

AKTUALNE TRENDY W OCHRONIE POWIETRZA I KLIMATU

**kontrola • monitoring • prognozowanie
i ograniczanie emisji**

**Redakcja:
Izabela Sówka, Kazimierz Gaj i Urszula Miller**



Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej

**AKTUALNE TRENDY
W OCHRONIE POWIETRZA I KLIMATU
– KONTROLA, MONITORING,
PROGNOZOWANIE
I OGRANICZANIE EMISJI**

Praca zbiorowa pod redakcją
Izabeli Sówki, Kazimierza Gaja i Urszuli Miller



Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej
Wrocław 2020

Recenzenci

Marianna CZAPLICKA, Kazimierz GAJ, Jacek GĘBICKI,
Grzegorz MAJEWSKI, Sławomir PIETROWICZ,
Wioletta ROGULA-KOZŁOWSKA, Czesława ROSIK-DULEWSKA,
Justyna RYBAK, Izabela SÓWKA, Grzegorz WIELGOSIŃSKI, Mirosław ZIMNOCH

Projekt okładki

Kazimierz GAJ

Wszelkie prawa zastrzeżone. Żadna część niniejszej książki, zarówno w całości, jak i we fragmentach, nie może być reprodukowana w sposób elektroniczny, fotograficzny i inny bez zgody wydawcy i właścicieli praw autorskich.

© Copyright by Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2020

OFICYNA WYDAWNICZA POLITECHNIKI WROCŁAWSKIEJ
Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław
<http://www.oficyna.pwr.edu.pl>
e-mail: oficwyd@pwr.edu.pl
zamawianie.książek@pwr.edu.pl

ISBN 978-83-7493-140-3

Druk i oprawa: beta-druk, www.betadruk.pl

SPIS TREŚCI

Przedmowa jubileuszowa	7
Wprowadzenie	10

I. NISKOEMISYJNE TECHNOLOGIE I OCHRONA KLIMATU

W. NOWAK, W. SKOMUDEK, M. ŚCIAŻKO, Nowa strategia klimatyczna szansą dla technologii wodorowych	15
E. SŁUPEK, P. MAKOŚ, J. GĘBICKI, Adsorpcyjne usuwanie związków krzemooorganicznych z biogazu z zastosowaniem cieczy eutektycznych	18
K. GAJ, Adsorpcyjne oczyszczanie biogazu z siloksanów	20
K. GAJ, Badania eksploatacyjne instalacji fotowoltaicznej jako elementu domu zero-energetycznego ..	23
J. ZYŚK, A. WYRWA, W. SUWAŁA, M. PLUTA, T. OLKUSKI, M. RACZYŃSKI, Wpływ ograniczenia emisji CO ₂ na jakość powietrza i zdrowie ludzi w Polsce – analiza scenariuszy do 2050 r.	27
S. PIETROWICZ, Optymalizacja parametrów pracy stożkowego mieszalnika pod kątem minimalizacji produkcji entropii	30
M. TROJAN, J. TALER, P. DZIERWA, D. TALER, K. KACZMARSKI, M. GRANDA, Modelowanie CFD zasobnika ze stratyfikacją temperatury	33

II. BADANIA EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA I METODY JEJ OGRANICZANIA

J. CZERWIŃSKA, G. WIELGOSIŃSKI, Badanie emisji lotnych związków organicznych z procesu toryfikacji biomasy	37
A. BADYDA, W. ROGULA-KOZŁOWSKA, G. MAJEWSKI, P. KRAWCZYK, P. OBERBEK, M. ROGULSKI, Porównanie emisji pyłów i wybranych substancji gazowych z czterech typów grilli oraz palenisk domowych	40
B. KOMOSIŃSKI, T. KONIECZNY, M. CZAPLICKA, Wpływ dodatku tworzywa sztucznych na emisję fenoli podczas ich współpalania z węglem w paleniskach domowych	43
P. KOLAŚIŃSKI, Domowe mikrośilownie kogeneracyjne sposobem na zmniejszenie emisji zanieczyszczeń pyłowych w ogrzewnictwie komunalnym	45
M. ZIMNOCH, L. SAMEK, L. FURMAN, K. STYSZKO, Z. GORCZYCA, M. GAŁKOWSKI, K. RÓŻAŃSKI, E. KONDURACKA, Zastosowanie naturalnych izotopów węgla do identyfikacji źródeł emisji zanieczyszczeń pyłowych w Krakowie	48
G. WIELGOSIŃSKI, J. CZERWIŃSKA, O. SZYMAŃSKA, J. BUJAK, Jednoczesne usuwanie NO _x i dioksyn w procesie SNCR	51
A. KISIELA-CZAJKA, Wysokouwęglone odpady jako prekursorzy materiałów adsorpcyjnych na potrzeby usuwania SO ₂ ze spalin	54

III. STAN ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO I SPOSOBY JEGO POPRAWY

I. SÓWKA, M. PAWNUK, P. SZYMAŃSKI, M. BADURA, P. BATOG, Analiza zmienności stężeń pyłu PM _{2,5} na wybranych obszarach kampusu Politechniki Wrocławskiej podczas stanu zagrożenia epidemicznego oraz stanu epidemii ogłoszonych z powodu rozprzestrzeniania się wirusa SARS-CoV-2	58
L. SAMEK, A. TUREK-FIJAK, A. SKIBA, P. FURMAN, K. STYSZKO, L. FURMAN, Z. STĘGOWSKI, Charakterystyka zanieczyszczeń pyłowych powietrza w Krakowie	61
N. ZIOŁA, K. SŁABY, Udział wybranych metali i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w pyłe PM ₁₀ na terenie miejsko-przemysłowym	64
B. BŁASZCZAK, B. MATHEWS, Charakterystyka materii węglowej w aerozolu z wybranych obszarów miejskich i pozamiejskich południowej Polski	67
D. KOBUS, B. MERENDA, I. SÓWKA, A. CHLEBOWSKA-STYŚ, A. WRONISZEWSKA, Jakość powietrza zewnętrznego jako warunek efektywnego leczenia uzdrowskiego na przykładzie wybranych polskich uzdrowsk	70
M. BOGACKI, R. OLENIACZ, M. RZESZUTEK, P. BŹDZIUCH, A. SZULECKA, T. GORZELNIK, Ocena wpływu zmian w organizacji ruchu na jakość powietrza na przykładzie kanionu ulicznego	73

IV. BADANIA IMISJI ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA

B. SZULCZYŃSKI, J. GĘBICKI, Lokalna sieć tanich matryc czujnikowych do monitorowania zanieczyszczeń powietrza aglomeracji trójmiejskiej	77
K. SŁABY, N. ZIOŁA, Pomiary tła zanieczyszczenia powietrza na obszarach wiejskich, na przykładzie rokitnika szlacheckiego w województwie śląskim w 2018 roku	80
K. JUDA-REZLER, E. ZAJUSZ-ZUBEK, M. REIZER, K. MACIEJEWSKA, K. KLEJNOWSKI, Biodostępność pierwiastków śladowych w atmosferycznym pyłe zawieszonym PM _{2,5} podczas epizodów zimowych obserwowanych w Warszawie	83
A. STOJANOWSKA, J. RYBAK, M. BOŻYM, Porównanie użyteczności sieci pajęczych i porostów w ocenie zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi	86
K. WIDZEWICZ-RZOŃCA, M. TYTŁA, P. ROGULA-KOPIEC, G. MAJEWSKI, Obecność wody trwale oraz nietrwale związanej ze strukturą chemiczną pyłu zawieszonego – oznaczenie ilościowe metodą kulometryczną Karla Fischera	89
P. JADCZYK, I. SÓWKA, M. PAWNUK, A. WRONISZEWSKA, Wpływ małej oczyszczalni ścieków komunalnych na stan sanitarny powietrza atmosferycznego	92

V. MATEMATYCZNE MODELOWANIE W OCHRONIE POWIETRZA I KLIMATU

I. SÓWKA, M. PACIOREK, K. SKOTAK, D. KOBUS, M. ZATHEY, K. KLEJNOWSKI, Modelowanie matematyczne jako efektywne narzędzie w diagnozie i optymalizacji działań naprawczych oraz zapobiegawczych	95
Y. BEZYK, D. OSHUROK, I. SÓWKA, U. MILLER, M. SKRĘTOWICZ, Zastosowanie modelu CALPUFF do analizy stężeń CO ₂ pochodzenia biogenicznego na obszarze miejskim	98
M. KRYZA, M. WERNER, J. DUDEK, Modelowanie stężeń zanieczyszczeń – wpływ danych o emisji	101
G. MAJEWSKI, B. SZELAĞ, A. KRASUSKI, W. ROFULA-KOZŁOWSKA, E. ANIOŁ, Prognoza widzialności za pomocą wielowymiarowego modelu logitowego	104

T. OW CZAREK, M. ROGULSKI, P. O. CZECHOWSKI, Ocena równoważności czujników niskokosztowych z metodą referencyjną w pomiarze stężeń pyłu PM ₁₀ z zastosowaniem wybranych funkcji korekcyjnych	107
P. O. CZECHOWSKI, K. PIKSA, P. DĄBROWIECKI, A. ONISZCZUK-JASTRZĘBEK, E. CZERMAŃSKI, T. OW CZAREK, A. B ADYDA, Wstępna identyfikacja i próba wyceny finansowej negatywnych skutków zdrowotnych zanieczyszczeń powietrza w długim okresie w wybranych aglomeracjach miejsko-przemysłowych w Polsce w ujęciu miesięcznym	110

VI. BIOFILTRACJA W OCHRONIE POWIETRZA

A. GRZELKA, U. MILLER, I. SÓWKA, Analiza potencjału wykorzystania biofiltracji na złożu zraszanym (BTF) w dezodoryzacji gazów	113
U. MILLER, W. ADAMIAK, Biofiltry a emisja bioaerozolu	116
P. RYBARCZYK, M. MARYCZ, B. SZULCZYŃSKI, A. BRILLOWSKA-DĄBROWSKA, J. GĘBICKI, Usuwanie cykloheksanu i etanolu z powietrza w biofiltrze strużkowym z wykorzystaniem grzybów <i>candida albicans</i> i <i>candida subhashii</i>	119
A. TURAŁA, A. WIECZOREK, Biofiltracja powietrza zanieczyszczonego ksylenem. Wzrost biomasy i jej kontrola	121

VII. KONTROLA I OCENA UCIAŻLIWOŚCI ODORÓW

M. PAWNUK, A. GRZELKA, U. MILLER, I. SÓWKA, Zapobieganie i ograniczanie uciążliwości zapachowej w gospodarce odpadami w kontekście aktualnych rozwiązań prawnych	125
I. SÓWKA, M. PAWNUK, U. MILLER, A. GRZELKA, A. WRONISZEWSKA, Y. BEZYK, Emisja odorów z wybranego zakładu przetwórstwa rolnego	128
M. WIŚNIEWSKA, A. KULIG, K. LELICIŃSKA-SERAFIN, Wpływ procesów technologicznych na emisję odorantów w biogazowniach przetwarzających odpady komunalne	131
B. SZULCZYŃSKI, D. DOBRZYNIIEWSKI, E. SŁUPEK, P. RYBARCZYK, P. MAKOŚ, J. GĘBICKI, Kontrola procesowa usuwania związków uciążliwych zapachowo ze strumienia powietrza za pomocą technik instrumentalnych	134
A. WRONISZEWSKA, J. ZWOŹDZIAK, Wykorzystanie regresji logistycznej do oceny uciążliwości zapachowej na przykładzie sektora bytowo-komunalnego	136

VIII. JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

P. ROGULA-KOPIEC, W. ROGULA-KOZŁOWSKA, J. S. PASTUSZKA, K. JANOSZKA, B. MATHEWS, Skład chemiczny pyłu w powietrzu kuchni restauracyjnej i zakładu poligraficznego	139
J. BARTYZEL, M. ZIMNOCH, J. NĘCKI, D. ZIĘBA, Ocena wpływu typu i użytkowania budynku na wewnętrzne stężenia pyłu zawieszonego oraz dwutlenku węgla	142
A. STASZOWSKA, Wykorzystanie instalacji biofilicznych do poprawy jakości powietrza wewnętrznego	145
M. MATUSZCZAK, E. PRZYDRÓŻNY, A. PRZYDRÓŻNA, Zapotrzebowanie na energię elektryczną w systemach klimatyzacji komfortu z aparatami indywidualnymi	148

PRZEDMOWA JUBILEUSZOWA

W tym roku przypada XV Konferencja Naukowa POL-EMIS 2020 na temat „Aktualne trendy w ochronie powietrza i klimatu – kontrola, monitoring, prognozowanie i ograniczanie emisji”, organizowana przez pracowników wrocławskiej Szkoły Naukowej „Inżynieria Ochrony Atmosfery”, która – z uwagi na czas epidemii z powodu koronawirusa SARS-CoV-2 – przeniesiona została na termin wiosenny (29–31.03.2021 r.).

Z okazji konferencji jubileuszowej warto przypomnieć początki działalności wrocławskiej Szkoły Naukowej „Inżynieria Ochrony Atmosfery”. Sięgają one roku akademickiego 1963/64, w którym grupa młodych pracowników naukowo-dydaktycznych samodzielnego Zakładu Chemii Sanitarnej na Wydziale Inżynierii Sanitarnej (w październiku 1990 r. przemianowany na Wydział Inżynierii Środowiska) rozpoczęła prowadzić badania stanu zanieczyszczenia powietrza (najpierw w wewnętrznym środowisku pracy, a następnie, po uchwaleniu w roku 1966 pierwszej w Polsce ustawy „*O ochronie powietrza przed zanieczyszczeniem*”, także w powietrzu atmosferycznym). Zakres tych badań obejmował zarówno własności samych substancji zanieczyszczających, jak i źródła ich powstawania i emisji, a także efektywne metody oczyszczania gazów odlotowych.

Efektem ponad 55-letniej działalności Szkoły jest nie tylko wielka liczba absolwentów (1850 osób), ale także znaczący rozwój kadry naukowej (90 doktorów nauk technicznych) oraz szeroki wachlarz zagadnień i problemów z tematyki ochrony atmosfery, które zostały rozwiązane i znalazły praktyczne zastosowanie w gospodarce narodowej w naszym kraju oraz przedstawione w 14 konferencjach POL-EMIS i 3 konferencjach POL-IMIS (tabela 1).

Warto tutaj przypomnieć inicjatorów konferencji, redaktorów materiałów konferencyjnych i aktualnych kontynuatorów:

- a) POL-IMIS – prof. dr hab. inż. Jan D. Rutkowski (1995–1999),
- b) POL-EMIS – doc. dr inż. Piotr Kabsch (1992–2000), prof. dr hab. inż. Jan D. Rutkowski (2002–2012), dr hab. inż. Anna Musialik-Piotrowska, prof. PWr. (2002–2014), dr hab. inż. Józef Kuroпка (2014–2018), dr hab. inż. Kazimierz Gaj, prof. PWr. (2016–2020), dr hab. inż. Izabela Sówka, prof. PWr. (2018–2020).

Tabela 1. Zestawienie konferencji naukowych POL-EMIS i POL-IMIS, organizowanych przez pracowników wrocławskiej Szkoły Naukowej „Inżynieria Ochrony Atmosfery” w latach 1992–2020

Tytuł	Redakcja	Data	Miejsce
Ograniczanie emisji zanieczyszczeń do atmosfery	P. Kabsch, Materiały z I konferencji POL-EMIS 1992, Wyd. PZITS	11–13.06.1992	Szklarska Poręba
Ograniczanie emisji zanieczyszczeń do atmosfery	P. Kabsch, Materiały z II konferencji POL-EMIS 1994, Wyd. PZITS nr 673	02–05.06.1994	Szklarska Poręba
Ocena wielkości imisji zanieczyszczeń powietrza	J.D. Rutkowski, Materiały z I konferencji POL-IMIS 1995, Wyd. PZITS nr 702	01–04.06.1995	Szklarska Poręba
Ocena wielkości imisji zanieczyszczeń powietrza	J.D. Rutkowski, Materiały z II konferencji POL-IMIS 1997, Wyd. PZITS nr 727	19–22.06.1997	Szklarska Poręba
Ograniczanie emisji zanieczyszczeń do atmosfery	P. Kabsch, Materiały z IV konferencji POL-EMIS 1998, Wyd. PZITS nr 755	18–21.06.1998	Szklarska Poręba
Ocena wielkości imisji zanieczyszczeń powietrza	J.D. Rutkowski, Materiały z III konferencji POL-IMIS 1999, Wyd. PZITS nr 764	25–27.06.1999	Szklarska Poręba
Ograniczanie emisji zanieczyszczeń do atmosfery	P. Kabsch, Materiały z V konferencji POL-EMIS 2000, Wyd. PZITS nr 803	15–18.06.2000	Szklarska Poręba
Emisje zagrażające środowisku	J.D. Rutkowski, A. Musialik-Piotrowska Materiały z VI konferencji POL-EMIS 2002, Wyd. PZITS nr 803	12–15.06.2002	Kudowa-Zdrój
Emisje, zagrożenie, ochrona powietrza	A. Musialik-Piotrowska, J.D. Rutkowski Materiały z VII konferencji POL-EMIS 2004, Wyd. PZITS nr 841	16–19.06.2004	Kudowa-Zdrój
Ochrona powietrza atmosferycznego – osiągnięcia w nauce, energetyce i przemyśle	A. Musialik-Piotrowska, J.D. Rutkowski Materiały z VIII konferencji POL-EMIS 2006, Wyd. PZITS nr 863.	21–24.06.2006	Karpacz
Aktualne problemy w ochronie powietrza atmosferycznego	A. Musialik-Piotrowska, J.D. Rutkowski, Materiały z IX konferencji POL-EMIS 2008, Wyd. PZITS nr 880	18–21.06.2008	Karpacz
Współczesne osiągnięcia w ochronie powietrza atmosferycznego	A. Musialik-Piotrowska, J.D. Rutkowski, Materiały z X konferencji POL-EMIS 2010, Wyd. PZITS nr 893	16–19.06.2010	Polanica-Zdrój

Ochrona powietrza atmosferycznego – wybrane zagadnienia	A. Musialik-Piotrowska, J.D. Rutkowski, Materiały z 11. Konferencji POL-EMIS 2012, Wyd. PZITS nr 898	13–16.06.2012	Sienna–Czarna Góra (k. Stronia Śląskiego)
Inżynieria i ochrona powietrza	J. Kuropka, A. Musialik-Piotrowska, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2014	4–7.0.2014	Karpacz
Powietrze atmosferyczne. Jakość – zagrożenia – ochrona	K. Gaj, J. Kuropka, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2016	1–4.06.2016	Szklarska Poręba
Aktualne problemy w inżynierii i ochronie atmosfery	J. Kuropka, K. Gaj, I. Sówka, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2018	20–23.06.2018	Boguszów Gorce
Aktualne trendy w ochronie powietrza i klimatu – kontrola, monitoring, prognozowanie i ograniczanie emisji	I. Sówka, K. Gaj, U. Miller, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2020	29–31.03.2021	Wrocław

Mając na uwadze stworzone podwaliny Szkoły Naukowej „Inżynieria Ochrony Atmosfery” Politechniki Wrocławskiej i uwzględniając tegoroczne obchody 75-lecia Politechniki Wrocławskiej oraz 70-lecia Wydziału Inżynierii Środowiska obecna edycja konferencji jest zaplanowana w nowoczesnym centrum kongresowym Politechniki Wrocławskiej tak, aby podkreślić, iż rozwój, nowoczesność i postęp w nauce są wymaganiami podstawowymi, ale poparte powinny być doświadczeniem oraz tradycjami.

dr hab. inż. Józef Kuropka

dr hab. inż. Izabela Sówka, prof. uczelni

XV Konferencja Naukowa POL-EMIS 2020 uzyskała dofinansowanie z programu „Doskonała nauka” Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego



**Ministerstwo Nauki
i Szkolnictwa Wyższego**

WPROWADZENIE

Jakość powietrza atmosferycznego jest uwarunkowana zawartością zanieczyszczeń gazowych lub stałych, które występują w powietrzu w ilościach większych niż normatywne. Najczęściej występujące zanieczyszczenia powietrza w Polsce to tlenki węgla i azotu, dwutlenek siarki, chlorowodór i fluorowodór, sadza, pył, metale ciężkie (m.in. rtęć) oraz związki organiczne, a wśród nich szczególnie szkodliwe dioksyny i furany.

Ocena jakości powietrza jest dokonywana corocznie pod kątem jego zanieczyszczenia dwunastoma substancjami: dwutlenkiem siarki, dwutlenkiem azotu, tlenkiem węgla, benzenem i ozonem, pyłem zawieszonym PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz zanieczyszczeniami oznaczanymi w pyłe PM_{10} : ołowiem, arsenem, kadmem, niklem i benzo(a)-pirenem. W ostatnich latach w Polsce istotnym problemem nadal pozostają: w sezonie zimowym – przekraczające normy stężenia pyłu zawieszonego PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz benzo(a)pirenu, natomiast w sezonie letnim – zbyt wysokie stężenia ozonu troposferycznego. Obserwowane są też pojedyncze przypadki przekraczania norm stężenia dwutlenku azotu, których główną przyczyną jest emisja z ruchu pojazdów w centrum miast oraz na głównych drogach leżących w pobliżu stacji pomiarowych.

Dotrzymanie standardów emisyjnych wymaga między innymi konsekwentnego instalowania i eksploataowania urządzeń do oczyszczania gazów, przy czym eksploatacja instalacji lub urządzenia nie powinna powodować przekroczenia standardów emisyjnych, które w zakresie wprowadzania gazów do powietrza są zróżnicowane w zależności od: rodzaju działalności, procesu technologicznego lub operacji technicznej, terminu oddania instalacji do eksploatacji, terminu zakończenia jej eksploatacji lub dalszego łącznego czasu jej eksploatacji. Proponowane zaś technologie oczyszczania spalin powinny być sprawdzone, technicznie dojrzałe i stosowane na podobnych obiektach, zapewniając wysoki stopień wykorzystania łatwo dostępnego sorbentu oraz możliwość gospodarczego zagospodarowania produktu oczyszczania. Reasumując, należy stwierdzić, że ideą przewodnią programu ograniczania emisji zanieczyszczeń do powietrza powinna być jego kompleksowość i integralność.

W wielu, zarówno wysoko uprzemysłowionych, jak i wschodzących gospodarczo krajach świata istnieje problem ponadnormatywnego zanieczyszczenia powietrza, związany głównie z użytkowaniem paliw. Sytuacja Polski pod tym względem jest szczególnie niekorzystna na tle innych krajów Europy, zwłaszcza pod względem zapylenia. Dlatego szczególna uwaga powinna być poświęcona ograniczaniu tzw. niskiej

emisji, pochodzącej głównie z indywidualnych systemów grzewczych i transportu – zasilanych paliwami pochodzenia kopalnego.

Ochrona powietrza jest nieodłącznie związana z ochroną klimatu, która stała się w ostatnich latach jednym z największych globalnych wyzwań cywilizacyjnych. Do krajów o najbardziej niekorzystnej z punktu widzenia zmian klimatycznych i zanieczyszczenia powietrza strukturze nośników energii należy Polska, gdzie udział paliw kopalnych w zużyciu energii pierwotnej przekracza 83%, a udział węgla jest na poziomie 76% (GUS, 2019). Zahamowania tempa zmian klimatycznych, jak i poprawy stanu jakości powietrza nie da się osiągnąć bez przestawienia gospodarek na odnawialne źródła energii. Jednak, jak dotąd, proces ten jest zbyt powolny. Udział OZE w światowej strukturze zapotrzebowania na energię pierwotną wzrósł w latach 2000–2019 jedynie o 1% – z 13 do 14%. Szybszy wzrost wykorzystania OZE obserwuje się w produkcji energii elektrycznej – od udziału 18% w 2000 r. do 28% w 2019 r. (IEA, 2020). Jeszcze korzystniej sytuacja wygląda w UE, gdzie udział OZE w elektroenergetyce w 2017 r. przekroczył 30%. Symptomatyczna jest przy tym praktyczna rezygnacja wsparcia kontrowersyjnego ekologicznie, technicznie i ekonomicznie współspalania biomasy z węglem, które jeszcze kilka lat temu dominowało wśród OZE w niektórych krajach europejskich. W Polsce udział biopaliw stałych z tego tytułu w roku 2012 przekraczał 80%. Był to najtańszy i najszybszy sposób praktycznie bezinwestycyjnego osiągnięcia krajowego celu udziału OZE w zużyciu końcowym energii brutto (Polska – 15%, do 2020 r.). Dochodziło wówczas do paradoksalnych i absurdalnych ekologicznie sytuacji sprowadzania biomasy z odległych zakątków świata, np. drogą morską z Afryki (łupiny orzechów kokosowych).

Ze względu na zanieczyszczenie powietrza, zarówno zewnętrznego, jak i wewnętrznego, jak również wzrastające emisje gazów cieplarnianych, istnieje pilne zapotrzebowanie na nowe, niskoemisyjne technologie, skuteczne metody ograniczania emisji, wiarygodne metody jej kontroli, jak również nowe narzędzia prognostyczne jakości powietrza i tendencji zmian klimatycznych. Tym właśnie celom ma służyć obecna, XV konferencja POL-EMIS, której tematyka w założeniu obejmowała:

- nowe badania nad niskoemisyjnymi: paliwami, technologiami przemysłowymi i sposobami pozyskiwania energii, w tym OZE,
- perspektywiczne sposoby ograniczania/eliminowania emisji z niskich źródeł komunalnych i z transportu,
- innowacyjne metody oczyszczania gazów odlotowych,
- rozwój metod kontroli emisji i imisji,
- perspektywiczne sposoby przeciwdziałania zmianom klimatycznym,
- innowacyjne metody ochrony powietrza wewnętrznego,
- rozwój metod matematycznego modelowania jakości powietrza,
- nowe tendencje w prognozowaniu skutków zanieczyszczenia powietrza i zmian klimatycznych,
- nowe trendy w zarządzaniu jakością powietrza.

Niniejsza książka rozszerzonych abstraktów zawiera między innymi artykuły prezentujące szeroki wachlarz zagadnień związanych z inżynierią i ochroną atmosfery oraz technikami pomiarowymi parametrów charakteryzujących właściwości powietrza, które nawiązują do badań i wdrożeń aktualnie prowadzonych w wiodących w tym zakresie placówkach naukowo-badawczych naszego kraju. Książka adresowana jest do wszystkich osób, których obszar działalności obejmuje szeroko rozumianą ochronę powietrza i klimatu, a także do studentów, przyswajających wiedzę na temat zagadnień inżynierii i ochrony atmosfery.

Pełne wersje wybranych artykułów rekomendowane zostały w tym roku przez organizatorów do następujących czasopism naukowych:

- Sustainability: Special Issue „Current Trends in Emission Control and Forecasting of Air Quality and Climate Changes”,
- Atmosphere: Special Issue „Greenhouse Gases Monitoring, Inventory, and Modelling Studies in Poland”,
- Atmosphere: Special Issue „Particulate Matters Emission in Poland”,
- Rocznik Ochrony Środowiska,
- Journal of Ecological Engineering,
- Environmental Protection Engineering,
- Archives of Environmental Protection,
- Applied Sciences: Special Issue „Air Pollution – Measurement Methods, Exposure, and Health Determinants”,
- Energies: Special Issue „Energy Processes, Systems and Equipment”,
- Instal.

Wszystkim Autorom artykułów zamieszczonych w książce, jak również Recenzentom oraz Członkom Komitetu Naukowego pragniemy serdecznie podziękować za poświęcony czas i trud włożony w ich opracowanie.

dr hab. inż. Józef Kuropka

dr hab. inż. Izabela Sówka, prof. uczelni

dr hab. inż. Kazimierz Gaj, prof. uczelni

KOMITET NAUKOWY

Prof. Artur Badyda, Politechnika Warszawska
Prof. Ryszard Białcki, Politechnika Śląska
Prof. Marek Błaś, Uniwersytet Wrocławski
Prof. Krzysztof Czajka, Politechnika Wrocławska
Prof. Marianna Czaplicka, IPIŚ PAN Zabrze
Prof. Piotr Oskar Czechowski, Akademia Morska w Gdyni
Prof. Marianna Dudzińska, Politechnika Lubelska
Prof. Kazimierz Gaj, Politechnika Wrocławska
Prof. Jacek Gębicki, Politechnika Gdańska
Prof. Maciej Górka, Uniwersytet Wrocławski
Prof. Maria Jędrusik, Politechnika Wrocławska
Prof. Katarzyna Juda-Rezler, Politechnika Warszawska
Prof. Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, Politechnika Wrocławska
Prof. Piotr Kolasiński, Politechnika Wrocławska
Prof. Maciej Kryza, Uniwersytet Wrocławski
Prof. Renata Krzyżyńska, Politechnika Wrocławska
Prof. Anita Lewandowska, Uniwersytet Gdański
Prof. Grzegorz Majewski, SGGW
Prof. Wojciech Nowak, AGH
Prof. Sebastian Opaliński, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Prof. Józef Pastuszka, Politechnika Śląska
Prof. Lucjan Pawłowski, Politechnika Lubelska
Prof. Jacek Piekarski, Politechnika Koszalińska
Prof. Sławomir Pietrowicz, Politechnika Wrocławska
Prof. Wioletta Rogula-Kozłowska, SGSP
Prof. Czesława Rosik-Dulewska, IPIŚ PAN Zabrze
Prof. Justyna Rybak, Politechnika Wrocławska
Prof. Lucyna Samek, AGH
Prof. Waldemar Skomudek, Politechnika Opolska
Prof. Izabela Sówka, Politechnika Wrocławska
Prof. Tomasz Suchecki, Politechnika Wrocławska
Prof. Marcin Trojan, Politechnika Krakowska
Prof. Sebastian Werle, Politechnika Śląska
Prof. Andrzej Wieczorek, ZUT Szczecin
Prof. Grzegorz Wielgosiński, Politechnika Łódzka
Prof. Roman Zarzycki, PWSZ Kalisz
Prof. Mirosław Zimnoch, AGH

*europejski zielony ład, neutralność klimatyczna,
polityka zrównoważonych produktów, czysty wodór,
paliwa alternatywne, magazynowanie energii*

Wojciech NOWAK*, Waldemar SKOMUDEK**,
Marek ŚCIAŻKO*

NOWA STRATEGIA KLIMATYCZNA SZANSĄ DLA TECHNOLOGII WODOROWYCH

1. POTRZEBA ROZWOJU TECHNOLOGICZNEGO

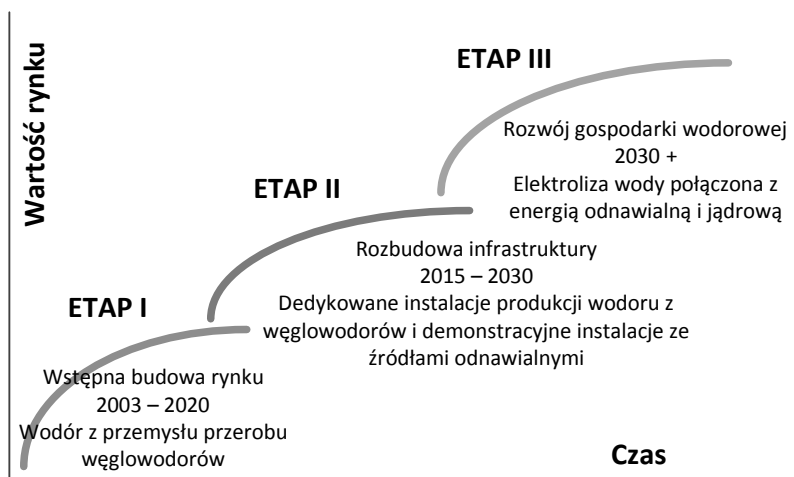
Obserwowany obecnie na świecie rozwój technologiczny, skoncentrowany w sposób szczególny na rozwiązaniach neutralnych pod względem emisji gazów cieplarnianych, buduje wyobrażenie o nowym modelu gospodarczym, w którym energetyka nadal będzie miała strategiczny udział. Jednak, sposób funkcjonowania energetyki pod względem procesowości i ekonomiki będzie całkowicie odmienny. Zapoczątkowanie działań zmierzających do masowego zastosowania w krajowej gospodarce technologii efektywnego użytkowania energii uruchomiło proces konfrontacji scentralizowanych wielkoskalowych technologii wytwórczych z technologiami tworzącymi formułę przekształceń, opartą bardziej na zarządzaniu energią niż na jej produkcji. Takie podejście do budowy potencjału nowych możliwości technologicznych w energetyce i w ochronie środowiska naturalnego jest także próbą rozwiązania problemu wyczerpywania się szeroko rozumianych zasobów paliw kopalnych i coraz większego kosztu ich pozyskania.

Skala problemu, tempo rozwoju technologicznego oraz kierunki jego transformacji wynikają przede wszystkim z ustaleń państw członkowskich UE, ujętych m.in. w dokumentach: *Building blocks for a climate-neutral European industrial sector* [1] oraz w opublikowanym 11 grudnia 2019 r. komunikacie Komisji Europejskiej zatytułowanym *Europejski Zielony Ład dla Unii Europejskiej i jej obywateli* [2]. Ambitne cele, sformułowane w tych dokumentach, koncentrują się na osiągnięciu neutralności kli-

* Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, ul. A. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków.

** Politechnika Opolska, ul. Sosnkowskiego 31, 45-272 Opole.

matycznej gospodarki europejskiej do roku 2050. Bez względu na rozważany obszar oddziaływania wdrażanych strategii klimatycznych – Europa, czy Polska – wspólnym wyzwaniem państw europejskich jest tworzenie gospodarek o zerowej emisji gazów cieplarnianych (przewidywany scenariusz rozwoju bezemisyjnej gospodarki wodorowej w Polsce ilustruje rysunek 1).



Rys. 1. Przewidywane etapy rozwoju gospodarki wodorowej w Polsce [7]

Tworzona w ten sposób neutralność klimatyczna koncentruje się na kilku zasadniczych obszarach: a) wykorzystanie elektryczności, poprzez odnawialne źródła energii i inteligentne sieci, b) ogniwa wodorowe i paliwowe, c) magazynowanie energii, d) węglowo neutralna transformacja energochłonnych gałęzi przemysłu, e) gospodarka o obiegu zamkniętym, f) biogospodarka, g) zrównoważone praktyki w rolnictwie i leśnictwie.

W zbiorze elementów *Zielonego Ładu* wodór zajmuje znaczące miejsce, jako surowiec niezbędny do rozwoju przełomowych czystych technologii, komercjalizowanych w kluczowych sektorach przemysłu – energetyka, chemia, przemysł stalowy, spożywczy. Zatem, jego udział w tworzeniu neutralności klimatycznej otwiera szerokie perspektywy wykorzystania.

2. TECHNOLOGIE WODOROWE

Rozwój technologii wodorowych, to obecnie dominujący temat w propozycjach badawczych krajów, nie tylko europejskich. Szeroko rozwijana już w latach 90. w Japonii strategia wodorowa, doczekała się także pierwszych opracowań w Europie

– m.in. w Niemczech została sporządzona nowa strategia wodorowa rozwoju sektora energetycznego. Także w Polsce, strategia wodorowa będzie kluczowym zagadnieniem, czego potwierdzeniem jest dokument pt. „Krajowa strategia wodorowa”.

Wykorzystanie wodoru stało się obecnie najbardziej popularną koncepcją wypełnienia dalekosiężnych celów polityki zeroemisyjności. W szczególności zastosowanie do budowy wielkoskalowych magazynów energii (formuła Power to Gas wraz z integracją z OZE), w wielkoskalowej generacji gazowej wykorzystującej wodór jako paliwo (alternatywa zmian strukturalnych w elektrociepłowniach lub dużych elektrowniach zawodowych), czy też w zeroemisyjnym transporcie (szczególnie dla dużych jednostek, np. kolej) świadczy o rosnącej roli wodoru w energetyce [4–6].

3. PODSUMOWANIE

Technologie wodorowe stanowią ciekawą alternatywę dla energetyki wielkoskalowej, wykorzystującej paliwa kopalne. Zastosowanie wodoru w procesach spalania, jako paliwa bezemisyjnego oraz w procesach magazynowania energii elektrycznej, tworzy nową jakość w procesach gospodarczych, w których kluczową rolę oprócz surowców podstawowych, odgrywa energia. Stosowanie na szeroką skalę bezemisyjnych technologii wodorowych w gospodarce, poza wsparciem celów polityki klimatycznej, stwarza warunki do uzyskania niezawodnej i niedrożej energii.

LITERATURA

- [1] *Building blocs for a climate-neutral european industrial sector*, The Climate Friendly Materials Platform, 2019.
- [2] *Europejski zielony ład*, Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów, Bruksela 2019.
- [3] *Hydrogen Power Generation Handbook*, Mitsubishi Hitachi Power Systems, 2019.
- [4] OTAWA A., SKOMUDEK W., *Wpływ aktualnych uwarunkowań rynku gazu w Polsce na bezpieczeństwo energetyczne i rozwój gazowych jednostek kogeneracyjnych*, Logistyka, 2014, 6.
- [5] ŚCIAŹKO M., SMÓŁKA B., WENECKI T., *Perspektywy wodoru w transporcie i energetyce*, Nowa Energia, 2018, 3.
- [6] ŚCIAŹKO M., SOBOLEWSKI A., NOWAK W., *Wodór – bezemisyjna przyszłość energetyki*, Energetyka Ciepła i Zawodowa, 2018, 5.
- [7] *The Future of Hydrogen. Report prepared by the IEA for the G20, Japan*, 2019.

Edyta SŁUPEK*, Patrycja MAKOŚ*,
Jacek GĘBICKI*

ABSORPCYJNE USUWANIE ZWIĄZKÓW KRZEMOORGANICZNYCH Z BIOGAZU Z ZASTOSOWANIEM CIECZY EUTEKTYCZNYCH

1. CHARAKTERYSTYKA BIOGAZU

Obecnie biogaz stanowi alternatywę dla dotychczas stosowanych konwencjonalnych nośników energii, tj. węgiel kamienny i brunatny, ropa naftowa czy gaz ziemny. Do produkcji biogazu stosowane są produkty odpadowe z różnych gałęzi przemysłu oraz rolnictwa (odpady rolno-spożywcze i zwierzęce). Jednak w ostatnich latach zaczęto również przetwarzać biogaz pochodzący ze składowisk odpadów i oczyszczalni ścieków w energię elektryczną lub ciepłą. Pozyskany w ten sposób biogaz, oprócz głównych składników (metan i ditlenek węgla) zawiera liczne gazowe zanieczyszczenia. Do szczególnie uciążliwych związków śladowych obecnych w biogazie, należą lotne związki krzemorganiczne (siloksany). Podczas przetwarzania biogazu (zawierającego siloksany) w energię elektryczną, uwalniany jest krzem, który w procesie spalania łączy się z tlenem, tworząc stałe dekompozyty tlenków krzemu (krzemionka krystaliczna) o właściwościach ściernych. Związki te powodują szybsze zużywanie elementów aparatury oraz zmiany geometrii komory spalania, co w konsekwencji wpływa na większą emisję tlenu węgla oraz formaldehydu do atmosfery. W celu ochrony urządzeń energetycznych przed uszkodzeniem, zmniejszenia emisji zanieczyszczeń do atmosfery oraz poprawy efektywności wytwarzania energii, konieczne jest usunięcie zanieczyszczeń, w tym siloksanów, ze strumienia biogazu przed procesem spalania, z użyciem odpowiedniej, efektywnej metody. Do podstawowych technologii oczyszczania biogazu należą procesy adsorpcyjne, absorpcyjne, membranowe, biologiczne oraz chłodzenie połączone z kondensacją [1, 2].

* Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Inżynierii Procesowej i Technologii Chemicznej, ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk.

2. PRZEBIEG BADAŃ I WNIOSKI

W procesach absorpcji fizycznej siloksany mogą być selektywnie usuwane ze strumienia biogazu poprzez użycie odpowiedniego rozpuszczalnika o dużej pojemności absorpcyjnej, tj. oleje mineralne lub substancje organiczne. Jednak, z uwagi na troskę o środowisko, używane rozpuszczalniki powinny spełniać szereg wymogów, w tym charakteryzować się brakiem toksyczności, łatwą regeneracją i biodegradowalnością. Wszystkie te standardy spełniają rozpuszczalniki tak zwanej „nowej generacji” ciecze eutektyczne (ang. *Deep Eutectic Solvents*, DES). Są to związki, które złożone są głównie z dwóch substancji występujących w formie stałej w temperaturze pokojowej, które po połączeniu specyficznymi oddziaływaniami (tj. wiązania wodorowe i oddziaływania van der Waalsa) tworzą nową ciekłą substancję. Możliwość licznych kombinacji DES poprzez dostępność szerokiej gamy naturalnych substancji, tj. cukry, aminokwasy, polifenole, pozwala na sterowanie właściwościami fizykochemicznymi DES, co warunkuje ich późniejsze zastosowanie. W badaniach naukowych DES z powodzeniem stosowano jako materiały absorpcyjne do usuwania ditlenku węgla, wody, siarkowodoru i amoniaku. Dotychczas jednak nie prowadzono badań nad możliwością usuwania siloksanów z fazy gazowej z użyciem DES.

W pracy przedstawiono zastosowanie DES do absorpcyjnego oczyszczania biogazu. W celu wytypowania najefektywniejszych absorbentów zastosowano model teoretyczny COSMO-RS (ang. *COnductor like Screening MOdel for Real Solvents*), w którym jedyną daną wejściową jest struktura chemiczna związku. Dla serii DES charakteryzujących się największą rozpuszczalnością związków krzemoorganicznych, wykonano badania eksperymentalne, w tym syntezę, badania właściwości fizykochemicznych DES oraz badania absorpcji w układzie dynamicznym. Zbadano wpływ kilku parametrów procesowych, tj. temperatura, przepływ modelowego biogazu, stężenie początkowe siloksanów, na efektywność procesu absorpcji, a także zbadano możliwości regeneracyjne absorbentów. Dodatkowo, przedstawiono analizę ekonomiczną wykorzystania DES i porównano je z obecnie stosowanymi w przemyśle absorbentami.

LITERATURA

- [1] ANGELIDAKI I., XIE I., LUO G., ZHANG Y., OECHSNER H., LEMMER A., MUNOZ R., KOUGIAS P.G., *Biogas Upgrading: Current and Emerging Technologies*, *Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes for the Production of Liquid and Gaseous Biofuels* 2019, 1, 817–843.
- [2] MILTNER M., MAKARUK A., HARASEK M., *Review on available biogas upgrading technologies and innovations towards advanced solutions*, *Journal of Cleaner Production*, 2017, 161 (10), 1329.

Kazimierz GAJ*

ADSORPCYJNE OCZYSZCZANE BIOGAZU Z SILOKSANÓW

1. WPROWADZENIE

Lotne, organiczne związki krzemu (siloksany) stanowią najbardziej uciążliwe technologicznie zanieczyszczenia śladowe biogazu. Są to oligomery zbudowane z naprzemian połączonych atomów krzemu i tlenu, przy czym te ostatnie są dodatkowo związane z grupami węglowodorowymi, głównie metylową. Ze względu na ich lotność w warunkach otoczenia określane są mianem lotnych metylosiloksanów (LMS). Zasadniczo w biogazach wykrywane są następujące LMS: łańcuchowe: heksametylodysiloksan (L2) i oktametylotrisiloksan (L3) oraz cykliczne: oktametylocyklotetrasiloksan (D4) i dekametylocyklopentasiloksan (D5). Głównym ich źródłem są środki higieny osobistej, w których ich zawartość istotnie wzrosła w ostatnich latach. Zawdzięczają to takim właściwościom, jak: niskie napięcie powierzchniowe i lepkość, mała reaktywność chemiczna, stabilność termiczna, hydrofobowość. Wraz ze ściekami zawierającymi zużyte kosmetyki, LMS trafiają do oczyszczalni ścieków, gdzie adsorbują się na osadach, wraz z którymi dostają się do komór fermentacyjnych. Tam, wskutek podwyższonej temperatury, uwalniają się do biogazu. Podobnie jest na składowiskach, gdzie deponowane są opakowania po zużytych kosmetykach. Zwiększająca się obecność LMS w środowisku wynika również z gwałtownie rosnącej produkcji i konsumpcji polimerów silikonowych, dla których stanowią podstawowe oligomery. W wyniku spalania biogazu, część LMS przekształca się w krzemionkę, która osadza się w formie twardych, trudnych do usunięcia osadów w komorach spalania, wymiennikach ciepła, katalizatorach spalin, na głowicach cylindrów, zaworach, łopatkach turbin itp., powodując spadek wydajności urządzeń, wzrost kosztów obsługi i wzrost emisji zanieczyszczeń powietrza (niektóre LMS są potencjalnie rakotwórcze i mutagenne, podob-

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

nie jak mikrokrystaliczna SiO_2 – produkt ich utleniania). Istnieje zatem oczywista potrzeba ich usuwania z biogazu. Do tego celu komercyjne zastosowanie znalazły metody adsorpcyjne, absorpcyjne i chłodzenia. Jednak, ze względu na wysoką skuteczność, prostą obsługę i umiarkowane koszty, dominują te pierwsze. Do metod będących w fazie badań należą, oprócz membranowych i biologicznych, które jak dotąd nie rokują obiecująco, techniki adsorpcyjne oparte na niekonwencjonalnych adsorbentach, tj. nowe sita molekularne i żywice polimerowe.

W pełnej wersji pracy przedstawiono typowe i dopuszczalne stężenia LMS w biogazach, poddano krytycznej analizie różne adsorbenty w aspekcie ich zastosowań jw. (porównując m.in. możliwości ich regeneracji), dokonano oceny porównawczej wybranych adsorbentów oraz wskazano braki w stanie wiedzy. Zasadniczymi celami pracy było określenie uwarunkowań wstępnych oczyszczania biogazu z LMS, ocena przydatności i perspektyw wybranych adsorbentów oraz wskazanie potencjalnych problemów operacyjnych, a także pożądanych kierunków rozwoju.

2. ANALIZA WYBRANYCH DO USUWANIA LMS ADSORBENTÓW I KONKLUZJE

Spośród komercyjnych adsorbentów najpowszechniej do usuwania LMS stosowany jest węgiel aktywny (WA). Cechą, która szczególnie predysponuje WA do tego celu jest jego niepolarna struktura [4], co sprzyja adsorpcji niepolarnych lub słabo polarnych molekuł LMS. Pożądane większe objętości porów, bardziej odpowiednie do wielkości molekuł LMS, uzyskuje się stosując aktywację chemiczną WA za pomocą H_3PO_4 [1]. Duża dywersyfikacja porów węgla aktywnego jest podstawową przyczyną jego małej selektywności. Oprócz LMS wykazuje on duże powinowactwo do związków siarki, chloru, innych LZO i pary wodnej, które konkurują o miejsce w porach i obniżają pojemność sorpcyjną WA względem LMS. Stwierdzono również wypieranie wcześniej pochłoniętych liniowych LMS przez cykliczne i inne związki [3]. Najpoważniejszym problemem, praktycznie uniemożliwiającym regenerację wysyczonego WA, jest polimeryzacja LMS, która blokuje jego pory [2]. Silikażel jest bardziej selektywny i łatwiejszy do regeneracji, ale wymaga dokładnego osuszenia biogazu. Nie pozwala jednak na równoczesne jego odsiarczanie. Efektywnymi adsorbentami LMS są zeolity – są bardziej selektywne i hydrofobowe od ww., a dzięki wysokiej odporności termicznej mogą być regenerowane tą metodą. Aktywowany tlenek glinu ma korzystną strukturę porów (z przewagą mezoporów) i dobry potencjał regeneracyjny, bez istotnego efektu polimeryzacji LMS. Najbardziej obiecujące wydają się być żywice polimerowe. Osiągają podobnego rzędu co WA powierzchnię właściwą, wykazując znacznie większą pojemność sorpcyjną LMS (niezależnie od wilgotności biogazu) i duży potencjał regeneracyjny w relatywnie niskich temperaturach (~100 °C).

Analiza porównawcza wybranych adsorbentów została przedstawiona w tabeli 1.

Tabela 1. Porównanie wybranych cech adsorbentów
w aspekcie usuwania lotnych metylosiloksanów z biogazu

Adsorbent	Powierzchnia właściwa (BET), m ² /g	Pojemność sorpcyjna ¹ , g/kg	Zalety	Wady
Węgiel aktywny (WA)	600–1600	123–531	Sprawdzony w skali przemysłowej, dostępny i tani, łatwy w obsłudze, umożliwia równoczesne usuwanie innych zanieczyszczeń, w tym H ₂ S.	Mała selektywność, polimeryzacja LMS praktycznie uniemożliwiająca regenerację, ryzyko zapłonu, konieczność wstępnego osuszania biogazu, większa adsorpcja CH ₄ w porównaniu do SG i ZE.
Silikażel (SG)	350–700	100–259 ²	Wytrzymały mechanicznie i termicznie, niepalny, obojętny chemicznie i biologicznie, bardziej selektywny i podatny na regenerację niż WA.	Konieczność osuszania biogazu <10% RH, nie nadaje się do równoczesnego odsiarczania gazu, mniejsza powierzchnia właściwa niż w przypadku WA.
Zeolity (ZE)	370–910	4–276	Bardziej hydrofobowe i odporne termicznie w porównaniu do WA i SG (lepsza regenerowalność termiczna), nadają się też do odsiarczania, mniej aktywne w stosunku do CH ₄ .	Z reguły mniejsza aktywność względem LMS w porównaniu do WA i SG (większość adsorbentów zeolitowych ma pory mniejsze od wielkości molekuł LMS).
Aktywowany tlenek glinu	200–314	130–168	Odporny termicznie, nie stwierdzono polimeryzacji LMS – względnie łatwa regeneracja.	Stosunkowo mała powierzchnia właściwa (duże pory).
Żywice polimerowe	271–936	300–2370	Bardzo aktywne względem LMS, hydrofobowe, podatne na regenerację w stosunkowo niskich temperaturach.	Mała odporność termiczna, stosunkowo drogie.

¹ Według badań z wykorzystaniem syntetycznego biogazu (nośnik – N₂); ² dotyczy gazu suchego (RH < 10%).

LITERATURA

- [1] CABRERA-CODONY A., SANTOS-CLOTAS E., ANIA C., MARTIN M., *Competitive siloxane adsorption in multicomponent gas streams for biogas upgrading*, Chem.Eng. J., 2018, 344, 565–573.
- [2] DE ARESPOCHAGA N., RAICH-MONTIU J., CREST M., MEHTA S., CORTINA J.L., *Presence of siloxanes in sewage biogas and their impact on its energetic valorization*, [In:] V. Homem, N. Ratola (Eds.), *Volatile Methylsiloxanes in the Environment. The Handbook of Environmental Chemistry*, Springer, 2019.
- [3] MATSUI T., IMAMURA S., *Removal of siloxane from digestion gas of sewage sludge*, Bioresour. Technol., 2010, 101, 29–32.
- [4] SOREANU G., BELAND M., FALLETTA P., EDMONSON K., SVOBODA L., AL-JAMAL M., SETO P., *Approaches concerning siloxane removal from biogas*, Can. Biosyst. Eng., 2011, 53, 1–8.

Kazimierz GAJ*

BADANIA EKSPLOATACYJNE INSTALACJI FOTOWOLTAICZNEJ JAKO ELEMENTU DOMU ZERO-ENERGETYCZNEGO

1. WPROWADZENIE

W dobie odchodzenia od wykorzystywania paliw kopalnych i biomasy stałej ze względu na zagrożenia klimatyczne i smogowe, budownictwo zero-energetyczne nie ma alternatywy. Jednym ze sposobów osiągnięcia samowystarczalności energetycznej domu jednorodzinnego może być zastosowanie ogrzewania elektrycznego, bazującego na energii słonecznej. Wobec wciąż rosnących kosztów energii sieciowej, spadających cen instalacji wykorzystujących promieniowanie słoneczne, jak również wzrastającej w Polsce liczby godzin słonecznych, stały się one najbardziej perspektywnym kierunkiem rozwoju energetyki rozproszonej w naszym kraju. Ogrzewanie elektryczne akumulacyjne, oprócz niskich kosztów inwestycji i braku kosztów serwisowania, wyróżnia się dodatkowo umiarkowanymi opłatami eksploatacyjnymi, jeśli rozliczane jest w ramach taryfy G12. Nie wymaga ono kotła ani budowy instalacji c.o., a jedynie zakupu kabli grzewczych i ich zatopienia w betonowej wylewce podpodłogowej i/lub zakupu stosunkowo tanich pieców akumulacyjnych. Niniejsza praca dotyczy systemu grzewczego jw., współpracującego z instalacją fotowoltaiczną (IF) on-grid o mocy $9,735 \text{ kWp}^1$ (33 moduły monokrystaliczne). Zgodnie z ustawą o OZE, dla instalacji o mocy $\leq 10 \text{ kWp}$, za 1 kWh energii elektrycznej wprowadzonej do sieci można odebrać w rozliczeniu $0,8 \text{ kWh}$. Trzyletnie doświadczenia eksploatacyjne typowego domu jednorodzinnego, położonego 30 km od Wrocławia w kierunku SE wykazały, że możliwa jest

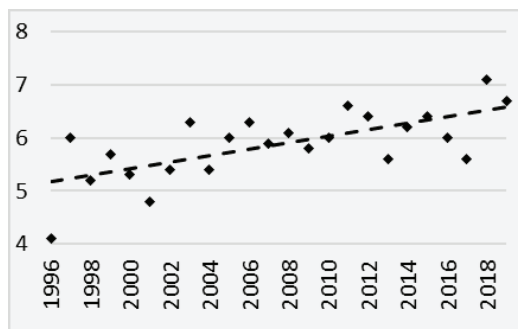
* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław,.

¹ Moc wyznaczona w ustandaryzowanych warunkach: natężenie promieniowania 1000 W/m^2 , temperatura ogniwa $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

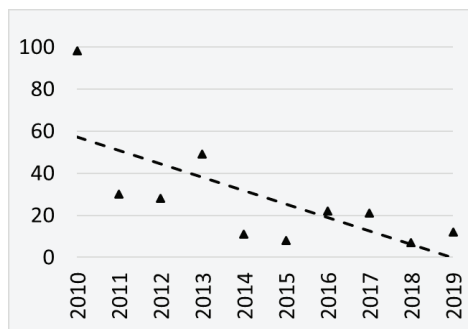
jego samowystarczalność energetyczna w oparciu o energię słoneczną oraz pełne zbilansowanie energii oddanej i pobranej. Celem pracy było określenie warunków zbilansowania energii w układzie jw. oraz analiza uzyskanych efektów w odniesieniu do poszczególnych miesięcy i lat 2017–2019.

2. WARUNKI KLIMATYCZNE ORAZ WPŁYW ORIENTACJI I KĄTA NACHYLENIA MODUŁÓW NA EFEKTYWNOŚĆ IF

Do parametrów klimatycznych wpływających na efektywność IF, oprócz nasłonecznienia, należą: temperatura, której wzrost powoduje liniowy spadek sprawności ogniwa [2, 4], prędkość wiatru (wpływająca na intensywność wymiany ciepła [2]), opady atmosferyczne i wilgotność powietrza (powodujące rozpraszanie, pochłanianie bądź blokowanie promieniowania, ale również oczyszczanie powierzchni modułów). Ważnym argumentem na rzecz rozwoju energetyki słonecznej w Polsce jest obserwowany w ostatnich latach wzrost dobowego usłonecznienia (o ponad 1 h/dobę w ciągu 20 lat) (rys. 1) oraz spadek liczby dni z opadem śniegu (rys. 2).



Rys. 1. Średnioroczna liczba godzin słonecznych w ciągu doby dla Wrocławia, opr. wg: [3]



Rys. 2. Liczba dni z opadem śniegu dla Wrocławia, opr. wg: [3]

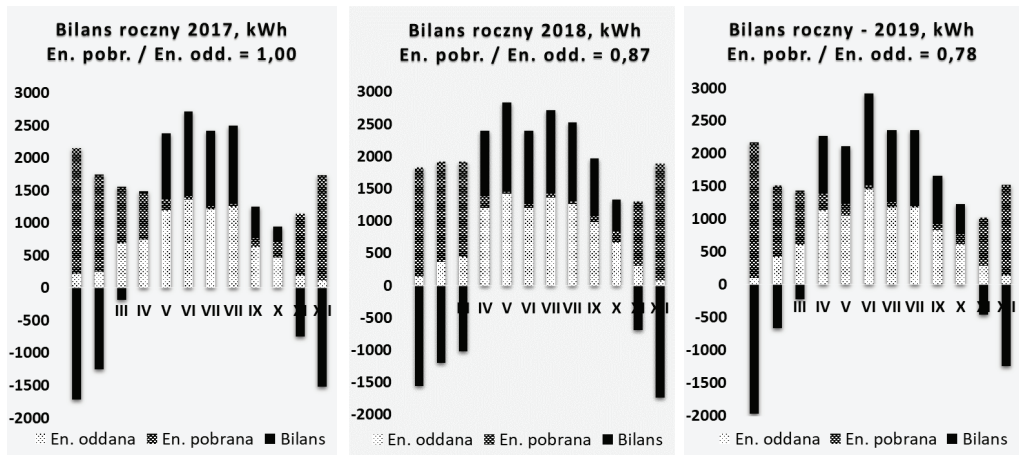
Polska, ze względu na umiarkowane temperatury i stosunkowo wysokie napromienianie roczne, ma dobre warunki do rozwoju fotowoltaiki, a okolice Wrocławia należą do lepszych lokalizacji pod tym względem.

Optymalnym kierunkiem spadku modułów jest S, z dopuszczalną odchyłką w kierunku E lub W $\pm 45^\circ$, bez znaczącego wpływu na wydajność w skali roku. W przypadku kąta nachylenia sprawa już jest mniej jednoznaczna. Jego optimum uzależnione jest od położenia geograficznego. Generalnie, w skali Polski, przyjmuje się, że powinien on się mieścić w zakresie $30\text{--}40^\circ$. Według badań [1], optymalny kąt dla Gdańska,

Poznania i Wrocławia wynosi odpowiednio: 30, 30 i 27°. Dach analizowanego domu zorientowany jest w kierunku 227°, a jego nachylenie wynosi 32°.

3. EFEKTY ENERGETYCZNE

Na rysunku 3 przedstawiono bilanse energetyczne dla poszczególnych miesięcy i lat 2017–2019, wraz z informacją o stosunku energii pobranej do oddanej – w nawiązaniu do ustawy.



Rys. 3. Bilanse roczne z rozbiem na poszczególne miesiące energii pobranej i oddanej

Stosunek energii pobranej do oddanej nieco mniejszy od jedności (0,78–1,00) potwierdził prawidłowość przyjętych założeń. Nadwyżki wyprodukowanej energii występują od IV do X, kiedy produkowane jest średnio 80% całkowitej energii rocznej. W pozostałych miesiącach energia pobierana do celów grzewczych zdecydowanie przewyższa produkcję. Deficyt pobierany jest z energii „zaakumulowanej” w sieci dystrybucyjnej. Całość bilansuje się w skali roku, z niewielką nadwyżką energii produkowanej (do 20%), co zgodnie z ustawą, pozawala na minimalizację opłat (lub praktyczny ich brak), poza drobnymi opłatami za dystrybucję – ok. 13 zł /m-c (2019).

Przedstawione wyniki badań eksploatacyjnych instalacji fotowoltaicznej dla przyjętych założeń wykazały, że jest możliwe praktycznie bezkosztowe pokrycie potrzeb energetycznych budynku wyłącznie przez wykorzystanie energii słonecznej. W analizowanym okresie żadne inne koszty serwisowe związane z pracą IF nie były ponoszone.

LITERATURA

- [1] BARAN K., LEŚKO M., WACHTA H., *Badania pozycjonowania paneli fotowoltaicznych na terytorium Polski*, PAK, 2013, 59, 1097–1100.
- [2] FIGURA R., ZIENTARSKI W., *Analiza parametrów pracy modułu fotowoltaicznego*, Autobusy, 2013, 12, 602–611.
- [3] <https://www.weatheronline.pl> [dostęp: 1.04.2020].
- [4] RADZIEMSKA E., *The effect of temperature on the power drop in crystalline silicon solar cells*, Renew. Energy, 2003, 28, 1–12.

*scenariusze energetyczne,
modelowanie zanieczyszczeń,
DPSIR, efekty zdrowotne, Polyphemus,
koszty zewnętrzne, CO₂, PM_{2,5}*

Janusz ZYŚK*, Artur WYRWA,
Wojciech SUWAŁA, Marcin PLUTA,
Tadeusz OLKUSKI, Maciej RACZYŃSKI

WPLYW OGRANICZENIA EMISJI CO₂ NA JAKOŚĆ POWIETRZA I ZDROWIE LUDZI W POLSCE – ANALIZA SCENARIUSZY DO 2050 R.

1. WSTĘP

Podczas Konferencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu, które odbyły się w 2015 r. w Paryżu, postanowiono podjąć działania mające nie dopuścić do wzrostu globalnej temperatury o 2 °C w odniesieniu do tych rejestrowanych przed rewolucją przemysłową. W tym celu, znacząco należy obniżyć emisje gazów cieplarnianych, w tym głównie dwutlenku węgla. Unia Europejska do 2050 roku zamierza osiągnąć neutralność klimatyczną. W ramach Projektu Reflex (Horyzont 2020) opracowano scenariusze rozwoju sektorów energetyki, transportu, komunalno-bytowego do roku 2050 w celu osiągnięcia redukcji emisji gazów cieplarnianych w poszczególnych krajach UE [2].

Celem tych badań jest wykazanie jak przekształcenia sektorów: energetyki, komunalno-bytowego oraz transportu zmierzających do redukcji emisji gazów cieplarnianych wpłynę na ograniczenie bezpośredniej emisji innych zanieczyszczeń oraz na poprawę jakości powietrza, a w konsekwencji zmniejszenie ich oddziaływania na zdrowie ludzkie, a także zmniejszenie kosztów zewnętrznych towarzyszących takim emisjom w Polsce. Badania przeprowadzono dla pyłów PM_{2,5} ze względu na ich szczególnie duży negatywny wpływ na zdrowie ludzkie. Rok bazowy został określony na 2015, a scenariusze zostały opracowane dla roku 2050.

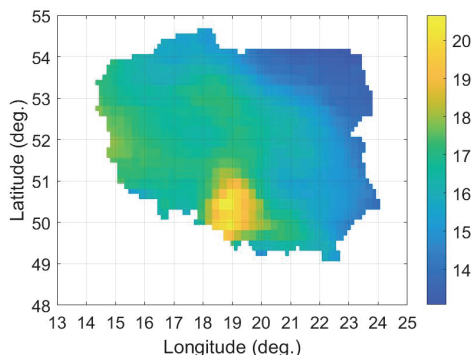
* Wydział Energetyki i Paliw, Akademia Górniczo-Hutnicza im. St. Staszica w Krakowie, e-mail: jazysk@agh.edu.pl (J. Zyśk)

2. METODOLOGIA BADAŃ

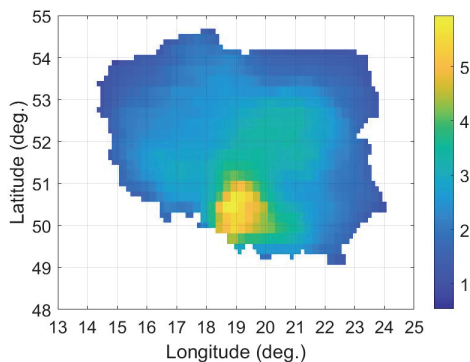
W przeprowadzonej analizie wykorzystano opracowaną w latach 90. ubiegłego wieku metodologię/model DPSIR (*Driver–Pressure–State–Impact–Response* – czynniki sprawcze–presje–stan–wpływ–reakcja) [3]. Czynniki sprawcze to scenariusze energetyczne opracowane w ramach Projektu Reflex z wykorzystaniem dedykowanych modeli: ASTRA, ELTRAMOD, TIMES-HEAT-EU i FORECAST [2]. Opracowano trzy scenariusze różniące się przede wszystkim wykorzystaniem biomasy do roku 2050 z pięcioletnim krokiem czasowym, obejmujące kraje członkowskie Unii Europejskiej oraz Albanię, Norwegię i Szwajcarię. Presje to scenariusze emisyjne oparte o scenariusze energetyczne i wskaźniki emisji. Stan – to stężenia zanieczyszczeń w roku 2015 i 2050, obliczone z wykorzystaniem systemu modelowania jakości powietrza Polyphemus [4]. Wpływ – to obliczone z wykorzystaniem stężeń zanieczyszczeń z modelu, rozkładu populacji oraz funkcji dawka–odpowieź skutki zdrowotne oraz związane z nimi koszty zewnętrzne [1]. W obliczeniach uwzględniono wskaźniki wpływu na zdrowie ludzkie, takie jak: utracone lata życia, dni ograniczonej aktywności oraz przewlekłe zapalenie oskrzeli. Ostatni element modelu – reakcja – to rekomendacje i wnioski z badań.

3. WYNIKI

W wyniku zmniejszenia emisji zanieczyszczeń $PM_{2,5}$ w Polsce z sektorów transportu (o 55%), komunalno-bytowego (o ponad 95%) oraz energetyki (o 98%), stężenie $PM_{2,5}$ zmaleje nawet o $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, szczególnie w regionach, w których dotychczas notowane było duże stężenie pyłów (rys. 1, 2). Największa poprawa jakości powietrza oczekiwana jest z powodu zmian w sektorze gospodarstw domowych. Zmiany w sektorze energetycznym oraz transporcie nie spowodują dużej poprawy powietrza.



Rys. 1. Średnioroczne stężenie pyłu $PM_{2,5}$ w 2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]



Rys. 2. Różnica średniorocznego stężenia pyłu PM_{2,5} pomiędzy rokiem 2015 a 2050 powstała w wyniku realizacji scenariuszy w sektorze gospodarstw domowych, energetyki i transportu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Zmniejszenie emisji zanieczyszczeń PM_{2,5} w trzech rozpatrywanych sektorach spowoduje ograniczenie kosztów zewnętrznych o około 3 miliardy euro rocznie. Poza tymi sektorami emisja pyłów zachodzi z innych źródeł zarówno antropogenicznych (np. przemysł, składowiska opadów), jak i naturalnych (np. powierzchnie sypkie), co ma wpływ na stężenie PM_{2,5} w 2050 r.

LITERATURA

- [1] RABL A., SPADARO J.V., *Estimating the uncertainty of damage costs of pollution: A simple transparent method and typical results*, Environmental Impact Assessment Review, 2008, Vol. 28, 166–183.
- [2] REFLEX – *Analysis of the European energy system under the aspects of flexibility and technological progress*, <http://reflex-project.eu/>
- [3] WYRWA A., *An optimization platform for Poland's power sector considering air pollution and health effects*. Environmental Modelling and Software, 2015, 74, 227–237.
- [4] ZYŚK J., ROUSTAN Y., WYRWA A., *Modelling of the atmospheric dispersion of mercury emitted from the power sector in Poland*, Atmospheric Environment, 2015, 112, 246–256.

Sławomir PIETROWICZ*

OPTYMALIZACJA PARAMETRÓW PRACY STOŻKOWEGO MIESZALNIKA POD KĄTEM MINIMALIZACJI PRODUKCJI ENTROPII

1. WSTĘP

W przemyśle produkującym m.in. materiały budowlane stosowane są mieszalniki lub dysolwery o konstrukcji stożkowej zbiornika. Najczęściej są to urządzenia zaprojektowane i wykonane w latach 90. ubiegłego wieku lub na początku 21. wieku [1]. Obecnie, w wyniku zaostrzonych norm związanych z jakością i zachowaniem wysokich standardów produkcji, niezbędne są modernizacje istniejących konstrukcji. Najczęściej jest to związane z utrzymaniem optymalnych parametrów procesu mieszania w warunkach występowania niskich i wysokich temperatur otoczenia [2]. Jednym z rozwiązań sterowania temperaturą procesu mieszania jest zamontowanie płaszcza grzewczo-chłodzącego w dolnej części stożkowej mieszalnika. W zależności od potrzeb nowy układ miałby możliwość zarówno dostarczania, jak i odbierania strumienia ciepła od produktów mieszanych, utrzymując w ten sposób zadaną temperaturę procesu.

W artykule przedstawiono procedurę wyboru najlepszej konstrukcji pod kątem minimalizacji start energetycznych, co pozwoliło na optymalizację samego procesu produkcyjnego oraz wspomogło proces decyzyjny związany z wyborem najbardziej optymalnej konstrukcji.

2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

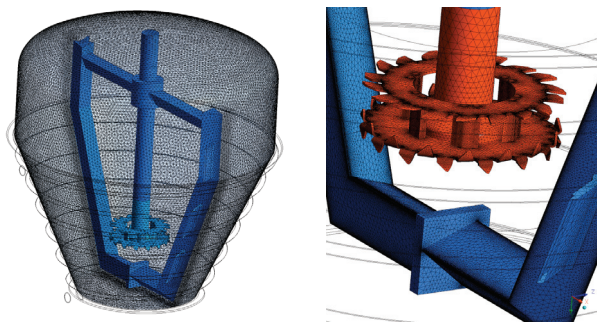
Analizowany w pracy mieszalnik wykonany był z płaszcza stalowego i składał się z takich elementów, jak: tarcza dyspergująca, kotwica oraz system chłodzący zamonto-

* Politechnika Wrocławska, Katedra Termodynamiki i Odnawialnych Źródeł Energii, Wyrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

wany w zewnętrznej części stożkowej. Jego konstrukcja, w szczególności system chłodzenia oraz system mieszający, została poddana procesowi optymalizacyjnemu. Dla tego przypadku zaproponowano, aby parametrem optymalizacyjnym była entropia a dokładnie minimalizacja produkcji entropii. Punktem startowym do analizy była obecna konstrukcja mieszalnika stożkowego. Układ został zamodelowany z użyciem metody objętości skończonej (*Finite Volume Method*), wykorzystując program ANSYS CFX [3]. W czasie obliczeń rozwiązywano standardowe równania związane z mechaniką płynów, jak: równanie ciągłości, pędu, energii oraz zaimplementowano w całej objętości tzw. wewnętrzne źródło ciepła, mające na celu zamodelowanie powstających egzotermicznych reakcji chemicznych. W dalszej części analizy został zamodelowany układ chłodzenia, pokazujący skuteczność odbioru ciepła od bocznych powierzchni zbiornika. W końcowej fazie analiz zostały zaproponowane zmiany konstrukcyjne wymiennika, tak aby moment obrotowy działający na kotwicę był jak najmniejszy, a strumień przekazywanego ciepła (wynikający z procesów fizycznych oraz procesów dyspergujących) przekazywany do układu chłodzenia – jak największy. W tym celu obliczono przyrost entropii w układzie i szukano minimum tego parametru.

3. PRZYKŁADOWE WYNIKI ANALIZ

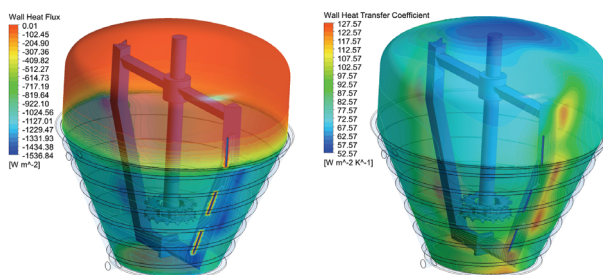
Jedna z analizowanych propozycji, w której zmodyfikowano odpowiednio łopatki zgarniające zainstalowane na kierownicy, charakteryzowała się osiągnięciem szukanego minimum. Analizowany układ składał się 12 mln elementów siatki numerycznej typu tetrahedral, pokazanej na rysunku 1.



Rys. 1. Zastosowana siatka obliczeniowa dla jednego z wariantów obliczeniowych wykorzystana w czasie obliczeń

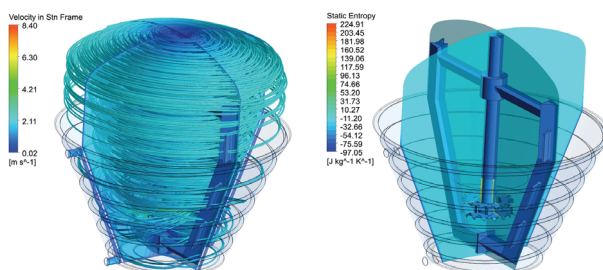
W wyniku analiz numerycznych uzyskano przestrzenny rozkład parametrów niezbędnych do analizy procesu mieszania. W pierwszej kolejności poddano analizie procesy cieplne, w których najważniejszym z parametrów jest strumień ciepła przeka-

zywanego/odebranego od układu chłodzącego oraz strumień ciepła zlokalizowany na wewnętrznej ścianie mieszalnika. Parametry te pokazano na rysunku 2.



Rys. 2. Strumień ciepła oraz współczynnik wymiany ciepła na ścianie wewnętrznej mieszalnika

Także, z punktu widzenia procesowego, ważna jest informacja o przestrzennym rozkładzie prędkości wraz z liniami prądu (rys. 3). Analiza tych dwóch parametrów pozwala na „wychwycenie” i eliminację tzw. stref martwych, tzn. obszarów, w których ruch cieczy praktycznie nie występuje lub jest mało efektywny. Docelowo szukanym parametrem jest rozkład przestrzenny entropii, który pozwala na analizę procesów nieodwracalnych i optymalizację konstrukcji mieszalnika. Przykładowy rozkład tego parametru pokazano na rysunku 3.



Rys. 3. Rozkład prędkości wraz z liniami prądu oraz entropii statycznej w wewnętrznej objętości mieszalnika

LITERATURA

- [1] NOWAK A.I., PIETROWICZ S., *Wpływ umiejscowienia systemu grzania lub chłodzenia na czas procesów cieplnych realizowanych w mieszalnikach*, Chłodnictwo, 2017, 52, 9/10, 12–16.
- [2] PEDROSA S., NUNHEZ I J. R., *Improving heat transfer in stirred tanks cooled by helical coils*, Brazilian Journal of Chemical Engineering, 2003, 20.
- [3] PIETROWICZ S., KOLASIŃSKI P.K., POMORSKI M., *Experimental and numerical flow analysis and design optimization of a fume hood using the CFD method*, Chemical Engineering Research and Design, 2018, 132, 627–643.

*modelowanie CFD, termoklina,
zbiornik ze stratyfikacją temperatury,
akumulacja gorącej wody,
elastyczność bloku energetycznego*

Marcin TROJAN*, Jan TALER,
Piotr DZIERWA, Dawid TALER,
Karol KACZMARSKI, Mariusz GRANDA

MODELOWANIE CFD ZASOBNIKA ZE STRATYFIKACJĄ TEMPERATURY

1. WPROWADZENIE

Zbiorniki ze stratyfikacją temperatury odgrywają ważną rolę w elektrowniach i elektrociepłowniach. Integracja ciśnieniowych zasobników gorącej wody z systemem elektrociepłowni znacząco zwiększa elastyczność bloku energetycznego [1]. Zbiorniki gorącej wody pozwalają na stabilną i długotrwałą pracę bloku przy minimum technicznym. W okresie zmniejszonego zapotrzebowania na energię elektryczną kocioł może pracować z minimalnym dopuszczalnym obciążeniem (na poziomie minimum technicznego kotła), a para jest wykorzystywana do wytwarzania energii elektrycznej i podgrzewania gorącej wody gromadzonej w zasobnikach. Dzięki zasobnikom gorącej wody można obniżyć moc elektryczną bloku do 40%, przy większym strumieniu masy paliwa dostarczonym do kotła niż wynikałoby to z 40% obciążenia. Dzieje się tak dlatego, że w czasie doliny nocnej strumień masy paliwa zużywany jest nie tylko na produkcję energii elektrycznej, ale również na nagrzewanie głównego strumienia skroplin w podgrzewaczach regeneracyjnych, którego część następnie kierowana jest do zasobników gorącej wody. W ten sposób strumień masy paliwa spalane w kotle jest większy niż wynikałoby to z 40% obciążenia bloku. Jest to również korzystne ze względu na pracę instalacji SCR (Selective Catalytic Reduction). Zastosowanie ciśnieniowych zasobników gorącej wody zapewnia zwiększenie efektywności usuwania tlenków azotu w instalacjach SCR z uwagi na fakt, że przy większym strumieniu masy paliwa temperatura spa-

* Politechnika Krakowska, Katedra Procesów Ciepłych, Ochrony Powietrza i Utylizacji Odpadów, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków.

lin (przy minimalnej mocy elektrycznej bloku) przed instalacją SCR jest wyższa od dopuszczalnej minimalnej temperatury spalin. Opisana technologia ma pozytywny wpływ na aspekty środowiskowe, gdyż zapewnia usuwanie szkodliwych dla środowiska tlenków azotu ze spalin na wysokim poziomie. Ciśnieniowe zasobniki gorącej wody można także wykorzystać do przyspieszenia rozruchu bloku poprzez napełnienie kotła gorącą wodą na początku rozruchu [2]. Ponadto, w elektrociepłowniach zasobniki służą do gromadzenia wody na potrzeby sieci ciepłowniczej. Zbiorniki ze stratyfikacją temperatury są także szeroko stosowane w instalacjach solarnych.

W niniejszym artykule przedstawiono metodę modelowania CFD zasobnika gorącej wody w celu określenia wysokości termokliny. Za pomocą programu ANSYS-CFX 19.1 przeprowadzono także komputerową symulację różnych grubości izolacji termicznej na zewnętrznej powierzchni zbiornika. Wyniki uzyskane podczas modelowania CFD porównano z wynikami pomiarów.

2. MODEL CFD ZASOBNIKA GORĄCEJ WODY

Przedmiotem przeprowadzonego modelowania jest zasobnik gorącej wody o pojemności 20 000 m³, pracujący w jednej z krajowych elektrociepłowni. Średnica wewnętrzna zbiornika wynosi 25 m, a jego wysokość 48,2 m. Zasobnik wykonany został ze stali S235JRG2, dla której współczynnik przewodzenia ciepła k_w opisany został w funkcji temperatury następującą zależnością

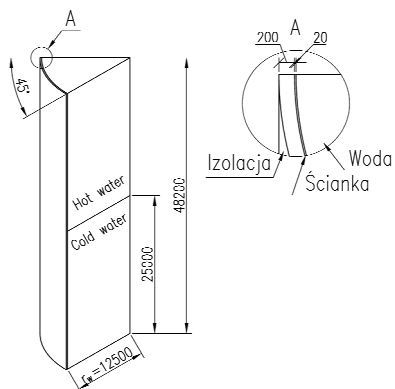
$$k_w = 0,000000041750488T^3 - 0,000064603905221T^2 + 0,001245533804307T + 48,494652071639000. \quad (1)$$

W opracowanym modelu przyjęto jednakową grubość ścianki zbiornika wzdłuż jego wysokości wynoszącą $g = 20$ mm. Zbiornik pokryty jest izolacją o grubości 200 mm, której współczynnik przewodzenia ciepła k_{ins} wynosi

$$k_{ins} = 0,0000000004T^3 + 0,000000T^2 + 0,000074T + 0,0356. \quad (2)$$

Na zewnętrznej powierzchni izolacji przyjęto współczynnik wnikania ciepła $\alpha_{ms} = 8$ W/(m²·K) i temperaturę otoczenia $T_{out} = 25$ °C. Modelowanie przeprowadzono dla wycinka zbiornika o kącie 45° (rys. 1). Przyjęto, że zbiornik wypełniony jest zimną wodą o temperaturze 45,9 °C do wysokości 25 m. Pozostała część zbiornika wypełniona jest gorącą wodą o temperaturze 91,6 °C. Przygotowana do obliczeń siatka składała się z 1 653 600 elementów o maksymalnej wielkości 100 mm. W miejscu wystąpienia termokliny siatka została zagęszczona. Przy ścianie zbiornika utworzona została warstwa przyścienna. W opracowanym modelu uwzględniono działanie grawitacji.

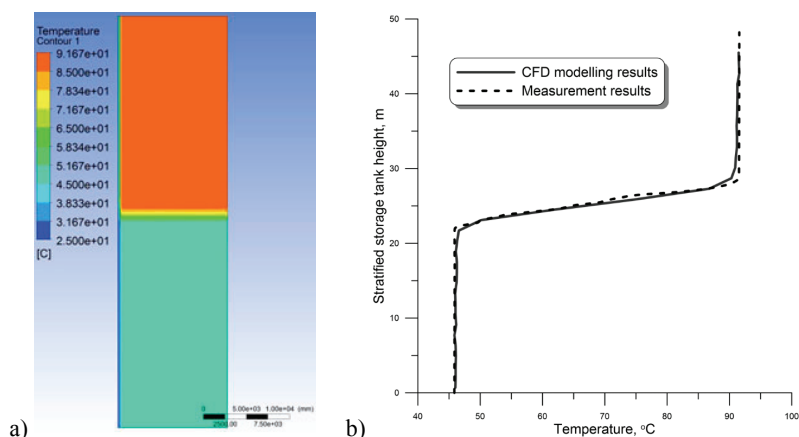
W celu weryfikacji poprawności dobranej siatki obliczeniowej przeprowadzono również obliczenia sprawdzające na modelu zbudowanym z 1 848 500 elementów. Różnice w uzyskanych wynikach (temperaturach) nie przekraczały 0,15%.



Rys. 1. Modelowany fragment zbiornika

3. WYNIKI OBLICZEŃ

Przeprowadzone symulacje CFD pozwoliły na wyznaczenie dokładnego rozkładu temperatury wzdłuż wysokości zbiornika z bardzo dobrze widocznym obszarem termokliny (rys. 2a). Uzyskane podczas modelowania wyniki porównane zostały z wynikami pomiarów na obiekcie rzeczywistym. Temperatura w zbiorniku mierzona była w punktach pomiarowych rozmieszczonych co 1,4 m, począwszy od wysokości 0,7 m. Uzyskano bardzo dobrą zgodność, co przedstawione zostało na rysunku 2b.



Rys. 2. Rozkład temperatury wody wzdłuż wysokości zasobnika gorącej wody:
a) wyniki obliczeń CFD, b) porównanie wyników uzyskanych z obliczeń CFD z wynikami pomiarów

LITERATURA

- [1] LI P.-W., CHAN C.L., *Thermal energy storage analyses and designs*, Academic Press, Elsevier, 2017.
- [2] TROJAN M., TALER D., DZIERWA P., TALER J., KACZMARSKI K., WRONA J., *The use of pressure hot water storage tanks to improve the energy flexibility of the steam power unit*, *Energy*, 2019, 173, 926–936.

Justyna CZERWIŃSKA*
Grzegorz WIELGOSIŃSKI*

BADANIE EMISJI LOTNYCH ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH Z PROCESU TORYFIKACJI BIOMASY

1. WSTĘP

Od dłuższego czasu obserwuje się, zarówno w Europie jak i na świecie, wyczerpywanie zasobów naturalnych, szczególnie paliw kopalnych. Przyczyną takiej sytuacji jest wzrost konsumpcji oraz zapotrzebowania na energię. W związku z wyczerpywaniem się złóż paliw kopalnych: węgla czy ropy naftowej poszukuje się alternatywnych źródeł paliw. Jednym z ważniejszych, odnawialnych źródeł energii jest biomasa.

Jedną z metod przygotowania biomasy do energetycznego wykorzystania jest toryfikacja. Proces ten jest znany od wielu lat, jednakże w ostatnim czasie obserwuje się zwiększone zainteresowanie tą tematyką. Dzięki toryfikacji uzyskuje się nowy produkt – toryfikat, zwany też biowęglem. Ma on podobne właściwości do węgla, dzięki czemu możliwe jest jego współspalanie [1–3]. Podczas procesu termicznej konwersji dochodzi do utraty masy oraz części energii chemicznej zawartej w biomacie. Warunki prowadzenia toryfikacji powinny być dobrane w taki sposób, aby ubytek masy wynosił maksymalnie 30%, a utrata energii nie więcej niż 10% [4]. Przy takich założeniach otrzymuje się największy wzrost wartości opałowej toryfikatu.

2. METODYKA BADAŃ

Celem pracy jest zbadanie wielkości emisji sumy lotnych związków organicznych podczas procesu toryfikacji prowadzonego w różnych temperaturach oraz jednocześnie

* Politechnika Łódzka, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska, ul. Wólczańska 213, 90-924 Łódź, e-mail: grzegorz.wielgosinski@p.lodz.pl

zbadanie zmian ciepła spalania biomasy poddawanej toryfikacji. Proces toryfikacji prowadzony był w następujących temperaturach: 225 °C, 250 °C, 275 °C i 300 °C dla trzech rodzajów biomasy: siano łąkowe, słoma z żyta oraz słoma z owsa.

Pierwszym etapem badań było określenie wilgotności badanych próbek. Próbki o masie 1–2 g umieszczono na 24 godziny w temperaturze 105°C [5]. Suszenie próbek wykonywano tak długo, dopóki nie uzyskano stałej masy próbki po wysuszeniu. Zawartość wilgoci w próbkach wynosiła: siano łąkowe 10,88%, słoma z żyta 10,81% oraz słoma z owsa 8,82%.

Następnie wysuszone próbki zostały wykorzystane do wykonania oznaczenia zawartości popiołu. W tym celu wysuszone próbki umieszczono w piecu muflowym w temperaturze 815 °C na okres 4 godzin, zgodnie z obowiązującą normą europejską [6]. Zawartość popiołu wynosiła odpowiednio: 3,00%, 1,63% oraz 2,99%.

Po określeniu wilgotności i zawartości popiołu w próbkach, przystąpiono do pomiarów emisji sumy lotnych związków organicznych. Proces toryfikacji prowadzono w elektrycznym piecu oporowym w stałej temperaturze, analizę zawartości LZO w gazach odlotowych prowadzono za pomocą analizatora FID (metoda ciągłej detekcji płomieniowo-jonizacyjnej). Wysuszoną próbkę o masie 2–2,5 g umieszczano na łożeczkach ze szkła kwarcowego, a następnie wkładano do pieca elektrycznego nagrzanego do odpowiedniej temperatury. Przepływ gazu inertnego – dwutlenku węgla wynosił ok. 1 dm³/min. Próbkę przetrzymywano w piecu przez 1 godzinę. W tym czasie następował pomiar wielkości emisji (stężenia) sumy lotnych związków organicznych przez stacjonarny analizator LZO. Częstotliwość odczytu wartości LZO wynosiła 10 s. Na podstawie zarejestrowanych wartości stężeń obliczono sumę LZO wyemitowanych w ciągu godziny w strumieniu gazów odlotowych. Dzielnik obliczoną ilość wyemitowanych LZO przez masę próbki poddanej toryfikacji obliczono wskaźniki emisji dla każdej z badanych próbek biomasy.

3. WYNIKI I WNIOSKI

Wartości uzyskanych wskaźników emisji wzrastały wraz ze wzrostem temperatury procesu toryfikacji. Najwyższym wskaźnikiem emisji LZO spośród badanych rodzajów biomasy charakteryzuje się: w temperaturze 225 °C – słoma z żyta (3 mg/g), w temperaturze 250 °C – słoma owsiana (6,7 mg/g), w temperaturze 275 °C – słoma żytnia (8,5 mg/g) oraz w temperaturze 300 °C słoma z żyta (9,3 mg/g).

Ostatnim etapem badań było określenie wartości ciepła spalania uzyskanych toryfikatów. Wartość ciepła spalania badanych próbek w stanie surowym wynosi 17–18 MJ/kg, natomiast najwyższą kalorycznością charakteryzuje się toryfikat uzyskany z siana łąkowego w temperaturze 300 °C – 25,578 MJ/kg, a najniższą toryfikat uzyskany ze słomy żytniej w temperaturze 225 °C – 19,773 MJ/kg.

LITERATURA

- [1] JAKUBIAK M., KORDYLEWSKI W., *Toryfikacja biomasy*, *Archiwum Spalania*, 2010, 10, 1–2, 11–25.
- [2] KRATOFIL M., ZARZYCKI R., KOBYLECKI R., BIS Z., *Analiza procesu toryfikacji biomasy*, *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Mechanika*, 2015, z. 87, 2, 119–126.
- [3] KUBICA K., ŚCIAŻKO M., RAIŃCZAK J., *Współspalanie biomasy z węglem*, *Polityka Energetyczna*, 2003, 6, 297–307.
- [4] SZUFA S., *Toryfikacja i współspalanie biomasy – modelowanie procesów*, Praca doktorska, Politechnika Łódzka, Łódź 2004.
- [5] PN-EN ISO 18134-1:2015-11, *Biopaliwa stałe – Oznaczenie zawartości wilgoci – Metoda suszarkowa. Część 1: Wilgoć całkowita – Metoda referencyjna*.
- [6] PN-80/G-04512:1998, *Paliwa stałe – Oznaczanie zawartości popiołu metodą wagową*.

*grill, palenisko domowe, węgiel drzewny,
brykiet z węgla, drzewnego, propan,
grill elektryczny, pyły,
cząstki stałe, zanieczyszczenia gazowe*

Artur BADYDA*, Wioletta ROGULA-KOZŁOWSKA**,
Grzegorz MAJEWSKI***, Piotr KRAWCZYK****,
Przemysław OBERBEK*****, Mariusz ROGULSKI*

PORÓWNANIE EMISJI PYŁÓW I WYBRANYCH SUBSTANCJI GAZOWYCH Z CZTERECH TYPÓW GRILLI ORAZ PALENISK DOMOWYCH

1. WPROWADZENIE

Według badań TNS z 2015 roku, w okresie od późnej wiosny do wczesnej jesieni 30,7% Polaków grilluje co najmniej raz w tygodniu, zaś kolejne 43,6% 2–3 razy w miesiącu. Przeważająca większość używa w tym celu tradycyjnych grilli opalanych węglem drzewnym lub brykietem z węgla drzewnego. Związane z tym emisje zanieczyszczeń powietrza mogą stanowić źródło narażenia zdrowotnego, a mechanizm oddziaływania zanieczyszczeń na zdrowie człowieka może mieć podobny charakter, jak w przypadku emisji pochodzących ze spalania paliw stałych w paleniskach domowych (kotłach/piecach węglowych lub kominkach). Wstępne wyniki pomiarów zanie-

* Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska, Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, e-mail: artur.badyda@pw.edu.pl

** Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Słowackiego 52/54, 01-629 Warszawa, Polska, e-mail: wrogula@sgsp.edu.pl

*** Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, Polska, e-mail: grzegorz_majewski@sggw.pl

**** Politechnika Warszawska, Wydział Mechaniczny Energetyki i Lotnictwa, Nowowiejska 21/25, 00-665 Warszawa Polska, e-mail: piotr.krawczyk@pw.edu.pl

***** Centralny Instytut Ochrony Pracy – Państwowy Instytut Badawczy, Czerniakowska 16, 00-701 Warszawa, Polska, e-mail: ober@ciop.pl

czyszczeń powietrza emitowanych z wybranych palenisk grillowych [1] wykazały, że ten sposób przygotowywania żywności sprzyja emisji znacznych ilości cząstek stałych, które – zwłaszcza w przypadku stosowania tradycyjnych paliw (węgla drzewnego i brykietu) – uwalniają również w wysokich stężeniach substancje z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA).

Za cel niniejszej pracy przyjęto przedstawienie, analizę i omówienie wyników eksperymentalnych pomiarów, w których rozszerzono zakres pierwszych prac o analizę stężeń wybranych zanieczyszczeń gazowych emitowanych z palenisk grillowych. Dla celów porównawczych przedstawiono również wyniki pomiarów zanieczyszczeń w strumieniach emisyjnych powstających podczas spalania paliw stałych w wybranych domowych urządzeniach grzewczych.

2. MATERIAŁ I METODY

Badania emisji zanieczyszczeń powstających podczas grillowania zrealizowano w okresie letnim, w warunkach zewnętrznych, typowych dla grillowania, z zastosowaniem grilli zasilanych węglem drzewnym (W), brykietem (B), płynnym propanem (P) oraz grilla elektrycznego (E). Badania prowadzono osobno dla każdego z grilli, aby uniknąć oddziaływania spalin z jednego urządzenia na pomiar prowadzony przy innym. Analizowano emisje pochodzące ze spalania samego paliwa (bez grilla elektrycznego) oraz emisje podczas przygotowywania osobno warzyw i potraw mięsnych (identyczne zestawy potraw na każdym z grilli). W strumieniach emisyjnych umieszczono sondy pomiarowe miernika cząstek stałych, aspiratora pobierającego próbkę pyłu na filtr oraz spektrometru, który w trybie ciągłym mierzył stężenia wybranych gazów: CO, CO₂, CH₄, SO₂, NO, N₂O, NO₂, HCl, HF. Pobrano również próbki gazów do oceny stężenia wybranych lotnych związków organicznych (LZO). Taki sam zestaw urządzeń (bez spektrometru) umieszczono w odpowiednio dużej odległości od miejsca grillowania (po stronie nawietrznej), aby ocenić stężenie tła mierzonych substancji. W każdym przypadku pobrano i zbadano również tzw. ślepe próby.

Pomiary nad paleniskami grillowymi przeprowadzono z wykorzystaniem aspiratorów Gilian GilAir5 z pobornikami SKC Higgins-Dewell. Próbkę pyłu pobierano na filtry kwarcowe. Skupiono się na poborze respirabilnej frakcji pyłu (PM₄) ze względu na jej szczególnie istotny wpływ na zdrowie człowieka. Pomiar zanieczyszczających substancji gazowych realizowany był przy pomocy analizatora Gasmeter DX 4000.

Dla palenisk na paliwa stałe wykorzystywanych w domowych urządzeniach grzewczych zazwyczaj nie wykonuje się tak szerokich analiz emisyjnych. Wynika to głównie z braku regulacji prawnych wymuszających takie pomiary. Nawet najnowsze przepisy w tym zakresie (tzw. dyrektywa Ecodesign) ograniczają się do pomiarów w spalinach stężenia pyłu, NO_x, CO oraz organicznych związków gazowych. W celu oceny porównawczej stężeń substancji zanieczyszczających w emitowanych spalinach podczas

grillowania i z nowoczesnych palenisk domowych wykonano własne pomiary emisyjne z paleniska biomasowego zasilanego pelletem drzewnym.

3. WYNIKI

Emisja cząstek stałych z grilla elektrycznego oraz zasilanego płynnym propanem jest zdecydowanie niższa, aniżeli w przypadku grilli opalanych węglem drzewnym i brykietem z węgla drzewnego. Średnie stężenie pyłu nad paleniskiem grilla P wyniosło $6.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w przypadku grilla E nie prowadzono pomiaru przy pustym palenisku). Stężenie nad paleniskiem grilla W i B wyniosło zaś odpowiednio $1743,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $19442,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Stężenia podczas przygotowywania żywności mieściły się w zakresie od $244,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $1255,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w trakcie grillowania warzyw na grillach odpowiednio E i P do $15413,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $16239,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w trakcie grillowania potraw mięsnych na grillach odpowiednio W i B. Wykazano stosunkowo wysokie zawartości tlenu węgla świadczące o nieprawidłowo przebiegającym procesie spalania. Okresowo notowano również bardzo wysokie stężenia tlenków azotu.

W przypadku emisji z palenisk domowych proces spalania jest dalece bardziej dopracowany i kontrolowany. Gospodarka powietrzem nie ma charakteru przypadkowego jak ma to miejsce w czasie spalania paliwa stałego na grillu. W nowoczesnych kotłach kontrolowana jest nie tylko wartość współczynnika nadmiaru powietrza ale również jego dystrybucja w komorze paleniskowej. Sprawia to, że wyniki w zakresie emisji CO są znacząco niższe niż w przypadku spalania paliwa na grillu.

4. WNIOSKI

Badania wykazały, że zanieczyszczenia obecne w strumieniach emisyjnych z palenisk grilli zasilanych tradycyjnymi paliwami (węgiel drzewny, brykiet z węgla drzewnego) występują co prawda w niższych stężeniach, aniżeli w przypadku domowych urządzeń grzewczych, to jednak emisja z grilla odbywa się na wysokości oddychania w bezpośredniej obecności osób obsługujących urządzenie.

LITERATURA

- [1] BĄDYDA A., WIDZIEWICZ K., ROGULA-KOZŁOWSKA W., MAJEWSKI G., JURECZKO I., *Inhalation exposure to PM-bound polycyclic aromatic hydrocarbons released from barbecue powered by gas, lump charcoal and charcoal briquettes*, Advances in Experimental Medicine and Biology, 2017, 1023, 11–27, DOI: 10.1007/5584_2017_51.

Bogusław KOMOSIŃSKI*, Tomasz KONIECZNY*,
Marianna CZAPLIKA*

WPLYW DODATKU TWORZYW SZTUCZNYCH NA EMISJĘ FENOLI PODCZAS ICH WSPÓLSPALANIA Z WĘGLEM W PALENISKACH DOMOWYCH

1. WSTĘP

Wiadomym jest, że spalanie odpadów, takich jak tworzywa sztuczne w piecach i kotłowniach domowych jest prawnie zabronione. Nieprzestrzeganie zakazu spalania odpadów, zgodnie z art. 191 Ustawy o odpadach, podlega karze aresztu albo grzywny. Niemniej jednak sytuacje takie mają miejsce i stanowią poważne zagrożenie dla jakości powietrza. W procesach spalania emitowane są nie tylko pyły, ale zasorbowane na nich związki organiczne, takie jak WWA i metale oraz liczne grupy lotnych związków, w tym związków karbonylowych i fenoli [1–3].

W niniejszej pracy przedstawiono wpływ dodatku odpadów typu PET na wielkość emisji podczas ich spalania wraz z węglem w paleniskach domowych.

2. METODYKA BADAŃ

Badania wykonano na stanowisku badawczym wyposażonym w kocioł o mocy 18 kW, sprawności 85%, z samoczynnym podsuwowym podajnikiem paliwa z instalacją nagrzewnicy powietrza do odbioru ciepła, z punktami poboru próbek spalin i pyłu oraz z systemem aparatury kontrolno-pomiarowej. Ze względu na rodzaj stosowanego do badań paliwa, a szczególnie dodawanych do węgla typu ekogroszek odpadów w postaci PET w ilości 10 i 50%, mieszanki te spalano na ruszcie stałym umieszczonym nad rusztem podajnika podsuwowego kotła. Dla każdej mieszanki spalanie wykonano

* Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, Zabrze, e-mail: marianna.czaplicka@ipis.zabrze.pl

trzykrotnie. Fenole wydzielano ze spalin za pomocą układu składającego się z filtra pyłowego oraz układu płuczek gazowych wypełnionych wodą dejonizowaną. Próbki roztworów pochłaniających zostały poddane ekstrakcji w rozdzielaczu. Ekstrakcję powtarzano dwukrotnie, a otrzymane ekstrakty zatężono do objętości 1 ml i analizowano przy użyciu chromatografu gazowego GC-2010 Shimadzu sprzężonego z detektorem spektrometrii mas wyposażonego w kolumnę HP-5MS (30 m; 0,25 mm) [4].

3. WYNIKI I WNIOSKI

Wyniki testów przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Wskaźniki emisji fenoli w procesie spalania węgla wraz z dodatkiem tworzyw sztucznych typu PET, mg/kg

Związek	Węgiel	Węgiel + 10% PET	Węgiel + 50% PET
Fenol	150,94	158,59	351,45
o-krezol	74,31	79,92	104,60
p,m-krezol	165,27	172,24	182,40
Suma	390,52	410,75	638,46

Przeprowadzone badania wykazały, że dominującym związkiem z grupy fenoli i jego pochodnych, występującym w spalinach, był fenol. Zależnie od składu spalanej mieszanki stanowił on 38% oznaczanych związków w przypadku spalania węgla i jego współspalania z 10% dodatkiem tworzyw sztucznych oraz 55% – podczas spalania węgla z 50% tego odpadu. Badania wykazały również znaczny wpływ ilości dodawanego odpadu na wielkość emisji tego typu zanieczyszczeń. 10% dodatek spowodował niewielki wzrost wskaźnika emisji oznaczanych fenoli wynoszący odpowiednio 390 mg/kg dla węgla i 410 mg/kg w przypadku 10% dodatku odpadu. 50% dodatek tworzyw sztucznych skutkowało prawie dwukrotnym wzrostem parametru.

LITERATURA

- [1] CZAPLICKA M., CIEŚLIK E., KOMOSIŃSKI B., RACHWAŁ T.W., *Emission factors for biofuels and coal combustion in a domestic boiler of 18 kW*, Atmosphere, 2019, 10 (12), 771.
- [2] BEGUM B.A., HOPKE P.K., *Identification of sources from chemical characterization of fine particulate matter and assessment of ambient air quality in Dhaka*, Bangladesh. Aerosol Air Qual. Res., 2019, 19, 118–128.
- [3] GALLEGOS E.J. *Alkylbenzenes derived from carotenes in coals by GC/M*, Journal of Chromatographic Science, 1981, 19, 177–182.
- [4] CZAPLICKA M., *Determination of selected organic pollutants in ground water – A method of analysis*, Fresenius Environmental Bulletin, 2002, 91–97.

Piotr KOLASIŃSKI*

DOMOWE MIKROSIŁOWNIE KOGENERACYJNE SPOSOBEM NA ZMNIEJSZENIE EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ PYŁOWYCH W OGRZEWNICTWIE KOMUNALNYM

1. WPROWADZENIE

Jednym z najistotniejszych zagadnień ochrony środowiska naturalnego jest niedopuszczanie do nadmiernego zanieczyszczenia powietrza [2]. Jednym ze źródeł emisji związków szkodliwych i pyłów są różnego rodzaju układy energetyczne służące do konwersji energii pierwotnej zawartej w paliwach w ciepło sanitarne, grzewcze i prąd elektryczny. Problem ten dotyczy w szczególności krajów, których gospodarka energetyczna opiera się w dużej mierze na wykorzystaniu paliw stałych (np. węgla) do wytwarzania ciepła i energii elektrycznej. Jest to również widoczne w Polsce. W ostatnim czasie wiele uwagi poświęca się problemowi zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym (w tym PM₁₀ i PM_{2,5}) [3]. Do źródeł emisji tych zanieczyszczeń zaliczyć można głównie ogrzewnictwo lokalne i indywidualne oraz transport. W znacznie mniejszym stopniu problem ten dotyczy instalacji energetyki zawodowej i przemysłu gdzie stosowane są zwykle nowoczesne i wydajne systemy oczyszczania spalin.

2. DOMOWE MIKROSIŁOWNIE JAKO ROZWIĄZANIE W OGRANICZANIU NISKIEJ EMSJI

Zanieczyszczenie powietrza pyłem zawieszonym jest szczególnie widoczne w okresie jesieni, zimy i wiosny na obszarach wiejskich i miejskich, gdzie do ogrzewania

* Politechnika Wroclawska, Katedra Techniki Ciepłej, Wyrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370, Wrocław.

indywidualnego stosowane są piece i kotły zasilane paliwami niskiej jakości, takimi jak np. drewno, węgiel i inne paliwa stałe. W miastach problem ten szczególnie uwidacznia się w rejonach starych, dużych osiedli mieszkaniowych złożonych z budynków, które w większości przypadków nie były poddawane termomodernizacji i których mieszkańcy wykorzystują piece kaflowe do ogrzewania pomieszczeń. Przykładami takich osiedli są np. Biskupin i Sępolno we Wrocławiu, które powstały w okresie przedwojennym i zabudowane są w większości jednopiętrowymi blokami wykonanymi z cegły oraz budynkami jednorodzinnymi.

W przypadku takich osiedli ograniczanie emisji związków szkodliwych z urządzeń grzewczych nie jest proste. Jednym z możliwych rozwiązań jest podłączenie takich osiedli do miejskiej sieci ciepłowniczej. Czasami jednak nie jest to możliwe z różnych powodów (np. ograniczeń w terenie, brakiem miejsca na węzły ciepłownicze w budynkach itp.). Często dla producenta i dystrybutora ciepła sieciowego taka inwestycja nie jest uzasadniona z ekonomicznego punktu widzenia ze względu na wyżej wymienione problemy, koszty instalacji oraz ograniczoną liczbę potencjalnych odbiorców ciepła.

Obecnie władze miast i gmin wprowadzają różne programy dofinansowań do modernizacji domowych systemów ogrzewania, głównie ukierunkowane na wykorzystanie nowoczesnych kondensacyjnych kotłów gazowych. Na rynku dostępnych jest wiele tego typu kotłów, które są produkowane przez różnych producentów. Wśród komercyjnie dostępnych kotłów brak jest obecnie jednostek kogeneracyjnych. W kilku jednostkach badawczych na świecie, w tym na Politechnice Wrocławskiej [1], prowadzone są prace badawcze i rozwojowe nad tego typu układami. Integracja gazowego kotła centralnego z jednostką prądotwórczą opiera się zwykle na jego przeprojektowaniu i przebudowie na domową kogeneracyjną mikrosiłownię pracującą zgodnie z zasadą działania klasycznych siłowni parowych. W układach tych możliwe jest wykorzystanie różnych czynników roboczych (tj. wody i czynników niskowrzących). Często, jednostka prądotwórcza oparta jest na technologii ORC tj. zmodyfikowanym obiegu klasycznej siłowni parowej z wykorzystaniem niskowrzącego czynnika roboczego. Układ ORC musi zostać w tym celu odpowiednio zaprojektowany i zminiaturyzowany, co stanowi znaczące wyzwanie naukowe i konstrukcyjne. Istotny jest prawidłowy dobór czynnika roboczego i rozprężarki do takiego układu. Dzięki małej mocy układu, oprócz mikroturbin (osiowych lub promieniowych), możliwe jest zastosowanie znacznie prostszych i tańszych rozprężarek objętościowych jak np. ekspanderów wielołopatkowych, spiralnych, śrubowych, krzywkowych, z tłokiem krążącym itp.

Implementacja domowych mikrosiłowni do rozproszonej generacji ciepła grzewczego, sanitarnego i energii elektrycznej może przyczynić się do znacznego zmniejszenia ilości niskiej jakości pieców wykorzystywanych do celów grzewczych, a tym samym do znacznego ograniczenia zanieczyszczenia powietrza na obszarach miejskich i wiejskich.

LITERATURA

- [1] KOLASIŃSKI P., BŁASIAK P., RAK J., *Experimental and Numerical Analyses on the Rotary Vane Expander Operating Conditions in a Micro Organic Rankine Cycle System*, *Energies*, 2016, Vol. 9, No. 8, 606.
- [2] QUEROL X., ALASTUEY A., RODRIGUEZ S., PLANA F., RUIZ C.A., COTS N., MASSAGUÉ G., PUIG O., *PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain*, *Atmospheric Environment*, 2001, Vol. 35, No. 36, 6407–6419.
- [3] WILLIS H.L., SCOTT W.G., *Distributed Power Generation: Planning and Evaluation*, CRC Press, Boca Raton 2000.

*zanieczyszczenia pyłowe, naturalne izotopy,
identyfikacja źródeł emisji*

Mirosław ZIMNOCH*, Lucyna SAMEK*,
Leszek FURMAN*, Katarzyna STYSZKO**,
Zbigniew GORCZYCA*, Michał GAŁKOWSKI*·***,
Kazimierz RÓŻAŃSKI*, Ewa KONDURACKA****

ZASTOSOWANIE NATURALNYCH IZOTOPÓW WĘGLA DO IDENTYFIKACJI ŹRÓDEŁ EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ PYŁOWYCH W KRAKOWIE

1. WSTĘP

W ostatnim okresie obserwuje się zwiększone zainteresowanie zagadnieniami związanymi z zanieczyszczeniem powietrza. Wynika to ze wzrostu świadomości społecznej na temat wpływu jakości powietrza na zdrowie. Kraków jest jednym z miast, które boryka się ze złą jakością powietrza, a zarazem jest miastem podejmującym pionierskie działania mające na celu jego poprawę. Mimo radykalnych decyzji polegających na wprowadzeniu całkowitego zakazu spalania paliw stałych w mieście [2], czy wymianie większości taboru komunikacji miejskiej na pojazdy elektryczne, hybrydowe lub spełniające normę Euro 6, wciąż występują w mieście okresy podwyższonych stężeń zanieczyszczeń pyłowych, przekraczające dla frakcji PM_{10} dopuszczalną wartość dobową $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [1]. Jednym z kluczowych pytań, na które wciąż nie ma jednoznacznej odpowiedzi jest ustalenie udziału różnych źródeł emisji pyłów w obserwowanych stężeniach atmosferycznych oraz jego czasowej zmienności.

Prezentowane badania pokazują przykład zastosowania naturalnych izotopów węgla do identyfikacji i określenia udziału źródeł emisji w Krakowie. Pomiarzy zostały wy-

* Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Wydział Fizyki i Informatyki Stosowanej, Al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków.

** Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Wydział Energetyki i Paliw, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków.

*** Instytut Biogeochemii im. Maxa Plancka w Jenie, Hans-Knöll Str. 10, 07745 Jena, Niemcy.

**** Uniwersytet Jagielloński, Collegium Medicum, ul. św. Anny 12, 31-008 Kraków.

konane na bazie dwóch zestawów próbek pyłów (frakcja $PM_{2,5}$) pobieranych w okresie letnim 2017 oraz zimowym 2018 w centrum Krakowa. W każdym z tych okresów zebrano po 50 dobowych próbek, które następnie zagregowano do dwóch zestawów reprezentujących okresy około tygodnia, tak aby uzyskać ilość pyłu niezbędną do wykonania analiz. W kolejnym kroku, uzyskane wyniki izotopowe zostały użyte do obliczenia udziału różnych źródeł emisji za pomocą równań bilansu izotopowo-masowego oraz założonych wartości sygnatur izotopowych poszczególnych źródeł.

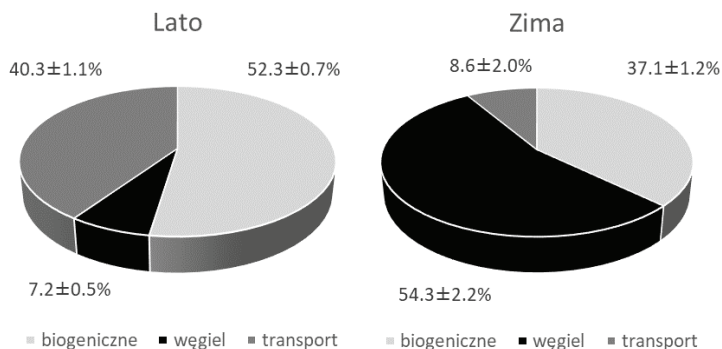
2. WYNIKI

Zestawienie okresów agregacji oraz odpowiadające im wartości średnich stężeń pyłów $PM_{2,5}$ przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Zestawienie okresów agregacji oraz odpowiadające im średnie stężenia $PM_{2,5}$ dla analizowanych próbek pyłu zawieszzonego

Kod	Okres letni	Stężenie $PM_{2,5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Kod	Okres zimowy	Stężenie $PM_{2,5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
L1	05.06–12.06.2017	16.3	Z1	03.01–10.01.2018	34.3
L2	13.06–21.06.2017	19.2	Z2	11.01–21.02.2018	34.8
L3	22.06–29.06.2017	17.0	Z3	22.01–28.01.2018	86.2
L4	30.06–07.07.2017	18.9	Z4	29.01–05.02.2018	31.1
L5	08.07–15.07.2017	20.9	Z5	06.02–14.02.2018	59.3
L6	16.07–23.07.2017	18.4	Z6	15.02–31.02.2018	45.3

Średnie wartości stężenia $PM_{2,5}$ dla próbek zagregowanych w okresie letnim oscylowały w granicach 16–21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, co odpowiada dobrej jakości powietrza, często obserwowanej o tej porze roku w Krakowie. Dla okresu zimowego zmienność stężeń jest znacznie większa, a maksymalne wartości $PM_{2,5}$ dochodzą do 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dla średniej tygodniowej (max. wartość dobową 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), co z kolei odpowiada typowym sytuacjom smogowym w mieście. Próbki zebrane w zimie 2018 reprezentują różne okresy odpowiadające zarówno lepszym warunkom aerosanitarnym, jak i typowym sytuacjom smogowym. Zastosowanie równań bilansu izotopowo-masowego pozwoliło na obliczenie udziału frakcji węglowej pyłu pochodzącego z różnych źródeł emisji (spalanie węgla kamiennego, emisje biogeniczne (w tym spalanie biomasy) oraz emisje komunikacyjne). Obliczone średnie udziały dla analizowanych dwóch okresów przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Średni udział różnych źródeł emisji we frakcji węglowej pyłów $PM_{2,5}$ dla okresu letniego 2017 i zimowego 2018 w Krakowie

W okresie letnim udział emisji związanych ze spalaniem węgla kamiennego wynosi zaledwie 7,2% i prawdopodobnie jest głównie związany ze źródłami przemysłowymi. Emisje komunikacyjne stanowią 40,3%, natomiast emisje biogeniczne 52,3%. Tak duży udział węgla pochodzenia biogenicznego może być spowodowany aktywnością biosfery emitującej lotne związki organiczne stanowiące prekursorów wtórnych aerozoli organicznych. W okresie zimowym obraz diametralnie się zmienia. Dominującym źródłem węgla w pyłach jest spalanie węgla kamiennego (54,3%). Drugim co do wielkości źródłem są emisje biogeniczne, za które zimą głównie odpowiada spalanie biomasy. Emisje komunikacyjne stanowią zaledwie 8,6%.

3. PODSUMOWANIE

Dzięki zastosowaniu znaczników izotopowych węgla możliwe było określenie udziału trzech głównych źródeł emisji we frakcji węglowej pyłu $PM_{2,5}$. Badania pokazały, że w okresie zimowym w Krakowie dominuje spalanie węgla kamiennego, podczas gdy latem główny wkład stanowią emisje biogeniczne.

Badania były finansowane ze środków Narodowego Centrum Nauki (projekt nr DEC-2016/21/B/NZ7/01747) oraz subwencji Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (projekt nr 16.16.220.842 B02).

LITERATURA

- [1] European Environment Agency, *Air quality in Europe – 2019 report*, EEA, Report No. 10/2019.
- [2] Sejmik Województwa Małopolskiego, *Uchwała w sprawie wprowadzenia na obszarze Gminy Miejskiej Kraków ograniczeń w zakresie eksploatacji instalacji, w których następuje spalanie paliw*, Nr XVIII/243/16, Dziennik Urzędowy Województwa Małopolskiego 2016, poz. 812.

Grzegorz WIELGOSIŃSKI*, Justyna CZERWIŃSKA*,
Olga SZYMAŃSKA*, Janusz BUJAK**

JEDNOCZESNE USUWANIE NO_x I DIOKSYN W PROCESIE SNCR

1. WSTĘP

Tlenki azotu zaliczane są od lat do najgroźniejszych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego. Spośród sześciu podstawowych związków tlenu i azotu istotne znaczenie mają dwa: ditlenek azotu (NO₂) oraz monotlenek azotu (NO). Źródłem ich emisji są przede wszystkim wymagające wysokich temperatur procesy spalania z dostępem powietrza. Tlenki azotu (NO_x), rozumiane jako suma NO, NO₂ i N₂O są zanieczyszczeniem którego wielkość emisji tylko w pewnym stopniu zależy od zawartości azotu w paliwie. Ich emisja w sposób bezpośredni wynika z konstrukcji instalacji oraz organizacji procesu spalania.

Polichlorowane dibenzo-p-dioksyny (PCDDs) oraz polichlorowane dibenzofurany (PCDFs), zwane potocznie dioksynami, uważane są za wyjątkowo niebezpieczne dla organizmów żywych, w tym również dla człowieka. Za główne źródło ich emisji do środowiska uważa się procesy spalania (np. spalanie odpadów), a także szereg innych procesów antropogenicznych – np. procesy chemiczne i metalurgiczne, jednak dioksyny również powstają w wielu procesach naturalnych (np. pożary lasów, wybuchy wulkanów). Dioksyny i furany powstają w każdym procesie spalania paliw stałych i ciekłych w obecności chloru, tlenu i materii organicznej w odpowiednich temperaturach.

* Politechnika Łódzka, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska, ul. Wólczańska 213, 90-924 Łódź, Polska, e-mail: grzegorz.wielgosinski@p.lodz.pl

** PROMONT Przedsiębiorstwo Projektowo-Montażowe, Bujak Sp. z o.o. Sp.k., ul. Jagiellońska 35, 85-097 Bydgoszcz, Polska.

2. METODYKA BADAŃ

Technologia niekatalitycznej selektywnej redukcji tlenków azotu (SNCR) została opracowana w Stanach Zjednoczonych w 1975 roku przez Lyona [4] i rozwinięta w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku [1–3]. Selektywna niekatalityczna redukcja tlenków azotu (SNCR) prowadzona jest w kotle energetycznym w zakresie temperatur 850–1050 °C. Polega na wprowadzeniu w tej temperaturze do komory spalania czynnika redukującego: gazowego amoniaku – NH_3 , wody amoniakalnej – $(\text{NH}_4)\text{OH}$ lub wodnego roztworu mocznika – $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$. Podstawowym problemem technologii niekatalitycznej redukcji tlenków azotu jest precyzyjne podanie reagenta w tzw. oknie temperaturowym, przy jednoczesnym równomiernym, zarówno osiowym, jak i promieniowym, rozkładzie temperatur w kotle.

W literaturze opisane jest również zjawisko inhibicji powstawania dioksyn i furanów w procesach termicznych według mechanizmu *de novo* za pomocą związków chemicznych zawierających siarkę i/lub azot [5–6]. Postanowiono więc sprawdzić działanie inhibicyjne niektórych związków chemicznych podawanych do strumienia spalin w procesie SNCR.

W pracy zostały przedstawione wyniki badań skuteczności usuwania tlenków azotu i dioksyn metodą SNCR z zastosowaniem wodnego roztworu mocznika oraz wodnego roztworu siarczanu amonu. Badania prowadzone były w spalarni odpadów medycznych w Zakładzie Unieszkodliwiania Odpadów Medycznych (ZUOM) Bydgoskiego Centrum Onkologii w ramach programu Ministerstwa Gospodarki: „Wsparcie w ramach dużego bonu”. Badane roztwory dozowano do strumienia spalin instalacji w zakresie temperatur 900–950 °C. Analizowano wpływ nadmiaru reagenta oraz temperatury na skuteczność usuwania tlenków azotu oraz redukcji emisji dioksyn i furanów. Zmiany stężenia NO_x analizowano w oparciu o system ciągłego monitoringu emisji, zaś stężenia dioksyn i furanów analizowano zgodnie z normą PN-EN-1948.

3. WYNIKI I WNIOSKI

W warunkach przeprowadzonych eksperymentów uzyskano ok. 60–65% redukcję emisji NO_x oraz ok. 60–90% redukcję emisji PCDD/Fs. Potwierdzono, że dobrą skuteczność redukcji tlenków azotu można uzyskać zarówno przy wykorzystaniu wodnych roztworów mocznika, ale także przy wykorzystaniu innych reagentów, uwalniających w wyniku termicznego rozkładu amoniak (np. siarczan amonu). Pokazano również, że dodatek do strumienia spalin związków chemicznych zawierających w cząsteczce siarkę i azot (amonowy) w temperaturze powyżej zakresu przebiegu reakcji *de novo* syntezy dioksyn i furanów (200–400 °C) wpływa inhibująco na tą syntezę, w wyniku czego ilość powstających PCDD/Fs jest znacząco mniejsza. W efekcie pracy zapropono-

nowano nową metodę jednoczesnego ograniczania emisji tlenków azotu oraz dioksyn i furanów z procesów spalania [7].

LITERATURA

- [1] ARAND J.K., MUZIO L.J., SOTTER J.G., *Urea Reduction of NOx in Combustion Effluents*, U.S. Patent, 1980, No. 4 208 386.
- [2] ARAND J.K., MUZIO L.J., TEIXEIRA D.P., *Urea reduction of NOx in fuel rich combustion effluents*, U.S. Patent, 1982, No. 4 325 924.
- [3] BROGAN T.R., *Method for reducing NOx emissions from combustion processes*, U.S. Patent, 1982, No. 4 335 084.
- [4] LYON R. K., *Method for the reduction of the concentration of NO in combustion effluents using NH₃*, U.S. Patent, 1975, No. 3 900 554.
- [5] RUOKOJÄRVI P., ASIKAINEN A., TUPPURAINEN K., RUUSKANEN J., *Chemical inhibition of PCDD/F formation in incineration processes*, *Science of the Total Environment*, 2004, 325, 83–94.
- [6] TUPPURAINEN K., HALONEN I., RUOKOJÄRVI P., TARHANEN J., RUUSKANEN J., *Formation of PCDDs and PCDFs in municipal waste incineration and its inhibition mechanism: a review*, *Chemosphere*, 1998, 36, 2025–2217.
- [7] WIELGOSIŃSKI G., BUJAK J., NAMIECIŃSKA O., *Sposób jednoczesnego usuwania tlenków azotu (NO_x) oraz polichlorowanych dibenzo-p-dioksyn i polichlorowanych dibenzofuranów (PCDD/Fs) z gazów odlotowych, w szczególności pochodzących z procesów spalania*, zgłoszenie patentowe P 432272, 2019.

*niespalony węgiel, koks ponaftowy,
koks z biomasy, lotny popiół,
oczyszczanie spalin, ochrona atmosfery*

Anna KISIELA-CZAJKA*

WYSOKOUWĘGLONE ODPADY JAKO PREKURSORY MATERIAŁÓW ADSORPCYJNYCH NA POTRZEBY USUWANIA SO₂ ZE SPALIN

1. WPROWADZENIE

Przemysł paliwowy i energetyczny należą do działań gospodarki o najbardziej szkodliwym wpływie na środowisko naturalne. Przetwarzaniu surowców energetycznych towarzyszy, obok emisji pyłów i zanieczyszczeń gazowych, produkcja odpadów, do których zaliczyć można między innymi: sadzę, niespalony węgiel z popiołu lotnego powstałego na drodze spalania/współspalania, koks wytwarzany w warunkach szybkiej pirolizy, koksik wytrącany z gazu syntezowego w procesie zgazowania fluidalnego w złożu stałym czy koks z procesów rafinacji ropy naftowej. Z punktu widzenia prawa, status odpadów wysokouwęglonych jest niejednoznaczny – brak jest ich definicji, pojęcia odzysku i sposobów unieszkodliwiania [3, 4].

Jednym z proekologicznych działań, mogącym być źródłem zysku ekonomicznego dla wytwórcy tego typu odpadów, może być zagospodarowanie ich na potrzeby produkcji węgla aktywnych [1, 2].

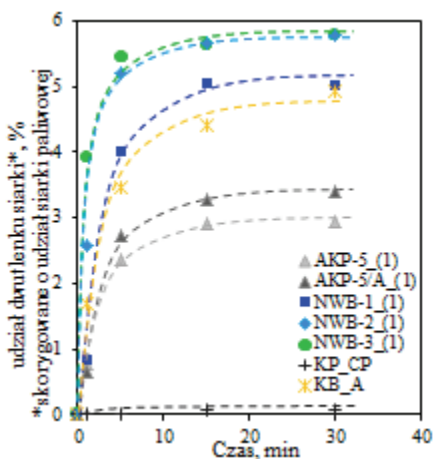
Niniejsza praca poświęcona jest ocenie możliwości zagospodarowania niespalonego węgla odzyskanego z popiołu lotnego węgla brunatnego oraz koksu z trocin drzewnych na potrzeby usuwania dwutlenku siarki ze spalin. Wyniki badań eksperymentalnych uzupełniono o opis matematyczny, z zaproponowaniem modeli: (1) kinetycznego pseudo pierwszego rzędu, (2) kinetycznego pseudo drugiego rzędu, (3) dyfuzji wewnątrzcząstkowej oraz (4) chemisorpcji na powierzchni heterogenicznej.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Mechaniczno-Energetyczny, Katedra Mechaniki, Maszyn, Urządzeń i Procesów Energetycznych, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

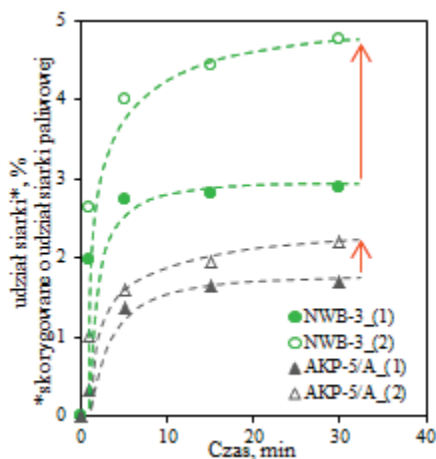
2. AKTYWNOŚĆ ADSORPCYJNA WZGLĘDEM SO₂

2.1. BADANIA EKSPERYMENTALNE

Wyniki przeprowadzonych testów adsorpcyjnych dowodzą (rys. 1 i 2), że najwyższą pojemność sorpcyjną względem SO₂ wykazują niespalone węgle z popiołu lotnego węgla brunatnego (próby NWB-1/2/3) i koks z trocin drzewnych (próba KB_A). Co interesujące, w zaprojektowanych warunkach pomiarowych, materiały te cechują się wyższą koncentracją czynnika aktywnego, aniżeli komercyjne produkty handlowe, będące przedmiotem obrotu na rynku krajowym i zagranicznym w oczyszczaniu powietrza i gazów (próby AKP-5 i AKP-5/A, formowane na bazie pyłu węgla kamiennego), oraz koks łożyskowy (próba KP_CP) – surowiec, z którego w latach 90. produkowano pierwsze handlowe węgle aktywne [4]. Należy podkreślić, że adsorpcja SO₂ nie była poprzedzona aktywacją żadnej z prób odpadów.



Rys. 1. Stężenie SO₂ w fazie stałej wobec mieszaniny SO₂ + Ar



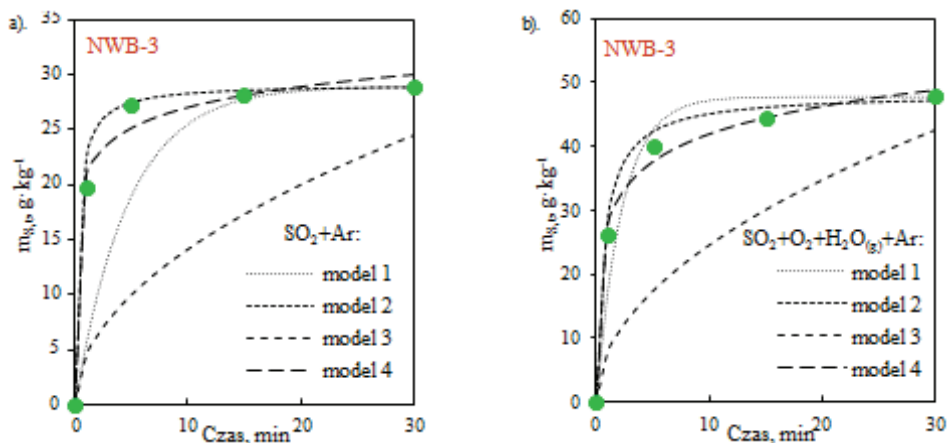
Rys. 2. Wpływ O₂ i H₂O na efektywność adsorpcji SO₂**

2.2. BADANIA MODELOWE

Modelowanie kinetyki chemicznej adsorpcji (bez względu na analizowaną próbę) wskazuje, że w przypadku atmosfery SO₂+Ar reakcja adsorpcji SO₂ jest kinetyczną reakcją drugiego rzędu (rys. 3a, tab. 1). Dane modelowe dla atmosfery SO₂ + O₂ + H₂O(g) + Ar, będąc w zgodzie z wynikami badań eksperymentalnych, dowodzą nato-

** (1) odpowiada mieszaninie SO₂ + Ar, (2) odpowiada mieszaninie SO₂ + O₂ + H₂O(g)+Ar.

miast znaczenia zjawiska chemisorpcji na powierzchni heterogenicznej w obecności tlenu i pary wodnej (rys. 3b, tab. 1).



Rys. 3. Zestawienie krzywych modelowych i eksperymentalnych dla procesu adsorpcji SO_2 wobec mieszaniny: (a) $\text{SO}_2 + \text{Ar}$, (b) $\text{SO}_2 + \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}(\text{g}) + \text{Ar}$ na przykładzie próby NWB-3

Tabela 1. Współczynnik dopasowania modeli matematycznych na przykładzie próby NWB-3***

Próba	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4
	$\text{g}^2 \cdot \text{kg}^{-2} \cdot 10^2$			
NWB-3 (1)	2,686	0,070	6,681	0,095
NWB-3 (2)	0,050	0,006	0,126	0,001

3. PODSUMOWANIE

Wykonane eksperymenty wskazują, że niespalony węgiel odzyskany z popiołu lotnego węgla brunatnego oraz koks z trocin drzewnych cechuje wyższą pojemność sorpcyjną aniżeli handlowe węgle aktywne. Co więcej, obecność O_2 i $\text{H}_2\text{O}(\text{g})$ w układzie reakcyjnym, wywiera pozytywny wpływ na ilość zaadsorbowanego SO_2 , a badania modelowe wskazują na znaczenie zjawiska chemisorpcji adsorbatu.

LITERATURA

- [1] Komunikat Komisji Rady i Parlamentu Europejskiego w sprawie: *Komunikat wyjaśniający dotyczący odpadów i produktów ubocznych*, 21.02.2007, Bruksela, KOM (2007) 59, wersja ostateczna.

*** Zdefiniowany jako suma kwadratów różnic pomiędzy ilością związanego SO_2 wyznaczoną modelowo, a tą otrzymaną eksperymentalnie (im niższa jego wartość, tym dokładniejsze dopasowanie modelu).

- [2] *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów*, Dz.U. 2014, poz. 1923.
- [3] IZQUIERDO M.T., RUBIO B., MAYORAL C., ANDRES J.M., *Low cost coal-based carbons for combined SO₂ and NO removal from exhaust gas*, *Fuel*, 2003, 82, 147–151.
- [4] KIERZEK K., KRÓL M., MACHNIKOWSKA H., GRYGLEWICZ G., MACHNIKOWSKI J., *Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle*, Wyd. Polit. Częst., 2008, 198–206.

*jakość powietrza, stan epidemiczny,
SARS-CoV-2, sieć czujnikowa*

Izabela SÓWKA*, Marcin PAWNUK*,
Piotr SZYMAŃSKI**, Marek BADURA*,
Piotr BATOG***

**ANALIZA ZMIENNOŚCI STĘŻEŃ PYŁU PM_{2,5}
NA WYBRANYCH OBSZARACH KAMPUSU
POLITECHNIKI WROCŁAWSKIEJ
PODCZAS STANU ZAGROŻENIA EPIDEMICZNEGO
ORAZ STANU EPIDEMII OGŁOSZONYCH Z POWODU
ROZPRZESTRZENIANIA SIĘ WIRUSA SARS-CoV-2**

1. WSTĘP

Głównym źródłami pyłów na terenach zurbanizowanych są m.in. zakłady przemysłowe, ruch uliczny oraz procesy spalania związane z indywidualnym ogrzewaniem mieszkań. Jak wskazuje literatura, emisja pyłów drobnych do powietrza podlega nie tylko zmienności sezonowej, ale również zmienności dobowej związanej z aktywnością i nawykami społeczności miejskich [2]. Sytuacje wpływające potencjalnie na zmiany w aktywności ludzi przebywających w miastach mogą być źródłem zmienności emisji pyłów na tych terenach. Za taką sytuację można uznać stan epidemiczny ogłoszony z powodu rozprzestrzeniania się wirusa SARS-CoV-2. Wprowadzone rządowe obostrzenia związane między innymi z przemieszczaniem się ludności można zatem uznać za potencjalnie wpływające na poziomy stężenie pyłów drobnych w miastach. Aby uzyskać odpowiednie informacje na temat przestrzennej zmienności stężeń pyłów, szczególnie w przypadku zróżnicowanych pod wieloma względami terenów

* Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

** Politechnika Wrocławska, Wydział Informatyki i Zarządzania, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

*** INSYSPOM, ul. Duńska 9, 54-427 Wrocław.

miejskich, coraz bardziej powszechnym rozwiązaniem jest stosowanie gęstych sieci niskokosztowych czujników. Przykładem takiego rozwiązania jest sieć innowacyjnych układów czujnikowych zlokalizowanych w różnych częściach Kampusu Politechniki Wrocławskiej [1, 3].

Celem pracy była analiza zmienności stężeń pyłu PM_{2,5} na wybranych obszarach kampusu Politechniki Wrocławskiej podczas ograniczonej aktywności społeczności akademickiej oraz mieszkańców Wrocławia wywołanej ogłoszeniem stanu zagrożenia oraz stanu epidemicznego w Polsce na skutek rozprzestrzeniania się wirusa SARS-CoV-2.

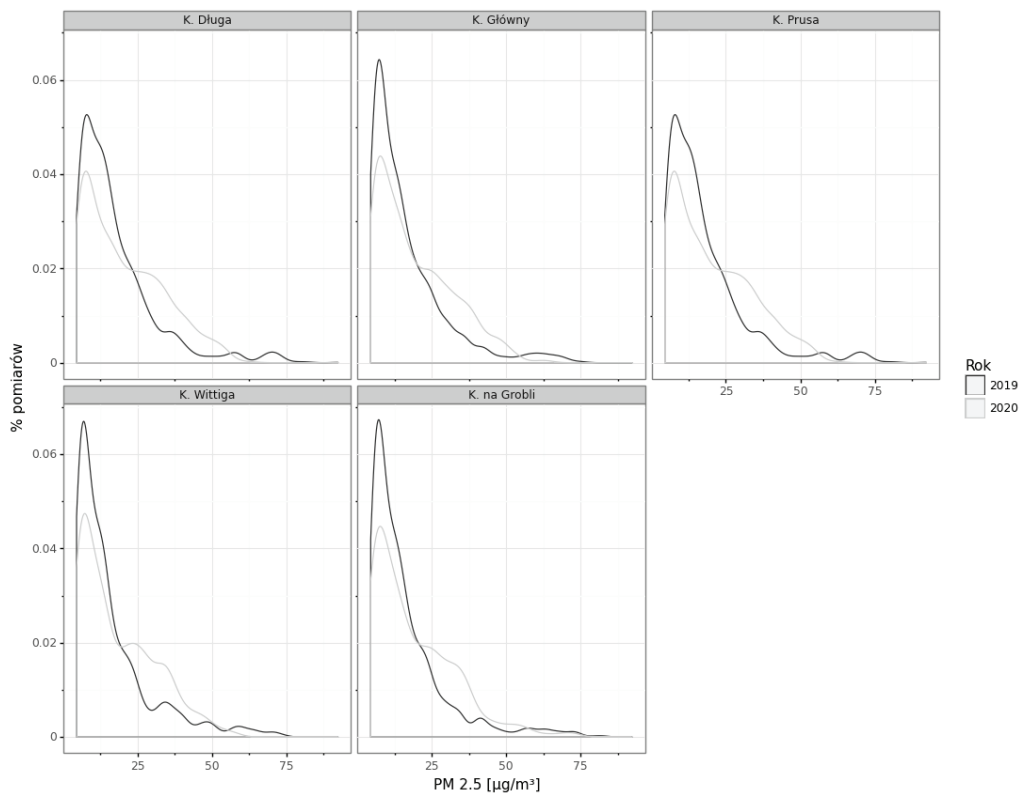
2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

W ramach pracy wykonano analizę porównawczą zmienności stężeń pyłu PM_{2,5} dla okresu 11.03–2.04.2020 r. odpowiadającego zminimalizowaniu mobilności i kontaktów społecznych na skutek wprowadzenia regulacji mających na celu ograniczenia rozprzestrzeniania się wirusa Covid-19 w Polsce oraz zmienności stężeń pyłu PM_{2,5} dla okresu 11.03–2.04.2019 r.

Wykorzystane w analizach dane pochodzą z sieci czujników zlokalizowanej na terenie kampusu Politechniki Wrocławskiej [1, 3]. Wyniki pomiarów stężeń 15-minutowych zostały uśrednione po agregacji wg czasu oraz obszarów kampusu położonych przy pl. Grunwaldzkim (kampus główny), ul. Prusa, ul. Długiej oraz ul. na Grobli. Uzyskane w ten sposób wartości zostały porównane za pomocą testu dla dwóch prób Kołmogorowa-Smirnowa, którego hipoteza zerowa zakładała, że próby były losowane z tego samego rozkładu. Dodatkowo wykonano wizualizację zmian w czasie oraz estymację gęstości za pomocą jądra gaussowskiego.

3. WSTĘPNE WYNIKI ANALIZ

Z przeprowadzonych wstępnych analiz wynika iż w wyselekcjonowanych okresach występowały istotne statystycznie różnice między rozkładami stężeń pyłu PM_{2,5} w sieci czujników na każdym z analizowanych obszarów kampusu (rys. 1). Wykonana analiza porównawcza w układzie godzinowym pozwoliła wstępnie stwierdzić, że przez większość analizowanego okresu zarejestrowane stężenia pyłu były znacznie wyższe w 2020 roku. Najwyższe stężenia zaobserwowano w godzinach nocnych, co mogło być efektem wzmożenia procesów spalania na skutek odnotowywanych niskich temperatur. W godzinach od 22 do 6 w okresie stanu zagrożenia oraz stanu epidemicznego zarejestrowano wartości stężeń średnich godzinnych wyższe o 118–137% w roku 2020 w stosunku do odnotowywanych w 2019 roku.



Rys. 1. Porównanie wyestymowanych gęstości prawdopodobieństwa (oś Y) wystąpienia danej wartości odczytu $PM_{2,5}$ (oś X) dla lat 2019 i 2020 w sieci czujników na analizowanych obszarach kampusu

LITERATURA

- [1] BADURA M., SÓWKA I., SZYMAŃSKI P., BATOG P., *Assessing the usefulness of dense sensor network of $PM_{2.5}$ monitoring on academic campus area*, Science of the Total Environment, Vol. 722, 137867.
- [2] SÓWKA I., CHLEBOWSKA-STYŚ A., PACHURKA Ł., ROGULA-KOZŁOWSKA W., MATHEWS B., *Analysis of particulate matter concentration variability and origin in selected urban areas in Poland*, Sustainability, 2019, 5735.
- [3] SÓWKA I., BADURA M., PAWNUK M., SZYMAŃSKI P., BATOG P., *The use of the GIS tools in the analysis of air quality on the selected University campus in Poland*, Archives of Environmental Protection, 2020, Vol. 46, No. 1, 100–106.

Lucyna SAMEK*, Anna TUREK-FIJAK*, Alicja SKIBA*^{**},
Przemysław FURMAN*^{**}, Katarzyna STYSZKO**,
Leszek FURMAN*, Zdzisław STĘGOWSKI*

CHARAKTERYSTYKA ZANIECZYSZCZEŃ PYŁOWYCH POWIETRZA W KRAKOWIE

1. METODYKA/OBSZAR BADAŃ

Podstawowym celem przeprowadzonych badań było określenie rodzaju oraz udziału poszczególnych źródeł emisji aerozoli atmosferycznych w imisjach obserwowanych w obszarze mieszkalnym w Krakowie. Cel ten został osiągnięty poprzez kompleksową charakterystykę fizykochemiczną frakcji PM_{2,5} pyłu zawieszonego, wspartą modelowaniem receptorowym PMF (*Positive Matrix Factorization*) [1]. Zebrano 114 próbek w okresie od 7 czerwca 2018 r. do 27 maja 2019 r. (dobowe próbki pobierano co trzeci dzień). Dla tych próbek wyznaczono stężenia następujących pierwiastków: Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Ni, Zn, Br, Rb, Sr, Pb i As z wykorzystaniem metody fluorescencji rentgenowskiej. Dla tych próbek wyznaczono stężenia następujących kationów: Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, Mg²⁺, K⁺, Ca²⁺ oraz anionów Cl⁻, Br⁻, F⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻ metodą chromatografii.

Zastosowano metodę PMF (*Positive Matrix Factorization*) do identyfikacji źródeł pochodzenia pyłu oraz ilościowego określenia ich udziału.

2. WYNIKI

Tabela 1 zawiera wartości stężeń PM_{2,5}, pierwiastków i jonów wraz z odchyleniem standardowym obliczone jako średnie dla każdego sezonu 2018/2019. Stężenia frakcji PM_{2,5} zimą są około 20% wyższe niż latem.

* Wydział Fizyki i Informatyki Stosowanej, Akademia Górniczo-Hutnicza, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków.

** Wydział Energetyki i Paliw, Akademia Górniczo-Hutnicza, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków.

Dużą zmienność sezonową pokazały Cl, K, Ti, Br, Rb, Pb, NH_4^+ , NO_3^- z wysokimi wartościami stężeń w okresie zimowym. Natomiast zaobserwowano wyższe stężenia Si, Ca, Fe, Cu w okresie letnim w porównaniu do zimowego.

Tabela 1. Stężenie $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i stężenia pierwiastków oraz jonów (ng/m^3) w Krakowie

Pierwiastek/ jon	Lato 2018	Jesień 2018	Zima 2019	Wiosna 2019	Zima/ Lato
$\text{PM}_{2,5}$	14,5 ± 4,4	14,0 ± 5,7	17,3 ± 9,2	8,6 ± 3,8	1,19
Si	300 ± 92	<LLD	249 ± 94	<LLD	0,83
P	103 ± 29	57 ± 24	120 ± 28	<LLD	1,16
S	1122 ± 340	1303 ± 580	1344 ± 660	836 ± 340	1,20
Cl	102 ± 66	669 ± 540	1393 ± 710	358 ± 300	13,69
K	130 ± 48	282 ± 120	318 ± 180	139 ± 68	2,46
Ca	56 ± 25	150 ± 64	47 ± 17	30 ± 17	0,85
Ti	7,0 ± 0,8	11 ± 7	20 ± 11	7,3 ± 3,6	2,86
V	6,95 ± 2,80	4,5 ± 1,0	10,1 ± 4,9	2,1 ± 0,3	1,45
Cr	7,51 ± 4,40	4,21 ± 1,50	10,20 ± 4,30	2,12 ± 0,90	1,36
Mn	7,65 ± 3,20	13,14 ± 8,00	10,74 ± 4,50	4,81 ± 2,20	1,40
Fe	154 ± 75	270 ± 210	94 ± 52	60 ± 37	0,61
Co	1,70 ± 0,49	2,6 ± 1,1	3,5 ± 1,8	0,94 ± 0,46	2,05
Ni	4,71 ± 2,50	2,18 ± 0,40	33 ± 40	<LLD	7,07
Cu	9,8 ± 7,5	10,4 ± 6,1	7,4 ± 4,2	1,9 ± 1,0	0,76
Zn	54 ± 32	136 ± 100	70 ± 36	31 ± 20	1,30
Br	4,31 ± 1,30	7,64 ± 3,60	12,6 ± 4,70	4,8 ± 2,30	2,92
Rb	1,11 ± 0,50	0,71 ± 0,25	2,6 ± 2,8	0,7 ± 0,2	2,33
Sr	1,15 ± 0,46	1,18 ± 0,86	2,07 ± 2,5	0,82 ± 0,76	1,79
Pb	14,1 ± 4,2	21,9 ± 12,0	22,9 ± 9,3	<LLD	1,62
NO_3^-	670 ± 280	2450 ± 1800	3320 ± 2000	2330 ± 1400	4,96
SO_4^{2-}	3050 ± 1200	3330 ± 1500	3020 ± 1700	2500 ± 1100	0,99
Cl^-	230 ± 130	680 ± 360	1440 ± 780	1290 ± 900	6,30
NH_4^+	960 ± 300	1640 ± 810	1890 ± 800	1220 ± 500	1,97
Na^+	290 ± 140	390 ± 170	410 ± 140	360 ± 130	1,40

LLD oznacza granicę wykrywalności; 19.12.2018 wysokie stężenie Ni 343 ng/m^3 .

3. WNIOSKI

Zanalizowane pierwiastki stanowią około 14% frakcji $\text{PM}_{2,5}$ latem i 20% frakcji $\text{PM}_{2,5}$ zimą. Jony siarczanowe, azotanowe i amonowe stanowią 34% i 45% frakcji $\text{PM}_{2,5}$ odpowiednio latem i zimą. Zidentyfikowano następujące źródła zanieczyszczeń powietrza: nieorganiczne aerozole wtórne, spalanie paliw stałych, pył glebowy oraz przemysł/

transport/prace budowlane. W poprzednich pracach [2, 3] zidentyfikowano podobne rodzaje źródeł. Interesujące wydaje się porównanie udziałów zidentyfikowanych źródeł we frakcji $PM_{2,5}$ w poszczególnych latach.

LITERATURA

- [1] PAATERO P., TAPPER U., *Positive Matrix Factorization: non negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values*, *Environmetrics*, 1994, Vol. 5, 111–126.
- [2] SAMEK L., STEGOWSKI Z., FURMAN L., STYSZKO K., SZRAMOWIAT K., FIEDOR J., *Quantitative assessment of $PM_{2,5}$ sources and their seasonal variation in Krakow*, *Water, Air and Soil Pollution*, 2017, Vol. 228, No. 290, 1–11.
- [3] SAMEK L., STEGOWSKI Z., STYSZKO K., FURMAN L., FIEDOR J., *Seasonal contribution of assessed sources to submicron and fine particulate matter in a Central European urban area*, *Environmental Pollution*, 2018, Vol. 241, 406–411.

Natalia ZIOŁA, Krzysztof SŁABY*

UDZIAŁ WYBRANYCH METALI I WIELOPIERŚCIENIOWYCH WĘGLOWODORÓW AROMATYCZNYCH W PYLE PM₁₀ NA TERENIE MIEJSKO-PRZEMYSŁOWYM

1. WPROWADZENIE

Corocznie w Polsce dokonywana jest ocena jakości powietrza pod kątem jego zanieczyszczenia 12 substancjami: dwutlenkiem siarki, dwutlenkiem azotu, tlenkiem węgla, benzenem i ozonem, pyłem zawieszonym PM₁₀ i PM_{2,5} oraz zanieczyszczeniami oznaczanymi w pyłe PM₁₀: ołowiem, arsenem, kadmem, niklem i benzo(a)pirenem [3]. Mimo znacznej poprawy jakości powietrza w Polsce, standardy jakości powietrza nadal nie są dotrzymywane. W ostatnich latach przekroczenia poziomów dopuszczalnych pyłu drobnego PM₁₀ i PM_{2,5} występowały na większości obszaru Europy. Obszary z największymi przekroczeniami poziomów dopuszczalnych pyłu PM₁₀ obejmowały m.in. obszar południowo-zachodniej Polski [1], [2].

W związku z występującymi uciążliwościami powodowanymi przez instalacje przemysłowe na terenie miasta, w roku 2019 rozpoczęto badania stężeń i składu chemicznego PM₁₀ w obszarze sąsiadującym ze strefą przemysłową.

2. METODYKA

Pomiary stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ prowadzono w punkcie pomiarowym zlokalizowanym na terenie Stadionu Miejskiego w Skawinie (ul. A. Mickiewicza 27, 32-050 Skawina). Do poboru dobowych próbek PM₁₀ wykorzystano pobornik niskoprzepływowi μ PNS LVS16 (MCZ). Wybrane metale (arsen (As), kadm (Cd), kobalt

Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

(Co), chrom (Cr), miedź (Cu), nikiel (Ni), ołów (Pb), cynk (Zn), glin (Al) i wanad (V) w próbkach składanych (7 dni) pyłu PM₁₀ oznaczono metodą ICP-MS. Do tego celu wykorzystano spektrometr ICP-MS Elan 6100 DRC-e Perkin Elmer. Glin (Al) oznaczano na spektrometrze ICP-OES firmy Perkin Elmer AVIO 200. Do analizy WWA (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne), takich jak: naftalen (Na), acenaftylen (Acy), acenaften (Ace), fluoren (Fl), fenantren (Phen), antracen (An), fluoranten (Fluo), piren (Pyr), benzo(a)antracen (B(a)A), chryzen (Chry), benzo(b)fluoranten (B(b)F), benzo(k)fluoranten (B(k)F), benzo(a)piren (B(a)P), indeno(1,2,3-cd)piren (I(cd)P), dibenzo(a,h)antracen (D(ah)A), benzo(g,h,i)terylen (B(ghi)P, w próbkach PM₁₀ wykorzystano chromatograf gazowy z detektorem masowym (Shimadzu GCMS-QP2010 plus).

3. WYNIKI

W tabeli 1 przedstawiono statystyki podstawowe dla średnich dobowych stężeń pyłu zawieszonego PM₁₀, benzo(a)pirenu, Al oraz Zn mierzonych w punkcie pomiarowym na terenie miasta Skawina w okresie 23.02–31.12.2019.

Tabela 1. Zestawienie pomiarów stężeń dobowych PM₁₀, benzo(a)pirenu, glinu i cynku (ng·m⁻³) w Skawinie (23.02–31.12.2019)

Wyszczególnienie		Cały okres (23.02–31.12.2019)	Sezon grzewczy (23.02–31.03.2019 i 01.10-30.12.2019)	Sezon niegrzewczy (01.04- 30.09.2019)
1		2	3	4
Średnia stężenia	PM ₁₀	42,28	52,68	34,97
	benzo(a)piren	4,26	8,11	1,70
	Al	425,57	399,01	443,28
	Zn	39,49	52,98	30,49
Odchylenie standardowe	PM ₁₀	29,66	34,70	22,96
	benzo(a)piren	4,36	4,63	1,06
	Al	198,45	114,59	239,27
	Zn	23,87	20,94	21,62
Min	PM ₁₀	4,03	4,03	7,49
	benzo(a)piren	1,00	2,61	1,00
	Al	152,74	170,10	152,74
	Zn	12,29	18,15	12,29
Max	PM ₁₀	214,59	214,59	109,84
	benzo(a)piren	16,80	16,80	5,07
	Al	998,06	561,14	998,06
	Zn	114,50	107,97	114,50

1		2	3	4
Mediana	PM ₁₀	32,25	43,54	25,42
	benzo(a)piren	1,98	7,26	1,35
	Al	377,99	409,12	349,95
	Zn	27,32	52,07	23,68
Liczba przekroczeń wartości dopuszczalnej	PM ₁₀	85	51	34

4. WNIOSKI

Stężenia PM₁₀ wykazywały wyraźną zmienność sezonową (tab. 1). W całym okresie pomiarowym odnotowano 85 przypadków przekroczeń wartości dopuszczalnej dla średniego dobowego stężenia PM₁₀. Badania składu chemicznego wykazały obecność wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych pochodzących z niepełnego spalania paliw kopalnych i innych substancji w źródłach komunalnych i w procesach przemysłowych. Analiza składu pierwiastkowego sugerowała wzbogacenie pyłu PM₁₀ substancjami pochodzącymi z przetwórstwa aluminium (Al, Zn), w związku z wysokimi i porównywalnymi w obu sezonach stężeniami glinu.

Autorzy składają podziękowania za współfinansowanie projektu przez Urząd Miasta i Gminy w Skawinie.

LITERATURA

- [1] *Air quality in Europe – 2018 report* No. 12/2018, European Environment Agency, ISBN 978-92-9213-989-6, ISSN 1977-8449, DOI: 10.2800/777411.
- [2] *Air Quality in Europe – 2019 report*. EEA Report No. 10/2019, ISSN 1977-8449, Luxembourg Publications Office of the European Union.
- [3] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. *Prawo ochrony środowiska*, Dz. U. z 2013 r. poz. 1232, z późn. zm.

*pył zawieszony, węgiel elementarny,
węgiel organiczny, aerozol wtórny,
południowa Polska*

Barbara BŁASZCZAK*, Barbara MATHEWS*

CHARAKTERYSTYKA MATERII WĘGLOWEJ W AEROZOLU Z WYBRANYCH OBSZARÓW MIEJSKICH I POZAMIEJSKICH POŁUDNIOWEJ POLSKI

1. WPROWADZENIE

Pomimo znacznego ograniczenia emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych ze źródeł przemysłowych i energetycznych, Polska pozostaje obszarem, na którym wartości dopuszczalne dla pyłu $PM_{2,5}$ i PM_{10} są nadal przekraczane [3]. Stacje pomiarowe w kraju wyróżniają się na tle europejskich wysokim udziałem TC (węgiel całkowity) w pyłe zawieszonym (PM), zwłaszcza w sezonie jesienno-zimowym [1]. Celem pracy było porównanie stężeń aerozolu węglowego z wybranych stacji pomiarowych w Polsce południowej – jednego z najbardziej zanieczyszczonych regionów w Europie, jeżeli chodzi o jakość powietrza.

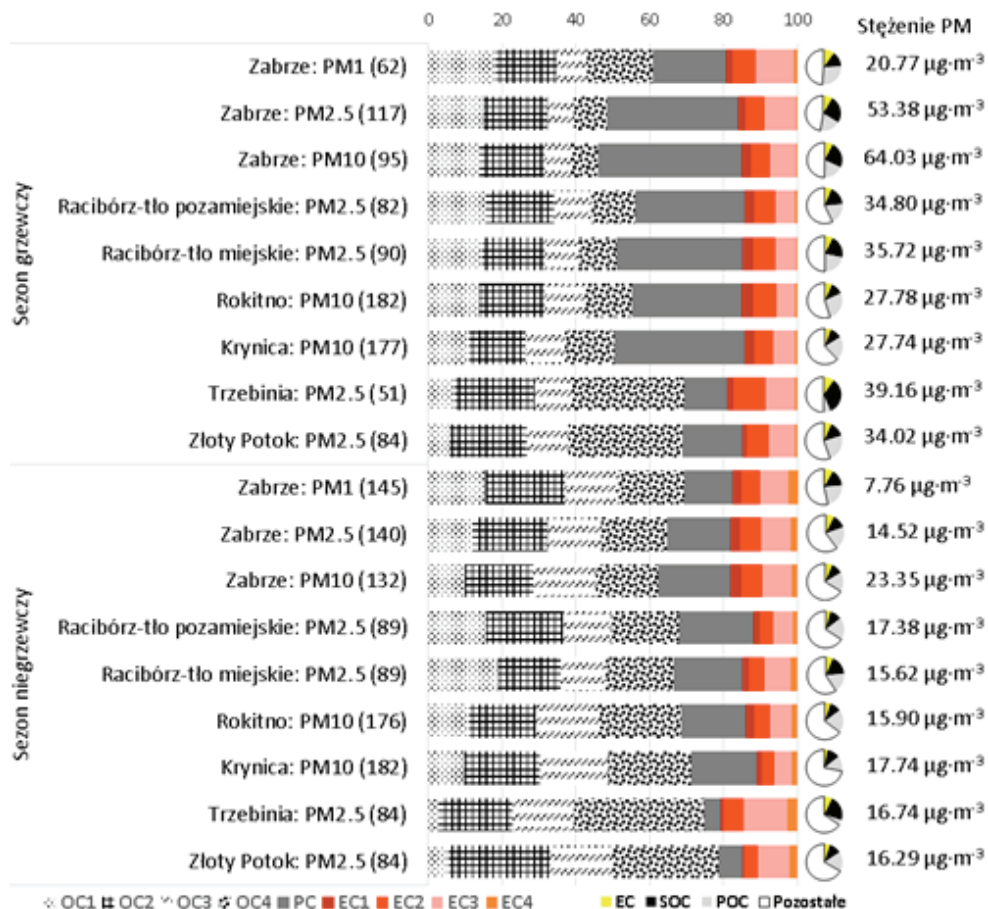
2. METODYKA

Próbki PM ze stacji tła miejskiego (Zabrze, Racibórz, Trzebinia) i pozamiejskiego (Racibórz, Rokitno, Krynica, Żłoty Potok) analizowano na zawartość węgla organicznego (OC) i elementarnego (EC) (metoda termiczno-optyczna, protokół „eusaar_2”). Wyznaczono stężenie poszczególnych frakcji OC (OC1÷OC4, PC) i EC (EC1÷EC4), które wyrażają ilość OC i EC, uwolnioną z próbki w trakcie jej ogrzewania w strumieniu helu (OC) i atmosferze helowo-tlenowej (EC), przy zadanych krokach temperaturowych [6]. Ponieważ ww. frakcje stanowią tzw. odciski palca źródeł emisji (ang. *fingerprint*), były one często wykorzystywane w badaniach dotyczących analizy źró-

* Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

deł pochodzenia drobnego pyłu zawieszzonego, np. [6]. Zawartość wtórnego (SOC) i pierwotnego węgla organicznego (POC) oszacowano wg metodologii przedstawionej m.in. w pracach [2, 5].

3. WYNIKI I DYSKUSJA



Rys. 1. Udział poszczególnych frakcji OC i EC w całkowitym stężeniu TC, z zaznaczeniem stężenia PM oraz udziału EC, SOC i POC w PM (liczby w nawiasach okrągłych oznaczają ilość próbek PM w okresie pomiarowym)

Udział frakcji temperaturowych OC i EC w TC i PM wykazywał wyraźne wahania przestrzenne i sezonowe (rys. 1), co świadczy o zmienności struktury emisyjnej na badanych obszarach. W przypadku OC, dominował węgiel pirolityczny (PC), z wyjątkiem

Trzebini i Złotego Potoku, charakteryzujących się wysokim udziałem OC₂÷OC₄. Spośród frakcji EC, najwyższy udział w TC wykazywał EC₃, zwłaszcza na stanowiskach miejskich. Generalnie w sezonie grzewczym materia węglowa stanowiła na ogół ~50% masy PM, a stężenia PM były ~2–4-krotnie wyższe niż w sezonie niegrzewczym, co stwarza istotne zagrożenie dla mieszkańców analizowanych obszarów [3]. Najwyższe udziały EC i POC w TC notowano w najdrobniejszych cząstkach (Zabrze, PM₁) (rys. 1), co sugeruje rolę komunikacyjnych źródeł emisji w zanieczyszczeniu powietrza PM [4]. Wysoka zawartość POC w PM ze stacji tła pozamiejskiego wskazuje na spalanie biomasy jako źródło OC [1]. Udział SOC był najwyższy w PM_{2,5} z Trzebini, zlokalizowanej w wysoko uprzemysłowionym i zurbanizowanym obszarze.

Praca finansowana była w ramach badań statutowych nr 1a-119/2018 pt. *Czasowa i przestrzenna zmienność składu chemicznego aerozoli atmosferycznych jako narzędzie oceny efektów wdrażania programów ochrony powietrza w Polsce*, realizowanych przez Zakład Ochrony Powietrza IPIŚ PAN, oraz w ramach projektu badawczego H2020 nr 654109 *Aerosols, Clouds, and Trace gases Research Infrastructure (ACTRIS-2)*.

LITERATURA

- [1] BŁASZCZAK B., ROGULA-KOZŁOWSKA W., MATHEWS B., JUDA-REZLER K., KLEJNOWSKI K., ROGULA-KOPIEC P., *Chemical Compositions of PM_{2,5} at Two Non-Urban Sites from the Polluted Region in Europe*, *Aerosol and Air Quality Research*, 2016, Vol. 16, 2333–2348.
- [2] CASTRO L.M., PIO C.A., HARRISON R.M., SMITH D.J.T., *Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations*, *Atmospheric Environment*, 1999, Vol. 33, 2771–2781.
- [3] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, *Air quality in Europe – 2019 report*, EEA Report No. 10/2019, Publication office of the European Union: Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-9480-088-6.
- [4] MANCILLA Y., HERCKES P., FRASER M.P., MENDOZA A., *Secondary organic aerosol contributions to PM_{2,5} in Monterrey, Mexico: Temporal and seasonal variation*, *Atmospheric Research*, 2015, Vol. 153, 348–359.
- [5] PIO C., CERQUEIRA M., HARRISON R.M., NUNES T., MIRANTE F., ALVES C., OLIVEIRA C., DE LA CAMPA A.S., ARTIÑANO B., MATOS M., *OC/EC ratio observations in Europe: Rethinking the approach for apportionment between primary and secondary organic carbon*, *Atmospheric Environment*, 2011, Vol. 45, 6121–6132.
- [6] DOS SANTOS D.A.M., BRITO J.F., GODOY J.M., ARTAXO P., *Ambient concentrations and insights on organic and elemental carbon dynamics in São Paulo, Brazil*, *Atmospheric Environment*, 2016, Vol. 144, 226–233.

*jakość powietrza, powietrze zewnętrzne,
pył zawieszony, uzdrowisko*

Dominik KOBUS*, Beata MERENDA**, Izabela SÓWKA**,
Anna CHLEBOWSKA-STYŚ**, Alicja WRONISZEWSKA**

JAKOŚĆ POWIETRZA ZEWNĘTRZNEGO JAKO WARUNEK EFEKTYWNEGO LECZNICTWA UZDROWISKOWEGO NA PRZYKŁADZIE WYBRANYCH POLSKICH UZDROWISK

1. WSTĘP

Problem niedostatecznej jakości powietrza w Polsce dotyczy również części obszarów objętych ochroną uzdrowiskową [1], które powinny wykazywać się wysokim poziomem jakości środowiska, a w szczególności jakości powietrza [3]. Zatem poprawa jakości powietrza, w tym szczególnie na terenie uzdrowisk, powinna odgrywać kluczowe znaczenie w krajowej strategii redukcji zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego. W trakcie leczenia uzdrowiskowego pacjenci realizują programy lecznicze [2], wykonywane wewnątrz obiektów bazy uzdrowiskowej, a czas „wolny” z reguły spędzają w uzdrowisku – na zewnątrz. Procentowy rozkład czasu przebywania kuracjuszy wewnątrz i na zewnątrz, jest indywidualny i zależy m.in. od: czasu trwania realizowanych zabiegów, snu, posiłków czy pory roku.

Celem pracy była analiza głównych czynników kształtujących stan powietrza, zwłaszcza w okresie występowania epizodów, oraz jego charakterystyka w wybranych miejscowościach uzdrowiskowych w ostatnich kilku latach, wykonana na podstawie pomiarów stężeń pyłu zawieszzonego PM₁₀, w aspekcie jego znaczenia dla wybranych uzdrowisk i lecznictwa uzdrowiskowego.

* inFAIR, www.infair.eu

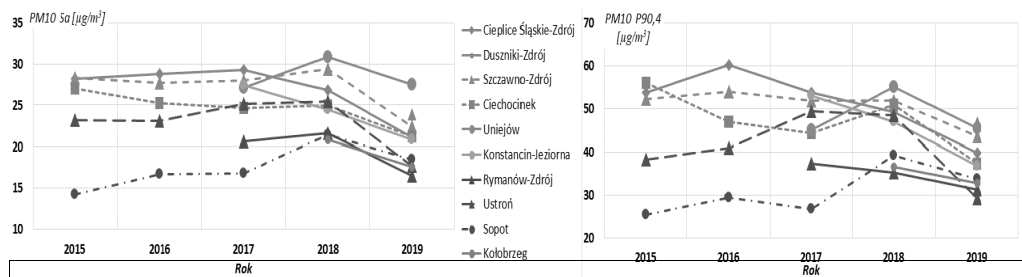
** Politechnika Wrocławska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

2. METODYKA BADAŃ

W pracy odniesiono się do pomiarów jakości powietrza atmosferycznego, prowadzonych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) przeprowadzonych w latach 2015–2019. Na obszarach polskich uzdrowisk aktualnie funkcjonuje łącznie ok. 25 stacji pomiarowych. Badania na wybranych stacjach pomiarowych wykonywane są w długoletnich okresach, co pozwala m.in. na ocenę zmienności poziomów zanieczyszczeń w czasie. Ponadto, funkcjonują również stacje mobilne, prowadzące pomiary w celu rozpoznania problemu jakości powietrza na określonym obszarze. W ramach zrealizowanych analiz wykorzystano dostępne dane z wybranych podgórskich uzdrowisk dolnośląskich (Cieplice Śląskie-Zdrój, Szczawno-Zdrój oraz Duszniki-Zdrój), a także innych uzdrowisk typu: nizinnych (Ciechocinek, Uniejów, Konstancin-Jeziorna), nadmorskich (Sopot i Kołobrzeg) oraz podgórskich (Rymanów-Zdrój, Ustroń). Przeanalizowano kilkuletnią zmienność częstości oraz intensywności występowania epizodów wysokich stężeń pyłu PM_{10} , przy założeniu średnich 24-godzinnych stężeń progowych epizodu ($75 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a także poziomu informowania ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz alarmowego ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Przeprowadzono analizę porównawczą sytuacji dla różnych uzdrowisk, a także względem wybranych obszarów poza miejscowościami uzdrowiskowymi. Na potrzeby analizy przyczyn i przebiegu epizodów wysokich stężeń pyłu wykorzystano dostępne informacje dotyczące warunków meteorologicznych, pochodzące ze stacji synoptycznych oraz sondaży aerologicznych.

3. PRZYKŁADOWE WYNIKI ANALIZ

Przeprowadzone analizy wykazały, iż na obszarze badanych uzdrowisk nie wystąpiło przekroczenie wartości stężenia średniego rocznego (S_a) (rys. 1). Nie zaobserwowano również wyraźnego trendu w odniesieniu do tego wskaźnika. Na obszarze większości uzdrowisk najwyższe wartości S_a wystąpiły w 2018 r. Podobną zależność zaobserwowano w przypadku percentyla 90,4, który jest związany z dotrzymaniem normy określonej dla stężeń średnich dobowych (pozwala on na częściową kompensację potencjalnych błędów spowodowanych niekompletnością serii pomiarowych).

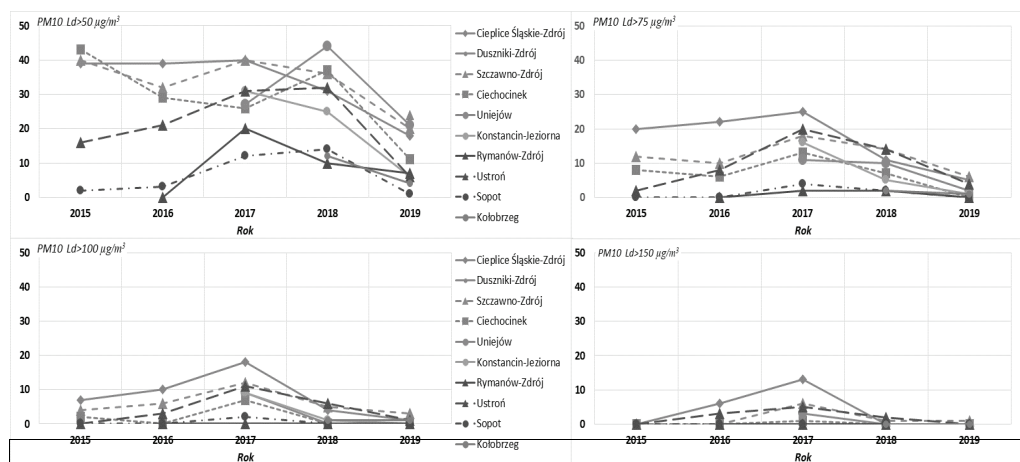


Rys. 1. Stężenia średnioroczne (S_a) oraz percentyl 90,4 dla badanych uzdrowisk w latach 2015–2019

W bezpośrednim porównaniu liczby dni z przekroczeniem poziomu dopuszczalnego ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) – rysunek 2 – również można zaobserwować stosunkowo duże wartości stężeń w roku 2018, zwłaszcza na obszarze Uniejowa i Ciecchocinka.

Przy podniesieniu progu zliczania dni, zauważalne jest znaczące zwiększenie (dla analizowanego okresu) wartości stężeń w roku 2017, w którym miały miejsce stosunkowo długie epizody wysokich stężeń pyłu na większości obszaru kraju.

W kontekście jakości powietrza, spośród uwzględnionych uzdrowisk wyróżniają się uzdrowiska podgórskie, w tym: Cieplice Śląskie-Zdrój, Szczawno czy Ustroń, w których przekroczenie progu epizodu, poziomu informowania lub alarmowego występowało najczęściej. Porównując ten obraz z sytuacją w roku 2017 w wybranych aglomeracjach miejskich, można stwierdzić, iż np. przekroczenie progu informowania występowało w wymienionych uzdrowiskach częściej, niż w przypadku stacji tła miejskiego z najwyższymi stężeniami w aglomeracji wrocławskiej i aglomeracji trójmiejskiej, a także porównywalnie, jak w aglomeracji warszawskiej (przy czym w Cieplicach Śląskich wartość wskaźnika jest wyższa).



Rys. 2. Liczby dni z przekroczeniem poziomu dopuszczalnego dla PM_{10} (dla $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla badanych uzdrowisk w latach 2015–2019

LITERATURA

- [1] *Raport problemowy na temat jakości powietrza w uzdrowiskach w Polsce w roku 2018*, GIOŚ, Warszawa 2019.
- [2] *Raport końcowy Zespołu do spraw opracowania koncepcji zmian w zakresie systemu lecznictwa uzdrowiskowego*, Warszawa 11 XII 2017 (Zespół powołany zarządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 22 listopada 2016 roku).
- [3] Ustawa z dnia 28 lipca 2005 r. o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz gminach uzdrowiskowych (Dz.U. 2005 Nr 167, poz. 1399 z późn. zm.).

*transport drogowy, reorganizacja ruchu,
redukcja emisji zanieczyszczeń,
jakość powietrza, modelowanie dyspersji,
model OSPM, kanion uliczny*

Marek BOGACKI*, Robert OLENIACZ*, Mateusz RZESZUTEK*,
Paulina BŹDZIUCH*, Adriana SZULECKA*, Tomasz GORZELNIK*

OCENA WPŁYWU ZMIAN W ORGANIZACJI RUCHU NA JAKOŚĆ POWIETRZA NA PRZYKŁADZIE KANIONU ULICZNEGO

1. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Jednym z elementów strategii minimalizacji wpływu emisji z transportu drogowego na jakość powietrza jest wprowadzanie takich zmian w organizacji ruchu, które powodują zmniejszenie emisji zanieczyszczeń do powietrza. Praca przedstawia wyniki oceny redukcji wielkości emisji wybranych substancji zanieczyszczających (PM_{10} , $PM_{2,5}$ i NO_x) i wpływu tej redukcji na zmniejszenie ich stężeń w powietrzu dla przyjętych scenariuszy zmian organizacji ruchu w jednym z kanionów ulicznych w Krakowie. Obiektem badań był kanion dwujezdniowy (po trzy pasy ruchu w każdą stronę, w tym bus-pas) o szerokości 36 m zlokalizowany w ciągu al. 29 Listopada, jednej z bardziej ruchliwych arterii komunikacyjnych w Krakowie, stanowiącej trasę wyłotową na Kielce i Warszawę.

Ocenie poddano trzy scenariusze zmian w organizacji ruchu: zawężenie przekroju ulicy poprzez likwidację jednego pasa ruchu w każdą stronę (wariant $w1$), ograniczenie prędkości dopuszczalnej z 70 km/h do 50 km/h (wariant $w2$) i dopuszczenie do poruszania się zwykłymi pasami wyłącznie samochodów osobowych i dostawczych spełniających normę emisji spalin Euro 4 lub wyższą (wariant $w3$). Jako wariant odniesienia przyjęto scenariusz bazowy, opisujący rzeczywiste natężenie ruchu pojazdów poruszających się w rozpatrywanym kanionie w roku 2017 w oparciu o prowadzone pomiary ciągłe (wariant $w0$). Przy oszacowaniu czasowej zmienności natężenia

* AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, Kraków.

i prędkości ruchu dla wariantów $w1$ – $w3$ wykorzystano dane z Krakowskiego Modelu Ruchu [7] zaktualizowanego dla roku 2017 (tabela 1). Uzyskane profile natężenia ruchu posłużyły do wyznaczenia zmienności średniej godzinowej prędkości pojazdów w okresie doby oraz sumarycznej godzinowej emisji zanieczyszczeń z uwzględnieniem struktury pojazdów charakterystycznej dla obszaru miasta Krakowa (z wagą 0,75) i pozostałych gmin województwa małopolskiego (z wagą 0,25), przyjętej w oparciu o dane pozyskane z bazy CEPIK [5].

Tabela 1. Natężenie ruchu i średnia prędkość pojazdów w poszczególnych analizowanych wariantach

Parametr	Jednostka	Wariant $w0$	Wariant $w1$	Wariant $w2$	Wariant $w3$
Całkowite roczne oraz średnie dobowe natężenie ruchu	poj./rok	19 489 432	16 543 948	16 543 980	10 753 984
	poj./dobę	53 396	45 326	45 326	29 463
Średnia prędkość pojazdów	km/h	37	32	31	37

Emisja zanieczyszczeń ze spalania paliwa i emisja pyłu ze ścierania opon, hamulców i jezdni (tzw. emisja z pojazdów) została określona zgodnie z metodyką CORINAIR [3] przy pomocy oprogramowania COPERT 5.2 [4], natomiast emisja wtórna pyłu z jezdni – zgodnie z wytycznymi U.S. EPA [8], z uwzględnieniem warunków meteorologicznych występujących w roku 2017. Obliczenia stężeń zanieczyszczeń w powietrzu przeprowadzono w skrajnych punktach poprzecznego przekroju kanionu na wysokości 1,5 m n.p.t. z wykorzystaniem mikroskalowego modelu dyspersji OSPM [1, 2].

2. WYNIKI BADAŃ

Wyniki obliczeń średniej emisji rocznej z transportu drogowego pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ (z uwzględnieniem emisji z pojazdów i emisji wtórnej z jezdni) oraz tlenków azotu (NO_x) uzyskanych dla analizowanego kanionu dla poszczególnych wariantów przedstawiono w tabeli 2. Natomiast w tabeli 3 zestawiono analogiczne wyniki modelowania średnich dla okresu roku wartości ich stężeń w tym kanionie.

Tabela 2. Emisje średnie rozpatrywanych zanieczyszczeń obliczone dla poszczególnych wariantów

Wariant	Emisja PM_{10} [g/km/h]			Emisja $PM_{2,5}$ [g/km/h]			Emisja NO_x [g/km/h]		
	z pojazdów	wtórna z jezdni	całkowita	z pojazdów	wtórna z jezdni	całkowita	NO	NO ₂	NO _x (NO ₂)
$w0$	119,83	83,98	203,81	86,64	33,86	120,50	1249,46	281,61	2197,45
$w1$	104,12	71,05	175,17	75,67	28,65	104,32	1112,81	252,71	1959,02
$w2$	104,58	71,05	175,63	76,07	28,65	104,72	1122,03	255,08	1975,53
$w3$	65,48	46,34	111,82	45,51	18,69	64,20	691,99	205,69	1266,75

Jak wynika z tabeli 2, przewidywana redukcja emisji rozpatrywanych substancji dla wariantów $w1$ i $w2$ (w stosunku do wariantu $w0$) w analizowanym kanionie jest bardzo podobna i wynosi ok. 13–14% w przypadku pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz ok. 9–11% w przypadku NO_x . Zdecydowanie większą redukcją emisji zanieczyszczeń cechuje się wariant $w3$, w przypadku którego prognozowany poziom zmniejszenia emisji pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ jest już rzędu 45–47%, a sumy NO_x rzędu 42%. Dla wariantu $w3$ przewidywana jest także największa względna redukcja stężeń w powietrzu PM_{10} , $PM_{2,5}$ i sumy NO_x (tabela 3), która w porównaniu z wariantem bazowym $w0$ wynosi odpowiednio: 38, 40 i 36% (bez uwzględniania tła).

Tabela 3. Wyniki modelowania średnich dla okresu roku wartości stężeń rozpatrywanych zanieczyszczeń w powietrzu w kanionie dla poszczególnych wariantów i źródeł emisji (bez uwzględniania tła)

Wariant	Stężenie PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			Stężenie $PM_{2,5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			Stężenie NO_x [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		
	emisja z pojazdów	emisja wtórna z jezdni	emisja całkowita	emisja z pojazdów	emisja wtórna z jezdni	emisja całkowita	NO	NO ₂	NO _x (NO ₂)
$w0$	7,10	5,14	12,24	5,13	2,05	7,18	73,51	16,80	129,52
$w1$	6,69	4,73	11,42	4,85	1,88	6,73	70,60	16,69	124,94
$w2$	6,76	4,75	11,51	4,90	1,89	6,79	71,63	16,79	126,63
$w3$	4,35	3,19	7,54	3,02	1,27	4,29	45,47	13,53	83,25

Po uwzględnieniu średniego tła poszczególnych substancji w powietrzu przyjętego dla roku 2017 zgodnie z metodyką opisaną w [6], spodziewany stopień zmniejszenia stężeń w powietrzu w tym kanionie w przypadku wdrożenia wariantu $w3$ wynosi: ok. 8–9% w przypadku pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz ok. 24% w przypadku sumy NO_x . Z uwagi na zbyt małą prognozowaną redukcję emisji i stężeń zanieczyszczeń w powietrzu warianty reorganizacji ruchu $w1$ i $w2$, skutkujące zmniejszeniem średniego natężenia i prędkości ruchu o kilkanaście procent, nie są zalecane do wprowadzenia.

LITERATURA

- [1] BERKOWICZ R., *OSPM – A parameterised street pollution model*, Environmental Monitoring and Assessment, 2000, Vol. 65, 323–331.
- [2] BERKOWICZ R., KETZEL M., JENSEN S.S., HVIDBERG M., RAASCHOU-NIELSEN O., *Evaluation and application of OSPM for traffic pollution assessment for a large number of street locations*, Environmental Modelling and Software, 2008, Vol. 23, 296–303.
- [3] EEA, *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016*, EEA Report No 21/2016, <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>
- [4] EMISIA S.A., *EMISIA Conscious of Transport's Impact*, 2008, <https://www.emisia.com/>
- [5] Ministerstwo Cyfryzacji, *Centralna Ewidencja Pojazdów i Kierowców*, <http://www.cepik.gov.pl/>

- [6] RZESZUTEK M., BOGACKI M., BŹDZIUCH P., SZULECKA A., *Improvement assessment of the OSPM model performance by considering the secondary road dust emissions*, Transportation Research Part D: Transport and Environment, 2019, Vol. 68, 137–149.
- [7] SZARATA A., KULPA T., KUCHARSKI R., PYZIK M., DRABICKI A., BANET K., *Krakowski Model Ruchu*, Urząd Miasta Krakowa, <http://knsk.org/2015/01/krakowski-model-ruchu-2014/>.
- [8] U.S. EPA, *Emission factor documentation for AP-42*, Section 13.2.1, Paved Roads, January 2011, <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/bgdocs/b13s0201.pdf>

*sieć monitoringu, czujniki niskokosztowe,
aglomeracja trójmiejska, pył PM₁₀*

Bartosz SZULCZYŃSKI*
Jacek GĘBICKI*

LOKALNA SIEĆ TANICH MATRYC CZUJNIKOWYCH DO MONITOROWANIA ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA AGLOMERACJI TRÓJMIEJSKIEJ

1. MONITORING JAKOŚCI POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO

W aglomeracjach o dużej gęstości zaludnienia wymagane jest, aby w sposób stały, obiektywny oraz z odpowiednią ilością punktów pomiarowych prowadzić monitoring jakości powietrza. Unia Europejska ustanowiła wymagania co do dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym i zobowiązała kraje członkowskie do podejmowania skutecznych działań w razie przekraczania dopuszczalnych wartości. Podstawą określenia działań mających na celu redukcję poziomu zanieczyszczeń powietrza jest prowadzenie monitoringu jakości powietrza. W ten sposób ustawodawstwo prawne narzuca konieczność obiektywnego pomiaru stężenia zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Zastosowanie odpowiedniej ilości analizatorów automatycznych spełniających wymogi metody odniesienia wiąże się z wysokimi kosztami prowadzenia takiego monitoringu. Jednym z alternatywnych rozwiązań może być zastosowanie niskokosztowych czujników chemicznych w postaci matryc czujnikowych do oznaczania takich zanieczyszczeń jak NO_x (NO i NO₂), lotne związki organiczne (LZO) oraz pył zawieszony PM₁₀/PM_{2,5}. Użycie takich narzędzi jak matryce czujnikowe byłoby wsparciem obecnie istniejącej sieci monitoringu w Aglomeracji Trójmiejskiej, a poprzez dodatkowe pomiary wskaźnikowe możliwe byłoby informowanie lokalnych społeczności o możliwości pojawienia się takich niekorzystnych zjawisk, jak: smog fotochemiczny, smog kwa-

* Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Inżynierii Procesowej i Technologii Chemicznej, ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk.

śny czy lokalne przekroczenia alarmowych poziomów zanieczyszczeń powietrza. Z analizy danych literaturowych wynika, że rynek nie oferuje rozwiązań o takim zintegrowaniu i stopniu użyteczności [1–3]. Dostępne na rynku czujniki chemiczne charakteryzują się zróżnicowanymi parametrami metrologicznymi i jakością uzyskiwanych wyników, dopiero ich odpowiednie skonfigurowanie może zapewnić użyteczne narzędzie analityczne.

Zaproponowane rozwiązanie wpisuje się w strategię Regionalnego Programu Strategicznego w zakresie dbałości o jakość środowiska w województwie pomorskim. Ponadto wdrożenie matryc czujnikowych jako narzędzi wskaźnikowych do monitoringu jakości powietrza na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej, mogłoby w przyszłości przyczynić się do wprowadzenia do praktyki takich rozwiązań w innych gminach i powiatach województwa pomorskiego, gdzie nie są prowadzone pomiary i brak jest informacji o poziomie stężeń komponentów zanieczyszczających powietrze, a w przyszłości również w innych regionach kraju.

2. PRZEBIEG BADAŃ I WNIOSKI

W pracy przedstawiono wykorzystanie matryc czujnikowych zbudowanych z czujników NO_x , LZO, PM_{10} jako potencjalnych narzędzi wskaźnikowych do monitoringu jakości powietrza na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej. W okresie od marca do sierpnia 2019 r. przeprowadzono testy porównawcze z metodami odniesienia w celu określenia jakości uzyskiwanych wyników pomiarowych. Na podstawie przeprowadzonych testów porównawczych zaobserwowano:

- a) że wszystkie czujniki charakteryzują się dokładnością pomiarową na poziomie $\leq \pm 50\%$ względem danej metody odniesienia,
- b) trend zmian stężenia w czasie zmierzony za pomocą poszczególnych czujników był identyczny z trendem zmian stężenia w czasie zmierzony za pomocą metody odniesienia.
- c) graniczne spełnienie warunków dokładności pomiarowej na poziomie granicy oznaczalności (LOQ) poszczególnych czujników.

Związku z powyższym uznaje się, że matryce czujnikowe zbudowane z niskokosztowych czujników chemicznych (NO_x , LZO) i optycznych (PM_{10}) spełniają wymogi stawiane pomiarom wskaźnikowym oraz mogą być podstawą do zbudowania lokalnych sieci matryc czujnikowych na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej.

Badania realizowane w ramach projektu: *Wdrożenie do praktyki matryc czujnikowych jako narzędzi wskaźnikowych do monitoringu jakości powietrza na terenie aglomeracji trójmiejskiej*, nr umowy WFOŚ/D/201/19/2018.

LITERATURA

- [1] CAPELLI L., SIRONI S., DEL ROSSO R., *Electronic noses for environmental monitoring applications*, Sensors, 2014, Vol. 14, 19979–20007.
- [2] SPINELLE L., GERBOLES M., KOK G., PERSIJN S., SAUERWALD T., *Review of portable and low-cost sensors for the ambient air monitoring of benzene and other Volatile Organic Compounds*, Sensors, 2017, Vol. 17, 1520.
- [3] SZULCZYŃSKI B., GĘBICKI J., *Currently commercially available chemical sensors employed for detection of Volatile Organic Compounds in outdoor and indoor air*, Environments, 2017, Vol. 4, 21.

Krzysztof SŁABY
Natalia ZIOŁA*

POMIARY TŁA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA NA OBSZARACH WIEJSKICH NA PRZYKŁADZIE ROKITNA SZLACHECKIEGO W WOJEWÓDZTWIE ŚLĄSKIM W 2018 ROKU

1. WSTĘP

Ocena stanu zanieczyszczenia środowiska w Polsce prowadzona jest w ramach systemu Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) [3]. W systemie wyróżnione zostały trzy typy stref: aglomeracyjna (o liczbie mieszkańców powyżej 250 tys.), miejska (o liczbie mieszkańców powyżej 100 tys.) oraz pozostałe tereny (nie wchodzące w skład miast powyżej 100 tys. mieszkańców oraz aglomeracji). Tą ostatnią strefą są głównie małe miasta, tereny pozamiejskie oraz wiejskie, na których monitoring stanu zanieczyszczenia powietrza nie jest tak rozwinięty jak w większych strefach. Monitoring na tych obszarach jest prowadzony wybiórczo (regionalne stacje tła), bądź jest związany z lokalnymi inwestycjami (jak miało to miejsce w Rokitnie Szlacheckim).

2. OBSZAR BADAŃ

Rokitno Szlacheckie jest wsią położoną w gminie Łazy, w powiecie zawierciańskim, we wschodniej części województwa śląskiego. Użytki rolne stanowią 47% powierzchni gminy, jednak mała przydatność do produkcji rolnej występujących tu gleb sprawia, że rolnictwo nie jest zbyt rozwinięte. Niska jakość gleb spowodowana jest uwarunkowaniami geologicznymi [1]. Obszar ten należy do makroregionu

* Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

Wyżyny Śląskiej, leżącej w obrębie Garbu Tarnogórskiego, zbudowanego głównie z wapieni triasu środkowego, budujących pagóry denudacyjne o zaokrąglonych stokach. Ich zbocza i obniżenia między nimi wypełniają osady piasków czwartorzędowych, na których tworzą się ubogie gleby biellicowe. Ważną cechą geologiczną jest występowanie pod wapieniami triasowymi dolomitów środkowo dewońskich związanych z mineralizacją cynkowo-ołowiową. Utworzone tu ciała rudne zawierają 3,5% Zn, oraz 1,0% Pb, co wraz z okolicznymi złożami przekłada się na 129 mln ton rudy bilansowej, w tym 4,6 mln ton cynku i 2,0 mln ton ołowiu, co kwalifikuje złoża jako eksploatacyjno opłacalne [2].

3. WYNIKI

W ramach pracy przeprowadzono porównanie wybranych parametrów zanieczyszczenia powietrza, pochodzących ze stacji monitoringu w Rokitnie Szlacheckim, z danymi za ten sam okres (2018 rok) pochodzącymi ze stacji monitoringu tła regionalnego (WIOŚ) dla województwa śląskiego w Złotym Potoku [4]. Porównanie stężeń pyłu (PM_{10} i $PM_{2,5}$) wykazało niewiele wyższe wartości średnioroczne w Złotym Potoku, co prawdopodobnie jest skutkiem adwekcji zanieczyszczeń z miasta Częstochowy, oraz bliskości zabudowy mieszkalnej. Nie zaobserwowano jednak znacznej ilości przekroczeń poziomów dopuszczalnych dla stężeń 24 h ($50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ dla PM_{10} , oraz $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ dla $PM_{2,5}$). Średnioroczne stężenie PM_{10} w Rokitnie Szlacheckim wynosiło $21,14 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast na najbliższej stacji monitoringu miejskiego w Zawierciu $35,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. W Złotym Potoku wynosiło $26,34 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a w pobliskiej Częstochowie (stacja WIOŚ ul. AK/Jana Pawła II) $39 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Widoczne jest tu zmniejszanie się stężenia zapylenia w miarę oddalania się od obszarów miejskich. Stężenia ozonu (8 h) na obydwu stacjach kształtowały się na podobnym poziomie, a większość przekroczeń normy dla stężenia 8 h ($120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) odnotowano w okresie letnim. Zwiększony poziom stężenia ozonu obserwowany w sezonie letnim jest typowy dla obszarów o wysokim poziomie promieniowania UV, które występują w obszarach nieskażonych przez naturalne źródła prekursorów ozonu. Stężenia węgla OC i EC na obydwu stacjach kształtowały się podobnie, a stosunek ich dobowych stężeń (OC/EC) wskazywał na dominującą rolę emisji ze spalania paliw energetycznych (węgiel/biomasa) w lokalnej emisji substancji węglowej na obszary graniczące z punktami pomiarowymi. Na stacji w Rokitnie Szlacheckim przeanalizowano także w próbkach tygodniowych pyłu PM_{10} stężenia metali ciężkich (Hg, Cd, Pb, Tl, Zn, As). Średnie stężenie dla rocznego okresu pomiarowego, wynosiło odpowiednio: $26,36 \text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Hg), $4,13 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (Cd), $45,09 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pb), $35,50 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (Tl), $197,83 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (Zn) i $3,31 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (As), a zatem poziomy docelowe, ustanowione dla niektórych z badanych metali (As, Cd, Pb) nie zostały przekroczone. Nie zaobserwowano także wpływu występujących złóż mineralnych (Pb, Zn) na stan zanieczyszczenia powietrza.

4. WNIOSKI

Badania porównawcze wykazały celowość prowadzenia monitoringu tła zanieczyszczenia powietrza na obszarach wiejskich, będących pod bezpośrednim wpływem oddziaływania niedalekich aglomeracji miejskich.

Chcielibyśmy złożyć podziękowania firmie Rathdowney Polska Sp. z o.o. za zgodę na wykorzystanie danych pomiarowych.

LITERATURA

- [1] KONDRACKI J., *Geografia regionalna Polski*, PWN, Warszawa 1998.
- [2] PIEKARSKI K., *Dokumentacja geologiczna złoża wapieni jurajskich „Niegowonice–Rokitno Szlacheckie” w kategorii C2*, Archiwum Geologiczne Śląskiego Urzędu Wojewódzkiego w Katowicach, Katowice 1967.
- [3] *Prawo ochrony środowiska art. 87 ust. 2 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 roku* – (tekst jednolity Dz.U. Nr 25 z 2008 roku, poz. 150 – t.j. z późn. zm.).
- [4] *Ocena zanieczyszczenia powietrza na stacjach monitoringu tła regionalnego w Polsce w roku 2018 w zakresie składu pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz depozycji metali ciężkich i WWA*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2019.

*pył zawieszony, PM_{2,5}, pierwiastki śladowe,
biodostępność pierwiastków,
epizody pyłowe, Warszawa*

Katarzyna JUDA-REZLER*, Elwira ZAJUSZ-ZUBEK**,
Magdalena REIZER*, Katarzyna MACIEJEWSKA*,
Krzysztof KLEJNOWSKI***

BIODOSTĘPNOŚĆ PIERWIASTKÓW ŚLADOWYCH W ATMOSFERYCZNYM PYLE ZAWIESZONYM PM_{2,5} PODCZAS EPIZODÓW ZIMOWYCH OBSERWOWANYCH W WARSZAWIE

1. WPROWADZENIE

Liczne badania toksykologiczne i epidemiologiczne dostarczają coraz więcej dowodów na związek zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego z negatywnymi skutkami zdrowotnymi [4]. Większość badań skupia się obecnie na drobnym pyłe zawieszonym PM_{2,5}, który uważany jest za najbardziej szkodliwy, jako że podczas wdychania drobne cząstki mogą przenikać głęboko do płuc wraz z zaadsorbowanymi na ich powierzchni związkami organicznymi i nieorganicznymi. Spośród składników pyłu szczególną toksycznością charakteryzują się pierwiastki śladowe, z których cztery – As, Cd, Cr (VI) i Ni – Międzynarodowa Agencja Badań nad Nowotworami (IARC) zaliczyła do grupy 1 – związków o potwierdzonym działaniu kancerogennym na organizm człowieka.

Do oceny potencjalnego wpływu na zdrowie ludzkie i środowisko kluczowe jest poznanie nie tylko całkowitych stężeń pierwiastków, ale także ich form chemicznych. Pierwiastki śladowe związane z pyłem zawieszonym można podzielić na frakcje, które wykazują różną biodostępność, czyli biologiczno-chemiczną aktywność podczas przyswajania

* Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa.

** Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, ul. Konarskiego 22B, 44-100 Gliwice.

*** Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

przez organizmy, a także odmienne potencjalne ryzyko środowiskowe. Nietrwąła frakcja pierwiastków o wysokiej rozpuszczalności jest łatwiej dostępna dla receptorów środowiskowych, a zatem stwarza większe ryzyko środowiskowe niż frakcja stabilna [3].

Celem niniejszej pracy jest analiza specjacji chemicznej i biodostępności wybranych pierwiastków śladowych zawartych w pyłe zawieszonym $PM_{2,5}$.

2. MATERIAŁ I METODY

Analizowano próbki pyłu pobrane w trakcie 40-dniowej kampanii pomiarowej przeprowadzonej w Warszawie w okresie zimowym (3.01–4.03.2017), w punkcie pomiarowym reprezentatywnym dla tła miejskiego stolicy (teren Filtrów Warszawskich Miejskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji).

Dobowe stężenia masowe pyłu $PM_{2,5}$ wyznaczono za pomocą metody grawimetrycznej, zgodnie z normą PN-EN 12341:2014-07.

Analiza specjacji chemicznej została przeprowadzona w oparciu o czteroetapową procedurę ekstrakcji zgodnie ze schematem Tessiera i in. [4], zmodyfikowanym przez Fernández Espinosa i in. [1]. Pierwiastki śladowe poddano frakcjonowaniu na cztery frakcje: F1 – rozpuszczalna w wodzie (o dużej mobilności); F2 – związana z węglanami i tlenkami metali (mobilna); F3 – związana z materią organiczną (mniej mobilna); F4 – trwale związana z minerałami (stabilna). Zawartość 8 pierwiastków śladowych – As, Cd, K, Mn, Pb, Sb, Ti, Zn – w każdej frakcji oznaczono za pomocą techniki atomowej spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem w plazmie indukowanej ICP-OES.

Frakcja F1 jest najbardziej mobilną i biodostępną dla środowiska, a zatem najbardziej niebezpieczną dla organizmów żywych, natomiast metale we frakcji F2 mogą stać się bardziej mobilne i zostać uwolnione do środowiska pod wpływem zmian pH środowiska do warunków kwaśnych. W związku z tym, frakcje te uznawane są za najbardziej biodostępne [3]. Stopień mobilności i biodostępności danego pierwiastka jest oceniany na podstawie procentowego udziału frakcji F1 i F2 w jego całkowitym stężeniu, definiowanego jako indeks biodostępności (BI, ang. *Bioavailability Index*). Na podstawie BI pierwiastki można sklasyfikować jako pierwiastki o niskiej ($BI < 30\%$), średniej ($30\% < BI < 50\%$) i wysokiej biodostępności ($BI > 50\%$).

3. WYNIKI

Średnie stężenie $PM_{2,5}$ w analizowanym okresie wynosiło $31,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (odchylenie standardowe $19,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a najwyższą wartość dobową ($77,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zaobserwowano 28.01.2017 r. W tym czasie wystąpiły 4 epizody podwyższonych stężeń $PM_{2,5}$, zdefiniowane jako okresy, w których: (1) dobowe stężenia $PM_{2,5}$ przekraczają $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz (2) przez co najmniej jeden dzień w tym okresie stężenie $PM_{2,5}$ jest wyższe niż

50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Średnie stężenia As, Cd, K, Mn, Pb, Sb, Ti i Zn wynosiły odpowiednio 1,94 ng/m^3 , 0,67 ng/m^3 , 274,34 ng/m^3 , 3,04 ng/m^3 , 15,46 ng/m^3 , 1,11 ng/m^3 , 3,33 ng/m^3 oraz 87,67 ng/m^3 . Wartości indeksu BI dla analizowanych pierwiastków obliczone dla okresów epizodów i pozostałych dni przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Wartości indeksu biodostępności (BI) dla pierwiastków śladowych podczas dni epizodycznych (EPI), nieepizodycznych (NON-EPI) obserwowanych w Warszawie od 3 stycznia do 4 marca 2017

BI [%]	As	Cd	K	Mn	Pb	Sb	Ti	Zn
NON-EPI ($n = 14$)	74,0	73,1	95,3	81,9	94,5	53,5	71,2	84,8
EPI ($n = 26$)	75,2	85,0	97,8	87,8	87,5	63,9	72,5	94,8

Uzyskane wartości BI wskazują, że wszystkie pierwiastki wykazują wysoką biodostępność w obu analizowanych okresach. Dla wszystkich analizowanych pierwiastków, z wyjątkiem Pb, BI wzrasta w okresie epizodów, z najbardziej zauważalnymi przyrostami zaobserwowanymi dla Sb i Cd (odpowiednio o 19% i 16%). Najwyższymi wartościami BI > 90% w okresach epizodów charakteryzują się pierwiastki o pochodzeniu antropogenicznym (K, Zn). W przypadku pierwiastków rakotwórczych As i Cd indeks BI w okresie epizodów osiąga wartości odpowiednio 75,2% i 85,0%, natomiast dla prawdopodobnie rakotwórczych Pb i Sb wartości te wynoszą odpowiednio 87,5% i 63,9%, co sugeruje wyższe ryzyko środowiskowe w dniach podwyższonych poziomów pyłu $PM_{2,5}$.

Praca została sfinansowana ze środków Narodowego Centrum Nauki, przyznanych w ramach konkursu OPUS 7, nr projektu UMO-2014/13/B/ST10/01096. Pragniemy podziękować Miejskiemu Przedsiębiorstwu Wodociągów i Kanalizacji w Warszawie za możliwość przeprowadzenia badań na terenie Filtrów Warszawskich. Pani dr Elizie Kurek z Centrum Nauk Biologiczno-Chemicznych Uniwersytetu Warszawskiego dziękujemy za przeprowadzenie oznaczeń stężeń pierwiastków śladowych.

LITERATURA

- [1] FERNÁNDEZ ESPINOSA A.J., TERNERO RODRÍGUEZ M., BARRAGÁN DE LA ROSA F.J., JIMÉNEZ SÁNCHEZ J.C., *A chemical speciation of trace metals for fine urban particles*, Atmospheric Environment, 2002, 36, 773–780.
- [2] MANISALIDIS I., STAVROPOULOU E., STAVROPOULOS A., BEZIRTZOGLU E., *Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review*, Frontiers in Public Health, 2020, Vol. 8, 14, DOI: 10.3389/fpubh.2020.00014.
- [3] SCHLEICHER N.J., NORRA S., CHAI F., CHEN Y. et al., *Temporal variability of trace metal mobility of urban particulate matter from Beijing – A contribution to health impact assessments of aerosols*, Atmospheric Environment, 2011, Vol. 45, 7248–7265.
- [4] TESSIER A., CAMPBELL P.G.C., BISSON M., *Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals*, Analytical Chemistry, 1979, Vol. 51, 844–851.

*biomonitoring, sieci pajęczce, porosty,
metale ciężkie, zanieczyszczenia powietrza*

Agnieszka STOJANOWSKA*,
Justyna RYBAK*, Marta BOŻYM**

PORÓWNANIE UŻYTECZNOŚCI SIECI PAJĘCZYCH I POROSTÓW W OCENIE ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA METALAMI CIĘŻKIMI

1. WSTĘP

Współcześnie, gdy problem zanieczyszczenia powietrza jest tak poważny, dużą wagę przywiązuje się do zadań monitoringowych. Kraje członkowskie Unii Europejskiej zobligowane są do przestrzegania określonych norm, a do monitorowania jakości powietrza zalecane są metody referencyjne, wykorzystujące specjalistyczny sprzęt. W niektórych przypadkach użycie wskazanego sprzętu jest niemożliwe ze względu na jego cenę, ograniczenia w dostępie prądu elektrycznego czy trudności z posadowieniem sprzętu w wymagającym, trudnodostępnym terenie (tereny bagniste, szczyty gór). W takich sytuacjach możliwe jest wykorzystanie bioindykatorów, które są nieskomplikowane, łatwo dostępne i pozwalają na wykonanie wielu punktów pomiarowych tanim kosztem.

2. METODYKA

W przedstawionej pracy wykonana została analiza porównawcza dwóch typów bioindykatorów: porostów oraz sieci pajęczych. Obecnie prowadzi się badania wykorzystując osobno oba te narzędzia, jednak do tej pory nie przeprowadzono jeszcze

* Politechnika Wroclawska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

** Politechnika Opolska, Wydział Mechaniczny. Katedra Inżynierii Procesowej i Środowiska. ul. Mikołajczyka 5, 45-271, Opole.

analiz porównawczych, skupiających się na zestawieniu zdolności akumulacji metali ciężkich w tych bioindykatorach. Pająki z rodziny Agelenidae (Lejkowcowate) budują gęstą, nieregularną sieć w kształcie horyzontalnej płachty. Co więcej, Lejkowcowate nie zjadają swojej sieci łownej, dzięki czemu możliwe jest jej pobieranie z hodowli laboratoryjnej [4]. Jako drugi bioindykator wybrano porosty z gatunku *Hypogymnia physodes* (L.), czyli pustułkę pęcherzykowatą, która jest bardzo powszechnie występującym porostem, wykorzystywanym często jako wskaźnik zanieczyszczeń nie tylko w Polsce, ale i na świecie [1–3]. Porosty „czyste”, które posłużyły później do przygotowania pakietów porostowych, wykorzystanych w badaniach, pobrano w Stobrowskim Parku Krajobrazowym.

Sieci pajęczce rozwieszono na szalkach Petriego oraz pakiety porostów rozmieszczono w okolicy huty miedzi w Legnicy w 10 różnych lokalizacjach. Po dwumiesięcznej ekspozycji na zanieczyszczenia próbki zostały zebrane z terenu i przygotowane do dalszej analizy. Stężenie Cu, Pb, Zn, Cd oraz Ni oznaczono w roztworze zmineralizowanych próbek za pomocą techniki FAAS (z ang. *Flame Atomic Absorption Spectrometry*), natomiast oznaczenie arsenu wykonano metodą HG-AAS (z ang. *Hydride Generation Atomic Absorption Spectrometry*).

3. WYNIKI

Przeprowadzono analizę stężenia następujących metali: Cu, Pb, Zn, Cd, Ni oraz As zarówno w porostach, jak i sieciach pajęczych. Zawartość wyżej wymienionych pierwiastków była zróżnicowana. W porostach w najwyższym stężeniu odnotowano miedź (125,9 µg/g), następnie ołów (118,8 µg/g), cynk (114,4 µg/g), arsen (4,7 µg/g), nikiel (2,0 µg/g) i kadm (1,7 µg/g). Prawie identyczny porządek stężenia metali zaobserwowano analizując sieci pajęczce. Maksymalne wartości odnotowano dla miedzi (1412,6 µg/g), kolejno: cynk (999,1 µg/g), ołów (613,2 µg/g), arsen (180,3 µg/g), nikiel (139,7 µg/g) i kadm (3,4 µg/g). Warto jednak zwrócić uwagę, że mimo prawie identycznego szeregu wartości otrzymane z analizy sieci pajęczych są często o rząd wielkości większe od tych otrzymanych z porostów. Sytuacja ta jest zastanawiająca, jednak na razie nie znaleziono jednoznacznego wyjaśnienia. Pod względem lokalizacji punktów pomiarowych najbardziej zanieczyszczonym miejscem okazał się punkt nr 8, który znajduje się na zachód od huty. Występowanie maksymalnych stężeń w tym miejscu, zarówno w porostach, jak i na sieciach, związane być może z dominującym kierunkiem wiania wiatrów na tym obszarze (są to głównie wiatry zachodnie). Minimalne wartości bardzo często osiągane były w punktach 3 i 4. Są to miejsca obserwacji położone stosunkowo najdalej od huty miedzi. Wskazywać by to mogło, że najlepszą lokalizacją na prowadzenie badań z wykorzystaniem bioindykatorów są punkty położone w odległości nie większej niż 500–700 m od źródła zanieczyszczeń.

4. WNIOSKI

Przeprowadzone badania wykazują, że akumulacja metali ciężkich na sieciach pajęczych jest znacznie większa w porównaniu do akumulacji w plechach porostów. Takie wnioski są nieco zaskakujące, jednak aby poznać odpowiedzi na niewyjaśnione, nurtujące pytania odnośnie do tej sytuacji, konieczne jest przeprowadzenie dalszych badań.

LITERATURA

- [1] BALABANOVA B., STAFILOV T., ŠAJN R., BAĚEVA K., *Characterisation of heavy metals in lichen species Hypogymnia physodes and Evernia prunastri due to biomonitoring of air pollution in the vicinity of copper mine*, International Journal of Environmental Research, 2012, Vol. 6, No. 3, 779–794.
- [2] KŁOS A., ZIEMBIK Z., RAJFUR M., DOLHAŃCZUK-ŚRÓDKA A., BOCHENEK Z., BJERKE J.W., ŚWISŁOWSKI P., *Using moss and lichens in biomonitoring of heavy-metal contamination of forest areas in southern and north-eastern Poland*, Science of the Total Environment, 2018, Vol. 627, 438–449.
- [3] KOROLEVA Y., REVUNKOV V., *Air pollution monitoring in the south-east Baltic using the epiphytic lichen Hypogymnia physodes*, Atmosphere, 2017, Vol. 8, No. 7, 119.
- [4] RYBAK J., OLEJNICZAK T., *Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on the spider webs in the vicinity of road traffic emissions*, Environmental Science and Pollution Research, 2014, Vol. 21, 2313–2324.

woda związana z PM; miareczkowanie,
Karl Fischer, profile temperaturowe, RAMP,
woda związana w sposób nietrwały,
woda adsorpcyjna, woda konstytucyjna,
struktura emisji

Kamila WIDZIEWICZ-RZONĆA*, Malwina TYTŁA,
Patrycja ROGULA-KOPIEC, Grzegorz MAJEWSKI

OBECNOŚĆ WODY TRWAŁE ORAZ NIETRWAŁE ZWIĄZANEJ ZE STRUKTURĄ CHEMICZNĄ PYŁU ZAWIESZONEGO – OZNACZANIE ILOŚCIOWE METODĄ KULOMETRYCZNĄ KARLA FISCHERA

1. STRESZCZENIE

Obecność wody związanej z PM stanowi jeden z czynników odpowiedzialnych za rozbieżność między jego masą grawimetryczną a masą odtworzoną chemicznie przez zsumowanie zawartości jego związków chemicznych [3–6, 11]. Woda związana z PM może występować jako luźno związana ze strukturą PM (tzw. woda adsorpcyjna) i wodą konstytucyjną – w warunkach normalnych nieodwracalnie związana ze strukturą chemiczną związków tworzących PM [1, 8, 10]. Siła tego wiązania będzie się różnić w zależności od składu chemicznego PM, ale także od lokalizacji (źródła emisji PM). Próba oceny ilościowej zawartości wody związanej z PM poparta informacją jakościową o rodzajach (klasach) wody obecnej w PM pojawiła się jak do tej pory jedynie w kilku pracach [1, 2]. Zasadniczo stosunek masowy między wodą związaną z PM na sposób trwały/bądź nietrwały można opisać dwoma kluczowymi parametrami: wilgotność względna rozplątania oznaczana jako (DRH, ang. *deliquescence relative humidity*) opisująca próg wilgotności względnej, przy którym faza stała staje się roztworem nasyconym – cieczą oraz wilgotność względna krystalizacji (CRH, ang. *crystallization relative humidity*) – wilgotność względna przy której następuje zarodkowanie i po-

* Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

czątkowo wodny roztwór przechodzi w fazę krystaliczną [9]. W miarę wzrostu RH wybrane związki PM, takie jak np. rozpuszczalne sole krystaliczne $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ lub NH_4NO_3 , podlegają przemianie fazowej i stają się cząstkami roztworu wodnego. W warunkach malejącej wilgotności względnej cząstki poruszają się po krzywej równowagi do punktu rozplywu i pozostają rozpuszczone w roztworze przesyconym. Gdy RH ulega dalszemu zmniejszeniu cząstka traci parę wodną i wraca do początkowej postaci krystalicznej. Innymi słowy, różne udziały wody są wiązane w PM z odmienną siłą a ich usunięcie wiąże się z użyciem zróżnicowanych (zależnych od klasy wody) warunków temperaturowo-wilgotnościowych. Aerosol składa się zarówno z kropelek przesyconej pary wodnej, jak i cząstek stałych zdyspergowanych w gazie. Krople mgły, deszczu i chmur (zwane łącznie hydrometeorami) składają się głównie z wody, jednak stałe cząstki aerozolu (w tym cząstki pyłu zawieszonego) również zawierają wodę. Wodę związaną z zawieszonymi w atmosferze cząstkami stałymi można podzielić na: wodę związaną nietrwale, kondensującą na cząstkach aerozolu w warunkach wzrastającej wilgotności względnej powietrza (RH), oraz wodę związaną ze strukturą PM na sposób trwały pozostającą zamkniętą w strukturze związków chemicznych. Wodę wbudowaną w związki chemiczne tworzące PM można usunąć jedynie w wyższych temperaturach lub pod wpływem środków odwadniających. Na przykład woda krystaliczna może być uwalniana podczas ogrzewania stopniowego w sposób naprzemienny; powodując powstawanie nowych faz stałych [14]. Ilość wody związanej z PM może wynosić od kilku do kilkudziesięciu procent masy PM [12]. Biorąc pod uwagę zmienny skład chemiczny PM, obecność wody związanej z PM będzie się różnić w zależności od jego pochodzenia (źródło emisji, lokalizacja poboru). Według szacunków modelowych dokonanych przez [13], udział wody związanej z $\text{PM}_{2,5}$ przy wilgotności względnej wynoszącej 50% wahał się od 20 do 35%. Znacznie niższe zawartości wody wynoszące ok. 10,6% dla frakcji PM_{10} i 13–23% dla $\text{PM}_{2,5}$ stwierdzono w Szwajcarii w warunkach wilgotności względnej 50% przy zastosowaniu najbardziej popularnej metody oznaczania wody jako brakującego elementu domknięcia masy PM.

Przedstawiona praca ma na celu określenie ilościowe obecności wody związanej z PM w rzeczywistych próbkach PM z zastosowaniem metody miareczkowania Karla Fischera rozbudowanej o stopniowe odparowywanie wody z próbki w tzw. programie RAMP. Metoda ta pozwala na ocenę zawartości różnych typów/udziałów wody związanej z PM w jego całkowitej masie. Pył do badań pobierano w dwóch lokalizacjach miejskich o odmiennej strukturze emisji w podziale na sezony (grzewczy oraz niegrzewczy).

LITERATURA

- [1] CANEPARI S. i in., *Mass size distribution of particle-bound water*, Atmospheric Environment, 2017, Vol. 165, 46–56.
- [2] CANEPARI S. i in., *Qualitative and quantitative determination of water in airborne particulate matter*, Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, Vol. 13, No. 3, 1193–1202.

- [3] HO K.F. i in., *Seasonal variations and mass closure analysis of particulate matter in Hong Kong*, Science of the Total Environment, 2006, Vol. 355, No. 1–3, 276–287.
- [4] HUEGLIN C. i in., *Chemical characterization of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland*, Atmospheric Environment, 2005, Vol. 39, 4, 637–651.
- [5] PERRINO C. i in., *Seasonal variations in the chemical composition of particulate matter: a case study in the Po Valley. Part I: Macro-components and mass closure*, Environmental Science and Pollution Research, 2014, Vol. 21, No. 6, 3999–4009.
- [6] PERRINO C. i in., *Comparing the Performance of Teflon and Quartz Membrane Filters Collecting Atmospheric PM: Influence of Atmospheric Water*, Aerosol and Air Quality Research, 2013, Vol. 13, No. 1, 137–147.
- [7] PUTAUD J.P. i in., *A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe*, Atmospheric Environment, 2010, Vol. 44, 10, 1308–1320.
- [8] ROGULA-KOZŁOWSKA W. i in., *A simple method for determination of total water in PMI collected on quartz fiber filters*, Microchemical Journal, DOI: 10.1016/j.microc.2017.02.019.
- [9] SEINFELD J.H., PANDIS S.N., *Atmospheric Chemistry and Physics from air pollution to climate change*, John Wiley and Sons, Incorporated, New York 1998.
- [10] SU J. i in. (2018), *Chemical compositions and liquid water content of size-resolved aerosol in Beijing*, Aerosol and Air Quality Research, 2017, Vol. 18, 680–692.
- [11] TAIWO A.M., *Source Apportionment of Urban Background Particulate Matter in Birmingham, United Kingdom Using a Mass Closure Model*, Aerosol and Air Quality Research, 2016, Vol. 16, No. 5, 1244–1252.
- [12] TANG I.N., *Deliquescence properties and particle-size change of hygroscopic aerosols*, Abstracts of Papers of the American Chemical Society (APR), 1979, p. 23.
- [13] TSYRO S.G., *To what extent can aerosol water explain the discrepancy between model calculated and gravimetric PM₁₀ and PM_{2.5}?*, Atmospheric Chemistry and Physics, 2005, Vol. 5, 515–532.
- [14] WIDZIEWICZ K. i in., *Short review on PM-bound water. Its presence in the atmosphere, forms of occurrence and determination by Karl Fischer coulometric titration*, E3S Web of Conferences, 2018, Vol. 44, 00187.

*zanieczyszczenie mikrobiologiczne,
bioaerozol, bakterie mezofilne,
grzyby pleśniowe*

Piotr JADCZYK*,
Izabela SÓWKA*, Marcin PAWNUK*,
Alicja WRONISZEWSKA*

WPLYW MAŁEJ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH NA STAN SANITARNY POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO

1. WSTĘP

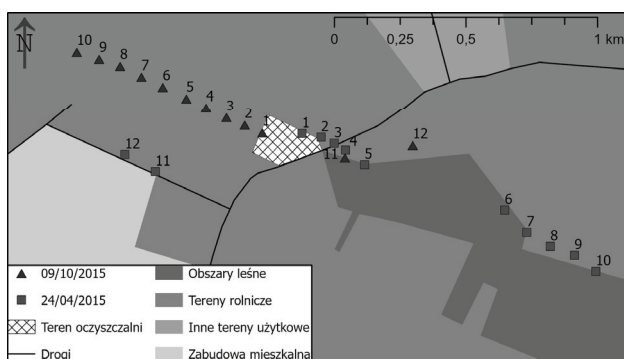
Oczyszczalnie ścieków są źródłem emisji odorów i mikroorganizmów do powietrza atmosferycznego [1, 2]. Znaczna gęstość zabudowy oraz błędy w planowaniu przestrzennym powodują, że mieszkańcy budynków sąsiadujących z oczyszczalniami ścieków komunalnych są ekspozycyjni na emisje chemicznych i mikrobiologicznych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego, co może być przyczyną dyskomfortu i obawy przed zdrowotnymi skutkami narażenia wynikającego z aktywności oczyszczalni.

Ocenę wpływu na stan sanitarny powietrza atmosferycznego wykonano dla nowo powstałej, małej oczyszczalni ścieków komunalnych, położonej o 300 m na wschód od najbliższych budynków mieszkalnych. W sąsiedztwie badanej oczyszczalni znajdowały się naturalne źródła emisji mikroorganizmów do powietrza atmosferycznego, w tym kanały melioracyjne wypełnione wodą oraz naturalne przeszkody terenowe (zadrzewienia i lasy), wpływające na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń emitowanych przez oczyszczalnię.

* Politechnika Wroclawska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

2. OBIEKT I METODYKA BADAŃ

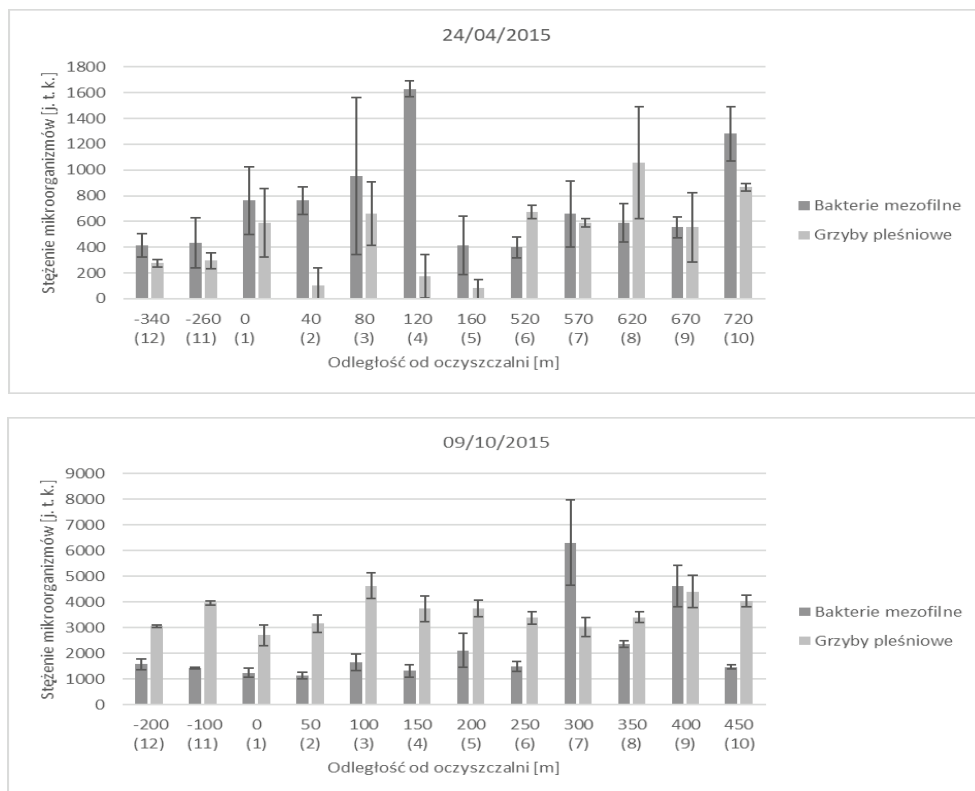
Obiektem badań była oczyszczalnia ścieków komunalnych obsługująca ok. 20 000 RLM, o średnim przepływie dobowym $\sim 2300 \text{ m}^3$. Oczyszczalnia położona jest wśród pól uprawnych, a na SW od niej znajduje się las (rys. 1). Liczbę mikroorganizmów unoszących się w powietrzu atmosferycznym określono metodą sedymentacyjną w smudze wiatru [2, 3] na 10 stanowiskach badawczych po stronie zawietrznej (nr 1–10) oraz 2 stanowiskach kontrolnych (nr 11–12) po stronie nawietrznej. Czas ekspozycji podłoży mikrobiologicznych wynosił 15 min. Bakterie mezofilne inkubowano 1 dobę w temperaturze $37 \text{ }^\circ\text{C}$, grzyby pleśniowe przez 3–5 dób w temperaturze $26 \text{ }^\circ\text{C}$. Potem liczono kolonie rosnące na płytkach, a liczbę mikroorganizmów w jednostce objętości powietrza obliczano wg wzoru Omeliańskiego w modyfikacji Gogoberidze [3, 4].



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych względem badanej oczyszczalni

3. WYNIKI BADAŃ

Z przeprowadzonych badań wynika iż stężenia bakterii mezofilnych na poszczególnych stanowiskach badawczych wahało się w przedziale 339 ± 112 – 46309 ± 1349 j.t.k. (jednostek tworzących kolonie), grzybów pleśniowych w przedziale 104 ± 112 – 4645 ± 425 (rys. 2). Po stronie zawietrznej stężenia bakterii mezofilnych były wyższe niż w kontroli na stanowiskach nr 1–4 i 6–10 dnia 24.04.2015 r. oraz nr 1–2, 4, 7–9 dnia 9.10.2015 r. Stężenia grzybów pleśniowych były wyższe niż w kontroli na stanowiskach nr 1, 3, 6–10 dnia 24.04.2015 r. oraz stanowiskach nr 1, 3, 6–10 dnia 24.04.2015 r. i 3–5, 9–10 dnia 9.10.2015 r. Zróżnicowanie stężeń mikroorganizmów na poszczególnych stanowiskach badawczych nie wykazywało jednak wyraźnej zależności od odległości od badanej oczyszczalni (rys. 2), co mogło być spowodowane obecnością naturalnych źródeł emisji mikroorganizmów do powietrza atmosferycznego oraz przeszkód terenowych w postaci zadrzewień, mających wpływ na transport mas powietrza.



Rys. 2. Średnie stężenia bioaerozolu na stanowiskach badawczych w funkcji odległości od badanej oczyszczalni (wartości ujemne oznaczają stanowiska kontrolne, 0 – próbki pobrane z terenów oczyszczalni, w nawiasach podano numery stanowisk badawczych zgodnie z oznaczeniami na rys. 1)

LITERATURA

- [1] KOŁWZAN B., JADCZYK P., PASTERNAK G., GŁUSZCZAK J., KRAWCZYŃSKA M., KLEIN J., RYBAK J., *Ocena stanu sanitarnego powietrza w otoczeniu wybranej oczyszczalni ścieków*, Ochrona Środowiska, 2012, Vol. 34, No. 2, 9–14.
- [2] SÓWKA I., BEZYK Y., GRZELKA A., MILLER U., PACHURKA Ł., *Seasonal odor impact range of selected wastewater treatment plants - modeling studies using Polish reference model*, Water Science and Technology, 2018, Vol. 2017, No. 2, 422–429.
- [3] Norma PN-89/Z-04111/02. *Ochrona czystości powietrza. Badania mikrobiologiczne. Oznaczanie liczby bakterii w powietrzu atmosferycznym (imisja) przy pobieraniu próbek metodą aspiracyjną i sedymentacyjną*, Polski Komitet Normalizacyjny.
- [4] Norma PN-89/Z-04111/03. *Ochrona czystości powietrza. Badania mikrobiologiczne. Oznaczanie liczby grzybów mikroskopowych w powietrzu atmosferycznym (imisja) przy pobieraniu próbek metodą aspiracyjną i sedymentacyjną*, Polski Komitet Normalizacyjny.

*obszar transgraniczny, WRF-CALMET/CALPUFF, pył,
emisja, jakość powietrza, ryzyko zdrowotne*

Izabela SÓWKA*, Małgorzata PACIOREK**,
Krzysztof SKOTAK***, Dominik KOBUS****,
Maciej ZATHEY***** , Krzysztof KLEJNOWSKI*****

MODELOWANIE MATEMATYCZNE JAKO EFEKTYWNE NARZĘDZIE W DIAGNOZIE I OPTYMALIZACJI DZIAŁAŃ NAPRAWCZYCH ORAZ ZAPOBIEGAWCZYCH ZMIERZAJĄCYCH DO POPRAWY JAKOŚCI POWIETRZA

1. WSTĘP

Jednym z elementów zarządzania jakością powietrza atmosferycznego na określonym terenie jest jego ocena i diagnoza stanu z uwzględnieniem ewentualnych sytuacji przekroczeń obowiązujących standardów. Zgodnie z obowiązującymi przepisami oceny tej dokonuje się m.in. za pomocą pomiarów (monitoringu) stężenia wybranych zanieczyszczeń i/lub matematycznego modelowania. W ramach zarządzania jakością powietrza wykonuje się również działania związane np. z opracowywaniem planów i programów działań naprawczych zmierzających do osiągnięcia i/lub utrzymania jakości powietrza na odpowiednim poziomie, analizami skuteczności wdrażania określonych rozwiązań, analizami oddziaływania zanieczyszczenia powietrza na różne elementy środowiska, w tym

* Politechnika Wroclawska, Katedra Inzynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

** BSiPP EKOMETRIA Sp. z o.o., www.ekometria.com.pl

*** Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Zintegrowanego Monitoringu Środowiska, ul. Krucza 5/11d, 00-548 Warszawa.

**** inFAIR, www.infair.eu

***** Politechnika Wroclawska, Wydział Architektury, Katedra Planowania Przestrzennego i Procesów Osadniczych, B. Prusa 53/55, 50-317 Wrocław; Instytut Rozwoju Terytorialnego, J. Wl. Dawida 1a, 50-527 Wrocław.

***** Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, Polska Akademia Nauk w Zabrze, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

zdrowie człowieka, prognozowaniem jakości powietrza z uwzględnieniem zmian aktywności źródeł emisji i warunków meteorologicznych oraz dostarczaniem społeczeństwu oraz decydom odpowiedniej jakości informacji. We wszystkich z nich zastosowanie mogą znaleźć techniki modelowania jakości powietrza, wykonywanego za pomocą różnego typu metod.

W celu analizy i oceny efektywności wdrożonych rozwiązań w kontekście poprawy jakości powietrza przy zastosowaniu modelowania jako elementu wspomaganie decyzji, jako studium przypadku wybrano obszar gminy w Polsce, której charakter można uznać za unikatowy ze względu na położenie geograficzne oraz zróżnicowanie rzeźby terenu i funkcjonujący kompleks energetyczny. Przeprowadzona analiza efektywności działań ukierunkowanych na ograniczenie emisji zanieczyszczeń do powietrza uwzględniła zarówno zmiany rozkładu stężeń zanieczyszczeń na obszarze gminy dla wybranych scenariuszy działań, a także ocenę ryzyka zdrowotnego.

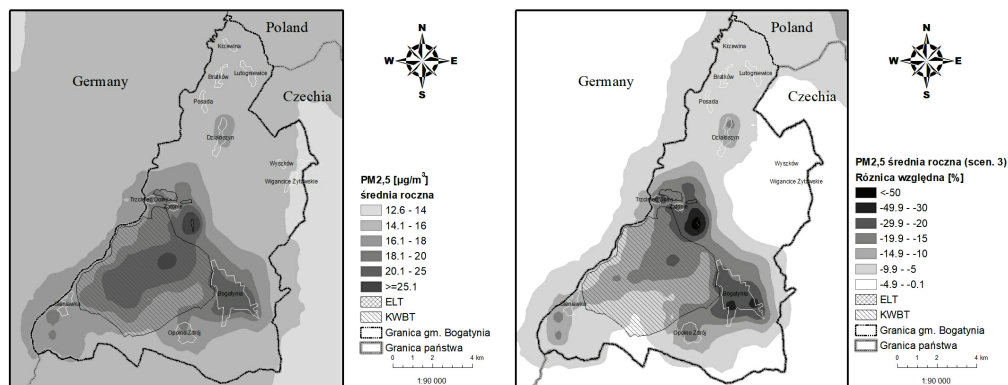
2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Jako studium przypadku wybrano obszar gminy Bogatynia uwzględniając w przeprowadzonych analizach i obliczeniach udział w bilansie emisji pyłów kompleksu energetycznego Turów, a w szczególności kopalni KWBT. Obliczenia modelowe wykonano z wykorzystaniem systemu WRF-CALMET/CALPUFF. W prowadzonych analizach sformułowano trzy scenariusze zmian emisji: (1) scenariusz związany ze zmianami emisji w badanej kopalni wynikającymi ze wskazanych w raporcie o oddziaływaniu na środowisko kopalni środków minimalizujących [3], (2) scenariusz wynikający z obowiązującej na terenie województwa dolnośląskiego uchwały anty-smogowej oraz (3) scenariusz stanowiący kompilację ww. scenariuszy. Przeprowadzono ocenę poprawności wyników obliczeń modelowych z uwzględnieniem wskaźnika błędu względnego wyniku modelowania w stosunku do wyników pomiarów wykonanych metodą referencyjną. Ocenę ryzyka zdrowotnego związanego z długookresowym narażeniem na zanieczyszczenie powietrza dla analizowanych scenariuszy wykonano z wykorzystaniem funkcji dawka–odpowiedź i określonym dla tej funkcji wskaźnikiem ryzyka względnego ($RR (95\% CI) = 1,062 (1,040-1,083)$ na każde $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla stężeń średnich rocznych pyłu $\text{PM}_{2,5}$ [1–2].

3. PRZYKŁADOWE WYNIKI ANALIZ

Wyniki przeprowadzonych analiz wskazały, iż najniższe wartości średniorocznego stężenia pyłu $\text{PM}_{2,5}$ występowały we wschodniej części badanego obszaru i nie przekraczały $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (56% poziomu dopuszczalnego). Wdrożenie działań wynikających z rozważanego scenariusza 1 skutkować będzie około 75% redukcją stężeń średnich

rocznych $PM_{2.5}$ głównie na skutek maksymalnego ograniczenia działań realizowanych w obrębie placu buforowego popiołów paleniskowych, a także zabudowy nowego ciągu popiołowego, dzięki któremu plac zostanie praktycznie wyłączony z eksploatacji. Uzyskany zasięg maksymalnych redukcji stężeń był mniejszy niż w przypadku PM_{10} , co wynikać może z charakteru pyłu związanego z emitorami kompleksu energetycznego (w szczególności KWBT i placu buforowego popiołów). Emisja z tego typu obiektów dotyczy przede wszystkim pyłu mineralnego o większych frakcjach podlegającego transportowi w atmosferze w znacznie mniejszym stopniu. Największy efekt uzyskano zatem w bezpośrednim sąsiedztwie placu buforowego popiołu. W promieniu 1,5 km od głównych źródeł spodziewać się można redukcji nie przekraczających 5% obecnego stanu. Wykonane analizy wykazały iż wdrożenie scenariusza 2 skutkować będzie podobnymi redukcjami stężeń pyłu $PM_{2.5}$, co pyłu PM_{10} , ale przy znacznie wyższym zasięgu przestrzennym. Najlepszy efekt uzyskano dla scenariusza 3 (rys. 1), gdzie sumarycznie uzyskano 10% obniżenia wartości stężeń praktycznie na całym analizowanym obszarze w obrębie granic gminy.



Rys. 1. Stężenia średnie roczne $PM_{2.5}$ w roku 2018 – wartości wyznaczone modelowo i różnice względne uzyskane dla scenariusza nr 3

LITERATURA

- [1] *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*, World Health Organization, 2013.
- [2] *Review of evidence on health aspects of air pollution (REVIHAAP). Technical report*, WHO Regional Office for Europe (2013), Copenhagen.
- [3] *Kontynuacja eksploatacji złoża węgla brunatnego Turów, Raport o oddziaływaniu na środowisko (wersja ujednolicona)*, Bogatynia 2019.

Yaroslav BEZYK*, Dmytro OSHUROK**,
Izabela SÓWKA*, Urszula MILLER*,
Maria SKRĘTOWICZ***

ZASTOSOWANIE MODELU CALPUFF DO ANALIZY STĘŻEŃ CO₂ POCHODZENIA BIOGENICZNEGO NA OBSZARZE MIEJSKIM

1. WPROWADZENIE

Rozwój miast stwarza wiele wyzwań pod względem użytkowania gruntów i planowania przestrzennego. Zmiany sposobu użytkowania gruntów i pokrycia terenu w związku z urbanizacją są uznawane za jeden z kluczowych czynników wpływających na emisję ditlenku węgla [1]. Szczególnie ważna jest zatem analiza mechanizmów obiegu węgla w ekosystemach miejskich i wymiany CO₂ w układzie ekosystem–atmosfera.

W niniejszej pracy dokonano analizy wpływu przekształcenia gruntów związanego z przywróceniem użytkowania muraw na wielkość strumienia emisji powierzchniowego CO₂ do atmosfery. Ocenę przeprowadzono na przykładzie miejskiego ogrodu botanicznego. Informacje dotyczące zmienności wielkości emisji biogenicznych CO₂ uzyskano metodami pomiarowymi, których wyniki wykorzystane zostały do celów symulacji czasowo-przestrzennego rozkładu tych strumieni w skali lokalnej.

Modelowanie rozprzestrzeniania się CO₂ z miejskich terenów zieleni przeprowadzono przy wykorzystaniu gaussowskiego modelu obłoku Calpuff, którego algorytmy uwzględniają m.in. zróżnicowanie rzeźby terenu oraz czasową i przestrzenną zmienność warunków meteorologicznych. Badanie miało na celu ocenę celowości zastosowania modelu Calpuff do obliczeń rozkładów przestrzennych i przewidywania wiel-

* Politechnika Wrocławska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

** Ukraiński Instytut Hydrometeorologiczny, Prospekt Nauky 37, 03028 Kyiv, Ukraina.

*** Politechnika Wrocławska, Wydział Mechaniczny, Katedra Inżynierii Pojazdów, ul. Braci Gierymskich 164, Wrocław.

kości strumieni ditlenku węgla z ekosystemów miejskich, obliczonych na podstawie oznaczeń izotopów trwałych węgla.

2. OBSZAR I METODYKA BADAŃ

Badania oceny wpływu czynników meteorologicznych oraz pokrycia terenu na strumienie i skład izotopowy węgla w CO₂ emitowanym z ekosystemów przekształconych, przeprowadzone zostały w ogrodzie botanicznym (Forest Botanical Garden) w mieście Getynga (Niemcy) w sierpniu i wrześniu 2016 roku [2]. Zastosowane zostały techniki komorowe pomiaru strumienia CO₂ oraz badania laboratoryjne składu izotopowego węgla w CO₂ ($\delta^{13}\text{C}$) metodą spektrometrii laserowej CRDS G2131-i Picarro [3].

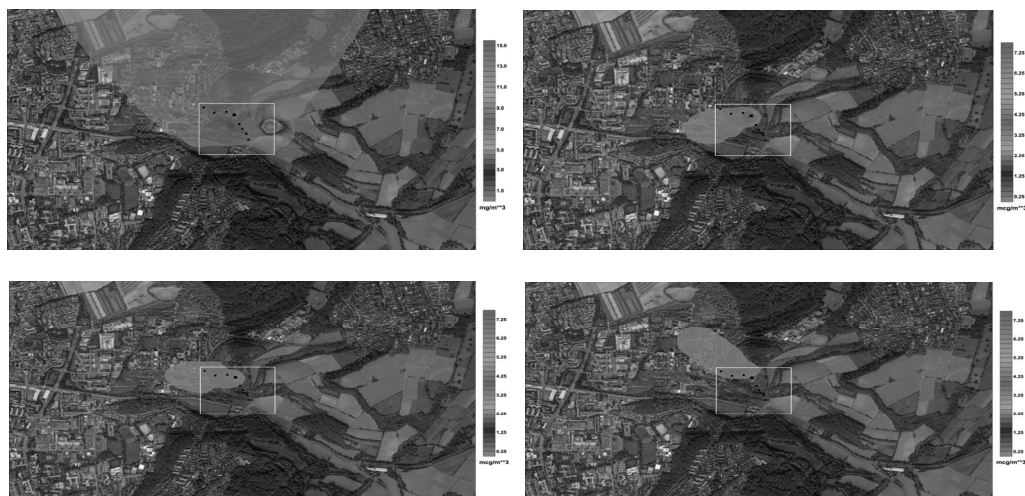
W obliczeniach modelowych Calmet/Calpuff rozpatrywano rozbudowane scenariusze uwzględniające wpływ czynników klimatycznych („wet-cool” oraz „dry-warm”, zależnych od wilgotności i temperatury gleby) na aktywność respiracyjną i rozprzestrzeniania się strumieni CO₂. Dane przestrzenne powierzchni terenu w przyjętej domenie obliczeniowej 4 × 6 km pozyskano z bazy danych pokrycia terenu CORINE Land Cover 2012 [4] o rozdzielczości 100 m. Do modelowania warunków meteorologicznych za pomocą diagnostycznego modułu Calmet, użyto jako dane wejściowe dane meteorologiczne pochodzące ze stacji naziemnych oraz pionowego sondażu atmosfery [5, 6]. Weryfikację wyników modelowania przeprowadzono w oparciu o dane pomiarowe stężeń CO₂ na poziomie gruntu oraz za pomocą bilansu masy sygnatury izotopowej średniego źródła CO₂.

3. WYNIKI BADAŃ

Uzyskane przebiegi stężeń jednogodzinnych CO₂ (dla godzin popołudniowych) wskazują, że emisja biogeniczna w badanym okresie była istotnie zmienna w czasie i przestrzeni – niejednokrotnie obserwowano także istotną zmianę zasięgu oddziaływania strumienia emisji CO₂ (rys. 1). Z przeprowadzonych analiz wynika iż największe różnice między modelowanymi a mierzonymi stężeniami CO₂ uzyskano w przypadku scenariusza „wet-cool” (przy występowaniu zachmurzenia i opadu atmosferycznego). W przypadku scenariusza „dry-warm” (w warunkach suchych), otrzymany rozkład stężeń CO₂ wystąpił na poziomie zbliżonym do wyników uzyskanych w badaniach terenowych.

Duża zmienność czasowa i przestrzenna strumieni CO₂ z przywróconych użytków zielonych przyczyniała się prawdopodobnie do niedoszacowania wartości stężeń CO₂ uzyskanych w wyniku modelowania w stosunku do wartości uzyskanych z badań. Nie we wszystkich symulacjach dopasowanie wyników modelu do przebiegu danych po-

miarowych było satysfakcjonujące gdyż zastosowany model nie zawiera danych wejściowych w zakresie: danych fenologicznych roślinności, aktywności fotosyntetycznej, czy efektów oddziaływania temperatury i promieniowania na roślinność, co wiąże się ze szczegółowością opisu strumieni biogenicznych [7]. Dalsza kalibracja i weryfikacja modelu jest możliwa poprzez porównanie wyników obliczeń stężeń CO_2 z danymi pomiarowymi pochodzącymi z punktów reprezentatywnych dla różnych typów ekosystemów.



Rys. 1. Przestrzenny rozkład stężeń maksymalnych jednogodzinnych CO_2 na poziomie gruntu (w mg/m^3) dla obszaru obliczeniowego (4×6 km), scenariusz „dry-warm” (klasa stabilności E, prędkość wiatru $1,35 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) w dniu 2017-04-09, godz. 12:00–15:00.
Znaczniki na mapie – punkty pomiarowe

LITERATURA

- [1] KURPPA M., NORDBO A., HAAPANALA S., JÄRVI, *Effect of seasonal variability and land use on particle number and CO_2 exchange in Helsinki, Finland*, Urban Climate, 2015, 13, 94–109.
- [2] BEZYK Y., DORODNIKOV M., GRZELKA A., NYCH A., *Characteristics of temporal variability of urban ecosystem-atmosphere CO_2 , CH_4 , and N_2O fluxes*, E3S Web of Conferences, 2018, 44, 00013.
- [3] PICARRO, *Gas Isotope Analyzers*, [dostęp 26-03-2018: <https://www.picarro.com>].
- [4] CORINE Land Cover., [dostęp 29-03-2019: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine>].
- [5] Weather Information Service. OGIMET., [dostęp 30-03-2019: <http://weather.uwyo.edu/upperair/>].
- [6] Soundings. University of Wyoming, [dostęp 30-03-2019: <http://weather.uwyo.edu/upperair/>].
- [7] HILTON T., DAVIS W., KELLER K.J., URBAN N.M., *Improving North American terrestrial CO_2 flux diagnosis using spatial structure in land surface model residuals*, Biogeosciences, 10, 4607–4625.

Maciej KRYZA*, Małgorzata WERNER*,
Justyna DUDEK*

MODELOWANIE STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ – WPLYW DANYCH O EMISJI

1. WSTĘP

Zanieczyszczenie powietrza jest jednym z głównych problemów środowiskowych, stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia i życia mieszkańców [2]. Wiele badań wykazuje zależność między stężeniem pyłu zawieszonego (PM_{10} oraz $PM_{2,5}$) i długością życia [3] czy liczbą przyjęć do szpitali [4]. Głównym źródłem zanieczyszczeń, mających wpływ na jakość powietrza w Polsce jest emisja ze źródeł komunalno-bytowych (tzw. „niska emisja”).

Modele transportu zanieczyszczeń są narzędziami wspomagającymi zarządzanie jakością powietrza. Kluczową informacją wejściową do modeli jest informacja o emisji zanieczyszczeń do atmosfery. Emisja zmienia się w przestrzeni i w czasie, a jej poprawna charakterystyka przekłada się istotnie na wyniki modelowania.

Celem tej pracy jest określenie wpływu danych o emisji na wyniki obliczonych z wykorzystaniem modelu WRF-Chem godzinowych stężeń pyłu zawieszonego $PM_{2,5}$. Wykorzystane zostały dwie różne inwentaryzacje emisji, a wyniki modelowania dla całego roku 2017 zostały porównane z danymi pomiarowymi.

2. DANE I METODY

W pracy wykorzystany został zintegrowany online model transportu zanieczyszczeń WRF-Chem [1]. Model został skonfigurowany z wykorzystaniem dwóch zagnieżdżonych domen [6]. Domena zewnętrzna obejmuje obszar Europy Środkowej i ma rozdziel-

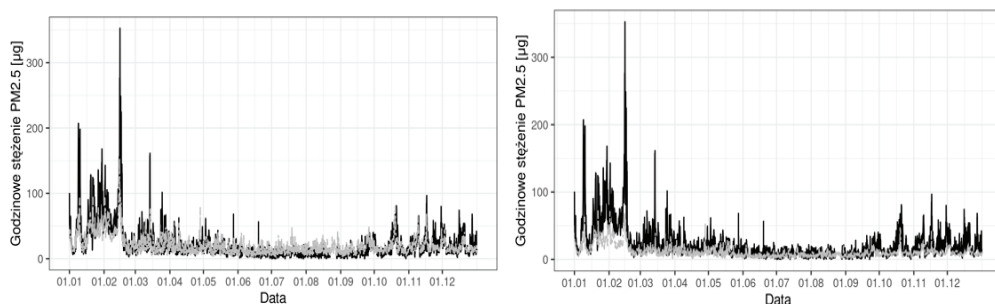
* Uniwersytet Wrocławski, Wydział Nauki o Ziemi i Kształtowania Środowiska, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, ul Kosiby 8, 51-621 Wrocław.

czość przestrzenną $12 \text{ km} \times 12 \text{ km}$, a zagnieżdżona – obszar Polski ($4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$). Szczegóły dotyczące konfiguracji pozostałych elementów modelu przedstawia praca [5].

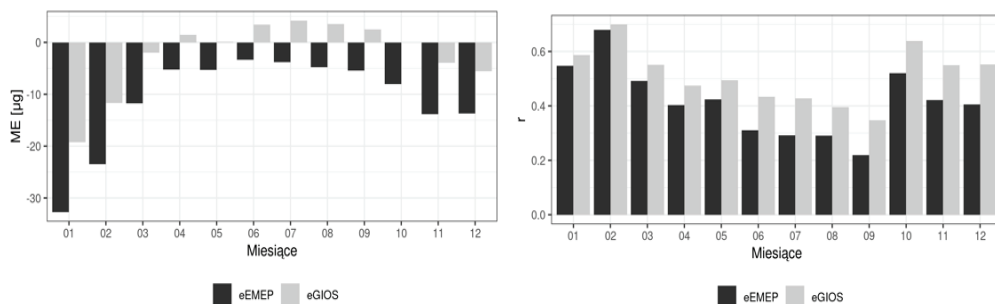
Model został uruchomiony dwukrotnie, dla roku 2017. W pierwszej symulacji wykorzystano dane o emisji opracowane przez EMEP (https://www.ceip.at/webdab_emepdatabase/) w siatce $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ (symulacja eEMEP). W drugiej symulacji, dla obszaru Polski wykorzystano dane o emisji zanieczyszczeń opracowane przez GIOŚ dla roku 2016, dla sektora komunalno-bytowego oraz transportu drogowego (symulacja eGIOŚ), (siatka $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$). Do transformacji danych o emisji do siatki obliczeniowej modelu WRF-Chem wykorzystano dedykowany skrypt opracowany w środowisku R, zapewniający zachowanie masy emitowanych zanieczyszczeń podczas zmiany układu współrzędnych i rozdzielczości.

3. WYNIKI

W przypadku obu symulacji, roczny przebieg obserwowanych stężeń jest poprawnie odwzorowany (rys. 1). Epizody wysokich stężeń są niedoszacowane w obu symulacjach, a niedoszacowanie to jest większe w przypadku eEMEP.



Rys. 1. Modelowane (szary kolor) i obserwowane stężenia $\text{PM}_{2.5}$ dla stacji we Wrocławiu dla symulacji eGIOŚ (lewa strona) i eEMEP (prawa)



Rys. 2. Średni błąd (ME) i współczynnik korelacji (r) dla poszczególnych miesięcy i symulacji

Średni błąd (ME) i współczynnik korelacji (r) zmieniają się istotnie w poszczególnych miesiącach (rys. 2). W przypadku eGIOŚ widać poprawę wyników modelowania – redukcję niedoszacowań i wzrost r szczególnie w zimie.

4. PODSUMOWANIE

Zastosowanie inwentaryzacji emisji o wysokiej rozdzielczości przestrzennej istotnie przełożyło się na wyniki modelowanych stężeń $PM_{2.5}$. W zimie zredukowane zostały niedoszacowania, a współczynniki korelacji zwiększyły się. Lepiej odwzorowane są także epizody z obserwowanymi wysokimi stężeniami.

Badania zostały sfinansowane z grantu NCN nr UMO-2017/25/B/ST10/01041. Obliczenia zostały wykonane we Wrocławskim Centrum Sieciowo-Superkomputerowym, grant nr 170. Dane z GIOŚ zostały przygotowane w ramach projektu "Supporting the air quality assessment system with application of modelling of PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , B(a)P for the years 2015, 2016 and 2017".

LITERATURA

- [1] GRELL G.A. et al., *Fully coupled 'online' chemistry within the WRF model*, Atmos. Environ., Dec. 2005, Vol. 39, No. 37, 6957–6975.
- [2] POPE C.A., DOCKERY D.W., *Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect*, J. Air Waste Manag. Assoc., Jun. 2006, Vol. 56, No. 6, 709–42.
- [3] SPYCHAŁA A., DOMAGALSKA J., ĆWIELĄG-DRABEK M., MARCHWIŃSKA-WYRWAŁ E., *Correlation between length of life and exposure to air pollution*, Polish J. Environ. Stud., 2020, Vol. 29, No. 2, 1361–1368.
- [4] SALAMA A. et al., *Impact of air pollution on hospital admissions with a focus on respiratory diseases: a time-series multi-city analysis*, Environ. Sci. Pollut. Res., 2019, 16998–17009.
- [5] WERNER M., KRYZA M., GUZIKOWSKI J., *Can data assimilation of surface $PM_{2.5}$ and Satellite AOD improve WRF-Chem Forecasting? A case study for two scenarios of particulate air pollution episodes in Poland*, Remote Sens., 2019, Vol. 11, No. 20.
- [6] WERNER M., KRYZA M., PAGOWSKI M., GUZIKOWSKI J., *Assimilation of $PM_{2.5}$ ground base observations to two chemical schemes in WRF-Chem – the results for the winter and summer period*, Atmos. Environ., Dec. 2018, Vol. 200, 178–189.

*widzialność, zanieczyszczenie powietrza,
warunki meteorologiczne, model logitowy*

Grzegorz MAJEWSKI*, Bartosz SZELAĞ**, Adam KRASUSKI***,
Wioletta ROGULA-KOZŁOWSKA***, Ewa ANIOŁ*

PROGNOZA WIDZIALNOŚCI ZA POMOCĄ WIELOWYMIAROWEGO MODELU LOGITOWEGO

1. WSTĘP

Wyniki prowadzonych na całym świecie od dziesięcioleci badań zanieczyszczeń antropogenicznych służą nie tylko do oszacowania możliwości ograniczenia negatywnego wpływu emisji zanieczyszczeń powietrza na zdrowie ludzi i środowisko, ale również do oceny kierunku i siły związku pomiędzy zanieczyszczeniem powietrza i widzialnością [1].

Stężenie pyłu zawieszonego (PM) w powietrzu atmosferycznym w Polsce, determinuje emisja związana z szeroko rozumianym transportem, produkcją przemysłową i produkcją energii. Jak pokazały badania prowadzone intensywnie w ostatniej dekadzie to ostatnie źródło jest tym, które powoduje, że stężenia PM w Polsce są w większości regionów wyższe niż w innych rozwiniętych krajach europejskich [2–4].

Prognoza widzialności stanowi złożone zadanie. Wynika to z faktu, że widzialność kształtuje szereg czynników a związek między nimi a widzialnością nie jest liniowy [5]. W pracy zaproponowano zastosowanie modelu klasyfikacyjnego do prognozowania widzialności. Do tego celu wykorzystano metodę wielomianowej regresji logistycznej. Wartości widzialności uzależniono od jakości powietrza i warunków meteorologicznych. Wykorzystano dane pomiarowe gromadzone przez dekadę (2004–2013) w południowej części Warszawy.

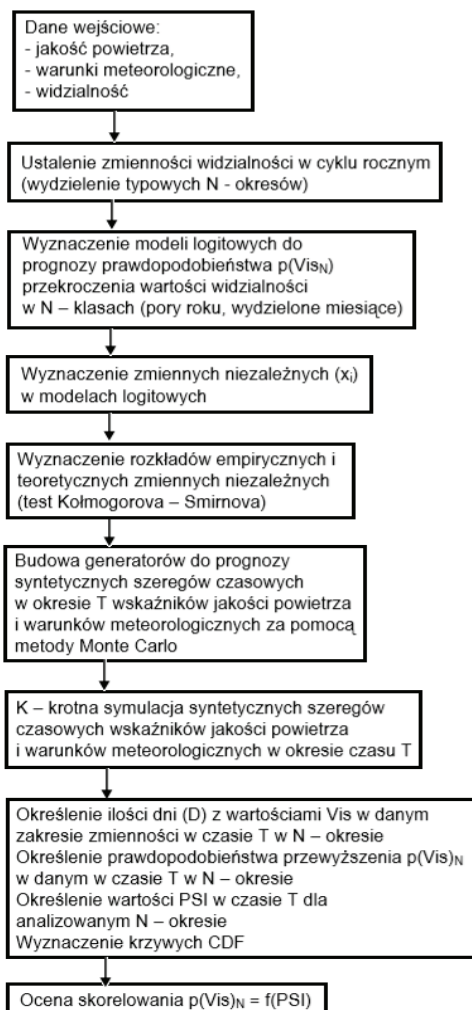
* SGGW, ul. Nowoursynowska 166, 02-776 Warszawa.

** PŚk al. Tysiąclecia Państwa Polskiego 7, 25-314 Kielce.

*** SGSP, ul. Słowackiego 52/54 St., 01-629 Warszawa.

2. METODYKA

W przyjętej metodyce założono, że wyznaczone będzie N – modeli logitowych, co pozwoli na identyfikację wartości widzialności w odpowiednich przedziałach zmienności. Równolegle, w oparciu o dane pomiarowe, obliczany będzie sub – indeks (PSI) zanieczyszczeń, który pozwoli ocenić wpływ jakości powietrza na ryzyko śmiertelności. Tym samym przyjęte w rozważaniach podejście daje możliwość powiązania poziomu widzialności (Vis) z wpływem na zdrowie człowieka. Schemat obliczeniowy modelu zamieszczono na rys. 1.



Rys. 1. Schemat wyznaczenia modelu probabilistycznego do symulacji wartości Vis i PSI

3. WYNIKI I WNIOSKI

Wartości liczbowe współczynników ustalone w modelach logitowych dla kolejnych zmiennych niezależnych (istotnych statystycznie na przyjętym poziomie ufności 0,05) i otrzymane miary dopasowania wyników obliczeń do pomiarów podano w tabeli 1.

Tabela 1. Zestawienie wartości współczynników (α_i) i miar dopasowania wyników obliczeń do pomiarów (SENS, SPEC, R_z^2) w modelach logitowych

Vis _{lim1} = 10 km			Vis _{lim2} = 20 km			Vis _{lim3} = 30 km		
Variables	Value	St. dev.	Variables	Value	St. dev.	Variables	Value	St. dev.
Intercept	25,998	1,370	Intercept	18,585	1,032	Intercept	16,173	0,911
Rh	-0,257	0,014	Rh	-0,191	0,010	Rh	-0,192	0,009
PM ₁₀	-0,088	0,007	PM ₁₀	-0,120	0,007	PM ₁₀	-0,119	0,007
T	0,127	0,014	T	0,114	0,009	T	0,095	0,090
P	-0,283	0,037	P	-0,550	0,035	P	-0,740	0,083
NO ₂	-0,044	0,010	NO ₂	-0,023	0,008	–	–	–
CO	-0,002	0,000	O ₃	0,013	0,005	O ₃	-0,022	0,004
SO ₂	-0,029	0,015	–	–	–	–	–	–
$N_m = 2517$			$N_m = 1616$			$N_m = 1021$		
SENS = 75,53%			SENS = 86,82%			SENS = 90,21%		
SPEC = 96,65%			SPEC = 89,21%			SPEC = 78,51%		
$R_z^2 = 93,03\%$			$R_z^2 = 88,09\%$			$R_z^2 = 86,28\%$		

N_m – liczba zdarzeń w zbiorze N gdy graniczne wartości Vis_{lim} były przekroczone.

Zaproponowany w pracy model probabilistycznych można wykorzystać do prognozy widzialności. Otrzymane wyniki symulacji wykazują wysoką zbieżność z danymi uzyskanymi z pomiarów. Przeprowadzone analizy wykazały, że stosując zaproponowany model, można prognozować zależności między indeksem jakości powietrza, a widzialnością.

LITERATURA

- [1] HU Y., YAO L., CHENG Z., WANG Y., *Long-term atmospheric visibility trends in megacities of China, India and the United States*. Environmental Research, 2017, 159, 466–473.
- [2] MAJEWSKI G., ROGULA-KOZŁOWSKA W., *The elemental composition and origin of fine ambient particles in the largest Polish conurbation: First results from the short-term winter campaign*, Theor. Appl. Climatol., 2016, 125 (1–2), 79–92.
- [3] PASTUSZKA J.S., ROGULA-KOZŁOWSKA W., ZAJUSZ-ZUBEK E., *Characterization of PM10 and PM2.5 and associated heavy metals at the crossroads and urban background site in Zabrze, Upper Silesia, Poland, during the smog episodes*, Environ. Monit. Assess., 2010, 168 (1–4), 613–627.
- [4] ROGULA-KOZŁOWSKA W., KLEJNOWSKI K., ROGULA-KOPIEC P., OŚRÓDKA L., KRAJNY E., BŁASZCZAK B. et al., *Spatial and seasonal variability of the mass concentration and chemical composition of PM2.5 in Poland*, Air Qual. Atmos. Health, 2014, 7 (1), 41–58.
- [5] SINGH A., BLOSS W.J., POPE F.D., *60 years of UK visibility measurements*, Atmos. Chem. Phys., 2017, 17, 2085–2101.

*pyły zawieszane, pomiar stężeń PM_{10} ,
równoważność pomiarów, funkcja korygująca, modelowanie funkcji*

Tomasz OWCZAREK*, Mariusz ROGULSKI**,
Piotr O. CZECHOWSKI*

OCENA RÓWNOWAŻNOŚCI CZUJNIKÓW NISKOKOSZTOWYCH Z METODĄ REFERENCYJNĄ W POMIARZE STĘŻEŃ PYŁU PM_{10} Z ZASTOSOWANIEM WYBRANYCH FUNKCJI KOREKCYJNYCH

1. WSTĘP

Wielkie zapotrzebowanie na wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń w powietrzu powoduje, że na rynku pojawia się coraz więcej tanich urządzeń służących do tego celu. Ich niewątpliwą zaletą jest niski koszt, względna mobilność i możliwość uzyskiwania chwilowych wyników pomiarów, np. co minutę. Jednak przydatność tych mierników musi być zweryfikowana poprzez określenie stopnia zgodności wyników uzyskiwanych przez nie, z metodą traktowaną jako właściwą do pomiaru określonego zanieczyszczenia, czyli metodą referencyjną [1, 3]. W badaniu wykorzystano funkcje korygujące o różnych postaciach wykorzystujące oprócz pomiarów urządzenia badanego i urządzenia referencyjnego również dane meteorologiczne, mogące mieć wpływ na funkcjonowanie mierników i w konsekwencji ich równoważność z metodą referencyjną. Celem badania było wybranie funkcji korygującej zapewniającej najlepsze dopasowanie do pomiarów metody referencyjnej i wykazanie jej skuteczności w korekcji danych zapewniającej możliwość wykazania równoważności badanej metody z metodą referencyjną.

* Uniwersytet Morski w Gdyni, Morska 81–87, 81-225 Gdynia.

** Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa.

2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Dane do przeprowadzenia badania pochodzą z dwóch pracujących niezależnie od siebie czujników stężenia pyłu zawieszonego PM_{10} (urządzenia kandydujące) oraz z należącego do WIOŚ (urządzenie odniesienia) urządzenia wykorzystującego metodę referencyjną. Wszystkie urządzenia znajdowały się w bezpośredniej bliskości siebie. Pomiarów stężeń PM_{10} dokonano w dniach od 1 lutego do 30 lipca 2018 w Nowym Sączu. Uzyskane stężenia godzinowe zostały uśrednione do pomiarów dobowych. Powstało w ten sposób 150 obserwacji dobowych wykorzystywanych w dalszej części badania. Do danych dotyczących stężeń PM_{10} dołączono dane dotyczące średniej temperatury powietrza, wilgotności oraz prędkości wiatru.

W dalszej części badania przeprowadzono modelowanie różnych postaci funkcji kalibrujących. Modelowanie przeprowadzono z wykorzystaniem modeli GRM (*Generalized Regression Models*) i regresji krokowej wstecznej. Uzyskane w ten sposób modele oceniono przy pomocy współczynnika determinacji R^2 , odchylenia resztowego Se i resztowego współczynnika zmienności Ve . Dla wszystkich modeli liniowych obliczono wartość statystyki F i przeprowadzono test Walda na liniowość modelu [2]. Najlepsze modele zostały wykorzystane do dalszego porównania wyników badanej metody z wynikami metody referencyjnej.

Dla wybranych modeli przeprowadzono obliczenia rozszerzonej niepewności pomiarowej w_{CR} , jako głównego elementu badania równoważności metod. Niskie wartości niepewności wskazują na dużą zgodność danych pochodzących z metody kandydującej z danymi metody referencyjnej. Jako granicę akceptowalności niepewności rozszerzonej dla metody kandydującej przyjmuje się $U_{max} = 25\%$ [3, 4].

3. PRZYKŁADOWE WYNIKI ANALIZ

Modelowanie przeprowadzono z wykorzystaniem modeli w różnych postaciach funkcyjnych: liniowe, wykorzystujące wielomiany do drugiego stopnia, interakcje czynników oraz nieliniowe przekształcenia zmiennych.

Jako zmienne zależne wykorzystano pomiary stężeń PM_{10} z urządzeń kandydujących (PM_{10-1} i PM_{10-2}), temperaturę (Temp), wilgotność powietrza (Humid) i prędkość wiatru (WV). Wykorzystano również przyrosty zmiennych pogodowych.

Ze względu na postać funkcyjną i zastosowane zmienne powstało wiele grup modeli. Metoda regresji wstecznej GRM wyłoniła najlepsze modele w każdej grupie i te modele poddano dalszej ocenie przy pomocy niepewności pomiarowej. Przykładowe wyniki regresji i badania niepewności przedstawiono poniżej.

W tabeli 1 zapisano wyłącznie parametry istotne statystycznie. Wartość współczynnika determinacji dla tego modelu wynosi $R^2 = 0,932$, $Se = 7,201$, $Ve = 17,8\%$.

Tabela 1. Modele dla urządzenia kandydującego 1, ze zmiennymi pogodowymi oraz ich przyrostami

Efekt	Param.	Bł. std.	t	p
Wyraz wolny	52,520	5,002	10,501	0,000
PM ₁₀₋₁	0,500	0,016	31,382	0,000
Temp	-0,203	0,084	-2,415	0,017
Humid	-0,433	0,058	-7,528	0,000

Wartość niepewności pomiarowej wyników skorygowanych przy pomocy powyższej funkcji korygującej wynosi $w_{CR} = 12,8\%$ i przyjmuje wartość zdecydowanie poniżej wymaganego poziomu 25%.

Tabela 2. Modele liniowe dla urządzenia kandydującego 1, ze zmiennymi pogodowymi

Efekt	Param.	Bł. std.	t	p
Wyraz wolny	9,441	2,207	4,278	0,000
PM ₁₀₋₁	0,944	0,132	7,152	0,000
WV	24,098	5,916	4,073	0,017
PM ₁₀₋₁ *Humid	-0,005	0,002	-3,128	0,002
WV*Humid	-0,251	0,071	-3,535	0,001

W tabeli 2 zapisano wyłącznie parametry istotne statystycznie. Wartość współczynnika determinacji dla tego modelu wynosi $R^2 = 0,933$, $Se = 7,174$, $Ve = 17,7\%$.

Wartość niepewności pomiarowej wyników skorygowanych przy pomocy powyższej funkcji korygującej wynosi $w_{CR} = 13,1\%$ i przyjmuje wartość zdecydowanie poniżej wymaganego poziomu 25%.

Wyniki wstępnych analiz na wybranych typach modeli wskazują na duże prawdopodobieństwo uzyskania funkcji korygującej, której zastosowanie pozwoli skorygować pomiary stężeń uzyskanych z badanych czujników w taki sposób, aby możliwe było stwierdzenie równoważności metody badanej z metodą referencyjną.

LITERATURA

- [1] *Ambient Air – Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter (PM₁₀; PM_{2,5})*, CEN/TS 16450, European Committee for Standardization, 2013.
- [2] CZECHOWSKI P.O., DĄBROWIECKI P., ONISZCZUK-JASTRZĄBEK A., BIELAWSKA M., CZERMAŃSKI E., OWCZAREK T., ROGULA-KOPIEC P., BADYDA A., *A preliminary attempt at the identification and financial estimation of the negative health effects of urban and industrial air pollution based on the agglomeration of Gdańsk*, Sustainability, MDPI, 2020, 12, 42–59.
- [3] Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods, 2010, <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/equivalence.pdf> [dostęp: 15.10.2019].
- [4] OWCZAREK T., ROGULSKI M., *Uncertainty of PM10 concentration measurement on the example of an optical measuring device*, SHS Web of Conferences, 2018, 57, pp. 02008.

*skutki zdrowotne zanieczyszczenia powietrza, statystyka,
Generalized Regression Model GRM, POChP, ryzyko zdrowotne,
koszty utraty zdrowia, astma, infekcje dróg oddechowych*

Piotr O. CZECHOWSKI*, Konstancja PIKSA*,
Piotr DĄBROWIECKI**, Aneta ONISZCZUK JASTRZĄBEK***,
Ernest CZERMAŃSKI***, Tomasz OWCZAREK*, Artur BADYDA****

**WSTĘPNA IDENTYFIKACJA
I PRÓBA WYCENY FINANSOWEJ
NEGATYWNYCH SKUTKÓW ZDROWOTNYCH
ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA W DŁUGIM OKRESIE
W WYBRANYCH AGLOMERACJACH
MIEJSKO-PRZEMYSŁOWYCH W POLSCE
W UJĘCIU MIESIĘCZNYM**

1. WSTĘP

Badanie stanowi pierwszą w Polsce próbę określenia związku pomiędzy zanieczyszczeniem powietrza w aglomeracji miejsko-przemysłowej a stanem zdrowia [3] jej mieszkańców wraz z próbą wyceny kosztów finansowych zachorowań na choroby wytypowane w ramach badań jako przyczynowo istotne dla tych zachorowań w ujęciu miesięcznym. W pracy przedstawiono wyniki pilotażowego badania identyfikacji zanieczyszczeń powietrza wpływających istotnie statystycznie na zachorowalność wytypowanych chorób [1] w wybranych aglomeracjach miejsko przemysłowych [5]. Badanie ma charakter interdyscyplinarny i zawiera trzy zasadnicze komponenty: zdrowotny, środowiskowy oraz ekonomiczny [4].

* Uniwersytet Morski w Gdyni, Morska 81–87, 81-225 Gdynia.

** Wojskowy Instytut Medyczny, Klinika Chorób Infekcyjnych i Alergologii, Szaserów 128, 00-144 Warszawa.

*** Uniwersytet Gdański, Wydział Ekonomiczny, Armii Krajowej 119/121, 81-824 Sopot.

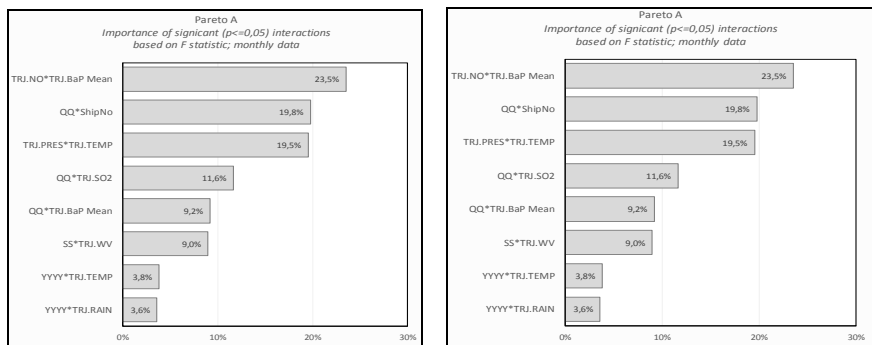
**** Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa.

2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Modelowanie przeprowadzono dla trzech aglomeracji: Gdańskiej, Warszawskiej i Krakowskiej w latach 2010–2018, przy wykorzystaniu statystycznych modeli GRM (*Generalized Regression Models*). Przeprowadzone badania uwzględniły w ramach funkcji przemysłowej miasta także fakt funkcjonowania dużego portu morskiego, do którego zawijają tysiące statków rocznie generując znaczną emisję do atmosfery (NO_x i PM). Po stronie przyczyn uwzględniono wpływ zanieczyszczeń powietrza, sezonowości oraz emisji lądowych i morskich oraz ich interakcji. Wszystkie te efekty wpływają istotnie ($p \leq 0,05$) na zachorowalność trzech wybranych chorób: zaostrzenie astmy oskrzelowej, przewlekłej obturacyjnej choroby płuc (POChP) i zapalenia płuc oraz zgonów w długim okresie czasu (9 lat). Dane źródłowe pochodzą z Narodowego Funduszu Zdrowia (NFZ), sieci monitoringu powietrza fundacji ARMAAG, Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ) oraz Kapitanatu Portu Gdańsk. W badaniu wykorzystano 60 zmiennych reprezentujących choroby, które pogrupowano w 19 grup. Uzyskane wyniki posłużyły do opracowania metodologii wyceny finansowej negatywnych skutków zdrowotnych zanieczyszczeń powietrza dla aglomeracji i będą stanowić podstawę dla dalszej analizy porównawczej wybranych rejonów Polski. Przedstawiono proces identyfikacji interakcji czynników w modelach GRM, zaproponowano algorytm szacowania wkładu pojedynczych czynników ryzyka na podstawie uzyskanych wyników interakcji w oparciu o rozkład Fishera w ujęciu Pareto. Na tej podstawie zaproponowano metodologię rzeczywistej wyceny finansowej schorzeń dla aglomeracji. Analiza porównawcza trzech rejonów Polski pozwoliła przedstawić odmienny charakter przyczyn problemów zdrowotnych związanych z zanieczyszczeniem powietrza. Wnioski mogą być podstawą do zmian w polityce regionalnej badanych aglomeracji.

3. PRZYKŁADOWE WYNIKI ANALIZ

Wyniki modelowania w Aglomeracji Gdańskiej zapalenia płuc [TRJ_sum_J12_18] dla danych w ujęciu dobowym [2] pozwalają na wyjaśnienie 46,9% zmienności zachorowań na zapalenie płuc i jest to jedna z wyższych wartości świadcząca o rozpoznaniu czynników silnie wpływających na zachorowalność. Czynniki, które są statystycznie istotne związane z zachorowalnością są: MM | MM*YYYY | NO_2 *WV | PM_{25} *WV | YYYY*PRES | PM_{25} *BaP | DD*MM | CO, WV*BaP | TEMP*ShipNo | SO_2 *ShipNo | NO_2 *HUMID | O_3 * PM_{25} . Wyniki wskazują, że najważniejszymi czynnikami mającymi wpływ na zachorowalność w Trójmieście na zapalenie płuc są: NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$, CO, O_3 , BaP oraz SO_2 związane z emisją ze statków (rys. 1, tab. 1).



Rys. 1. Wykresy Pareto znaczenia czynników środowiskowych ryzyka zapalenia płuc w Aglomeracji Gdańskiej; od lewej: modele z interakcjami oraz ryzyko dla pojedynczych czynników

Tabela 1. Czynniki ryzyka oraz ich interakcje dla zapalenia płuc w Aglomeracji Gdańskiej (TRJ)

ICD10: J12, J18 Zapalenie płuc ; city TRJ, monthly; $R^2 = 86,4\%$		
Czynniki	Wystąpienia	Interakcje czynników
YYYY	2	QQ*ShipNo
SS	1	TRJ.NO*TRJ.BaP Mean
QQ	3	QQ*TRJ.BaP Mean
TRJ.SO2	1	TRJ.PRES*TRJ.TEMP
TRJ.NO	1	SS*TRJ.WV
TRJ.PRES	1	YYYY*TRJ.TEMP
TRJ.WV	1	YYYY*TRJ.RAIN
TRJ.TEMP	2	QQ*TRJ.SO2
TRJ.RAIN	1	
ShipNo	1	
TRJ.BaP	2	

LITERATURA

- [1] BADYDA A., DĄBROWIECKI P., CZECHOWSKI P., MAJEWSKI G., *Risk of bronchi obstruction among non-smokers – Review of environmental factors affecting bronchoconstriction*, Respiratory Physiology and Neurobiology, 2015, 209, 39–46.
- [2] CZECHOWSKI P.O., DĄBROWIECKI P., ONISZCZUK-JASTRZĄBEK A., BIELAWSKA M., CZERMAŃSKI E., OWCZAREK T., ROGULA-KOPIEC P., BADYDA A., *A preliminary at-tempt at the identification and financial estimation of the negative health effects of urban and industrial air pollution based on the agglomeration of Gdańsk*, Sustainability, 2020, 12, 42–59.
- [3] KELLY F.J., FUSSELL J.C., *Air pollution and airway disease*, Clin. Exp. Allergy, 2011, 41 (8), 1059.
- [4] KUNZLI N., PEREZ L., RAPP R., *Air Quality and Health*, ERS Environment and Health Committee, 2010.
- [5] *United Nations Population Fund “State of World Population 2019”*, ISBN 978-0-89714-029-4, UNFPA, 2019.

Agnieszka GRZELKA*, Urszula MILLER*,
Izabela SÓWKA*

ANALIZA POTENCJAŁU WYKORZYSTANIA BIOFILTRACJI NA ZŁOŻU ZRASZANYM (BTF) W DEZODORYZACJI GAZÓW

1. WSTĘP

Metody biologiczne są wykorzystywane w oczyszczaniu gazów od blisko 70 lat [1]. W ostatnich czasach najpowszechniej stosowaną spośród technik zaliczanych do metod biologicznych jest biofiltracja. Metoda ta cieszy się popularnością przede wszystkim ze względu na wysoką energooszczędność, niewielką szkodliwość dla środowiska naturalnego i niskie ryzyko wymywania biofilmu pokrywającego złożę (a co za tym idzie – wysoką stabilność procesu). Z drugiej strony, tradycyjne biofiltry charakteryzują się niedostateczną możliwością kontroli i modyfikacji parametrów prowadzonych w nich procesów oraz zajmują stosunkowo dużą powierzchnię – co dla istniejących zakładów często stanowi czynnik limitujący dla zastosowania technologii tego typu. Dlatego obiecującą alternatywę dla nich mogą stanowić biofiltry ze złożem zraszanym (ang. *biotrickling filters* – BTF) [6]. Proces prowadzony w prawidłowo zaprojektowanym urządzeniu, przy zachowaniu założonych zakresów parametrów operacyjnych, pozwala na osiągnięcie wysokiej skuteczności dezodoryzacji gazów [4], co w konkretnych warunkach eksploatacyjnych może stanowić alternatywne rozwiązanie w stosunku do tradycyjnych metod oczyszczania odorotwórczych gazów.

W pracy scharakteryzowano zasadę działania biofiltrów ze złożem zraszanym, oraz wskazano potencjalne obszary ich zastosowania wraz z analizą skuteczności dezodoryzacji dla poszczególnych gałęzi przemysłu.

* Politechnika Wroclawska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

2. AKTUALNE TRENDY I OBSZARY ZASTOSOWAŃ BTF

W biofiltrach ze złożem zraszonym zanieczyszczone powietrze przetłaczane jest przez upakowane (najczęściej zbudowane z syntetycznych kształtek lub pianki poliuretanowej, rzadziej z materiałów pochodzenia naturalnego – np. skały wulkanicznej lub mieszanki materiału organicznego i nieorganicznego) złożo współ- lub przeciwpłędowo. Złożo zapewnia powierzchnię niezbędną do rozwoju biofilmu, którego zadaniem jest biodegradacja zanieczyszczeń. Złożo, najczęściej w sposób ciągły, zraszane jest cieczą, której głównym zadaniem jest utrzymanie niezbędnej do prowadzenia procesów wilgotności oraz dostarczenie składników odżywczych (N, P, K i pierwiastków śladowych). Ciecz zraszająca stanowi zatem środek umożliwiający kontrolowanie podstawowych parametrów operacyjnych, których optymalne zakresy są różne w zależności od charakterystyki gazów poddawanych oczyszczaniu [4, 6]. Ponadto, skuteczność dezodoryzacji dla konkretnych związków można zwiększyć poprzez dodatek wybranych substancji do cieczy zraszającej, np. dodatek soli Fe^{3+} w instalacjach dezodoryzacji gazów zawierających H_2S [4], lub dodatek surfaktantów dla gazów zawierających metan [10] i olejów silikonowych w usuwaniu α -pinenu [9]. Zwykle większość zanieczyszczeń ulega biodegradacji w biofilmie, jednak część z nich jest usuwana przez mikroorganizmy zawieszony w zawracanej cieczy [4].

Prawidłowe zaprojektowanie procesu i utrzymywanie optymalnych warunków pracy, a także zastosowany materiał wypełnienia są czynnikami w największym stopniu warunkującymi osiągnięcie założonych skuteczności dezodoryzacji w biofiltrach ze złożem zraszonym. Obecne trendy technologiczne opierają się na stosowaniu nowego typu materiałów filtracyjnych, np. z dodatkiem węgla aktywnego [2] lub zaszczepianiu złoża kulturami mikroorganizmów i grzybów, umożliwiającymi osiągnięcie wysokich skuteczności eliminacji konkretnych zanieczyszczeń. W badaniach Chenga i in. zaszczepienie złoża grzybami z gatunku *Trichoderma viride* pozwoliło dla stężenia toluenu w zakresie $0,2\div 0,8\text{ g/m}^3$ uzyskać skuteczność usuwania powyżej 80% [3], natomiast Jin i in. wykorzystali grzyby z rodzaju *Ophiostroma* w celu dezodoryzacji gazów zawierających α -pinen [7].

Tabela 1. Obszary zastosowania BTF wraz z przykładowymi skutecznościami dezodoryzacji

Obszar zastosowania	Usuwane zanieczyszczenie	Stężenie na wlocie [g/m ³]	EBRT [s]	Rodzaj wypełnienia	Skuteczność dezodoryzacji [%]	Źródło
	–			–		–
Produkcja włókna wiskozowego	CS ₂ H ₂ S	0,45 0,55	88	kule polipropylenowe	>70% >90%	[11]
Biogazownia	H ₂ S	>120	b.d.	pierścienie Palla	99,5%	[5]
Chów zwierząt (świń)	NH ₃	0,009	0,4÷1,9	pakiety rurek PET	82%	[8]

Obszary zastosowań BTF obejmują między innymi oczyszczanie gazów procesowych z przemysłu chemicznego, gospodarki komunalnej oraz hodowli zwierząt (tabela 1). Zakres uzyskiwanych skuteczności dezodoryzacji, zależy od parametrów gazów poddawanych oczyszczaniu oraz parametrów pracy instalacji, wynosi nawet powyżej 99%.

LITERATURA

- [1] BAJPAI P., BAJPAI P.K., KONDO R., *Biotechnology for environmental protection in the pulp and paper industry*, Springer-Verlag, Berlin–Heidelberg 1999.
- [2] CHEN A., WANG X., HE S., ZHU S., SHEN S., *The performance of a two-layer biotrickling filter filled with new mixed packing materials for the removal of H₂S from air*, Journal of Environmental Management, 2016, Vol. 165, 11–16.
- [3] CHENG Z., LU L., KENNES C., YU J., CHEN J., *Treatment of gaseous toluene in three biofilters inoculated with fungi/bacteria: Microbial analysis, performance and starvation response*, Journal of Hazardous Materials, 2016, Vol. 303, 83–93.
- [4] DESHUSSES M.A., GABRIEL D., *Biotrickling Filter Technology*, [w:] *Biotechnology for Odor and Air Pollution Control*, pod red. Z. Shareefdeena i A. Singha, Springer, Berlin–Heidelberg 2005, 147–168.
- [5] FERNÁNDEZ M., RAMÍREZ A., PÉREZ R.M., GÓMEZ J.M.D., *Hydrogen sulphide removal from biogas by an anoxic biotrickling filter packed with Pall rings*, Chemical Engineering Journal, 2013, Vol. 225, 456–463.
- [6] GRZELKA A., MILLER U., SÓWKA I., *The role of biological methods in the municipal management odor nuisance reduction strategy*, Ecological Chemistry and Engineering A, 2018, Vol. 25, No. 1, 51–60.
- [7] JIN Y., GUO L., VEIGA M., KENNES C., *Fungal biofiltration of α -pinene: Effects of temperature, relative humidity, and transient loads*, Biotechnology and Bioengineering, 2006, Vol. 96, No. 3, 433–443.
- [8] MELSE R.W., PLOEGAERT J.M.P., OGINK N.W.M., *Biotrickling filter for the treatment of exhaust air from a pig rearing building: Ammonia removal performance and its fluctuations*, Biosystems Engineering, 2012, Vol. 113, No. 3, 242–252.
- [9] MONTES M., DAUGULIS A.J., VEIGA M.C., KENNES C., *Removal of α -pinene from waste gases in biotrickling filters with the addition of silicone oil or polymers*, Journal of Biotechnology, 2010, Vol. 150, 221–221.
- [10] RAMIREZ A.A., JONES J.P.; HEITZ M., *Methane treatment in biotrickling filters packed with inert materials in presence of a non-ionic surfactant*, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2012, Vol. 87, No. 6, 848–853.
- [11] XIA G., ZHOU X., HU J., SUN Z., YAO J., CHEN D., WANG J., *Simultaneous removal of carbon disulfide and hydrogen sulfide from viscose fibre gas with a biotrickling filter in pilot scale*, Journal of Cleaner Production, 2019, Vol. 230, 21–28.

Urszula MILLER*
Waldemar ADAMIAK*

BIOFILTRY A EMISJA BIOAERAZOLU

1. WPROWADZENIE

Techniki bioremediacji środowiska, oparte na naturalnych procesach w nim zachodzących, są powszechnie stosowane ze względu na mniejszą energochłonność w stosunku do tradycyjnych metod wykorzystywanych w ochronie środowiska. Jednakże działalność związana z przetwarzaniem materiału organicznego i aktywnością mikrobiologiczną niesie za sobą ryzyko emisji do powietrza bioaerazolu, który może stwarzać zagrożenie sanitarne. W skład bioaerazolu wchodzi cząstki stałe i ciekłe, w szczególności bakterie i grzyby mikroskopowe oraz ich formy przetrwalne (endospory i zarodniki), endotoksyny, miktotoksyny i inne produkty metaboliczne [2].

Jako potencjalne źródło aerazolu biologicznego na szczególną uwagę zasługują biofiltry stosowane do oczyszczania gazów odłotowych. Złoże filtracyjne, zarówno z materiału organicznego, jak i mineralne, zasiedlone przez mikroorganizmy odpowiedzialne za biodegradację usuwanych zanieczyszczeń gazowych, może stanowić źródło emisji zanieczyszczenia wtórnego w postaci bioaerazolu. Jednocześnie wypełnienie biofiltra, stanowiące sprzyjające środowisko do rozwoju mikroflory, wykorzystywane może być do wychwytywania, oprócz związków lotnych, również cząstek stałych, w tym zanieczyszczeń mikrobiologicznych.

2. BIOFILTRACJA JAKO ŹRÓDŁO EMISJI BIOAERAZOLU

Istotnym, choć stosunkowo rzadko uwzględnianym zagadnieniem z punktu widzenia oddziaływania biofiltrów na środowisko jest emisja drobnoustrojów zasiedlających

* Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Politechnika Wroclawska, Wyb. St. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

złoże, które mogą, wraz z oczyszczonym gazem, przedostawać się do powietrza. Złoże biofiltra jest środowiskiem mikrobiocenozy, w której dominującą grupę stanowią zazwyczaj mezofilne bakterie i grzyby, ale mogą znajdować się w niej również pierwotniaki, wrotki i nicienie. W zależności od rodzaju usuwanych zanieczyszczeń i w odpowiedzi na zmieniające się warunki środowiskowe, następuje sukcesja – zmienia się skład jakościowy i ilościowy mikrobiocenozy oraz aktywność enzymatyczna mikroorganizmów. Gęstość zasiedlenia złoża przez mikroorganizmy zależna jest od rodzaju materiału filtracyjnego i wynosi średnio 10^6 – 10^8 jtk/g s.m. w przypadku bakterii oraz 10^2 – 10^6 jtk/g s.m. dla grzybów [8].

Emisja bioaerozolu uzależniona jest m.in. od rodzaju materiału filtracyjnego. Przykładowo, Esquivel-Gonzales i in. [1], porównując dwa biofiltry oczyszczające powietrze zanieczyszczone parami toluenu, wykazali lepszą pracę kolumny wypełnionej perlitem (skuteczność oczyszczania na poziomie 60%) i mniejsze stężenie bioaerozolu w emitowanych gazach (7×10^7 komórek/m³ powietrza), niż kolumny wypełnionej innym rodzajem skały wulkanicznej (odpowiednio 40% i $1,3 \times 10^8$ komórek/m³).

W celu redukcji emisji bioaerozolu z biofiltrów zaleca się ograniczanie porywania materiału filtracyjnego, w tym unikanie przesuszenia, optymalizację prędkości gazu na wylocie z instalacji, minimalizowanie wpływu warunków atmosferycznych (porywanie cząstek przez wiatr) [2].

3. BIOFILTRACJA JAKO METODA OGRANICZANIA EMISJI BIOAEROZOLU

Biofiltry najpowszechniej stosowane są w usuwaniu lotnych związków organicznych, amoniaku i siarkowodoru, jako metoda dezodoryzacji gazów. Jednakże, szczególnie w gospodarce hodowlanej [3, 6, 7], ale również w sektorze komunalnym [4, 5], biofiltry mogą być stosowane w celu ograniczenia emisji bioaerozolu. Badania przeprowadzone dla kompostowni pozwoliły na określenie pierwotnych (bioodpady, kompost) i wtórnych (człowiek, stosowane urządzenia, biofiltry) źródeł emisji bioaerozolu [4]. Pomiary emisji wykonane dla pięciu biofiltrów wykazały nawet o kilka rzędów wartości niższe stężenia mikroorganizmów w gazie po przejściu przez biofiltr niż w nieoczyszczonym gazie surowym. Stwierdzono również, że mikroorganizmy charakterystyczne dla procesu kompostowania nie rozmnażają się w prawidłowo działających biofiltrach; przeciwnie – zostają zatrzymane na złożu filtracyjnym, gdzie ulegają wyparciu przez zaadaptowaną mikroflorę oczyszczającą gazy. Przeprowadzone pomiary imisyjne wykazały, że konstrukcja układu i sposób odprowadzania gazów do atmosfery mają znaczący wpływ na stężenie mikrobiologicznych zanieczyszczeń w powietrzu w otoczeniu biofiltra.

4. PODSUMOWANIE

Biofiltry, oprócz ich roli w dezodoryzacji gazów, mogą stanowić metodę ograniczenia emisji bioaerozolu napływającego z zanieczyszczonymi gazami. W ocenie wielkości tej emisji konieczny jest wybór ujednoliconej metodyki pobierania próbek i pomiaru zagęszczenia cząstek bioaerozolu w powietrzu. Stosowane powszechnie metody hodowlane w badaniu ilościowym aerozolu biologicznego dają zaniżone wyniki i powinny być zastępowane lub uzupełniane innymi technikami, np. z zastosowaniem mikroskopii fluorescencyjnej i metod genetycznych. Do właściwej oceny zagrożenia sanitarnego stwarzanego przez bioaerozol niezbędne są również badania jakościowe. Praca biofiltra może wiązać się również z wtórną emisją bioaerozolu, jednak przy zastosowaniu odpowiednich zabiegów możliwe jest ograniczenie uwalniania tych zanieczyszczeń do powietrza.

LITERATURA

- [1] ESQUIVEL-GONZALEZ S., AIZPURU A., PATRON-SOBERANO A., ARRIAGA S., *Characterization of bioaerosol emissions from two biofilters during treatment of toluene vapours using epifluorescence microscopy*, International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, 123, 78–86.
- [2] KUMMER V., *Bioaerosols – Sources and control measures*, International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2008, 211, 299–307.
- [3] MARTENS W., MARTINEC M., ZAPIRAIN R., STARK M., HARTUNG E., PALMGREN U., *Reduction potential of microbial, odour and ammonia emissions from a pig facility by biofilters*, International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2001, 203, 335–345.
- [4] *Protokoll des Fachgesprächs, Mikroorganismen in der Umgebung von Bioabfallbehandlungsanlagen*, Umweltbundesamt, Berlin 2004.
- [5] SCHLEGELMILCH M., HEROLD T., STREESE J., HENSEL A., STEGMANN R., *The potential to reduce emissions of airborne microorganisms by means of biological waste gas treatment systems*, Waste Management, 2005, 25, 955–964.
- [6] TYMCZYNA L., CHMIELOWIEC-KORZENIOWSKA A., DRABIK A., *The Effectiveness of Various Biofiltration Substrates in Removing Bacteria, Endotoxins, and Dust from Ventilation System Exhaust from a Chicken Hatchery*, Poultry Science, 2007, 86, 2095–2100.
- [7] VAN DER HEYDEN C., DEMEYER P., VOLCKE E., *Mitigating emissions from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: State-of-the-art and perspectives*, Biosystems Engineering, 2015, 134, 74–93.
- [8] WIECZOREK A., *Biofiltracja gazów odlotowych zanieczyszczonych lotnymi związkami organicznymi. Aspekty techniczne i mikrobiologiczne*, Rozprawa habilitacyjna wraz z przewodnikiem i załącznikami, Szczecin 2010.

*biofiltracja, cykloheksan, etanol,
stopień usunięcia, biofilm*

Piotr RYBARCZYK*, Milena MARYCZ*, Bartosz SZULCZYŃSKI*,
Anna BRILLOWSKA-DĄBROWSKA**, Jacek GĘBICKI*

USUWANIE CYKLOHEKSANU I ETANOLU Z POWIETRZA W BIOFILTRZE STRUŻKOWYM Z WYKORZYSTANIEM GRZYBÓW *Candida albicans* I *Candida subhashii*

1. DEZODORYZACJA POWIETRZA W BIOFILTRACH STRUŻKOWYCH

Wykorzystanie procesów biofiltracji do oczyszczania powietrza ze związków odorowych jest praktykowane od wielu lat. Biofiltracja, w porównaniu z innymi metodami dezodoryzacji, wykazuje szereg zalet, takich jak niskie koszty prowadzenia procesu, wysoką skuteczność oczyszczania dużych objętości gazów o niskich stężeniach zanieczyszczeń odorowych i bardzo niską emisję zanieczyszczeń wtórnych. Szczególnie atrakcyjnym sposobem prowadzenia biofiltracji jest wykorzystanie bioreaktorów strużkowych. Wynika to z możliwości szybkiej regulacji kluczowych parametrów procesu (pH, skład i natężenie przepływu cieczy zraszającej), co skutkuje wyższą skutecznością dezodoryzacji powietrza i wyraźnie dłuższymi okresami eksploatacji takich układów, w porównaniu z biofiltrami klasycznymi [2]. W biofiltrach strużkowych, tj. ze złożem zraszonym, gaz zanieczyszczony związkami odorowymi jest przepuszczany przez złożo otrzymane z elementów inertnych (np. pianka poliuretanowa, elementy ceramiczne), zasiedlone uprzednio konsorcjum mikroorganizmów. Złożo to zraszane jest cieczą, wzbogaconą w składniki mineralne. Ciecz zraszająca cyrkuluje w układzie zamkniętym, z możliwością jej okresowej wymiany lub regeneracji. W wyniku wzrostu mikroorganizmów, na powierzchni elementów wypełnienia wytwarza się tzw. biofilm, w którym zaadsorbowane i zaabsorbowane z gazu związki ulegają biodegradacji. Celem niniejszej pracy jest ocena możliwości wykorzystania wybranych grzybów z rodzaju *Candida* do jednoczesnego usuwania z powietrza

* Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Inżynierii Procesowej i Technologii Chemicznej.

** Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Biotechnologii Molekularnej i Mikrobiologii,
ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk.

związków o skrajnie różnym powinowactwie do fazy wodnej. Jako związki modelowe wykorzystano hydrofobowy cykloheksan i hydrofilowy etanol, które poddawano biofiltracji w dwóch bioreaktorach strużkowych, zasiedlonych odpowiednio grzybami *Candida albicans* i *Candida subhashii*. Wymienione grzyby nie były dotąd stosowane w biofiltrach strużkowych do oczyszczania powietrza, a poszukiwanie nowych gatunków mikroorganizmów zdolnych do biodegradacji zanieczyszczeń, szczególnie o charakterze hydrofobowym, jest ważnym nurtem badań środowiskowych.

2. PRZEBIEG BADAŃ I WNIOSKI

Badania przeprowadzono w dwóch równolegle pracujących biofiltrach strużkowych, wypełnionych pianką poliuretanową (PU) o otwartych porach. Mieszaninę powietrza ze związkami modelowymi doprowadzono do podstawy biofiltra. Ciecz zraszającą rozprowadzono po elementach z pianki PU ze szczytu kolumny. Zmiany stężeń usuwanych związków oznaczano za pomocą chromatografu gazowego z detektorem płomieniowo-jonizacyjnym [3]. Wzrost mikroorganizmów w biofilmie kontrolowano z wykorzystaniem cytometrii przepływowej, stosując metodę z jodkiem propidyny [1]. Zrealizowano dwa równolegle przebiegające procesy biofiltracji, trwające ponad 100 dni każdy. Wyniki uzyskane w stanie ustalonym wskazują, że wyższy stopień usunięcia cykloheksanu i etanolu (odpowiednio ok. 75% i 90%) uzyskano dla biofiltra zasiedlonego *Candida albicans* niż *Candida subhashii* (ok. 65 i 85%). Wykazano ponadto, iż skuteczność usuwania z powietrza cykloheksanu jest zależna od stężenia jednocześnie usuwanego etanolu. Najwyższą skuteczność procesów biofiltracji uzyskano, gdy stosunek stężeń objętościowych usuwanych związków wynosił 1 : 1. Badania cytometryczne wykazały, że w obydwu przypadkach otrzymano biofilm zawierający wyłącznie zasiedlone uprzednio mikroorganizmy, a ok. 90% ich populacji pozostawała żywa w momencie zakończenia procesów biofiltracji. Autorzy pracy sugerują dalsze badania biofiltracji i optymalizację ich przebiegów dla układów wykonywanych proponowane grzyby z rodzaju *Candida*.

LITERATURA

- [1] ORDONEZ J.V., WEHMAN N.W., *Amphotericin B susceptibility of Candida species assessed by rapid flow cytometric membrane potential assay*, Cytometry, 1995, Vol. 22, 154–157.
- [2] RYBARCZYK P., SZULCZYŃSKI B., GĘBICKI J., HUPKA J., *Treatment of malodorous air in biotrickling filters: A review*, Biochemical Engineering Journal, 2019, Vol. 141, 146–162.
- [3] RYBARCZYK P., SZULCZYŃSKI B., GĘBICKI J., *Simultaneous removal of hexane and ethanol from air in a biotrickling filter – process performance and monitoring using electronic nose*, Sustainability, 2020, Vol. 12, 387.

Anita TURAŁA*, Andrzej WIECZOREK**

BIOFILTRACJA POWIETRZA ZANIECZYSZCZONEGO KSYLENEM. WZROST BIOMASY I JEJ KONTROLA

1. WPROWADZENIE

Biofiltracja i biofiltracja na złożu przepłukiwanym są typowymi biologicznymi sposobami oczyszczania gazów odlotowych. Biofiltry są bioreaktorami z nieruchomym, zasiedlonym mikroorganizmami wilgotnym złożem. Tworzą one wilgotną i śluzową warstwę nazywaną biofilmem. Złoże biofiltra przepłukiwanego jest w sposób stały przemywane wodnym roztworem pożywki (złoże ociekające). Stwarza to korzystne warunki dla intensywnego rozwoju grzybów, których grzybnia przerasta ziarna złoża i przestrzenie międzyziarnowe powodując między innymi wzrost oporów przepływu gazów przez złożo. Stąd też, za główny czynnik przyczyniający się do wzrostu oporów przepływu powietrza przez złożo biofiltrów podczas ich długotrwałej pracy, uznaje się akumulację biomasy [1–2].

2. MATERIAŁY I METODY

Kluczowy element instalacji stanowiła kolumna o średnicy 0,19 m i wysokości roboczej złoża 1,12 m. Początkowa objętość keramzytowego złoża wynosiła 0,032 m³, a jego uziarnienie 2,5–6 mm. Początkowa masa kolumny wynosiła 38,7 kg, przy masie wilgotnego, wstępnie zasiedlonego wypełnienia 26,4 kg, a wilgotność wypełnienia liczona w odniesieniu do masy wilgotnej 60,2%. Przepływ gazów przez instalację

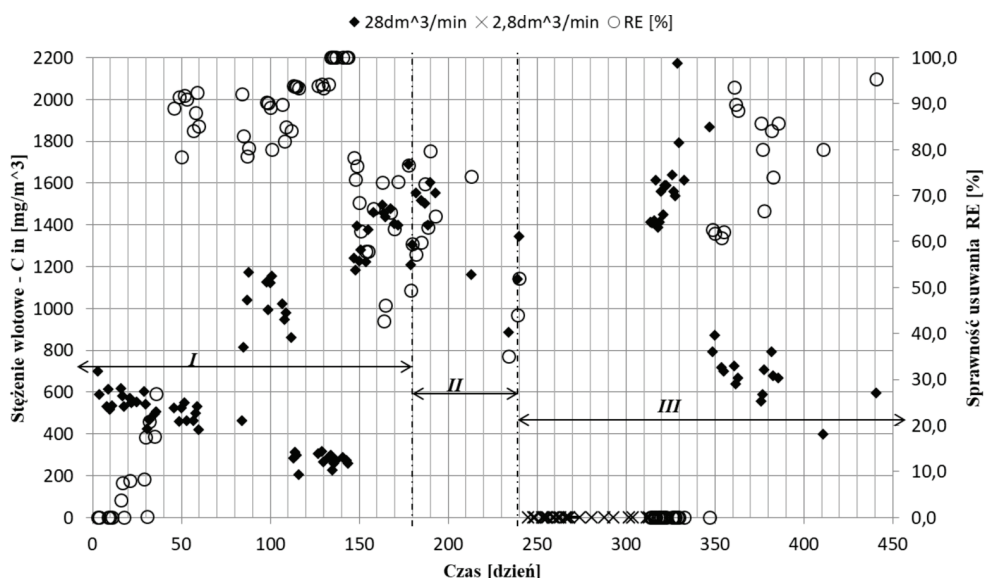
* Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Katedra Chemii Organicznej i Chemii Fizycznej.

** Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Budownictwa i Architektury, Katedra Ogrzewnictwa wentylacji i Ciepłownictwa.

wynosił $28 \text{ dm}^3/\text{min}$. Odpowiada to liniowej szybkości przepływu liczonej na pusty aparat $0,016 \text{ m/s}$. Założone stężenie par ksyleny osiągnano dozując ciekły ksylen do strumienia powietrza nawilżonego w kolumnie nawilżającej. Obliczenia wykonywano zgodnie z opisem zamieszczonym we wcześniejszej pracy [4]. Przepłukiwanie kolumny biofiltrującej realizowano za pomocą zraszacza usytuowanego w jej górnej części w rytmie $8 \times /\text{dobę}$ przez 3 lub 6 minut, co odpowiadało 120 i 240 cm^3 pożywki mineralnej [3]. Stężenie ksyleny na wlocie do kolumny ustalano na poziomach: ok. 600 , 500 , 1000 , 300 , 1500 i 700 mg/m^3 . Obciążenie złoża kolumny zanieczyszczeniem organicznym zawierało się w przedziale $11,0\text{--}114,7 \text{ g/m}^3/\text{h}$. Temperatura otoczenia kolumny oscylowała w zakresie $24 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$. W trakcie trwania doświadczenia mierzono stężenie zanieczyszczenia, masę kolumny jak również opory przepływu powietrza przez złożo.

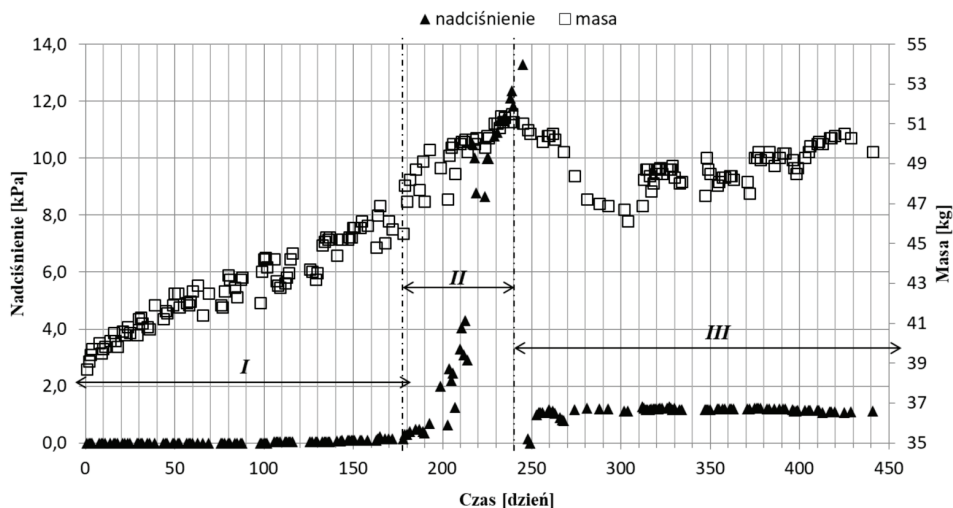
3. WYNIKI I DYSKUSJA

Badania prowadzone przy stałym przepływie gazów równym $28 \text{ dm}^3/\text{min}$ i zmiennych stężeniach ksyleny trwały, wraz z przerwą wakacyjną, 441 dni. Podczas przerwy wakacyjnej trwającej od 245 do 314 dnia stosowano minimalny przepływ gazów równy $2,8 \text{ dm}^3/\text{min}$ i zerowe stężeniu ksyleny, a kolumnę zraszano wodą w ilości $120 \text{ cm}^3/\text{cykl}$.



Rys. 1. Zmiany stężenia na wlocie kolumnie biofiltracyjnej i skuteczności biofiltracji.
I, III – dozowanie pożywki $8 \times 3 \text{ min}/\text{dobę}$, II – dozowanie pożywki $8 \times 6 \text{ min}/\text{dobę}$

Zmiany stężenia ksyleny na wlocie kolumny wraz ze skutecznością biofiltracji zaprezentowano na rysunku 1, a naciśnienia i masy kolumny na rysunku 2.



Rys. 2. Zmiany naciśnienia na kolumnie biofiltracyjnej oraz jej masy.
I, III – dozowanie pożywki 8×3 min/dobę, II – dozowanie pożywki 8×6 min/dobę

4. WNIOSKI

1. Powietrze zanieczyszczone ksylenem technicznym może być efektywnie oczyszczane na przepłukiwanej kolumnie biofiltracyjnej wypełnionej keramzytem przy stężeniu ksyleny do 1500 mg/m^3 , przepływie filtrowanego powietrza z liniową szybkością do $0,033 \text{ m/s}$ i obciążeniu złoża zanieczyszczeniem do około 114 g/h/m^3 złoża.
2. Biofiltracji powietrza na przepłukiwanej kolumnie wypełnionej keramzytem towarzyszą wzrost biomasy, powodujący zwiększenie masy złoża nawet o 46%, i gwałtowne przyrosty oporów przepływu prowadzące do zablokowania przepływu gazów.
3. Dostatek pierwiastków biogennych w złożu zapewnia przepłukiwanie standardową pożywką mineralną przy niewielkim natężeniu zraszania rzędu do $2,5 \text{ dm}^3/\text{h/m}^3$ złoża i $0,1 \text{ dm}^3/\text{h/m}^3$ oczyszczanego powietrza.

LITERATURA

- [1] KENNES C., VEIGA M.C., *Inert filter media for the biofiltration of waste gases – Characteristics and biomass control*, Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 2002, Vol. 1, No. 3, 201–214.

- [2] KIM D., SORIAL G.A., *Role of biological activity and biomass distribution in air biofilter performance*, Chemosphere, 2007, Vol. 66, No. 9, 1758–1764.
- [3] KOJIMA Y., ITADA N., HAYAISHI O., *Metapyrocatechase: a New Catechol-cleaving Enzyme*, Journal of Biological Chemistry, 1961, Vol. 236, No. 8.
- [4] WIECZOREK A., *Pilot-Scale biofiltration of waste gases containing aliphatic and aromatic hydrocarbons, phenol, cresols, and other volatile organic compounds*, Environmental Progress, 2005, Vol. 24, 60–66.

Marcin PAWNUK*, Agnieszka GRZELKA*,
Urszula MILLER*, Izabela SÓWKA*

ZAPOBIEGANIE I OGRANICZANIE UCIAŹLIWOŚCI ZAPACHOWEJ W GOSPODARCE ODPADAMI W KONTEKŚCIE AKTUALNYCH ROZWIĄZAŃ PRAWNYCH

1. WSTĘP

Zgodnie z jednym z najważniejszych dokumentów w Polsce, regulujących kwestie prawne związane między innymi z wytwarzaniem odpadów oraz ich gospodarowaniem jakim jest *Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. z 2019 r. poz. 701)*, gospodarka odpadami powinna być prowadzona w taki sposób aby zapewnić odpowiednią ochronę życia i zdrowia ludzi oraz środowiska z wskazaniem, że nie może ona powodować uciążliwości zapachowej [4]. Pomimo jasno zdefiniowanych celów, jakimi ma kierować się ogólnie pojęta gospodarka odpadami, wiele obiektów związanych z obróbką i przeróbką odpadów (do których możemy zaliczyć między innymi zakłady mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (MBP), składowiska odpadów, obiekty, które swoją działalnością obejmują procesy kompostowania i fermentacji, czy też zakłady termicznego przekształcania odpadów), zmaga się z problemem nadmiernej emisji odorów. W szeroko dostępnej literaturze naukowej można znaleźć wiele pozycji związanych z tematyką nadmiernej emisji odorów oraz związanej z tym uciążliwości zapachowej [6, 7]. Oprócz uwarunkowań technologicznych, związanych z procesami obróbki oraz przeróbki odpadów, które mogą przyczyniać się do wzmożonej emisji odorów (np. fermentacja odpadów) innym ważnym czynnikiem jest również lokalizacja. Zakłady gospodarki odpadami często zlokalizowane są w pobliżu dużych skupisk ludzi, przez co nadmierna emisja odorów wiąże się dla okolicznych mieszkańców z uciążliwością zapachową, co z kolei przekłada się na liczne skargi i protesty mieszkańców.

* Politechnika Wroclawska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

Jednym z ważniejszych kroków w zapobieganiu nadmiernej emisji odorów a co za tym idzie przeciwdziałaniu uciążliwości zapachowej jest odpowiednia regulacja kwestii prawnych związanych z działalnością obiektów gospodarki odpadami, które są potencjalnym źródłem emisji odorów.

Celem niniejszej pracy jest analiza i charakterystyka aktualnych rozwiązań prawnych oraz technologicznych zmierzających do ograniczania emisji odorów i mających zastosowanie w Europie i na świecie w odniesieniu do obiektów gospodarki komunalnej.

2. PRZYKŁADY ROZWIĄZAŃ STOSOWANYCH NA POZIOMIE KRAJÓW UNII EUROPEJSKIEJ

W 2018 roku dla państw członkowskich Unii Europejskiej został przedstawiony *Dokument referencyjny dotyczący najlepszych dostępnych technik (BAT) w sprawie przetwarzania odpadów* [3] wraz z załącznikiem w postaci *Decyzji wykonawczej Komisji Unii Europejskiej ustanawiającej konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do przetwarzania odpadów* [2]. Dokumenty te w myśl *Ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska* (Dz.U. 2001 Nr 62, poz. 627) [5] stanowią obowiązujące standardy dla zakładów gospodarowania odpadami, w tym między innymi dla zakładów prowadzących procesy tlenowej bądź beztlenowej obróbki odpadów czy procesy mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów. Dokumenty te wskazują różnego rodzaju działania mające na celu ograniczenie emisji do powietrza, w tym emisji odorów. Działania te obejmują m in.: monitoring emisji odorów, wprowadzenie i wdrożenie planów zarządzania odorami, szereg działań zapobiegawczych w postaci pierwotnych metod ograniczania emisji oraz, w przypadku gdy okażą się one niewystarczające, tzw. metody „końca rury”. Konkluzje BAT [2] jako pierwszy etap działań wskazują na konieczność poprawy ogólnej efektywności środowiskowej eksploatowanych instalacji. Rozumie się przez to zapewnienie odpowiednio zbudowanych systemów zarządzania środowiskowego, które według dokumentu obejmują takie działania, jak zaangażowanie kierownictwa, określenie odpowiedniej polityki ochrony środowiska, szczegółowe wdrażanie procedur, monitoring, wdrażanie działań naprawczych, śledzenie rozwoju technologii czy odpowiednie zarządzanie własną technologią. Kolejne konkluzje BAT omawiają konieczność odpowiedniej inwentaryzacji odpadów, ich magazynowania. W celu zapobiegania emisji odorów konkluzje BAT [2] wskazują na działania takie, jak np. minimalizowanie czasu magazynowania, stosowanie chemicznego przetwarzania, odpowiednią optymalizację procesów tlenowych, minimalizację źródeł rozproszonych, czyszczenie terenów gdzie przetwarzane i magazynowane są odpady. Należy również dokonywać odpowiedniej selekcji odpadów dostarczanych do przetwarzania.

Ważnym aspektem jeśli chodzi o technologie ograniczania emisji odorów jest wykorzystywanie najnowszych oraz najbardziej wydajnych technologii i metod. Zarówno

wspomniany wcześniej dokument BAT [2], jak i aktualna literatura [8] wskazują na szereg konkretnych rozwiązań technologicznych z powodzeniem stosowanych w ograniczaniu emisji nieprzyjemnych zapachów, mających swoje źródło w procesach związanych z szeroko rozumianą gospodarką odpadami. Wśród nich wymieniane są takie metody takie, jak np. absorpcja, adsorpcja, procesy termiczne, procesy nietermicznego utleniania, czy zastosowanie filtrów biologicznych, które stosowane mogą być z powodzeniem w celu redukcji emisji odorów. Na szczególną uwagę w kontekście najnowszych rozwiązań zasługują metody biologiczne, które to na przełomie ostatnich kilkudziesięciu lat rozwinęły się w znaczny sposób, umożliwiając osiągnięcie wysokich skuteczności w redukcji emisji odorów [1].

Należy pamiętać, że nie każde działanie wskazywane w wymienionych wyżej dokumentach oraz nie każda technika może znaleźć odwzorowanie w rzeczywistych przypadkach. Jednak wprowadzenie konkretnych standardów działań i podążanie za najnowszymi technologiami, może w dużym stopniu przyczynić się do redukcji emisji odorów z omawianych obiektów, a co za tym idzie do poprawy życia mieszkańców bytujących w bezpośrednim sąsiedztwie zakładów gospodarowania odpadami poprzez redukcję potencjalnej uciążliwości zapachowej.

LITERATURA

- [1] BARBUSIŃSKI K., KALEMBA K., KASPERCZYK D., URBANIEC K., KOZIK V., *Biological methods for odor treatment – A review*, Journal of Cleaner Production, 2017, Vol. 152, 223–241.
- [2] Decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2018/1147 z dnia 10 sierpnia 2018 r. ustanawiająca konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do przetwarzania odpadów zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE.
- [3] Dokument referencyjny dotyczący najlepszych dostępnych technik (BAT) dla przetwarzania odpadów zgodnie z dyrektywą w sprawie emisji przemysłowych 2010/75/UE (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola), Urząd Publikacji Unii Europejskiej, 2018.
- [4] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. z 2019 r., poz. 701).
- [5] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001, Nr 62, poz. 627).
- [6] SÓWKA I., MILLER U., GRZELKA A., *Źródła odorów, zarządzanie i kontrola zapachowej jakości powietrza w zakresie gospodarki odpadami biodegradowalnymi*, [w:] *Kompleksowa gospodarka odpadami*. XXI konferencja, 5–7 września 2017, Biała Podlaska–Janów Podlaski 2017, 80–91.
- [7] SÓWKA I., MILLER U., NYCH A., *Metody oceny immisji odorów ze składowisk odpadów*, [w:] *Eksploatacja i rekultywacja składowisk odpadów : składowisko odpadów elementem RIPOK*. 28 konferencja, 20–22 marca 2018, Łomnica k. Karpacza 2018, 30–36.
- [8] WYSOCKA I., GĘBICKI J., NAMIEŚNIK J., *Technologies of dezodorization of malodorous gases*, Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26, 9409–9434.

Izabela SÓWKA*, Marcin PAWNUK*,
Urszula MILLER*, Agnieszka GRZELKA*,
Alicja WRONISZEWSKA, Yaroslav BEZYK*

EMISJA ODORÓW Z WYBRANEGO ZAKŁADU PRZETWÓRSTWA ROLNEGO

1. WPROWADZENIE

W ostatnich dziesięcioleciach wśród obiektów przemysłu rolno-spożywczego zauważalna jest tendencja do zwiększania, zarówno ilościowego, jak i jakościowego, skali ich produkcji. Ponadto, dla zakładów tego typu coraz istotniejszym staje się problem nadmiernego zbliżania się zabudowy mieszkaniowej do granic ich działek. Biorąc również pod uwagę ciągły wzrost wymagań społeczeństwa w zakresie czystości i jakości otoczenia, wszystkie te czynniki składają się na zwiększenie liczby skarg dotyczących nadmiernej uciążliwości zapachowej rolnictwa i przetwórstwa rolnego [5]. W 2019 roku Ministerstwo Środowiska przedstawiło *projekt ustawy o minimalnej odległości dla planowanego przedsięwzięcia sektora rolnictwa, którego funkcjonowanie może wiązać się z ryzykiem powstawania uciążliwości zapachowej* [4], jednak rozwiązania w nim proponowane odnoszą się jedynie do obiektów zajmujących się chowem i hodowlą zwierząt, natomiast problem nadmiernej uciążliwości zapachowej dotyczy również innych typów działalności i przetwórstwa produktów rolnych, w tym m.in. produkcji podłoża pod uprawę pieczarek [2, 1].

Celem przeprowadzonych badań było określenie stężenia zapachowego oraz emisji zapachów ze źródeł wyselekcjonowanych na terenie wybranego obiektu przetwórstwa rolnego wraz z oceną udziału poszczególnych źródeł w całkowitej emisji zapachu. Przeprowadzone analizy i badania pozwoliły ostatecznie na określenie oddziaływania zapachowego i opracowanie strategii ograniczania emisji odorów z badanego obiektu.

* Politechnika Wroclawska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

2. OBSZAR I METODOLOGIA BADAŃ

Obiektem badań był zakład zajmujący się produkcją podłoża do uprawy pieczarek. Produkcja odbywa się trój etapowo, a głównymi surowcami w procesie technologicznym są: słoma, nawóz kurzy, gips i woda. Ze względu na zastosowane surowce, a także biologiczny charakter procesów, zakład może stanowić potencjalne źródło emisji odorów. Podczas przeprowadzonego na terenie zakładu rekonesansu terenowego dokonano sensorycznej oceny rodzaju oraz intensywności zapachu, także określono stężenie zapachowe powietrza przy pomocy olfaktometru terenowego Nasal Ranger [6, 8]. Na podstawie zrealizowanych badań wyselekcjonowano osiem głównych źródeł emisji odorów: dwie hale produkcyjne z emisją zorganizowaną (emitory punktowe umiejscowione na dachach – sumarycznie 49 emitatorów punktowych) oraz 6 grup źródeł powierzchniowych, z których pobrano próbki odorotwórczych gazów [3, 7]. Następnie, po przetransportowaniu próbek, oznaczono w nich stężenie zapachowe (ou_E/m^3) metodą olfaktometrii dynamicznej [3]. Przeprowadzone pomiary, przy uwzględnieniu parametrów wyselekcjonowanych źródeł oraz emitowanych gazów, pozwoliły na obliczenie emisji zapachów z poszczególnych źródeł.

3. WYNIKI BADAŃ

W tabeli 1 zestawiono wyniki stężeń zapachowych określonych przy pomocy metody olfaktometrii dynamicznej wraz z wielkością emisji z poszczególnych źródeł, obliczoną z uwzględnieniem ich liczby oraz powierzchni. Analizując otrzymane wyniki uznać należy iż największy udział w emisji zapachów z badanego obiektu mają źródła powierzchniowe. Odpowiadają one za 93,9% emisji całkowitej z badanego obiektu. Największym źródłem emisji zapachów wśród źródeł powierzchniowych jest Emitor powierzchniowy nr 2, który odpowiada on za ok. 27,7% emisji całkowitej. W przypadku dwóch hal produkcyjnych, gdzie źródłami odorów były emitatory punktowe, udział emisji w emisji zsumowanej jest znacznie niższy niż w przypadku źródeł powierzchniowych. Emisja ze źródeł punktowych (25 emitatorów w hali 1 oraz 24 w hali 2) odpowiada 6,1% emisji całkowitej. Uzyskane wyniki wskazują na przeważający udział procesów związanych z magazynowaniem surowców oraz zbieraniem produktów ubocznych w emisji odorów z badanego obiektu. Dalsze działania, mające na celu ograniczenie emisji odorów z badanego obiektu, powinny zatem objąć przede wszystkim hermetyzację powierzchni magazynowych i skolektorowanie gazów do instalacji oczyszczania. Zalecanymi metodami dezodoryzacji gazów zawierających amoniak są absorpcja lub biofiltracja.

Tabela 1. Wyniki stężenia zapachowego uzyskanego przy pomocy metody olfaktometrii dynamicznej dla poszczególnych źródeł odorów wraz z ich emisją oraz udziałem % w całkowitej emisji odorów

Źródło odorów	Liczba emitorów [szt.]	Średnie stężenie zapachowe [ou_E/m^3]	Emisja zapachów z 1 emitora [Mou_E/h]	Emisja zapachów całkowita [Mou_E/h]	Udział procentowy w emisji całkowitej [%]
Emitor powierzchniowy 1	1	3919	2190,33	2190,33	8,00
Emitor powierzchniowy 2	8	8865	947,85	7582,77	27,71
Emitor powierzchniowy 3	7	4910	612,47	4287,31	15,67
Emitor powierzchniowy 4	7	3623	704,31	4930,18	18,02
Emitor powierzchniowy 5	1	7268	1466,83	1466,83	5,36
Emitor powierzchniowy 6	1	123613	5239,96	5239,96	19,15
Emitor punktowy 1	6	894	14,24	85,43	0,31
Emitor punktowy 2	7	5899	57,98	405,83	1,48
Emitor punktowy 3	6	1230	13,20	79,23	0,29
Emitor punktowy 4	6	454	6,29	37,75	0,14
Emitor punktowy 5	6	1000	11,84	71,06	0,26
Emitor punktowy 6	6	13523	151,31	907,84	3,32
Emitor punktowy 7	6	571	4,78	28,66	0,10
Emitor punktowy 8	6	763	8,61	51,68	0,19
Suma				27364,86	100

LITERATURA

- [1] NOBLE R., HOBBS P.J., DOBROVIN-PENNINGTON A., MISSELBROOK T.H., MEAD A., *Olfactory Response to Mushroom Composting Emissions as a Function of Chemical Concentration*, Journal of Environment Quality, 2001, Vol. 30, No. 3.
- [2] NOBLE R., HOBBS P.J., MEAD A., DOBROVIN-PENNINGTON A., *Influence of straw types and nitrogen sources on mushroom composting emissions and compost productivity*, Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 2002, Vol. 29, No. 3, 99–110.
- [3] Norma PN-EN 13725:2007: *Jakość powietrza – Oznaczenie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej*, Polski Komitet Normalizacyjny.
- [4] Projekt z dnia 28 marca 2019 r., *Projekt ustawy o minimalnej odległości dla planowanego przedsięwzięcia sektora rolnictwa, którego funkcjonowanie może wiązać się z ryzykiem powstawania uciążliwości zapachowej*, <https://legislacja.rcl.gov.pl/docs//2/12321413/12579307/12579308/dokument387164.pdf>, [dostęp: 26-03-2020].
- [5] RAPPET S., MÜLLER R., *Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries*, Waste Management, 2005, Vol. 25, No. 9, 887–907.
- [6] St. Croix Sensory, Inc., *Nasal Ranger Field Olfactometer Operation Manual*, <https://www.fivesenses.com/equipment/nasalranger/nasalranger/>, [dostęp: 26-03-2020].
- [7] VDI 3883: *Olfactometry. Static sampling*, Verein Deutscher Ingenieure, 2011.
- [8] VDI 3940: *Measurement of Odour Impact by Field Inspection*, Verein Deutscher Ingenieure, 2006.

Marta WIŚNIEWSKA*, Andrzej KULIG*,
Krystyna LELIĆSKA-SERAFIN*

WPLYW PROCESÓW TECHNOLOGICZNYCH NA EMISJĘ ODORANTÓW W BIOGAZOWNIACH PRZETWARZAJĄCYCH ODPADY KOMUNALNE

1. WPROWADZENIE

Biogaz, który jest produktem fermentacji, może stanowić odnawialne źródło energii i zastąpić źródła konwencjonalne w produkcji energii elektrycznej i ciepłej. Jako paliwo gazowe może znaleźć zastosowanie również w motoryzacji. Dotychczasowe badania prowadzone nad biometanem pokazują, iż jest on bardzo korzystnym, na tle innych, źródłem energii odnawialnej, ponieważ technologia związana z fermentacją jest energooszczędna i przyjazna środowisku, a produkt uboczny procesu fermentacji, poferment, stanowi bardzo cenny środek wspomagający uprawę roślin [1, 3].

Przetwarzanie odpadów komunalnych nieodłącznie związane jest z emisją odorów. Związkami charakterystycznymi dla stosowanych w tym celu procesów, a jednocześnie wywołującymi wrażenia węchowe są m.in. amoniak, siarkowodór, lotne związki organiczne. Największa emisja odorów towarzyszy obróbce biologicznej odpadów, począwszy od przygotowania materiału wsadowego. W przypadku biogazowni najbardziej odorogenna faza procesów biologicznych zachodzi w warunkach bez dostępu powietrza, a zatem nie jest uciążliwa zapachowo [5]. Inaczej jest podczas prowadzenia operacji jednostkowych po stabilizacji beztlenowej, które obejmują odwadnianie pofermentu (w technologii fermentacji półsuchej – zawartość suchej masy od 15 do 40%) oraz stabilizację pofermentu w warunkach tlenowych [2].

Przedmiotem dotychczas prowadzonych badań przez naukowców, zarówno w kraju jak i na świecie, są głównie biogazownie rolnicze bądź te funkcjonujące przy oczyszczalniach ścieków.

* Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, ul. Nowowiejska 20 00-653 Warszawa.

Emisja odorów w biogazowniach uzależniona jest od wielu zmiennych, do których zaliczyć można: skład morfologiczny odpadów, który różni się w zależności od rejonu obsługi (miasto, wieś), czas magazynowania odpadów (hale rozładunkowo-magazynowe, plac technologiczny), technologia przetwarzania, reżim technologiczny oraz okresowe występowanie awarii [4].

Celem niniejszej pracy jest kompleksowe przedstawienie wpływu procesów technologicznych na emisję odorantów w zakładach gospodarki odpadami, do których należą również biogazownie przetwarzające odpady komunalne.

2. METODYKA BADAŃ

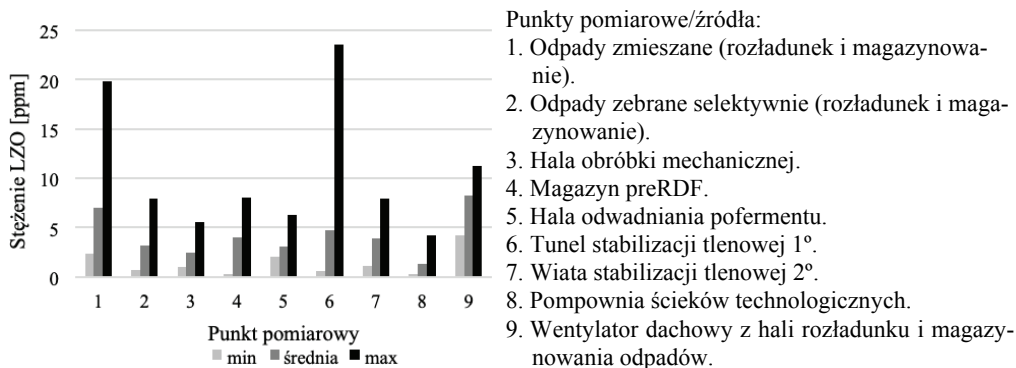
2.1. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

Badania przeprowadzono w zakładzie gospodarki odpadami, który w części biologicznej wykorzystuje proces fermentacji metanowej, a także wyposażony jest w instalację do ujmowania, uzdatniania oraz energetycznego wykorzystania biogazu. Zakład zlokalizowany jest w południowej części Polski. Materiał wsadowy do procesu fermentacji stanowi frakcja 20–80 mm wydzielona mechanicznie ze strumienia zmieszanych odpadów komunalnych.

Badania obejmują pomiary stężeń czterech odorantów, tj.: lotnych związków organicznych (LZO), siarkowodoru, amoniaku i merkaptanu metylu. Pomiarów dokonywano metodą czujnikową przy użyciu przenośnego detektora gazów MultiRae Pro (RAE Systems, Inc.; San Jose [California, USA]). Badania prowadzono w dziesięciu seriach, od 11.07 do 30.12.2019 r. dla dwudziestu punktów pomiarowych w każdej serii.

3. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Uzyskane wyniki badań, na przykładzie lotnych związków organicznych, pokazują znaczne zróżnicowanie ich stężenia w poszczególnych źródłach w kolejnych seriach pomiarowych, co zostało przedstawione na dziewięciu punktach pomiarowych na rys. 1. Największe stężenia LZO zaobserwowano w przypadku odpadów zmieszanych znajdujących się w hali rozładunku i magazynowania odpadów (nr punktu 1) – do 19,788 ppm, a także w hali przeznaczonej do stabilizacji tlenowej pofermentu (nr punktu 6) – do 23,560 ppm. Ponadto na uwagę zasługują także pomiary wykonane na wylocie z wentylatora wywiewnego z części mechanicznej instalacji (nr punktu 9) – do 11,226 ppm. W tym ostatnim źródle, oprócz LZO, zaobserwowano duże wartości stężeń również innych badanych odorantów.



Rys. 1. Stężenia lotnych związków organicznych dla dziewięciu punktów pomiarowych – minimalne, średnie oraz maksymalne z dziesięciu serii pomiarowych

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W pracy dowiedziono znacznego wpływu prowadzonych procesów technologicznych na emisję odorantów. Istotne znaczenie w kształtowaniu tej emisji mają także rodzaje odpadów trafiających do zakładu. Jest to związane z jednej strony z systemem zbiórki odpadów, a z drugiej z porą roku.

LITERATURA

- [1] ACHINAS S., ACHINAS V., EUVERINK G.J.W., *A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste*, Engineering, 2017, 3, 299–307.
- [2] JĘDRCZAK A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, PWN, Warszawa 2008.
- [3] VAN FOREST F., *Perspectives for biogas in Europe*, Oxford Institute for Energy Studies, Oxford 2012.
- [4] WIŚNIEWSKA M., KULIG A., LELICIŃSKA-SERAFIN K., *Comparative analysis of preliminary identification and characteristic of odour sources in biogas plants processing municipal waste in Poland*, SN Applied Sciences, 2019, Vol. 1, 550.
- [5] WIŚNIEWSKA M., KULIG A., LELICIŃSKA-SERAFIN K., *Odour Emissions of Municipal Waste Biogas Plants – Impact of Technological Factors, Air Temperature and Humidity*, Applied Sciences, 2020, Vol. 10, No. 3.

Bartosz SZULCZYŃSKI*, Dominik DOBRZYŃSKI*,
Edyta SŁUPEK*, Piotr RYBARCZYK*,
Patrycja MAKOŚ*, Jacek GĘBICKI*

KONTROLA PROCESOWA USUWANIA ZWIĄZKÓW UCIĄŻLIWYCH ZAPACHOWO ZE STRUMIENIA POWIETRZA ZA POMOCĄ TECHNIK INSTRUMENTALNYCH

1. METODY POMIARU PARAMETRÓW ZAPACHU

Związki uciążliwe zapachowo w sposób naturalny stwarzające poczucie dyskomfortu, kojarzone są z zagrożeniem i mogą być przyczyną negatywnych objawów psychosomatycznych. Do największych potencjalnych uciążliwości zapachowych w sąsiedztwie, najczęściej zaliczane są fermy trzody chlewnej oraz przedsiębiorstwa branży komunalnej (składowiska odpadów i oczyszczalnie ścieków). Z tego powodu niezwykle ważne jest stosowanie metod dezodoryzacji gazów wszędzie tam, gdzie mogą one powodować występowanie uciążliwości zapachowych. Istnieją cztery główne metody redukcji zawartości substancji odorowych w powietrzu: spalanie, metody adsorpcyjne, absorpcyjne oraz biologiczne [6]. Niezmiernie ważnym zagadnieniem z punktu widzenia oceny skuteczności dezodoryzacji jest pomiar parametrów zapachu na wlocie i wylocie z aparatu. Techniką pomiarową najczęściej wykorzystywaną do oceny powietrza atmosferycznego pod kątem parametrów zapachu jest olfaktometria dynamiczna [2]. Jednak jej stosowanie do monitorowania procesu w trybie ciągłym jest niemożliwe. Dlatego też istnieje potrzeba opracowania odpowiednich technik i metod instrumentalnych umożliwiających kontrolę procesu dezodoryzacji. Takie możliwości umożliwiają matryce czujników, które pozwalają na analizę składu mieszaniny gazowej, bez potrzeby rozdzielania i identyfikacji jej poszczególnych składników [3, 4]. W stosunku do innych technik, takich jak: olfaktometria czy chromatografia gazowa, charakteryzują się one dodatkowymi zaletami. W stosunku do technik

* Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Inżynierii Procesowej i Technologii Chemicznej, ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk.

olfaktometrycznych, występuje brak adaptacji węchowej oraz konieczności posiadania wyszkolonego personelu o określonej percepcji węchowej. W stosunku do technik chromatograficznych, matryce czujników charakteryzują się krótkim czasem analizy oraz niższą ceną urządzenia. Czujniki chemiczne przy swoich zaletach oraz pewnych ograniczeniach są uzupełnieniem wyżej wymienionych technik pomiarowych służących do analizy zapachu [5, 1].

2. PRZEBIEG BADAŃ I WNIOSKI

W pracy przedstawiono wykorzystanie matryc czujnikowych opartych o niskokosztowe czujniki chemiczne typu: półprzewodnikowe, elektrochemiczne, fotojonizacyjne do oceny parametrów zapachu mieszanin związków uciążliwych zapachowo (cykloheksanu, toluenu, disiarczku dimetylu). W ramach badań opracowano modele matematyczne oparte o wielowymiarową regresję liniową (MLR) pozwalającą powiązać sygnały czujników ze stężeniem substancji, intensywnością zapachu oraz stężeniem zapachowym. Matrycę czujnikową wraz z modelami MLR zastosowano do oceny skuteczności prowadzenia procesu dezodoryzacji metodą biologiczną (biofiltracji) oraz absorpcyjną w warunkach laboratoryjnych. Na podstawie uzyskanych wyników porównano obie metody dezodoryzacji dla usuwania pojedynczych związków oraz ich mieszanin, analizując zmiany stężenia substancji, intensywności zapachowej, stężenia zapachowego na wlocie i wylocie. Pozyskane informacje z badań nad usuwaniem związków uciążliwych zapachowo ze strumienia powietrza pozwoliły potwierdzić możliwość zastosowania matryc czujnikowych jako narzędzi kontrolnych do monitorowania procesu dezodoryzacji w trybie ciągłym.

LITERATURA

- [1] CAPELLI L., SIRONI S., DEL ROSSO R., *Electronic noses for environmental monitoring applications*, Sensors 2014, Vol. 14, 19979–20007.
- [2] SÓWKA I., MILLER U., GRZELKA A., *The application of dynamic olfactometry in evaluating the efficiency of purifying odorous gases by biofiltration*, Environment Protection Engineering 2017, Vol. 43, No. 4, 233–242.
- [3] SPINELLE L., GERBOLES M., KOK G., PERSIJN S., SAUERWALD T., *Review of portable and low-cost sensors for the ambient air monitoring of benzene and other Volatile Organic Compounds*, Sensors, 2017, Vol. 17, 1520.
- [4] SZULCZYŃSKI B., GĘBICKI J., *Currently commercially available chemical sensors employed for detection of Volatile Organic Compounds in outdoor and indoor air*, Environments, 2017, Vol. 4, 21.
- [5] SZULCZYŃSKI B., GĘBICKI J., *Determination of odor intensity of binary gas mixtures using perceptual models and an electronic nose combined with fuzzy logic*, Sensors, 2019, 19, 3473.
- [6] WYSOCKA I., GĘBICKI J., NAMIEŚNIK J., *Technologies for deodorization of malodorous gases*, Environmental Science and Pollution Research, 2019, Vol. 10, 9409–9434.

Alicja WRONISZEWSKA*

Jerzy ZWOŹDZIAK**

WYKORZYSTANIE REGRESJI LOGISTYCZNEJ DO OCENY UCIAŹLIWOŚCI ZAPACHOWEJ NA PRZYKŁADZIE SEKTORA BYTOWO-KOMUNALNEGO

1. WSTĘP

Od kilkunastu lat rośnie liczba skarg na uciążliwość zapachową wokół zakładów z sektora bytowo-komunalnego. Są to głównie obiekty gospodarki komunalnej, jak np. oczyszczalnie ścieków czy zakłady składowania odpadów. Niejednokrotnie ich zła lokalizacja, a także niekorzystne warunki meteorologiczne, jak i ukształtowanie terenu, powodują, że pogarszają one wrażenia żyjących w pobliżu mieszkańców.

Zgodnie z badaniami nad uciążliwością spowodowaną m.in. zapachem [1, 2, 4], negatywne reakcje ludzi na pojawiający się w ich otoczeniu zapach stanowią bardzo złożony problem. Składa się na nie wiele czynników, nie tylko związanych z samym zapachem, ale też tzw. czynników nie węchowych, które mogą wzmacniać lub osłabiać te reakcje, jak wiek czy problemy zdrowotne, ale także nasze zaangażowanie w ochronę środowiska czy skłonności do aktywności społecznej.

W badaniach uciążliwości zapachowej często mamy do czynienia ze zmienną zależną typu dychotomicznego [7], na przykład: 1 – odczuwamy negatywnie dany zapach, 0 – nie odczuwamy; 1 – występuje ból głowy, 0 – nie występuje. Wówczas można postawić pytanie, która z wielu rozważanych zmiennych niezależnych (wiek, płeć, odległość od zakładu i in.) wpływa istotnie na wystąpienie objawu. W takich sytuacjach możemy wykorzystać regresję logistyczną. W budowie modelu do oceny uciążliwości zapachowej wykorzystano więc połączone wyniki pomiarów terenowych (właściwości zapachu oraz ankiety) przeprowadzonych na terenie i wokół dużej oczyszczalni ścieków i wykorzystano do interpretacji danych regresję logistyczną.

* Politechnika Wroclawska, Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

** Akademia Wojsk Lądowych im T. Kościuszki we Wrocławiu.

2. OBIEKT I METODYKA BADAŃ

Badany zakład to oczyszczalnia mechaniczno-biologiczna, o obciążeniu ładunkiem RLM = ok. 1 000 000, w której ścieki dopływają w ilości ok. 105 000 m³/dobę. Badania terenowe właściwości zapachu (częstości występowania, intensywności oraz jakości hedonicznej) przeprowadzone zostały w latach 2011–2012, zgodnie z metodyką stosowaną w krajach europejskich [5]. W ciągu całego okresu badań wykonanych zostało 520 pojedynczych pomiarów. Badania ankietowe, natomiast, przeprowadzone zostały w oparciu o niemieckie wytyczne serii VDI 3883 [6] i wzięło w nich udział 108 mieszkańców. Badania odbyły się w tym samym czasie i na tym samym obszarze, dzięki czemu możliwe było porównanie właściwości zapachu odczuwanych przez grupę ekspertów, z uciążliwością zapachową odczuwaną przez mieszkańców.

3. WYNIKI BADAŃ

Na podstawie wyników pomiarów, wyselekcjonowano cztery zapachy pochodzące z obiektu badań mogące negatywnie oddziaływać na tereny przyległe: z osadników wstępnych, bioreaktorów, suszarni osadów oraz osadów składowanych na poletkach osadowych.

Na badanym obszarze podczas pomiarów przeważały wiatry zachodnie i południowo zachodnie. W związku z tym najbardziej narażone na oddziaływanie emisji odorów mogły być tereny położone na wschód i północny wschód od zakładu (osiedla mieszkalne). Potwierdzono, że najbardziej narażeni na obecność zapachu są mieszkańcy strefy położonej najbliżej oczyszczalni (1), w odległości ok. 200 m na wschód, najbardziej intensywny zapach pochodzi z budynku suszarni osadów, a jako zdecydowanie nieprzyjemne odbierane są zapachy z osadników wstępnych i poletek osadowych.

Analiza ankiet potwierdziła problem uciążliwości zapachowej, szczególnie w strefie 1, gdzie ponad 50% ankietowanych uważa uciążliwość zapachową jako ekstremalną. W pozostałych strefach, ponad 45% i około 30% ankietowanych ze strefy 2 i 3, odpowiednio, uważa, że uciążliwość zapachowa wynosi 7 i więcej w 11-stopniowej skali (0–10). Ponadto, ponad 30% osób skarży się na bóle głowy, ponad 20 – na problemy z oddychaniem, a ponad 10% na niewyjaśnione mdłości. Dodatkowo, ponad 40% osób ze strefy 1 określiło swoje zdrowie jako „złe”. Wykazano również, że na tym terenie występuje dodatkowo inne, równoległe zanieczyszczenie, jakim jest hałas, co potęgować może odczucie uciążliwości.

Chociaż wiele obszarów, na których istnieje uciążliwość zapachowa pokrywa się z tymi, na których występuje zapach, a także są miejsca, na których nie stwierdzono ani uciążliwości zapachowej ani zapachu, to są też obszary, na których pojawia się zapach, ale mieszkańcy się nie skarżą, oraz takie, na których zapach nie został za-

rejestrowany przez oceniających, a panuje tam poważna uciążliwość nim spowodowana.

Wprowadzono więc podział ankietowanych na tych odczuwających poważną uciążliwość i tych, dla których zapach nie był uciążliwy. Każdej z ankietowanych osób przypisano zmienną typu dychotomicznego. Następnie, aby powiązać prawdopodobieństwo wystąpienia uciążliwości zapachowej z grupą zmiennych niezależnych, zastosowano regresję logistyczną, wykorzystywaną do opisu wpływu zmiennych niezależnych na dychotomiczną zmienną zależną [3].

Wykazano, że prawdopodobieństwo odczuwania uciążliwości zapachowej rośnie ze wzrostem intensywności obecnych zapachów, równoległe występującego hałasu, oraz u osób, które koncentrują się na istniejącym wokół nich problemie – uciążliwym zapachu. Z drugiej strony, prawdopodobieństwo to maleje wraz ze wzrostem zadowolenia ze swojego stanu zdrowia oraz w przypadku regularnie występujących zapachów. Dodatkowo, duża intensywność zapachów z suszarni osadów i osadników wstępnych ponad 2-krotnie zwiększa szansę odczuwania uciążliwości zapachowej.

Analiza modelu pozwala stwierdzić, że chociaż nie można w 100% wykluczyć, że inne, niewzięte pod uwagę, czynniki wpływają na odczuwanie uciążliwości zapachowej u mieszkańców osiedla położonego w pobliżu badanej oczyszczalni ścieków, to zapach występujący nieregularnie, ale z dużą intensywnością, czynniki nie węchowe, takie jak równoległe zanieczyszczenia środowiska, czy odpowiednio ukierunkowany sposób reakcji na stres, pełnią w tym procesie znaczącą rolę.

LITERATURA

- [1] BOERS D., GEELLEN L., ERBRINK H. et al., *The relation between modeled odor exposure from livestock farming and odor annoyance among neighboring residents*, Int. Arch. Occup. Environ. Health, 2016, 89, 521–530.
- [2] CERVINKA R., NEUDORFER E., *Bewältigungsstrategien/Coping bei Geruchsbelästigung. Fallstudie und Follow-up*, [In:] *Gerüche in der Umwelt*, Innenraum- und Außenluft. Düsseldorf: VDI Verlag GmbH, 2007, 149–161.
- [3] HILBE J.M., *Logistic Regression Models*, CRC Press 2009.
- [4] INVERNIZZI M., CAPELLI L., SIRONI S., *Proposal of odor nuisance index as urban planning tool*, Chem. Senses, 2017, 42, 105–110.
- [5] VDI 3940 Part .3, *Measurement of odour in ambient air by field inspections – Determination of odour intensity and hedonic odour tone*, Verein Deutscher Ingenieure, Berlin, Beuth Verlag, 2010.
- [6] VDI 3883, Part I, *Effects and assessment of odours. Psychometric assessment of odour annoyance. Questionnaires*, Verein Deutscher Ingenieure, Berlin, Beuth Verlag, 1997.
- [7] WEEITENSFELDER L., MOSHAMMER H., ÖTTL D. et al., *Exposure-complaint relationships of various environmental odor sources in Styria, Austria*, Environ. Sci. Pollut. Res., 2019, 26, 9806–9815.

*pył zawieszony, pomieszczenia nieprodukcyjne,
jakość powietrza, powietrze wewnętrzne, stanowiska pracy*

Patrycja ROGULA-KOPIEC*,
Wioletta ROGULA-KOZŁOWSKA**, Józef S. PASTUSZKA***,
Katarzyna JANOSZKA*, Barbara MATHEWS*

SKŁAD CHEMICZNY PYŁU W POWIETRZU KUCHNI RESTAURACYJNEJ I ZAKŁADU POLIGRAFICZNEGO

1. WSTĘP

Zarówno pył atmosferyczny (PM), jak i pył znajdujący się wewnątrz pomieszczeń jest zanieczyszczeniem, którego nawet krótkie oddziaływanie może mieć negatywne skutki dla kształtowania warunków bytowania ludzi oraz ich samopoczucia. Oddziaływanie długoterminowe natomiast wpływa bez wątpienia na zdrowie ludzi i środowisko [2, 4, 8, 9].

Pod względem jakości powietrza wewnętrznego pomieszczenia nieprodukcyjne, takie jak profesjonalne kuchnie, restauracje, drukarnie czy punkty ksero, są specyficznymi lokalizacjami, które dotychczas nie były przedmiotem intensywnych badań. Z jednej strony to powszechne miejsca pracy, z drugiej zaś strony miejsca, gdzie oddziaływanie jakości powietrza wewnętrznego na zdrowie pracowników trwa wiele lat. W takich pomieszczeniach skład chemiczny powietrza różni się całkowicie w porównaniu z powietrzem wewnętrznym gospodarstw domowych [3]. Wydaje się również, że jakość powietrza w pomieszczeniach nieprodukcyjnych jest determinowana przez dominujące źródła emisji wewnętrznej [6]. Zarówno gazowe jak i pyłowe zanieczyszczenia uwalniane przez te źródła podlegają ciągłym przemianom i bardziej lub mniej

* Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, Polska Akademia Nauk w Zabrzu, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

** Szkoła Główna Służby Pożarniczej, ul. Słowackiego 52/54, 01-629 Warszawa i Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, Polska Akademia Nauk w Zabrzu, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze.

*** Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, ul. Konarskiego 22B, 44-100 Gliwice.

wydajnie kumulowane są we wnętrzu różnych pomieszczeń [1, 7]. Migracja pyłu atmosferycznego do wnętrza tych obiektów stanowi dodatkowe źródło. To czy jest ono dominujące czy nie dla kształtowania stężeń i składu chemicznego PM wewnątrz zależy od rodzaju budynku, pomieszczenia oraz działalności w nim prowadzonej. Ważną zmienną musi być również pierwotna charakterystyka samego aerozolu atmosferycznego w otoczeniu badanego obiektu.

Badania w tej pracy miały na celu rozpoznanie dominujących źródeł i własności fizyko-chemicznych pyłu zawieszonego w kuchni restauracyjnej i małym zakładzie poligraficznym. Pomieszczenia te różnią się przede wszystkim źródłami wewnętrznymi pyłu zawieszonego i jego gazowych prekursorów, wybrane zostały natomiast w obrębie tego samego obszaru miejskiego (tj. tej samej charakterystyce topograficznej i emisyjnej).

2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

W ramach badań terenowych pobierano próbki pyłu respirabilnego (PM₄) i całkowitego (TSP) wewnątrz i na zewnątrz każdego z dwóch wybranych obiektów. Wybrano typową kuchnię restauracyjną i mały zakład poligraficzny zlokalizowane w środku osiedla typowego dla mieszanej zabudowy wielorodzinnej w Polsce. W każdym miejscu do pobierania PM wykorzystywano jednocześnie cztery jednakowe i skalibrowane mierniki pyłu. Pył pobierano w czasie pracy zakładu, czyli w okresie intensywnego użytkowania pomieszczeń i przebywania w nich największej liczby osób. Dzięki temu uwzględniony został fakt, że w tym okresie występowała największa aktywność wewnętrznych źródeł zanieczyszczeń. Pomiary prowadzone były latem i wczesną jesienią. Pozwoliło to uniknąć wpływu bardzo wysokich stężeń PM w okresie grzewczym (zima, wczesna wiosna i późna jesień) na wyniki badań [5, 7]. Zebrane próbki pyłu poddano analizie składu chemicznego (oznaczenie zawartości węgla organicznego i pierwiastkowego z wykorzystaniem termiczno-optycznego analizatora węgla, zawartości jonów wyekstrahowanych ze związków rozpuszczalnych w wodzie z wykorzystaniem chromatografii jonowej oraz wybranych, potencjalnie toksycznych metali z wykorzystaniem spektrometrii mas sprzężonej z plazmą wzbudzaną indukcyjnie) oraz przeprowadzono analizę statystyczną otrzymanych rezultatów.

3. WYNIKI

Otrzymane wyniki wskazały, że cząstki pyłu, które przenikają z atmosfery do powietrza wewnętrznego efektywnie mieszają się z cząstkami emitowanymi ze źródeł wewnętrznych, przez co tworzą całkowicie nowy pod względem jakościowym, aerozol wewnętrzny. Aerozol wewnętrzny w odróżnieniu do zewnętrznego charakteryzo-

wał się znacznie większymi stężeniami masowymi większości jego składników, a także większym udziałem PM_4 w masie TSP (PM_4/TSP wewnątrz kuchni restauracyjnej i drukarni wynosił kolejno 0,9 i 0,7). Przede wszystkim jednak obserwowano odmienny profil chemiczny tego aerozolu w porównaniu z aerozolem atmosferycznym. Jedną z zauważalnych cech potwierdzających odmienną profil chemicznych PM wewnątrz badanych pomieszczeń nieprodukcyjnych od PM atmosferycznego był wyraźnie niższy udział sumy mas pierwiastków śladowych w masie PM w powietrzu wewnętrznym. Najważniejszą cechą charakterystyczną profilu chemicznego PM wewnątrz kuchni restauracyjnej i zakładu poligraficznego, z punktu widzenia oddziaływania PM na zdrowie, był bardzo duży udział węgla organicznego w masie PM oraz wyższy niż zazwyczaj w aerozolu miejskim, udział węgla pierwiastkowego. Występujące tendencje były wyraźne i dotyczyły obu danych frakcji rozmiarowych PM . Wydaje się jednak, że nie można ich dokładnie opisać ilościowo bez szczegółowej analizy skuteczności migracji cząstek aerozolu atmosferycznego do i z pomieszczenia. Wykazano bowiem jednoznacznie, że w pewnych okresach skład chemiczny PM w obu badanych pomieszczeniach, bez względu na intensywność wewnętrznych źródeł, był silnie uzależniony od profilu chemicznego pyłu atmosferycznego.

LITERATURA

- [1] BRALEWSKA K., ROGULA-KOZŁOWSKA W., BRALEWSKI A., *Size-Segregated Particulate Matter in a Selected Sports Facility in Poland*, Sustainability, 2019, Vol. 11, No. 24, 6911.
- [2] MOON C., *Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen, dioxide and ozone*, Atmospheric Environment, 2001, Vol. 35, 1–32.
- [3] MORAWSKA L. i in., *Airborne particles in indoor environment of homes, schools, offices and aged care facilities: The main routes of exposure*, Environment International, 2017, Vol. 108, 75–78.
- [4] MUSTAFIĆ H. i in., *Main Air Pollutants and Myocardial Infarction: A Systematic Review and Meta-analysis*, The Journal of the American Medical Association, 2012, Vol. 307, No. 7, 713–721.
- [5] PASTUSZKA J.S., ROGULA-KOZŁOWSKA W., ZAJUSZ-ZUBEK E., *Characterization of PM_{10} and $PM_{2.5}$ and associated heavy metals at the crossroads and urban background site in Zabrze, Upper Silesia, Poland, during the smog episodes*, Environmental Monitoring and Assessment, 2010, Vol. 168, No. 1–4, 613–627.
- [6] ROGULA-KOPIEC P. i in., *Air pollution of beauty salons by cosmetics from the analysis of suspended particulate matter*, Environmental Chemistry Letters, 2019, Vol. 9, No. 17, 1, 551–558.
- [7] ROGULA-KOZŁOWSKA i inni, *Submicron particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in the Polish teaching rooms: Concentrations, origin and health hazard*, Journal of Environmental Sciences, 2018, Vol. 64, 235–244.
- [8] SEINFELD J.H., PANDIS S.N., *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, John Wiley & Sons, New York 2006.
- [9] World Health Organization, (WHO, 2013), *Health effects of particulate matter Policy implications for countries in eastern Europe, 2013, Caucasus and central Asia*.

*powietrze wewnątrz pomieszczeń, CO₂, pył,
jakość powietrza,
ryzyko zdrowotne, modele pudełkowe*

Jakub BARTYZEL*, Mirosław ZIMNOCH*,
Jarosław NĘCKI*, Damian ZIĘBA**

OCENA WPŁYWU TYPU I UŻYTKOWANIA BUDYNKU NA WEWNĘTRZNE STĘŻENIA PYŁU ZAWIESZONEGO ORAZ DWUTLENKU WĘGLA

1. WSTĘP

Od wielu lat w Polsce podnoszony jest problem jakości powietrza, rozumiany przede wszystkim jako ponadnormatywne stężenia pyłu zawieszonego. Pyły w powietrzu zewnętrznym jak i wewnątrz pomieszczeń uznawane są za jeden z najważniejszych czynników mających wpływ na zdrowie i jakość życia [2]. Poza działaniami mającymi zmniejszyć stężenia PM w powietrzu atmosferycznym, od kilku lat podejmowanych jest szereg działań mających na celu poprawę jego jakości wewnątrz pomieszczeń, przede wszystkim przez jego oczyszczanie. Główny nacisk na poprawę jakości powietrza (stężenia pyłu zawieszonego) kładziony jest w miejscach długotrwałego przebywania ludzi młodych, takich jak szkoły i przedszkola. Powstało bardzo wiele inicjatyw zarówno obywatelskich, jak również na szczeblu rządowym i samorządowym, mających na celu zakup tzw. oczyszczaczy powietrza i ich instalację w powyższych lokalizacjach.

Skupiając się na problemie stężenia pyłu zawieszonego wewnątrz pomieszczeń szkół i przedszkoli zapomina się o CO₂, który jest również istotnym składnikiem jakości powietrza wewnątrz pomieszczeń. Jediną skuteczną oraz racjonalną technicznie i ekonomicznie drogą do usuwania dwutlenku węgla jest intensywna wymiana powietrza przez wentylację.

* Akademia Górniczo-Hutnicza im. S. Staszica w Krakowie, Wydział Fizyki i Informatyki Stosowanej, al. A. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków.

** Krakowski Alarm Smogowy, ul. Felicjanek 10/6 31-104 Kraków.

Z punktu widzenia oczyszczania pomieszczeń z pyłu zawieszonego należy wziąć pod uwagę realne wymagania, dotyczące wymiany powietrza, stawiane przez odpowiednie normy i regulacje [1], mające na celu wydajne usuwanie CO₂. Stosowane urządzenia rzadko są w stanie sprostać stawianemu przed nimi zadaniu. Typowo urządzenia komercyjne jakie kupowano do budynków szkolnych i przedszkolnych są w stanie oczyścić do 300 m³/h, co najczęściej jest wartością niższą niż wymagana normami intensywność wymiany powietrza dla tego typu pomieszczeń.

2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Wytypowano dziesięć budynków szkół i przedszkoli wyposażonych w różny typ wentylacji i ewentualne systemy oczyszczania powietrza. W każdym z budynków, w jednej z klas został zainstalowany zestaw czujników CO₂ firmy Sensirion oraz miernik stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀, DustTrak firmy TSI. Dodatkowo stężenie pyłu zawieszonego na zewnątrz budynku było monitorowane z użyciem urządzenia TSI. Czujniki dwutlenku węgla wyposażone były dodatkowo w mierniki temperatury oraz wilgotności powietrza. Wszystkie pomiary prowadzone były z rozdzielczością czasową 2 minut, dane z takich okresów były uśredniane i logowane.

W celu analizy danych CO₂, wykreślono przebieg stężenia w celu określenia poziomów maksymalnych osiąganych wewnątrz pomieszczeń. Wykorzystując pomiar temperatury wyznaczono okresy, dla których pomieszczenia zostały opuszczone przez ludzi oraz okna pozostały zamknięte. Zakładając, że powietrze wewnątrz pomieszczeń jest dobrze mieszane można przyjąć, że spadek stężenia CO₂ będzie miał charakter eksponencjalny, związany z wymianą powietrza przez wentylację. Dopasowując metodą najmniejszych kwadratów odpowiednią funkcję do wybranych przebiegów stężeń, wyznaczono tempo wymiany powietrza wewnątrz pomieszczeń.

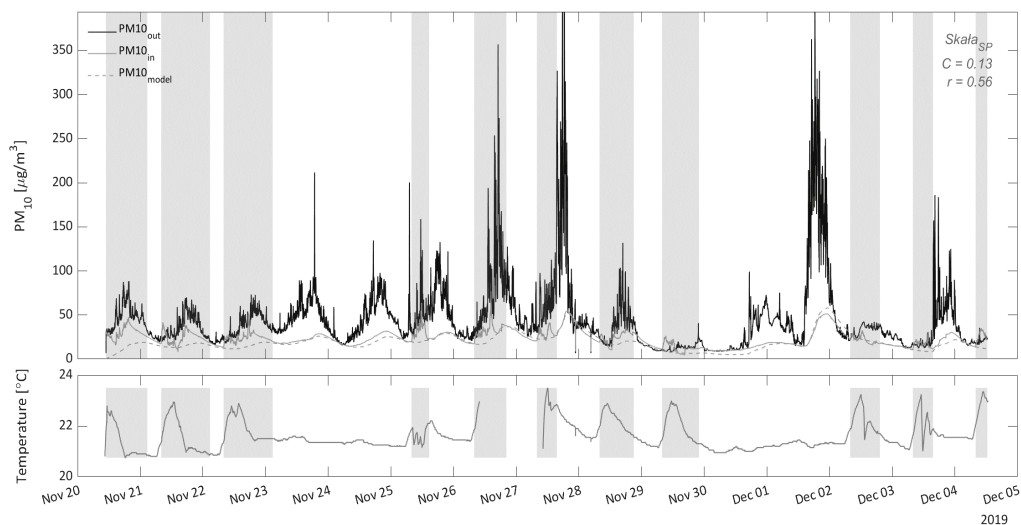
Pomiary stężenia pyłu zawieszonego wykorzystano do znalezienia optymalnych parametrów eksponencjalnego modelu pudełkowego wiążącego stężenia na zewnątrz i wewnątrz budynków. Z modelu wyznaczono tempo wymiany powietrza oraz współczynnik filtrowania powietrza przy przejściu przez przegrody.

3. PRZYKŁADOWE WYNIKI ANALIZ

Przeprowadzone analizy, zarówno z wykorzystaniem CO₂, jak i PM₁₀, pokazały wyraźnie, że dla wszystkich testowanych lokalizacjach wyznaczone współczynniki wymiany powietrza są nawet kilkukrotnie niższe aniżeli wynikające z norm. Współczynniki wyznaczone dwoma metodami dla wszystkich, poza jedną lokalizacją, są ze sobą zgodnie na poziomie istotności 5%. Dla jednej lokalizacji, z uwagi na użytkowa-

nie pomieszczenia, nie było możliwości zastosowania pomiarów CO₂ do wyznaczenia współczynników wymiany powietrza.

Mimo wykorzystania prostego modelu pudełkowego, stężenia pyłu zawieszonego wewnątrz pomieszczeń, wyznaczone za pomocą modelu są zgodne ($r^2 = 0,96$) z przebiegiem rzeczywistym (rys. 1). Przy optymalizacji modelu odrzucono te okresy, dla których podejrzewano wpływ innych czynników, poza typową dla pomieszczeń wentylacją (np. wietrzenie pomieszczeń, unos spowodowany przebywaniem osób).



Rys. 1. Przebieg stężeń PM₁₀ na zewnątrz i wewnątrz pomieszczenia oraz temperatur wewnętrznych w szkole w Skale (woj. Małopolskie). Na górnym panelu, linią czarną zaznaczono stężenia na zewnątrz, szarą ciągłą – stężenia wewnątrz, szarą przerywaną – wymodelowane stężenia wewnątrz.

Szare prostokąty to okresy wyłączone z modelowania z uwagi na wpływ dodatkowych czynników

PODZIĘKOWANIA

Badania były częściowo finansowane z subwencji Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (projekt nr 16.16.220.842 B02). Autorzy badań składają podziękowania dla dyrekcji wszystkich szkół i przedszkoli i zespołów szkolno-przedszkolnych biorących udział w badaniu.

LITERATURA

- [1] PN-EN 13779, *Wentylacja budynków niemieszkalnych, Wymagania dotyczące właściwości instalacji wentylacji i klimatyzacji*, 2008.
- [2] World Health Organization, 2003. *Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide: report on a WHO working group*, Bonn, Germany, 13–15 January 2003.

Amelia STASZOWSKA*

WYKORZYSTANIE INSTALACJI BIOFILICZNYCH DO POPRAWY JAKOŚCI POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

1. WPROWADZENIE

Jakość powietrza wewnętrznego ma udowodniony licznymi badaniami naukowymi wpływ na zdrowie, samopoczucie, wydajność pracy użytkowników pomieszczeń, a w przypadku dzieci – także na tempo uczenia się [9]. Obecne w powietrzu wewnętrznym zanieczyszczenia mogą mieć swoje źródło zarówno w strumieniu infiltrującego powietrza atmosferycznego (pyły zawieszone PM, ozon troposferyczny), jak i pochodzić ze źródeł typowo endogennych. Są nimi m.in. emisja lotnych związków organicznych (LZO) z elementów wyposażenia wnętrz – tkanin, urządzeń, materiałów budowlanych, mebli. Natomiast podstawowym źródłem bioaerozolu biologicznego i dwutlenku węgla są sami użytkownicy. Dodatkowo na jakość powietrza ma wpływ palenie tytoniu w pomieszczeniach, stosowanie środków chemii gospodarczej i czystość instalacji wentylacyjnej [3].

Niestety, ale w większości pomieszczeń, jakość powietrza jest niezadowolająca i wymaga poprawy. Można ją uzyskać kierując się następującą triadą. W pierwszej kolejności należy stosować materiały niskoemisyjne. Drugim zalecanym działaniem jest zwiększenie krotności wymian powietrza celem jego odświeżenia. Tu problematyczne stają się koszty, gdyż utrzymanie układów wentylacji mechanicznej lub klimatyzacji wymaga znaczących nakładów finansowych. Ostatnim narzędziem poprawy jakości powietrza wewnętrznego jest stosowanie technik jego oczyszczania.

W prezentowanej pracy omówiono aktualny stan wiedzy nt. możliwości i wyzwań jakie stoją przed instalacjami biofilicznymi w aspekcie ich zastosowania do poprawy jakości powietrza wewnętrznego.

* Katedra Jakości Powietrza Wewnętrznego i Zewnętrznego, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, ul. Nadbystrzycka 40b, 20-618 Lublin.

2. ANALIZA MOŻLIWOŚCI ZASTOSOWANIA INSTALACJI BIOFILICZNYCH W POPRAWIE STANU JAKOŚCI POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Rośliny, w tym rośliny ozdobne, oprócz walorów estetycznych, wpływają pozytywnie na samopoczucie, działają uspokajającą a dzięki wydzielanym fitoncydom są zdolne do hamowania rozwoju w ich otoczeniu szkodliwych mikroorganizmów [10]. Mogą również oczyszczać powietrze, gdyż wykazują wysoką tolerancję na szeroką gamę zawartych w nim zanieczyszczeń nieorganicznych i organicznych. Potwierdzają to wyniki licznych badań prowadzonych w warunkach modelowych od początku lat 80-tych XX wieku [7, 10]. Jednak mechanizm fitoremediacji zanieczyszczeń z powietrza wewnętrznego nadal nie został jeszcze w pełni wyjaśniony. Uważa się, że zarówno części nadziemne (liście, łodygi), jak i strefa korzeniowa roślin ozdobnych mają zdolność do usuwania różnych grup substancji chemicznych, a efektywność tego procesu zależy od gatunku rośliny, warunków oświetleniowych, temperatury otoczenia, rodzaju i wilgotności podłoża uprawnego a także lipofilowości usuwanego zanieczyszczenia [2, 3, 7]. Badania początkowo realizowano na pojedynczych egzemplarzach ozdobnych roślin domowych. Obecnie przedmiotem badań są głównie modułowe instalacje biofiliczne, tzw. zielone ściany, które tworzą zarówno gatunki roślin naczyniowych jak i mszaki, mchy, wątrobowce i giewonki [7].

Toksyczne lotne związki organiczne, np. formaldehyd, benzen, toluen, ksyleny, po wniknięciu przez aparaty szparkowe mogą być akumulowane w tkankach w niezmiennionej formie, metabolizowane i wbudowywane w struktury komórkowe lub ulegają biotransformacji przy udziale mikroorganizmów zasiedlających fylloosferę i ryzosferę. Odnotowano również absorpcję LZO przez cząstki podłoża. W większości przypadków testowanych gatunków roślin ozdobnych skuteczność oczyszczania powietrza z LZO rosła wraz ze zwiększeniem stężenia zanieczyszczeń w powietrzu i najlepiej przebiegała w warunkach dnia. Nawet długotrwała ekspozycja roślin na wysokie stężenia LZO nie powodowała zahamowania ich wzrostu [3, 8, 11]. Ozon, który w pomieszczeniach może pochodzić zarówno z infiltracji jak i powstawać *in situ*, usuwany jest głównie poprzez aparaty szparkowe. Szybkość proces zależy od gatunku rośliny [1]. W przypadku pyłów zawieszonych skuteczność ich usuwania przez rośliny jest proporcjonalna do zmieszania się średnicy aerodynamicznej pyłów i ma charakter pasywny. Sam mechanizm nie został w pełni poznany. Kluczową rolę odgrywają woski, które pokrywają blaszki liści. Oprócz suchej depozycji PM na powierzchni liści, nie można wykluczyć reakcji pomiędzy składnikami pyłów np. hydrofobowymi WWA, oddziaływań elektrostatycznych zaadsorbowanych metali ciężkich z woskami. Możliwe jest także wykorzystywanie składników PM do metabolizmu roślin [4].

Kwestia skuteczności roślin w usuwaniu dwutlenku węgla z powietrza wewnętrznego jest nadal dyskusyjna. Część badaczy twierdzi, że asymilacja CO₂ jest raczej mała [5], inni wręcz przeciwnie, że pozwala na obniżenie kosztów pracy wentylacji [12].

O ile fitoremediacja jest uznanym sposobem oczyszczania powietrza, to nadal dyskusyjna pozostaje kwestia jej skuteczności w warunkach rzeczywistych. Do wyzwań, które w najbliższej przyszłości stoją przed tą techniką można zaliczyć m.in. genetyczną modyfikację roślin dedykowanych poszczególnym grupom zanieczyszczeń, testowanie nowych podłoży, układów nawożenia i nawadniania oraz systemów zdalnego monitorowania kondycji instalacji. Pozwolą one opracować wytyczne i zalecenia dla projektantów branży wentylacyjnej oraz architektów wnętrz. Należy jednak pamiętać, iż instalacje biofiliczne, przy obecnym stanie wiedzy, mogą stanowić raczej wsparcie, rzadziej alternatywę dla tradycyjnych technik oczyszczania powietrza. Stąd też nie można oczekiwać, aby charakteryzowały się one tak wysoką skutecznością usuwania zanieczyszczeń jak konwencjonalne systemy mechaniczne.

LITERATURA

- [1] ABBASS O.A., SAILOR D.J., GALL E.T., *Effectiveness of indoor plants for passive removal of indoor ozone*, Building and Environment, 2017, Vol. 119, 62–70.
- [2] DARLINGTON A., CHAN M., MALLOCH D., PILGER C., DIXON M.A., *The biofiltration of indoor air: implications for air quality*, Indoor Air, 2010, Vol. 10, 39–46.
- [3] DELA CRUZ M., CHRISTENSEN J.H., THOMSEN J.D., MULLER R., *Can ornament potted plants remove volatile organic compounds from indoor air? – a review*, Environmental Science and Pollution Research, 2014, Vol. 21, 13909–13928.
- [4] GAWROŃSKA H., BAKERA B., *Phytoremediation of particulate matter from indoor air by *Chlorophytum comosum* L. plants*, Air Quality, Atmosphere & Health, 2015, Vol. 8, 265–272.
- [5] GUBB C., BLANUSA T., GRIFFITHS A., PFRANG C., *Can houseplants improve indoor air quality by removing CO₂ and increasing relative humidity?*, Air Quality, Atmosphere and Health, 2018, Vol. 11, 1191–1201.
- [6] GUNAWARDENA K., STEEMERS K., *Living walls in indoor environments*, Building and Environment, 2019, Vol. 148, 478–487.
- [7] IRGA P.J., PETTIT T.J., TORPY F.R., *The phytoremediation in indoor air pollution: a review on the technology development from the potted plant through to functional green wall biofilters*, Reviews of Environmental Science Biotechnology, 2018, Vol. 17, 395–415.
- [8] KIM K.J., KHALEKUZAMAN M., SUH J.N., KIM H.J., SHAGOL S., KIM H.H., *Phytoremediation of volatile organic compounds by indoor plants*, Horticulture, Environment, and Biotechnology, 2018, Vol. 59, 143–157.
- [9] LUENGAS A., BARONA A., HORT C., *A review of indoor air treatment technologies*, Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 2015, Vol. 14, 499–522.
- [10] PETTIT T., IRGA P.J., TORPY F.R., *Towards practical indoor air phytoremediation: a review*, Chemosphere, 2018, Vol. 208, 960–974.
- [11] SOREANU G., DIXON M., DARLINGTON A., *Botanical biofiltration of indoor gaseous pollutants – a mini review*, Chemical Engineering Journal, 2013, Vol. 229, 585–594.
- [12] TUDIWER D., KORJENIC A., *The effect of an indoor living wall system on humidity, mould spores and CO₂ concentration*, Energy and Buildings, 2017, Vol. 146, 73–86.

Mikołaj MATUSZCZAK*, Edward PRZYDRÓŻNY*,
Aleksandra PRZYDRÓŻNA**

ZAPOTRZEBOWANIE NA ENERGIĘ ELEKTRYCZNĄ W SYSTEMACH KLIMATYZACJI KOMFORTU Z APARATAMI INDYWIDUALNYMI

1. WSTĘP

Systemy klimatyzacyjne w obiektach biurowych stały się nieodzownym elementem wyposażenia. Zjawisko to warunkuje rozwój gospodarczy państw oraz wzrost standardu życia obywateli i ich wymagań co do jakości powietrza wewnętrznego IAQ (ang. *Indoor Air Quality*). Świadczą o tym raporty Międzynarodowej Agencji Energetycznej IEA (ang. International Energy Agency) które podają, że zużycie energii końcowej na potrzeby klimatyzowania pomieszczeń w budynkach mieszkalnych oraz komercyjnych na przełomie ostatnich trzydziestu lat wzrosło trzykrotnie [2]. Dlatego tak istotne stało się poszukiwanie rozwiązań systemów klimatyzacyjnych pozwalających ograniczyć zużycie energii elektrycznej, przy zachowaniu parametrów mikroklimatu warunkującego osiągnięcie komfortu cieplnego oraz dobrego samopoczucia użytkowników. Może to przełożyć się na wzrost wydajności pracowników [1].

W artykule opisano i analizowano pracę dwóch systemów klimatyzacyjnych, kształtujących mikroklimat w pomieszczeniach biurowych. Jeden to system pracujący w oparciu o aktywne belki grzewczo-chłodzące, natomiast drugi system wyposażony został w wentylokonwektory kanałowe. Praca obu systemów została przeanalizowana przy identycznie zmieniającym się profilu obciążenia cieplnego wybranych pomieszczeń. Poddano symulacji pracę podstawowych elementów układu, tj. pomp obiegowych, wentylatorów, sprężarkowych agregatów chłodniczych przy zmieniających się parametrach pracy systemów klimatyzacyjnych.

* Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Politechnika Wroclawska, wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

** WMEboom, Mindspace Aldgate, 114 Whitechapel High St, London E1 7PT.

2. MATERIAŁY I METODY

Chwilowe warunki ciepłne w danej strefie w stanie ustalonym określono na podstawie poniższego równania [3]:

$$0 = m_{hig}c_p(T_{hig} - T_i) + m_{ob}c_p(T_{ob} - T_i) + Q_i, \quad (1)$$

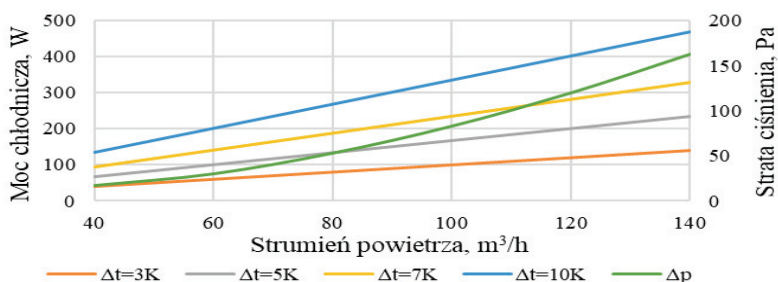
gdzie: m_{hig} – strumień masowy powietrza higienicznego (zewnętrznego, pierwotnego) (kg/s), c_p – ciepło właściwe powietrza (kJ/kgK), T_i – temperatura powietrza w i -tej strefie (°C), T_{hig} – temperatura nawiewanego powietrza higienicznego (°C), m_{ob} – strumień masowy powietrza obiegowego (kg/s), T_{ob} – temperatura nawiewanego powietrza obiegowego (°C), Q_i – zyski ciepła jawnego w i -tej strefie (kW).

Urządzenia klimatyzacyjne oraz przekroje instalacji zostały dobrane na maksymalne zyski ciepła jawnego jakie mogą wystąpić w analizowanych strefach $Q_{i,max}$. Zapotrzebowanie na energię do pracy pompy oraz wentylatora z płynną regulacją wydajności $N_{p/w,var}$ (W) wyznaczono na podstawie równania 2 [4]:

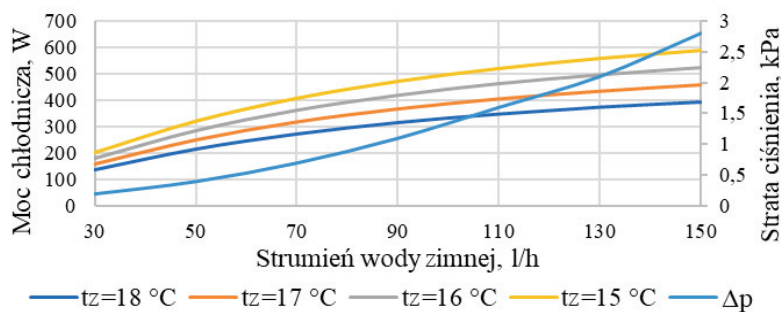
$$N_{p/w,var} = \frac{\rho_w H_{p/w} G_{p/w}}{\eta_s \eta_p \eta_{var}} \quad (2)$$

gdzie ρ to gęstość tłoczonego czynnika (kg/m³), $H_{p/w}$ – ciśnienie całkowite za pompą/przepręż całkowity za wentylatorem (Pa), $G_{p/w}$ – przepływ masowy czynnika (kg/s), η_s , η_p , η_{var} to odpowiednio sprawność silnika, przekładni oraz przetwornika częstotliwości. W celu poznania charakterystyki dobranych aktywnych belek chłodzących, poddano ich pracę symulacji w oprogramowaniu Easy Product Finder v. 2.7.1 firmy TROX® TECHNIK.

3. WYNIKI I WNIOSKI



Rys. 1. Moc chłodnicza powietrza pierwotnego w funkcji strumienia i przyrostu temperatury



Rys. 2. Moc chłodnicza wymiennika ciepła belki chłodzącej DiD642-2S2-RR w funkcji strumienia wody zimnej i temperatury zasilania przy temperaturze w pomieszczeniu 24 °C i wilgotności względnej 55%

Na powyższych rysunkach zaprezentowano wyniki symulacji pracy jednego modułu aktywnej belki chłodzącej. Na rysunku 1 zaprezentowano jak na wydajność urządzenia wpływa zmiana strumienia oraz temperatury powietrza higienicznego. Na rysunku 2 przedstawiono zmianę wydajności urządzenia w funkcji strumienia i temperatury wody zasilającej wymiennik ciepła.

Z przedstawionych wykresów wynika, że zmiana parametrów pracy indywidualnego aparatu klimatyzacyjnego (belki chłodzącej) wiąże się ze zmianą pracy układów ją zasilających, powietrznych i wodnych. Podobnie jest w przypadku wentylokonwektorów. Zatem jedną z możliwości podniesienia efektywności pracy rozpatrywanych systemów jest zastosowanie regulacji jakościowo-ilościowej zarówno systemów centralnych (powietrznych i wodnych), jak i aparatów indywidualnych. W podsumowaniu, na bazie istniejącego obiektu biurowego, przedstawione zostaną wyniki analizy całorocznego zapotrzebowania na energię elektryczną w rozpatrywanych systemach klimatyzacyjnych.

LITERATURA

- [1] ALLEN J.G., MACNAUGHTON P., SATISH U., SANTANAM S., VALLARINO J., SPENGLER J.D., *Associations of Cognitive Function Scores with Carbon Dioxide, Ventilation, and Volatile Organic Compound Exposures in Office Workers: A Controlled Exposure Study of Green and Conventional Office Environments*, Environmental Health Perspectives, 2016, Vol. 124, No. 6, 805–812.
- [2] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, *The Future of Cooling: Opportunities for Energy-efficient Air Conditioning*, OECD Publishing, 2018, 15–29.
- [3] WANG S., JIN X., *Model-based optimal control of VAV air-conditioning system using genetic algorithm*, Building and Environment, 2000, Vol. 35, No. 6, 471–487.
- [4] YAO Y., YU Y., *Modeling and control in air-conditioning systems*, Springer, Berlin–Heidelberg 2017, 329–335.

PATRONATY HONOROWE

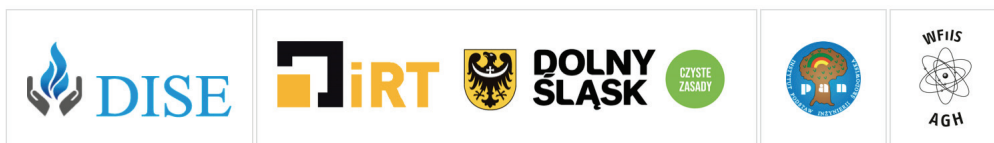
 <p>Politechnika Wroclawska</p>	<p>prof. dr hab. inż. <i>Arkadiusz Wójs</i> Rektor Politechniki Wrocławskiej</p> <p>prof. dr hab. inż. <i>Cezary Madryas</i> Rektor Politechniki Wrocławskiej w latach 2016–2020</p>
	<p>dr hab.inż. <i>Bartosz Kaźmierczak</i>, prof. uczelni Dziekan Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej</p> <p>dr hab.inż. <i>Katarzyna Piekarska</i>, prof. uczelni Dziekan Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej w latach 2016–2020</p>
	<p>prof. dr hab. inż. <i>Radosław Zimroz</i> Dziekan Wydziału Geoinżynierii, Górnictwa i Geologii Politechniki Wrocławskiej</p>
	<p>dr hab. inż. <i>Piotr Szulc</i>, prof. uczelni Dziekan Wydziału Mechaniczno-Energetycznego Politechniki Wrocławskiej</p> <p>prof. dr hab. inż. <i>Zbigniew Gnutek</i> Dziekan Wydziału Mechaniczno-Energetycznego Politechniki Wrocławskiej w latach 2016–2020</p>
 <p>Politechnika Wroclawska</p>	<p>dr hab. inż. <i>Robert Król</i>, prof. uczelni Przewodniczący Rady Dyscypliny Inżynieria Środowiska, Górnictwo i Energetyka Politechniki Wrocławskiej</p>
 <p>PAN POLSKA AKADEMIA NAUK</p>	<p>prof. dr hab. inż. <i>Czesława Rosik-Dulewska</i> Członek Korespondent Polskiej Akademii Nauk V-ce Kurator Wydziału IV Nauk Technicznych PAN</p>
 <p>Ministerstwo Klimatu i Środowiska</p>	<p><i>Michał Kurtyka</i>, Minister Klimatu i Środowiska</p>
 <p>Główny Inspektorat Ochrony Środowiska</p>	<p><i>Paweł Ciecko</i>, Główny Inspektor Ochrony Środowiska</p>
 <p>DOLNY ŚLĄSK</p> <p>PATRONAT HONOROWY MARSZAŁKA WOJEWÓDZTWA DOLNOŚLĄSKIEGO CEZAREGO PRZYBYLSKIEGO</p>	<p><i>Cezary Przybylski</i>, Marszałek Województwa Dolnośląskiego</p>
  <p>DOLNY ŚLĄSK</p>  <p>CZYSZTE ZASKANIE</p>	<p><i>Maciej Zathey</i>, Dyrektor Instytutu Rozwoju Terytorialnego</p>

PARTNERZY KONFERENCJI

PARTNERZY BIZNESOWI



PARTNERZY INSTYTUCJONALNI



PARTNERZY MEDIALNI





Wydawnictwa Politechniki Wrocławskiej
są do nabycia w sprzedaży wysyłkowej:
zamawianie.ksiazek@pwr.edu.pl

ISBN 978-83-7493-140-3