

Barbara TOMASZEWSKA¹ i Tomasz OLSZOWSKI¹

IŁOŚCIOWA I JAKOŚCIOWA OCENA DEPOZYCJI PYŁU NA OBSZARZE WSI

QUANTITATIVE AND QUALITATIVE ASSESSMENT OF THE DUST DEPOSITION ON THE RURAL AREA

Abstrakt: W procesach detekcji zanieczyszczeń powietrza istotną rolę odgrywa określenie skali opadu i składu chemicznego cząstek deponujących z atmosfery. W ramach prowadzonego projektu badawczego (2010-2011) określono wielkość depozycji cząstek stałych z uwzględnieniem ich składu chemicznego (Zn, Pb, Ni, Cd, Cu, Cr). Pomiary realizowano w okresach chłodnego i ciepłego półrocza na obszarze zabudowy wiejskiej oraz na terenie pól uprawnych przylegających do wsi. W badaniach zastosowano metodę pomiaru opadu pyłu przy użyciu płytek mierniczych powleczonych substancją lepiącą. W celu określenia składu chemicznego pyłu wykorzystano atomową spektrometrię absorpcyjną. Stwierdzono, że jakość powietrza na obszarze wiejskim determinowana jest oddziaływaniem źródeł lokalnych (niezorganizowana emisja z gospodarstw domowych i rolnicza), a ilość toksykantów wzbogacających środowisko zależy od cyklicznych okresów stanów pogodowych, charakterystycznych dla klimatu umiarkowanego. Wykazano, że wielkość depozycji i obecność metali ciężkich w pyłe powodują wyraźną degradację środowiska, a jakość powietrza pozostaje na poziomie niezadowolającym. Podkreślono potrzebę rozwinięcia sieci monitoringu powietrza na tereny wiejskie.

Słowa kluczowe: opad pyłu, metale ciężkie, płytki miernicze, AAS, tereny wiejskie

Wstęp

Publikacje podejmujące problematykę zanieczyszczeń powietrza skupiają się głównie na przedstawieniu danych dotyczących jakości powietrza na terenach zurbanizowanych i uprzemysłowionych [1] oraz narażonych na silny wpływ oddziaływania transportu drogowego [2]. W porównaniu artykuły omawiające wyniki badań nad jakością powietrza na terenach wiejskich stanowią odsetek i zazwyczaj dotyczą obszarów wiejskich zlokalizowanych w sąsiedztwie stref przemysłowych lub dużych aglomeracji miejskich [3]. W literaturze światowej badacze przedstawiają m.in. informacje dotyczące wpływu konkretnych wiejskich źródeł emisji na jakość powietrza [4]. Często pomiary na terenach wiejskich realizowane są głównie po to, aby stanowiły podstawę do porównania z intensywnością degradacji powietrza w obszarach miejskich [5]. Przy czym toksyczne oddziaływanie związków wzbogacających atmosferę ziemską obejmuje również ludzi, florę, faunę i dobra materialne w obrębie wsi [6].

W przeciwieństwie do wielu krajów UE, Azji i Ameryki w Polsce jakość powietrza na obszarach wiejskich praktycznie nie jest badana. Jak wykazano w pracy pod kierownictwem Hławiczki [7], udział pozamiejskich (jednak niekoniecznie typowo wiejskich) stacji pomiarowych w skali całego kraju wynosi 8% (21/253). Niepokojącym wskaźnikiem jest liczba stacji pomiarowych usytuowanych na terenach wiejskich względem liczby mieszkańców przypadających na km². Przykładowo, w regionach podobnych urbanistycznie i przemysłowo, w Polsce na Mazowszu przy zagęszczeniu

¹ Katedra Techniki Ciepłej i Aparatury Przemysłowej, Politechnika Opolska. ul. S. Mikołajczyka 5, 45-271 Opole, tel. 77 400 63 91, fax 77 400 61 39, email: basia_tomaszewska@o2.pl; t.olszowski@po.opole.pl

100 osób/km² przypada na ten obszar 0,69 stacji wiejskich, we włoskiej Lombardii 2,47, a w niemieckiej Brandenburgii 4,59 [8].

Ze względu na udowodniony negatywny wpływ pyłów najbardziej popularnym zagadnieniem poruszonym przez Autorów jest określanie stężenia i chemizmu mikro- i nanocząstek w powietrzu atmosferycznym w obrębie siedlisk ludzkich. Najczęściej wykorzystywaną techniką jest wyłapywanie drobin przy użyciu pyłomierzy automatycznych z możliwością wydzielenia udziałów poszczególnych frakcji. Alternatywną metodą oznaczenia stopnia degradacji troposfery przyziemnej jest określenie masy i składu chemicznego cząstek deponujących z atmosfery. Jak wykazano w pracy [9], ma miejsce znacząca korelacja wielkości opadu pyłu ze stężeniem pyłu zawieszonego oraz obecności metali ciężkich w cząstkach zawieszonych w powietrzu względem ich zawartości w pyłe opadowym.

Głównym celem pracy było ukazanie wielkości depozycji cząstek stałych i ich składu chemicznego. Hipoteza badawcza zakładała, że rozkład zanieczyszczeń pyłowych na administracyjnym obszarze wsi nie zależy od lokalizacji typowych wiejskich źródeł emisji (zwartej zabudowy i związanych z działalnością rolniczą - pól uprawnych).

Niniejszy artykuł prezentuje wyniki oraz wnioski z długookresowych pomiarów zanieczyszczeń stałych w fazie osiadania, realizowanych na obszarze typowej polskiej wsi. Pomiar przeprowadzono na dwóch stanowiskach, tj. w obrębie zabudowy i emitora liniowego oraz na obszarze upraw rolnych. W półroczu chłodnym i ciepłym mierzono masę i parametry chemiczne suchej depozycji pyłu.

Metodyka i obszar badań

Badania nad jakościową i ilościową oceną opadu pyłu prowadzono w miejscowości Dylaki. Wieś zlokalizowana jest w południowo-zachodniej Polsce na Nizinie Śląskiej (województwo opolskie, powiat opolski, 50°43'57"N, 18°11'12"E). Najbliższe miasto (Ozimek 9,7 tys. mieszkańców) usytuowane jest 10 km na południowy wschód, zaś stolica regionu - Opole (128 tys. mieszkańców) leży ok. 30 km w kierunku zachodnim. Dylaki reprezentują typ miejscowości o zabudowie zwartej. W obrębie wsi posadowionych jest 140 budynków eksploatowanych przez ok. 1,5 tys. mieszkańców. Obecnie wieś jest typową miejscowością siedliskowo-rolniczą.

Pomiary wielkości depozycji prowadzone były w dwóch miejscach: - oddalonym od najbliższych zabudowań o 10 m i od drogi gminnej o 4 m centrum wsi (C), - na oddalonym w linii prostej od C o 600 m na północ - terenie upraw rolnych (R). Sprzęt pomiarowy, w celu zminimalizowania wtórnej emisji z gruntu, zamontowano w obu stanowiskach na wysokości 2 m. Płytki miernicze ekspozowano w okresach półroczu zimnego (listopad 2010 - marzec 2011) i ciepłego (maj - wrzesień 2011). Jednorazowa seria pomiarowa odbywała się przez okres 7 dni - czterokrotnie w każdym miesiącu.

W badaniach zastosowano metodę pomiaru opadu pyłu przy użyciu płytek mierniczych powleczonych substancją lepłą. Podobne techniki wykorzystali w swych badaniach inni Autorzy [10, 11]. Zastosowana technika charakteryzuje się możliwością pomiaru wielkości depozycji pyłu, możliwością dalszej analizy składu cząstek oraz niskim kosztem realizacji pomiarów. Jest ona powszechnie wykorzystywana m.in. w Belgii i Nowej Zelandii [12]. Zastosowano płytki miernicze, które wykonano ze szkła o średnicy 80 mm i grubości

8 mm. Szklane tafle obciążono folią aluminiową o grubości 70 μm , w sposób zapewniający uzyskanie gładkiej powierzchni, a następnie równomiernie naniesiono warstwę substancji lepiącej (biała wazelina apteczna). Przed użyciem, w celu pozbycia się nadmiaru wilgoci, substancję lepiącą umieszczono w szklanym naczyniu i wysuszono w temperaturze 100°C w czasie 24 h. Po nałożeniu wazeliny płytki suszono w czasie 8 minut w suszarce w temperaturze 42°C w celu doprowadzenia do rozpląnięcia się substancji lepiącej i uzyskania jednolitej gładkiej powierzchni. Tak przygotowane płytki opisywano, ważono z dokładnością 0,01 mg, deponowano w szczelnym pojemniku, przewożono na miejsce pomiaru i wykładano na drewnianym stojaku w metalowych koszach. Po ekspozycji płytki demontowano i składowano w szczelnych pojemnikach. Następnie, w warunkach laboratoryjnych, przy użyciu pincety pozbywano się grubszych zanieczyszczeń, niezwiązanych ze stopniem zapylenia. Potem płytki suszono w czasie 2 h w temperaturze 42°C i ważono z dokładnością podaną powyżej. Złożona niepewność standardowa z pośrednich pomiarów masy nie przekroczyła 3,1%. W drugim etapie oznaczano skład chemiczny pyłów opadowych. Po zważeniu, w celu ekstrakcji cząstek pyłu, płytki umieszczono w naczyniu teflonowym i wykąpano w heksanie. Następnie roztwór przesączono przez bezpopiołowy filtr celulozowy Whatman. W celu uniknięcia strat w postaci pozostałości roztworu naczynie kilkakrotnie przepłukano heksanem. Filtr osuszono i spalono w tyglu. Pozostałości po spaleniu umieszczano w naczyniu z polietylenu i dodawano po 7 cm^3 stężonego (65%) kwasu azotowego HNO_3 i 2 cm^3 H_2O_2 . Następnie przy użyciu zamkniętego systemu mikrofalowego (z kontrolą temperatury - 180°C) w czasie 20 minut próbki mineralizowano. Naczynia z roztworzonym materiałem ochłodzono do temperatury otoczenia, przesączono przez sącdek do kolb o pojemności 50 cm^3 (objętość uzupełniono wodą destylowaną). Oznaczenie metali ciężkich wykonano metodą AAS przy użyciu spektrometru SOLAR M6. W tabeli 1 przedstawiono dokładność pomiaru koncentracji metali ciężkich w materiale referencyjnym. Granica oznaczalności [mg/kg] wynosiła: 0,4 (Cd, Cu), 0,5 (Zn), 0,6 (Cr, Ni, Pb).

Tabela 1

Wyniki z AAS dla materiału referencyjnego

Table 1

AAS data for reference material

Pierwiastek	AAS		SRM1649a - pył miejski		D*
	Średnia	SD	Wartość SRM	Niepewność	
	[mg/kg]				
Pb	1,13	0,07	1,24	0,004	-9,7
Ni	153,0	3,9	166,7	7	-9,0
Cu	210,3	8,2	223,7	7	-6,4
Cr	200,0	7,1	211	6	-5,5
Zn	0,162	0,021	0,168	0,004	-3,7
Cd	539,0	11,6	569	21	-5,6

*Odchylenie: różnica pomiędzy wynikami z AAS odniesionymi do wartości SRM wyrażona w %

Program badawczy obejmował jednoczesne wyłożenie trzech płytek w każdym miejscu pomiarowym na okres 7 dni. Po tygodniu płytki były podmieniane na nowe.

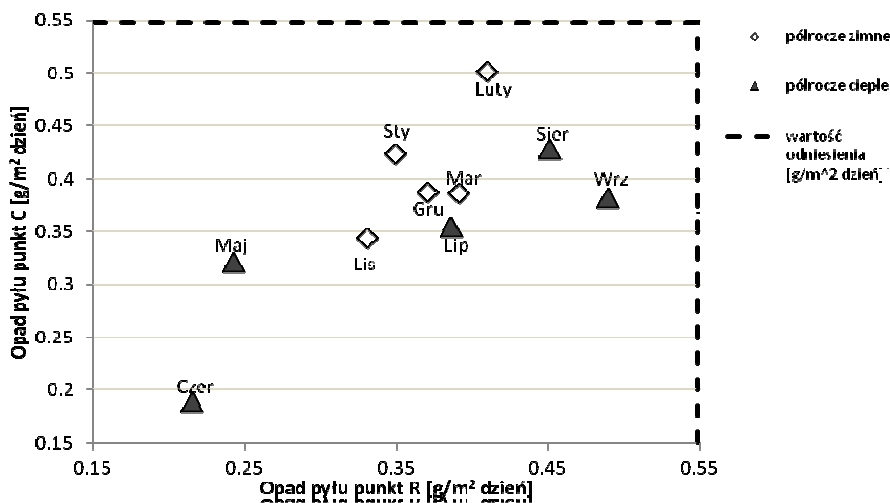
Badania prowadzono przez 40 tygodni. Sumaryczna powierzchnia czynna jednorazowo wyłożonych płytek wynosiła 150,72 cm². W procesie badawczym wyłożono 240 płytek.

W trakcie trwania procesu badawczego, na stanowisku C, na bieżąco mierzono kierunek i prędkość wiatru. Dodatkowo, w celu ustalenia relacji pomiędzy okresami suchymi i deszczowymi, monitorowano występowanie opadów atmosferycznych. Kierunek i prędkość wiatru mierzono anemometrem na wysokości 14 m nad gruntem.

Napływ mas powietrza z zachodu i północy miał miejsce głównie w miesiącach jesiennych i zimowych. Wiatry południowe występowały późną zimą i na wiosnę, zaś wschodnie w okresie lata. Nasilone opady atmosferyczne występowały przede wszystkim w okresie letnim. W pozostałych miesiącach nie odbiegały od średniej 30-letniej.

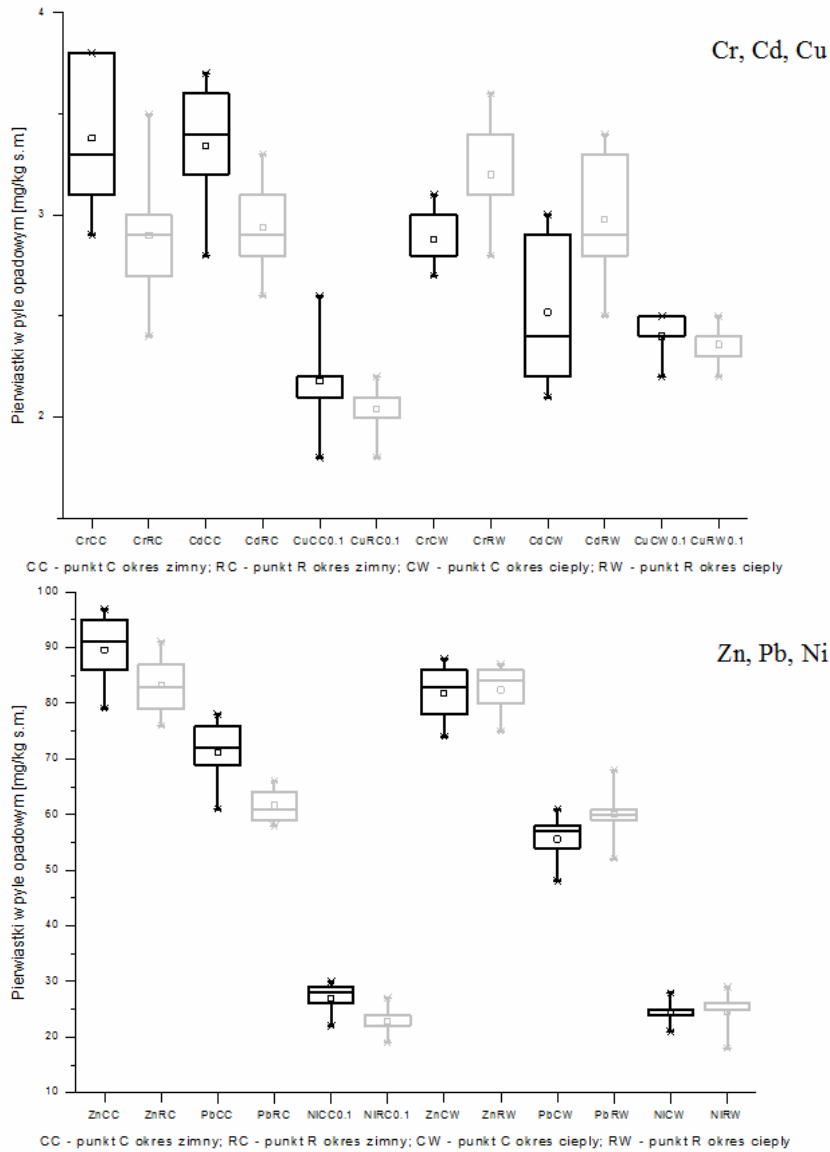
Rezultaty badań

Wyniki pomiarów suchej depozycji pyłu z zastosowaniem powierzchni zastępczej przedstawiono na rysunku 1. Normatywny poziom rocznego opadu pyłu w Polsce wynosi 200 g/m² (co odpowiada 0,547 g/m² dzień). Wartości średnie wskazują, że na stanowiskach pomiarowych nie zaobserwowano przekroczeń, aczkolwiek wystąpiły okresowe przekroczenia w pierwszej i czwartej kwadrze lutego na stanowisku C i na przełomie sierpnia i września na stanowisku R. Podwyższony poziom opadu pyłu miał miejsce głównie w miesiącach chłodnych (odpowiednio: 74% poziomu odniesienia w centrum wsi i 67% na terenie wykorzystywanym rolniczo). Uwidacznia się wyraźna przewaga ilości opadu pyłu na stanowisku C w okresie intensywnego sezonu grzewczego, natomiast w okresach wzmożonych prac polowych większy opad zaobserwowano na stanowisku R. Poziom średniorocznego opadu pyłu w obu punktach pomiarowych C i R był zbliżony i wynosił odpowiednio 135,6 i 132,1 g/m². Podobne, choć o około 12% niższe, wartości otrzymano w charakteryzującej się zabudową liniową wsi Szybowice [13].



Rys. 1. Średnie wartości opadu pyłu w punktach C i R w półroczu chłodnym i ciepłym

Fig. 1. Average values of dust deposition at points C and R in the cold and warm periods of the year



Rys. 2. Zawartość metali ciężkich w pyłe opadowym. Prostokąty pokazują rangę pomiędzy pierwszym i trzecim kwartylem. „Wąsy” wychodzące z krawędzi prostokątów oddają wartość 5 i 95 percentyla wyników. Pozioma linia wewnątrz prostokątów wyznacza wartość mediany. Kwadraty wewnątrz prostokątów podają wartość średnią. Gwiazdki oznaczają punkty oddalone od wartości mediany o więcej niż 1,5 IQR

Fig. 2. Heavy metals in deposition dust. Boxes show the range between the 25th and 75th percentiles. The whiskers extend from the edge of the box to the 5th and 95th percentile of the data. The horizontal line inside indicates the median value. Squares indicates the average value. Stars indicates the points, which are away from the median of more than 1.5 IQR

Pomimo że średnioroczny zmierzony opad pyłu nie przekraczał wartości normatywnej, to i tak można uznać, że 68% (C) i 66% (R) wartości dopuszczalnej jest wysokim wskaźnikiem. Powyższe stwierdzenie znajduje potwierdzenie przy porównaniu otrzymanych rezultatów z danymi z innych regionów kraju. Przykładowo w Małopolsce było to 49%, w Wielkopolsce 57%, a na Mazowszu 60%. Jedynie w silnie zurbanizowanym i uprzemysłowionym rejonie Górnego Śląska odnotowano wyższe, niejednokrotnie przekraczające roczną normę, wartości opadu pyłu [14].

Oznaczano obecność Cr, Zn, Pb, Ni, Cd i Cu w pyłe opadowym. Zestawienie wyników analizy AAS zaprezentowano na rysunku 2. Koncentracja metali ciężkich w pyłe na obu stanowiskach kształtowała się na podobnym poziomie. Uwidacznia się zależność większych udziałów pierwiastków w pyłe na stanowisku wewnątrz zwartej zabudowy w miesiącach chłodnych i na stanowisku reprezentującym teren upraw rolnych w miesiącach ciepłych. Średnioroczne wartości Ni, Cu, Pb i Zn były wyższe w centrum miejscowości. Chrom i kadm charakteryzowały się podobnymi, najniższymi z rozpatrywanych pierwiastków, poziomami w obu punktach kontrolnych. Pomimo nieznacznego natężenia ruchu drogowego, za stężenie rozpatrywanych analitów w obrębie C może odpowiadać źródło liniowe. Istotnym źródłem Zn, Cu, Cr i Cd jest proces zdzierania opon samochodowych, okładzin i tarcz hamulcowych. Głównym źródłem Pb jest spalanie paliw stałych i ciekłych [15]. Na stanowisku R głównym źródłem Zn były nawozy sztuczne i naturalne. Kadm nie wykazywał znacznych fluktuacji w rozpatrywanych okresach badawczych. Głównym źródłem tego pierwiastka są nawozy i spalanie paliw pędnych (R) oraz spalanie paliw stałych i odpadów (C). Procesem powodującym wzbogacanie atmosfery nikiem jest nawożenie gleb, przy czym ilość Ni w środkach uzdatniających nie jest znaczna, stąd też koncentracja w pyłe również nie była dominująca. Największe stężenia Cu zaobserwowano w okresie jesiennym, przy czym nie stwierdzono znacznych wahań występowania. Miedź do środowiska trafia wraz z nawozami sztucznymi (szczególnie fosforowymi) oraz jako składnik ścieków bytowych, zrzucanych (również w Dylakach) przez niektóre gospodarstwa do przydrożnych rowów i na okoliczne pola.

Ogólnie, koncentracja metali ciężkich w pyłe deponującym jest wyższa niż na obszarach wiejskich w większości państw europejskich [13]. Decydują o tym takie czynniki, jak: gorsza jakość paliw, przestarzała i materiałochłonna technologia indywidualnej produkcji energii użytkowej, niska świadomość ekologiczna społeczeństwa. Z drugiej strony wartości odniesienia [16] dla Cd $0,01 \text{ g/m}^2 \cdot \text{rok}$ oraz Pb $0,1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{rok}$ nie zostały przekroczone.

Rozkład zanieczyszczeń pyłowych na administracyjnym obszarze wsi nie zależy od lokalizacji typowych wiejskich źródeł emisji. Hipotezę badawczą potwierdzają wyniki uzyskane przy użyciu nieparametrycznego testu statystycznego Wilcoxa. Krytyczna wartość p -value ($p \geq 0,05$) została osiągnięta dla wszystkich rozpatrywanych metali ciężkich.

Podsumowanie i wnioski

Wyniki badań pokazują, że jakość powietrza na obszarze wiejskim determinowana jest przede wszystkim oddziaływaniem źródeł lokalnych (emisja rolnicza i niezorganizowana). Na wielkość depozycji pyłów znaczny wpływ ma sezonowa zmienność warunków

pogodowych (szczególnie temperatury). Zwarta zabudowa wiejska charakteryzuje się stosunkowo wysoką uciążliwością przy wprowadzaniu ładunków zanieczyszczających aerozol atmosferyczny i deponujących. Lokalizacja przestrzenna wsi i warunki meteorologiczne nie sprzyjają rozprzestrzenianiu się i rozcieńczaniu zanieczyszczeń. Depozycję cząstek stałych warunkuje parytet w kreowaniu emisji pomiędzy źródłami emisji niezorganizowanej i rolniczej. Porównanie otrzymanych rezultatów z danymi z głównych miast Polski potwierdza konieczność rozwinięcia sieci monitoringu na terenach wiejskich.

Literatura

- [1] Mijic Z, Stojic A, Perisic M, Rajsic S, Tasic M, i inni. Seasonal variability and source apportionment of metals in the atmospheric deposition in Belgrade. *Atmos Environ.* 2010;44:3630-3637. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.06.045.
- [2] Ho BQ, Clappier A. Road traffic emission inventory for air quality modeling and to evaluate the abatement strategies: a case of Ho Chi Minh City, Vietnam. *Atmos Environ.* 2011;45:3584-3593. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.03.073.
- [3] Ragosta M, Caggiano R, D'Emilio M, Sabia S, Trippetta S, Macchiato M. PM10 and heavy metal measurements in an industrial area of southern Italy. *Atmos Research.* 2006;81:304-319. DOI: 10.1016/j.atmosres.2006.01.006.
- [4] Caseiro A, Bauer H, Schmidl C, Puxbaum H. Wood burning impact on PM10 in three Austrian regions. *Atmos Environ.* 2009;43:2186-2195. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2009.01.012.
- [5] Gomiscek B, Frank A, Puxbaum H, Stopper S, Preining O, Hauck H. Case study analysis of PM burden at an urban and a rural site during the AUPHEP project. *Atmos Environ.* 2004;38:3935-3948. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.03.033.
- [6] Nam KM, Selin NE, Reilly JM, Paltsev S. Measuring welfare loss caused by air pollution in Europe: ACGE analysis. *Energy Policy.* 2010;38:5059-5071. DOI: 10.1016/j.enpol.2010.04.034.
- [7] Hławiczka S. Analysis of air pollution and PM2.5 PM10 dust address the chemical composition of dust, including heavy metals and PAHs. Chief Inspectorate of Environ Protect. 2008. Źródło internetowe: http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/analiza_stanu_zanieczyszczenia_PM10_2_5.pdf.
- [8] Bodnar O, Cameletti M, Fasso A, Schmid W. Comparing air quality in Italy, Germany and Poland using BC indexes. *Atmos Environ.* 2008;42:8412-8421. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.08.005.
- [9] Qi J, Li P, Li X, Feng L, Zhang M. Estimation of dry deposition fluxes of particulate species to the water surface in the Qingdao area, using a model and surrogate surfaces. *Atmos Environ.* 2005;39:2081-2088. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.12.017.
- [10] Kim E, Kalman D, Larson T. Dry deposition of large, airborne particles onto a surrogate surface. *Atmos Environ.* 2000;34:2387-2397. PII: S 1352-2310 (99) 00444-6.
- [11] Chu CC, Fang GC, Chen JC, Yang IL. Dry deposition study by using dry deposition plate and water surface sampler in Shalu, central Taiwan. *Environ Monit Assess.* 2008;146:441-451. DOI: 10.1007/s10661-007-0090-8.
- [12] Claeys N. Evaluation of Active and Passive Dust Deposition Techniques. Measuring Air Pollutants by Diffusive Sampling and Other Low Cost Monitoring Techniques Conference presentation. 15-17 September 2009 at the Krakow City House, Krakow, Poland. <http://www.rsc-aamg.org/Documents/Papers/Krakow/NClaeys.pdf>.
- [13] Olszowski T, Tomaszewska B, Góralna-Włodarczyk K. Air quality in non-industrialised area in the typical Polish countryside based on measurements of selected pollutants in immission and deposition phase. *Atmos Environ.* 2012;50:139-147. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.12.049.
- [14] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Katowice. Dane z monitoringu powietrza. Źródło internetowe: <http://stacje.katowice.pios.gov.pl/monitoring/>
- [15] Gunawardana Ch, Goonetilleke A, Egodawatta P, Dawes L, Kokot S. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere.* 2012;87:163-170. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.012.

- [16] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Opole. Wyniki pomiarów jakości powietrza w roku 2010 otrzymane ze stacji pomiarowych województwa opolskiego. Raport roczny 2011. Źródło internetowe: http://www.opole.pios.gov.pl/wms/Pliki/2011/wyniki_2010_powietrze.pdf.

QUANTITATIVE AND QUALITATIVE ASSESSMENT OF THE DUST DEPOSITION ON THE RURAL AREA

Chair of Thermal Engineering and Industrial Facilities, Opole University of Technology

Abstract: Determining the scale of the dust deposition and the chemical composition of particles depositing from the atmosphere is crucial importance to the process of air pollution detection. In the course of research project (2010-2011), the level of solid particles deposition with the consideration of their chemical composition (Zn, Pb, Ni, Cd, Cu, Cr) were determined. Measurements were conducted in periods of the cool and warm half year in the area of rural settlements and at the site of plantation fields adjacent to the village. In the research the method of measuring dust deposition with the help of measuring plates coated with adhesive: vaseline plates was applied. In order to determine the chemical composition of dust, Atomic Absorption Spectrometry was used. Air quality in rural areas is determined mostly by the influence of the local sources (agricultural and uncontrolled emission) and that the quantity of toxicants enriching the environment depends on cyclical weather states periods characteristic for the temperate climate. Size of the deposition and the presence of heavy metals in dust caused the distinct environmental decay, and the quality of air is not at a satisfactory level. A need of developing the net of the monitoring of air for the countryside was emphasized.

Keywords: dust deposition, heavy metals, vaseline plates, AAS, rural area