygruntowego w sieci receptorów stosuje się metodę modelowania dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu.

Tablica 14. Wartości progów wyczuwalności oraz toksyczności wybranych zanieczyszczeń, zaproponowane przez EPA (2001) do oceny zapachowej uciążliwości instalacji w stanie Wiktorii w Australii (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002)

Zanieczyszczenie	Próg wyczuwalności, ppm	Próg toksyczności, ppm
Aldehyd octowy	0,067	3,33
Kwas octowy	0,48	0,33
Aceton	13	16,7
Merkaptan butylowy	0,001	0,017
Dimetyloamina	0,34	0,33
Octan etylu	3,9	6,67
Siarkowodór	0,0001	0,33
Merkaptan metylowy	0,0016	0,017
Trietyloamina	0,48	0,1

Wartością kryterialną przy ocenach prowadzonych metodą olfaktometryczną jest stężenie zapachowe wynoszące 1 ou/m³ (uśrednione dla 3 min), które nie powinno być przekraczane częściej niż 0,1% czasu w roku (van Harreveld, Jones, Stoaling 2002).

Stosunkowo najmniej rozwinięte ustawodawstwo jest w stanie Queensland. Regulacje prawne dotyczą wyłącznie obiektów produkcji zwierzęcej. Wytyczne ograniczania emisji gazów złośliwych z ferm bydła wydano w 1989 roku (Queensland... 1989). Zgodnie z tym dokumentem wpływ fermy na jakość zapachową powietrza jest oceniany metodą diagramów minimalnej odległości. Pod uwagę bierze się czynniki takie, jak: liczba sztuk inwentarza, zagęszczenie populacji oraz współczynniki związane z topografią terenu. W 2001 roku rząd stanu Queensland wydał podobne wytyczne dotyczące hodowli trzody chlewnej (Queensland... 2001). Dodatkowo dla nowo powstających obiektów hodowli trzody chlewnej ustalono kryterium oceny uciążliwości zapachowej wynoszące ≤ 10 ou/m³ (dla czasu uśredniania 1 h). Stężenie zapachowe nie może przekraczać wartości kryterialnej częściej niż 2% czasu w roku.

PODSUMOWANIE

Zapachowa jakość powietrza atmosferycznego jest obecnie prawnie chroniona w kilkunastu krajach na świecie. Doświadczenia tych państw wykazały, że w skuteczny sposób można zapobiegać ponadnormatywnym stężeniom odorów w środowisku. Wprowadzone regulacje były wielokrotnie modyfikowane na podstawie długookresowych obserwacji skutków ich wprowadzenia oraz wyników prowadzonych projektów badawczych.

W przypadku obiektów o emisji zorganizowanej przeważa podejście oparte na kryterium dopuszczalnego stężenia zapachowego w powietrzu (standard imisyjny), wyrażonego w jednostkach stężenia zapachowego – ou/m³, dla którego podaje się również maksymalną częstość przekroczeń w ciągu roku. Parametr ten w emitowanych gazach jest określany metodą olfaktometrii dynamicznej, a wartości imisyjne stężenia zapachowego w otoczeniu są obliczane metodą modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu.

Ocena uciążliwości zapachowej obiektów emisji niezorganizowanej, takich jak obiekty produkcji zwierzęcej, często jest prowadzona na podstawie kryterium minimalnej odległości lokalizacji obiektu od pasa zabudowy mieszkalnej. Na kształt krzywych diagramów minimalnej odległości wpływ mają takie parametry, jak wielkość fermy oraz sposób prowadzenia hodowli (Niemcy, Holandia).

Podejście polegające na określeniu standardów imisyjnych dla indywidualnych związków odorotwórczych okazało się w praktyce bardzo zawodne. Doświadczenia japońskie wykazały, że w przypadku złożonych mieszanin odorantów, często o nieznanym składzie chemicznym, skuteczność tej metody wyniosła zaledwie 30%.

W Unii Europejskiej nie ma jednolitych przepisów dotyczących ograniczania uciążliwości zapachowych w powietrzu. W Polsce od wielu lat są prowadzone próby wprowadzenia regulacji prawnych. Podstawą prawną ewentualnych rozporządzeń jest ustawa Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r. Długoletnie doświadczenia innych państw w zakresie ochrony zapachowej jakości powietrza wykazały, że przyszłe kryteria ocen powinny zostać oparte na standardach imisyjnych stężenia zapachowego w powietrzu [ou/m³], określanego metodą olfaktometrii dynamicznej z wykorzystaniem referencyjnych modeli dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu.

Literatura

1. ASAE Engineering Practice: ASAE EP379.2 (November 1997). Control of Manure Odors. ASAE Standards, 2000. St. Joseph, Michigan.
2. ASTM D1391-57 (1972): Standard Method for Measurement of Odor in Atmospheres. Annual Book of ASTM Methods Part 23, Amer. Soc. Test. Mater., Philadelphia.
3. Both R. (1995): Odor Regulations in Germany – A New Directive on Odor in Ambient Air. The proceedings of an International Specialty Conference. Air&Waste Management Association, Bloomington, Mn, September 13–15.
4. Bundes – Immissionschutzgesetz – BimSchG, Federal Ministry for Environment. Nature Conservation and Reactor Safety, Bonn 1990.
5. Dyrektywa 96/61/WE w sprawie zintegrowanego zapobiegania i ograniczania (kontroli) zanieczyszczeń (IPPC).

6. EN 13725: Air Quality – Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry (PN-EN 13725:2007: Jakość powietrza – Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej).
7. EPA (2000): Environmental Protection Agency: Guidance for the assessment of environmental factors (in accordance with the Environmental Protection Act 1986). Assessment of Odour Impacts, No 47, Draft, April 2000.
8. Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen – Geruchsimmissions – Richtlinie. Landerausschuss für Immissionsschutz. LAI-Schriftenreihe No. 5, Berlin 2004.
9. Infomil (2000): NeR Nederlandse Emissie Richtlijn. (Netherlands Emissions Guideline).
10. Kamigawara K. (2003): *Odor Regulation and Odor Measurement in Japan*. The Ministry of the Environment, Japan.
11. Krajewska B., Kośmider J. (2005): *Standardy zapachowej jakości powietrza*. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów vol. 39, nr 6.
12. Lucht indicatief meerjaren programma lucht 1985–1989 (English: Indicative Long-Term Programme for Air Quality 1985–1989). Ministry VROM, The Hague, Netherlands, 1984.
13. NSW EPA (2001a): Assessment and Management of Odour from Stationary Sources in NSW, Draft, Sydney, January 2001.
14. NSW EPA (2001b): Technical Notes: Assessment and Management of Odour from Stationary Sources in NSW. Draft, Sydney, January 2001.
15. Queensland Department of Primary Industries (1989): The Queensland Government Guidelines for Establishment and Operation of Cattle Feedlots, 1989.
16. Queensland Department of Primary Industries (2001): Separation Guidelines for Queensland Piggeries.
17. Technical Guidance Note IPPC H4 Horizontal Guidance for Odour. Part 1 – Assessment and Control 2002a.
18. Technical Guidance Note IPPC H4 Horizontal Guidance for Odour. Part 2 – Regulation and Permitting 2002b.
19. Technical Instruction on Air Quality Control (ERste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes – Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft)). Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Reactor Safety. Bonn 1986.
20. USDA (2000): Air quality research and technology transfer white paper and recommendations for concentrated animal feeding operations, Confined Livestock Air Quality Committee of the ASDA Agricultural Air Quality Task Force, July 19, 2000.
21. Van Broeck G., Van Langenhove H., Nieuwejaers B. (2001): *Recent odour regulation developments in Flanders: Ambient odour quality standards based on dose-response relationships*. Proceedings of the 1st IWA International Conference on Odour and VOC's: Measurement, Regulation and Control Techniques, University of New South Wales, Sydney, March 25–28.
22. Van Harreveld A.P., Jones N., Stoeckling M. (2002): *Assessment of community response to odours emissions*. R&D Technical Report P4-095. Bristol, Environment Agency.

Recenzent: doc. dr hab. inż. Krzysztof Stańczyk

Henryk Koptoń

PRZEGLĄD I WERYFIKACJA METOD PROGNOZOWANIA METANOWOŚCI BEZWZGLĘDNEJ WYROBISK KORYTARZOWYCH DRAŻONYCH KOMBAJNAMI W KOPALNIACH WĘGLA KAMIENNEGO

Streszczenie

Podstawę stosowanej metodyki prognozowania metanowości bezwzględnej drażonych wyrobisk korytarzowych w polskich kopalniach węgla kamiennego stanowią wyniki badań sprzed ponad 20 lat. Obecnie jednak wyrobiska korytarzowe są drażone w większości przypadków w zupełnie odmiennych warunkach niż te, które były przedmiotem ówczesnych badań. Stosowanie „starych” metod prognozowania wydzielania metanu przy drażeniu wyrobisk korytarzowych skutkuje często dużą rozbieżnością między wynikami prognozy a stanem faktycznym. W artykule przedstawiono przegląd podstawowych metod prognozowania stosowanych w Polsce. Opisano analizę porównawczą wartości metanowości bezwzględnej rzeczywistej drażonych wyrobisk korytarzowych z wartościami prognozowanymi dla realizowanego postępu dobowego i sformułowano wnioski. Do analizy wykorzystano bazę danych zawierającą zestawienie parametrów górniczo-geologicznych i technicznych 168 wyrobisk korytarzowych drażonych kombajnami w pokładach zaliczonych do II, III i IV kategorii zagrożenia metanowego w latach 2004–2006.

Review and verification of methods of absolute methane content prediction of roadway workings driven by means of heading machines in hard coal mines

Abstract

The basis of the used prediction methodology of absolute methane content of driven roadway workings in Polish hard coal mines constitute the investigation results from before more than 20 years. However, currently roadway workings are driven in the majority of cases in quite different conditions than those, which were the subject of investigations at that time. The use of “old” methods of methane emission prediction when driving roadway workings results frequently in a high divergence between the prediction effects and the real state. The article presents a review of basic prediction methods used in Poland. The comparative analysis of values of real absolute methane content for the realised daily advance was described and conclusions formulated. In this analysis a data basis containing a list of mining-geological and technical parameters of 168 roadway workings driven by means of heading machines in seams classified among the I, II, III, and IV category of methane hazard in the years 2004–2006 was used.

WPROWADZENIE

W kopalniach węgla kamiennego wraz ze wzrostem głębokości prowadzonych robót górniczych zwiększa się zagrożenie metanowe. Według danych Wyższego Urzędu Górniczego, w 2005 roku, spośród 33 polskich kopalń węgla kamiennego, tylko 5 jest niemetanowych, a kolejne 5 zaliczono do najniższej I kategorii zagrożenia metanowego. Aktualnie, aż w piętnastu kopalniach są prowadzone roboty górnicze w pokładach zaliczonych do IV kategorii zagrożenia metanowego. Można więc

stwierdzić, że zagrożenie metanowe w polskich kopalniach węgla kamiennego jest zjawiskiem powszechnym.

Prowadzenie robót górniczych w kopalniach węgla kamiennego wiąże się przede wszystkim z:

- drażeniem wyrobisk korytarzowych (kamiennych, węglowo-kamiennych i węglowych),
- eksploatacją wyrobiskami ścianowymi.

Zwalczanie zagrożenia metanowego polega na eliminacji źródeł zapłonu metanu. Stosuje się wiele środków profilaktycznych, począwszy od wymagań dotyczących urządzeń energomechanicznych do wymagań z zakresu odpowiednich warunków wentylacyjnych oraz odmetanowania. Niektóre ze stosowanych środków profilaktycznych muszą być dobierane *a priori* i dlatego bardzo istotne jest prognozowanie zagrożenia metanowego.

Metanowość bezwzględna na dowolnym etapie działalności jest prognozowana w celu określenia wielkości zagrożenia metanowego, z którym należy się liczyć w określonych warunkach.

Podstawę stosowanej metodyki prognozowania metanowości bezwzględnej wyrobisk korytarzowych stanowią wyniki badań sprzed ponad 20 lat. Obecnie wyrobiska korytarzowe są drażone w większości przypadków w zupełnie odmiennych warunkach niż te, które były przedmiotem ówczesnych badań. Stosowanie „starych” metod prognozowania wydzielania metanu przy drażeniu wyrobisk korytarzowych skutkuje często dużą rozbieżnością między wynikami prognozy a stanem faktycznym. W związku z tym została przeprowadzona analiza porównawcza, której podstawę stanowiła baza danych zawierająca zestawienie parametrów górniczo-geologicznych i technicznych 208 wyrobisk korytarzowych drażonych kombajnami w pokładach zaliczonych do II, III i IV kategorii zagrożenia metanowego w latach 2004–2006. Dane pochodziły z kopalń Kompanii Węglowej S.A., Jastrzębskiej Spółki Węglowej S.A., Katowickiego Holdingu Węglowego i KWK Budryk S.A.

1. PRZEGLĄD METOD PROGNOZOWANIA I ICH ZGODNOŚCI ZE STANEM FAKTYCZNYM W ŚWIELE LITERATURY I ZASTOSOWAŃ

Celem prognozy zagrożenia metanowego jest możliwie dokładne określenie wydzielania metanu do wyrobiska górniczego, w omawianym przypadku wyrobiska korytarzowego, węglowego lub węglowo-kamiennego. Nieścisłości w prognostycznej ocenie zagrożenia metanowego powstają zazwyczaj w wyniku:

- błędów obiektywnego powstającego przy stosowaniu określonej metody prognozowania,
- nieprawidłowości w ocenie metanonośności złoża, a w szczególności rozkładu metanonośności zarówno w płaszczyźnie pokładu, jak i w obszarze górotworu poddanym procesom odgazowania.

Należy zaznaczyć, że prognoza jest zawsze ściśle związana z projektem drażenia wyrobiska korytarzowego i każda zmiana projektowa powoduje zmiany w prognozie

lub też ją całkowicie dezaktualizuje. Każda prognoza powinna bazować na możliwie precyzyjnym rozpoznaniu warunków geologicznych zalegania pokładów oraz warunków metanowych. Można założyć, że w przypadku wyrobiska korytarzowego wystarczająca jest znajomość metanonośności pokładu, w którym jest ono wykonywane, ale też i otoczenia tego wyrobiska, jak sąsiedztwo zrobów, występowanie uskoków i innych zaburzeń tektonicznych, występowanie krawędzi eksploatacyjnych oraz uwarunkowań, które mogą mieć wpływ na wielkość wydzielania się metanu. W celu sporządzenia prognozy metanowości bezwzględnej jest konieczne zestawienie następujących materiałów wyjściowych:

- map pokładowych z zaznaczonymi projektowanymi wyrobiskami oraz naniesionymi wynikami badań metanonośności, a także z naniesionymi uskokami, krawędziami eksploatacji itp.,
- przekrojów geologicznych z naniesionymi grubościami pokładów, kątami ich zalegania oraz, jeżeli to możliwe, metanonośnościami,
- danych na temat węgla w pokładach, jak zawartość: wody, popiołu, części lotnych,
- danych techniczno-górnich projektowanych wyrobisk (długość, przekrój poprzeczny, wyposażenie itp.),

Prognoza metanowości stanowi zawsze podstawę do racjonalnego doboru środków profilaktyki metanowej, a w szczególności do zaprojektowania systemu przewietrzania i sposobu odmetanowania górotworu. W czasie drażenia wyrobiska istotna jest aktualizacja wykonanej prognozy metanowości. Dotyczy to zarówno konieczności porównywania wyników prognozy ze stanem faktycznym i stosowania współczynników korekcyjnych, jak również celowości aktualizacji danych do prognozy, ze szczególnym uwzględnieniem zmiany założonej metanonośności pokładu.

Aktualnie, w polskim górnictwie węgla kamiennego stosuje się metody prognozowania metanowości wyrobisk korytarzowych (węglowych i węglowo-kamiennych) opracowane w Kopalni Doświadczalnej „Barbara” GIG w Mikołowie, a przede wszystkim metodę MPM/3 prognozowania metanowości chodników w zależności od sposobu urabiania, opracowaną w 1986 roku.

1.1. Prognoza metanowości bezwzględnej dla wyrobiska korytarzowego drażonego w węglu – metoda opracowana w Kopalni Doświadczalnej „Barbara” (Kalisz, Kozłowski, Sobala 1978; Kozłowski 1986; Krause, Krzystolik, Łukowicz 2001)

Ogólna ilość metanu wydzielającego się do wyrobiska korytarzowego jest określona wzorem

$$\dot{V}_M = \dot{V}_{M1} + \dot{V}_{M2} + \dot{V}_{M3}, \text{ m}^3/\text{min} \quad (1)$$

gdzie:

$\dot{V}_{M1}$ – wydzielanie metanu z węgla urobionego w przodku wyrobiska, m^3/min ;

$\dot{V}_{M2}$ – wydzielanie metanu z odsłoniętej calizny przodka, m^3/min ;

$\dot{V}_{M3}$ – wydzielanie metanu z ociosów węglowych wyrobiska, m^3/min .

Wydzielanie metanu z urobionego węgla można obliczyć wzorem

$$\dot{V}_{M1} = \frac{wb \sum d_w \gamma (M_0 - M_k)}{1440}, \text{ m}^3/\text{min} \quad (2)$$

gdzie:

w – postęp wyrobiska, m/dobę;

b – szerokość wyrobiska, m;

$\sum d_w$ – suma grubości odsłoniętych warstw węgla w przodku wyrobiska (lub grubość pokładu węgla), m;

γ – gęstość węgla, Mg/m³;

M_0 – metanonośność pokładu, m³/Mg_{CSW};

M_k – metanonośność końcowa (reszkowa), m³/Mg_{CSW}.

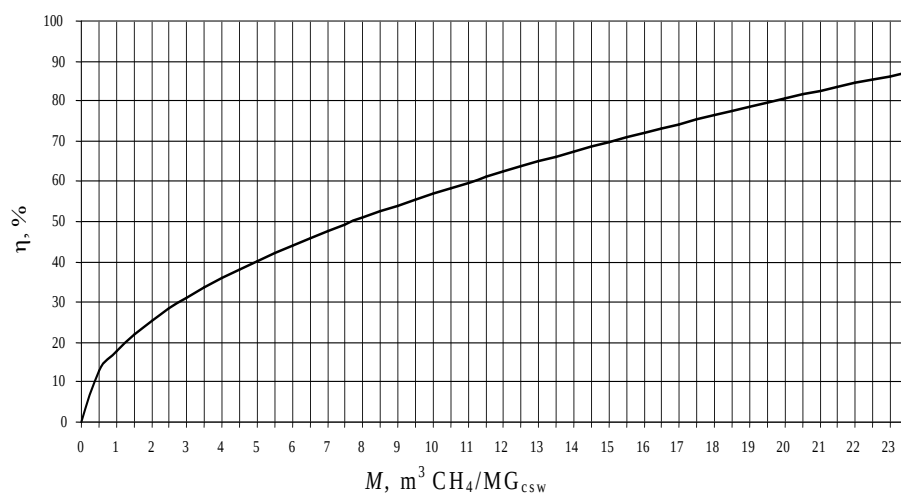
Metanonośność końcową (reszkową) określa się laboratoryjnie na próbkach węgla pobranych z urobku. Przyjmując stopień odgazowania urobku w zależności od metanonośności węgla (wzór empiryczny) jako

$$\eta = 18,355 M_0^{0,5404}, \% \quad (3)$$

i upraszczając, wzór (2) można zapisać w postaci

$$\dot{V}_{M1} = \frac{0,184wb \sum d_w \gamma M_0^{1,5}}{1440}, \text{ m}^3/\text{min} \quad (4)$$

Stopień odgazowania urobku w zależności od metanonośności pokładu pokazano na rysunku 1.



Rys. 1. Stopień odgazowania η urabianego węgla w zależności od jego metanonośności pierwotnej M

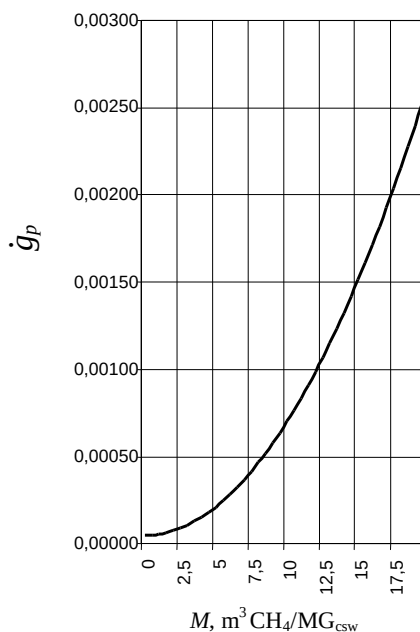
Fig. 1. Degasification degree η of mined coal dependent on its primary methane content M

Ilość metanu wydzielająca się z odsłoniętej calizny czoła przodka jest wyrażona wzorem

$$\dot{V}_{M2} = b \sum d_w \dot{g}_p, \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{min} \quad (5)$$

gdzie $\dot{g}_p$ jest wskaźnikiem intensywności wydzielania się metanu z odsłoniętej calizny, wyrażonym w $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$; wartość tę odczytać należy z wykresu przedstawionego na rysunku 2 lub obliczyć według wzoru

$$\dot{g}_p = \frac{M_0^2}{153846,2}, \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{min}) \quad (6)$$



Rys. 2. Wskaźnik intensywności wydzielania $\dot{g}_p$ metanu z calizny węglowej; M – metanonośność

Fig. 2. Index of emission intensity $\dot{g}_p$ of methane from the coal solid; M – methane content

Wielkość $\dot{g}_p$ można określić doświadczalnie dla podobnych warunków, w jakich ma być drążone wyrobisko.

Ilość metanu, jaka wydzieli się z ociosów węglowych wyrobiska, oblicza się ze wzoru

$$\dot{V}_{M3} = n \sum d_w \dot{g}_p T_1, \text{ m}^3/\text{min} \quad (7)$$

gdzie n oznacza liczbę płaszczyzn węglowych w chodniku, natomiast

$$T_1 = 30k + n'0,5^{t-1} \quad (8)$$

gdzie:

k – współczynnik, którego wartość należy przyjmować następująco:

- czas istnienia wyrobiska 1 miesiąc $k = 0$;
- czas istnienia wyrobiska 2 miesiące $k = 0,5$;
- czas istnienia wyrobiska 3 miesiące $k = 1,0$;
- czas istnienia wyrobiska 4 miesiące $k = 1,373$;
- czas istnienia wyrobiska 5 miesięcy $k = 1,625$;
- czas istnienia wyrobiska 6 miesięcy $k = 1,7811$;

n' – kolejny dzień drażenia wyrobiska;

t – czas drażenia wyrobiska, miesiące.

Całkowita ilość metanu wydzielająca się do wyrobiska korytarzowego w okresie drażenia do 6 miesięcy jest określana zatem ze wzoru

$$\dot{V}_M = \frac{wb(\sum d_w)\gamma(M_0 - M_k)}{1440} + b(\sum d_w)\dot{g}_p + n(\sum d_w)w\dot{g}_p(30k + n'0,5^{t-1}), \text{ m}^3/\text{min} \quad (9)$$

natomiast ilość metanu wydzielająca się do wyrobiska w czasie drażenia dłuższym niż 6 miesięcy wynosi

$$\dot{V}_M = \text{const} = \sum d_w w \left[\frac{\gamma b(M_0 - M_k)}{1440} + \dot{g}_p \left(\frac{b}{w} + n59,0625 \right) \right], \text{ m}^3/\text{min} \quad (10)$$

Opisana metoda została sformułowana wcześniej również w uproszczonej wersji (Kozłowski 1986), przy następujących założeniach:

- w miejsce różnicy $(M_0 - M_k)$ we wzorze (10) należy wprowadzić wartość $0,8M_0$ w celu uwzględnienia, zgodnie z badaniami, że w przybliżeniu około 20% metanu pozostaje w węglu wydobywanym na powierzchnię,
- za gęstość węgla można podstawić $1,3 \text{ Mg/m}^3$ – odpowiadającą średniej gęstości węgla krajowych,
- można pominąć $\dot{V}_{M2}$ (wzór 5) o stosunkowo małej wartości, w porównaniu z $\dot{V}_{M3}$.

Skonfrontowano wyniki tej prognozy ze stanem faktycznym i stwierdzono, że

$$\dot{V}_M = 0,84\dot{V}_{rz} \quad (11)$$

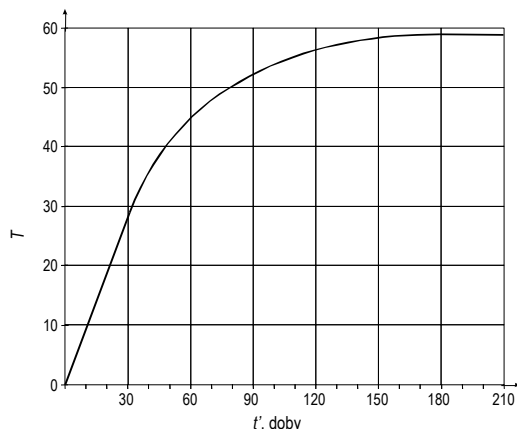
gdzie $\dot{V}_{rz}$ jest rzeczywistą metanowością wyrobiska, m^3/min .

Uwzględniając powyższe, otrzymano wzór uproszczony

$$\dot{V}_M = 1,2w \left(\frac{bM_0 \sum d_w}{1385} + S_w \dot{g}_p T \right) \quad (12)$$

gdzie:

- S_w – długość części węglowej obwodu wyrobiska; w przypadku drażenia wyrobiska w pokładach cienkich $S_w = 2d$, m; gdzie d oznacza grubość pokładu; dla wyrobiska wykonanego całkowicie w pokładzie, S_w jest równe obwodowi wyrobiska, m;
- T – współczynnik uwzględniający zmniejszenie wydzielania metanu z odsłoniętej calizny węglowej w czasie; współczynnik ten wyznacza się z wykresu (rys. 3), przedstawiającego zależność współczynnika T od czasu t' istnienia wyrobiska; czas t' istnienia wyrobiska, wyrażony w dobach, otrzymuje się, dzieląc projektowaną długość wyrobiska przez postęp w wyrobiska; przy czasie istnienia wyrobiska $t' \geq 180$ dni wartość współczynnika T jest stała i wynosi $T = 59$.



Rys. 3. Zależność współczynnika T od czasu t' istnienia wyrobiska

Fig. 3. Dependence of the coefficient T on the time t' of working's existence

1.2. Metoda MPM/3 prognozowania metanowości chodników w zależności od sposobu urabiania

Metoda została opracowana w 1986 roku, w Kopalni Doświadczalnej „Barbara” (Metoda MPM/3... 1986), na podstawie wyników badań zależności między maksymalnym wydzielaniem metanu do wyrobiska chodnikowego po urabianiu a metanonośnością pokładu i ilością urobionego węgla, z uwzględnieniem sposobu urabiania (materiał wybuchowy lub kombajn). W metodzie tej uwzględniono również niektóre zależności, opracowane w ramach metody prognozowania KD „Barbara” z 1977 roku, opisanej w punkcie 1.1. Przy opracowywaniu metody przyjęto następujące założenia:

- w wyrobisku nie występują fukacze metanu ani inne tego typu wpływy metanu o dużym natężeniu,
- metan wydziela się do wyrobiska z ociosów węglowych oraz z urobionego węgla,
- ilość metanu wydzielającego się do chodnika zależy przede wszystkim od ilości urobionego węgla i metanonośności pokładu,

- wydzielanie się metanu z ociosów węglowych jest co miesiąc o połowę mniejsze; wydzielanie się metanu z odcinka ociosu istniejącego dłużej niż 6 miesięcy wynosi praktycznie zero,
- w sąsiedztwie pokładu, w którym drążony ma być chodnik, to znaczy do odległości równej 4 szerokościom chodnika, nie znajdują się pokłady o metanonośności większej od $2,5 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{CSW}}$,
- w sąsiedztwie drążonego wyrobiska nie ma zbiornikowych nagromadzeń metanu, jak zametanowane zroby względnie strefy nasycenia metanem wolnym.

W celu zwiększenia dokładności prognozy, kierując się wynikami rzeczywistej metanonośności, uzyskanymi dla danej części pokładu lub partii obszaru górniczego, można wprowadzić współczynniki zwiększające bądź zmniejszające dla chodników drążonych w podobnych warunkach.

Maksymalna ilość metanu wydzielająca się do chodnika wynosi

$$\dot{V}_M = \dot{V}_1 + \dot{V}_2, \text{ m}^3/\text{min} \quad (13)$$

gdzie:

$\dot{V}_1$ – ilość metanu wydzielająca się z urobku, m^3/min ;

$\dot{V}_2$ – ilość metanu wydzielająca się z powierzchni węglowych wyrobiska, m^3/min .

Poszczególne składniki wzoru (13) oblicza się następująco:

- ilość metanu wydzielająca się z urobku:
 - dla wyrobisk drążonych za pomocą materiałów wybuchowych

$$\dot{V}_1 = 0,0475 M_0 G_u^{0,67}, \text{ m}^3/\text{min} \quad (14)$$

- dla wyrobisk drążonych za pomocą kombajnów

$$\dot{V}_1 = 0,338 M_0^{1,232} G_u^{1,0685}, \text{ m}^3/\text{min} \quad (15)$$

- ilość metanu wydzielająca się z płaszczyzn węglowych

$$\dot{V}_2 = S_w w \dot{g}_p T, \text{ m}^3/\text{min} \quad (16)$$

Oznaczenia przyjęte we wzorach (14), (15) oraz (16):

S_w – długość części węglowej obwodu wyrobiska; w przypadku drążenia wyrobiska w pokładach cienkich $S_w = 2d$, m; gdzie d oznacza grubość pokładu; dla wyrobiska wykonanego całkowicie w pokładzie S_w jest równe obwodowi wyrobiska, m;

w – postęp wyrobiska, m/dobę;

$\dot{g}_p$ – wskaźnik intensywności wydzielania metanu z calizny; wskaźnik ten można obliczać wzorem (6) lub korzystać z wykresu (rys. 2); jednostkowe początkowe wydzielanie metanu z odsłoniętej calizny węglowej można również wyznaczać empirycznie jako wynik dzielenia pomierzonego wydzielania się

metanu z calizny węglowej odsłoniętej w czasie ostatnich kilku dni przez powierzchnię tej calizny, $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$,

T – współczynnik uwzględniający zmniejszanie się wydzielania metanu z odsłoniętej calizny węglowej w czasie; współczynnik ten wyznacza się z wykresu (rys. 3), przedstawiającego zależność współczynnika T od czasu t' istnienia wyrobiska; czas t' istnienia wyrobiska, wyrażony w dobach, otrzymuje się, dzieląc projektowaną długość wyrobiska przez postęp w wyrobiska; przy czasie istnienia wyrobiska $t' \geq 180$ dni wartość współczynnika T jest stała i wynosi $T = 59$;

M_0 – metanonośność pokładu, $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{Mg}_{\text{CSW}}$;

G_u – ilość jednorazowo urobionego węgla za pomocą MW, Mg;

G'_u – wydajność kombajnu, Mg/min.

1.3. Prognoza metanowości bezwzględnej dla wyrobiska korytarzowego drążonego w węglu (metoda R. Frączka)

Metoda została opublikowana między innymi w książce R. Frączka pt. „Aerologia górnicza. Przykłady i zadania” (2003). Zdaniem autora, prognozę zagrożenia metanowego dla wyrobisk korytarzowych węglowych wykonuje się z uwagi na:

- metan wydzielany z urobku w czasie urabiania,
- metan wydzielany z ociosu węglowego.

Ilość metanu wydzielonego w przestrzeni przodkowej z urobku podczas urabiania węgla kombajnami chodnikowymi i z powierzchni czoła przodka (V_{mu}) autor proponuje obliczać zależnością

$$V_{mu} = 0,0007knM_0W_z \cdot \exp\left(\frac{285 \cdot 10^3 v_m \ln \tau_z}{r_w^2} - 3,85\right), \text{ m}^3/\text{min} \quad (17)$$

gdzie:

M_0 – metanonośność pokładu, $\text{m}^3/\text{Mg}_{\text{CSW}}$;

W_z – wydobywanie węgla, Mg/dobę;

v_m – współczynnik lepkości kinematycznej metanu, m^2/s ;

τ_z – czas trwania jednego zabioru, min/zabior;

r_w – promień przekroju poprzecznego wyrobiska, m;

kn – współczynnik empiryczny uwzględniający nierównomierność wydzielania metanu w czasie urabiania węgla, zależny od postępu przodka

→ $kn = 0,025p + 1,26$, gdzie p – postęp przodka, m/dobę.

Obliczenie ilości metanu wydzielonego z ociosu węglowego wyrobiska korytarzowego w czasie drążenia go kombajnami chodnikowymi, autor proponuje obliczać zależnością

$$V_{mo} = \frac{M_o v_m \rho_m A_p}{r_w} \exp\left(5,79 - \frac{364 \cdot 10^3 v_m \ln \tau_{sr}}{r_w^2}\right), \text{ m}^3/\text{min} \quad (18)$$

gdzie:

ρ_m – gęstość metanu, kg/m^3 ;

A_p – powierzchnia odsłoniętego pokładu węgla na długości wyrobiska, m^2 ;

τ_{sr} – średni czas przewietrzania wyrobiska ($\tau_{sr} = 0,5(\tau_p + \tau_k) \rightarrow \tau_p$ – czas jaki upłynął od momentu rozpoczęcia przewietrzania, $\tau_k = 1$ – czas od momentu zakończenia przewietrzania), dni.

Całkowita ilość metanu wydzielonego do wyrobiska korytarzowego drążonego kombajnem V_{cm} wyniesie

$$V_{cm} = V_{mu} + V_{mo}, \text{ m}^3/\text{min}$$

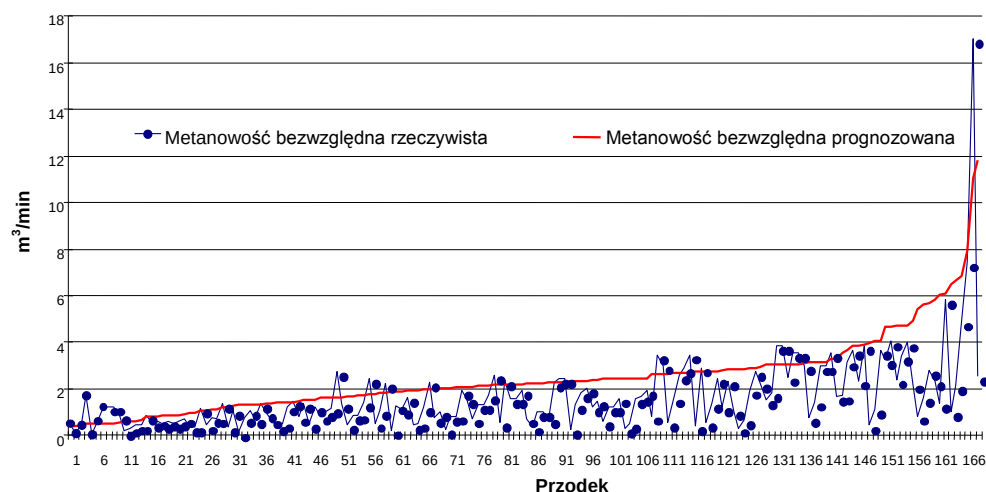
Oprócz wyżej przedstawionych metod prognozowania metanowości bezwzględnej, w literaturze opisywane są również inne metody z lat 50. i 60. XX w., przede wszystkim autorów radzieckich (Bożko 1961; Kalisz, Kozłowski, Sobala 1978; Kozłowski 1972). Do najbardziej znanych należy metoda W.L. Bożki i metoda W.S. Oriechowa. W opinii B. Kozłowskiego (1986), już w latach 80. XX w., wyniki uzyskane metodami pozostałych autorów były traktowane jako orientacyjne.

2. WERYFIKACJA STOSOWANYCH METOD PROGNOZOWANIA

Najnowocześniejsze, opracowane na podstawie wyników uzyskanych podczas monitorowania wydzielania metanu w polskich kopalniach węgla kamiennego, są metody opracowane w Kopalni Doświadczalnej „Barbara” GIG, a szczególnie metoda MPM/3 prognozowania metanowości chodników w zależności od sposobu urabiania, opracowana w 1986 roku. Metody te są stosowane w polskim górnictwie.

Na etapie prowadzenia badań, opisanym w niniejszym artykule, weryfikacja stosowanych metod prognozowania polegała na porównaniu wartości metanowości bezwzględnej rzeczywistej drążonych wyrobisk korytarzowych z wartościami prognozowanymi dla realizowanego postępu dobowego. Jak wspomniano we wprowadzeniu, podstawę do prowadzenia badań stanowiło zestawienie parametrów górniczo-geologicznych i technicznych 208 wyrobisk korytarzowych drążonych kombajnami w pokładach zaliczonych do II, III i IV kategorii zagrożenia metanowego. Do sporządzenia zestawienia wykorzystano dane uzyskane z kopalń Kompanii Węglowej S.A., Jastrzębskiej Spółki Węglowej S.A., Katowickiego Holdingu Węglowego S.A. i KWK Budryk S.A. W celu porównania wyników prognoz metanowości ze stanem faktycznym, wykorzystano dane ze 168 przodków wyrobisk korytarzowych, dla których kopalnie przedstawiły również wyniki wartości prognozowanej metanowości bezwzględnej przy realizowanym postępie dobowym. Według informacji uzyskanych w działach wentylacji kopalń, prognozy metanowości bezwzględnej wyrobisk były wykonane metodami opracowanymi w KD „Barbara”.

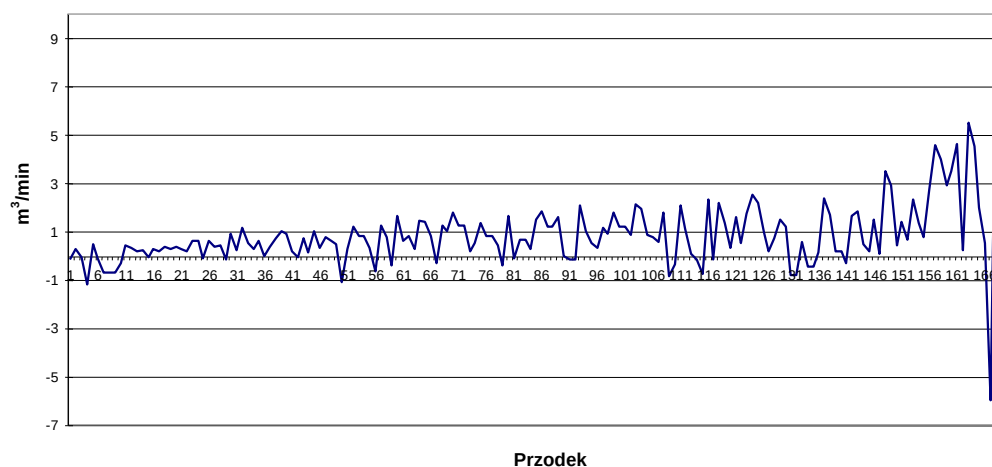
Na rysunku 4 przedstawiono porównanie wartości metanowości bezwzględnej rzeczywistej (szczytowej) przodków wyrobisk korytarzowych z wartością prognozowaną dla realizowanego postępu dobowego.



Rys. 4. Porównanie wartości metanowości bezwzględnej rzeczywistej przodków wyrobisk korytarzowych z wartością prognozowaną

Fig. 4. Comparison of the value of absolute real methane content of roadway working faces with the predicted value

Wartość różnicy między wartością metanowości bezwzględnej rzeczywistej (szczytowej) a wartością prognozowaną dla realizowanego postępu dobowego analizowanych przodków wyrobisk korytarzowych przedstawiono na rysunku 5.

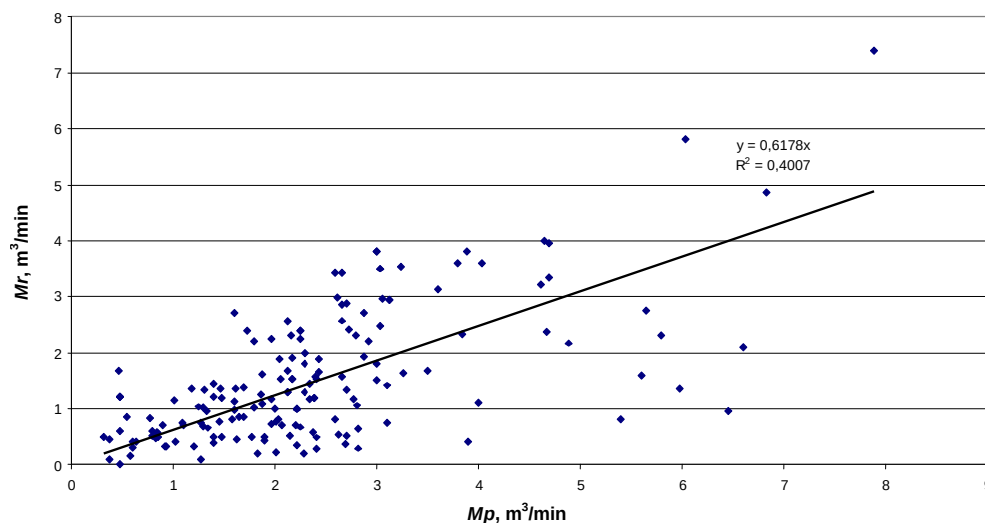


Rys. 5. Różnica między wartością prognozowaną a rzeczywistą metanowości bezwzględnej przodków wyrobisk korytarzowych

Fig. 5. Difference between the predicted and real value of absolute methane content of roadway working faces

Z powyższych wykresów wynika, że przeważająca liczba wyników prognoz metanowości bezwzględnej znacznie odbiega od wartości rzeczywistej (szczytowej) stwierdzonej pomiarami dołowymi i w zdecydowanej większości przypadków jest większa od tej wartości.

Na rysunku 6 przedstawiono porównanie wartości metanowości bezwzględnej rzeczywistej przodków wyrobisk korytarzowych z wartościami prognozowanymi dla realizowanego postępu dobowego, w formie wykresu punktowego. Przy sporządzaniu wykresu celowo pominięto wartości metanowości przodków nr 167 i 168, ponieważ ich wartości znacznie odbiegały od wartości pozostałych przodków.



Rys. 6. Porównanie wartości metanowości rzeczywistej Mr drażonych przodków wyrobisk korytarzowych z wartościami prognozowanymi Mp

Fig. 6. Comparison of the real methane content value Mr of driven roadway working faces with predicted values Mp

Wyznaczona linia trendu (prosta regresji przechodząca przez początek układu) jest opisana równaniem $y = 0,6178x$. Wartość R^2 wynosi 0,4007, a wyliczony współczynnik korelacji r wynosi 0,633. Współczynnik determinacji R^2 jest miarą siły liniowego związku między danymi, a w tym przypadku między wartościami metanowości prognozowanej i odpowiadającymi im wartościami metanowości rzeczywistej.

Z powyższego wynika, że około 40% wyników metanowości prognozowanej odpowiada rzeczywistemu wydzielaniu metanu. Świadczy to o konieczności ponownego zweryfikowania metody prognozowania metanowości bezwzględnej drażonych wyrobisk korytarzowych, w zakresie analizy parametrów technicznych, własności geologicznych oraz uwarunkowań górniczych pod względem ich wpływu na wydzielanie metanu w obecnie występujących warunkach, wraz z uwzględnieniem udziału nowych, dotąd nie branych pod uwagę czynników.

Należy zaznaczyć, że w niniejszym artykule przedstawiono jedynie stosowane w praktyce metody prognozowania metanowości bezwzględnej drażonych wyrobisk korytarzowych. Trudno więc mówić o prawidłowości założeń pozostałych metod (np. metody R. Frączka). Niemniej jednak, w metodach tych zostały uwzględnione przede wszystkim takie parametry, jak: metanonośność pokładu węgla, w którym jest drażone wyrobisko, wydzielanie metanu z urobku i ociosów wyrobiska, miąższość pokładu (w postaci co najwyżej długości części węglowej obwodu wyrobiska), postęp drażenia

wyrobiska, długość wybiegu wyrobiska (ewentualnie czas drażenia wyrobiska). W opinii autora, należałoby dodatkowo przeanalizować wpływ na wydzielanie metanu podczas drażenia węglowych wyrobisk korytarzowych takich dodatkowych parametrów, jak na przykład: wydzielanie metanu z warstw metanonośnych zalegających w strefie desorpcji dla wyrobiska korytarzowego (najpierw określenie wielkości tej strefy), rodzaj stosowanej wentylacji odrębnej, zawartość części lotnych, zwięzłość, pojemność sorpcyjną węgla względem metanu i innych. Aktualnie, w Kopalni Doświadczalnej „Barbara” GIG są prowadzone analizy istotnych czynników wpływających na wydzielanie metanu z wykorzystaniem obszernego zbioru statystycznego dla wykonanych wyrobisk korytarzowych. W założeniach pozwoli to na sporządzenie zweryfikowanego modelu matematycznego prognozy metanowości bezwzględnej dla wyrobisk korytarzowych drażonych w węglu, której wyniki będą bardziej zbliżone do rzeczywistych.

PODSUMOWANIE

1. W polskim górnictwie węgla kamiennego do prognozowania metanowości wyrobisk korytarzowych (węglowych i węglowo-kamiennych) stosuje się metody opracowane w Kopalni Doświadczalnej „Barbara” GIG, a szczególnie metodę MPM/3 prognozowania metanowości chodników w zależności od sposobu urabiania, opracowaną w 1986 roku.
2. Wyrobiska korytarzowe są drażone w większości przypadków w zupełnie odmiennych warunkach niż te, które były przedmiotem ówczesnych badań. Stosowanie „starych” metod prognozowania wydzielania metanu przy drażeniu wyrobisk korytarzowych skutkuje często dużą rozbieżnością (kilkaset procent) między wynikiem prognozy a stanem faktycznym.
3. Na podstawie przeprowadzonej weryfikacji można stwierdzić, że przeważająca liczba wyników prognoz metanowości bezwzględnej znacznie odbiega od wartości rzeczywistych uzyskanych z pomiarów dołowych i w zdecydowanej większości przypadków jest większa od tej wartości.
4. Na podstawie porównania wyników prognozy ze stanem faktycznym, z wykorzystaniem metod statystyki matematycznej, stwierdzono, że około 40% z nich jest obliczona w odniesieniu do rzeczywistego wydzielania metanu. Świadczy to o konieczności zweryfikowania aktualnie stosowanej metody prognozowania metanowości bezwzględnej drażonych wyrobisk korytarzowych, w zakresie analizy parametrów technicznych, własności geologicznych oraz uwarunkowań górniczych z uwzględnieniem ich wpływu na wydzielanie metanu w aktualnie występujących warunkach oraz udziału nowych, dotąd niebranych pod uwagę czynników.

Literatura

1. Bożko W.L. (1961): *Wydzielenie metana w poodgotowitelnym wyrobisku udolnym szacht Donbassa*. Konferencja Dyrektorów Instytutów Naukowo-Badawczych, Warszawa.
2. Frączek R. (2003): *Aerologia górnicza. Przykłady i zadania*. Gliwice, Wydaw. Politechniki Śląskiej.

3. Kalisz J., Kozłowski B., Sobala E. (1978): *Porównanie metod prognozowania metanowości dla wyrobisk chodnikowych w górnictwie węglowym*. Przegląd Górniczy nr 4.
4. Kozłowski B. (1972): *Prognozowanie zagrożenia metanowego w kopalniach węgla kamiennego*. Katowice, Wydaw. „Śląsk”.
5. Kozłowski B. (1986): *Prognozowanie zagrożeń metanowych w kopalniach głębinowych*. Gliwice, Wydaw. Politechniki Śląskiej.
6. Krause E., Krzystolik P., Łukowicz K. (2001): *Rozpoznawanie, prognozowanie, kontrola i zwalczanie zagrożenia metanowego w kopalniach węgla kamiennego*. Katowice, GIG.
7. *Metoda MPM/3 prognozowania metanowości chodników w zależności od sposobu urabiania* (1986). Katowice, GIG.

Recenzent: prof. dr hab. inż. Paweł Krzystolik

Henryk Passia, Marta Rożkowicz

LASEROWA DETEKCJA I POMIAR KONCENTRACJI CZĄSTEK AZBESTU W POWIETRZU

Streszczenie

W artykule omówiono optyczną detekcję i pomiar koncentracji cząstek azbestu unoszonych w powietrzu, z wykorzystaniem wielokanałowej rejestracji charakterystyk przestrzennych rozproszonego światła laserowego. Przedstawiono podstawy teoretyczne procesu w postaci wniosków wynikających z teorii Mie rozpraszania światła na cząstkach sferycznych o dowolnych rozmiarach i ekstrapolacji wyników obliczeń teoretycznych na cząstki o kształcie istotnie odbiegającym od kształtu sferycznego, co występuje w przypadku cząstek azbestu. Podano wyniki identyfikacji kształtu i morfologii tych cząstek z wykorzystaniem mikroskopii elektronowej i dyfraktometrii rentgenowskiej. Wyniki te i wnioski z teorii rozpraszania były podstawą do zaproponowania układu optycznego analizatora cząstek azbestu z wykorzystaniem jako źródła światła lasera Nd:YAG (SHG) z wyjściem światłowodowym, emitującego wiązkę długości fali 532 nm i odpowiednio skonfigurowanego układu detekcyjnego zawierającego fotodiody lawinowe z wejściami światłowodowymi.

Laser detection and concentration measurement of asbestos particles in the air

Abstract

The paper presents the possibilities to perform optical detection and measurements of concentration of airborne asbestos particles, based on the multi-channel recording of spatial characteristics of scattered laser light. The theoretical grounds of the process, in the form of conclusions resulting from Mie scattering theory of light on spherical particles of arbitrary size, and extrapolation of the computation results to particles substantially differing from the spherical shape, which is the case of the asbestos particles. Important results have been discussed in the field of identification of the shape and morphology of these particles, obtained with the use of electron microscopy and X-ray diffractometry. These results, together with the outcomes of the scattering theory, provide the basis to propose the optical system of an asbestos particles analyzer operating with the use of an Nd:YAG (SHG) laser with fibre-optic output, emitting the beam of 532 nm wavelength, and with a adequately configured detection system, realized with the use avalanche diodes with fibre-optic inputs.

WPROWADZENIE

Azbest stanowiący potencjalne źródło zagrożenia karcynogennego jest od lat 70. XX wieku przedmiotem zainteresowania różnych środowisk. Problem dotyczy zarówno producentów elementów zawierających azbest, jak i osób w jakiś sposób związanych z jego stosowaniem, na przykład mieszkańców budynków, w których znajdują się elementy azbestowe, obecnie usuwane.

W związku z usuwaniem materiałów zawierających azbest, konieczna jest obserwacja jego koncentracji w otoczeniu miejsca, w którym ten proces się odbywa. Stosowane dotąd metody oceny koncentracji azbestu w określonej lokalizacji pomiarowej nie są, z zasady, metodami umożliwiającymi realizację szybkiego pomiaru, ponadto wymagają skomplikowanej preparatyki.

Wobec takiego stanu rzeczy, w GIG opracowano koncepcję optycznego analizatora działającego na zasadzie identyfikacji charakterystyk rozpraszania światła laserowego, zgodnie z wnioskami wynikającymi z teorii rozpraszania Mie na cząstkach unoszonych w określonym medium. Podstawowymi elementami analizatora są laser Nd:YAG (SHG – *Second Harmonic Generation*) oraz zespół detektorów (fotodiod lawinowych), z zastosowaniem światłowodów do prowadzenia wiązki w określony sposób i do właściwego doboru przestrzeni pomiarowej. Podstawę do opracowania takiej koncepcji stanowiły wnioski z teorii (obliczenia teoretycznych charakterystyk rozpraszania), wyniki analizy wymiarowej i morfologicznej włókien azbestu oraz wcześniejsze opracowania własne z zakresu laserowych pomiarów zapylenia.

1. TEORETYCZNE PODSTAWY OPTYCZNEJ – LASEROWEJ DETEKCJI CZĄSTEK (TEORIA ROZPRASZANIA MIE)

Z teorii Mie (Born, Wolf 1964), opisującej proces rozpraszania promieniowania elektromagnetycznego (w tym optycznego) na cząstkach sferycznych, wynikają analityczne wyrażenia na kierunkowe amplitudowe współczynniki $S(\Theta)$ promieniowania rozproszonego w funkcji kąta rozpraszania. Wzory te zawierają funkcje walcowe związane z funkcjami Bessela rzędu półnieparzystego, funkcjami Hankela i funkcje związane ze stowarzyszonymi wielomianami Legendre'a. Ostateczną, dogodną do obliczeń, postać wyrażenia na współczynniki kierunkowe promieniowania rozproszonego podano w opracowaniu (Passia 2002), przy czym parametrami obliczeniowymi są: zespolony współczynnik załamania m , parametr wymiarowy $x = 2\pi a/\lambda$ (gdzie a jest średnicą cząstki rozpraszającej, λ – długością fali promieniowania padającego na cząstkę). Parametry te są zawarte w wymienionych wyżej funkcjach związanych z funkcjami Bessela.

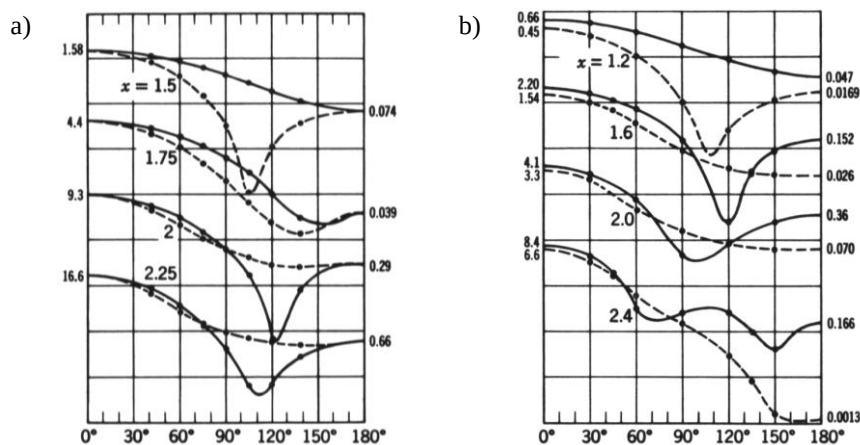
Wnioski liczbowe wynikające z teorii Mie mogą być ekstrapolowane na cząstki o kształcie istotnie odbiegającym od kulistego. Takie przykładowe zależności dla cząstek sferycznych i cylindrycznych (jak w przypadku azbestu) przedstawiono na rysunku 1 (van de Hulst 1957).

Charakterystyki te stanowiły podstawę do zaprojektowania przez autorów optycznego analizatora cząstek azbestu unoszonych w powietrzu.

Rysunek 2 (Passia 2002) stanowi ilustrację zgodności uzyskanych eksperymentalnie charakterystyk (współczynników kierunkowych) rozpraszania z obliczonymi według przedstawionej powyżej procedury pomiarowej. Charakterystyki eksperymentalne przedstawiają zależność stosunku sygnału do szumu od kąta rozpraszania światła w dopplerowskim anemometrze laserowym. Źródłem światła monochromatycznego jest w omawianym przypadku laser He-Ne emitujący wiązkę światła długości fali λ wynoszącej 0,633 nm.

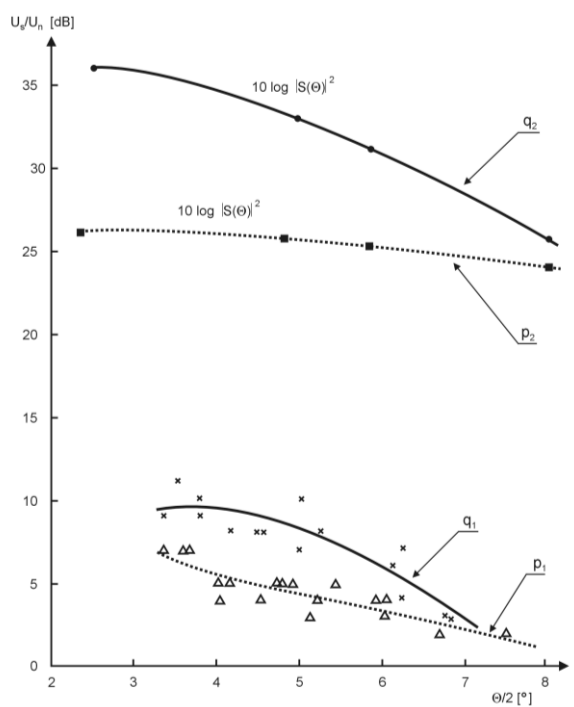
Porównanie przeprowadzono dla cząstek sferycznych o rozmiarach 0,8 i 0,45 μm .

Należy nadmienić, że stosunek sygnału do szumu w anemometrze laserowym zawiera w sobie zależność od natężenia światła rozproszonego na cząstce pod określonym kątem, a więc od współczynnika $S(\Theta)$.



Rys. 1. Porównanie kątowych charakterystyk rozpraszania światła monochromatycznego na cząstkach sferycznych (a) i cylindrycznych (b)

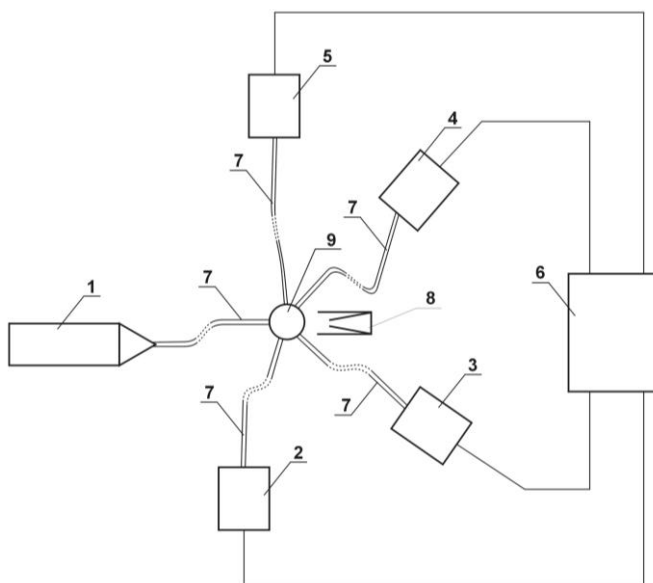
Fig. 1. Comparison of angular characteristics of scattering of monochromatic light on spherical (a) and cylindrical particles (b)



Rys. 2. Charakterystyki kątowe stosunku sygnału do szumu w dopplerowskim anemometrze laserowym dla dwóch rozmiarów cząstek rozpraszających: Θ – kąt rozpraszania, U_s/U_n – stosunek sygnału do szumu, q_1 ($a = 0,8 \mu m$, oktyamid), p_1 ($a = 0,45 \mu m$, polistyren); q_2 – obliczona wartość $S(\Theta)$ ($a = 0,8 \mu m$), p_2 – obliczona wartość $S(\Theta)$ ($a = 0,45 \mu m$)

Fig. 2. Angular characteristics of laser Doppler anemometer signal for two scattering particle sizes: Θ – scattering angle, U_s/U_n – signal-to-noise ratio, q_1 ($a = 0,8 \mu m$, octamide), p_1 ($a = 0,45 \mu m$, polystyrene); q_2 – computed value $S(\Theta)$ ($a = 0,8 \mu m$), p_2 – computed value $S(\Theta)$ ($a = 0,45 \mu m$)

Przedstawiony materiał teoretyczno-eksperymentalny stanowił podstawę do zaprojektowania laserowego analizatora cząstek azbestu w formie przedstawionej na rysunku 3. Konfiguracja układu pomiarowego analizatora, w pewnym zakresie, odzwierciedla dotychczasowe rozwiązania znane z literatury (np. Passia, Pawlak, Pia-secki 1978).



Rys. 3. Laserowy analizator cząstek azbestu (schemat blokowy): 1 – laser ze światłowodem (Nd: YAG-SHG, 532 nm), 2, 3, 4, 5 – detektory z wejściem światłowodowym (fotodiody lawinowe), 6 – wielokanałowy analizator amplitudy, 7 – odcinki światłowodów, 8 – pułapka światła, 9 – rurka pomiarowa

Fig. 3. Laser-based analyser of asbestos particles (block diagram): 1 – laser with optical fibre (Nd: YAG-SHG, 532 nm), 2, 3, 4, 5 – detectors with fibre-optic input (avalanche photodiodes), 6 – multichannel amplitude analyzer, 7 – optical fibre sections, 8 – light trap, 9 – measuring tube

Jak zaznaczono wyżej, podstawę urządzenia stanowi laser Nd:YAG (SHG) emitujący wiązkę długości fali 532 nm z wyjściem światłowodowym oraz zestaw detektorów (fotodiod lawinowych) umieszczonych w odpowiedni sposób (pod określonym kątem) względem osi głównej układu pomiarowego.

2. CHARAKTERYSTYKA WYMIAROWA I MORFOLOGICZNA CZĄSTEK AZBESTU

Azbest to ogólna handlowa nazwa włóknistych krzemianów mineralnych należących do form skalnych grupy serpentynu i amfiboli.

Azbest chryzotylowy

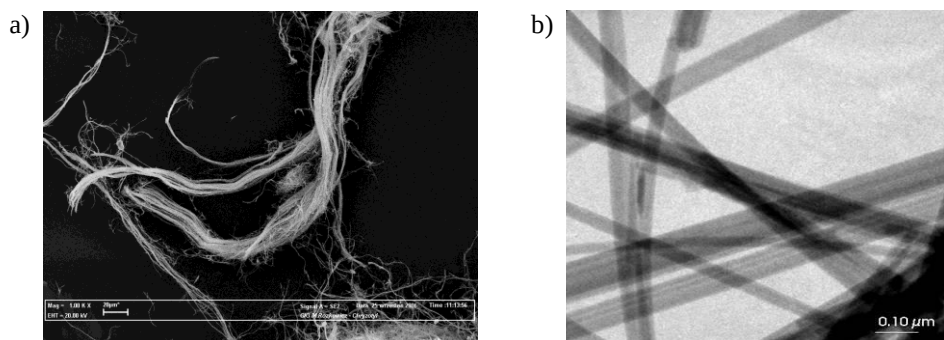
Do grupy serpentynu należy włóknista odmiana chryzotylu zwana azbestem chryzotylowym. Azbest chryzotylowy wyróżnia się włóknistym, rurkowym pokrojem kryształów. Utworzone puste długie rurki (fibryle), stanowiące element wiązki włó-

kien chryzotylowych, bardzo często mają rozszczerzone końce. Włókna w wiązce są połączone za pomocą wiązań wodorowych i międzyfibrilną bezpostaciową substancją krzemianu magnezowego. Włókna chryzotyłu mogą różnić się elastycznością, a dotyczy to zarówno włókien pochodzących z różnych złóż chryzotyłu, jak i włókien pochodzących z tego samego złoża. Twardość niektórych włókien chryzotylowych jest zbliżona do twardości włókien amfibolowych.

Azbest chryzotylowy nie okazuje łupliwości lecz podzielność włóknistą. Ulega rozpuszczaniu w środowisku kwaśnym. Uwodniona krzemionka traci wtedy elastyczność, łatwo się kruszy i staje się rozdrobnioną krzemionką.

Chryzotyl włóknisty ma charakterystyczną postać morfologiczną i może być łatwo rozpoznany. Stwierdzenie wewnętrznej struktury rurkowej (biały pasek wzdłuż włókna) jest pierwszą wskazówką, że może to być azbest chryzotylowy. Często pasek ten jest jednak niewidoczny. Poza tym kilka innych minerałów ma podobny pokrój w związku z czym spostrzeżenia morfologiczne nie są wystarczające przy precyzyjnym oznaczaniu azbestu chryzotylowego. Możliwe jest wstępne zakwalifikowanie struktury jako mającej postać azbestu chryzotylowego, jednak niezbędne jest stwierdzenie następujących cech morfologicznych: pojedyncze struktury-włókna mają duże współczynniki kształtu, przekraczające 5:1 i średnice od około 25 do 40 nm. Współczynnik kształtu to stosunek długości struktury do jej średnicy. Gęstość struktur azbestu chryzotylowego wynosi od 2,3 do 2,55g/cm³ (Bolewski, Manecki 1993).

Struktury azbestu chryzotylowego przedstawiono na fotografii 1.



Fot. 1. Struktury azbestu chryzotylowego: a – fotografia ze skaningowego mikroskopu elektronowego (Politechnika Śląska w Gliwicach), b – fotografia z transmisyjnego mikroskopu elektronowego (Uniwersytet Śląski w Katowicach) z siateczki z naniesionymi przez autorkę strukturami azbestu chryzotylowego ze standardu (SPI Supplies Division of Structure Probe, Inc.) (Rożkowicz 2007)

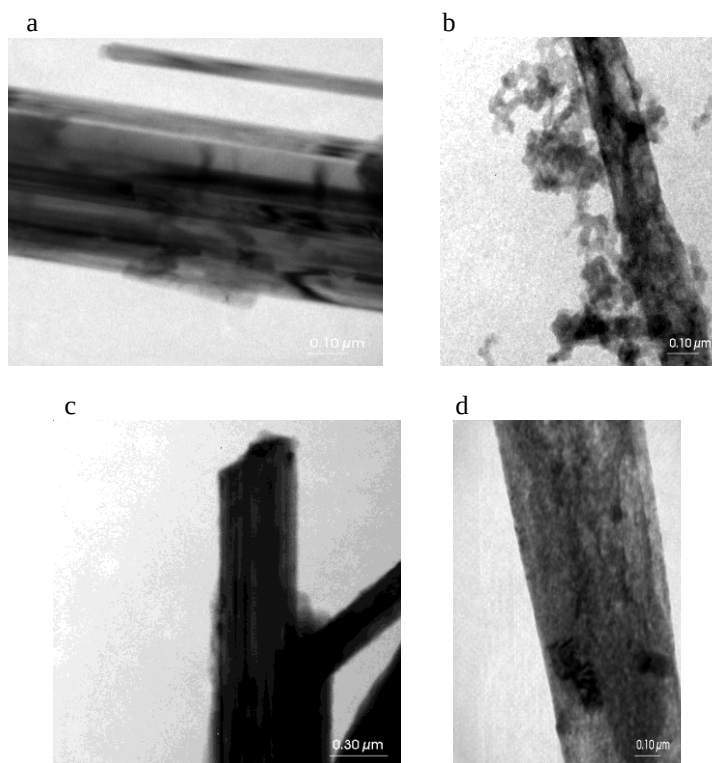
Foto. 1. Shape of chrysotile asbestos structures: a – photograph from electron scanning microscope (at Technical University of Silesia, Gliwice), b – photograph from electron transmission microscope (At University of Silesia, Katowice) from the grid with deposited, by one of the authors, asbestos structures from the standard (SPI Supplies Division of Structure Probe, Inc.) (Rożkowicz 2007)

Azbest amfibolowy

Do grupy amfiboli należą włókniste odmiany minerałów tremolitu, antofyllitu, grunerytu, aktynolitu, riebeckitu zwane azbestem amfibolowym. Rozróżnia się więc azbest amfibolowy: tremolitowy, antofyllitowy, amozytowy, aktynolitowy, krokidolitowy.

Azbest amfibolowy wyróżnia się słupkowym pokrojem kryształu wydłużonym według osi Z. Łupliwość amfiboli jest zgodna ze ścianami słupa pionowego. Na przekroju prostym do osi Z jest ona widoczna w postaci szczelin krzyżujących się pod kątem około 120° . W odróżnieniu od włókien chryzotylowych, włókna amfibolowe prawie nie ulegają zmianom w środowisku kwaśnym. Mogą jednak rozdzielać się na wiązaniach kationowych na przykład Ca^{2+} i Mg^{2+} , które wraz z O^{2-} tworzą wstęgi, ułożone równolegle do anionów krzemotlenowych. Struktury azbestu amfibolowego (wiązki, włókna) mają znacznie większą twardość, nie są tak giętke jak struktury azbestu chryzotylowego. Struktury azbestu amfibolowego mogą być wstępnie identyfikowane morfologicznie, z uwagi na to, że pojedyncze włókna azbestu amfibolowego często mają średnicę większą niż włókna azbestu chryzotylowego (powyżej 40 nm). Gęstość struktur azbestu amfibolowego wynosi od 2,85 do 3,6g/cm³ (Bolewski, Mańnecki 1993).

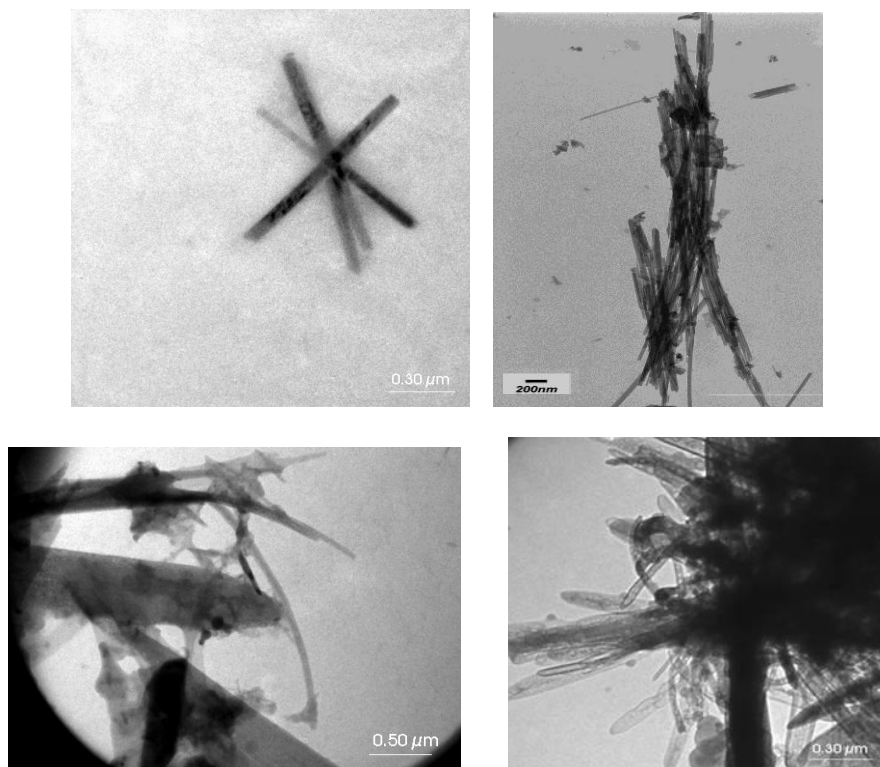
Przykład struktur azbestu amfibolowego przedstawiono na fotografii 2.



Fot. 2. Struktury azbestu: a – krocidolitowego, b – krocidolitowego z próbki pobranej z powietrza, c – antofyllitowego, d – antofyllitowego z próbki pobranej z powietrza. Fotografie z transmisyjnego mikroskopu elektronowego (Uniwersytet Śląski w Katowicach). Fotografie a i c są to struktury z siateczki z naniesionymi przez autorkę strukturami azbestu ze standardu (SPI Supplies Division of Structure Probe, Inc.) (Rożkowicz 2007)

Foto. 2. Asbestos structures: a – crocidolite type, b – crocidolite type from air sample, c – anthophyllite type, d – anthophyllite type from air sample. Photographs from electron transmission microscope (at University of Silesia, Katowice). Photographs a and c are the structures from the grid with deposited by one of the authors, asbestos structures from the standard (SPI Supplies Division of Structure Probe, Inc.) (Rożkowicz 2007)

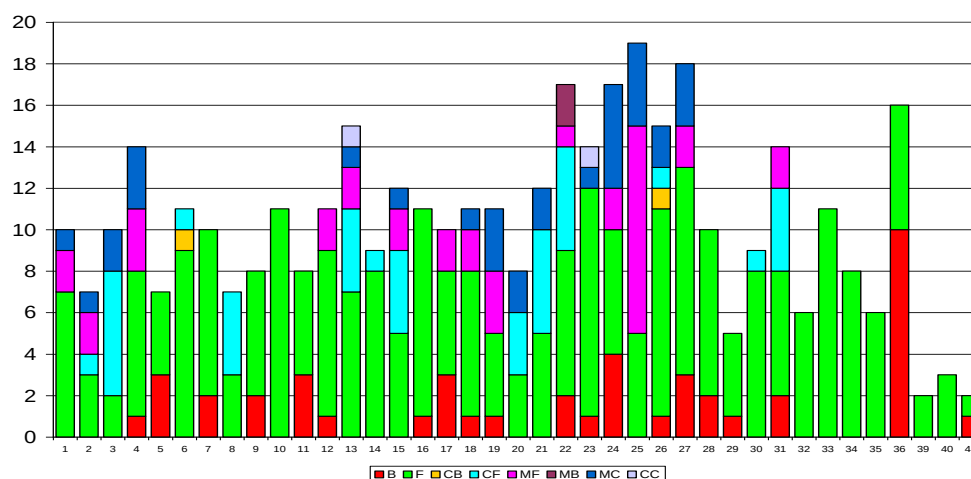
W wyniku badań czterdziestu jeden próbek powietrza pobranych na osiedlach mieszkaniowych w Katowicach, na których znajduje się materiał azbestowo-cementowy, na podstawie przyjętej klasyfikacji morfologicznej, oprócz struktur włóknistych typu włókno lub wiązka, wydzielono również klastry i matryce dyspersyjne, klastry i matryce zbite. Na zdjęciu 3 przedstawiono przykładowe klastry i matryce dyspersyjne, jak i klastry i matryce zbite. Badania wykonano za pomocą transmisyjnego mikroskopu elektronowego z urządzeniem do dyfrakcji elektronów z wydzielonego obszaru i analizatorem rentgenospektralnym. Nie można było jednak stwierdzić, czy wydzielone struktury istniały w powietrzu czy powstały w wyniku stosowanej preparatyki pobranych próbek.



Fot. 3. Morfologiczna klasyfikacja przyjęta w zliczaniu struktur włóknistych (Rożkowicz 2007)

Foto. 3. Morphological classification assumed in counting fibre structures (Rożkowicz 2007)

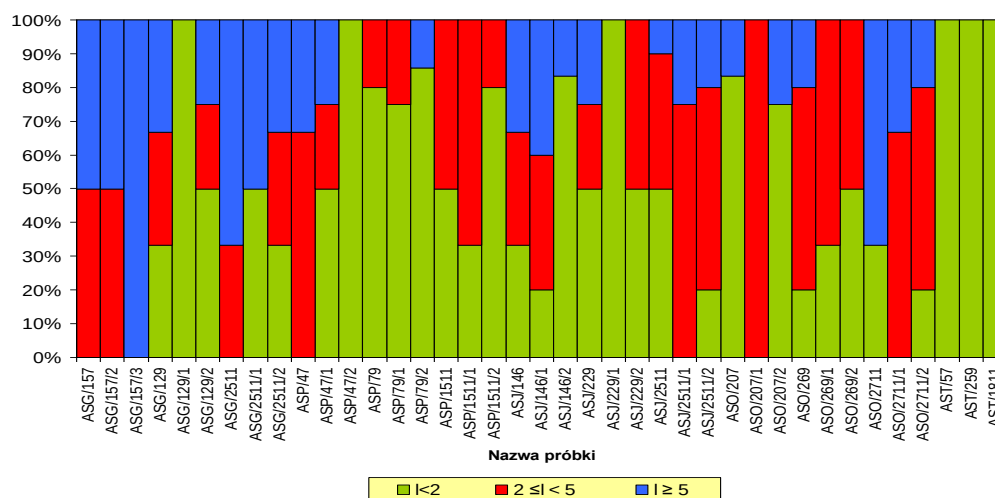
Liczba zliczonych struktur azbestowych (struktury niejednoznacznie zidentyfikowane, mające przynajmniej jedną cechę morfologiczną, chemiczną lub strukturalną azbestu), oznaczonych według klasyfikacji morfologicznej stosowanej podczas analizy próbek, przedstawiono na rysunku 4. Stwierdzono, że największy udział w badanych próbkach miały włókna i wiązki. W niektórych próbkach włókna i wiązki tworzyły matryce i klastry dyspersyjne. W próbkach znacznie mniej było matryc i klastrów zbitych.



Rys. 4. Liczba zliczonych struktur azbestowych w kolejnych próbkach oznaczonych według klasyfikacji morfologicznej stosowanej w czasie analizy próbek: B – wiązki, F – włókna, CB – wiązka w klastrze dyspersyjnym, CF – włókno w klastrze dyspersyjnym, MF – włókno w matrycy dyspersyjnej, MB – wiązka w matrycy dyspersyjnej, MC – matryca zbita, CC – klastery zbita (Rożkowicz 2007)

Fig. 4. Number of counted asbestos structures in consecutive samples determined according to morphological classification used when analysing samples: B – bundles, F – fibres, CB – bundle within dispersion cluster, CF – fibre within dispersion matrix, MF – fibre in dispersion matrix, MB – bundle in dispersion matrix, MC – compacted matrix, CC – compacted cluster (Rożkowicz 2007)

W celu określenia wymiarów struktur azbestu najczęściej występujących w powietrzu w czasie badań próbek zwymiarowano te struktury i określono współczynnik ich kształtu. Wyniki badań przedstawiono na rysunkach 5, 6 i 7.

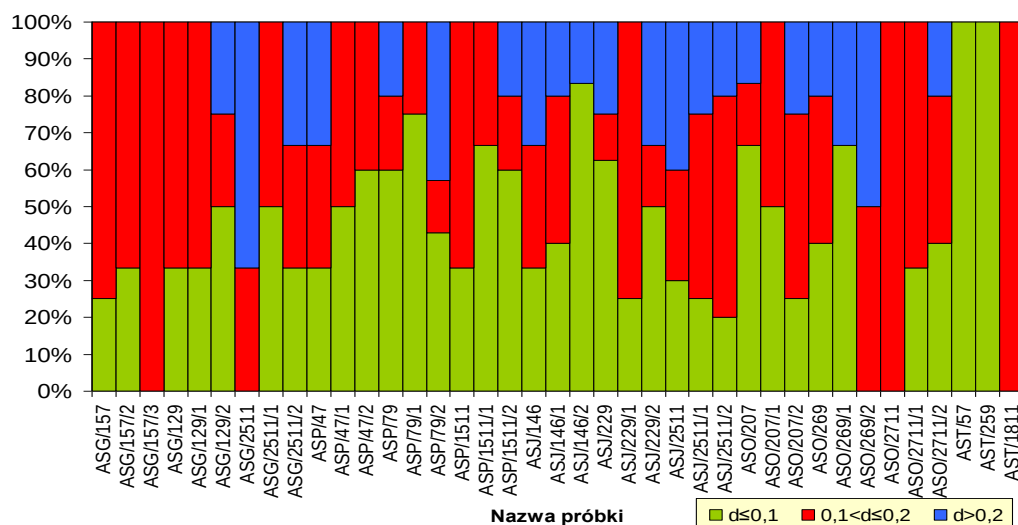


Rys. 5. Udział procentowy struktur azbestu we wszystkich strukturach azbestu w próbkach badanych ze względu na ich długość; przedziały długości: $l < 2 \mu\text{m}$, $2 \leq l < 5 \mu\text{m}$ i $l \geq 5 \mu\text{m}$ (Rożkowicz 2007)

Fig. 5. Percentage proportion of asbestos structures in all asbestos structures: $l < 2 \mu\text{m}$, $2 \leq l < 5 \mu\text{m}$ and $l \geq 5 \mu\text{m}$ (Rożkowicz 2007)

Na rysunku 5 przedstawiono udział procentowy struktur azbestu w próbkach badanych ze względu na ich długość. Najczęściej występowały struktury o długości mniejszej niż $2\ \mu\text{m}$.

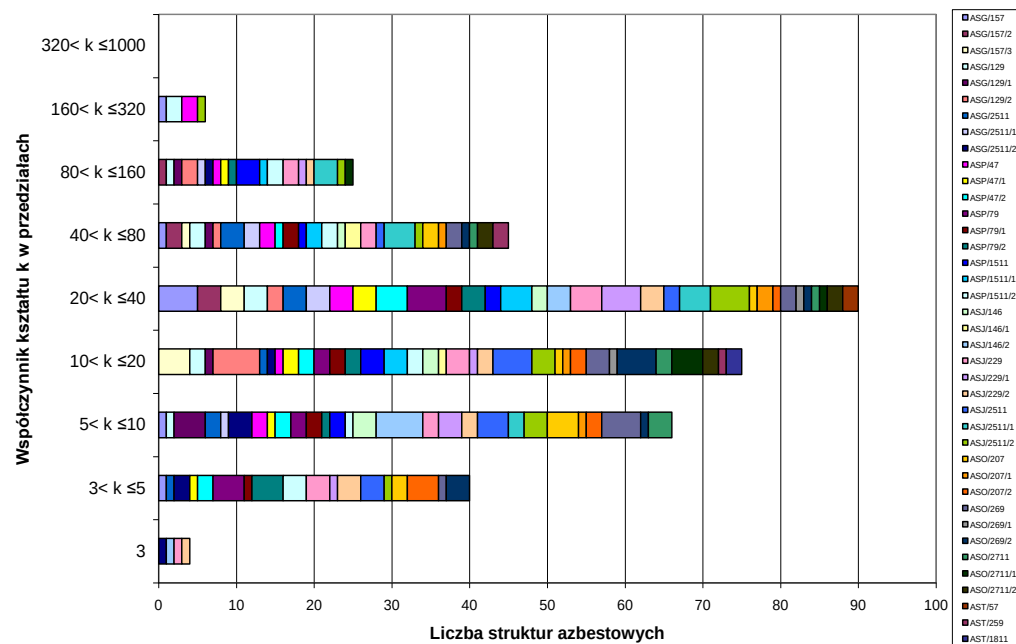
W badanych próbkach najczęściej występowały struktury azbestu o średnicy mniejszej niż $0,1\ \mu\text{m}$ (rys. 6).



Rys. 6. Udział procentowy struktur azbestu we wszystkich strukturach azbestu; przedziały wartości średnic: $d \leq 0,1\ \mu\text{m}$; $0,1\ \mu\text{m} < d \leq 0,2\ \mu\text{m}$; $d > 0,2\ \mu\text{m}$ (Rożkowicz 2007)

Fig. 6. Percentage share of asbestos structure in all asbestos structures: $d \leq 0,1\ \mu\text{m}$; $0,1\ \mu\text{m} < d \leq 0,2\ \mu\text{m}$ and $d > 0,2\ \mu\text{m}$ (Rożkowicz 2007)

W celu sprawdzenia jak dużo struktur zliczonych podczas badań charakteryzowało się określonymi współczynnikami kształtu k , na rysunku 7 przedstawiono liczbę struktur azbestowych w przedziałach wartości współczynnika kształtu k . W powietrzu dominujący udział procentowy miały struktury o współczynniku kształtu k w przedziale 20–40.



Rys. 7. Liczba struktur azbestowych L w zależności od współczynnika kształtu k w podanych przedziałach wartości tego współczynnika w próbkach pobranych na osiedlach (Rożkowicz 2007)

Fig. 7. Number of asbestos structures L depending of k form factor within defined values of this factor in the samples taken at housing estates (Rożkowicz 2007)

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Artykuł stanowi początek cyklu publikacji z zakresu laserowej detekcji i pomiaru koncentracji cząstek azbestu metodą optyczną. Przedstawiono w nim analizę teoretyczną (w tym wyniki obliczeń charakterystyk kątowych rozpraszania światła laserowego na cząstkach) i pewien zakres eksperymentalnej weryfikacji tych obliczeń. Niezwykle istotną częścią artykułu (szczególnie w odniesieniu do niezbędnej kalibracji urządzenia) jest analiza cząstek azbestu w zakresie wymiarowym i morfologicznym.

Kolejnym etapem prac będą pomiary z zastosowaniem modelu analizatora.

Literatura

1. Born M., Wolf E. (1964): *Principles of Optics*. Pergamon Press.
2. Passia H. (2002): *Metrologia emisji metanu z rozciągłych obiektów środowiskowych z wykorzystaniem selektywnej absorpcji promieniowania laserowego w średniej podczerwieni*. Prace Naukowe GIG nr 851.
3. Passia H., Pawlak J., Piasecki S. (1978): *Lasery w górnictwie*. Katowice, Wydaw. „Śląsk”.
4. Bolewski A., Manecki A. (1993): *Mineralogia szczegółowa*. Warszawa, Wydaw. PAE.
5. Rożkowicz M. (2007): *Opracowanie kompleksowej metody kontroli stężeń struktur azbestu w powietrzu*. Katowice, Główny Instytut Górnictwa (Praca doktorska).
6. Van de Hulst H.C. (1957): *Light Scattering by Small Particles*. Wiley and Sons.

Recenzent: doc. dr hab. inż. Krzysztof Stańczyk

Sylwester Rajwa

WPLYW WYBRANYCH WYNIKÓW GEOINŻYNIERYJNYCH NA PROCES PRZYGOTOWANIA PRODUKCJI W POLSKICH KOPALNIACH WĘGLA KAMIENNEGO

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki ankiety przeprowadzonej w kopalniach węgla kamiennego, a dotyczącej wpływu określonych parametrów geoinżynierskich na proces przygotowania produkcji. Na jej podstawie określono „wagi” poszczególnych, wybranych parametrów geoinżynierskich i ustalono, które z nich mają największe znaczenie (największą „wagę”) w przypadku podejmowania decyzji o rozpoczęciu lub zaniechaniu robót górniczych.

Impact of selected geoengineering results on the production preparation process in Polish hard coal mines

Abstract

The article presents the results of a questionnaire carried out in hard coal mines concerning the impact of determined geoengineering parameters on the production preparation process. On its basis the “weights” of individual, selected geoengineering parameters were determined.

Moreover, it has been settled, which of the parameters have the greatest significance (greatest “weight”) in the case of taking decisions about the start or renunciation of mining operations.

WPROWADZENIE

Podjęcie decyzji o rozpoczęciu jakiegokolwiek robót górniczych powinno być poprzedzone szczegółowymi analizami zarówno technicznymi, jak i ekonomicznymi. Teoretycznie, już na etapie przygotowania produkcji, powinno być wiadome, czy przeznaczone na ten cel środki finansowe przyniosą oczekiwane efekty produkcyjne i ekonomiczne. W artykule omówiono czynniki geoinżynierskie, które są brane pod uwagę podczas podejmowania decyzji o rozpoczęciu lub zaniechaniu robót górniczych. Doświadczalnie stwierdzono, że nieuwzględnienie pewnych czynników lub niedoszacowanie innych, może być przyczyną dużych strat finansowych związanych z zaniechaniem rozpoczętych już prac górniczych lub mniejszym wydobywaniem, w stosunku do zakładanego.

Podstawę do opracowania niniejszego artykułu stanowiły wyniki badań ankietowych przeprowadzonych we wszystkich kopalniach i zakładach górniczych wydobywających węgiel kamienny. Do opracowania ankiety powołano pomocniczy zespół ekspertów, złożony z byłych i obecnych pracowników działów przygotowania produkcji z różnych kopalń węgla kamiennego.

1. SPOSÓB PROWADZENIA BADAŃ

Mając na uwadze złożoność procesu projektowania eksploatacji, przeprowadzono ankietę, na podstawie której (tabl. 1 i 2) spróbowano określić „wagi” poszczególnych wybranych czynników geoinżynierskich i ustalić znaczenie (największą „wagę”) tych, które są najczęściej wykorzystywane do sporządzania projektów robót górniczych w kopalniach.

Po uzyskaniu danych ankietowych w pierwszej kolejności obliczono średnią arytmetyczną dla każdego czynnika. Następnie dane opracowano z wykorzystaniem podstawowych charakterystyk liczbowych zbiorowości statycznych takich, jak miary: tendencji centralnej (mediana, modalna), dyspersji (odchylenie standardowe), asymetrii (skośność), koncentracji (kurtoza).

Tablica 1. Ankieta dotycząca aktualnie stosowanych kryteriów geoinżynierskich w procesie przygotowania produkcji

Proszę o wpisanie „wagi” (znaczenia) poszczególnego parametru uwzględnianego w procesie przygotowania produkcji. Im większa wartość liczbową przypisana parametrowi tym jest on istotniejszy							
Lp.	Parametry	Waga					
		0	1	2	3	4	5
1.	Parametry geologiczne (naturalne)						
1.1	charakteryzujące załaganie pokładu						
1.1.1	głębokość						
1.1.2	tektonika						
1.1.3	nachylenie						
1.1.4	miąższość						
1.2	charakteryzujące własności geomechaniczne węgla i skał						
1.2.1	wytrzymałość na ściskanie						
1.2.2	skrawalność						
1.2.3	rozmakalność						
1.2.4	podzielność						
1.3	charakteryzujące jakość węgla						
1.3.1	kaloryczność						
1.3.2	siarka						
1.3.3	popiół						
1.3.4	wilgotność						
2.	Parametry górnicze						
2.1	charakteryzujące zagrożenie łapaniami, wodne, metanowe, wybuchem pyłu węglowego, wyrzutem metanu i skał, pożarowe, klimatyczne						
2.2	charakteryzujące oddziaływanie zasobów eksploatacyjnych						

Tablica 2. Ankieta – parametry geoinżynierskie uwzględnione w procesie przygotowania produkcji

Lp.	Parametr	Waga					
		0	1	2	3	4	5
3	Parametry techniczne lub technologiczne						
3.1	O wyborze systemu eksploatacji (np. zawał, podsadzka, chodnikowy) decyduje:						
3.1.1	wyposażenie techniczne						
3.1.2	kryterium ekonomiczne						
3.1.3	ochrona powierzchni						
3.1.4	wielkość zasobów						
3.1.5	inne (wymień)						

3.2	parametry techniczne urządzeń urabiających, transportowych i pomocniczych (np. moc, wydajność, gabaryty)					
3.3	O wielkości przekroju wyrobiska decyduje:					
3.3.1	wentylacja					
3.3.2	klimatyzacja					
3.3.3	gabaryty urządzeń i funkcjonalność					
3.3.4	miąższość pokładu					
3.3.5	wykonana prognoza zaciskania					
3.3.6	względy ekonomiczne					
3.3.7	Inne (wymień)					
3.4	Na wybór ścianowej obudowy zmechanizowanej ma wpływ:					
3.4.1	dostępność (dany typ sekcji jest do „zagospodarowania”)					
3.4.2	zakres pracy					
3.4.3	własności podpornościowe					
3.4.4	upodatkowanie					
3.4.5	wskaźnik nośności stropu „g”					
3.4.6	inne (wymień)					
3.5	ochrona środowiska (np. woda, skała płonna, rad)					
3.6	ochrona powierzchni (szkody górnicze)					
4.	Czy na etapie przygotowania produkcji dla każdej ściany i chodnika przeprowadza się analizy ekonomiczne (właściwe zaznaczyć)	TAK			NIE	
4.1	Jeśli tak, to wymień, jakie kryteria ekonomiczne stosuje się na etapie przygotowania produkcji					
5.	Czy na etapie przygotowania produkcji przeprowadza się analizy ryzyka (właściwe zaznaczyć)	TAK			NIE	
5.1	Jeśli tak, to wymień, jakie metody dla analizy ryzyka stosuje się na etapie przygotowania produkcji					

2. ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ ANKIETOWYCH

Wyniki stanowiące odpowiedzi na poszczególne pytania zestawiono w poniższych tablicach.

Pytanie 1 – dotyczące parametrów geologicznych (naturalnych)

Tablica 3. Parametry charakteryzujące zaleganie

Lp.	Parametry	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
1.1	Charakteryzujące zaleganie pokładu							
1.1.1	głębokość	1	0	6	10	13	5	3,40
1.1.2	tektonika	0	0	4	4	8	19	4,20
1.1.3	nachylenie	1	2	8	10	11	3	3,06
1.1.4	miąższość	0	0	4	11	10	10	3,74

Z tablicy 3 wynika, że respondenci wszystkim parametrom z tej grupy przypisali stosunkowo dużą wagę. Największe wagi zostały przypisane tektonice (1.1.2) oraz miąższości (1.1.4). Należy także zwrócić uwagę na fakt, że w obydwu tych przypadkach, ani razu nie wskazano wag „0” i „1”. Biorąc pod uwagę, że środkiem przedziału jest wartość 2,5, można zauważyć, że wszystkie średnie wagi przekraczają tę wartość. Dodając do tych wartości stosunkowo duże wartości mediany i modalnej, przedstawione w tablicy 3.1, można stwierdzić, że respondenci przejawiali znaczną zgodność w przypisywaniu wysokich wag tym parametrom.

Tablica 3.1. Parametry charakteryzujące zaleganie pokładu – mierniki statystyczne

Lp.	Parametr	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
1.1	Charakteryzujące zaleganie pokładu					
1.1.1	głębokość	4	4	1,10	-0,74	1,03
1.1.2	tektonika	5	5	1,04	-1,07	-0,13
1.1.3	nachylenie	3	4	1,17	-0,45	-0,02
1.1.4	miąższość	4	3	1,00	-0,17	-1,08

W drugiej grupie parametrów odpowiedzi kształtowały się następująco:

Tablica 4. Parametry charakteryzujące własności węgla i skał

Lp.	Parametry	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
1.2	Charakteryzujące własności geomechaniczne węgla i skał							
1.2.1	wytrzymałość na ściskanie	3	4	8	9	8	3	2,69
1.2.2	skrawalność	4	6	12	13	0	0	1,97
1.2.3	rozmakalność	5	10	9	9	2	0	1,80
1.2.4	podzielność	4	7	14	10	0	0	1,86

Już po wstępnym przeanalizowaniu tablicy można stwierdzić, że przypisywana średnia waga jest relatywnie mała. W przypadku parametrów 1.2.2, 1.2.3, 1.2.4 nie przekracza ona wartości 2,5. Po zestawieniu tych wyników ze wskaźnikami zawartymi w tablicy 4.1, czyli małymi wartościami mediany i modalnej, okazało się, że większość z badanych respondentów nie przypisuje do tych parametrów zbyt dużej wagi. Wyjątek w tej grupie stanowi wytrzymałość na ściskanie (parametr 1.2.1), któremu przypisano średnią wagę 2,69. Stosunkowo dużą wartość ma w tym przypadku odchylenie standardowe, co świadczy o dużym rozproszeniu przyznawanych wag (wśród odpowiedzi respondentów znalazły się po trzy wskazania „5” i „0”).

Tablica 4.1. Parametry charakteryzujące własności węgla i skał – mierniki statystyczne

Lp.	Parametr	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
1.2	Charakteryzujące własności geomechaniczne węgla i skał					
1.2.1	wytrzymałość na ściskanie	3	3	1,39	-0,27	-0,61
1.2.2	skrawalność	2	3	1,00	-0,66	-0,62
1.2.3	rozmakalność	2	1	1,14	0,05	-0,90
1.2.4	podzielność	2	2	0,96	-0,51	-0,62

W przypadku ostatniej grupy czynników zaliczanej do parametrów geologicznych wyniki przedstawiają się następująco:

Tablica 5. Parametry jakościowe węgla

Lp.	Parametr	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
1.3	Związane z parametrami jakościowymi węgla							
1.3.1	kaloryczność	1	0	6	7	15	6	3,51
1.3.2	siarka	1	3	8	4	14	5	3,20
1.3.3	popiół	1	2	9	8	13	2	3,03
1.3.4	wilgotność	5	5	8	9	6	2	2,34

Największą wagę spośród wymienionych w tej grupie parametrów, ankietowani przypisali kaloryczności węgla (średnia waga – 3,51). Parametr ten miał najmniejszą wartość odchylenia standardowego, a największą kurtozy. Dane te świadczą

o względnie małym rozproszeniu wag oraz o dużym ich skupieniu wokół średniej. Odpowiedzi udzielone w przypadku pozostałych parametrów charakteryzowały się już mniejszymi wartościami średnich oraz większymi odchyleniami standardowymi. Ponadto, częściej przydzielano wagi z przedziału poniżej określonych wartości średnich.

Tablica 5.1. Parametry charakteryzujące jakość węgla – mierniki statystyczne

Lp.	Parametr	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
1.3.1	kaloryczność	4	4	1,13	-0,90	1,07
1.3.2	siarka	4	4	1,33	-0,54	-0,61
1.3.3	popiół	3	4	1,16	-0,52	-0,16
1.3.4	wilgotność	2	3	1,43	-0,09	-0,82

Pytanie 2 – dotyczące parametrów górniczych

W ankiecie zastosowano podział parametrów górniczych na dwie grupy. Klasyfikację tę oraz kształtowanie się odpowiedzi w obydwu grupach zawiera tablica 6.

Tablica 6. Parametry górnicze

Lp.	Parametr	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
2.	Parametry górnicze							
2.1	charakteryzujące zagrożenie tapaniami, wodne, metanowe, wybuchem pyłu węglowego, wyrzutem metanu i skał, pożarowe, klimatyczne	0	0	1	2	13	15	4,35
2.2	charakteryzujące oddziaływanie zaszłości eksploatacyjnych	0	1	0	5	19	10	4,06

Zdecydowana większość respondentów przypisała parametrom górniczym bardzo dużą wagę, potwierdza to zarówno duża wartość średniej, jak również wartości mediany, modalnej oraz kurtozy. Charakterystyczna jest też mała liczba wskazań wagi „0” oraz „1”.

Tablica 6.1. Parametry górnicze – mierniki statystyczne

Lp.	Parametr	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
2.	Parametry górnicze					
2.1	charakteryzujące zagrożenie tapaniami, wodne, metanowe, wybuchem pyłu węglowego, wyrzutem metanu i skał, pożarowe, klimatyczne	4	5	0,74	-1,21	1,73
2.2	charakteryzujące oddziaływanie zaszłości eksploatacyjnych	4	4	0,83	-1,38	3,93

Pytanie 3 – dotyczące parametrów technicznych lub technologicznych

Wśród tych parametrów wyodrębniono sześć grup czynników, z czego trzy podzielono na dodatkowe kategorie (3.1 Parametry decydujące o wyborze systemu eksploatacji; 3.3 Parametry decydujące o wielkości wyrobiska; 3.4 Parametry decydujące o wyborze obudowy zmechanizowanej do ściany) pozostałe wyróżnione parametry to Parametry techniczne urządzeń urabiających, transportowych i pomocniczych (3.2), Ochrona środowiska (3.5) oraz Ochrona powierzchni (3.6).

Jak kształtowały się odpowiedzi w grupie czynników decydujących o wyborze systemu eksploatacji przedstawiono w tablicy 7.

Tablica 7. Parametry decydujące o wyborze systemu eksploatacji

Lp.	Parametr	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
3.1	O wyborze systemu eksploatacji (np. zawał, podsadzka, chodnikowy) decyduje:							
3.1.1	wyposażenie techniczne	4	1	4	7	13	6	3,20
3.1.2	kryterium ekonomiczne	1	0	2	8	12	12	3,89
3.1.3	ochrona powierzchni	2	1	1	8	8	15	3,83
3.1.4	wielkość zasobów	3	4	5	11	6	5	2,82

Jak można zauważyć szczególnie dużą wagę respondenci przypisywali „kryterium ekonomicznemu” (3.1.2) i „ochronie powierzchni” (3.1.3). Pomimo tego, że w obydwu tych przypadkach średnia waga była zbliżona. W wynikach odnoszących się do kryteriów ekonomicznych stwierdzono mniejszą wartość odchylenia standardowego oraz większą wartość kurtozy, co świadczy o większej jednolitości i skupieniu odpowiedzi. Co prawda w przypadku ochrony powierzchni najwięcej respondentów wskazało wagę „5” zdarzały się jednak wskazania „0” i „1”.

Wśród odpowiedzi dla kategorii 3.1.5, czyli na pytanie otwarte „inne” wskazano: czas rozpoczęcia, koncentrację wydobycia, grubość złoże oraz własności skał otaczających. Były to jednak pojedyncze przypadki, więc trudno im przypisywać większą wagę.

Tablica 7.1. Parametry decydujące o wyborze systemu eksploatacji – mierniki statystyczne

Lp.	Parametr	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
3.1.1	wyposażenie techniczne	4	4	1,51	-0,93	0,04
3.1.2	kryterium ekonomiczne	4	4	1,12	-1,31	2,64
3.1.3	ochrona powierzchni	4	5	1,38	-1,37	1,57
3.1.4	wielkość zasobów	3	3	1,46	-0,33	-0,61

W kolejnej grupie, w której wyróżniono dodatkowe parametry (3.3), struktura odpowiedzi kształtowała się następująco:

Tablica 8. Parametry decydujące o wielkości przekroju wyrobiska

Lp.	Parametr	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
3.3	O wielkości przekroju wyrobiska decyduje:							
3.3.1	wentylacja	1	1	5	12	8	8	3,40
3.3.2	klimatyzacja	3	3	9	13	6	1	2,54
3.3.3	gabaryty urządzeń i funkcjonalność	0	0	1	3	12	18	4,38
3.3.4	miąższość pokładu	2	0	13	10	7	2	2,76
3.3.5	wykonana prognoza zaciskania	3	1	9	11	9	1	2,74
3.3.6	względ ekonomiczny	0	5	5	10	7	6	3,12

Na podstawie wyników zawartych w tablicy 8 można stwierdzić, że wagi przypisywane przez respondentów w tej kategorii parametrów przyjmowały raczej wartości zbliżone do wartości środka przedziału i charakteryzował je rozkład zmiennych zbliżony do normalnego. Wyjątek stanowiły odpowiedzi charakteryzujące ważność, jaką ankietowani przypisywali gabarytom i funkcjonalności urządzeń (średnia waga 4,38). Dodatkowo w przypadku kategorii relatywnie małe wartości miało odchylenie standardowe, a duże kurtoza, mediana i modalna.

Wśród odpowiedzi na pytanie otwarte „inne” znalazły się jedynie dwa pojedyncze wskazania: „spodziewane zaciskanie” oraz „okres funkcjonowania”.

Tablica 8.1. Parametry decydujące o wielkości przekroju wyrobiska

Lp.	Parametr	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
3.3	O wielkości przekroju wyrobiska decyduje:					
3.3.1	wentylacja	3	3	1,22	-0,54	0,26
3.3.2	klimatyzacja	3	3	1,20	-0,47	-0,01
3.3.3	gabaryty urządzeń i funkcjonalność	5	5	0,77	-1,22	1,25
3.3.4	miąższość pokładu	3	2	1,14	-0,26	0,52
3.3.5	wykonana prognoza zaciskania	3	3	1,22	-0,68	0,25
3.3.6	względy ekonomiczne	3	3	1,30	-0,15	-0,95

W ostatnim pytaniu, dla którego wyróżniono bardziej szczegółowe czynniki (3.4) odpowiedzi respondentów, kształtowały się następująco:

Tablica 9. Parametry decydujące o wyborze obudowy zmechanizowanej

Lp.	Parametr	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
3.4	Na wybór obudowy zmechanizowanej do ściany decydujący wpływ ma:							
3.4.1	dostępność (dany typ sekcji jest do „zagospodarowania”)	0	0	0	10	13	10	4,00
3.4.2	zakres pracy	0	0	0	3	11	20	4,50
3.4.3	parametry podpornościowe	0	1	4	6	15	9	3,77
3.4.4	upodatknienie	2	2	5	12	13	1	3,00
3.4.5	wskaźnik nośności stropu „g”	1	2	4	8	11	8	3,47

W tym przypadku dla respondentów decydujące znaczenie przy wyborze obudowy zmechanizowanej miał zakres pracy (średnia waga 4,5) oraz jej dostępność (średnia waga 4,0). Wagi te były znacznie większe od przeciętnej (większe niż 2,5). Na pytanie otwarte „inne” w dwóch ankietach znalazła się odpowiedź „wyposażenie kompleksu ściany” (waga 4), natomiast wśród pozostałych odpowiedzi znalazły się „klasy spągów” oraz „pełne wykorzystanie przy kolejnych ścianach”.

Tablica 9.1. Parametry decydujące o wyborze obudowy zmechanizowanej – mierniki statystyczne

Lp.	Parametr	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
3.4	Na wybór obudowy zmechanizowanej do ściany decydujący wpływ ma:					
3.4.1	dostępność (dany typ sekcji jest do „zagospodarowania”)	4	4	0,78	0,00	-1,37
3.4.2	zakres pracy	5	5	0,65	-0,99	-0,07
3.4.3	parametry podpornościowe	4	4	1,04	-0,77	0,09
3.4.4	upodatkowanie	3	4	1,17	-1,00	0,73
3.4.5	wskaźnik nośności stropu „g”	4	4	1,29	-0,79	0,22

Wyniki ankiety dotyczące już wspomnianych pytań, w których nie dokonano dodatkowego podziału na podkategorie, przedstawiono w tablicy 10.

Tablica 10. Pozostałe parametry, dla których nie wyróżniono bardziej szczegółowych czynników

Lp.	Parametry	Wagi						Średnia waga
		0	1	2	3	4	5	
3.2	Parametry techniczne urządzeń urabiających, transportowych i pomocniczych	0	1	3	5	8	5	3,59
3.5	Charakteryzujące ochronę środowiska	3	5	5	6	8	2	2,59
3.6	Charakteryzujące ochronę powierzchni	0	1	3	8	9	6	3,59

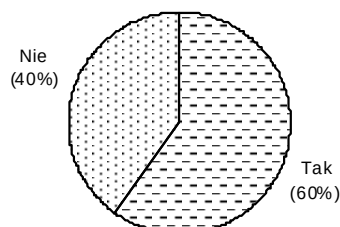
Dla parametrów 3.2 oraz 3.6 odpowiedzi przyjęły rozkład zbliżony do normalnego, wartości średnich w obydwu przypadkach przekraczały 3,5. Inaczej w przypadku wag przypisywanych ochronie środowiska, mianowicie poza mniejszą średnią charakteryzowała ją relatywnie duża wartość odchylenia standardowego, a mała kurtozy.

Tablica 10.1. Pozostałe parametry, dla których nie wyróżniono bardziej szczegółowych czynników – mierniki statystyczne

Lp.	Parametry	Mediana	Modalna	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza
3.2	Parametry techniczne urządzeń urabiających, transportowych i pomocniczych	4	4	1,11	-0,56	-0,30
3.5	Charakteryzujące ochronę środowiska (np. woda, skała płonna, rad)	3	4	1,47	-0,25	-1,02
3.6	Ochrona powierzchni (szkody górnicze)	4	4	1,06	-0,45	-0,24

Pytanie 4 – czy na etapie przygotowania produkcji dla każdej ściany i chodnika przeprowadza się analizy ekonomiczne?

W pytaniu tym ankietowani musieli najpierw określić czy są stosowane analizy ekonomiczne, odpowiadając na pytanie „tak” lub „nie”, a następnie w przypadku ich stosowania określić, jakich kryteriów używają (pytanie otwarte). Wyniki pierwszej części pytania przedstawiono na wykresie (rys. 1).



Rys. 1. Stosowanie analiz ekonomicznych na etapie przygotowania produkcji

Fig. 1. Use of economic analyses at the stage of production preparation

Wśród wskazań „TAK” znalazły się:

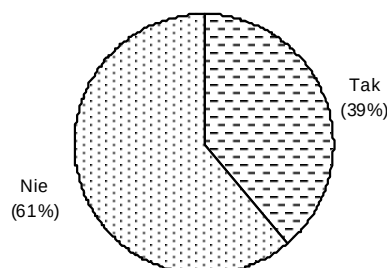
Tablica 11. Stosowanie analiz ekonomicznych na etapie przygotowania produkcji – pytanie otwarte

Nr pytania	Pytanie	Odpowiedzi	Ilość wskazań
4.1	Kryteria ekonomiczne	opłacalność inwestycji	1
		koszty wydobycia jednej tony	1
		dla nowych ścian w formie przygotowania wniosków inwestycyjnych	1
		dodatni wynik w sprzedaży węgla	1
		metoda NPV	5
		wewnętrzna stopa zwrotu (IRR)	3
		ocena efektywności inwestycji	1
		kryterium kosztów	1
		zwrot kosztów	1
		cena m.b. wyrobiska chodnikowego	1
		stopa zyskowności	1
		okres zwrotu nakładów	1
		zasoby węgla w parceli, parametry jakościowe węgla, zagrożenia naturalne	1
		opłacalność – metoda UNIDO	1

Z powyższego zestawienia wynika, że najczęściej stosowanymi analizami ekonomicznymi służącymi do oceny efektywności inwestycji są analizy przeprowadzane metodami NPV (25% przypadków) oraz IRR (15% przypadków).

Pytanie 5 – czy na etapie przygotowania produkcji przeprowadza się analizy ryzyka?

Budowa pytania oraz sposób postępowania był analogiczny, jak w przypadku pytania 4. Wyniki przedstawiono na wykresie (rys. 2).



Rys. 2. Stosowanie analiz ryzyka na etapie przygotowania produkcji

Fig. 2. Use of risk assessments at the stage of production preparation

Kopalnie, w których są przeprowadzane analizy ryzyka, wskazały:

Tablica 12. Stosowanie analizy ryzyka na etapie przygotowania produkcji – pytanie otwarte

Nr pytania	Pytanie	Odpowiedzi	Ilość wskazań
5.1	Metody analizy ryzyka	według PN-N 18000-02 – metoda trójstopniowa, RISCSCORE (system zarządzania bezpieczeństwem)	4
		analiza zagrożeń naturalnych oraz od maszyn i urządzeń	1
		zastosowanie profilaktyki	1
		NPV IRR – dynamiczne metody oceny efektywności	1
		własne doświadczenie – narady ds. zagrożeń, zbrojeniowe	1
		ocena ryzyka zdrowotnego na stanowisku pracy	1
		ocena zgodnie z ISO 9001, 14001	1
		metoda drzewa zdarzeń AGH	1
		metoda Unido	1
			1

Według tej tablicy najwięcej respondentów odpowiedziało, że metody przez nich stosowane są określone lub zgodne z odpowiednim system zarządzania bezpieczeństwem (PN-N 18000-02). Należy także zauważyć, że wśród odpowiedzi znalazły się błędne – te, które odnoszą się do ekonomiki (ryzyka) całego przedsięwzięcia (NPV, IRR, Unido). Uwzględniając powyższe należy stwierdzić, że analizę oceny ryzyka zdrowotnego na stanowisku pracy wyszczególniło około 33% respondentów na etapie przygotowania produkcji.

PODSUMOWANIE

Z rezultatów przeprowadzonej ankiety wynika, że aktualnie brak jest jednolitego podejścia do procesu projektowania udostępniania i rozcięcia złoża w kopalniach węgla kamiennego w Polsce. Wynika to z konieczności uwzględnienia bardzo często

specyficznych, lokalnych uwarunkowań, dotyczących zalegania złoża, jego własności geomechanicznych, zagrożeń, istniejącego układu wentylacyjno-transportowego i przepisów, określających w sposób jednoznaczny pewne warunki brzegowe, których nie można przekroczyć.

Ankietowani najwyższą „wagę” ($\geq 4,00$ w skali do 5,00) w procesie przygotowania produkcji, przywiązują do:

- zakresu pracy obudowy zmechanizowanej – 4,50;
- przekrojów wyrobisk korytarzowych z uwagi na gabaryty urządzeń – 4,38;
- zagrożeń naturalnych – 4,35;
- tektoniki złoża – 4,20;
- oddziaływania zaszłości eksploatacyjnych – 4,06;
- dostępności danego typu sekcji – 4,00.

Ponadto, istotne znaczenie podczas projektowania robót górniczych ($4,00 > „waga” \geq 3,50$), przypisano: miąższości pokładu (3,74), ochronie powierzchni (3,59), parametrom technicznym urządzeń (3,59), parametrom podpornościowym obudów zmechanizowanych (3,77), kaloryczności węgla (3,51).

W ponad 60% ankietowanych kopalniach przeprowadzono analizy ekonomiczne przed rozpoczęciem wydobywania ze ściany lub nowego rejonu. Do szczególnie znaczących rodzajów analiz należy zaliczyć analizy z wykorzystaniem metod NPV oraz IRR, które są najczęściej stosowane do oceny efektywności inwestycji. Analizę oceny ryzyka zdrowotnego na stanowisku pracy wyszczególniło około 33% respondentów już na etapie przygotowania produkcji.

Generalnie, na podaną „wagę” poszczególnych parametrów uwzględnianych w procesie przygotowania produkcji, w ankietowanych kopalniach, największy wpływ mają: warunki naturalne eksploatacji, kondycja finansowa, jakość wyposażenia technicznego oraz pewne „nawyki” ludzkie. Pomimo powyższych stwierdzeń, wydaje się jednak, że jest możliwe opracowanie ogólnego algorytmu do określania toku postępowania i parametrów uwzględnianych przy podejmowaniu decyzji, na etapie przygotowania produkcji, o rozpoczęciu lub zaniechaniu robót górniczych. Algorytm ten służyłby zarówno projektantowi, jak i organom nadzoru górniczego do sprawdzania, czy wszystkie „parametry geoinżynierskie” zostały uwzględnione i zoptymalizowane na każdym etapie wykonania.

Recenzent: doc. dr hab. inż. Marian Turek