

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego  
w Warszawie  
Instytut Inżynierii Środowiska

mgr inż. Ewa Władysława Anioł

**WPLYW ZANIECZYSZCZEŃ  
POWIETRZA  
I WARUNKÓW METEOROLOGICZNYCH  
NA WIDZIALNOŚĆ POZIOMĄ W POLSCE**

Impact of air pollution and meteorological conditions  
on visibility in Poland

Praca doktorska  
Doctoral thesis

Praca wykonana pod kierunkiem:  
dr hab. inż. Grzegorza Majewskiego, prof. SGGW  
Instytut Inżynierii Środowiska  
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Promotor pomocniczy:  
dr Dorota Kula  
Instytut Inżynierii Lądowej  
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Warszawa, rok 2023



*Pragnę złożyć serdeczne podziękowania Promotorowi pracy,  
Panu dr hab. inż. Grzegorzowi Majewskiemu,  
Profesorowi Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie  
za poświęcony czas i okazane wsparcie na każdym etapie realizacji pracy*

*oraz Promotorowi pomocniczemu pracy,  
Pani dr Dorocie Kuli za pomoc, opiekę, cenne rady i życzliwość.*

*Składam również serdeczne podziękowania dla:  
Pana dr hab. inż. Bartosza Szeląga, profesora SGGW  
z Instytutu Inżynierii Środowiska,  
Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie  
za możliwość odbycia stażu oraz pomoc w wykonaniu analiz statystycznych.*

*Szczególnie dziękuję:  
moim Rodzicom, Siostrze i Bratu  
za nieustanne wsparcie i wiarę w moje możliwości  
oraz Tadeuszowi Kwietniowi,  
za pokłady cierpliwości, zrozumienia i wsparcie w trudnych chwilach.*





### Oświadczenie promotora pracy

Oświadczam, że niniejsza praca została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia ona warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 19.09.2023..... Podpis promotora pracy .....



### Oświadczenie autora pracy

Świadom odpowiedzialności prawnej oświadczam, że niniejsza praca doktorska została napisana przez mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami. Oświadczam również, że przedstawiona praca nie była wcześniej przedmiotem procedur związanych z uzyskaniem stopnia naukowego doktora w wyższej uczelni. Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja pracy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Data 19.09.2023.....

Podpis autora pracy..... Ania Es.....



## Streszczenie

### **Wpływ zanieczyszczeń powietrza i warunków meteorologicznych na widzialność poziomą w Polsce**

W pracy zbadano związek zanieczyszczeń powietrza ( $PM_{10}$ ,  $NO_2$  oraz  $SO_2$ ) oraz parametrów meteorologicznych (temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, prędkość wiatru, ciśnienie atmosferyczne oraz opad atmosferyczny) na widzialność poziomą w siedmiu lokalizacjach w południowej i wschodniej części Polski: Białymstoku, Kielcach, Warszawie, Katowicach, Lublinie, Krakowie oraz Zakopanym w latach 2010 – 2019. Zakres pracy obejmował analizę literatury przedmiotu, szczegółowe rozpoznanie warunków lokalnych i topograficznych w obrębie stacji wraz z dodatkowymi czynnikami oraz wykonanie analiz statystycznych. Za pomocą analizy korelacji sprawdzono, czy istnieje zależność pomiędzy widzialnością a stężeniem zanieczyszczeń powietrza i parametrami meteorologicznymi. Wyznaczono statystycznie istotną korelację między widzialnością a  $PM_{10}$ ,  $NO_2$  i  $SO_2$ , wskazując na zanieczyszczenia powietrza jako najważniejsze czynniki mające wpływ na widzialność we wszystkich badanych lokalizacjach. Dodatkowo, wyniki analizy korelacji potwierdziły wpływ sezonowości na zasięg widzialności. Zależności pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza, parametrami meteorologicznymi a widzialnością są zdecydowanie silniejsze w sezonie zimowym – grzewczym. Najmocniej skorelowane z widzialnością parametry meteorologiczne to wilgotność względna powietrza i temperatura powietrza. Analiza statystyczna wykazała zależność pomiędzy ciśnieniem atmosferycznym a widzialnością, jednak związek jest na tyle słaby, że trudno jednoznacznie określić wpływ ciśnienia atmosferycznego na widzialność. Analiza korelacji dowiodła, że oprócz zanieczyszczeń powietrza, parametry meteorologiczne są czynnikami, które determinują widzialność. Opracowane modele regresji wyjaśniały nawet 73% zmienności widzialności; najlepszy model uzyskano dla Katowic, a najslabszy dla Zakopanego – 41%. Największy wpływ na widzialność ma stężenie  $PM_{10}$ , temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, prędkość wiatru i ciśnienie atmosferyczne. Analiza skupień, potwierdziła różnice w kształtowaniu widzialności, w obrębie badanych stacji. Problem niskiej widzialności jest bardziej złożony i oprócz stężeń zanieczyszczeń kluczową rolę pełnią parametry meteorologiczne, które w ciągu roku ulegają zmianie. Analiza skupień metodą k – średnich, przeprowadzona na potrzebę niniejszej rozprawy doktorskiej, w sposób

wnikliwy przedstawiła współzależności pomiędzy widzialnością, a zanieczyszczeniami powietrza i parametrami meteorologicznymi w wybranych miastach, oraz pozwoliła zidentyfikować specyficzne warunki kształtujące widzialność. Na podstawie wyników analizy modelowania algorytmu lasu losowego stwierdzono, że największy wpływ (najwyższą ważność) na widzialność w Polsce, bez względu na jej zakres, wykazuje wilgotność względną powietrza. W analizie lasów losowych najważniejszymi zmiennymi wpływającymi na widzialność są: wilgotność względna powietrza, temperatura powietrza oraz stężenia zanieczyszczeń powietrza. Na wstępie dostrzec można dwie tendencje. |Przy widzialności do 10 kilometrów, tuż za wilgotnością względną powietrza, w rankingu ważności zmiennych występuje głównie PM<sub>10</sub>, kolejno NO<sub>2</sub> lub SO<sub>2</sub>, a wraz ze wzrostem zasięgu widzialności powyżej 10 kilometrów parametry meteorologiczne zyskują na znaczeniu. Analiza składu chemicznego pyłu PM<sub>1</sub>, pozwoliła stwierdzić, że stężenia masowe pierwiastków śladowych są zdecydowanie wyższe w Zabrzu aniżeli w Warszawie. Główną przyczyną takiej sytuacji w Zabrzu jest wiodące wykorzystanie paliw kopalnych w domowych kotłach. Dodatkowo w Zabrzu, wyraźniej widać wpływ sezonowości na stężenia masowe pierwiastków i widzialność. W Warszawie stężenia masowe pierwiastków były zdecydowanie niższe (nie występowały znaczne różnice ze względu na podział danych na sezony) w porównaniu do Zabrze. Graficzna analiza sieci współzależności wykazała, że z widzialnością w Warszawie najmocniej skorelowane są parametry meteorologiczne takie jak: temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, prędkość wiatru oraz sezon. W Zabrzu siły związku pomiędzy zmiennymi są zdecydowanie większe niż w Warszawie. Na podstawie analizy sieci przygotowanej dla Zabrze stwierdzono, że na widzialność większy wpływ mają toksyczne pierwiastki śladowe takie jak Pb, Cd i Zn i Cu w przeciwieństwie do Warszawy, gdzie warunki meteorologiczne w głównej mierze kształtują widzialność a stężenia toksycznych pierwiastków kumulujących się w organizmie są zdecydowanie niższe.

Pomiary widzialności wykonywane są rutynowo w wielu miastach na świecie, co powoduje, że otrzymanie dużej, kompletnej bazy danych dla tychże miast jest łatwo osiągalne. Otrzymane w pracy doktorskiej wyniki badań uzupełniają istniejące na świecie prace badawcze i stanowią wartość dodaną w światowy dorobek w zakresie badań nad widzialnością.

## **Abstract**

### **Impact of air pollution and meteorological conditions on visibility in Poland**

This paper examines the effects of air pollutants (PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub>) and meteorological parameters (air temperature, relative humidity, wind speed, atmospheric pressure and precipitation) on horizontal visibility in seven locations in the southern and eastern parts of Poland: Białystok, Kielce, Warsaw, Katowice, Lublin, Cracow and Zakopane in 2010 – 2019. The scope of the work included an analysis of the literature on the subject, a detailed identification of local and topographic conditions within the stations along with additional factors as well as performing statistical analyses. Using correlation analysis, it was checked, whether there is a relationship between visibility and the concentration of air pollutants and meteorological parameters. A statistically significant correlation was determined between visibility and PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub>, pointing to air pollutants as the most important factors affecting visibility at all locations studied. In addition, the results of the correlation analysis confirmed the influence of seasonality on visibility range. Relationships between air pollutants, meteorological parameters and visibility are significantly stronger during the winter – heating season. The meteorological parameters most strongly correlated with visibility are relative humidity and air temperature. Statistical analysis showed a correlation between atmospheric pressure and visibility, but the relationship is so weak that it is difficult to clearly determine the effect of atmospheric pressure on visibility. Correlation analysis proved that, in addition to air pollution, meteorological parameters are factors that determine visibility. The regression models developed explained up to 73% of the variation in visibility; the best model was obtained for Katowice, and the weakest for Zakopane– 41%. The biggest influence on visibility is PM<sub>10</sub> concentration, air temperature, relative humidity, wind speed and atmospheric pressure. Cluster analysis, confirmed the differences in the formation of visibility, within the studied stations. The problem of low visibility is more complex, and in addition to pollutant concentrations, meteorological parameters play a key role, which change over the course of the year. A cluster analysis using the k-means method, conducted for the purpose of this dissertation, thoroughly presented the interdependencies between visibility and air pollution and meteorological parameters in selected cities, and allowed to identify specific conditions shaping visibility. Based on the results of the random forest algorithm modeling analysis, it was found that the greatest influence (highest validity) on visibility in Poland, regardless of its extent, is shown by relative humidity. In the analysis

of random forests, the most important variables affecting visibility are relative humidity, air temperature and air pollutant concentrations. At the outset, two trends can be discerned. At visibility up to 10 kilometers, just behind relative humidity, the ranking of importance of variables is mainly PM<sub>10</sub>, followed by NO<sub>2</sub> or SO<sub>2</sub>, and as the visibility range increases beyond 10 kilometers, meteorological parameters gain in importance. Analysis of the chemical composition of PM<sub>1</sub>, allowed us to conclude that the mass concentrations of trace elements are significantly higher in Zabrze than in Warsaw. The main reason for this situation in Zabrze is the leading use of fossil fuels in domestic boilers. In addition, in Zabrze, the effect of seasonality on element mass concentrations and visibility is more pronounced. In Warsaw, the mass concentrations of elements were significantly lower (there were no significant differences due to the division of the data into seasons) compared to Zabrze. Graphical analysis of the correlation network showed that meteorological parameters such as air temperature, relative humidity, wind speed and season were most strongly correlated with visibility in Warsaw. In Zabrze, the strengths of the relationship between the variables are significantly higher than in Warsaw. Based on the analysis of the network prepared for Zabrze, it was found that visibility is more influenced by toxic trace elements such as Pb, Cd and Zn and Cu in contrast to Warsaw, where meteorological conditions mainly shape visibility and concentrations of toxic elements accumulating in the body are significantly lower.

Visibility measurements are performed routinely in many cities around the world, which makes obtaining a large, complete database for these cities easily achievable. The research results obtained in the dissertation complement existing research work in the world and add value to the global body of work in visibility research..

## Spis treści

Streszczenie.....	7
Abstract .....	9
1. Wstęp .....	13
2. Przegląd literatury .....	16
2.1 Definicja widzialności i jej znaczenie .....	16
2.2 Widzialność w Polsce i na świecie - dotychczasowy stan wiedzy .....	17
2.3 Metody i zakres badania widzialności .....	20
2.4 Zanieczyszczenie powietrza.....	22
2.4.1 Źródła zanieczyszczeń powietrza.....	22
2.4.2 Rodzaje zanieczyszczeń powietrza .....	24
2.4.3. Normy jakości powietrza .....	28
2.4.4 Kryteria oceny jakości powietrza.....	31
2.5 Wpływ zanieczyszczeń powietrza na widzialność .....	34
2.6 Wpływ warunków meteorologicznych na widzialność .....	36
2.7 Wykorzystanie widzialności do oceny jakości powietrza.....	39
2.8 Skład chemiczny pyłu i związek z widzialnością.....	40
3. Charakterystyka obszaru badań.....	42
3.1 Charakterystyka stanowisk pomiarowych wraz z uwzględnieniem warunków lokalnych i topograficznych.....	47
3.1.1 Stacja Białystok – PdBiałWaszyn (ul. Waszyngtona).....	47
3.1.2 Stacja Lublin – LbLubObywate (ul. Obywatelska).....	49
3.1.3 Stacja Katowice – SIKatoPlebA4 (ul. Plebiscytowa).....	51
3.1.4 Stacja Kielce-SkKielTargow (ul. Targowa) .....	54
3.1.5 Stacja Kraków – MpKrakAlKras (al. Krasińskiego).....	56
3.1.6 Stacja Warszawa – MzWarWokalna (ul. Wokalna).....	59
3.1.7 Stacja Zakopane- MpZakopaSien (ul. Sienkiewicza) .....	62
4. Materiał źródłowy i metodyka badań własnych .....	65
4.1 Źródła i baza danych - widzialność, wybrane zanieczyszczenia powietrza, parametry meteorologiczne.....	65
4.2 Monitoring jakości powietrza i parametrów meteorologicznych .....	70
4.3 Metodyka badań laboratoryjnych .....	75
4.3.1 Analiza składu pierwiastkowego i zawartości OC i EC w pyłe PM <sub>1</sub> .....	75
4.4 Wybrane narzędzia wykorzystane w analizach statystycznych .....	77

4.4.1	Analiza korelacji Pearsona .....	77
4.4.2	Analiza regresji.....	78
4.4.3	Metody uczenia maszynowego .....	79
5	Wyniki badań własnych .....	84
5.1	Wstępna analiza statystyczna danych pomiarowych.....	84
5.1.1	Wpływ sezonowości na zmienność poziomów stężeń zanieczyszczeń .....	85
5.1.2	Analiza zmienności stężeń zanieczyszczeń .....	93
5.1.3	Podstawowe średnioroczne charakterystyki statystyczne parametrów meteorologicznych.....	98
5.1.4	Związek widzialności z parametrami meteorologicznymi oraz wybranymi zanieczyszczeniami powietrza .....	102
5.2	Modele statystyczne opisujące związek widzialności ze stężeniem zanieczyszczeń i parametrami meteorologicznymi .....	105
5.2.1	Analiza regresji pomiędzy widzialnością a zanieczyszczeniami powietrza oraz warunkami meteorologicznymi.....	105
5.2.2	Wyniki analizy skupień wykonanej metodą k-średnich.....	108
5.2.3	Rankingi ważności zmiennych i ich wpływu na widzialność .....	116
5.3	Wpływ składu chemicznego PM <sub>1</sub> na widzialność .....	121
5.3.1	Podstawowe charakterystyki statystyczne .....	121
5.3.2	Zależność pomiędzy pierwiastkami śladowymi, stężeniem pyłu i parametrami meteorologicznymi a widzialnością w Warszawie i Zabrzu .....	127
5.3.3	Analiza sieci współzależności.....	132
6.	Podsumowanie i wnioski .....	135
7.	Literatura .....	145
	Spis tabel .....	172
	Spis rysunków .....	174
	Spis wykresów .....	175



# 1. Wstęp

Zanieczyszczenie środowiska nierozłącznie związane jest z historią rozwoju ludzkości. Dawniej problemy związane z zanieczyszczeniami powietrza miały charakter lokalny, obecnie są to problemy globalne. W związku z tym rozpatruje się je i bada bardzo szeroko, jako problemy związane z inżynierią środowiska. Jednym z takich problemów jest zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego. Stanowi ono jedno z największych zagrożeń dla zdrowia ludzkiego, a według doniesień naukowych było odpowiedzialne za 310 000 zgonów w 2020 roku w Europie (EEA 2022). Od wielu lat prowadzone są dyskusje nad rozwojem cywilizacyjnym i jego negatywnym wpływem na środowisko naturalne. Postęp w zakresie technologii, szybkie tempo rozwoju człowieka, wymuszające określone zachowania, powoduje wiele niekorzystnych zmian. Kreowanie idei zrównoważonego rozwoju prowadzi do konkretnych rozwiązań zmierzających do ochrony i poprawy środowiska, w którym żyje człowiek (Kukuła 2014). Ochrona powietrza atmosferycznego jest jednym z najważniejszych zagadnień z zakresu inżynierii środowiska. Przedstawiona praca skupia się na analizie widzialności jako złożonej kwestii silnie związanej z jakością powietrza, warunkami meteorologicznymi i innymi czynnikami. Wydawać by się mogło, że widzialność jest tylko kwestią estetyki, jednak została uznana jako istotny element w analizach badań nad jakością powietrza. Problem związany z niską widzialnością występuje w wielu gęsto zaludnionych obszarach, które doświadczyły wzrostu liczby ludności i industrializacji. Z jednej strony obszary te są bezpośrednio dotknięte antropogenicznym zanieczyszczeniem powietrza z drugiej strony, wpływ na to mają warunki meteorologiczne. Wciąż istnieją obszary na świecie gdzie występują luki w ciągłych pomiarach jakości powietrza ze względu na wysokie koszty zakupu sprzętu, utrzymania w tym jego właściwej kalibracji i certyfikacji a także, braku wykwalifikowanego personelu do obsługi urządzeń. Dane dotyczące widzialności są rutynowo gromadzone na lotniskach, które często znajdują się w miastach lub w ich sąsiedztwie. Aby wypełnić tę lukę, pomiary widzialności zmierzone w największych miastach w Polsce, mogą służyć jako wskaźnik zanieczyszczenia powietrza. Mając to na uwadze, w pracy doktorskiej zaproponowano metodologię analizy wpływu jakości powietrza i warunków meteorologicznych na widzialność powietrza. Pomiary widzialności dokonywane są na całym świecie od dziesięcioleci, z uwagi na fakt, że widzialność jest podstawowym i najważniejszym parametrem w ruchu lotniczym. Dostępność danych, spowodowała od niedawna wzrost zainteresowania badaczy na całym

świecie, którzy rozpoczynają badania doszukując się zależności pomiędzy widzialnością, parametrami meteorologicznymi oraz zanieczyszczeniami powietrza i jego składem chemicznym. Badacze na całym świecie, dostrzegają możliwość wykorzystania widzialności jako wskaźnik jakości powietrza, w miejscach, gdzie podstawowy monitoring jest utrudniony albo wręcz niemożliwy. Przeprowadzono szereg badań nie tylko w celu oceny korzyści dla zdrowia ludzkiego wynikających ze zmniejszenia emisji zanieczyszczeń powietrza, ale również w celu zrozumienia, w jaki sposób zanieczyszczenia powietrza negatywnie wpływają na widzialność. Zasadniczym znaczeniem w przeprowadzeniu analiz jakości powietrza, jest stworzenie własnej bazy danych, którą uzupełniono danymi dotyczącymi parametrów meteorologicznych.

W przedstawionej rozprawie doktorskiej przeanalizowano następujące elementy:

- zanieczyszczenia pyłowe (PM<sub>10</sub>),
- zanieczyszczenia gazowe (NO<sub>2</sub> i SO<sub>2</sub>),
- parametry meteorologiczne (temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, ciśnienie atmosferyczne, wysokość opadu atmosferycznego, prędkość wiatru oraz widzialność).

Powiązanie tych czynników okazało się trafnym posunięciem, ponieważ wykazano duże wzajemne oddziaływanie. Ze względu na kompletności danych, obszar analizy zawężono do siedmiu lokalizacji w południowej i wschodniej Polsce: Białystok, Kielce, Warszawa, Katowice, Lublin, Kraków oraz Zakopane w latach 2010 – 2019. Dodatkowo, ze względu na dostępność danych pozyskanych z badań prowadzonych od wielu lat przez promotora pracy wykorzystano analizę składu chemicznego pyłu PM<sub>1</sub> w dwóch miastach w Polsce (Zabrze oraz w Warszawa). W Polsce, w przeciwieństwie do dostępnych prac naukowych na świecie, brak jest badań, w których analizuje się związek widzialności z pojedynczymi pierwiastkami śladowymi co stanowi unikalny element przedstawionej pracy. Przeprowadzona analiza składu chemicznego pyłu PM<sub>1</sub> jest niezwykle ważna z punktu widzenia zdrowia człowieka. Niewielkie rozmiary cząstek pyłu PM<sub>1</sub> z łatwością wnikają do organizmu człowieka, trafiają do układu krwionośnego i oddechowego niosąc ze sobą toksyczny ładunek, bogaty w rtęć i inne metale ciężkie czy wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne. Zgromadzony w pracy materiał może stanowić uzupełnienie w literaturze i może stanowić znaczny wkład w światowy dorobek w tym zakresie.

W niniejszej pracy doktorskiej sformułowano następującą hipotezę badawczą:

**Istnieje związek pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza, parametrami meteorologicznymi i innymi czynnikami a widzialnością na tyle ścisły, że można go wykorzystać do prognozowania stężeń zanieczyszczeń w rejonach nieobjętych monitoringiem.**

Aby zweryfikować zasadność hipotezy postawiono następujące cele badawcze:

- Identyfikacja czynników wpływających na kształtowanie się widzialności w wybranych obszarach w Polsce;
- Opracowanie modeli identyfikujących wpływ zanieczyszczeń powietrza, parametrów meteorologicznych i dodatkowych czynników na widzialność;
- Określenie związku pomiędzy składem chemicznym pyłu PM<sub>1</sub> a widzialnością z uwzględnieniem lokalnych warunków meteorologiczno-klimatologicznych, w dwóch aglomeracjach miejskich w Polsce (Aglomeracja Górnośląska i Warszawska).

Do realizacji zamierzonych celów wykorzystano zaawansowane metody statystyczne takie jak: analiza korelacji, analiza regresji, analiza skupień metodą k – średnich, analiza lasów losowych oraz analiza sieci współzależności.

Łącznie w pracy doktorskiej wykorzystano 219 840,00 danych, z czego 147 390,00 to dane meteorologiczne uzyskane z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, a 72 450,00 to wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń pobrane z Banku Danych Pomiarowych Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.

## 2. Przegląd literatury

### 2.1 Definicja widzialności i jej znaczenie

Obowiązującą definicją widzialności według WMO (World Meteorological Organization, 2018), „*widzialność jest definiowana jako największa odległość, z której można rozpoznać czarny obiekt w ciągu dnia lub światło o określonym umiarkowanym natężeniu w nocy*” (Organization 2018). Widzialność może być wskaźnikiem przezroczystości atmosfery i odnosi się do zasięgu widzenia, przy którym odległe obiekty mogą być wyraźnie dostrzeżone (Li i in., 2019). Według Kuo i współautorów (2013) widzialność jest powszechnym parametrem meteorologicznym, który może służyć jako wizualny wskaźnik jakości powietrza (Kuo i in., 2013). Widzialność odnosi się również do tego, jak daleko człowiek jest w stanie coś zobaczyć i jak dobrze zidentyfikować obiekt (Wooten i Hammond 2002). Widzialność jest zwykle uważana za podstawowy wskaźnik jakości powietrza, który mierzy się na lotniskach i stacjach meteorologicznych (Huang i in., 2009, Thach i in., 2011). Mahowald (2007) natomiast definiuje widzialność jako rzeczywistą miarę zintegrowanego stężenia powierzchniowego aerozoli i innych cząstek pomiędzy okiem a odległymi obiektami (Mahowald i in., 2007). Widzialność związana jest z redukcją światła i jest pochłaniana lub rozpraszana przez cząstek w atmosferze pomiędzy widzem a obiektem. Widzialność atmosferyczną definiuje się jako maksymalną odległość poziomą, przy której próg obiektu docelowego może być rozpoznany za pomocą oka (Horvath 1981, Deng i in., 2012). Wysoką widzialność powyżej 100 kilometrów można zaobserwować w niezanieczyszczonych warunkach przy dobrej pogodzie, podczas gdy słaba widzialność może być często przyczyną dużego zanieczyszczenia powietrza i niekorzystnych warunków meteorologicznych (Zhao i in., 2011, Deng i in., 2012). Widzialność może się zmniejszyć z powodu rozpraszania i pochłaniania światła widzialnego przez cząsteczki i gazy w atmosferze (Watson i Chow 2006, Hyslop 2009). Widzialność atmosferyczna jest dodatkowo ważnym parametrem meteorologicznym, który może powodować poważne utrudnienia w ruchu lądowym i powietrznym (Wang i in., 2020). Widzialność atmosferyczną można definiować jako największą odległość od obserwatora, w przypadku gdy widoczny na horyzoncie ciemny obiekt na tle nieba można ujrzeć i zidentyfikować za pomocą oka. Nocą dla pomiaru maksymalnie widocznej odległości znane, najlepiej, umiarkowanie intensywne źródło światła jest umieszczane jako cel (Kwon 2004). Przytoczone powyżej definicje widzialności zostały opracowane w oparciu o ludzkie obserwacje warunków widzialności

atmosferycznej. Mimo, że te definicje nie wydają się skomplikowane, stwarzają trudności w pomiarach naukowych z powodu szeregu niejasności.

W języku potocznym oprócz określenia widzialność często używa się zamiennie słowa widoczność. Wielu językoznawców uważa te słowa jako bliskoznaczne wręcz jako synonimy – które są określeniami równoważnymi lub na tyle zbliżonymi, że można nim zastąpić to drugie w odpowiednim kontekście. Według definicji słownika meteorologicznego widzialność to charakterystyka meteorologiczna odnosząca się do przezroczystości powietrza. Miarą widzialności jest odległość wyrażana najczęściej w kilometrach, do której widoczne są wyraźne zarysy przedmiotów, a w nocy – światła o określonym natężeniu. Zasięg widzialności zależy m.in. od występowania mgły lub zamglenia (IMGW 2010). Stwierdzenie, że określenie widzialność i widoczność to określenia równoważne, jest błędne, gdyż widzialność odnosi się do możliwości postrzegania poszczególnych obiektów przy określonych poziomach zanieczyszczeń powietrza oraz warunkach meteorologicznych a widoczność odnosi się do indywidualnych możliwości ludzkiego oka.

Jak potwierdzają wyżej przytoczone definicje naukowców z całego świata widzialność jest kluczowym elementem w badaniach atmosfery i może znajdować zastosowanie jako punkt odniesienia dla rozróżnienia dobrej i złej jakości powietrza i stanowi część kompleksowego programu meteorologicznego i analiz klimatycznych.

## **2.2 Widzialność w Polsce i na świecie - dotychczasowy stan wiedzy**

Widzialność w Polsce jest stosunkowo nowym, mało rozpoznany tematem. Istnieje, duży niedobór literatury zarówno w Polsce jak i Europie, zajmującej się tematyką widzialności. Generalnie brak jest opracowań dotyczących problemu widzialności i zanieczyszczenia powietrza w Polsce, mimo że, jakość powietrza jest jedną z najgorszych w Europie (EEA 2019). Polska jest krajem wyróżniającym się zarówno pod względem emisji i stężenia pyłu zawieszonego jak i gazowych prekursorów. Podobnie jak w innych regionach Europy, w Polsce stężenie pyłu zawieszonego w powietrzu jest w znacznym stopniu determinowane przez transport oraz produkcję przemysłową i energetyczną. Wiele krajów uważa widzialność jako zamiennik do oceny jakości powietrza, w miejscach, gdzie podstawowy monitoring jest niemożliwy. Przykładowo, w Atenach przeanalizowano historyczne pomiary widzialności w latach 1931 – 2013, który dostarczył cennej informacji na temat właściwości atmosferycznych tego obszaru w przeszłości, z czasów kiedy brakowało zapisów dotyczących zanieczyszczeń powietrza. Wykazano, że emisja

pyłów i aerozoli biogennych z północnej Afryki wpłynęła na niższe wartości widzialności. Co więcej, w artykule podkreślono wpływ parametrów metrologicznych na kształtowanie się zasięgu widzialności, dowodząc, że wyższe poziomy wilgotności względnej wpływały na niższe wartości widzialności. Ponadto wykazano, że widzialność jest dodatnio skorelowana z prędkością wiatru. Wysokie prędkości wiatru poprawiają widzialność, która jest bardzo wrażliwa na kierunek wiatru, ponieważ odzwierciedla wpływ pochodzenia mas powietrza (Founda i in., 2016). Mimo tego, po wnikliwej analizie przedmiotowej literatury dostępnej w Internecie, zauważono brak wystarczającej ilości prac naukowych dotyczących widzialności. W związku z niedostatkami aktualnych publikacji naukowych w pracy powołano się zarówno na najnowsze przedmiotowe publikacje jak i na te sprzed kilku lat. Jest to trudne do zrozumienia, choćby dlatego, że w Europie jest niemal 400 lotnisk, które monitorują widzialność, co powoduje, że pozyskanie danych nie byłoby dużym problemem. Widzialność w Węgrzech, jest zbliżona do widzialności w Polsce, ma to duży związek ze strukturą pozyskania energii. W Węgrzech podobnie jak i Polsce, większość energii produkowana jest w oparciu o węgiel. Ponad to w Węgrzech na widzialność oprócz zanieczyszczeń powietrza wpływ mają warunki lokalne i topograficzne. Widzialność powyżej 20 kilometrów jest obserwowana w płaskim regionie z dużą ilością rzek, natomiast regiony z widzialnością poniżej 10 kilometrów to obszary pagórkowate, które są połączone z Alpami i Karpatami (Molnar i in., 2008). Odmiennie wygląda sytuacja w krajach Azjatyckich oraz Ameryce Północnej, gdzie problemy związane z jakością powietrza w tym z widzialnością, są rozpatrywane w sposób wnikliwy i kompleksowy, a o poziomie zaawansowania badań i powadze problemu zanieczyszczeń powietrza świadczyć może liczna literatura przedmiotu. W krajach Azjatyckich średnia widzialność jest o połowę niższa, aniżeli w krajach Europejskich. Przykładowo w Tajpej (Tajwan) średnia widzialność w latach 1973 – 2001 wyniosła 8,50 kilometra, natomiast w Budapeszcie (Węgry) w latach 1996 – 2022 widzialność wyniosła  $16,40 \pm 23,00$ . W artykule Maurice'a Leavey'ego i Johna Sweeneya (1990) przeanalizowano okresy redukcji widzialności na lotnisku w Dublinie (Irlandia) i zasugerowano, że ograniczenie widzialności związane jest z transportem zanieczyszczeń na dalekie odległości, ze źródeł kontynentalnych i brytyjskich. Główne obszary napływu mas zanieczyszczonego obszaru znajdowały się prawdopodobnie w Zagłębiu Paryskim, Zagłębiu Ruhry, Niderlandach, angielskim regionie Midlands i Londynie (Leavey i Sweeney 1990). Widzialność w głównej mierze kształtowa jest przez zanieczyszczenia powietrza, na które największy wpływ mają

czynniki antropogeniczne – powstałe na skutek działalności człowieka. W Środkowej i Południowej Azji wyższe poziomy zanieczyszczenia powietrza pokrywają się z obszarami gęsto zaludnionymi (Schaddick i in., 2020). Według danych Banku Światowego najgęściej zaludnionym kontynentem jest Azja (150 os./km<sup>2</sup>), kolejno Afryka (45 os./km<sup>2</sup>), Europa (34 os./km<sup>2</sup>) i Ameryka Łacińska (32 os./km<sup>2</sup>). Według Horvatha (1995) mniejsza widzialność jest spowodowana wyższą gęstością zaludnienia, ponieważ większość emisji cząstek stałych ograniczających widzialność pochodzi z małych źródeł, takich jak samochody lub ogrzewanie, a emisje na jednostkę powierzchni można uznać za proporcjonalną do gęstości zaludnienia (Horvath 1995). W ciągu ostatnich kilku dekad wzrost zanieczyszczeń i pogorszenie jakości powietrza wynikające z gwałtownego uprzemysłowienia sprawiły, że Azja stała się centralnym punktem badań terenowych nad widzialnością (Flowers i in., 2010, Tsay i in., 2016). Konsekwencje epizodów ekstremalnego zanieczyszczenia i ograniczonej widzialności dla zdrowia i bezpieczeństwa motywowały rozwój kompleksowych sieci obserwacji powierzchni i nowoczesnych czujników satelitarnych zdolnych do wyszukiwania parametrów istotnych dla jakości powietrza (Eck i in., 2018, Zhang i in., 2018).

**Tabela 1.** Średnia widzialność w Polsce oraz na świecie

Średnia widzialność [km]	Okres badań [lata]	Obszar badań		Literatura
		Miasto	Państwo	
10,67	1973 – 2007	Pekin	Chiny	Chang i in., 2009
8,59	1973 – 2007	Szangaj	Chiny	Chang i in., 2009
8,50	1973 – 2011	Tajpej	Tajwan	Deng i in., 2016
7,50	2010 – 2011	Hangzhou	Chiny	Kuo i in., 2013
11,90±4,50	2000 – 2016		Kuwejt	Achileos i in., 2019
12,70		Seul		
19,80		Busan		
16,20	2001– 2009	Deeg	Korea Południowa	Lee i in., 2015
16,00		Ulsan		
12,50		Ullungdo		
16,90 ± 7,70		Beijing		
16,70 ± 5,50	2005 – 2009	Shanghai	Chiny	Lin i in., 2012
12,40 ± 4,90		Guangzhou		
9,50 ± 2,70		Chengdu		

Zima-26,40 ± 2,95 lato 17,60 ± 3,3	Styczeń i lipiec 2004,	Yangtze River Delta	Chiny	Li i in., 2011
15,20 ± 7,40 km		Kampali		
18,60 ± 6,70 km	1974 – 2018	Nairobi	Afryka	Singh i in .,2020
9,80 ± 8,70 km		Addis		
16,40 ± 23,00	1996 – 2002	Budapeszt	Węgry	Molnár i in., 2008
16,66 ± 9,73		Kielce		
17,96 ± 10,39		Lublin		
19,65 ± 11,92		Kraków		
14,97 ± 7,41	2010 – 2019	Katowice	Polska	Ta praca
18,56 ± 8,59		Warszawa		
20,34 ± 10,58		Zakopane		
19,47 ± 11,04		Białystok		

Legenda: średnia ± – odchylenie standardowe

### 2.3 Metody i zakres badania widzialności

Widzialność określona jest przez własności optyczne atmosfery oraz rozkład przestrzenny promieniowania słonecznego (Palvanov i Cho., 2019). Głównymi składnikami atmosfery ograniczającymi widzialność są hydrometeory (produkty kondensacji pary wodnej takie jak deszcz, śnieg, mżawka). Jednak przy ich braku, widzialność może być znacznie ograniczana za sprawą zawartych w powietrzu aerozoli atmosferycznych (Li i in., 2019). Początkowo w meteorologii pojęcie widzialności było wielkością subiektywną, określaną w oparciu o tzw. repery. Wielkość ta zdefiniowana została jako odległość, przy której obserwowany ciemny obiekt w pobliżu horyzontu jest jeszcze widoczny i rozpoznawalny na tle nieboskłonu. Wraz z rozwojem technik pomiarowych pojęcie widzialności dostosowano do potrzeb współczesnej meteorologii. Wprowadzono pojęcie meteorologicznego zasięgu optycznego, które określa odległość, przy której kontrast pomiędzy obiektem znajdującym się blisko horyzontu a nieboskładem wynosi 0,02, czyli jest na granicy widzenia. Pomiar manualny jest jednym ze sposobów dokonywania pomiarów widzialności. Głównie polega on na określeniu tak zwanych reperów – obiektów. Reperami mogą zostać np. budynki, kominy, wzgórza, maszty, a ich wyboru dokonuje obserwator, dokonujący pomiaru. Odległość obserwatora, do punktu który został wybrany musi być dokładnie zmierzona. Im więcej obranych i pomierzonych reperów tym, dokładniej możemy



oszacować odległość. Repery powinny znajdować się w odległości od 100 m do nawet 50 kilometrów, od obserwatora. Obecnie bardzo rzadko wykorzystuje się tą metodę, ponieważ może powodować wiele błędów, ze względu na subiektywną ocenę obserwatora. W większości stacji w Polsce i na świecie, wykorzystuje się nowoczesne automatyczne widzialnościomierze, które podają dokładną odległość a swoje wyniki importują na nośniki danych. Jednym z przykładów najczęściej używanych widzialnościomierzy jest Visibility Sensor FS11. Według specyfikacji może on mierzyć odległość od 5 - 10 000 m przy założeniu 10% błędu, lub od 10 do 75 000 m przyjmując błąd na poziomie 20%.



**Rysunek 1.** Automatyczne urządzenie do pomiaru widzialności Sensor FS11

(źródło: <https://www.vaisala.com>)

Główną zaletą takich urządzeń jest automatyczne przesyłanie danych do głównego komputera. Pomiaru dokonuje się automatycznie, nieustannie, nie bacząc na dni wolne od pracy synoptyków obsługujących stacje meteorologiczne. W przypadku gdy na obszarze np. terytorium danego kraju, pomiaru widzialności dokonuje się za pomocą jednego urządzenia, można uzyskać bardzo kompletne, wiarygodne i co najważniejsze porównywalne dane. Wyżej wymienionymi kryteriami kierowano się przy podjęciu decyzji o wyborze stacji niniejszej rozprawie doktorskiej.

## 2.4 Zanieczyszczenie powietrza

### 2.4.1 Źródła zanieczyszczeń powietrza

Jednym z największych problemów obecnych czasów jest zanieczyszczenie powietrza. Wpływa ono negatywnie nie tylko na zmiany klimatyczne, ale także na zdrowie społeczeństwa bo powoduje wzrost zachorowalności, a co za tym idzie śmiertelności (Manisalidis i in., 2020). Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) definiuje zanieczyszczenie powietrza jako „powietrze, którego skład chemiczny może ujemnie wpłynąć na zdrowie człowieka, roślin, zwierząt, a także na inne elementy środowiska, takie jak woda i gleba” (WHO 2023). Zanieczyszczenie powietrza stało się w ostatnich latach dominującym problemem, wraz z rosnącą liczbą ostrych epizodów zanieczyszczeń powietrza w wielu miastach na całym świecie. W związku z tym dane dotyczące jakości powietrza stają się coraz bardziej dostępne, a nauka leżąca u podstaw powiązanego wpływu na zdrowie również szybko się rozwija (Iriti i in., 2020). Nakładanie się wysokich stężeń zanieczyszczeń w dużych populacjach ma ogromny wpływ na zdrowie publiczne, jednak niewiele jeszcze wiadomo na temat poszczególnych związków odpowiedzialnych za przedwczesne zgony (Jerrett 2015). Poznanie źródeł aerozoli jest ważne, w związku z próbami kontrolowania stężeń tych cząstek.

Pierwotne źródła aerozoli dzieli się na źródła naturalne (wynikające z działania przyrody) oraz antropogeniczne (spowodowane działalnością człowieka) (Chan i in., 1999). Źródła naturalne obejmują mgiełkę morską, pył glebowy, erupcje wulkanów, pyłki roślin i organizmy morskie (Hu i in., 2017, Ko i in., 2020, Haque i in., 2021). Antropogeniczne źródła aerozoli obejmują między innymi działalność przemysłową, spaliny z pojazdów, statków, spalanie biomasy i paliw kopalnych (Marseglia i in., 2020, Pigliautile i in., 2020, Pinzi i in., 2020). Źródła zanieczyszczeń powietrza możemy dzielić ze względu na pochodzenie, na to w jaki sposób następuje rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w źródłach emisji zanieczyszczeń oraz ze względu na postać w jakiej zostały uwolnione do atmosfery. Źródła zanieczyszczeń powietrza są liczne oraz różnorodne.

### Źródła pochodzenia naturalnego:

- wybuchy wulkanów – (popioły i gazy wulkaniczne: dwutlenek węgla – CO<sub>2</sub>, dwutlenek siarki – SO<sub>2</sub>, siarkowodór - H<sub>2</sub>S i in.),
- bagna (metan CH<sub>4</sub>, dwutlenek węgla CO<sub>2</sub>, siarkowodór H<sub>2</sub>S, amoniak NH<sub>3</sub>),
- pożary lasów, sawann, stepów (dwutlenek węgla CO<sub>2</sub>, tlenek węgla-CO, pył),
- gejzery (siarkowodór- H<sub>2</sub>S, arsen i inne metale ciężkie),
- gleby i skały ulegające erozji, burze piaskowe (pyły),
- wyładowania atmosferyczne (tlenki azotu NO<sub>x</sub>),
- bakterie i inne organizmy (metan CH<sub>4</sub>),
- roślinność i grzyby (pyłki, zarodniki).

Działalność człowieka ma negatywny wpływ na środowisko, zanieczyszczając wodę, którą pijemy, powietrze, którym oddychamy, oraz glebę, w której rosną rośliny (Manisalidis i in., 2020). Bez wątplenia globalne zanieczyszczenie środowiska jest uważane za międzynarodowy problem zdrowia publicznego o wielu aspektach. Z tym poważnym problemem związane są kwestie społeczne, ekonomiczne i prawne oraz nawyki związane ze stylem życia. W obecnej epoce urbanizacja i industrializacja osiągnęły bezprecedensowe i niepokojące rozmiary na całym świecie. Antropogeniczne zanieczyszczenie powietrza jest jednym z największych zagrożeń zdrowia publicznego na świecie (WHO 2021). Antropogeniczne źródła można podzielić na różne kategorie w zależności od przyjętych kryteriów. Jednym z nich jest podział według sektorów gospodarki, gdzie wyróżniamy cztery podstawowe kategorie:

- Energetyczne – na które składają się procesy wydobywania (kopalnie, szyby wiertnicze) i spalania paliw,
- Przemysłowe – przemysł ciężki (przeróbka ropy naftowej, hutnictwo, cementownie, przemysł chemii organicznej), metalurgiczny, produkcja i stosowanie rozpuszczalników, przemysł spożywczy, przemysł farmaceutyczny i inne,
- Komunikacyjne – transport lądowy (samochodowy, kolejowy, powietrzny) i wodny,
- Komunalno-bytowe – paleniska domowe, kotłownie lokalne, gospodarstwa rolne, gromadzenie i utylizacja odpadów stałych i ścieków (wysypiska,

oczyszczalnie). (<https://www.niebieskiatmoludek.pl/strefa-wiedzy/zrodla-zanieczyszczen-powietrza>).

**Tabela 2.** Główne źródła pyłów zawieszonych (opracowane na podstawie Harisson 2022)

<b>Kategoria</b>	<b>Główne składniki chemiczne/źródła</b>
spaliny z ruchu ulicznego	węgiel elementarny (czarny), związki organiczne
sól morską	sód, magnez, chlorki
amoniak	amonowy (głównie z rolnictwa)
azotan	utlenianie dwutlenku azotu
siarczan	utlenianie dwutlenku siarki
materia organiczna	dym drzewny, węglowy, kuchenny itp.
wtórna materia organiczna	utlenianie oparów organicznych
pył i gleba	krzem, aluminium, wapń

Działalność górnicza bezpośrednio lub pośrednio przyczynia się do problemu zanieczyszczenia powietrza (Baldauf i in., 2001, Pandey i in., 2014). Główne emisje podczas wydobycia węgla to pył zawieszony (PM), dwutlenek siarki (SO<sub>2</sub>), dwutlenek azotu (NO<sub>2</sub>) i metale ciężkie. Wymienione zanieczyszczenia pogarszają jakość powietrza i ostatecznie wpływają negatywnie na zdrowie ludzi, florę i faunę na obszarach górniczych i wokół nich (Singh i in., 1991). Zrozumienie czynników stojących za bezpośrednimi źródłami zanieczyszczeń jest podstawą do badań łączących nauki atmosferyczne z polityką środowiskową (Zhang i in., 2019).

#### **2.4.2 Rodzaje zanieczyszczeń powietrza**

Zanieczyszczeniem powietrza atmosferycznego określa się wszystkie substancje stałe, ciekłe czy gazowe wprowadzone do środowiska naturalnego w ilościach, które szkodliwie wpływają na zdrowie człowieka, przyrodę, klimat, wody, gleby powodując negatywne skutki w środowisku. Szkodliwość zanieczyszczeń uzależniona jest od rodzaju substancji oraz jej stężenia. Za zanieczyszczenia powietrza przyjmuje się wszystkie substancje niebędące jego naturalnymi składnikami. Zanieczyszczenia to najczęściej gazy oraz ciecze (w postaci aerozolu) i ciała stałe (w postaci pyłu).

### Zanieczyszczenia powietrza dzielimy ze względu na stan skupienia:

- zanieczyszczenia stałe – sadze, popioły, pyły mineralne, metaliczne oraz organiczne które powstają w trakcie ścierania się różnych ciał (np. asfalt), nawozy sztuczne i chemiczne środki ochrony roślin, rdza, a także inne tlenki metali i pyły radioaktywne oraz produkcyjne;
- zanieczyszczenia ciekłe – głównie płynne środki ochrony roślin dostające się do powietrza atmosferycznego podczas opryskiwania oraz drobne cząstki wody, które unosząc się, tworzą mgłę i mogą być toksyczne;
- zanieczyszczenia gazowe – przede wszystkim substancje lotne, które powstają w procesie spalania (Wang i in., 2019, Almetwally i in., 2020)

### Zanieczyszczenia powietrza dzieli się również ze względu na sposób emisji do atmosfery:

- zanieczyszczenia pierwotne: są emitowane bezpośrednio do atmosfery ze źródeł (większość zanieczyszczeń gazowych: NO, SO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>), mogą oddziaływać bezpośrednio na środowisko lub być prekursorami zanieczyszczeń wtórnych, zanieczyszczenia wtórne: nie są emitowane bezpośrednio ze źródeł, ale powstają w atmosferze w wyniku reakcji chemicznych zanieczyszczeń pierwotnych, do głównych zanieczyszczeń wtórnych należy ozon troposferyczny (O<sub>3</sub>) powstający w wyniku reakcji tlenków azotu (NO<sub>x</sub>) i węglowodorów (HC) przy udziale światła słonecznego, pył zawieszony powstający w reakcjach tlenków siarki (SO<sub>x</sub>) i tlenków azotu (NO<sub>x</sub>), dwutlenek azotu (NO<sub>2</sub>) powstający w reakcji utleniania tlenku azotu NO. (<http://lifeapis.meteo.uni.wroc.pl/ciekawostki/zanieczyszczenia-powietrza>)

### **Głównymi zanieczyszczeniami powietrza są:**

#### ➤ **Pył zawieszony PM**

Zawieszony pył w powietrzu (PM) jest zanieczyszczeniem o wielkim znaczeniu, w szczególności na dwóch obszarach. Po pierwsze, jest to zanieczyszczenie mające zdecydowanie największy wpływ na zdrowie publiczne. Po drugie PM jest ważny również dlatego, że zarówno pochłania, jak i odbija promieniowanie słoneczne, a zatem wpływa na klimat (Harrison 2020). Pył zawieszony składa się z kompleksowej mieszaniny stałych i ciekłych cząstek substancji organicznych i nieorganicznych zawieszonych w powietrzu. Głównymi składnikami PM są siarczany, azotany, amoniak, chlorek sodu, czarny węgiel,

pył mineralny i woda (WHO 2021). PM dzielimy również ze względu na wielkość cząstek: grube ( $PM_{10}$ , średnica  $> 10 \mu m$ ), drobne ( $PM_{2,5}$ , średnica  $> 2,5 \mu m$ ) i (c) ultradrobne ( $PM_{0,1}$ , średnica  $> 0,1 \mu m$ ). Grube cząstki pochodzą z wielu źródeł naturalnych i przemysłowych i na ogół nie przenikają poza górne oskrzela. Drobne i najdrobniejsze cząstki są wytwarzane w wyniku spalania paliw kopalnych i stanowią większe zagrożenie dla zdrowia niż grubsze frakcje pyłu, ponieważ mają większą przenikalność do dróg oddechowych i pęcherzyków płucnych (Deng i in., 2019, Amoabeng i in., 2020). Zarówno krótko - jak i długoterminowe narażenie na działanie zanieczyszczeń powietrza wiąże się z wpływem na zdrowie (WHO 2021).

### ➤ **Ozon $O_3$**

Ozon to gaz występujący zarówno w górnej atmosferze Ziemi (stratosferze), jak i na poziomie gruntu. Podczas gdy ozon stratosferyczny jest uważany za „dobry” działający jako bariera dla promieni ultrafioletowych, w troposferze i na poziomie gruntu jest wtórnym zanieczyszczeniem powietrza generowanym przez szereg złożonych reakcji fotochemicznych z udziałem promieniowania słonecznego i prekursorów ozonu. Jako ważny gaz cieplarniany  $O_3$  wnosi znaczący wkład w zmiany klimatu (Monks i in., 2015). Ozon powierzchniowy jest substancją zanieczyszczającą powietrze, która jest szkodliwa dla zdrowia ludzi i wzrostu roślin. Ozon przy powierzchni ziemi jest generowany głównie przez fotochemiczne utlenianie tlenku węgla (CO) i lotnych związków organicznych (LZO) w obecności tlenków azotu ( $NO_x = NO + NO_2$ ) i światła słonecznego (Lu i in., 2018). Jako kluczowy składnik fotochemicznej mieszaniny zanieczyszczeń powietrza, ozon troposferyczny jest powszechnie uważany za jedno z najważniejszych zanieczyszczeń powietrza (Bell i in., 2004). Ozon troposferyczny ( $O_3$ ) jest trzecim najsilniejszym gazem cieplarnianym w atmosferze (Pachauri i Reisinger 2008), ważnym powierzchniowym zanieczyszczeniem powietrza i głównym źródłem rodników hydroksylowych (kluczowy utleniacz odgrywający zasadniczą rolę w chemii atmosfery) (Gao i in., 2020).

### ➤ **Tlenek węgla CO**

Jednym z najczęstszych toksycznych gazów zanieczyszczających atmosferę jest tlenek węgla (CO). Ten bezwonny, pozbawiony smaku i bezbarwny gaz jest trzecim najczęstszym powodem zatrucia po narkotykach i etanolu (Blecker 2015). Tlenek węgla (CO) powstaje w wyniku niecałkowitego spalania paliw opartych na węglu i atmosferycznego utlenianie

węglowodorów w atmosferze. Jest on dominującym czynnikiem pochłaniającym rodnika hydroksylowego (OH), który kontroluje siłę utleniania troposfery, a tym samym wpływa na czas życia większości zanieczyszczeń atmosferycznych i reaktywnych gazów cieplarnianych (Zheng i in., 2018). Toksyczność tlenku węgla związana jest z jego większym o około 200 razy powinowactwem do hemoglobiny niż do tlenu, wskutek czego wypiera tlen z krwioobiegu. W konsekwencji wiąże się z atomem żelaza w cząsteczce hemu, tworząc związek zwany karboksyhemoglobina (COHb). Dochodzi do niedotlenienia organizmu, zwolnienia, a następnie zahamowania procesów metabolicznych, akumulowania kwaśnych metabolitów, przyczyniających się do rozszerzenia tętnic mózgowych a w konsekwencji przekrwienia mózgu (Sowa i in., 2015). Przeprowadzone dotychczas badania wykazały, że długotrwałe narażenie na niskie stężenie CO wpływa głównie na układ sercowo-naczyniowy, nerwowy, oddechowy, pokarmowy i odpornościowy (Evans i in., 2014, Cuinica i in., 2015). Tlenek węgla wpływa na gazy cieplarniane, które są ściśle powiązane z globalnym ociepleniem i klimatem (Manisalidis, i in., 2020). Ocieplenie klimatu obecnie, jest poważnym problemem na całym świecie, co determinuje naukowców do podjęcia badań na źródłem problemu.

#### ➤ Dwutlenek siarki SO<sub>2</sub>

Zanieczyszczenie dwutlenkiem siarki (SO<sub>2</sub>) jest spowodowane spalaniem paliw kopalnych, w tym siarki, oraz zanieczyszczeniami powstającymi podczas ogrzewania i uwalnianymi z kominów (Saygin i in., 2017). Dwutlenek siarki (SO<sub>2</sub>) należy do jednego z najbardziej niebezpiecznych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego. Jest bezbarwnym, silnie toksycznym gazem o duszącym zapachu. Wysokie stężenie SO<sub>2</sub> w powietrzu może doprowadzić do uszkodzenia dróg oddechowych, natomiast u roślin powoduje obumieranie liści (Kostrz i Satora 2017). W Polsce, starania na rzecz obniżenia poziomów szkodliwych zanieczyszczeń przyniosły efekty. Analizy średnich rocznych wartości stężeń dla dwutlenku siarki SO<sub>2</sub> wskazują, iż, w latach 2004 – 2017 w Warszawie, Krakowie oraz w Gdańsku, nie zostały przekroczone wartości normowanej rocznej które zgodnie z Rozporządzeniem Ministra z dnia 24 sierpnia 2012 roku wynoszą 20 µg/m<sup>3</sup> (Anioł i Majewski 2019). Jest to zadowalająca sytuacja, mając na względzie ciężkie skutki zdrowotne które może spowodować przebywanie w miejscach, gdzie normy nie są przestrzegane. Stwierdzono, że narażenie na SO<sub>2</sub> jest związane ze zwiększoną częstością występowania objawów oddechowych, takich jak świszczący oddech i duszność

(Chen i in., 2012); zwiększone ryzyko astmy (Clark i in., 2010) oraz zaostrzenie wcześniej występującej choroby układu oddechowego (Chen i in., 2007).

#### ➤ **Dwutlenek azotu NO<sub>2</sub>**

Dwutlenek azotu (NO<sub>2</sub>), jest składnikiem toksycznym (Atkinson i in., 2018). Przedostaje się do atmosfery w wyniku działalności antropogenicznej (głównie spalanie paliw kopalnych w pojazdach i elektrowniach) oraz procesów naturalnych (wylądowania atmosferyczne i procesy glebowe) (Ogen 2020). Dwutlenek azotu często służy jako marker zanieczyszczenia powietrza związanego z ruchem ulicznym, który został zidentyfikowany jako ważne źródło zanieczyszczenia powietrza w miastach (Bertin i in., 2015, Deng i in., 2016). Dwutlenek azotu ma bardzo negatywny wpływ przyczyniając się do niekorzystnych skutków zdrowotnych. Liczne artykułowe naukowe dowodzą, że podwyższone ekspozycja NO<sub>2</sub> wiąże się z nadciśnieniem (Shin i in., 2020), chorobami serca i układu krążenia (Faustini i in., 2014) przewlekłą obturacyjną chorobą płuc (POChP) (Kuchcik i Milewski., 2018) oraz cukrzyca (Shin i in., 2020).

#### **2.4.3. Normy jakości powietrza**

W celu ograniczenia emisji zanieczyszczeń do atmosfery i z uwagi na obowiązek wynikający z członkostwa w Unii Europejskiej, Polska została zobowiązana wdrażać strategię mającą na celu ograniczenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery. Pierwszym krokiem rozpoczynającym działania na rzecz poprawy jakości powietrza zarówno na poziomie krajowym jak i międzynarodowym jest ściśle określenie norm jakości powietrza. W ramach działań Unii Europejskiej w kwestii polepszenia jakości powietrza powstała Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (CAFE 2008), której celem jest:

- *„zdefiniowanie i określenie celów dotyczących jakości powietrza;*
- *ocena jakości powietrza w państwach członkowskich na podstawie wspólnych metod i kryteriów;*
- *uzyskiwanie informacji na temat jakości powietrza, pomocnych w walce z zanieczyszczeniami powietrza oraz w monitorowaniu trendów i poprawy stanu powietrza wynikających z realizacji środków krajowych i wspólnotowych;*



- *zapewnienie, aby informacja na temat jakości powietrza była udostępniana społeczeństwu;*
- *utrzymanie jakości powietrza, tam gdzie jest ona dobra, oraz jej poprawę w pozostałych przypadkach;*
- *promowanie współpracy pomiędzy państwami członkowskimi w zakresie ograniczania zanieczyszczenia powietrza”*  
(<https://powietrze.uni.wroc.pl/base/t/przepisy-ue> 2022).

Polskie normy jakości powietrza zostały dokładnie określone aktualnym Obwieszczeniu Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r., w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu. Akt prawny reguluje poziomy dopuszczalne, poziomy docelowe oraz poziomy alarmowe dla wybranych substancji w powietrzu wyrażone w jednostce  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Tabela 3.** Poziomy dopuszczalne zanieczyszczeń powietrza ze względu na ochronę zdrowia dla wybranych substancji (źródło: opracowanie własne na podstawie Krajowego Programu Ograniczania Zanieczyszczenia Powietrza)

Nazwa substancji	Okres uśredniania wyników pomiarów	Poziom dopuszczalny [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Dopuszczalna częstość przekraczania poziomu dopuszczalnego
Benzen ( $\text{C}_6\text{H}_6$ )	rok kalendarzowy	5	–
Dwutlenek azotu ( $\text{NO}_2$ )	1 godzina	200	18 razy
	rok kalendarzowy	40	–
Dwutlenek siarki ( $\text{SO}_2$ )	1 godzina	350	24 razy
	24 godziny	125	3 razy
Tlenek węgla (CO)	8 godzin	10 000	–
Pył $\text{PM}_{10}$	24 godziny	50	35 razy
	rok kalendarzowy	40	–
Pył $\text{PM}_{2,5}$	rok kalendarzowy	25	–
	rok kalendarzowy	20	–
Ołów (Pb)	rok kalendarzowy	0,5	–

**Tabela 4.** Poziomy docelowe dla substancji w powietrzu, zróżnicowane ze względu na ochronę zdrowia ludzi, termin osiągnięcia oraz okres, dla którego uśrednia się wyniki pomiarów (źródło: opracowanie własne na podstawie Krajowego Programu Ograniczania Zanieczyszczenia Powietrza)

<b>Nazwa substancji</b>	<b>Okres uśredniania wyników pomiarów</b>	<b>Poziom docelowy</b>	<b>Dopuszczalna częstość przekraczania poziomu docelowego w roku kalendarzowym</b>	<b>Termin osiągnięcia poziomu docelowego</b>
Ozon (O <sub>3</sub> )	8 godzin	120 µg/m <sup>3</sup>	25 dni	2010
Pył PM <sub>2,5</sub>	rok kalendarzowy	25 µg/m <sup>3</sup>	–	2010
Arsen (As)	rok kalendarzowy	6 ng/m <sup>3</sup>	–	2013
Nikiel (Ni)	rok kalendarzowy	20 ng/m <sup>3</sup>	–	2013
Kadm (Cd)	rok kalendarzowy	5 ng/m <sup>3</sup>	–	2013
Benzo(a)piren	rok kalendarzowy	1 ng/m <sup>3</sup>	–	2013

W oparciu o normy określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, opracowuje się Programy Ochrony Powietrza (tzw. POPy), które zawierają ocenę jakości powietrza w poszczególnych strefach. Następnie, bazując na Programach Ochrony Powietrza dla wybranych stref określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (Dz.U. 2012 poz. 914) Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ) przygotowuje się zbiorcze – krajowe raporty z rocznej oceny jakości powietrza, według zasad określonych w art. 89 ustawy – Prawo Ochrony Środowiska. Głównym założeniem opracowania Programów Ochrony Powietrza dla stref jest nakreślenie problemu i opracowania działań mających na celu poprawę jakości powietrza (Dz.U. z 2022 r. poz. 2556 z póź. zm.).

#### 2.4.4 Kryteria oceny jakości powietrza

Główny Inspektor Ochrony Środowiska zgodnie z art. 89. ust 1 Prawo Ochrony Środowiska na podstawie wyników pomiarów prowadzonych na stacjach Państwowego Monitoringu Środowiska GIOŚ corocznie, w terminie do 30 kwietnia, dokonuje oceny jakości powietrza w danym województwie za poprzedni rok kalendarzowy, następnie opracowuje i wdraża program ochrony powietrza w województwie dla stref, w których zanotowano przekroczenia norm jakości powietrza (Dz.U. z 2022 r. poz. 2556 z póź. zm.).

Polska została podzielona na 46 stref zgodnie kryterium zdefiniowanym w art. 87 ust 2 ustawy *Pos* i obecnie strefę stanowi:

- aglomeracja o liczbie mieszkańców większej niż 250 tysięcy,
- miasto o liczbie mieszkańców powyżej 100 tysięcy,
- pozostały obszar województwa, niewchodzący w skład miast powyżej 100 tysięcy mieszkańców oraz aglomeracji (*Pos*).

Miasta takie jak: Warszawa, Białystok, Katowice, Kraków, Lublin oraz Kielce z uwagi na liczbę mieszkańców przekraczającą 250 tysięcy zostały określone jako *aglomeracje* i zgodnie z *Pos* w przypadku zarejestrowanych przekroczeń stężeń zanieczyszczeń opracowywane są dla nich samodzielne Programy Ochrony Powietrza (POP). Zakopane z powodu niespełnienia wymogu - liczby mieszkańców aglomeracji większej niż 250 tysięcy i miasta o liczbie mieszkańców powyżej 100 tysięcy wchodzi w skład „*pozostałego obszaru województwa, niewchodzący w skład miast powyżej 100 tysięcy mieszkańców oraz aglomeracji*” i wchodzi w obwód strefy małopolskiej. W miejscowościach o charakterze turystycznym, które pełnią jednocześnie funkcje uzdrowiskowe, miejscowe Urzędy Miast tworzą samodzielnie plany ochrony środowiska, uwzględniając w swoim zakresie ochronę powietrza.

Roczna ocena jakości powietrza wykonywana jest w odniesieniu do substancji, dla których w prawie krajowym i w dyrektywach UE określono wartości normatywne stężeń w powietrzu (poziomy dopuszczalne/docelowe/celu długoterminowego). Ekspertyzę sporządza się z zachowaniem dwóch kryteriów zważywszy na ochronę zdrowia ludzi oraz ochronę roślin.

**Tabela 5.** Zanieczyszczenia objęte roczną oceną jakości powietrza

<b>Ochrona zdrowia</b>	<b>Ochrona roślin</b>
– dwutlenek siarki SO <sub>2</sub> ,	– dwutlenek siarki SO <sub>2</sub> ,
– dwutlenek azotu NO <sub>2</sub> ,	– tlenki azotu NO <sub>x</sub> ,
– tlenek węgla CO,	– ozon O <sub>3</sub> .
– benzen C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> ,	
– ozon O <sub>3</sub> ,	
– pył zawieszony PM <sub>10</sub> ,	
– ołów Pb w pyle zawieszonym PM <sub>10</sub> ,	
– arsen As w pyle zawieszonym PM <sub>10</sub> ,	
– kadm Cd w pyle zawieszonym PM <sub>10</sub> ,	
– nikiel Ni w pyle zawieszonym PM <sub>10</sub> ,	
– benzo(a)piren B(a)P w pyle zawieszonym PM <sub>10</sub> ,	
– pył zawieszony PM <sub>2,5</sub> .	

Przy dokładniejszej ocenie i określeniu klas, najczęściej uwzględniane są wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń (tabela 4) z obszarów charakteryzujących się najwyższymi poziomami stężeń w danej strefie. Wynik, który uzyskano przekłada się na określone wymagania w zakresie działań na rzecz poprawy jakości powietrza (w przypadku, gdy nie są spełnione odpowiednie kryteria) lub na rzecz utrzymania tej jakości (jeżeli spełnia ona przyjęte standardy).

- Klasa A – poziom stężeń zanieczyszczenia nie przekracza poziomu dopuszczalnego/docelowego;
- Klasa C – poziom stężeń zanieczyszczenia przekracza poziom dopuszczalny/docelowy;
- Klasa D1 – poziom stężeń zanieczyszczenia nie przekracza poziomu celu długoterminowego (dotyczy tylko ozonu);
- Klasa D2 – poziom stężeń zanieczyszczenia przekracza poziom celu długoterminowego (dotyczy tylko ozonu).

Zaliczenie strefy do klasy C wynika z wystąpienia przekroczeń stężeń substancji w części określonej strefy i nie powinno być utożsamiane ze złą oceną jakości powietrza

w całej strefy. W strefach zaliczonych do klasy C wymagane jest prowadzenie określonych działań, mających na celu osiągnięcie odpowiednich poziomów dopuszczalnych lub docelowych substancji w powietrzu w wyznaczonym terminie. Należy do nich opracowanie Programu Ochrony Powietrza, o ile program taki nie został opracowany wcześniej i nie jest realizowany w odniesieniu do danego zanieczyszczenia i obszaru. Dodatkowo Główny Inspektor Ochrony Środowiska na podstawie rocznych ocen jakości powietrza wykonanych przez Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska sporządza zbiorczą ocenę jakości powietrza dla całego kraju (<https://powietrze.gios.gov.pl>). Zgodnie z art. 88. ust 2. Ustawy Prawo ochrony środowiska: Główny Inspektor Ochrony Środowiska nie rzadziej jak raz na 5 lat (za wyjątkiem ust. 4 o treści: „klasyfikację *pod kątem poziomu określonej substancji przeprowadza się przed upływem 5 lat, jeżeli od poprzedniej klasyfikacji całkowita krajowa ilość tej substancji wprowadzanej do powietrza ulegnie zmianie o co najmniej 20%*”) dokonuje klasyfikacji stref, odrębnie pod kątem poziomu każdej substancji, wyodrębniając strefy, w których:

- 1) przekroczone są poziomy dopuszczalne;
  - 1a) przekroczone są poziomy docelowe;
  - 1 b) przekroczone są poziomy celów długoterminowych;
- 2) poziom substancji nie przekracza poziomu dopuszczalnego i jest wyższy od górnego progu oszacowania;
  - 2 a) poziom substancji nie przekracza poziomu docelowego i jest wyższy od górnego progu oszacowania;
- 3) poziom substancji nie przekracza górnego progu oszacowania i jest wyższy od dolnego progu oszacowania;
- 4) poziom substancji nie przekracza dolnego progu oszacowania.

Zanieczyszczenia objęte pięcioletnią oceną jakości powietrza to: dwutlenek siarki (SO<sub>2</sub>), dwutlenek azotu (NO<sub>2</sub>), tlenek węgla (CO), benzen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), ozon (O<sub>3</sub>), pył PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub>, metale ciężkie: ołów (Pb), arsen (As), kadm (Cd) i nikiel (Ni) w pyłe PM<sub>10</sub> oraz benzo(a)piren (BP) w pyłe PM<sub>10</sub> (<https://powietrze.gios.gov.pl>)

## 2.5 Wpływ zanieczyszczeń powietrza na widzialność

Szkodliwy wpływ zanieczyszczenia powietrza od wielu lat jest częstym tematem w środowisku naukowym, natomiast związana z zanieczyszczeniami powietrza, widzialność jest stosunkowo nowym, wciąż nieczęsto podejmowanym problemem, zwłaszcza w Polsce. Widzialność atmosferyczna jest sprawdzonym wskaźnikiem jakości otaczającego powietrza (Hu i in., 2017), a na obszarach silnie dotkniętych działalnością człowieka, zanieczyszczenia gazowe i pyłowe mogą powodować znaczne pogorszenie widzialności poprzez rozpraszanie i pochłanianie światła. Rozpraszanie światła przez cząstki jest głównym powodem zmniejszonej widoczności w większości obszarów (Hyslop 2009). Związek między jakością powietrza a widzialnością jest złożony na skutek zmian czasowych i przestrzennych stężeń zanieczyszczeń powietrza i warunków meteorologicznych (Aman i in., 2019). Tworzenie się mgły jest ściśle związane z warunkami meteorologicznymi i dużym obciążeniem aerozolu (Wang i in., 2014), co ma znaczący wpływ na widzialność, zdrowie a nawet klimat globalny (Che i in., 2014). Emisja zanieczyszczeń pyłowych powoduje pogorszenie widzialności, co sprawia, że widzialność jest istotnym wskaźnikiem zastępczym dla zanieczyszczenia pyłem zawieszonym (Hu in., 2017). Ograniczenie widzialności spowodowane miejskimi aerozolami jest przedmiotem wielu badań związanych z zanieczyszczeniami powietrza na całym świecie w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat. Degradacja widzialności występuje w wyniku rozpraszania lub pochłaniania światła przez drobne cząstki (Khanna i in., 2018). Dotychczasowe badania wykazały, że wielkość, skład chemiczny i stężenie cząstek znacznie wpływają na widzialność (Kim i in., 2006). Zanieczyszczenia gazowe osłabiają widzialność poprzez rozpraszanie światła widzialnego, lecz mają znacznie słabszy wpływ od zanieczyszczeń pyłowych (Sloane i in., 1991). Jednym z najważniejszych zanieczyszczeń w atmosferze jest pył zawieszony, który bezpośrednio rozprasza lub pochłania padające promieniowanie słoneczne i a tym samym pogarsza widzialność, co z kolei powoduje zanieczyszczenie zwane "zamgleniem" w regionach o wysokiej emisji zanieczyszczeń (Liu i in., 2020). Atmosferyczne cząstki stałe (PM) są jednym z głównych zanieczyszczeń powietrza oraz stwarzają znaczne ryzyko dla zdrowia ludzkiego (Gholampour i in., 2014). PM obejmuje między innymi drobny pył zawieszony (PM<sub>2,5</sub>) i gruboziarnisty (PM<sub>10</sub>), które są głównymi zanieczyszczeniami, zagrażającymi zdrowiu, zmniejszają widzialność i wpływają na klimat regionalny i globalny (Li i in., 2018). Drobne cząstki PM<sub>2,5</sub> prowadzą do pogorszenia widzialności z uwagi na ich rozmiary, są

zbliżone do długości fali światła widzialnego, natomiast wpływ gazu i cząstek gruboziarnistych na pogorszenie widoczności jest stosunkowo słabszy (Li i in., 2014). W Azji, a dokładnie w Chinach powstało wiele artykułów naukowych dotyczących wpływu pyłu zawieszonego na widzialność. Ponadto, widzialność jest wykorzystywana w Chinach jako wizualny wskaźnik jakości powietrza, który odzwierciedla zmętnienie atmosfery (Yu i in., 2016). Chiny cierpią z powodu poważnego zanieczyszczenia pyłem zawieszonym który powoduje mgłę charakteryzującą się wyjątkowo niską widzialnością spowodowaną wysokim ładunkiem drobnego pyłu zawieszonego PM<sub>2,5</sub> (Zou i in., 2018, Li, i in., 2019, Han i in., 2020). PM jest uważany za główny czynnik przyczyniający się do pogorszenia widzialności z powodu zamglenia. Oprócz PM<sub>10</sub>, również NO<sub>2</sub> i SO<sub>2</sub> mogą przyczynić się do pogorszenia widzialności i spowodowania jej ograniczenie (Gu i in., 2017). Spośród wszystkich składników chemicznych wskazano, że wtórne związki nieorganiczne, takie jak siarczany, azotany i amony, ze względu na ich wysoki ładunek masowy i higroskopijność, pełnią dominującą rolę w wygaszaniu światła, co z tym idzie pogorszeniu widzialności (McMurry i in., 2004). Zazwyczaj udział cząstek aerozolu w utracie widzialności znacznie przewyższa udział gazów (Singh i in., 2017). Badania wskazują, że większość ograniczeń w widzialności jest spowodowana przez PM; jednakże niebagatelny udział w pochłanianiu światła mają również gazy NO<sub>2</sub> (Singh i in., 2017). Stężenia zanieczyszczeń powietrza takie jak CO, SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub>, silnie wpływają na stabilność atmosfery; w tym widzialność. Najbardziej ekstremalne zdarzenia występują zimą, w okresach porannych i to właśnie te zanieczyszczenia są odpowiedzialne za niską widzialność (Hassoon i in., 2021). Dwutlenek azotu (NO<sub>2</sub>) jest jedynym gazem o znaczącym współczynniku absorpcji widzialnej, (Wolff i in., 1981, Singh i in., 2017) ale jego udział we współczynniku ekstynkcji jest zwykle niewielki w porównaniu z ekstynkcją powodowaną przez PM. Dokładna ocena i obserwacja związku między jakością powietrza a widzialnością, następnie analiza tych danych może dostarczyć wartościowych wyników na przyszłość. Dobra widzialność jest powszechnie pożądana, a widzialność pozioma jest jej najlepszym wyznacznikiem (Maurer i in., 2019). Ograniczona widzialność jest często nazywana „*zanieczyszczeniem, które ludzie widzą*” i jest głównie spowodowana wzrostem cząstek stałych, smogu fotochemicznego i innych czynników środowiskowych (Hyslop 2009). Pierwszym i najważniejszym krokiem w sporządzeniu efektywnego planu działań dla poprawy zakresu widzialności poprzez kontrolę emisji jest dokładne zrozumienie wkładu różnych źródeł w pogorszenie widzialności.

## 2.6 Wpływ warunków meteorologicznych na widzialność

Zanieczyszczenia powietrza mogą wpływać na widzialność w różny sposób, zależny od warunków meteorologicznych. Widzialność może być związana ze zmianami w stężeniu  $PM_{10}$ , na które z kolei wpływają różne czynniki przede wszystkim meteorologiczne (Rogula – Kozłowska i in., 2014). Pogorszenie widzialności spowodowane zanieczyszczeniem powietrza jest problemem globalnym zależnym od gęstości zaludnienia i industrializacji. Widzialność jest kwestią złożoną ponieważ jednej strony jest bezpośrednio dotknięta antropogenicznym zanieczyszczeniem powietrza, a drugiej wpływem warunków meteorologicznych (Majewski i in., 2015). Oprócz stężeń, składu aerozoli i gazów, na widzialność mogą również wpływać określone parametry meteorologiczne. Powiązanie źródeł emisji wraz z czynnikami meteorologicznymi, jest niezbędne w zbadaniu mechanizmu powstawania zanieczyszczeń powietrza. Zazwyczaj, na zanieczyszczenie powietrza wpływ ma nadmierna emisja zanieczyszczeń oraz niekorzystne warunki meteorologiczne. Emisja zanieczyszczeń uznawana jest za przyczyny wewnętrzne, natomiast warunki meteorologiczne uznaje się za przyczyny zewnętrzne (Deng i in., 2019). Częstotliwość występowania opadów atmosferycznych jest jednym z czynników powodujących niską widzialnością (Tsai i in., 2007). Opady atmosferyczne obniżają stężenie zanieczyszczeń powietrza poprzez oczyszczanie, zwiększając w ten sposób widzialność. Efekt oczyszczania powietrza i związana z tym poprawa widzialności pojawia się z opóźnieniem po deszczowych dniach. Podczas silnych opadów atmosferycznych widzialność zostaje ograniczona. Jednak po ustaniu opadów atmosferycznych stężenie aerozoli może być niższe, co powoduje dwa przeciwstawne przypadki i zwiększenie widzialności po deszczu. W rzeczywistości zmniejszenie widzialności jest bardziej prawdopodobne z powodu rozpraszania światła przez hydrometry (związane z rozproszeniem światła na pojedynczych kropelkach wody) (Majewski i in., 2015). Dane wskazują, że widzialność nie jest bezpośrednio związana ze stężeniem aerozolu, ale może być uzależniona od wilgotności względnej powietrza, zachmurzenia lub opadu atmosferycznego w postaci deszczu (Mahowald i in., 2007). Widzialność może zostać ograniczona przez zanieczyszczone powietrze i wysoką wilgotność względną powietrza (Lo i in., 2020). Wilgotność względna powietrza nie tylko wpływa na źródła i pochłanianie gazów i aerozoli ale również wpływa również bezpośrednio na wielkość i skład cząstek. Prawie wszystkie aerozole



atmosferyczne – cząstki są do pewnego stopnia higroskopijne – stąd ich rozmiar jest zależny od lokalnej wilgotności względnej powietrza. Wraz ze wzrostem wilgotności względnej, higroskopijne cząsteczki pobierają wodę poprzez absorpcję i adsorpcję, i rosną pod względem wielkości, objętości i wagi. Dodatek wody zmienia również ogólny skład cząstek. To zazwyczaj obniża średni współczynnik załamania światła cząstki. Taka sytuacja ma miejsce ponieważ, współczynnik załamania światła wody jest niższy niż w przypadku innych popularnych aerozoli (Harrison i in., 2004).

W warunkach wysokiej wilgotności powietrza duże przeciążenie cząstkami w dolnej atmosferze może zwiększyć wytworzenie się mgły, a tym samym znacznie obniżyć widzialność (Tiwari i in., 2011). Wykazano, że miesięczne wahania widzialności są ujemnie skorelowane z wilgotnością względną powietrza (Singh i Dey 2012). Badania wykazały, wpływ wilgotności względnej na higroskopijny wzrost cząstek, który może wpłynąć na zmianę widzialności. W związku z tym ważne są zarówno stężenia PM, jak i czynniki meteorologiczne, takie jak wilgotność względna powietrza która przyczynia się do ograniczenia widzialności. Wilgotność względna powietrza jest silnie - ujemnie skorelowana z widzialnością i wpływa na higroskopijny wzrost cząstek, zwiększając skuteczność rozpraszania, co może bezpośrednio zmniejszać widzialność oraz wpływać na wielkość i skład cząstek aerozolu (Liu i in., 2012). Biorąc pod uwagę wpływ zanieczyszczeń powietrza i czynników meteorologicznych na widzialność, w Chengdu, największym mieście południowo – zachodnich Chin, wysoka wilgotność względna powietrza i duże stężenie siarczanu amonu były głównymi czynnikami powodującymi pogorszenie widzialności poniżej 1,5 kilometra (Wang i in., 2014). Chen i współautorzy (2013) wykazali, że wysoka wilgotność względna powietrza i niska prędkość wiatru zwiększały występowanie zdarzeń o słabej widzialności przy wysokich stężeniach pyłu PM<sub>10</sub> w Chengdu i Chongqing (Chen i Xie 2013). Wen i inni (2010) wskazali, że stężenia zanieczyszczeń powietrza mają istotny wpływ na widzialność, a prędkość wiatru jest ważnym parametrem meteorologicznym, który wpływa na zmętnienie atmosfery poprzez dyfuzję zanieczyszczeń powietrza (Wen i Yeh 2010). Czynniki wpływające na widzialność atmosferyczną są inne w różnych regionach, przy czym wpływ wilgotności względnej, prędkości wiatru i PM<sub>2,5</sub> jest najbardziej dostrzegalny (Zhang i in., 2020). Oprócz zanieczyszczeń powietrza, parametry meteorologiczne (tj. prędkość wiatru i kierunek, wilgotność względna powietrza, temperatura powietrza, ciśnienie atmosferyczne i opady) wpływają bezpośrednio lub

pośrednio na widzialność w atmosferze, ponieważ wpływają na lokalną i regionalną jakość powietrza na obszarach miejskich (Chen i in., 2014). Ogólnie rzecz biorąc, widzialność zależy od wilgotności względnej i stężenia masowego cząstek aerozolu (PM).

Zmiany klimatu są ważnym czynnikiem wpływającym na widzialność (Manisalidis i in., 2020). Wzrost średniej temperatury powietrza i spadek wilgotności względnej powietrza, są wynikiem zmian klimatycznych spowodowanych wzmożoną urbanizacją oraz pozytywnie wpłynęły na warunki widzialności w miastach Tajwanu (Maurer i in., 2019). Wyższe temperatury mogą wpływać na wytwarzanie wtórnych organicznych cząstek aerozolu. Prędkość wiatru jest dobrym wskaźnikiem dyspersji zanieczyszczeń ponieważ zdolność rozpraszania zanieczyszczeń wzrasta a stężenie zanieczyszczeń maleje wraz z prędkością wiatru (Deng i in., 2019). Wiatr może prowadzić do efektu oczyszczania, zastępując zanieczyszczone powietrze czystszy, a wysoka prędkość wiatru może ponownie unieść cząstki kurzu i wytworzyć cząsteczki aerozolu morskiego. Wietrzne warunki mogą również prowadzić do efektu oczyszczania poprzez zamianę zanieczyszczonego powietrza na czystsze powietrze (Singh i in., 2017). Widzialność jest silna zależna od kierunku wiatru, który może sugerować wpływ lokalnych źródeł zanieczyszczeń (Aman i in., 2019). Wysokie ciśnienie atmosferyczne prowadzi do niższej wysokości warstwy mieszanej i niskiej prędkości wiatru, co powoduje wzrost stężenia zanieczyszczeń poblizu ich źródeł i pogorszenie widzialności. Niskie ciśnienie atmosferyczne skutkuje wyższą wysokością warstwy mieszanej i dużą prędkością wiatru, co zapewnia skuteczną wentylację miast i dobre rozproszenie zanieczyszczeń, które wpływają na zwiększenie zakresu widzialności (Majewski i in., 2015).

Warunki meteorologiczne wraz z zanieczyszczeniami powietrza mają kluczowy wpływ na zasięg widzialności. Ważne jest, aby do badań nad widzialnością włączono parametry meteorologiczne gdyż łącznie mogą dać nam pogląd na złożoność problemu jaką jest niska widzialność. Jednym z widocznych objawów zanieczyszczenia powietrza jest ograniczenie widzialności. Absorpcja i rozpraszanie światła przez cząstki i gazy w atmosferze pogarsza widzialność. W środowisku poza epizodycznymi źródłami zanieczyszczeń, meteorologia jest głównym czynnikiem powodującym ograniczoną widzialność (Peterson i in., 2019). Charakterystyka i czynniki wpływające na widzialność przyciągnęły uwagę całego świata i przeprowadzono wiele badań w celu omówienia trendu widzialności w skali lokalnej, regionalnej, kontynentalnej i globalnej (Lee i in., 2015).

Widzialność jest kształtowana przez wiele czynników. Aby lepiej zrozumieć wpływ czynników meteorologicznych i zanieczyszczeń powietrza niezbędne jest wnikliwe zbadanie i rozumienie zależności pomiędzy nimi tak, aby móc jak najlepiej kontrolować zmiany w poziomach stężeń zanieczyszczeń (Zhang i in., 2023).

## 2.7 Wykorzystanie widzialności do oceny jakości powietrza

Widzialność i zapach to dwa czynniki organoleptyczne, które określają jakość powietrza, co powoduje, że są one wykorzystane w promowaniu regulacji dotyczących zanieczyszczeń powietrza (Brimblecombe 2021). Gdy pomiary zanieczyszczenia powietrza były rzadkością, zwolennicy czystego powietrza, tacy jak Rollo Russell w latach 80 XIX wieku, używali widzialności lub mgły jako zamiennika pomiarów (Brimblecombe 2012). Kolejne badania przeprowadzone 1980 roku w Parku Narodowym Shenandoah w Wirginii (USA), sugerowały wykorzystanie widzialności jako parametru określającego czystość powietrza (Cermak i Bollen 1982). Dane dotyczące widzialności są rutynowo gromadzone na lotniskach na całym świecie, a więc są dostępne do analizy brakujących pomiarów zanieczyszczeń w krajach rozwijających się. Przykładowo w Afryce Wschodniej jest stosunkowo niewiele miejsc monitorowania jakości powietrza co skutkuje brakiem długoterminowych danych dotyczących jakości powietrza, które pozwoliłyby zrozumieć zarówno tendencje jakości powietrza oraz ich wpływu na zdrowie publiczne, nie brak natomiast danych dotyczących widzialności, które są dostępne na lotniskach, znajdujących się w miastach lub w ich pobliżu (Singh i in., 2020). Główną przeszkodą dla pomiaru i monitorowania zanieczyszczeń powietrza w krajach rozwijających się jest wysoki koszt urządzeń do monitorowania jakości powietrza, w tym ich odpowiedniej kalibracji i certyfikacji (Crilley i in., 2018, Pope i in., 2018). W Azji przeprowadzono kilka badań, które wykorzystały widzialność jako wskaźnik jakości otaczającego powietrza. Wykazano istotny związek pomiędzy narażeniem na słabą widzialność a wzrostem śmiertelności (Kumar i in., 2010, Liu i in., 2014, Achilleos i in., 2019). Na obszarach miejskich widzialność jest bardzo istotnym wizualnym wskaźnikiem poziomu zanieczyszczenia powietrza. Ograniczenie widzialności, poza dniami mglistymi, z reguły związane jest ze złą jakością powietrza spowodowaną intensywną emisją zanieczyszczeń powietrza, które generują negatywne skutki dla zdrowia (Lin i in., 2012). Na świecie powstało wiele prac, które wykorzystują zmiany w widzialności do wnioskowania o zmianach właściwości

pyłów zawieszonych (Singh i in., 2020) i ogólnie rzecz biorąc, widzialność stanowi dobry wskaźnik stopnia zanieczyszczenia powietrza. Ludzie mogą określić poziom zanieczyszczenia bezpośrednio poprzez widzialność. Za pomocą wzroku można odczuć różnicę między lekko zanieczyszczonym a czystym powietrzem (Bell i in., 1985). W badaniu pięciu miast w Chinach Davis i Guo (2000) wskazali, że zanieczyszczenia powietrza, takie jak pył zawieszony (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>), zmniejszają podstawową widzialność (Davis i Jixiang 2000). W miejscach, gdzie nie jest dostępny monitoring zanieczyszczeń powietrza, widzialność może być wykorzystana jako potencjalny wskaźnik oceny poziomów zanieczyszczeń (Li i in., 2017). Po pierwsze, utrata widzialności przesuwają psychologiczny dystans. W mgliste dni ludzie mają trudności z dobrą identyfikacją obiektów, zwłaszcza tych znajdujących się w większej odległości (Thibaud 2001). Pogorszona widzialność zmniejsza dbałość o szczegóły. Bezpośrednie doświadczenie wizualnego efektu słabej widzialności w dni o wysokim stopniu zanieczyszczenia może polegać na tym, że ludzie żyją w rozmytym świecie, w którym szczegółowy lub konkretny charakter obiektów (np. budynków lub oznakowań zewnętrznych) nie może być już wyraźnie zidentyfikowany (Ding i in., 2021). Liczne badania wskazują na związek widzialności z możliwościami odbioru świata i podejmowania decyzji, przez społeczeństwo. W dni przejrzyste dni, normalna widzialność ułatwia ludziom ocenę, a w dni z osłabioną widzialnością ogranicza zdolność zwracania uwagi na szczegóły. Innymi słowy, w warunkach słabej widzialności, jedyne co ludzie mogą zrobić to skupić się na całej figurze lub konturze (Ding i in., 2021).

## **2.8 Skład chemiczny pyłu i związek z widzialnością**

Zmniejszenie zakresu widzialności jest widocznym wskaźnikiem zanieczyszczenia powietrza, którą ludzie mogą zobaczyć i rozpoznać bez użycia specjalistycznych przyrządów, a jej ograniczenie jest głównym problemem związanym z jakością powietrza w wielu miastach na całym świecie (Kim, i in., 2006). Zmniejszenie zakresu widzialności jest spowodowane rozpraszaniem i pochłanianiem światła przez cząstki i gazy atmosferyczne. Rozpraszanie światła jest kontrolowane przez wiele czynników, w tym stężenie, rozkład wielkości i skład chemiczny (Li i in., 2018). Aby lepiej zrozumieć widzialność, za kluczowe uważa się zrozumienie i zdobycie wiedzy na temat właściwości chemicznych drobnych cząstek stałych i ich oznaczania ilościowego. Jednoznacznie udowodniono, że zarówno skład frakcyjny, chemiczny, jak i stężenie pyłów w powietrzu,

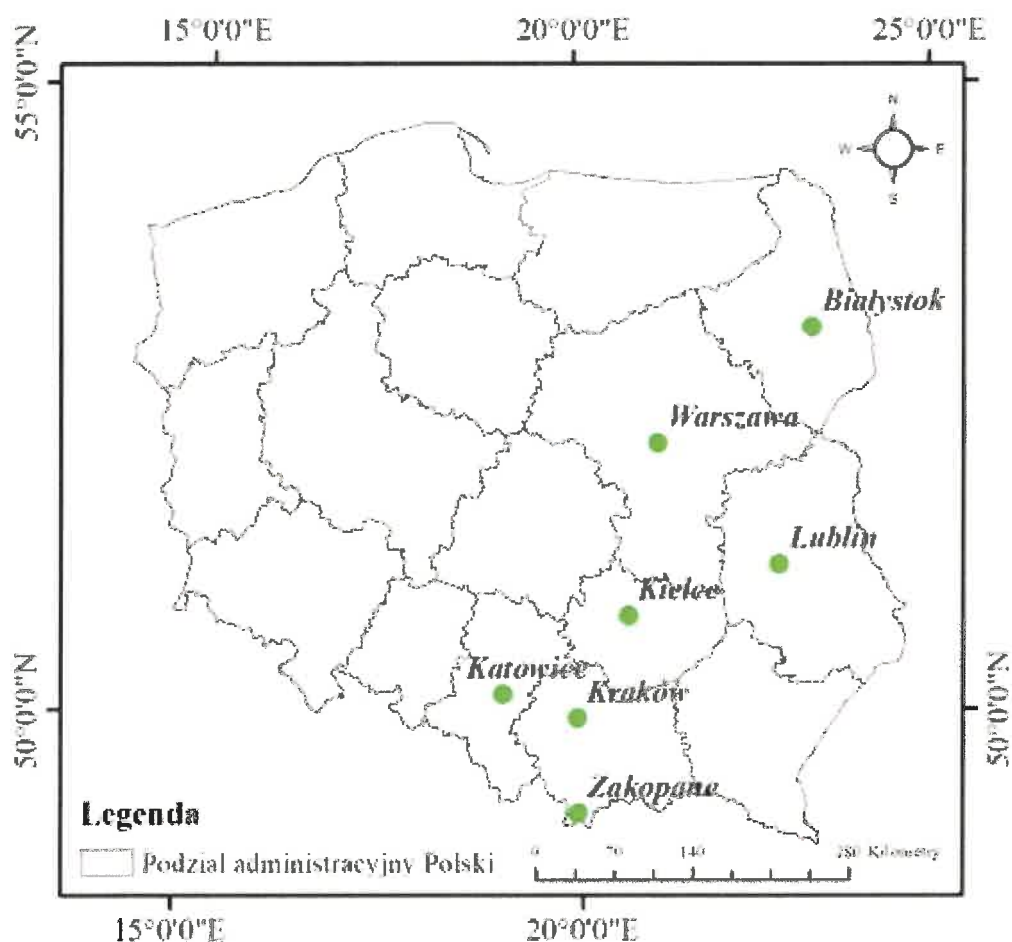
znacząco przyczyniają się do rozwoju widzialności (Majewski i in., 2022). Aby lepiej zrozumieć przyczyny pogorszenia widoczności należy monitorować stężenie pyłu zawieszonego (PM) i skład chemiczny aerozoli (Yu i in., 2016). Badanie właściwości chemicznych drobnego pyłu zawieszonego ma ogromne znaczenie i jest pomocne w wyjaśnieniu źródeł zanieczyszczenia, mechanizmu powstawania, migracji, skutków biologicznych i wpływu na zdrowie (Tang i in., 2017).

Wcześniejsze badania wykazały, że podwyższone stężenie cząstek stałych jest główną przyczyną pogorszenia widzialności głównie dlatego, że drobne cząstki rozpraszają światło widzialne bardziej efektywnie niż cząstki grube (Deng i in., 2008, Watson 2002, Yang i in., 2007). Oprócz stężenia aerozoli, składniki siarczanowe i azotanowe, związki organiczne i czarny węgiel są głównymi kategoriami, które wpływają na widzialność (Cao i in., 2012, Wang i in., 2013, Yuan i in., 2006).

### 3. Charakterystyka obszaru badań

Dokonano wyboru siedmiu miast (rys 2), których dane dotyczące poziomów stężeń zanieczyszczeń wraz z wynikami pomiarów parametrów meteorologicznych i widzialności wykorzystano na potrzebę realizacji pracy doktorskiej. Miasta, które zostały wybrane zlokalizowane są w centralnej i wschodniej części Polski, w Europie środkowo-wschodniej. Przy wyborze miast kierowano się kilkoma kryteriami takimi jak:

- dostępnością, kompletnością i porównywalnością danych dotyczących zanieczyszczeń powietrza oraz parametrów meteorologicznych z lat 2010 – 2019,
- wyróżnianie się pod względem źródeł emisji zanieczyszczeń do atmosfery,
- zróżnicowane warunki lokalne i topograficzne terenu.



Rysunek 2. Lokalizacja wybranych miast

(opracowanie własne)

Warszawa jest stolicą Polski, ponad to jest największym i najbardziej zaludnionym miastem w kraju i położone jest w jego centralnej części. Według Narodowego Spisu Powszechnego przeprowadzonego w 2021 roku stolicę zamieszkuje 1 860 281 osób. Liczba ta stale wzrasta, według danych z 7 lipca 2022, po rozpoczęciu wojny na wschodzie, Warszawę dodatkowo zamieszkało 118 166 uchodźców wojennych z Ukrainy (Polski Instytut Ekonomiczny 2020). Wzrost liczby ludności doprowadza do zwiększenia powierzchni obszarów zabudowanych, co bezpośrednio wpływa na wzrost zanieczyszczeń, prowadząc do pogorszenia jakości powietrza (Shikwambana i Tsoeleng., 2020). Białystok położony jest na terenie województwa podlaskiego, jest najbardziej wysuniętym na północ miastem, którego wyniki pomiarów wykorzystano do celów monografii. Miasto jest uważane za polski symbol czystego środowiska a nawet jest nazywane Zielonymi Płucami Polski i jest powszechnie postrzegane jako miejsce o niskim zanieczyszczeniu powietrza. Zielone Płuca Polski są regionem unikalnym i charakteryzuje się wyróżniającymi go cechami, takimi jak różnorodność biologiczna naturalnych ekosystemów, czyste powietrze i odrębne środowisko naturalne, na które składają się atrakcyjne kompleksy lasów, jezior i terenów zielonych (Kuźma i in., 2020). Ponadto na terenie województwa podlaskiego prowadzone są najwyższe formy ochrony przyrody takie jak parki narodowe i krajobrazowe. Jest ich łącznie siedem. Parki Narodowe na obszarze województwa to: Białowiecki, Biebrzański, Narwiański oraz Wigierski a parki krajobrazowe to: Park Krajobrazowy Puszczy Knyszyńskiej, Łomżyński Park Krajobrazowy Doliny Narwi oraz Suwalski Park Krajobrazowy. Ważną kwestią, którą nie sposób pominąć jest fakt, że Białowiecki Park Narodowy to obszar przyrodniczo cenny i chroniony z największym zaangażowaniem, i został nawet wpisany jako obiekt dziedzictwa światowego UNESCO już w 1979 roku. Kraków jest jedynym z największych i najstarszych miast zlokalizowanych na południu Polski. Pośród wszystkich wybranych miast do realizacji pracy w Krakowie, prowadzone są zasadniczo trzy główne sektory gospodarki takie jak: sektor rolniczy, przemysłowy i usługowy. Obecnie przeważający udział w sektorze usług pełni przemysł hutniczy i elektromaszynowy jak i również znaczącą rolę odgrywa przemysł chemiczny, w tym farmaceutyczny i sodowy. Kraków jest miastem historycznym – zabytkowym co sprawia, że usługi turystyczne są jednym z ważniejszych sektorów gospodarki, odgrywającą znaczącą rolę w rozwoju miasta (Walas i in., 2021). W 2022 roku do Krakowa przybyło ponad 1,2 milionów turystów z czego ponad 300 tysięcy to zagraniczni turyści. Ponadto Kraków słynie z dość mocno rozwiniętego sektora usług szkolnictwa wyższego

z wielowiekową tradycją. Na dzień dzisiejszy w Krakowie prowadzone są dwadzieścia trzy szkoły wyższe i prawie 200 tysięcy studentów obecnie pobiera naukę. W miastach, gdzie sektory gospodarki krzyżują się, a powinny się wzajemnie wykluczać prowadzenie badań związanych z jakością powietrza wraz z czynnikami mającymi na nie wpływ jest bardzo potrzebne i uzasadnione. Kielce wraz z Lublinem to największe miasta położonymi w granicach zasięgu województw w których są zlokalizowane, przez co pełnią funkcje miast wojewódzkich. W Kielcach prowadzonych jest dziewięć uczelni wyższych – najwięcej w całym regionie, co skutkuje skupieniem dużej ilości studentów z okolicznych miejscowości. W Lublinie natomiast działa pięć uczelni publicznych i cztery uczelnie prywatne, które kształcą największą liczbą studentów w województwie lubelskim. Lublin znajduje się w odległości około 100 kilometrów od granicy Polski z Ukrainą w Dorohusku, co powoduje duży napływ studentów spoza granicy kraju. Biorąc pod uwagę akademicki charakter Lublina i Kielc prowadzenie badań poświęconych zanieczyszczeniom powietrza jest zasadne ponieważ dotyczy dużej liczby osób narażonych na złą jakość powietrza. Liczne badania z całego świata przedstawiają związek pomiędzy jakością powietrza a wyborem dokonany przez zagranicznych studentów dotyczącym miasta, w którym podejmą naukę (Kweon i in., 2018, Liu i in., 2021, Zhang 2022). W dodatku w Kielcach brak jest dostatecznej ilości badań i literatury, która skupiłaby się na problemach związanych z jakością powietrza i powiązaniu jej z parametrami meteorologicznymi. Katowice to miasto uważane za centrum Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (GOP), w skład którego wchodzi największe miasta skupione w środkowej części województwa śląskiego, oraz otaczające ją tereny uprzemysłowione. GOP jest obszarem o największej koncentracji zakładów przemysłowych w Polsce, gdzie mocno rozwinięty jest przemysł górniczy, hutniczy, transportowy, energetyczny, maszynowy, koksowniczy, a także przemysł chemiczny. Ponad to według danych GUS Katowice zamieszkuje około 281,4 tysięcy osób a gęstość zaludnienia wynosi w przybliżeniu 3,85 tys. os./km<sup>2</sup>. Wysoka gęstość zaludnienia wraz z silnie rozwiniętym przemysłem węglowym i ciężkim powoduje występowanie przekroczeń dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń powietrza, głównie pyłowych (Foszcz i in., 2021). Zakopane leżące u podnóża polskich Tatr co roku gości setki turystów nie tylko z Polski, ale i z całego świata. Od 1886 roku posiada status miejskiego uzdrowiska, obecnie jest miastem o charakterze głównie turystycznym. Duże natężenie ruchu turystycznego, szczególnie w sezonie zimowym powoduje powstawanie epizodów podwyższonych stężeń zanieczyszczeń, które są głównie spowodowane przez komunikację



w wyniku spalania paliwa przez samochody. Dodatkowym problemem związanym z jakością powietrza z jakim boryka się Zakopane jest niska emisja pyłów i gazów na małej wysokości (do 40 metrów) powstająca w wyniku nieefektywnego spalania paliw w domowych piecach. Do paliw tych należy zazwyczaj węgiel niskiej jakości, drewno lub nielegalnie spalane odpady. Oprócz antropogenicznych źródeł zanieczyszczeń, na jakość powietrza wpływa również topografia terenu. Położenie geograficzne Zakopanego powoduje specyficzne warunki meteorologiczne typowe dla obszarów górskich, które mają wpływ na jakość powietrza. Ważną kwestią jest również fakt, że Zakopane leży tuż przy granicy Tatrzańskiego Parku Narodowego wobec tego jest obszarem przyrodniczo cennym, ponieważ występują tam ekosystemy wrażliwe na zanieczyszczenia powietrza i ocieplenie klimatu.

Wyżej wymienione czynniki potwierdzają słuszność podjęcia decyzji dotyczącej wyboru miast do celów realizacji pracy doktorskiej, ponieważ wskazują na potrzebę prowadzenia działań w zakresie określenia wpływu zanieczyszczeń powietrza i warunków meteorologicznych na widzialność w południowej i wschodniej Polsce.

Tabela 6. Charakterystyka stacji monitoringu jakości powietrza (opracowanie własne na podstawie <https://powietrze.gios.gov.pl>).

	Województwo	Kod międzynarodowy	Nazwa stacji	Stary Kod stacji	Data uruchomienia	Data zamknięcia	Typ stacji	Typ obszaru	Rodzaj stacji	Adres
<b>Kielce</b>	Świętokrzyskie	PL0283A	Kielce, ul. Jagiellońska	SKKielJagielWios	01/01/2010	24/05/2018	tło	miejski	kontenerowa stacjonarna	ul. Jagiellońska 68
	Świętokrzyskie	PL0704A	Kielce, ul. Targowa	SKKielTargow	01/07/2018		tło	miejski	kontenerowa stacjonarna	ul. Targowa 3
<b>Lublin</b>	Lubelskie	PL0507A	Lublin ul. Obywatelska	LbLublinWIOS	21/05/2010		tło	miejski	kontenerowa stacjonarna	ul. Obywatelska 13
<b>Kraków</b>	Małopolskie	PL0012A	Kraków, Aleja Krasińskiego	MpKrakowWIOSA Kra6117	01/01/2003		komunikacyjna	miejski	kontenerowa stacjonarna	al. Krasińskiego
<b>Katowice</b>	Śląskie	PL0567A	Katowice, ul. Plebiscytow a/A4	SIKatowKato_aleja	01/01/2011		komunikacyjna	miejski	kontenerowa stacjonarna	al. Górnośląska
<b>Warszawa</b>	Śląskie	PL0008A	Katowice, ul. Kossutha 6	SIKatowKato_kossu	01/01/1992		tło	miejski	kontenerowa stacjonarna	ul. Kossutha 6
<b>Warszawa</b>	Mazowieckie	PL0141A	Warszawa-Ursynów	MzWarszUrsynow	01/08/2003		tło	miejski	kontenerowa stacjonarna	ul. Wokalna 1
<b>Zakopane</b>	Małopolskie	PL0126A	Zakopane, ul. Sienkiewicz a	MpZakopaWIOSRown1701	01/04/2003		tło	miejski	kontenerowa stacjonarna	ul. Sienkiewiczza
<b>Białystok</b>	Podlaskie	PL0148A	Białystok-Miejska	PdBialyMiejska	01/09/2004		tło	miejski	kontenerowa stacjonarna	ul. Waszyngtona 16

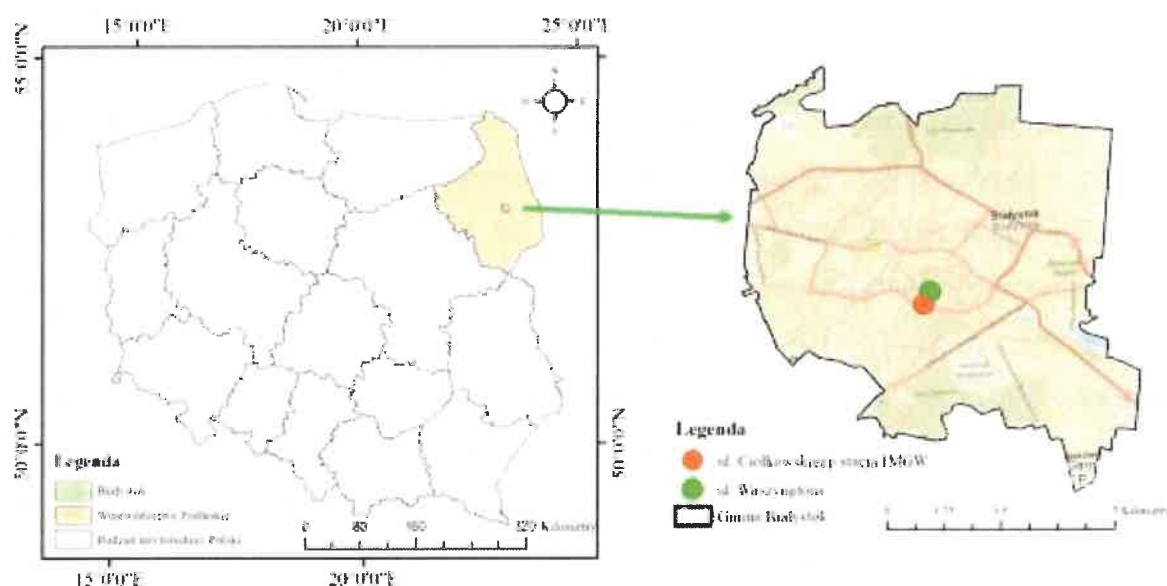
### 3.1 Charakterystyka stanowisk pomiarowych wraz z uwzględnieniem warunków lokalnych i topograficznych

#### 3.1.1 Stacja Białystok – PdBiałWaszyn (ul. Waszyngtona)

Białystok jest stolicą i największym miastem Podlasia (rysunek 3) oraz jedynym miastem w województwie, którego liczba mieszkańców wyniosła powyżej 250 tysięcy i zgodnie z Rozporządzeniem ("Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza" 2012), nadano mu kod PL2001 oraz nazwę strefy *aglomeracja białostocka*. Powierzchnia strefy *aglomeracja białostocka* wynosi 102,1 km<sup>2</sup>. Liczba ludności wg danych GUS w 2020 r. w strefie wynosiła 296 958 osób, a gęstość zaludnienia 2 908,5 osób/km<sup>2</sup>. Według podziału fizyczno – geograficznego Polski, Białystok należy do Wysoczyzn Podlasko-Białoruskich, Niziny Północnopolaskiej, mezoregionu Wysoczyzny Białostockiej. Usytuowane jest w zachodniej części Wysoczyzny Białostockiej, na Nizinie Podlaskiej, nad rzeką Białą (lewy dopływ Supraśli). Obszar zajęty przez miasto charakteryzuje się urozmaiconą rzeźbą terenu. Na północy i wschodzie Białegostoku tereny faliste przechodzą w falistopagórkowate, a wysokość na obu obszarach waha się od 120 do 170 m n. p. m ("Program ochrony powietrza dla aglomeracji białostockiej TOM III Plan Działań Krótkoterminowych" 2020). Analiza jakości powietrza w aglomeracji białostockiej w 2019 pozwoliła na zaklasyfikowanie miasta do klasy A przez wzgląd na brak przekroczeń poziomów zanieczyszczeń powietrza SO<sub>2</sub> i NO<sub>2</sub>. W 2015 roku w wyniku przekroczenia poziomów dopuszczalnych lub docelowych pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> został zakwalifikowany do klasy C. Od 2016 roku jakość powietrza na tyle się poprawiła, że stężenia PM<sub>10</sub> w Białymstoku nie przekroczyły poziomów dopuszczalnych, poziomów docelowych ani poziomów celu długoterminowego, co pozwoliło na zaliczenie do klasy A. Potencjalnymi źródłami przekroczeń poziomów alarmowych, informowania, dopuszczalnych lub docelowych substancji w powietrzu w strefie *aglomeracja białostocka* są emisje antropogeniczne pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub>, pyłu zawieszonego PM<sub>2,5</sub> oraz niesionego w pyłe benzo(a)pirenu. Spośród źródeł emisji zlokalizowanych na terenie strefy *aglomeracja białostocka*, największe oddziaływanie na jakość powietrza, w zakresie pyłów drobnych i benzo(a)pirenu ma ogrzewanie indywidualne domostw, oparte o paliwa stałe głównie węgiel kamienny, wykorzystywane przez osoby fizyczne w celu dostarczenia

ciepła do pomieszczeń mieszkalnych oraz ciepłej wody ("Program ochrony powietrza dla aglomeracji białostockiej TOM III Plan Działań Krótkoterminowych" 2020).

Białystok nie jest wystarczająco dużym miastem, aby zaistniała potrzeba modernizacji istniejącej infrastruktury transportowej – autobusów komunikacji miejskiej, poprzez wybudowanie sieci metra czy tramwajów. Obecna sieć komunikacji w pełni pokrywa zapotrzebowanie mieszkańców (Skorbiłowicz i in., 2020). Dodatkowo przez Białystok poprowadzone są drogi krajowe prowadzące do przejść granicznych łączących Polskę z Republiką Białoruską (Bobrowniki, Kuźnica Białostocka) oraz Republiką Litewską (Budzisko, Ogrodniki).



**Rysunek 3.** Lokalizacja stacji pomiarowych w Białymstoku

(opracowanie własne)

Stacja monitoringu jakości powietrza (rysunek 4) przy ulicy Waszyngtona w Białymstoku (województwo podlaskie) rozpoczęła pracę 1 września 2004 roku i działa nieustannie do chwili obecnej. Obiekt znajduje się 145 metrach n.p.m, i jest to obszar typu miejski. Zarządcą stacji pomiarowej jest Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Stacja zlokalizowana jest wewnątrz osiedla mieszkań wielorodzinnych, w sąsiedztwie Uniwersytetu Medycznego w Białymstoku. W odległości około 350 metrów znajdują się zabytkowy park i ogród Pałacu Branickich, wraz z przyległymi terenami zielonymi. Punkt pomiarowy znajduje się w odległości jednego kilometra od centrum miasta. Układ współrzędnych WGS84  $\Phi$  53,126689  $\lambda$  23,155869. Dane dotyczące parametrów meteorologicznych zostały pobrane z oddalonej o dwa i pół kilometra stacji meteorologicznej wchodzącej w skład sieci IMGW.



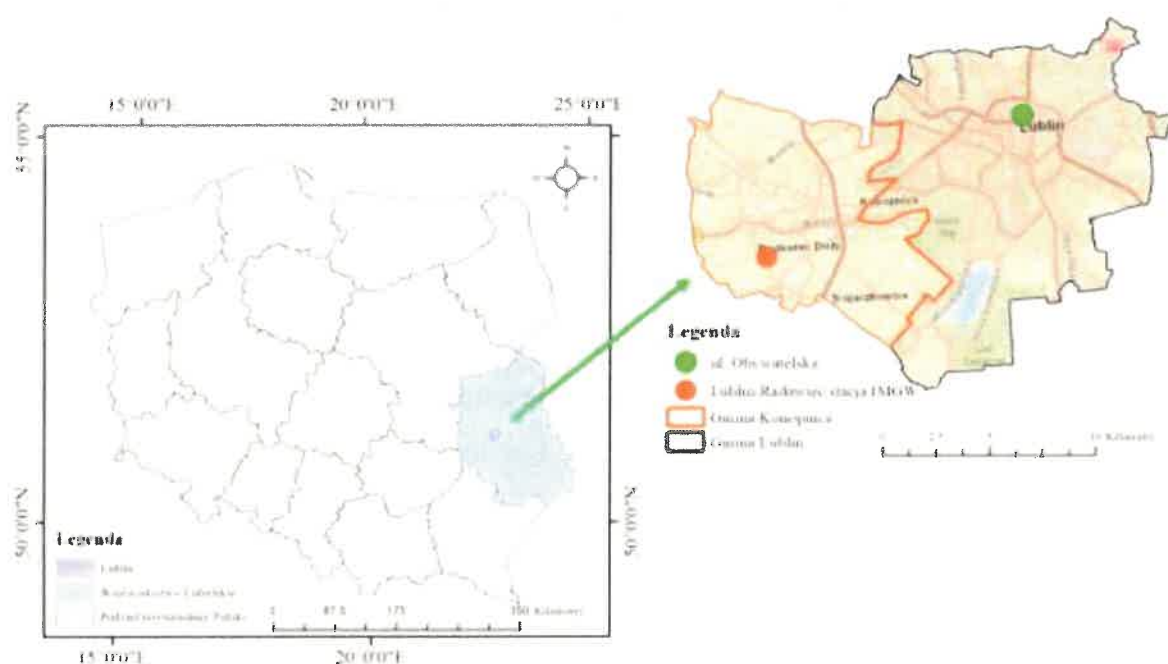
**Rysunek 4.** Stacja monitoringu - ul. Waszyngtona w Białymstoku

(źródło: <https://powietrze.gios.gov.pl>)

### **3.1.2 Stacja Lublin – LbLubObywate (ul. Obywatelska)**

W myśl Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r., w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza Lublin (rysunek 5) został zaklasyfikowany jako *aglomeracja lubelska* ze względu na liczbę mieszkańców większą niż 250 tysięcy i nadano mu kod o numerze PL0601 ("Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza" 2012). Aglomeracja Lubelska która jest stolica województwa lubelskiego, usytuowana jest we wschodniej Polsce na północnym skraju Wyżyny Lubelskiej nad rzeką Bystrzycą – lewobrzeżnym dopływem rzeki Wieprz. Dolina Bystrzycy dzieli miasto Lublin na dwie, odmienne krajobrazowo części: lewobrzeżną, z urozmaiconą rzeźbą terenu, głębokimi dolinami i starymi wąwozami lessowymi oraz prawobrzeżną - będącą częścią Płaskowyżu Świdnickiego ("Program ochrony powietrza dla strefy Aglomeracja Lubelska, Samorząd Województwa Lubelskiego" 2020). Lublin składa się z 27 dzielnic, a w jego centrum znajdują się najstarsze dzielnice - takie jak Stare Miasto, Śródmieście (funkcje głównie turystyczne, handlowe i usługowe), Wieniawa i Czwartek (pełnią role mieszkalne). Wokół centralnej części miasta rozciągają się nowsze osiedla, budowane głównie w latach 1945-1989. Na północy jedno z największych osiedli mieszkaniowych – Czechów i Kalinowszczyzna, na zachodzie - Czuby i osiedla Lubelskiej Spółdzielni Mieszkaniowej, na wschodzie - Tatary i Bronowice. Na południu, w bezpośrednim

sąsiedztwie Zalewu Zemborzyckiego, znajduje się osiedle Wrotków. Osiedle Felin jest najdalej wysuniętą na wschód dzielnicą Lublina, która jednocześnie jest najdalej oddaloną dzielnicą od centrum miasta ("Lublin Informator Gospodarczy, Urząd Miasta Lublin"). Krajobraz naokoło Lublina stanowią lasy i tereny otwarte oraz zlokalizowane wśród obszarów zabudowanych tereny zieleni urządzonej przez człowieka takie jak parki i zieleńce a także, zieleń osiedlowa. Łącznie tereny zielone obejmują ok. 40% powierzchni miasta. Zgodnie z Roczną oceną jakości powietrza w województwie lubelskim za rok 2018, strefa *Aglomeracja Lubelska* została zaklasyfikowana do klasy C, w zakresie stężeń pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> i benzo(a)pirenu, oraz klasy C1 w zakresie stężeń pyłu zawieszonego PM<sub>2,5</sub> ("Program ochrony powietrza dla strefy Aglomeracja Lubelska, Samorząd Województwa Lubelskiego" 2020). Występowanie przekroczeń zanieczyszczeń powietrza jest niepokojącym zjawiskiem, chociażby ze względu na to że, Lublin jest obecnie ośrodkiem akademickim, administracyjnym i usługowym, nie posiadając jak niegdyś charakteru przemysłowego. Niektóre niewielkie tereny przemysłowe zlokalizowane są we wschodniej części miasta, ale nie są one źródłem znaczących zanieczyszczeń przemysłowych ze względu na przewagę wiatrów zachodnich. Działają tu przede wszystkim niewielkie przedsiębiorstwa z branży spożywczej, farmaceutycznej, chemicznej i budowlanej (Zgłobicki i in., 2019).



**Rysunek 5.** Rozmieszczenie stacji pomiarowych w Lublinie

(opracowanie własne)



W Lublinie stacja monitoringu znajduje się na ulicy Obywatelskiej 13 (rysunek 6), w odległości 2,2 km od centrum miasta. Obiekt położony jest przy ruchliwym skrzyżowaniu nieopodal Uniwersytetu Medycznego – Collegium Universum. Pomiary zapoczątkowane zostały w 2010 roku i trwają nieprzerwanie. Stacja znajduje się na wysokości 191 m. n.p.m, tło stacji jest miejskie. Układ współrzędnych WGS84  $\Phi$  51,259431  $\lambda$  22,569133. Podstawowe pomiary meteorologiczne zostały pobrane z najbliższej położonej stacji w Radawcu (gmina Konopnica) znajdującej się w odległości 15 kilometrów od stacji monitoringu jakości powietrza na ulicy Obywatelskiej.



**Rysunek 6.** Stacja monitoringu jakości powietrza ul. Obywatelska w Lublinie

(źródło: <https://powietrze.gios.gov.pl>)

### **3.1.3 Stacja Katowice – SIKatoPlebA4 (ul. Plebiscytowa)**

Kolejnym miastem, wybranym na potrzebę realizacji pracy są Katowice (rysunek 7). Położone są one w województwie śląskim i wchodzą w skład aglomeracji górnośląskiej o kodzie strefy PL2401. W strefie znajduje się dodatkowo 13 miast na prawach powiatu: Bytom, Chorzów, Gliwice, Jaworzno, Mysłowice, Piekary Śląskie, Ruda Śląska, Siemianowice Śląskie, Sosnowiec, Świętochłowice, Tychy, Zabrze oraz Dąbrowa Górnicza. Łączna powierzchnia strefy wynosi 1218 km<sup>2</sup> co stanowi 9,88% powierzchni województwa śląskiego. Aglomeracja górnośląską jest najliczniejsza pod względem liczby miast wchodzących w skład jednej strefy (Atmoterm 2020). W roku 2018 strefę aglomeracji górnośląskiej zamieszkiwało 1 849 659 osób, co stanowiło ok. 40% ludności

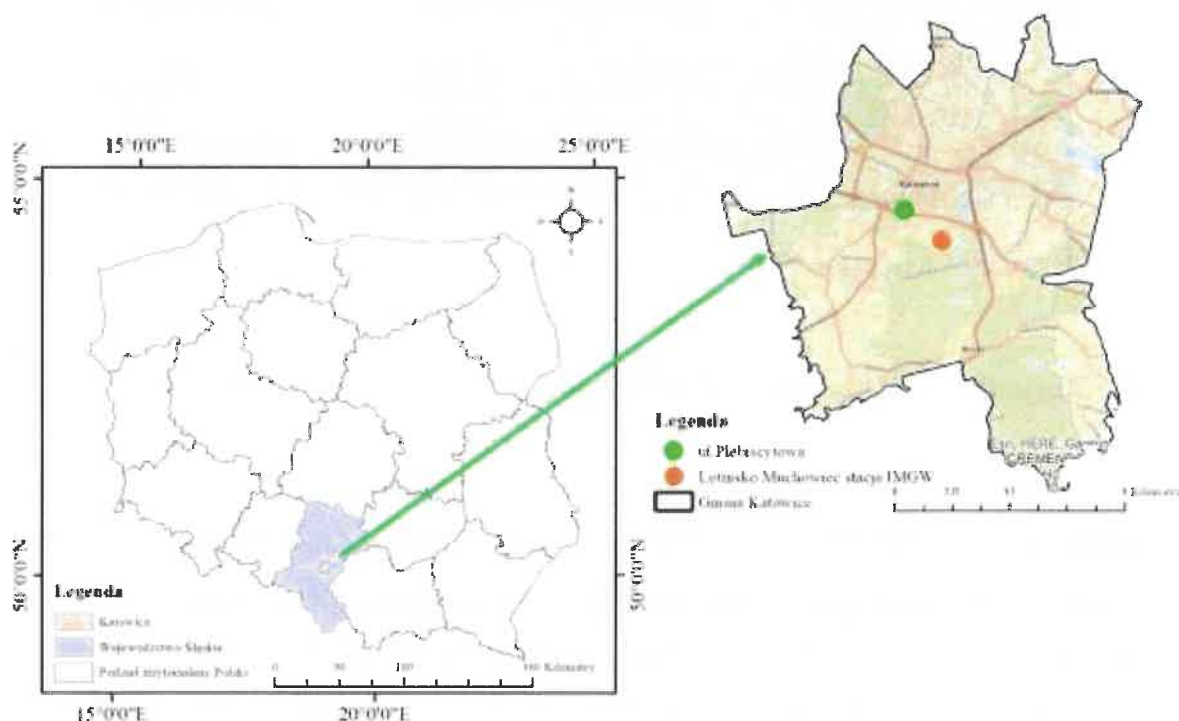
województwa śląskiego. Gęstość zaludnienia na terenie strefy wynosiła 1 519 osób/km<sup>2</sup>. Katowice położone są na Górnym Śląsku, w południowej części Polski, w obszarze Płaskowyżu Bytomsko-Katowickiego stanowiącego część Wyżyny Katowickiej. Miasto Katowice umiejscowione jest na dziale wodnym Wisły i Odry, będącym naturalną granicą między województwem Małopolskim a Śląskim. Obniżenie Rawy oddziela Płaskowyż Bytomski od Katowickiego, a sam Płaskowyż Katowicki jest wyższy od Bytomskiego obejmując południową część miasta i powodując znaczne zróżnicowanie ukształtowania terenu miasta. Najniżej położona jest część w dolinie rzek Kłodnicy i Mlecznej (poniżej 245 m n.p.m.), zaś najwyższej Wzgórza Wandy (powyżej 357 m n.p.m.). Rzeźba naturalna terenu ulegała silnym przeobrażeniom na skutek prowadzonej na obszarze Katowic działalności wydobywczej i gospodarczej. Miasto znajduje się w centralnej części województwa śląskiego, w podregionie katowickim i stanowi największe miasto konurbacji górnośląskiej (Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Plan adaptacji miasta Katowice do zmian klimatu do roku 2030., 2019). Północna i środkowa część aglomeracji śląskiej jest w niewielkim stopniu przekształcona antropogenicznie i w związku z tym posiada zbliżony do naturalnego charakter środowiska geograficznego. Główne dziedziny zagospodarowania przestrzennego to rolnictwo i leśnictwo. Południowa część tego obszaru, w wyniku długoletniej działalności górniczo-przemysłowej i postępującej urbanizacji, została w znacznym stopniu zmieniona antropogenicznie. Tereny najbardziej poddane antropopresji rozciągają się w pasie pomiędzy Tarnowskimi Górami a Będzinem (Atmoterm 2020). Główny wpływ na jakość powietrza w Katowicach ma Huta „Katowice” która należy do tzw. hut surowcowych i jest największą z tego typu zakładów w Polsce. Na jej terenie funkcjonuje obecnie 46 emitorów punktowych, z których w sposób zorganizowany zachodzi emisja zanieczyszczeń pyłowych oraz liczne niezorganizowane źródła emisji zanieczyszczeń do atmosfery (Mazur i in., 2001).

W wyniku przeprowadzonej przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Katowicach oceny jakości powietrza za rok 2018 strefa aglomeracja górnośląska została zakwalifikowana do klasy C, a tym samym istnieje obowiązek opracowania Programu Ochrony Powietrza ze względu na:

- przekroczenie dopuszczalnego poziomu stężenia średniorocznego oraz dopuszczalnej częstości przekraczania poziomu dopuszczalnego 24-godz. stężeń pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub>;



- przekroczenie dopuszczalnego poziomu stężenia średniorocznego pyłu zawieszonego PM<sub>2,5</sub> dla fazy I (25 µg/m<sup>3</sup>) oraz dla tzw. fazy II (20 µg/m<sup>3</sup> obowiązuje od 1 stycznia 2020 r.);
- przekroczenia poziomu docelowego stężenia średniorocznego benzo(a)pirenu;
- przekroczenia poziomu dopuszczalnego stężenia średniorocznego dwutlenku azotu. (Atmoterm 2020)



**Rysunek 7.** Lokalizacja stacji pomiarowych w Katowicach

(opracowanie własne)

Stacja monitoringu w Katowicach (rysunek 8) znajduje się na ulicy Plebiscytowej tuż przy samej autostradzie A4 w centrum Aglomeracji Górnośląskiej, obok gmachu Prokuratury Okręgowej w Katowicach. Pomiaru są dokonywane nieprzerwanie od 1 stycznia 2011. Dane dla roku 2010 zostały pobrane z najbliższej położonej stacji na umiejscowionej na ulicy Kossuha. Stacja znajduje się na wysokości 294 m. n.p.m a jej zarządcą jest Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Dane dotyczące warunków meteorologicznych zostały pobrane z najbliższej położonej stacji znajdującej się na Lotnisku Muchowiec które znajduje się po drugiej stronie autostrady A4.



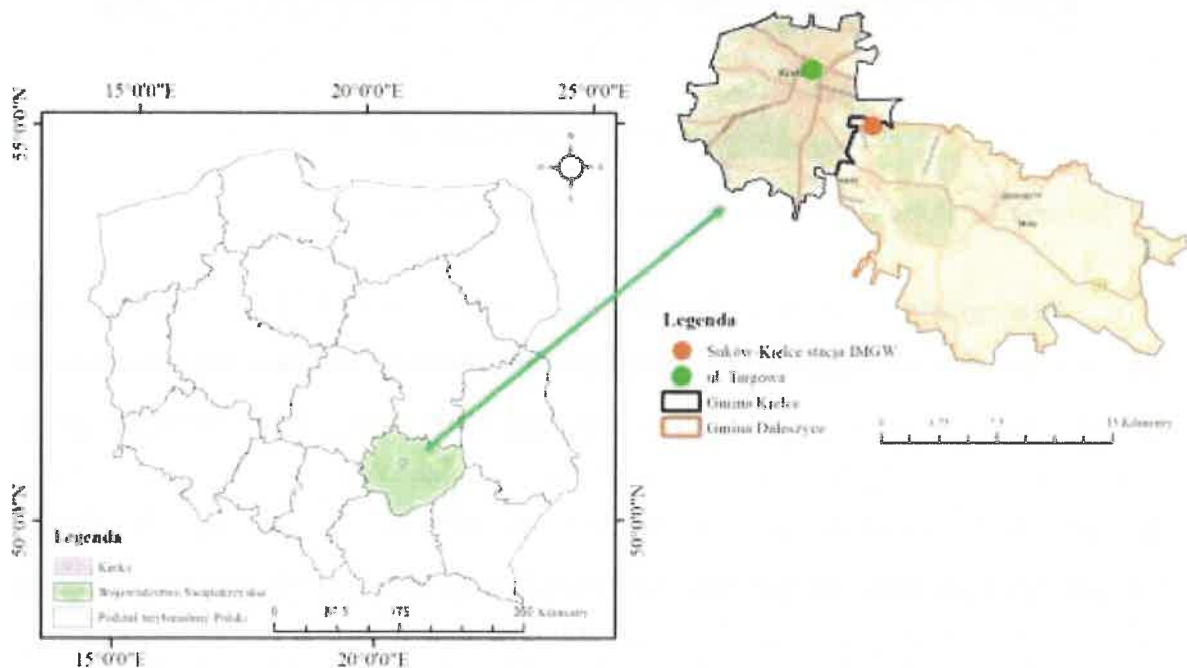
**Rysunek 8.** Stacja monitoringu - ul. Plebiscytowa w Katowicach

(źródło: <https://powietrze.gios.gov.pl>)

#### **3.1.4 Stacja Kielce-SkKielTargow (ul. Targowa)**

Kielce położone w województwie świętokrzyskim (rysunek 9), o liczbie mieszkańców powyżej 100 tysięcy zostało nazwane strefą o nazwie *Miasto Kielce* – kod PL2601 i obejmuje obszar całego powiatu. Strefa miasto Kielce stanowi obszar w granicach administracyjnych Kielc. Zajmuje powierzchnię 110 km<sup>2</sup> i zlokalizowane są w środkowej części województwa świętokrzyskiego, w zachodniej części Wyżyny Kieleckiej, w obrębie mezoregionu Gór Świętokrzyskich ("Prognoza oddziaływania na środowisko projektu Programu ochrony powietrza dla województwa świętokrzyskiego wraz z planem działań krótkoterminowych" 2020). Znaczna część miasta leży w dolinie, która od północy i południa ograniczona jest lokalnymi wzniesieniami. Efektem tego położenia jest zróżnicowanie rzędnych terenu, które wahają się od 206 do 408 m n.p.m. Kielce leżą w regionie klimatu wyżynnego (Szeląg i in., 2021). Strefa graniczy z gminami: od północy – Miedziana Góra, Masłów, od południa – Morawica, Sitkówka-Nowiny, od wschodu – Górnio, Daleszyce, od zachodu – Piekoszów. Miasto Kielce zamieszkuje 195 774 mieszkańców, z czego 21,2% to osoby powyżej 65 roku życia, a 4,7% to dzieci w wieku do 5 lat. Średnia gęstość zaludnienia w Kielcach w 2018 roku wynosiła 1 780 osób/km<sup>2</sup>. Kielce leżą na zachodnim krańcu Doliny Kielecko-Łagowskiej i otoczone są od północy zalesionymi Wzgórzami Tumlińskimi, od północnego wschodu Pasmem Masłowskim, od południowego wschodu Pasmem Dymińskim, od południa Pasmem

Posłowskim oraz od południowego zachodu Pasmem Zgórskim. Ze względu na położenie miasta w kotlinie, swobodny przepływ mas powietrza może być utrudniony, szczególnie w przypadku występowania niskich prędkości wiatru lub w czasie bezwietrznej pogody czy występującej inwersji termicznej. Dlatego obszar miasta jest narażony na tworzenie się zastoisk powietrza, powstawanie mgieł i podwyższoną koncentrację zanieczyszczeń. Korzystny z punktu widzenia przewietrzania miasta jest fakt otwarcia kotliny od strony zachodniej, skąd napływają przeważające masy powietrza i brak znaczących barier morfologicznych od strony wschodniej, dzięki czemu przepływ powietrza wzdłuż Padołu Kieleckiego jest swobodny ("Prognoza oddziaływania na środowisko projektu Programu ochrony powietrza dla województwa świętokrzyskiego wraz z planem działań krótkoterminowych" 2020). W latach 2013 – 2018 przeprowadzono klasyfikację na podstawie rocznych ocen jakości powietrza ze względu na ochronę zdrowia która nie stwierdziła przekroczeń poziomów dopuszczalnych dla SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, oraz CO. Wyniki analizy pozwoliły na przyporządkowanie do klasy A. Odmienne wygląda sytuacja dla pyłu zawieszzonego PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> oraz B<sub>(a)</sub>P określonego w PM<sub>2,5</sub>, ponieważ stwierdzono przekroczenia poziomów dopuszczalnych i docelowych (klasa C) oraz ponadnormatywne poziomy dopuszczalne obowiązujące od 1 stycznia 2020 roku (klasa C1).



**Rysunek 9.** Rozmieszczenie stacji pomiarowych w Kielcach (opracowanie własne)

Stacja monitoringu jakości powietrza w Kielcach (rysunek 10), o kodzie krajowym SkKielTargow zlokalizowana jest na ulicy Targowej 3 w odległości 3,3 km od centrum miasta na terenie Szkoły Podstawowej nr 19. W sąsiedztwie znajdują się bloki mieszkalne oraz ulica Warszawska, cechująca się dużym natężeniem ruchu. Stacja rozpoczęła pracę 1 lipca 2018 roku, a dane dla lat ubiegłych pobrano ze stacji oddalonej o 3,8 km na ulicy Jagiellońskiej. Stacja znajduje się na wysokości 269 m n.p.m. Układ współrzędnych WGS84 -  $\Phi$  50.878998  $\lambda$  20.633692. Baza danych na temat warunków meteorologicznych została przygotowana w oparciu o wyniki pomiarów prowadzonych na oddalonej o 9 kilometrów stacji w Sukowie znajdującej się na pograniczu gmin Daleszyce i Kielce.



**Rysunek 10.** Stacja monitoringu - ul. Targowa w Kielcach

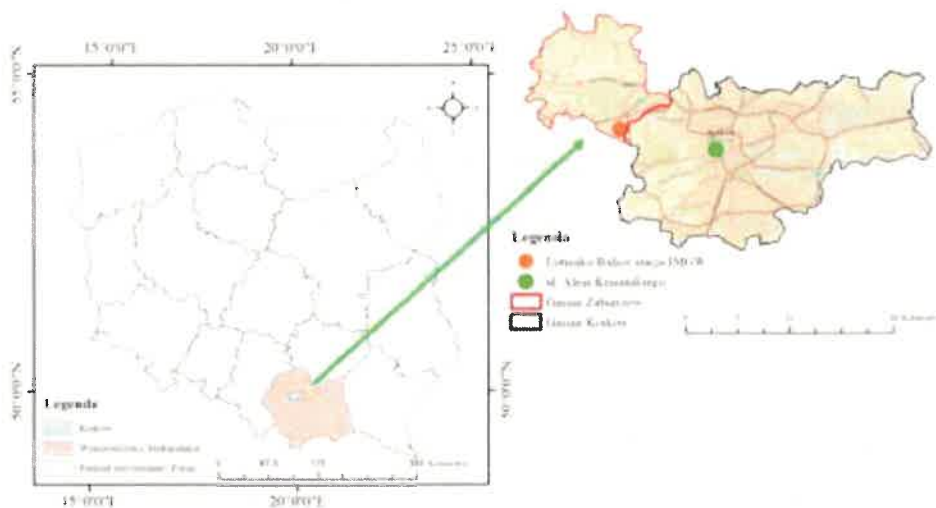
( źródło <https://powietrze.gios.gov.pl>)

### **3.1.5 Stacja Kraków – MpKrakAlKras (al. Krasińskiego)**

Aglomeracja Krakowska (rysunek 11) o kodzie strefy PL1201 obejmuje teren całego miasta Kraków ("Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza" 2012). Położona jest w południowej części województwa małopolskiego w dolinie Wisły, na styku czterech krain geograficznych. Od północy graniczy z Wyżyną Krakowsko-Częstochowską, od południa z Pogórzem Wielickim, od wschodu z Kotliną Sandomierską, a od zachodu z Kotliną Oświęcimską (POP dla Województwa Małopolskiego 2019). Strefę Aglomeracji Krakowskiej w 2020 roku zamieszkiwało 779 115 osób, a powierzchnia strefy wynosiła 327 km<sup>2</sup> (drugie co do wielkości miasto w Polsce) (Roczna ocena jakości powietrza w województwie małopolskim., 2021). Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) w 2016 roku

umieściła Kraków na 11 pozycji *listy 50 najbardziej zanieczyszczonych miast Unii Europejskiej* (WHO 2016). W 2021 roku Kraków został przeniesiony na 20 pozycję wśród 340 miast z krajów członkowskich Unii Europejskiej na podstawie poziomów drobnego pyłu zawieszonego mierzonego w powietrzu (EEA 2019). Za emisje do powietrza w województwie małopolskim odpowiedzialne są w głównej mierze źródła powierzchniowe z sektora komunalno-bytowego, a w przypadku dwutlenku azotu źródła komunikacyjne, czyli transport (POP dla Województwa Małopolskiego 2019). Ponadto miasto jest otoczone przez gminy, w których kiepskiej jakości piece węglowe wciąż stanowią dominujący system ogrzewania domów. W konsekwencji napływ emisji z sąsiednich miast powoduje pogorszenie jakości powietrza w Krakowie (Traczyk i Gruszecka – Kosowska, 2020). Znaczny udział w emisji zanieczyszczeń mają również źródła liniowe z dróg krajowych, wojewódzkich, gminnych i powiatowych. Źródła punktowe z emitorów przemysłowych oraz inne pochodzące z rolnictwa stanowią niewielki udział w emisji całkowitej. Emisje przemysłowe pochodzą głównie z sektora hutnictwa stali, metalurgii, energetyki i przemysłu chemicznego (POP dla Województwa Małopolskiego 2019). Istotne z punktu widzenia emisji zanieczyszczeń są lokalne warunki topograficzne aglomeracji Krakowskiej. Miasto położone jest we wklęsłym ukształtowaniu terenu, tj. w dolinie rzeki przechodzącej z zachodu na wschód. Historyczne centrum miasta położone jest na dnie doliny Wisły (ok. 200 m. n.p.m), na wapiennym wzniesieniu tektonicznym (Wzgórze Wawelskim), wyłaniającym się z doliny rzeki. Na północ od Wisły i centrum miasta rozciągają się Wyżyna Krakowsko-Częstochowska, zbudowana z wapieni i margli, a jej podkrakowskie części sięgają nawet 300 m n.p.m. Południowe granice miasta przebiegają częściowo na Pogórze Karpackim, zbudowanym ze skał fliszowych, na wysokości do 370 m n.p.m. na terenie sąsiadującym z Krakowem. Dolina Wisły jest wąska w zachodniej części Krakowa (ok. 1 km) i rozszerza się do ok. 10 km we wschodniej części. W zachodniej części doliny występuje kilka wapiennych pni tektonicznych, sięgających ok. 350 m n.p.m (Bokwa i in., 2015). Wszystkie wymienione czynniki przyczyniają się do słabej naturalnej wentylacji miasta i występowania wysokich poziomów stężeń zanieczyszczeń jako ciągle zjawisko. W rocznej ocenie jakości powietrza w województwie małopolskim za rok 2018 Aglomeracja Krakowska została zaklasyfikowana do klasy C, z uwagi na przekroczenia następujących substancji: – pył zawieszony PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, benzo(a)piren, NO<sub>2</sub> (POP dla Województwa Małopolskiego 2019).





**Rysunek 11.** Lokalizacja stacji pomiarowych w Krakowie

(opracowanie własne)

Stacja monitoringu jakości powietrza w Krakowie (rysunek 12) zlokalizowana jest na Alei Krasińskiego w odległości 2 kilometrów od centrum miasta i 1,5 kilometra od Rynku Głównego. Aleja Krasińskiego jest częścią obwodnicy miasta wraz z Mostem Dębnickim w Krakowie. Data rozpoczęcia pomiarów to 01.01.2003. Punkt pomiaru znajduje się na wysokości 207 m n.p.m. Układ współrzędnych WGS84  $\Phi - 50,057678$   $\lambda - 19,926189$ . Dane dotyczące warunków meteorologicznych zostały opracowane na podstawie informacji uzyskanych ze stacji znajdującej się terenie Lotniska im. Jana Pawła II w Balicach zlokalizowanej 12 kilometrów od Alei Krasińskiego.



**Rysunek 12.** Stacja monitoringu Aleja Krasińskiego w Krakowie

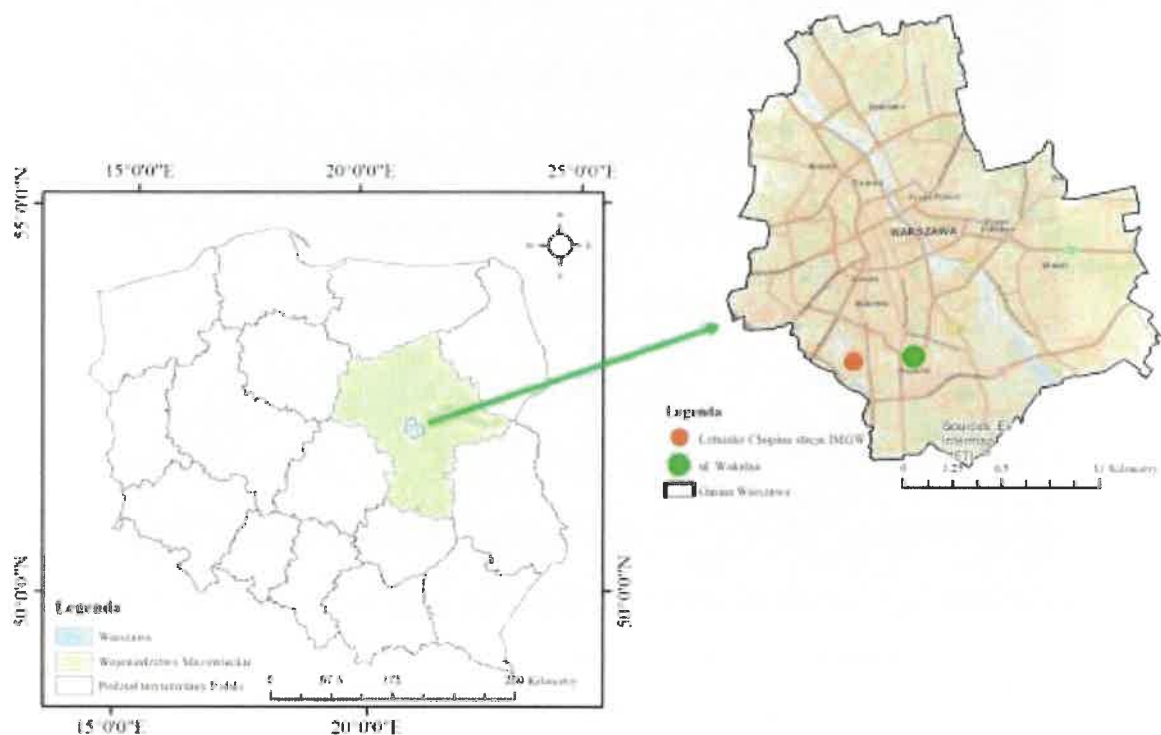
( źródło <https://powietrze.gios.gov.pl>)

### **3.1.6 Stacja Warszawa – MzWarWokalna (ul. Wokalna)**

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r., w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza, miasto Warszawa (rysunek 13) zostało zdefiniowane jako *aglomeracja warszawska* ze względu na liczbę mieszkańców większą niż 250 tysięcy i przypisano jej kodu strefy o numerze PL1401 ("Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza" 2012). Największym polskim miastem o powierzchni 517 km<sup>2</sup>, co stanowi 1,5% powierzchni województwa mazowieckiego, a liczba ludności w 2018 roku wynosiła ponad 1777 tysięcy osób, jest Warszawa. Wchodzi ona w skład warszawskiej strefy aglomeracyjnej. W Warszawie mieszka około 5% ludności Polski i około 33% ludności województwa mazowieckiego. Warszawa, podobnie jak wiele innych stolic państw europejskich, ostatnimi czasy boryka się z problemem związanym ze złą jakością powietrza, spowodowanym wysokimi poziomami stężeń niektórych zanieczyszczeń powietrza (Brimblecombe i Lefèvre 2021, Pültz i in., 2021, Zoran i in., 2022). W praktyce niekorzystny wpływ niektórych zanieczyszczeń na jakość powietrza w miastach zależy od kilku indywidualnych czynników, takich jak położenie miasta, topografia, struktura ogniska emisji i meteorologia, które charakteryzują miejskie

środowisko atmosferyczne (Holnicki i in., 2017). Warszawa na tle innych miast Polski znacząco wyróżnia pod względem struktury i źródeł emisji zanieczyszczeń. Przykładowo w Krakowie Juda-Rezler wraz z zespołem wykazali, że piece domowe z sektora mieszkaniowego stanowią główne źródło zanieczyszczeń powietrza  $PM_{10}$  i  $B_{(a)}P$ , przewyższające ruch uliczny, działalność przemysłową i elektrownie węglowe (Juda-Rezler i in., 2020). Najnowsze dane z 2022 roku opracowane przez Główny Urząd Nadzoru Budowlanego na potrzeby statystyk CEEB (Centralna Ewidencja Emisyjności Budynków), wskazują indywidualne źródła ciepła - kotły na paliwo stałe jako wiodące w strukturze źródeł ciepła w Polsce (Główny Urząd Nadzoru Budowlanego 2022). Warszawa jednak odbiega od tego schematu: duże pokrycie centralną siecią ciepłowniczą w połączeniu z bardzo intensywnym ruchem zbliża miasto do innych stolic europejskich niż do typowej polskiej aglomeracji (Maciejewska i in., 2015, Juda-Rezler i in., 2020). Na emisję zanieczyszczeń istotnie dodatkowo wpływają lokalne warunki topograficzne aglomeracji warszawskiej. Warszawa położona jest w regionie dorzecza Środkowej Wisły, która pełni główną rolę w układzie hydrograficznym o znaczeniu ponadregionalnym, stanowiąc główny korytarz ekologiczny kraju. Budowa geologiczna i rzeźba terenu są elementami kształtującymi układ przestrzenny Warszawy, jej system przyrodniczy oraz układ sieci hydrograficznej. Są także naturalnymi czynnikami, które decydują o walorach krajobrazowych miasta. W strukturze użytkowania gruntów w Warszawie przeważa zabudowa miejska (45%), która jest rozmieszczona dość równomiernie prawie na całym obszarze strefy aglomeracji warszawskiej, z wyjątkiem obszaru na południowym wschodzie. Drugie co do wielkości powierzchni są tereny przemysłowe, handlowe i usługowe (12%), które są położone na północy oraz południowym zachodzie strefy. Miejskie tereny zielone i wypoczynkowe stanowią jedynie 10% całkowitej powierzchni strefy aglomeracji warszawskiej ("Uchwała Nr 115/20 Sejmiku Województwa Mazowieckiego z dnia 8 września 2020 r. w sprawie programu ochrony powietrza dla stref w województwie mazowieckim, w których zostały przekroczone poziomy dopuszczalne i docelowe substancji w powietrzu" 2020). Roczna ocena jakości powietrza za rok 2021 w Warszawie kwalifikuje pył zawieszony  $PM_{10}$  wraz z  $NO_2$  do klasy C z powodu wystąpienia przekroczeń poziomów dopuszczalnych, natomiast w przypadku  $SO_2$  nie stwierdzono przekroczeń poziomów normatywnych substancji.





**Rysunek 13.** Lokalizacja stacji pomiarowych w Warszawie

(opracowanie własne)

Stacja monitoringu jakości powietrza MzWarWokalna (rysunek 14), jest umiejscowiona na ulicy Wokalnej w Warszawskiej dzielnicy Ursynów. Punkt pomiarowy znajduje się w odległości około 8,5 kilometrów od centrum stolicy i 2,5 kilometra od drogi ekspresowej S2. Stacja znajduje się w sąsiedztwie bloków mieszkalnych, a także osiedlowych szkół i przedszkoli. Pomiary zostały rozpoczęte 1 sierpnia 2003 roku i wciąż są dokonywane. Stacja znajduje się na wysokości 102 m. n.p.m. Układ współrzędnych WGS84 –  $\Phi$  52,160772  $\lambda$  21,033819. Dane meteorologiczne pochodziły ze stacji zlokalizowanej na Lotnisku im. Fryderyka Chopina zwanym niegdyś Okęciem na Warszawskiej dzielnicy Włochy oddalonej o 5 kilometrów od stacji monitoringu jakości powietrza.



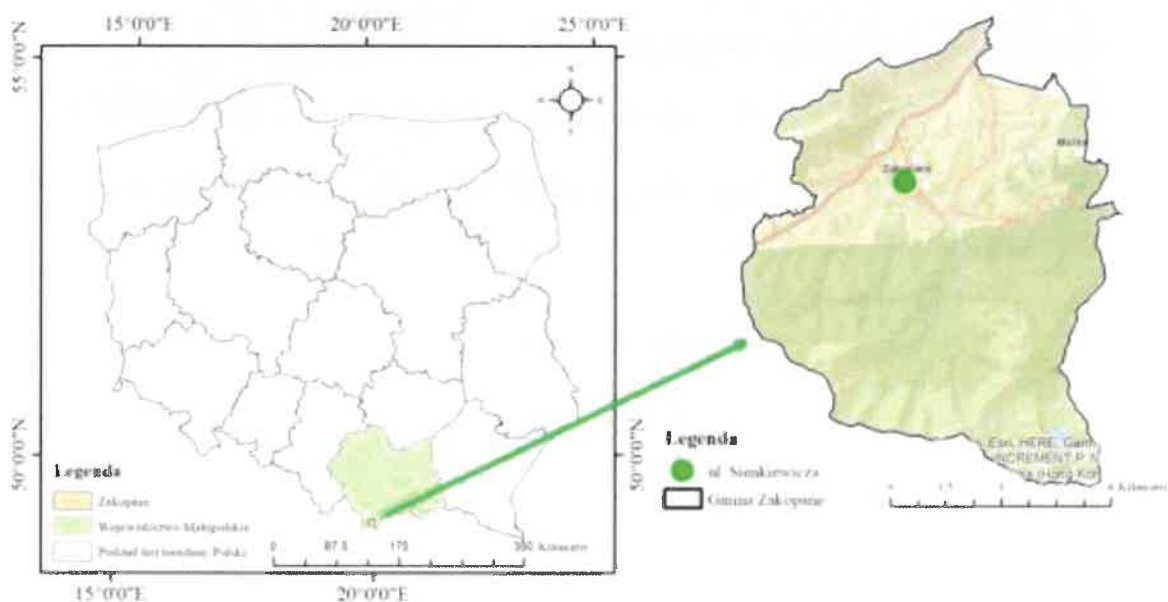
**Rysunek 14.** Stacja monitoringu – ul. Wokalna w Warszawie

(źródło <https://powietrze.gios.gov.pl>)

### **3.1.7 Stacja Zakopane- MpZakopaSien (ul. Sienkiewicza)**

Zakopane (rysunek 15) jest jedynym spośród wyżej opisanych miast którego strefa stanowi pozostały obszar województwa (małopolskiego) i nie wchodzi w skład miasta powyżej 100 tysięcy mieszkańców oraz aglomeracji i zgodnie z Rozporządzeniem należy do *strefy małopolskiej* o kodzie PL1203 ("Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r., w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza" 2012). Miasto Zakopane jest centralną częścią powiatu tatrzańskiego. Graniczy ono od południa ze Słowacją oraz Gminą Bukowina Tatrzańska, od zachodu z Gminą Kościelisko, natomiast od północy i wschodu z Gminą Poronin. Ponadto, Gmina Zakopane jest jednocześnie siedzibą władz Powiatu. Powierzchnia Miasta Zakopane wynosi 84 km<sup>2</sup> i stanowi prawie 18% powierzchni powiatu tatrzańskiego ("Program Ochrony Środowiska Dla Miasta Zakopane, Urząd Miasta Zakopane" 2010). Zakopane jest istotnym z punktu widzenia badań nad emisją zanieczyszczeń miastem na terenie Polski. Znajduję się w południowej części kraju i pełni funkcje miasta turystycznego o charakterze uzdrowiskowym. Jest najczęściej odwiedzaną miejscowością turystyczną na terenie Polski w sezonie zimowym, przez co nazywane jest zimowa stolicą Polski. W województwie Małopolskim, w skład którego wchodzi Zakopane znajduje się dziewięć z dwudziestu najbardziej zanieczyszczonych miast na terenie Polski. Pomimo, że główny napływ

turystów obydwą się w sezonie zimowym, przez cały rok natężenie ruchu turystycznego jest bardzo wysokie co determinuje wysokie stężenia zanieczyszczeń spowodowane emisją spalin z samochodów osobowych. Dodatkowo w Zakopanem ze względu na lokalne warunki topograficzne (miasto znajduje się dolinie wśród gór Tatr), panują specyficzne warunki klimatyczne sprzyjające powstawaniu epizodów podwyższonych stężeń zanieczyszczeń.



**Rysunek 15.** Rozmieszczenie stacji pomiarowych w Zakopanem

(opracowanie własne)

Stacja monitoringu jakości powietrza (rysunek 16) i warunków meteorologicznych została zlokalizowana na ulicy Sienkiewicza, tuż przy budynku Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Zakopanem. W odległości około 600 metrów od stacji znajdują Krupówki – jest to reprezentacyjna ulica - deptak, na którym znajdują się liczne restauracje i kiermasze powodując wzmożony ruch turystyczny. Pomiary na stacji rozpoczęły się w 2004 i trwają nieustannie. Stacja znajduje się na wysokości 844 m. n.p.m. a jej współrzędne wg. WGS8 to  $\Phi$  49.293564  $\lambda$  19.960083.



**Rysunek 16.** Stacja monitoringu – ul. Sienkiewicza w Zakopanem

*(źródło: <https://powietrze.gios.pl>)*

## 4. Materiał źródłowy i metodyka badań własnych

### 4.1 Źródła i baza danych - widzialność, wybrane zanieczyszczenia powietrza, parametry meteorologiczne

Baza danych zgromadzona na potrzebę pracy doktorskiej została przygotowana w formie tabelarycznej za pomocą programu Microsoft Excel. Dodatkowo, program posłużył do opracowania wyników analizy statystycznej w formie graficznej - wykresów. Analiza statystyczna została przeprowadzona przy użyciu oprogramowania Statistica 13, która jest dedykowana do przeprowadzania analizy danych, operowania i transformacji w bazach danych, a także tworzenia wykresów. Dużą zaletą oprogramowania jest czytelny i prosty w obsłudze graficzny interfejs oraz specjalne okno startowe, umożliwiające modelowanie data mining. Ponadto Statistica, jest odpowiednim programem dla osób rozpoczynających pracę z analizą danych ze względu na intuicyjną obsługę. Program w większości analiz, automatycznie podkreśla i uwypukla ważne dla analizy wyniki, co znacząco ułatwia ich interpretację.

Dane dotyczące poziomów stężeń zanieczyszczeń pobrano z Banku Danych Pomiarowych ze strony internetowej: <https://powietrze.gios.gov.pl/>. Bank Danych Pomiarowych to wyszukiwarka, która umożliwia dostęp do archiwalnych danych, jak i również do wyników pomiarów z roku bieżącego, należy jednak mieć na uwadze fakt, że dane te podlegają weryfikacji i mogą ulec zmianie. Do analizy wykorzystano dobowe stężenia pyłu zawieszonego (PM<sub>10</sub>), dwutlenku siarki (SO<sub>2</sub>) oraz dwutlenku azotu (NO<sub>2</sub>) z siedmiu miast na terenie Polski: Białegostoku, Warszawy, Kielc, Lublina, Katowic Krakowa i Zakopanego z lat 2010 – 2019. W przypadku gdy dla dwutlenku azotu lub siarki nie były dostępne dane dobowe, pobierano dane jednogodzinowe na podstawie których w programie Statistica 13 obliczano średnie dobowe poziomy zanieczyszczeń. Tabela 7 przedstawia liczbę dysponowanych dobowych wyników pomiarów stężeń zanieczyszczeń, które wykorzystano do realizacji pracy. Łącznie wyników pomiarów z lat 2010 – 2019, dla stężeń PM<sub>10</sub> było 24 793,00 dla NO<sub>2</sub> – 24 342,00 oraz dla SO<sub>2</sub> – 24 315,00. Na podstawie załącznika 1 *Wymagania dotyczące jakości pomiarów i innych metod oceny jakości powietrza Rozporządzenia Ministra Klimatu i Środowiska w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu z dnia 11 grudnia 2020 r.* (Dz.U. z 2020 r. poz. 2279) określono w tabeli 1 Minimalny procent ważnych danych, który dla dwutlenku siarki, dwutlenku

azotu i pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> wynosi 90 %. We wszystkich analizowanych miastach warunek został dotrzymany, za wyjątkiem Krakowa – 88,03% oraz Białegostoku 88,99%. Mając na uwadze to, że latach 2010 – 2019 winno być 3651 wyników pomiarów średniodobowych, to kompletność danych na poziomie, nawet zbliżonym do 90% można uznać za bardzo wysoką. Na kompletność danych – wyników pomiarów główny wpływ mają dni ustawowo wolne od pracy pracowników obsługujących stacje oraz przerwy związane z naprawą i kalibracją urządzeń.

**Tabela 7.** Liczebność i kompletność danych dotyczących zanieczyszczeń powietrza w latach 2010 – 2019

	PM <sub>10</sub>		NO <sub>2</sub>		SO <sub>2</sub>	
	N	%	N	%	N	%
Kielce	3463	94,85	3066	83,98	3020	82,72
Lublin	3524	96,52	3362	92,08	3339	91,45
Kraków	3214	88,03	3572	97,84	3528	96,63
Katowice	3590	98,33	3640	99,70	3646	99,86
Warszawa	3377	92,50	3617	99,07	3626	99,32
Zakopane	3376	92,47	3516	96,30	3562	97,56
Białystok	3249	88,99	3569	97,75	3594	98,44
Σ	23793	93,10	24342	95,25	24315	95,14

Objaśnienia: N – liczba danych, % – kompletność, Σ – suma

Z powodu nie wykonywania odczytów pomiarów meteorologicznych przy stacjach Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (za wyjątkiem stacji w Zakopanem i Białymstoku), wykorzystano dane z sieci Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW) ze stacji znajdujących się na pobliskich lotniskach. Tabela 8, przedstawia liczebność i kompletność danych parametrów meteorologicznych.

**Tabela 8.** Liczebność i kompletność danych meteorologicznych w latach 2010 – 2019

	Wilgotność względna powietrza		Kierunek wiatru		Prędkość wiatru		Widzialność		Ciśnienie atmosferyczne		Opad atmosferyczny	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Kielce	3649	99,95	3642	99,75	3650	99,97	3649	99,95	3650	99,97	2909	79,68
Lublin	3642	99,75	3642	99,75	3642	99,75	3299	90,36	3642	99,75	3049	83,51
Kraków	3646	99,86	3645	99,84	3645	99,84	3651	100	3646	99,86	3092	84,69
Katowice	3642	99,75	3642	99,75	3642	99,75	3648	99,92	3642	99,75	1402	38,4
Warszawa	3645	99,84	3645	99,84	3644	99,81	3649	99,95	3645	99,84	2999	82,14
Zakopane	3650	99,97	3640	99,7	3650	99,97	3651	100	3650	99,97	3650	99,97
Białystok	3642	99,75	3642	99,75	3642	99,75	3650	99,97	3643	99,78	3033	83,07
Σ	25518	99,85	25498	99,77	25519	99,85	25199	98,6	25522	99,86	20134	78,78

Objaśnienia: N – liczba danych, % – kompletność, Σ – suma



Łącznie wykorzystano 147 390,00 pomiarów parametrów meteorologicznych. W Warszawie, Krakowie, Lublinie, Katowicach i Kielcach dane dotyczące parametrów meteorologicznych zostały pobrane z pobliskich lotnisk: Warszawa – Okęcie, Kraków – Balice, Lublin – Radwaniec, Katowice – Muchowiec i Kielce – Suków. Parametry meteorologiczne, które zostały wykorzystane w pracy to wilgotność względna powietrza, prędkość i kierunek wiatru, średnia temperatura powietrza, ciśnienie atmosferyczne, wielkość opadu oraz widzialność, która jest podstawowym parametrem dla lotnictwa, gdyż od niej zależy bezpieczeństwo ruchu lotniczego. Wybór stacji zlokalizowanych na terenie lotnisk spowodował, zaskakująco wysoką kompletność danych. Pomiarów parametrów meteorologicznych, są kluczowe w prawidłowej pracy lotnisk, a ich systematyczne monitorowanie jest do tego niezbędne. Tabela 9 załączona poniżej, przedstawia podstawowe informacje na temat mierzonych zanieczyszczeń, czasu uśredniania i typów pomiarów wykonywanych na stacjach nadzorowanych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ) i wykorzystywanych w rozprawie doktorskiej.

**Tabela 9.** Podstawowe informacje na temat stacji monitoringu jakości powietrza miastach (opracowanie własne na podstawie <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/archives>)

Miasto	Mierzone zanieczyszczenia	Czas uśredniania	Typ pomiaru	Data rozpoczęcia pomiarów
Białystok	benzo(a)antracen w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	01.09.2004
	benzo(a)piren w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	benzo(b)fluoranten w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	benzo(j)fluoranten w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	benzo(k)fluoranten w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	kadm w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	tlenek węgla	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	dibenzo(a,h)antracen w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	indeno(1,2,3-cd)piren w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	nikiel w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	tlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	dwutlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	tlenki azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	ołów w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	

	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	24-godzinny	codzienny/manualny	
	pył zawieszony PM <sub>2.5</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	dwutlenek siarki	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	arsen w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	benzen	1-godzinny	inny	
<b>Lublin</b>	tlenek węgla	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	01.01.2010
	tlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	dwutlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	tlenki azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	ozon	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	dwutlenek siarki	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	benzen	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>2.5</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
		tlenek węgla	1-godzinny	ciągły (automatyczny)
	tlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	01.01.2010- 31.12.2010
	dwutlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
<b>Katowice</b>	dwutlenek siarki	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	01.01.2011 SIKatoPlebA4
	tlenki azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>2.5</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	benzo(j)fluoranten w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	01.01.2010- 24.05.2018 SkKielJagielWios
arsen w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone		
benzo(a)piren w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone		
benzen	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	01.07.2018 SkKielTargow	
kadm w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone		
nikiel w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone		
<b>Kielce</b>	tlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	dwutlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	tlenki azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	ozon	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	ołów w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>2.5</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	



	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	24-godzinny	codzienny/manualny	
	dwutlenek siarki	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	benzo(a)antracen w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	benzo(b)fluoranten w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	benzo(k)fluoranten w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	dibenzo(a,h)antracen w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	indeno(1,2,3-cd)piren w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	próby łączone	
	tlenek węgla	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	01.01.2003
	tlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	dwutlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	tlenki azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
<b>Kraków</b>	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	24-godzinny	codzienny/manualny/manualny	
	pył zawieszony PM <sub>2.5</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	benzo(a)piren w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	codzienny/manualny/manualny	
	benzen	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	tlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	01.08.2003
	dwutlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	tlenki azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	ozon	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
<b>Warszawa –</b>	pył zawieszony PM <sub>10</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>2.5</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	pył zawieszony PM <sub>2.5</sub>	24-godzinny	codzienny	
<b>Zakopane</b>	benzo(a)piren w PM <sub>10</sub>	24-godzinny	codzienny	01.04.2003
	tlenek węgla	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	
	tlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)	

dwutlenek azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)
tlenki azotu	1-godzinny	ciągły (automatyczny)
ozon	1-godzinny	ciągły (automatyczny)
pył zawieszony PM <sub>10</sub>	1-godzinny	ciągły (automatyczny)
pył zawieszony PM <sub>10</sub>	24-godzinny	codzienny
pył zawieszony PM <sub>2,5</sub>	24-godzinny	codzienny
dwutlenek siarki	1-godzinny	ciągły (automatyczny)

## 4.2 Monitoring jakości powietrza i parametrów meteorologicznych

Szczegółowe zadania Państwowego monitoringu środowiska którego nadrzędnym celem jest monitoring jakości powietrza zostały opisane w Rozdziale 4 Ustawy o Inspekcji Ochrony Środowiska z dnia 20 lipca 1991 r., (Dz.U. z 2023 r. poz. 824). Zgodnie z artykułem 23 [cele]

*Ust.1. Tworzy się państwowy monitoring środowiska.*

*Ust 2. Państwowy monitoring środowiska stanowi system pomiarów, ocen i prognoz stanu środowiska oraz gromadzenia, przetwarzania i rozpowszechniania informacji o stanie środowiska.*

*Ust 3. Państwowy monitoring środowiska jest podstawowym źródłem danych i informacji o stanie środowiska w Polsce.*

*Ust 4. Państwowy monitoring środowiska obejmuje zadania wynikające z odrębnych ustaw, zobowiązań międzynarodowych Rzeczypospolitej Polskiej oraz innych potrzeb wynikających z polityki ekologicznej państwa.*

*Ust.5. W ramach państwowego monitoringu środowiska są gromadzone dane i informacje dotyczące stanu środowiska, do których przekazywania Rzeczpospolita Polska jest obowiązana na mocy zobowiązań międzynarodowych.*

Cele, zadania i strukturę Państwowego monitoringu środowiska formułuje ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony Środowiska (Dz.U. z 2022 r. poz. 2556, z późn. zm.). Kwestię metod i zakresu dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu zgodnie z art. 90 [pomiar] ust. 3 ww. ustawy określa rozporządzeniem minister do spraw

klimatu i środowiska w porozumieniu z ministrem ds. zdrowia, kierując się potrzebą ujednolicenia zasad dokonywania oceny jakości powietrza. Aktualnie obowiązującym aktem prawnym jest Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu dnia 11 grudnia 2020 r. (Dz.U. z 2020 r. poz. 2279 z późn. zm.).

Rozporządzenie szczegółowo określa w art. 1. ust. 1 *metody i zakres dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu*; w ust. 2 *wymagania dotyczące jakości pomiarów i innych metod oceny jakości powietrza, w tym modelowania matematycznego transportu i przemian substancji w powietrzu*; w ust. 4 *zakresy wymaganych pomiarów, z podziałem na pomiary ciągłe oraz wskaźnikowe*; w ust 8 *metodyki referencyjne*; w ust 9) *wymagania dotyczące dokumentacji dotyczącej uzasadnienia lokalizacji punktów pomiarowych, w tym jej zakres*; w ust 10) *kryteria kontroli poprawności danych dotyczących substancji w powietrzu w trakcie ich agregacji i obliczania parametrów statystycznych dla substancji w powietrzu*; w ust 11) *zakres i cel prowadzenia pomiarów wspomagających ocenę jakości powietrza, w szczególności zakres prowadzenia analiz składu chemicznego pyłu*.

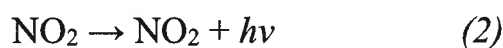
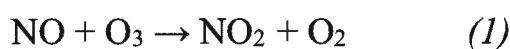
**Tabela 10.** Metodyki referencyjne poboru próbek i oznaczania stężeń substancji w powietrzu (opracowanie własne na podstawie załącznika 7 metodyki referencyjne (Dz.U. z 2020 r. poz. 2279))

<b>Pył zawieszony PM<sub>10</sub></b>	Norma PN-EN 12341:2014-07 „Powietrze atmosferyczne – Standardowa grawimetryczna metoda pomiarowa do określania stężeń masowych frakcji PM <sub>10</sub> lub PM <sub>2,5</sub> pyłu zawieszonoego”
<b>Dwutlenek azotu NO<sub>2</sub></b>	Norma PN-EN 14211:2013-02 „Powietrze atmosferyczne – Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku azotu i tlenku azotu za pomocą chemiluminescencji”
<b>Dwutlenek siarki SO<sub>2</sub></b>	Norma PN-EN 14212:2013-02 „Powietrze atmosferyczne – Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku siarki za pomocą fluorescencji w nadfiolecie”

Standardowa metoda grawimetryczna do określania zawartości pyłu zawieszonoego PM<sub>10</sub> jest stosowana i uznana na świecie jako najbardziej precyzyjna metoda pomiaru. Na stronie internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska <https://powietrze.gios.gov.pl/> opisano sposób dokonywania pomiaru pyłu zawieszonoego, a szczegóły dotyczące planowania pomiaru, aparatury i urządzeń oraz procedury pobierania próbek zawarto w Polskich Normach opracowanych przez Polski Komitet Normalizujący.

Metoda pomiarów pyłu zawieszonego działa na zasadzie wykorzystania poborników pyłowych, specjalistycznych urządzeń, do których zasysane jest powietrze atmosferyczne. Filtry przed wykorzystaniem wymagają kondycjonowania, kolejno ważenia i montażu w poborniku. Po 14 dniach wszystkie filtry są wyjmowane i umieszczane w pojemnikach tak aby je w bezpieczny sposób przetransportować do laboratorium. W laboratorium filtry po raz kolejny muszą zostać skondycjonowane, a następnie ponownie zważone, jako filtr po tzw. ekspozycji. Z różnic mas przed i po ekspozycji filtra, odniesionych do objętości przepływu powietrza w poborniku, wyliczane są stężenia pyłów. Stężenia te podawane są w mikrogramach na metr sześcienny [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] (Góra 2020). Przewagą metody grawimetrycznej nad metodą automatyczną jest bardzo wysoka dokładność. Jedyną wadą metody grawimetrycznej jest czas potrzebny na uzyskanie wyników, który wynosi około trzech tygodni, a w przypadku metody automatycznej wyniki pomiarów są udostępniane natychmiastowo lecz nie są poddane wcześniejszej weryfikacji.

Metoda pomiaru stężeń tlenku azotu (NO) oparta jest na zjawisku chemiluminescencji, czyli emisji energii w postaci światła w wyniku reakcji chemicznej. Tlenek azotu reagując w fazie gazowej z ozonem wytwarza wzbudzoną niestabilną cząsteczkę dwutlenku azotu ( $\text{NO}_2$ ), która powracając do stanu podstawowego, emituje promieniowanie w zakresie długości fali od 600 do 3000 nm z maksimum przypadającym na 1200 nm. Intensywność promieniowania jest proporcjonalna do stężenia tlenku azotu (Inspekcja Ochrony Środowiska 2010)



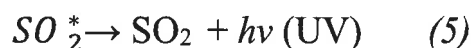
W metodzie chemiluminescencyjnej oznaczenie stężenia dwutlenku azotu możliwe jest dopiero po jego konwersji do tlenku azotu.

konwerter/konwertyzer



Zasada działania analizatora do pomiaru stężeń dwutlenku siarki oparta jest na zjawisku absorpcji promieniowania UV (ultrafiolet) przez cząsteczki  $\text{SO}_2$ . Wzbudzona (falą o pewnej długości) cząsteczka, oddaje energię (sprowadzając się tym samym do stanu

podstawowego) w postaci emisji UV, ale o innej długości fali (ARMAAG 2003). Wynik reakcji można przedstawić za pomocą wzoru:



Intensywność promieniowania fluorescencyjnego  $h\nu$  jest proporcjonalna do stężenia dwutlenku siarki, co można wyrazić wzorem.

$$F = k * C_{\text{SO}_2} \quad (6)$$

gdzie:

- F – intensywność promieniowania fluorescencyjnego,
- k – współczynnik proporcjonalności,
- $C_{\text{SO}_2}$  – stężenie dwutlenku siarki.

Emitowane promieniowanie po przejściu przez filtr pasmowy zamieniane jest na sygnał elektryczny za pomocą detektora (np. fotopowielacza). Głównym celem Państwowego Monitoringu Środowiska I jest uzyskanie informacji, które stanowią podstawę do oceny skuteczności aktualnej polityki ekologicznej kraju oraz przesłankę do kształtowania jej założeń na przyszłość.

Pomiary meteorologiczne mają wartość wtedy, gdy spełniają określone warunki określone przez Światową Organizację Meteorologiczną z ang. *World Meteorological Organization* w skr. *WMO*. Światowa Organizacja Meteorologiczna zajmuje się problemami związanymi z meteorologią, klimatologią oraz hydrologią. Organizacja została powołana do kierowania rozwojem i doskonaleniem światowej meteorologii i prowadzenia związanej z tym działalności. W 1963 roku Światowa Organizacja Meteorologiczna powołała Światową Służbę Pogody (WWW) jako globalny system pomiarów, wymiany i przetwarzania danych meteorologicznych, będący podstawą dla opracowywania prognoz i ostrzeżeń przed niebezpiecznymi zjawiskami w atmosferze i hydrosferze. W tym samym celu rządy państw członków Światowej Organizacji Meteorologicznej powołują narodowe służby hydrologiczno-meteorologiczne działające operacyjnie na rzecz ochrony życia i mienia ich obywateli. W Polsce główną i nadrzędną jednostką zajmującą się pomiarami

i obserwacjami meteorologicznymi oraz hydrologicznymi jest Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy (IMGW-PIB) (Radzka i in., 2015). Zgodnie z artykułem 1 ust. 1 Rozporządzenia Rady Ministrów w sprawie nadania Instytutowi Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie statusu Państwowego Instytutu Badawczego z dnia 13 września 2010 r. *Instytutowi Meteorologii i Gospodarki Wodnej z siedzibą w Warszawie, utworzonemu uchwałą nr 338/72 Rady Ministrów z dnia 30 grudnia 1972 r. w sprawie połączenia Państwowego Instytutu Hydrologiczno-Meteorologicznego z Instytutem Gospodarki Wodnej, zwanemu dalej „Instytutem”, nadaje się status państwowego instytutu badawczego* (Dz.U. Nr 172, poz. 1164). Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej realizuje zadania zgodnie z rekomendacjami Światowej Organizacji Meteorologicznej (Derek 2020). W wytycznych dla wszystkich krajów WMO wprowadziła wspólne zalecenia dotyczące ogródka meteorologicznego. Obserwacje muszą być prowadzone w jednym i tym samym miejscu, nieprzerwanie przez wiele lat, w ogólnie przyjętych wytycznych oraz terminach i przy użyciu tych samych, sprawdzonych urządzeń. Instrukcja opracowana przez WMO, określa lokalizację ogródka oraz rozmieszczenie względem siebie przyrządów pomiarowych.

Głównym celem Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej jest informowanie społeczeństwa i organizacji o warunkach atmosferycznych - meteorologicznych i hydrologicznych, zmianach klimatu oraz wszystkich czynnikach wpływających na aktualną pogodę w Polsce (<https://www.imgw.pl/instytut/imgw-pib>)

## 4.3 Metodyka badań laboratoryjnych

### 4.3.1 Analiza składu pierwiastkowego i zawartości OC i EC w pyłe PM<sub>1</sub>

Analizę składu pierwiastkowego pyłu PM<sub>1</sub> wraz z określeniem zawartości OC (węgiel organiczny z ang. *organic carbon*) i EC (węgiel elementarny z ang. *elemental carbon*), przeprowadzono równolegle w dwóch ośrodkach miejskich w Polsce; Zabrzu i Warszawie. Miasta te, są zlokalizowane na terenie dwóch największych aglomeracji w Polsce: aglomeracji górnośląskiej i warszawskiej w południowej i środkowej części Polski. Kampanię pomiarową przeprowadzono w dwóch sezonach: ciepłym – niegrzewczym oraz chłodnym – grzewczym. W Zabrzu w sezonie ciepłym przeprowadzono badania od 24 czerwca do 25 sierpnia 2014 r., a w sezonie chłodnym od 8 stycznia do 8 marca 2015 roku. W Warszawie w sezonie niegrzewczym próbki pobierano, od 24 czerwca do 25 sierpnia 2014 r., oraz w sezonie zimowym rozpoczynającym się 8 stycznia i kończącym 9 marca 2015 roku (rysunek 17). Baza danych do realizacji pracy została udostępniona przez promotora dr hab. Grzegorza Majewskiego; profesora SGGW w ramach projektów nr: 2012/07/D/ST10/02895 i 2016/23/B/ST10/02789 finansowanych przez Narodowe Centrum Nauki (NCN). W ramach badań uzyskano łącznie około 240 próbek, 120 danych z każdego miasta i po 60 próbek dla każdego sezonu.



Rysunek 17. Lokalizacja punktów pomiarowych w Warszawie i Zabrzu

(opracowanie własne)

Próbki pobierano jednocześnie, przy użyciu dwóch aparatów, z których każda, składała się z dwóch próbników o małej objętości 2,3 m<sup>3</sup>/h, (Zambelli Twin Dust lub Atmoservice MVS6D) oraz dwóch głowic do pobierania próbek PM<sub>1</sub> (TSI). Każdorazowo, pobierano dwie próbki PM<sub>1</sub> przez 24 h. Jedną próbkę pobrano przy użyciu filtra kwarcowego Whatman QMA o średnicy 47 mm. Drugą próbkę, pobraną przy użyciu filtra PTFE (membrany PTFE o średnicy 47 mm; Whatman nr kat. 7592 – 104, o minimalnej skuteczności filtracji cząstek > 0,2 µm średnicy równej 99,95%). analizowano grawimetrycznie oraz pod kątem składu pierwiastkowego PM<sub>1</sub>. Przed analizą grawimetryczną filtry kondycjonowano w pomieszczeniu wagowym w stabilnej temperaturze (20 ± 2°C) i zapewnieniu stałej wilgotności względnej powietrza (48 ± 4%) przez minimum 48 godzin. Masy filtrów określono metodą ważenia (mikrowaga RADWAG z dokładnością do 1,0×10<sup>6</sup> Mikrograma [µg]) (rysunek 18).



**Rysunek 18.** Mikrowaga analityczna firmy RADWAG

(zdjęcie własne)

Naświetlone filtry kondycjonowano i ważono dokładnie w taki sam sposób, jak filtry czyste, umieszczano na szalkach Petriego i przechowywano w pomieszczeniu wagowym do czasu użycia w analizach. Procedury kondycjonowania, ważenia, przechowywania i transportu próbek były zgodne z procedurami QA/QC referencyjnej



metody pomiarów grawimetrycznych (EN12341:2014). Filtry kwarcowe przed ekspozycją, zostały specjalnie przygotowane (ogrzewane w temperaturze 650°C przez 2 h), szczelnie zamknięte na szalkach Petriego, i przechowywane w zamrażarce do czasu wykonania analizy zawartości OC i EC, oraz jonów rozpuszczalnych w wodzie. Ta sama procedura działania dotyczyła obu lokalizacji pomiarowych. Przed każdą analizą wycinano około 1,5 cm<sup>2</sup> z każdej próbki i analizowano zawartość OC i EC, a pozostałą część filtra analizowano pod kątem zawartości jonów rozpuszczalnych w wodzie. Zawartość węgla elementarnego i organicznego w PM<sub>1</sub> oznaczono za pomocą analizatora aerozoli Lab OC-EC (Sunset Laboratories Inc.; Portland, OR, USA) z wykorzystaniem protokołu EUSAAR. Skład pierwiastkowy PM<sub>1</sub> określono za pomocą fluorescencji rentgenowskiej z dyspersją energii (EDXRF). Zastosowano aparat Epsilon 5 (PANalytical BV; Almelo, Holandia) skalibrowany za pomocą cienkowarstwowych jednoelementowych wzorców (Micromatter; Vancouver, Kanada). Pomimo, że określenie składu chemicznego pyłu nie jest głównym celem pracy, to obecnie badania nad składem chemicznym zyskują na znaczeniu, albowiem, większy wpływ na zdrowie ludzkie ma skład chemiczny aerozoli, niż jego stężenie. Podjęcie się tego tematu na poziomie podstawowym związane jest, z brakiem prac badawczych łączących widzialności ze składem chemicznym pyłów kształtujących widzialność w Europie.

## 4.4 Wybrane narzędzia wykorzystane w analizach statystycznych

### 4.4.1 Analiza korelacji Pearsona

Najbardziej podstawową miarą określającą czy występuje korelacja liniowa pomiędzy parametrami  $x_i$  i  $y_i$  jest współczynnik korelacji Pearsona ,:

$$r_p = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (7)$$

Współczynnik korelacji mówi nam o sile związku. Jest ona określana jako wartość w przedziale od -1 do 1. Im współczynnik jest "dalej" od 0 (zarówno na plus jak i na minus) tym siła związku jest większa. Jeżeli współczynnik korelacji jest dodatni to oznacza, że gdy wzrastają wartości jednej zmiennej to wartości drugiej zmiennej również ulegają zwiększeniu. Jednak, gdy wartość jest ujemna oznacza to, że wraz wzrostem jednej zmiennej wartości drugiej ulegają zmniejszeniu. Analiza korelacji służy do "wychwycenia"

czy zachodzi zależność liniowa pomiędzy dwiema zmiennymi (właściwościami, cechami). Współczynnik korelacji jest dość często wykorzystywany do analiz w badaniach środowiskowych. Liczne artykuły potwierdzają słuszne wykorzystanie analizy korelacji Pearsona do zbadania siły związku pomiędzy zmiennymi dotyczącymi poziomów zanieczyszczeń powietrza w odniesieniu do warunków meteorologicznych (Skotak i in., 2014, Qi i in., 2021) intensywnością ruchu turystycznego (Jęczmyk i in., 2019), zagęszczeniem populacji (Józwiak i in., 2014) czy ilością samochodów na liczbę mieszkańców (Wójcik 2017) wskazując na związek pomiędzy badanymi zmiennymi. Analiza korelacji dodatkowo, może być wykorzystywana w istotnych z punktu widzenia zdrowia badaniach, które wiążą - zdrowie publiczne wraz z zanieczyszczeniami powietrza i warunkami meteorologicznymi (Stolarczyk 2018, Wierzbińska i Szczepaniak 2021). Potwierdzają to również zagraniczne publikacje, w których wykazano związek pomiędzy jakością powietrza a zdrowiem publicznym (Chamseddine i in., 2019).

Do bardzo ciekawych wyników doszli naukowcy z Chin ujawniając, że czynniki meteorologiczne, takie jak średnia temperatura powietrza, opady atmosferyczne, AQI- wskaźnik jakości powietrza są skorelowane z COVID-19 (Huang i in., 2020). Wyniki które otrzymano, wskazują na dodatnią korelację pomiędzy wskaźnikiem jakości powietrza a śmiertelnością. Autorzy artykułu doszli do wniosku, że narażenie na wysokie poziomy sześciu zanieczyszczeń atmosferycznych ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{O}_3$ ) może mieć niekorzystny wpływ na układ oddechowy i sercowo-naczyniowy oraz prawdopodobnie zwiększyć śmiertelność COVID-19 (Le i in., 2020, Zhang i in., 2020) ponieważ zachorowalność na COVID-19 była zwiększona przez wzrost AQI (obniżona jakość powietrza), zwłaszcza stężeń  $\text{PM}_{2.5}$  i  $\text{NO}_2$  (Li i in., 2020).

Analiza korelacji, jest najprostszym podstawowym narzędziem do wyznaczenia siły związku pomiędzy zmiennymi i znajduje swoje zastosowanie w badaniach nad szeroko pojętą inżynierią środowiska

#### **4.4.2 Analiza regresji**

Analiza regresji oparta na modelu który ma bardzo szerokie zastosowanie. Wykorzystujemy ją w celu opisu danych, utrzymania kontroli nad zmiennymi zależnymi, a także wyjaśnienia i ustalenia struktury zależności między zmiennymi w modelu. W większości przypadków model regresji znajduje zastosowanie do przewidywania wyników - predykcji. Jednym z zastosowań modelu regresyjnego jest ustalenie

i wyznaczenie wpływu na zmienną zależną, wszystkich możliwych zmiennych niezależnych – każdej po kolei lub grupami (Parys 2002). W zbiorze zbędnych zmiennych, które niczego nie wnoszą do modelu uzyskujemy te zmienne, które rzeczywiście mają wpływ na predykcję zmiennej zależnej. Metody krokowe można podzielić zatem na dwa rodzaje: metody postępujące, w których na początku w modelu nie ma żadnego predyktora i co krok do modelu wprowadzane są kolejne, istotne statystycznie predyktory bądź też metody wsteczne, w których na początku wprowadzane są wszystkie analizowane predyktory i z każdym krokiem kolejne nieistotne predyktory są usuwane z modelu. Do opracowania danych w rozprawie doktorskiej wybrano w programie Statistica metodę krokowo wsteczną, gdyż polega ona w pierwszym kroku na skonstruowaniu modelu zawierającego wszystkie potencjalne zmienne objaśniające, a następnie na stopniowym eliminowaniu zmiennych tak, aby utrzymać model z najwyższą wartością współczynnika determinacji przy zachowaniu istotności parametrów (Anioł i in., 2022). Wartość  $R^2$  – współczynnik determinacji stanowi wskaźnik jakości dopasowania modelu.  $R^2$  zawiera się w przedziale od [1 – 0] a im bliższe  $R^2$  do 1 tym lepsze dopasowanie danych do opracowywanego modelu.  $R^2$  ma tendencję do optymistycznego szacowania dopasowania regresji liniowej. Zawsze wzrasta w miarę uwzględniania efektów w modelu. Poprawiony wskaźnik  $R^2$  próbuje skorygować to przeszacowanie i obliczany jest przez podzielenie błędu kwadratowego średniej reszt przez całkowity błąd średniokwadratowy (który jest wariancją próbki zmiennej przewidywanej). Wynik jest następnie odejmowany od 1. Wartość skorygowanego wskaźnika  $R^2$  nigdy nie jest większa od standardowego  $R^2$ . Wartość 1 oznacza model, który idealnie przewiduje wartości zmiennej przewidywanej, a wartość zbliżona lub równa 0 oznacza model, który nie ma możliwości predykcyjnych. Skorygowany  $R^2$  mieści się między tymi wartościami (<https://www.ibm.com>)

#### **4.4.3 Metody uczenia maszynowego**

##### **4.4.3.1 Analiza skupień**

Analiza skupień nazywana także klasteryzacją (ang. cluster analysis, clustering) jest techniką wykorzystywaną do grupowania podobnych do siebie obserwacji (obiektów). Istotą metody hierarchicznej jest tworzenie skupień obiektów możliwie najbardziej podobnych do siebie w obrębie danego skupienia i jednocześnie najmniej podobnych do obiektów należących do innych skupień (Govender i Sivakumar 2020).

Analiza skupień znajduje swoje zastosowanie dla danych dotyczących jakości powietrza. Jak dowiedziono w artykule Piresa (2008) i współautorów, analiza skupień może wesprzeć proces decyzyjny określający powstawanie nowych stacji. Badania pokazały, że obszary miejskie o tym samym zachowaniu w zakresie zanieczyszczenia powietrza objęte są zbyt dużą liczbą punktów monitorowania, co sugeruje, że można lepiej zarządzać siecią monitorowania. Analiza skupień ma ogromny potencjał do zarządzania systemami monitorowania jakości powietrza, pomagając w identyfikacji zbędnego sprzętu, który mógłby zostać przeniesiony do innych lokalizacji, umożliwiając powiększenie monitorowanego obszaru (Pires i in., 2008). Do podobnych wniosków w swoim artykule doszli Lu wraz z współautorami (2011) przedstawiając wyniki, które pokazują, że dla każdego zanieczyszczenia stacje monitoringu są pogrupowane w różne klasy na podstawie ich zachowań związanych z zanieczyszczeniem powietrza. Stacje monitoringu zlokalizowane w pobliskim terenie charakteryzują się tą samą specyficzną charakterystyką zanieczyszczeń powietrza i sugerowane jest efektywne zarządzanie systemem monitoringu jakości powietrza. Zbędne urządzenia powinny zostać przeniesione do innych stacji monitorujących, aby umożliwić dalsze powiększanie monitorowanego obszaru (Lu i in., 2011).

#### **4.4.3.2 Metoda lasów losowych**

Random Forest (RF) jest nadzorowaną klasyfikacyjną metodą oparta na połączeniu "bagging" (Breiman 2001) i losowego wyboru cech (Lai i in., 2006), która działa poprzez konstruowanie drzew decyzyjnych podczas procesu szkolenia. Dobra zdolność generalizacji uzyskana przez modele lasu losowego spowodowała, że ta metoda jest jedną z powszechnie stosowanym algorytmem w dziedzinie eksploracji danych (Shawabkeh i in., 2018). Las losowy to algorytm uczenia maszynowego, który może być używany do klasyfikacji lub regresji i stanowi poprawę dokładności predykcji w porównaniu z drzewami decyzyjnymi. Las losowy ma kilka zalet: jest to model regresji nieliniowej, który wymaga wybrania kilku parametrów; jest odporny na specyfikacje parametrów; może obsługiwać interakcje wyższego rzędu między zmiennymi predykcyjnymi; i jest odporny na nadmierne dopasowanie (Pucer i Štrumbelj 2018). Algorytm lasu losowego jest uznawany za jeden z lepszych pod względem dokładności algorytmów klasyfikacyjnych (Zhang i in., 2017). W rozprawie doktorskiej zidentyfikowano predyktory i określono ranking ważności zmiennych wpływających na

widzialność, w aż siedmiu klasach ( $\leq 3$  km,  $\leq 5$  km,  $\leq 10$  km,  $\leq 15$  km,  $\leq 19$  km,  $\leq 24$  km,  $\leq 29$  km). Metodę klasyfikacyjną również w swojej pracy wykorzystał Choi wraz z zespołem (2022) grupując widzialność w trzech zakresach  $>5$  kilometrów, 5 do 10 kilometrów oraz  $< 10$  kilometrów (Choi i in., 2022). Zaletami metody lasu losowego jest jej odporność na nieprawidłowości występujące w danych pomiarowych (wartości bardzo odstające od średniej, braki w ciągach danych, częściowo skorelowane zmienne wejściowe), odporność na przeuczenie, poprawa zdolności predykcyjnych w porównaniu z metodą regresyjnego drzewa decyzyjnego, możliwość bardziej wiarygodnej oceny wpływu poszczególnych zmiennych na wynik symulacji w oparciu o ranking predyktorów (Szeląg, 2019). Las losowy został w ostatnich latach spopularyzowany w wielu dziedzinach, w tym w zastosowaniach związanych z jakością powietrza, takich jak przewidywanie stężeń  $PM_{2.5}$  na podstawie zdjęć satelitarnych (Brokamp i in., 2018, Huang i in., 2018), oraz usuwanie zakłóceń meteorologicznych w stężeniach zanieczyszczeń (Grange i Carslaw 2019) za oszacowania trendów (Pucer i Štrumbelj 2018); ale nie wcześniej w przedstawionym tu kontekście. Wyniki wielu analiz dowodzą, że metoda lasów losowych jest skuteczna w ocenie jakości powietrza (Kumar 2018, Grange i Carslaw 2019, Yi i in., 2019). Miarą predykcji tzn, dopasowania, dokładności modelu do danych są:

Czułość (sensitivity – SENS)

$$SENS = \frac{TP}{TP + FN} \cdot 100\%$$

Specyficzność (specifity – SPEC)

$$SPEC = \frac{TN}{TP + TN} \cdot 100\%$$

Dokładność (accuracy – ACC)

$$ACC = \frac{TP + TN}{TP + FP + FN + TN} \cdot 100\%$$

Celem analizy była ocena zdolności modelu predykcji lasu losowego do przewidywania widzialności. Podjęto decyzję o zastosowaniu modelu klasyfikacyjnego do przewidywania widzialności biorąc pod uwagę mnogość parametrów i nieliniowe zależności między tymi parametrami. Takie podejście pozwoliło zidentyfikować predyktory i określić ranking ważności zmiennych wpływających na widzialność w siedmiu klasach ( $\leq 3$  km,  $\leq 5$  km,  $\leq 10$  km,  $\leq 15$  km,  $\leq 19$  km,  $\leq 24$  km,  $\leq 29$  km),

biorąc pod uwagę różne warunki meteorologiczne (wilgotność względna powietrza, ciśnienie atmosferyczne, temperatura powietrza, opady i prędkość wiatru wraz z głównymi kierunkami: N, E, S, W) oraz parametry jakości powietrza (w tym stężenia PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> i SO<sub>2</sub>), zmienne określające porę roku oraz dodatkowe czynniki takie jak: gęstość zaludnienia oraz ilość samochodów na 1000 mieszkańców. Zmienne te nie były wcześniej analizowane w takim zakresie, a wyniki uzyskano przy użyciu oprogramowania Statistica. Na etapie budowy modelu lasu losowego analizowano nie więcej niż 200 drzew (Breiman., 2001, Kusiak i in., 2013). Optymalnej liczby drzew poszukiwano metodą prób i błędów, aż do uzyskania najlepszego dopasowania wyników obliczeń do pomiarów. Dane do budowy modelu zostały podzielone na część uczącą (80%) i testową (20%). Ważną kwestią braną pod uwagę na etapie rozwoju modeli lasu losowego była analiza niepewności modeli. Aby zniwelować niepewność predykcyjną modeli stosuje się metodę polegającą na identyfikacji hiperparametrów np. 10krotną walidacją krzyżową (Szelaąg i in., 2023). Decyzje dotyczące zakresu klas i ogólnej dystrybucji zostały podjęte na podstawie zmienności widzialności biorąc pod uwagę możliwości predykcyjne modelu i jego najlepsze dopasowanie (Anioł i in., 2022).

Im wyższe miary dopasowania tym, tym zdolność predykcyjna modeli jest większa. Trudno jest jednak w analizach inżynierii środowiska otrzymać pełną zdolność dopasowania z powodu mnogości dodatkowych czynników, mogących wpłynąć na postać modelu. Zdarzyć się może sytuacja, że model w pełnym lub części swojego zakresu jest nieprzydatny, z powodu słabych zdolności predykcyjnych, lecz jest to cenna informacja, gdyż otrzymujemy konkretną wiadomość, że dany model nie jest dedykowany do tego rodzaju analiz.

#### **4.4.3.3 Graficzna analiza współzależności**

Analiza sieci współzależności została wykonana w oparciu o program Gephi, jest nowoczesnym narzędziem do graficznego przedstawienia danych. Często znajduje on swoje zastosowanie do wizualizacji danych bibliometrycznych (Osińska 2017, Kamińska 2018), jednak cieszy się coraz większą popularnością w artykułach naukowych zajmujących się szeroko pojętą inżynierią środowiska. Jedną z jego kluczowych cech jest możliwość wyświetlania procesu uprzestrzennienia, mającego na celu przekształcenie sieci w mapę. Aby prawidłowo zaprojektować sieć należy poprawnie zaimplementować dane. Pierwszym krokiem jest otwarcie aktywnej zakładki *File* i wybranie *Import spreadsheet*,

po czym wybieramy plik, który będziemy importować jako *Nodes table*. Po wczytaniu krawędzi trzeba wczytać węzły określone jako *Edges table*, następnie w nowym oknie po rozwinięciu zakładki *Weight* wybrać *Float*. Po dodaniu węzłów należy scalić dwie bazy danych określone jako *Edges* i *Nodes* za pomocą *Append to existing workspace* i wybrać w *Graph tipe* *Undirected*, tak, aby na grafie nie wyświetlać strzałek kierunkowych. Ostatnim już krokiem, tuż przed wyświetlaniem sieci jest wybranie *Choose a layout* i wyszukanie *ForceAtlas2*. W większości dostępnych w Internecie tutoriałów i instrukcji programu, wybrano właśnie ww. układ co spowodowało, że na potrzebę tejże pracy również został on wybrany. Wybór „layoutu” związany jest również z doбором w tym panelu opcji, które dają najlepszy efekt wizualny z perspektywy poszukiwań analitycznych. *ForceAtlas2* to układ ukierunkowany na siłę: symuluje system fizyczny w celu uprzestrzennienia sieci. Węzły odpychają się jak naładowane cząstki, podczas gdy krawędzie przyciągają swoje węzły jak sprężyny. Siły te tworzą ruch, który zbiega się do stanu równowagi. Oczekuje się, że ta ostateczna konfiguracja pomoże w interpretacji danych. W oknie podglądu *Preview*, możemy wybrać sposób prezentacji, który powinien być jak najbardziej czytelny. Aby wizualnie podbić sieć w ustawieniach *Settings*, możemy wybrać kolor, rozmiar i czcionkę wyświetlanych węzłów, a także zwiększyć lub zmniejszyć skalę w jakiej wyświetlane są krawędzie, tak, aby jak najlepiej przedstawić siłę związku pomiędzy węzłami. Przy konstruowaniu sieci jako węzły posłużyły zmienne tekstowe a jako krawędzie wykorzystano współczynnik korelacji Pearsona, który jest kryterium określającym wagę połączenia. W przypadku gdy węzły są ze sobą połączone, stosunek współczynnika korelacji do współczynnika odległości jest wykorzystywany jako waga krawędzi do budowy sieci, tzn. im grubsza linia i mniejsza odległość pomiędzy zmiennymi tym siła związku jest większa.

## 5 Wyniki badań własnych

### 5.1 Wstępna analiza statystyczna danych pomiarowych

Celem badań statystycznych jest dostarczenie informacji charakteryzujących stan środowiska. Wstępna analiza danych środowiskowych pozwala nakreślić skalę problemu, zagrożenia oraz podsumowuje podjęte działania na rzecz jego ochrony. Zakres zbieranych informacji zmierza do możliwie wyczerpującego opisu złożonych i wielostronnych aspektów związanych z jakością powietrza i warunkami meteorologicznymi mającymi wpływ na widzialność poziomą, zwłaszcza przedstawienia skali, tendencji oraz dynamiki ilościowych i jakościowych zmian, a także ich przyczyn i konsekwencji. Najważniejszą kwestią, przed rozpoczęciem analiz jest stworzenie bazy danych. Bazy danych służą do gromadzenia i organizacji danych, pozwalając je przechowywać i nimi manipulować. Zdarza się jednak sytuacja, podczas której bazy danych, zawierają błędy. Spowodowane są one najczęściej niepoprawnym działaniem sprzętu pomiarowego oraz nieterminowo wykonywanych kontrolach i kalibracji urządzeń. Częstym zjawiskiem są również awarie, których naprawa przeważanie trwa dość długo, powodując luki w bazach danych. Dodatkowo należy mieć również na uwadze fakt, że pomimo stopniowej automatyzacji, wciąż są wykonywane pomiary manualne przez etatowych pracowników, a brak odczytu lub wykonania pomiaru w dniu ustawowo wolnym od pracy jest normalnym zjawiskiem. Pierwszym krokiem, od którego należy rozpocząć pracę z analizą danych tuż po jej stworzeniu, jest sprawdzenie normalności rozkładu. Testy normalności są nieskomplikowaną metodą zweryfikowania zgodności danych z rozkładem normalnym. Dobrze znanym i powszechnie używanym do sprawdzenia normalności rozkładu jest test Shapiro – Wilka i Kołmogorowa – Smirnowa. Test Kołmogorowa – Smirnowa (K-S) stosowany jest do większych prób, podczas gdy dla mniejszych zaleca się użycie testu Shapiro – Wilka. Do analiz danych środowiskowych najczęściej jednak wykorzystuje test K-S (Kicinska 2001, Szeląg i in., 2022), i taki właśnie na potrzebę realizacji pracy został wykonany. Wyniki testów normalności potwierdziły, że dane wykorzystane w pracy są dobrej jakości, i można na ich podstawie kontynuować pracę w dalszych analizach. Należy pamiętać, że kompletność danych pomiarowych jak i ich rzetelność jest podstawą do tworzenia opracowań dotyczących jakości powietrza.



### 5.1.1 Wpływ sezonowości na zmienność poziomów stężeń zanieczyszczeń

Obecnie niewiele uwagi poświęca się rocznym i sezonowym obliczeniom wahań zanieczyszczeń powietrza w oparciu o długoterminową analizę zbioru danych. Badacze na całym świecie skupiają swoją uwagę, na poszukiwaniu coraz nowszych rozwiązań i metod do modelowania procesów środowiskowych często umniejszając znaczeniu podstawowym analizom charakterystyk statystycznych. Należy mieć na uwadze, że pogłębienie wiedzy na temat przestrzennych i rocznych zmian zanieczyszczeń powietrza w różnych regionach, jest pomocne we wdrażaniu środków kontroli zanieczyszczenia powietrza i ustanawianiu regionalnych norm jakości powietrza (Kuerban i in., 2020). Tabele 11, 12 i 13 przedstawiają wartości średnie, minimalne, maksymalne, liczbę przypadków i odchylenie standardowe dla zanieczyszczeń powietrza PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> oraz SO<sub>2</sub>. Trzy poniższe tabele przygotowano dzieląc cały okres trwający od 2010 do 2019 roku, dodatkowo na sezon ciepły - nie grzewczy rozpoczynający się 1 kwietnia i trwający do 30 września, oraz na sezon chłodny – grzewczy, który trwa od 1 października do 30 marca

Tabela 11. Wartości średnie, minimalne, maksymalne, liczba przypadków i odchylenie standardowe dla stężeń pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> w latach 2010 - 2019

<b>Kielce</b>					
	Liczba przypadków -N	Średnia [µg/m <sup>3</sup> ]	Minimum [µg/m <sup>3</sup> ]	Maximum [µg/m <sup>3</sup> ]	Odczylenie standardowe [µg/m <sup>3</sup> ]
<b>Sezon ciepły</b>	1891	23,90	2,80	115,90	11,42
<b>Sezon chłodny</b>	1572	43,32	4,40	244,40	27,53
<b>Cały okres</b>	3463	32,72	2,80	244,40	22,55
<b>Katowice</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1971	30,93	6,60	120,60	14,96
<b>Sezon chłodny</b>	1619	57,12	8,00	410,50	41,63
<b>Cały okres</b>	3590	42,74	6,60	410,50	32,77
<b>Kraków</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1781	35,55	6,00	175,00	21,25

<b>Sezon chłodny</b>	1433	62,55	5,40	402,46	49,23
<b>Cały okres</b>	3214	47,59	5,40	402,46	38,87
<b>Warszawa</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1649	23,99	5,30	96,40	9,78
<b>Sezon chłodny</b>	1728	36,30	3,81	189,00	20,42
<b>Cały okres</b>	3377	30,29	3,81	189,00	17,26
<b>Lublin</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1911	24,89	1,80	126,90	13,08
<b>Sezon chłodny</b>	1613	39,04	4,40	205,30	25,43
<b>Cały okres</b>	3524	31,36	1,80	205,30	20,93
<b>Białystok</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1410	20,66	2,70	191,00	16,84
<b>Sezon chłodny</b>	1839	27,73	2,40	86,00	9,58
<b>Cały okres</b>	3249	23,73	2,40	191,00	13,68
<b>Zakopane</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1851	21,55	3,20	113,10	10,88
<b>Sezon chłodny</b>	1525	50,70	4,40	227,70	37,90
<b>Cały okres</b>	3376	34,72	3,20	227,70	30,40

W tabeli 11 przedstawiono zmienność stężenia pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> w sezonie ciepłym i chłodnym oraz ogólną ocenę jakości powietrza w wybranych miastach. Zgodnie z Obwieszczeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 roku w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, stężenie pyłu PM<sub>10</sub> w ciągu roku kalendarzowego nie powinno przekroczyć normy 40 µg/m<sup>3</sup> (Dz.U. 2021 poz. 845). Uśrednione stężenie pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> dla całego okresu badawczego wykazało przekroczenie norm, dla ustalonego progu w Krakowie przekroczenie wyniosło

7,59  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a w Katowicach 2,74  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Wyjątkowo dobrą jakością powietrza, w stosunku do pozostałych miast, wykazano w Białymstoku, gdzie średnie stężenie w latach 2010 – 2019 wyniosło 23,73  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . W Białymstoku nie wykazano wpływu sezonowości na kształtowanie się poziomu stężenia zanieczyszczeń  $\text{PM}_{10}$ , co jest doskonałym przykładem praktycznej realizacji Planów Ochrony Powietrza, które przyniosły wyraźny wymierny efekt (Kuźma i in., 2020). Normy określone w ww. rozporządzeniu nie zostały przekroczone w Warszawie i Zakopanem. W Warszawie średnie stężenie pyłu  $\text{PM}_{10}$  wyniosło 30,29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a w Zakopanem 34,72  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Wartościowe może być zestawienie wyników w poszczególnych sezonach. W miastach zlokalizowanych na południu Polski takich jak: Kielce, Kraków, Katowice i Zakopane w sezonie chłodnym zarejestrowano prawie dwukrotnie wyższe stężenia  $\text{PM}_{10}$  w porównaniu do sezonu ciepłego wskazując na efekt silnych emisji i stabilnych warunków atmosferycznych zimą, co jest związane z wyraźnymi cyklami sezonowymi: ostrą zimą i mniej surowym latem. Do podobnych wyników badań doszedł w 2019 roku Xiaoyan Ma w reprezentatywnych regionach w Chinach (Ma i in., 2019). Problem związany z niezadowalającą jakością powietrza jest złożony, co wyraźnie widać na południu Polski. W regionach górskich i podgórskich panują trudne warunki rozprzestrzeniania zanieczyszczeń ponadto problem związany z jakością powietrza potęguje przemysłowy charakter dużych aglomeracji zlokalizowanych w południowej Polsce, które są bogate w węgiel kamienny i brunatny (Kobus i in., 2020). Należy też mieć na uwadze fakt, że Kielce, Kraków, Katowice i Zakopane nie są oddalone od siebie w znacznej odległości a możliwość „przemieszczania się” zanieczyszczeń na dalekie dystanse może mieć wpływ na ogólną jakość powietrza w południowej części kraju. Miastem, któremu należy poświęcić więcej zainteresowania jest Zakopane, ponieważ uważane są za zimową stolicę Polski, jest miastem o charakterze turystycznym i co roku gości setki tysięcy turystów nie tylko z Polski, ale i z całego świata. Obszary turystyczne nie występują samodzielnie, ale coraz częściej pojawiają się w pobliżu aglomeracji (Gruszecka – Kosowska i in., 2021). Mieszkańcy aglomeracji krakowskiej i zagłębia górnośląskiego, często odpoczywają w Zakopanem ze względu na stosunkowo niewielką odległość. Do Zakopanego z Krakowa prowadzi jedna droga ekspresowa S7, która łączy się drogą krajową DK47, powodując olbrzymie korki, nie tylko w sezonie zimowym, lecz przez cały rok. Branża turystyczna jest ściśle związana z jakością powietrza. Przemysł turystyczny powoduje wzrost stężeń zanieczyszczeń z powodu wzmożonego ruchu. Jednocześnie turyści oczekują wysokiego komfortu wypoczynku, między innymi poprzez zapewnienie dobrej jakości powietrza.

Niektóre działania nierozłącznie związane z turystyką takie jak transport, nieuchronnie będą miały negatywny wpływ na środowisko (Brtnický i in., 2020). Jednak turystyka zapewnia mieszkańcom obszarów górskich zatrudnienie, powodując wzrost dochodów i jednocześnie podnoszący jakość życia lokalnej ludności (Nepal i Chipeniuk 2005). Należy mieć na uwadze, że ekstremalna sezonowość, niedostępność infrastruktury, nieefektywne planowanie, ingerencja w kruche ekosystemy sprawiły, że turystyka górską jest rosnącym problemem środowiskowym (Tan i in., 2023).

**Tabela 12.** Wartości średnie, minimalne, maksymalne, liczba przypadków i odchylenie standardowe dla stężeń pyłu zawieszzonego NO<sub>2</sub> w latach 2010- 2019

<b>Kielce</b>					
	<b>Liczba przypadków - N</b>	<b>Średnia [µg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>Minimum [µg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>Maximum [µg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>Odchylenie standardowe [µg/m<sup>3</sup>]</b>
<b>Sezon ciepły</b>	1578	21,81	2,35	72,67	10,54
<b>Sezon chłodny</b>	1488	27,93	0,96	87,95	13,07
<b>Cały okres</b>	3066	24,78	0,96	87,95	12,22
<b>Katowice</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1979	27,54	5,96	78,56	10,50
<b>Sezon chłodny</b>	1661	34,24	5,39	111,09	13,91
<b>Cały okres</b>	3640	30,60	5,39	111,09	12,62
<b>Kraków</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1932	24,30	5,65	60,81	8,39
<b>Sezon chłodny</b>	1639	31,31	6,62	96,25	11,80
<b>Cały okres</b>	3571	27,52	5,65	96,25	10,69
<b>Warszawa</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1799	20,89	4,18	61,90	8,69
<b>Sezon chłodny</b>	1818	25,37	3,41	79,64	10,86

<b>Cały okres</b>	3617	23,14	3,41	79,64	10,09
<b>Lublin</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	3617	21,67	3,41	79,64	10,09
<b>Sezon chłodny</b>	1639	31,31	6,62	96,25	11,80
<b>Cały okres</b>	3362	23,14	1,63	87,61	10,16
<b>Białystok</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1929	12,50	2,05	43,48	5,25
<b>Sezon chłodny</b>	1640	15,12	0,94	52,88	6,78
<b>Cały okres</b>	3569	13,70	0,94	52,88	6,14
<b>Zakopane</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1940	5,01	1,00	36,70	3,71
<b>Sezon chłodny</b>	1576	15,44	1,13	85,09	12,41
<b>Cały okres</b>	3516	9,68	1,00	85,09	10,17

W tabeli 12 przedstawiono zmienność stężenia gazowego NO<sub>2</sub> w sezonie ciepłym i chłodnym oraz ogólną ocenę jakości powietrza z lat 2010 – 2019. W oparciu o Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 roku w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, poziom dwutlenku azotu NO<sub>2</sub> nie powinien przekroczyć normy 40 µg/m<sup>3</sup> (Dz.U. 2021 poz. 845). Na podstawie analizy przeprowadzonej, nie stwierdzono przekroczeń poziomów NO<sub>2</sub> zarówno w całym okresie jak i biorąc pod uwagę podział na sezon ciepły i chłodny w żadnym z badanych miast. Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że najmniej korzystnie, w porównaniu do pozostałych lokalizacji wygląda sytuacja w Krakowie i Katowicach. W Krakowie średni poziom stężenia NO<sub>2</sub> w latach 2010-2019 wynosi 27,52 µg/m<sup>3</sup> (sezon zimowy 31,31 µg/m<sup>3</sup>, sezon letni 24,30 µg/m<sup>3</sup>) a w Katowicach 30,60 µg/m<sup>3</sup> (sezon zimowy 34,24 µg/m<sup>3</sup>, sezon letni 27,54 µg/m<sup>3</sup>). Aby znaleźć przyczynę problemu i poszukać rozwiązania należy zastanowić się nad źródłem powstawania NO<sub>2</sub>. Dwutlenek azotu wchodzący w skład smogu powstaje głównie na skutek przedostawania się do atmosfery spalin samochodowych, a także toksyn emitowanych przez zakłady przemysłowe ("Tlenek Azotu

– trujące składniki smogu cz. 1"). Bogacki i współautorzy (2016) w swoim artykule wskazują na transport drogowy jako jedną z głównych przyczyn występowania wysokich stężeń NO, NO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub> w Krakowie. Informacja na temat źródeł zanieczyszczeń powietrza w danym obszarze, może mieć szczególne znaczenie dla działań naprawczych zmierzających do poprawy jakości powietrza (Bogacki i in., 2016).

Duży wpływ na zawartość NO<sub>2</sub> w powietrzu atmosferycznym, oprócz komunikacji ma także lokalny przemysł energetyczny. Na terenie Krakowa i w jego okolicy funkcjonują trzy przedsiębiorstwa energetyczne: PGE Energia Ciepła S.A, CEZ Skawina S.A. oraz ZTPO. Należy dodać, że PGE Energia Ciepła S.A. (72,18% udziału w rynku ciepła sieciowego) jest głównie odpowiedzialna za dostarczenie ciepła do miasta i znajduje się w odległości dziewięciu kilometrów od centrum. Z powodu niedalekiej odległości pomiędzy Krakowem a Katowicami (80 kilometrów), niektóre z opracowań wyciągają wspólne wnioski dla obu miast, doszukując się podobieństw w strukturze emisji zanieczyszczeń do atmosfery (Kowalska i in., 2020). Tak jak zostało opisane Rozdziale 3 *Charakterystyka obszaru badań*, w Katowicach i Krakowie występuje wysoka gęstość zaludnienia, duże natężeniem ruchu drogowego, mocno rozwinięty sektor przemysłowy, niekontrolowane spalanie węgla w indywidualnych piecach grzewczych oraz niesprzyjające położenie geograficzne. Wyżej wymienione czynniki wskazują na podobieństwo w strukturze emisji NO<sub>2</sub> w Krakowie i Katowicach, co pozwala na wyciągnięcie wspólnych wniosków.

**Tabela 13.** Wartości średnie, minimalne, maksymalne, liczba przypadków i odchylenie standardowe dla stężeń pyłu zawieszonego SO<sub>2</sub> w latach 2010-2019

<b>Kielce</b>					
	Liczba przypadków -N	Średnia [µg/m <sup>3</sup> ]	Minimum [µg/m <sup>3</sup> ]	Maximum [µg/m <sup>3</sup> ]	Odchylenie standardowe [µg/m <sup>3</sup> ]
<b>Sezon ciepły</b>	1540	6,14	0,38	25,92	3,13
<b>Sezon chłodny</b>	1480	14,12	1,58	73,28	9,51
<b>Cały okres</b>	3020	10,05	0,38	73,28	8,08

---

**Katowice**

---

<b>Sezon ciepły</b>	1979	7,33	1,20	56,59	4,34
<b>Sezon chłodny</b>	1667	18,79	2,41	110,78	14,15
<b>Cały okres</b>	3646	12,57	1,20	110,78	11,59

---

**Kraków**

---

<b>Sezon ciepły</b>	1916	5,31	1,20	31,30	2,66
<b>Sezon chłodny</b>	1612	10,98	1,70	98,40	8,19
<b>Cały okres</b>	3528	7,90	1,20	98,40	6,52

---

**Warszawa**

---

<b>Sezon ciepły</b>	1795	3,77	0,30	18,73	2,14
<b>Sezon chłodny</b>	1831	6,85	0,60	44,30	5,07
<b>Cały okres</b>	3626	5,33	0,30	44,30	4,20

---

**Lublin**

---

<b>Sezon ciepły</b>	1822	5,29	0,38	48,90	6,11
<b>Sezon chłodny</b>	1517	8,73	0,65	79,50	8,58
<b>Cały okres</b>	3339	6,85	0,38	79,50	7,53

---

**Białystok**

---

<b>Sezon ciepły</b>	1964	2,23	0,01	12,10	1,40
---------------------	------	------	------	-------	------

---

<b>Sezon chłodny</b>	1630	4,52	0,00	37,59	3,48
<b>Cały okres</b>	3594	3,27	0,00	37,59	2,80
<b>Zakopane</b>					
<b>Sezon ciepły</b>	1935	13,95	2,75	64,27	6,51
<b>Sezon chłodny</b>	1627	27,30	2,06	159,92	16,74
<b>Cały okres</b>	3562	20,05	2,06	159,92	13,97

W oparciu o aktualne obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska dopuszczalny poziom SO<sub>2</sub> w powietrzu w ciągu roku kalendarzowego i pory zimowej (okres od 1 X do 31 III) nie powinien przekroczyć normy 20 µg/m<sup>3</sup> (Dz.U. 2021 poz. 845). We wszystkich analizowanych miastach za wyjątkiem Zakopanego, normy jakości powietrza zostały dotrzymane. Dwutlenek siarki powstaje na skutek spalania paliw zawierających siarkę. Siarka w dużej ilości występuje w paliwach kopalnych: węgla, gazy ziemnym i ropie, a także w biomasie. Podczas spalania tych surowców zawarta w nich siarka łączy się z tlenem, tworząc tlenki siarki, wśród których dominuje SO<sub>2</sub> (<https://smoglab.pl>). W Zakopanem zapotrzebowanie na energię cieplną pokrywane jest głównie przez indywidualne, przydomowe kotłownie które wykorzystują paliwa kopalne oraz drewno. W dalszej kolejności energia pochodzi z ciepła sieciowego. Obecnie obserwuje się wzrost zainteresowania produkcji energii ze źródeł odnawialnych takich jak energia słoneczna ("Program Ochrony Środowiska dla miasta Zakopane, Urząd Miasta Zakopane" 2010). Zużycie węgla kamiennego do celów zaspokojenia potrzeb energetyki cieplnej w Zakopanem jest odpowiedzialne za wysokie poziomy stężenie zanieczyszczeń SO<sub>2</sub>. Warto wspomnieć, również o Białymstoku, który w porównaniu do pozostałych miast, znacząco się wyróżnia się z powodu najniższych poziomów stężeń zanieczyszczeń dwutlenku siarki SO<sub>2</sub>. Średni poziom zanieczyszczeń na lata 2010-2019 wynosi 3,27 µg/m<sup>3</sup>. W sezonie letnim średnie stężenie SO<sub>2</sub> wyniosło 2,23 µg/m<sup>3</sup>, a zimowym – chłodnym dwukrotnie więcej tj. 4,52 µg/m<sup>3</sup>. Skoczko i Szatyłowicz w swoim artykule (2018) dotyczącym jakości powietrza w Białymstoku, podobnie zaobserwowali, że średnio-zimowy poziom stężeń zanieczyszczeń jest nieco wyższy niż średnia dla całego



roku kalendarzowego (Skoczko i Szatyłowicz., 2018). Region Polski północno-wschodniej oddalony jest od systemowych wytwórców energii elektrycznej, zatem koszty jej dostarczania do lokalnych odbiorców są jednymi z najwyższych w kraju. Region ten jest również znacząco oddalony od kopalnych zasobów energetycznych, którymi dysponuje Polska. Ze względów ekonomicznych i technicznych konwencjonalne źródła energii elektrycznej bazujące na paliwach kopalnych, nie będą rozwijane. Powoduje to, że kolektory słoneczne, ogniwa fotowoltaiczne, elektrownie wiatrowe, wiatraki o osi pionowej, biogazownie rolnicze, mikrobiogazownie rolnicze, pompy ciepła i małe elektrownie wodne wykorzystujące zasoby odnawialne wpisują się w krajobraz województwa podlaskiego i stają się integralną jego częścią (Mystkowski 2016). Struktura pozyskania energii jest jednym z głównych czynników odpowiedzialnych za poziom stężeń zanieczyszczeń w tym dwutlenek siarki (Wang i in., 2019).

### **5.1.2 Analiza zmienności stężeń zanieczyszczeń**

Przeprowadzając analizę dużej, archiwalnej bazy danych obejmującej okres dziesięciu lat, wskazane jest, aby oprócz ogólnej charakterystyki statystycznej poziomów zanieczyszczeń powietrza, wykonać zestawienie, które uwzględni zmiany roczne. Taka analiza pozwala ocenić działania na rzecz ochrony powietrza, której skuteczność ocenia się na podstawie zmierzonych stężeń zanieczyszczeń. Tendencja rocznych zmian w stężeniach zanieczyszczeń ujawnia kluczową rolę, jaką pełnią strategie kontroli emisji powietrza, uznając prognozowanie za kluczowe dla możliwości oceny wpływu zmiany klimatu na stężenia zanieczyszczeń (Tagaris i in., 2007).

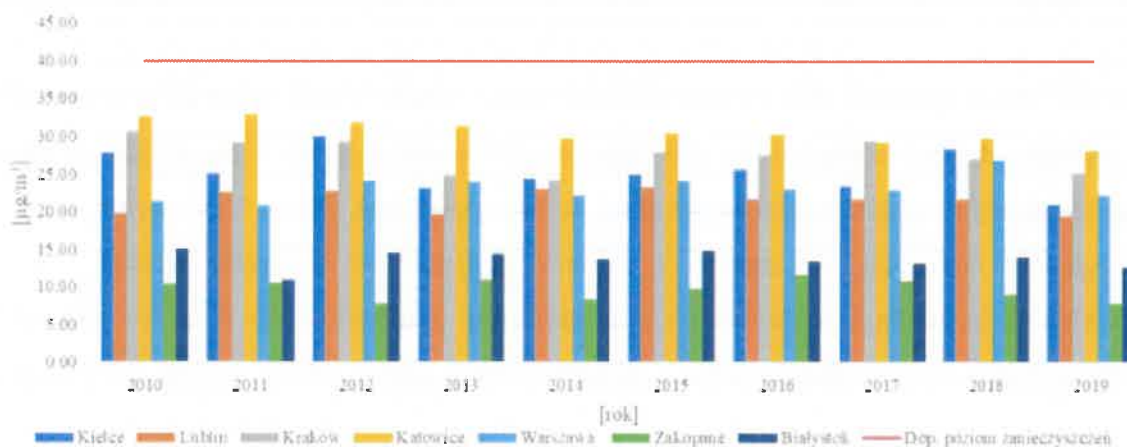
Na wykresach 1, 2, 3 przedstawiono roczną zmienność stężenia pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> oraz SO<sub>2</sub> w latach 2010 – 2019 w analizowanych miastach. Średni poziom zanieczyszczeń, zaznaczony na wykresach czerwoną linią, oznacza poziom dopuszczalny zanieczyszczeń w powietrzu, uśredniany do roku kalendarzowego (Dz.U. 2021 poz. 845).



**Wykres 1.** Średnioroczne stężenia pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> w latach 2010 – 2019 [µg/m<sup>3</sup>]

Zaobserwowano równomierną tendencję spadkową średnich rocznych poziomów stężeń zanieczyszczeń PM<sub>10</sub> w Kielcach, Białymstoku, Lublinie i Warszawie. Najbardziej niekorzystna sytuacja – najwyższe stężenie średnioroczne wystąpiły w Katowicach i Krakowie. W Katowicach, największym mieście, które wchodzi w skład GOPu (Górnośląski Okręg Przemysłowy) średnioroczne stężenia wynosiły w 2010 r. – (57,30 µg/m<sup>3</sup>), 2011 r. – (48,89 µg/m<sup>3</sup>), 2012 r. – (48,90 µg/m<sup>3</sup>), 2013 r. – (41,54 µg/m<sup>3</sup>), 2014 r. – (41,82 µg/m<sup>3</sup>), 2017 r. – (40,66 µg/m<sup>3</sup>). Pomimo, że w 2015, 2016, 2018 i 2019 roku w Katowicach zaobserwowano spadek stężeń zanieczyszczeń, to wartości te są wciąż dość wysokie i trudno stwierdzić znaczącą poprawę jakości powietrza w tym regionie. Podobne wyniki badań przedstawiła w swoim artykule Kobza i inni (2018) stwierdzając, że stan zanieczyszczenia powietrza cząstkami zawieszonymi PM<sub>10</sub>, w Katowicach nie zmniejszył się, ale można nawet stwierdzić, że ulega on pogorszeniu (Kobza i in., 2018). W Krakowie w 2010 i 2011 roku odnotowano prawie dwukrotnie wyższe stężenia PM<sub>10</sub>, powyżej poziomu dopuszczalnego substancji w powietrzu dla jednorocznego okresu uśredniania. W latach od 2013 do 2016 jakość powietrza poprawiła się, nie przekraczając progu 40 µg/m<sup>3</sup>, jednak już od 2017 do 2019 roku, normy ponownie zostały przekroczone, podobnie jak w Katowicach. Traczyk i Gruszecka (2020) przeprowadzając analizę jakości powietrza w Krakowie w latach 2005 – 2020 uznali, że zawartość niektórych zanieczyszczeń, głównie pyłu zawieszonego, przekraczała znacznie i w sposób ciągły albo wartości dopuszczalne, albo wartości zalecane, gdy te pierwsze nie były dotrzymywane (Traczyk i Gruszecka-Kosowska., 2020). W Zakopanem średnioroczne stężenia zanieczyszczeń w 2010 roku wynosiły 43,03 µg/m<sup>3</sup>,

a w 2011 roku  $43,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  przekraczając nieznacznie normę określoną w obwieszczeniu (Dz.U. 2021 poz. 845), następnie od 2012 roku nie zarejestrowano przekroczeń poziomów dopuszczalnych substancji w powietrzu. Na terenie Polski południowej koncentrują się czynniki, które negatywnie wpływają na jakość powietrza. Wysoka gęstość zaludnienia i zabudowy jednorodzinnej, wiodące wykorzystanie paliw kopalnych w domowych kotłach, emisja przemysłowa oraz niekorzystne ukształtowanie terenu są odpowiedzialne za przekroczenia poziomów dopuszczalnych w powietrzu i negatywnie wpływają na poprawę jakości powietrza. W Kielcach, Białymstoku, Lublinie i Warszawie zaobserwowano znaczny spadek średnich rocznych zawartości zanieczyszczeń. Najkorzystniejszą sytuacją wygląda w Kielcach gdzie w 2010 roku średnioroczne stężenie  $\text{PM}_{10}$  w powietrzu wynosiło  $40,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a w 2019 –  $24,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , powodując spadek stężeń zanieczyszczeń o  $15,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Wyniki przedstawione na wykresie 1 są zgodne z wnioskami Szeląga i współautorów, którzy uważają, że kluczową rolę w redukcji zanieczyszczeń powietrza w Kielcach odgrywa otwarta w 2012 roku droga ekspresowa S7, która omija miasto i znacznie rozładowuje ruch uliczny (Szeląg i in., 2021).



Wykres 2. Średnioroczne stężenia  $\text{NO}_2$  w latach 2010–2019 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

Zgodnie z Obwieszczeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 roku w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, w ciągu roku kalendarzowego poziom dwutlenku azotu  $\text{NO}_2$  nie powinien przekraczać normy  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Dz.U. 2021 poz. 845). Na podstawie przeprowadzonych analiz statystycznych, w żadnym z wybranych miast nie stwierdzono przekroczenia ww. progu. Jednak pomimo, braku przekroczeń średniorocznych wartości, niepokojącym zjawiskiem jest również to, że ciężko dostrzec

tendencję spadkową poziomów zanieczyszczeń. Aby odnaleźć przyczynę niekorzystnego zjawiska, należy skupić się na źródle powstania zanieczyszczenia NO<sub>2</sub>. Tlenki azotu powstają w wyniku wysokotemperaturowego spalania paliw, przede wszystkim ze źródeł komunikacyjnych – samochodów. Statystyka wykonana przez Centralną Ewidencję Pojazdów i Kierowców (CEPiK), wykazuje ogólną tendencję rosnącą liczby pojazdów na Polskich drogach (tabela 14). Według danych w 2010 roku zarejestrowano 1 745 026 samochodów, natomiast w 2019 roku było to już 1 968 189.

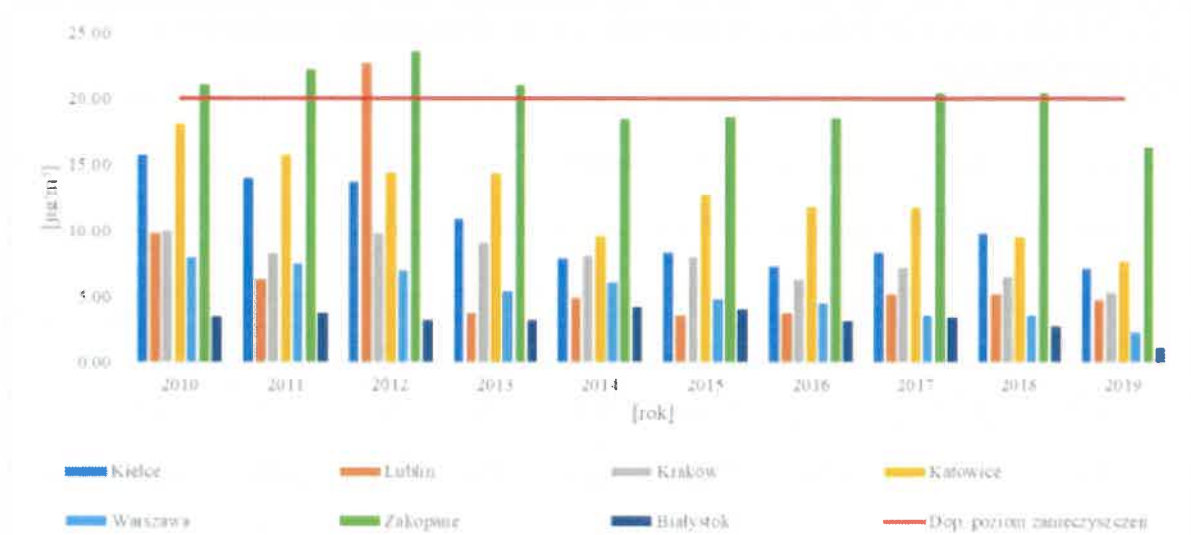
**Tabela 14.** Liczba zarejestrowanych pojazdów w Polsce w latach 2010-2019

<b>Rok</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>Suma</b>
<b>Liczba zarejestrowanych pojazdów</b>	1745 026	1646 716	1593 047	1379 552	1717 325	1584 552	1822 049	1789 727	1934 887	1968 189	1718 1070

\*opracowanie własne na podstawie Centralnej Ewidencji Pojazdów i Kierowców (<http://www.cepik.gov.pl/statystyki>)

Transport drogowy jest ogólnie uznawany za główne źródło zanieczyszczenia powietrza na obszarach miejskich i najważniejsze źródło powstawania NO<sub>x</sub>, z którym należy się uporać. Wiele państw w Europie wdrożyło projekty mające na celu ograniczenie emisji NO<sub>2</sub> w miastach. Wprowadzono strefy niskiej emisji (LEZ), które definiujemy jako konkretne działania, podjęte w celu ograniczenia emisji pojazdów na danym obszarze geograficznym w celu poprawy lokalnej jakości powietrza. Strefy LEZ różnią się pod względem koncepcji, ale można je ogólnie podzielić na kategorie według jakości powietrza, technologii pojazdów i typów kryteriów transportowych (Carslaw i Beevers 2002). Praktycznym zastosowaniem koncepcji stref niskiej emisji np. w Berlinie jest ograniczenie wjazdu samochodów, które nie spełniają normy EURO6. W Berlinie każdy samochód zobowiązany jest do posiadania czerwonej, żółtej lub zielonej naklejki, w zależności od rodzaju silnika i emitowanych przez niego spalin. Jedynie zielona plakietka umożliwia bezpłatny wjazd do berlińskiej strefy niskoemisyjnej, obejmującej centrum miasta otoczone koleją obwodową. Do uzyskania zielonej nalepki uprawnione są pojazdy wyposażone w: silnik wysokoprężny, spełniający normę emisji EURO 6 i posiadający filtr cząsteczek stałych; silnik benzynowy LPG lub hybrydowy oraz elektryczny. Gdyby jednak samochód, którym się poruszamy nie spełniał normy pozwalającej na wjazd do centrum Berlina, możemy go zostawić przy jednym z wielu parkingów tzw. Park & Ride. W Warszawie, podobnie jak w Berlinie, wybudowano wielopoziomowe parkingi Park & Ride (P+R), których celem jest ograniczenie ruchu samochodowego w miastach poprzez

przesiadkę do komunikacji miejskiej. Dodatkowo, wprowadzono ograniczenia w ruchu pojazdów i zespołów pojazdów o dopuszczalnej masie całkowitej przekraczającej 12 ton, z wyłączeniem autobusów w dniach ustawowo wolnych od pracy od 8:00 do 22:00 oraz ich poprzedzających od 18:00 do godziny 22:00 (Dz. U. z 2021 r. poz. 783 z póź. zm.) celem, bezpośrednio zmniejszenia ruchu na drogach oraz pośrednio zmniejszenia emisji zanieczyszczeń powietrza głównie NO<sub>2</sub>. Opisany powyżej przykład jest przedstawieniem efektywnego - praktycznego wdrożenia aktów prawnych przynoszących efekt poprzez kontrolę emisji i działania mające na celu jej ograniczenie.



Wykres 3. Średnioroczne stężenia SO<sub>2</sub> w latach 2010–2019 [µg/m<sup>3</sup>]

W oparciu o Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska poziom dopuszczalny SO<sub>2</sub>, uśredniony dla roku kalendarzowego nie powinien przekroczyć normy 20 µg/m<sup>3</sup>. W Zakopanem możemy zaobserwować podwyższony poziom zanieczyszczeń SO<sub>2</sub> w 2010 roku, – (21,09 µg/m<sup>3</sup>), 2011 roku, – (22,24 µg/m<sup>3</sup>), 2012 roku, – (23,56 µg/m<sup>3</sup>), 2013 roku, – (21,05 µg/m<sup>3</sup>), 2017 roku, – (20,45 µg/m<sup>3</sup>) i 2018 roku. – (20,44 µg/m<sup>3</sup>). W pozostałych niewymienionych latach (2014, 2015 i 2016) mimo że, poziom dopuszczalny nie został przekroczony, to wartości były dość zbliżone do wartości granicznej i oscylowały na poziomie około 18 µg/m<sup>3</sup>. Za przyczynę takiego stanu odpowiada głównie spalanie w gospodarstwach domowych węgla o niskiej jakości. W Zakopanem występuje wysoki udział palenisk domowych, wykorzystujących niskiej jakości paliwo kopalne o podwyższonej zawartości siarki (Palarz i Celiński-Mysław., 2017). Zanieczyszczenia SO<sub>2</sub> powstają na ogół podczas procesów spalania, a wielkość ich emisji zależy od jakości paliwa. Spadki poziomów stężeń PM<sub>10</sub> i SO<sub>2</sub> mogą być wynikiem

stopniowego ograniczania stosowania złej jakości paliw stałych (Filak i Hoffman., 2020). W Krakowie, nawiązując do wcześniejszych analiz (wykres 1), poziomy stężenia PM<sub>10</sub> w latach 2010 – 2019 przekraczały dopuszczalne uśrednione dla roku kalendarzowego normy, natomiast średnioroczny poziom SO<sub>2</sub> w porównaniu do pozostałych analizowanych miast jest stosunkowo niski. Powodem takiego stanu rzeczy jest to, że okolica stacji pomiarowej Kraków-Aleja Krasieńskiego jest otoczona zabudową, korzystającą z sieci ciepłowniczej, która nie generuje tak wysokich stężeń zanieczyszczeń SO<sub>2</sub> jak w przypadku zabudowy jednorodzinnej.

### 5.1.3 Podstawowe średnioroczne charakterystyki statystyczne parametrów meteorologicznych

Tabela 15. Podstawowe średnioroczne statystyki meteorologiczne w latach 2010 – 2019

Kielce										
Rok	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
<b>T</b>	7,3	8,8	6,9	8,2	9,1	9,3	9,0	8,4	9,4	9,7
<b>Wilg</b>	82,8	80,5	80,0	81,7	83,0	77,2	78,0	78,1	76,7	78,3
<b>V</b>	10,2	10,0	10,1	10,0	9,2	9,9	9,2	9,8	8,9	9,3
<b>C</b>	982,4	986,8	984,9	984,5	984,9	987,0	985,5	985,2	985,6	984,4
Katowice										
<b>T</b>	7,8	9,0	8,8	8,7	10,1	10,1	9,4	9,2	10,2	10,4
<b>Wilg</b>	80,5	78,8	76,6	78,0	78,7	73,0	76,9	76,3	75,0	74,5
<b>V</b>	9,3	9,4	9,3	9,3	8,5	9,2	8,4	9,2	8,5	8,9
<b>C</b>	1014,3	1018,9	1016,9	1016,4	1016,3	1018,9	1017,4	1017,4	1017,2	1016,0
Kraków										
<b>T</b>	7,4	8,8	8,6	8,7	9,9	10,0	9,4	9,1	10,1	10,4
<b>Wilg</b>	82,7	80,9	78,0	80,4	80,2	75,8	79,6	78,2	77,0	76,6
<b>V</b>	11,6	11,1	11,3	11,2	10,9	11,5	11,0	12,2	11,0	11,2
<b>C</b>	1014,2	1018,9	1016,8	1016,3	1016,3	1018,8	1014,4	1017,4	1017,2	1016,1
Warszawa										
<b>T</b>	8,0	9,2	8,8	9,0	9,9	10,2	9,8	9,4	10,5	10,9
<b>Wilg</b>	78,9	77,9	75,5	77,0	76,3	72,1	75,0	77,4	73,1	72,3

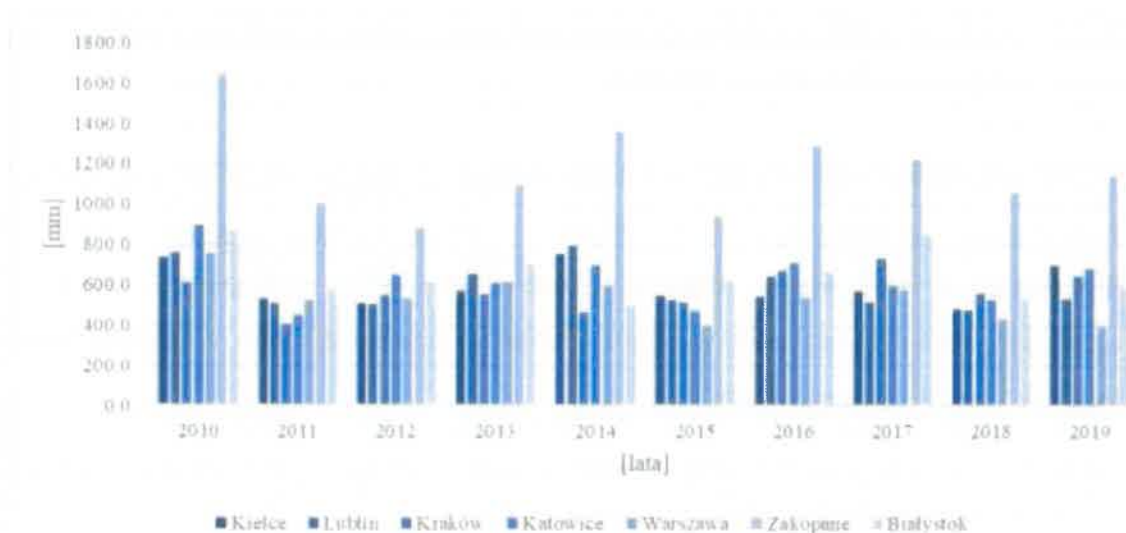
<b>V</b>	11,4	11,0	11,0	10,9	11,6	12,6	12,2	12,7	12,3	12,8
<b>C</b>	1013,7	1017,6	1015,7	1015,7	1016,2	1017,7	1017,4	1015,8	1016,8	1015,0
<b>Lublin</b>										
<b>T</b>	7,5	8,4	8,2	8,1	9,1	9,5	8,7	8,5	9,3	9,3
<b>Wilg</b>	83,9	81,2	79,2	81,3	80,3	76,7	79,3	79,7	77,0	77,0
<b>V</b>	10,9	11,4	11,5	11,2	10,4	10,8	10,2	10,9	9,8	9,8
<b>C</b>	1014,1	1018,3	1016,4	1016,1	1016,7	1018,3	1016,9	1016,5	1017,2	1017,2
<b>Białystok</b>										
<b>T</b>	6,8	7,6	7,0	7,6	8,1	8,7	8,0	7,9	8,7	9,2
<b>Wilg</b>	83,6	81,6	83,9	82,4	78,9	76,5	79,8	81,3	78,0	78,0
<b>V</b>	9,5	9,2	9,1	8,9	8,8	8,8	8,5	8,7	7,9	8,7
<b>C</b>	1013,7	1017,1	1015,3	1015,3	1016,5	1017,4	1016,3	1015,4	1017,0	1014,9
<b>Zakopane</b>										
<b>T</b>	5,4	5,4	6,2	6,2	7,4	7,2	6,6	6,5	7,2	7,5
<b>Wilg</b>	81,3	81,3	77,5	80,6	81,0	74,7	78,5	76,3	77,2	76,3
<b>V</b>	4,7	4,6	5,4	5,3	5,1	5,4	5,2	5,9	5,3	6,0
<b>C</b>	914,4	914,4	917,2	916,6	917,0	919,4	917,8	917,8	917,8	917,0

Objaśnienia: **T** – temperatura powietrza [°C], **Wilg** – wilgotność względna powietrza [%], **V** – prędkość wiatru [km/h], **C** – ciśnienie atmosferyczne [hPa].

Tabela 15 przedstawia podstawowe średnioroczne statystyki meteorologiczne w latach 2010 – 2019 dla analizowanych miast. W okresie dziesięciu lat temperatura powietrza wzrosła średnio o 2,5°C. Największą dynamikę zmian obserwujemy w Krakowie, gdzie w 2010 roku średnioroczna temperatura wyniosła 7,4°C, a w 2019 roku – 10,4°C. Matuszko i Piotrowicz (2018) w swojej pracy na temat wieloletniej serii klimatologicznej w Krakowie, również zwrócili uwagę na wyraźny zaznaczający się rosnący trend temperatury powietrza. Jako przyczynę wzrostu temperatury powietrza wskazują zatrzymanie w przyziemnych warstwach atmosfery ciepła z wypromieniowania Ziemi i/lub emisji sztucznego ciepła ze źródeł antropogenicznych (Matuszko i Piotrowicz 2018). We wszystkich, poddanych badaniu miastach zarejestrowano spadek wilgotności względnej powietrza o średnio 4,2% w skali dziesięciu lat. Średnia wilgotność względna

powietrza w Warszawie zawiera się w przedziale od 78,9% w 2010 roku do 72,3% już w 2019 roku, przedstawiając największą dynamikę zmian. Poza Warszawą, Lublin charakteryzuje się dużym spadkiem wartości wilgotności względnej powietrza. Średnie roczne wartości zmieniały się od 83,9% w 2010 roku do 77,0% w 2019 roku. Niepokojące tendencje zmian dostrzegli również uczeni z Uniwersytetu Marii Curie – Skłodowskiej wskazując na temperaturę powietrza a dokładnie jej wzrost jako główną przyczynę zmiany wilgotności względnej powietrza w Lublinie. Dodatkowo autorzy publikacji zwrócili uwagę na zmiany i rozwój przestrzenny miasta, poprzez zastąpienie powierzchni przepuszczalnych materiałami nieprzepuszczalnymi, co przyczynia się do zwiększenia spływu powierzchniowego, odprowadzania nadmiaru wody opadowej systemem kanalizacyjnym, a w konsekwencji redukcją ilości wody w mieście oraz zmniejszonym parowaniem i transpiracją (Krzyżewska, 2017). Przy analizie warunków wietrznych, trudno stwierdzić jak kształtuje się prędkość wiatru. W miastach takich jak Zakopane i Warszawa dostrzegamy niewielki wzrost prędkości wiatru, a w pozostałych miastach takich jak Białystok, Kielce, Lublin, Katowice i Kraków spadek prędkości wiatru. W badaniach naukowych poruszających kwestie związana z jakością powietrza, określenie podstawowych statystyk dotyczących prędkości wiatru jest ważne. Wysoka prędkość wiatru jest parametrem wpływającym korzystnie na spadek stężeń zanieczyszczeń, niska zaś wpływa na zwiększenie poziomów stężeń zanieczyszczeń. Prędkość wiatru decyduje o tempie przemieszczania się mas powietrza oraz o potencjalnych procesach koncentracji i rozcieńczenia zawartych w nich zanieczyszczeń powietrza, w wyniku napływu powietrza z sąsiednich obszarów, mniej lub bardziej zanieczyszczonych (Oleniacz i in., 2016). W każdej lokalizacji, stwierdzono wzrost wartości ciśnienia atmosferycznego. Wielkość zmian średniorocznych wartości ciśnienia atmosferycznego można przedstawić w kolejności malejącej rozpoczynając od: Zakopane > Kielce > Kraków > Katowice > Lublin > Warszawa > Białystok.





Wykres 4. Suma opadów atmosferycznych w poszczególnych latach 2010 – 2019 [mm]

Na powyższym wykresie 4 przedstawiono sumy opadów atmosferycznych w latach 2010 – 2019. W 2010 roku średnia roczna suma opadów atmosferycznych w Zakopanem wyniosła 1645,4 mm, tj. prawie dwukrotnie więcej, niż w 2012 roku (884,5 mm). Powódź, która wystąpiła w Polsce w pierwszej połowie 2010 roku była, obok powodzi z 1997 roku, jedną z największych klęsk żywiołowych w Polsce, a spowodowana była intensywnymi opadami deszczu w maju i czerwcu 2010 roku na południu kraju (Raport WIOŚ Kraków 2010). We wszystkich analizowanych miastach za wyjątkiem Krakowa, zanotowano spadek średniorocznych sum opadów atmosferycznych. Opady atmosferyczne mogą mieć zmienny wpływ na stężenie zanieczyszczeń powietrza, poprzez usuwanie zanieczyszczeń gazowych i deponowanie cząstek stałych w wyniku procesów chemicznych (Majewski i in., 2021). Wzrost wielkości opadów atmosferycznych w Krakowie jest pozytywnym zjawiskiem, bo jak opisuje Piaskowska – Silarska w 2019 roku na poprawę jakości powietrza w Krakowie głównie wpłynęła prędkość wiatru i opad atmosferyczny (Piaskowska-Silarska i in., 2019).

Przedstawienie podstawowych statystyk jest ważne, ponieważ jest podstawą do określenia związku pomiędzy widzialnością, zanieczyszczeniami powietrza a warunkami metrologicznymi, a wiedza na temat stanu ogólnego ułatwi zrozumienie i interpretacje wyników.

### 5.1.4 Związek widzialności z parametrami meteorologicznymi oraz wybranymi zanieczyszczeniami powietrza

Przed przystąpieniem do dalszej realizacji pracy, niezbędne jest wykonanie analizy współzależności za pomocą korelacji Pearsona. Współczynniki korelacji pomiędzy widzialnością, a stężeniem zanieczyszczeń PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> i SO<sub>2</sub> a warunkami meteorologicznymi przedstawiono w tabeli 16 zbiorczo oraz z podziałem na sezon chłodny – grzewczy i ciepły – nie grzewczy.

Tabela 16. Wartości współczynnika korelacji dla widzialności oraz wybranych zanieczyszczeń powietrza oraz parametrów meteorologicznych dla analizowanych stacji

Widzialność	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	T	Wilg	V	O	C
<b>Kielce</b>								
Cały okres	-0,522	-0,297	-0,452	0,577	<b>-0,720</b>	0,016	0,069	-0,182
Sezon chłodny	-0,466	-0,294	-0,260	0,304	-0,646	0,152	-0,104	-0,026
Sezon ciepły	-0,339	-0,145	-0,272	0,309	-0,634	0,046	-0,361	0,176
<b>Katowice</b>								
Cały okres	-0,495	-0,412	-0,479	0,544	-0,489	0,206	-0,136	-0,083
Sezon chłodny	<b>-0,511</b>	-0,477	-0,449	0,404	-0,321	0,500	-0,058	-0,219
Sezon ciepły	-0,368	-0,229	-0,311	0,384	-0,433	0,207	-0,226	-0,066
<b>Kraków</b>								
Cały okres	-0,453	-0,235	-0,374	<b>0,600</b>	-0,572	0,149	-0,131	0,081
Sezon chłodny	-0,392	-0,054	-0,251	0,369	-0,381	0,443	0,058	-0,199
Sezon ciepły	-0,313	-0,098	-0,107	0,384	-0,466	0,063	0,047	0,040
<b>Warszawa</b>								
Cały okres	-0,509	-0,275	-0,423	0,608	<b>-0,618</b>	0,151	0,009	-0,150
Sezon chłodny	-0,518	-0,302	-0,273	0,316	-0,420	0,378	-0,048	-0,035
Sezon ciepły	-0,198	-0,024	-0,321	0,270	-0,490	0,123	-0,390	0,286
<b>Lublin</b>								
Cały okres	-0,457	-0,323	-0,191	<b>0,552</b>	-0,520	0,076	-0,031	-0,161
Sezon chłodny	-0,399	-0,357	-0,144	0,311	-0,336	0,408	-0,093	-0,094
Sezon ciepły	-0,346	-0,197	-0,049	0,324	-0,414	0,053	-0,300	0,136
<b>Białystok</b>								
Cały okres	-0,433	-0,331	-0,277	0,467	<b>-0,478</b>	0,118	0,050	-0,138
Sezon chłodny	-0,400	-0,290	-0,145	0,194	-0,326	0,355	-0,099	0,048
Sezon ciepły	-0,344	-0,255	-0,034	0,246	-0,383	0,185	-0,263	0,159
<b>Zakopane</b>								
Cały okres	-0,344	-0,362	-0,316	0,516	<b>-0,520</b>	0,266	0,028	-0,017
Sezon chłodny	-0,300	-0,309	-0,254	0,510	-0,469	0,416	0,003	-0,067
Sezon ciepły	-0,155	-0,200	-0,133	0,369	-0,522	0,195	-0,108	0,072

Objaśnienia: Oznaczone kolorem czerwonym współczynniki korelacji wykazują istotność na poziomie  $p < 0,05$ ; T – temperatura powietrza [°C], O – wysokość opadu atmosferycznego [mm], Wilg – wilgotność względna powietrza [%], C – ciśnienie atmosferyczne [hPa], V – prędkość wiatru [km/h]

Po przedstawieniu podstawowych statystyk i przed dokonaniem analiz regresji, niezbędne jest wykonanie analizy korelacji. Natomiast, do określania miary związku pomiędzy zmiennymi służy analiza korelacji Pearsona. W przedstawionej analizie zmienną objaśnianą jest widzialność, a zmiennymi objaśniającymi są zanieczyszczenia powietrza oraz parametry meteorologiczne. Dodatkowo, podzielono zbiór danych na sezon grzewczy - chłodny oraz nie grzewczy - ciepły, tak aby zweryfikować, czy istnieje wpływ sezonowości, na kształtowanie się zależności, oraz przeprowadzono ogólną analizę dla okresu od 2010 do 2019. Współczynniki korelacji przedstawiono w tabeli 16. Wyniki analizy korelacji potwierdziły wpływ sezonowości na zasięg widzialności. Widzialność najsilniej związana jest ze stężeniem  $PM_{10}$  w sezonie chłodnym, dotyczy to głównie stacji w Katowicach (-0,51) na ulicy Plebiscytowej oraz w Warszawie na ulicy Wokalnej (-0,518). W sezonie ciepłym w porównaniu do sezonu chłodnego, siła związku pomiędzy  $PM_{10}$  a widzialnością i była zdecydowanie niższa i wynosiła w Katowicach (-0,36) a w Warszawie (-0,20). Analiza korelacji pozwoliła potwierdzić wpływ sezonowości na kształtowanie się zasięgu widzialności. W sezonie chłodnym w porównaniu do sezonu letniego we wszystkich badanych stacjach, stwierdzono wyższy związek pomiędzy zmiennymi.

Istnieje statystycznie istotna ( $p < 0,05$ ) korelacja Pearsona pomiędzy widzialnością, a stężeniami  $NO_2$  oraz  $SO_2$ . Analiza korelacji pozwoliła na stwierdzenie, że w Katowicach tuż za  $PM_{10}$ , najsilniej skorelowany z widzialnością jest  $NO_2$  (-0,48), kolejno  $SO_2$  (-0,45). Silne korelacje pomiędzy pyłem a dwutlenkiem siarki były obserwowane również przez innych naukowców w Katowicach (Kowalska i in., 2019). Przyczyną takiego zjawiska jest spalanie paliwa niskiej jakości i emisja z domowych kotłów, które nie mają urządzeń filtrów ograniczających emisje. Zależności te potwierdzają, również badania zagranicznych naukowców wykazujące ujemną korelację pomiędzy widzialnością, a stężeniami zanieczyszczeń powietrza (Zhao i in., 2011, Aman i in., 2019, Maurer i in., 2019). Emisja zanieczyszczeń może powodować pogorszenie widzialności co sprawia że, widzialność jest ważnym wskaźnikiem zanieczyszczenia pyłowego (Clancy i in., 2002, Kim i in., 2006). Dlatego długoterminowy trend widzialności może wskazywać na zmianę stanu zanieczyszczenia powietrza (Chen i Xie 2013, Fu i in., 2014). Spośród parametrów meteorologicznych, najsilniejsze związki z widzialnością ma temperatura i wilgotnością względną powietrza, bez względu na podział na sezony. Wilgotność względna powietrza wpływa na efektywność dyspersji aerozoli poprzez efekty higroskopijne

(Zhao i in., 2011, Singh i in., 2017). Na tle innych lokalizacji szczególnie wyróżnia się Warszawa, ponieważ pośród reszty analizowanych miast wykazano najsilniejszy związek pomiędzy widzialnością, a temperaturą powietrza (0,608); wraz ze wzrostem temperatury powietrza widzialność również zwiększa swój zakres. Silne korelacje występują również w Kielcach, pomiędzy widzialnością a wilgotnością względną powietrza (-0,72); wraz ze wzrostem wilgotności względnej powietrza zmniejsza się zakres widzialności. Wilgotność względna powietrza i wiatr są kluczowymi parametrami meteorologicznymi dla zrozumienia sezonowej zmienności widzialności (Singh, i in., 2020). Analiza korelacji wykazała istotność pomiędzy prędkością wiatru a widzialnością we wszystkich miastach, za wyjątkiem Kielc. Wyniki te są zgodne z wcześniejszymi badaniami, które wskazały, że wzrost prędkości wiatru jest korzystny dla poprawy jakości powietrza co bezpośrednio wpływa na widzialność (Liu i in., 2020). Najbliższa stacja dostarczająca dane meteorologiczne dla Kielc, zlokalizowana jest na oddalonym o 10 kilometrów od centrum miasta lotnisku w Sukowie. Pomimo, że zgodnie z przyjętymi normami tło jest reprezentatywne, to oddalenie nawet o kilka kilometrów może mieć wpływ na korelację pomiędzy zmiennymi. Dowodzi to również, że zanieczyszczenia powietrza, jak i uwarunkowania lokalne i topograficzne są czynnikami, które determinują widzialność i jej reakcję na inne czynniki. Wiatr ma wpływ na stężenia pyłu, poprzez generowanie i depozycję. Warunki wietrzne prowadzą, również do rozcieńczenia zanieczyszczeń poprzez doprowadzenie świeżego powietrza do miasta. W analizowanym okresie oraz w sezonie chłodnym nie stwierdzono istotnie statystycznej zależności pomiędzy opadami atmosferycznymi a widzialnością. W sezonie ciepłym wykazano związek, ale jest on dość słaby (od 0,05 do -0,36) i trudno jednoznacznie stwierdzić wpływ opadów atmosferycznych na widzialność. Informacja ta jest bardzo cenna, ponieważ częstość opadów jest jednym z czynników wpływających na średnią roczną liczbę z niską widzialnością (Tsai i in., 2007). Opady deszczu zmniejszają stężenie zanieczyszczeń powietrza poprzez mokrą depozycję i tym samym mogą zwiększać widzialność (Majewski i in., 2021). Analiza statystyczna wykazała zależność pomiędzy ciśnieniem atmosferycznym a widzialnością, jednak związek jest ona na tyle słaby, że trudno jednoznacznie stwierdzić wpływ ciśnienia atmosferycznego na widzialność.

Warto podkreślić, że w tabeli 16 w większości analizowanych przypadków wykazano istotność statystyczną, co wynikało z bardzo dużej - pełnej bazy danych. Zestaw danych wykorzystany na cele rozprawy doktorskiej stanowi więc doskonałą

podstawę do dalszego opracowania modeli statystycznych pozwalających na wiarygodną ocenę wpływu parametrów meteorologicznych i zanieczyszczeń powietrza na widzialność.

## **5.2 Modele statystyczne opisujące związek widzialności ze stężeniem zanieczyszczeń i parametrami meteorologicznymi**

### **5.2.1 Analiza regresji pomiędzy widzialnością a zanieczyszczeniami powietrza oraz warunkami meteorologicznymi**

Tabela 17 przedstawia analizę regresji krokowej, której celem jest określenie widzialności jako liniowej kombinacji danych meteorologicznych i jakości powietrza. Analiza regresji krokowej umożliwia wprowadzenie do modelu tylko tych zmiennych, predyktorów, które istotnie przewidują zmienną zależną. Zmienną zależną jest widzialność, a zmiennymi niezależnymi wykorzystanymi do przygotowania modelu są: pył zawieszony PM<sub>10</sub>, dwutlenek siarki SO<sub>2</sub>, dwutlenek azotu NO<sub>2</sub>, temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, ciśnienie atmosferyczne, prędkość wiatru oraz opad atmosferyczny. Zgodnie z opisem zawartym w metodyce rozprawy doktorskiej zastosowano regresję krokowo wsteczną, gdyż polega ona w pierwszym kroku na skonstruowaniu modelu zawierającego wszystkie potencjalne zmienne objaśniające, a następnie na stopniowym eliminowaniu zmiennych tak, aby utrzymać model z najwyższą wartością współczynnika determinacji przy zachowaniu istotności parametrów. Opracowany na potrzeby analizy model regresji krokowo – wstecznej, dostarczył odpowiedzi na pytanie, w jakim stopniu jakość powietrza i parametry meteorologiczne wpływają na widzialność.

W tabeli 17 stosuje się poniższe oznaczenia:

N – liczba przypadków

Widz – widzialność [km]

T – temperatura powietrza [°C],

O – wysokość opadu atmosferycznego [mm],

Wilg – wilgotność względna powietrza [%],

C – ciśnienie atmosferyczne [hPa],

V – prędkość wiatru [km/h]

F – test F

R – współczynnik korelacji liniowej

R<sup>2</sup> – współczynnik wielokrotnej determinacji

p – value - poziom istotności

Bs – błąd standardowy estymacji

**Tabela 17.** Wartości współczynnika korelacji Pearsona (R), współczynnika wielokrotnej determinacji (R<sup>2</sup>) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza wraz z warunkami meteorologicznymi a widzialnością w latach 2010-2019

	N	Postać modelu	R	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> <sub>poprawiony</sub>	F	P - value	Bs
<b>Kielce</b>	2189	Widz = - 0,091*PM <sub>10</sub> + 0,417*T - 0,275*Wilg - 0,375*O + 38,617	0,73	0,54	0,54	693,95	0,00	6,55
<b>Katowice</b>	1382	Widz = - 0,024*PM <sub>10</sub> + 0,248*T - 0,461 *Wilg + 0,208*V - 0,049*C + 98,766	0,85	0,73	0,73	755,50	0,00	3,58
<b>Kraków</b>	2637	Widz = - 0,041*PM <sub>10</sub> + 0,506*T - 0,471*Wilg + 0,356*V + 50,430	0,77	0,61	0,60	1007,9	0,00	7,55
<b>Warszawa</b>	2726	Widz = - 0,114*PM <sub>10</sub> -0,132*SO <sub>2</sub> + 0,067*NO <sub>2</sub> + 0,276*T + 0,248*V + 0,041*C - 0,102*O - 0,344*Wilg- 0,420	0,84	0,70	0,70	782,77	0,00	4,74
<b>Lublin</b>	2385	Widz = - 0,096*PM <sub>10</sub> + 0,249*T - 0,534*Wilg + 0,349*V + 57,382	0,82	0,70	0,69	1258,6	0,00	5,81
<b>Białystok</b>	2597	Widz = - 0,231*PM <sub>10</sub> - 0,319*SO <sub>2</sub> + 0,218*T - 0,519*Wilg + 0,274*V + 0,077*C - 0,146*O -14,979	0,79	0,62	0,61	594,14	0,00	6,68
<b>Zakopane</b>	3148	Widz = - 0,073*SO <sub>2</sub> + 0,482*T - 0,386*Wilg + 0,075*C + 116,73	0,66	0,44	0,44	611,42	0,00	7,84

Analiza regresji wykazała, bardzo duże zróżnicowanie. W uzyskanych modelach znalazło się od 4 do 8 zmiennych niezależnych. Modele regresji, opracowane w tabeli 17 dostarczyły również wskazówek do odpowiedzi na pytanie, w jakim stopniu jakość powietrza i parametry meteorologiczne wpływają na widzialność. Wyniki analizy pozwalają stwierdzić, że model regresji najlepiej dopasowany jest w Katowicach, ponieważ pozwala wyjaśnić ponad 73% zmienności widzialności. W modelu dla stacji w Katowicach znalazło się pięć zmiennych niezależnych. Największy wpływ na kształtowanie się widzialności mają kolejno: PM<sub>10</sub>, temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, prędkość wiatru oraz ciśnienie atmosferyczne.

Na stacji w Warszawie w skład modelu wchodzi wszystkie zmienne niezależne, które zostały wybrane do opracowania modelu. Największy wpływ na widzialność mają w kolejności:  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$ , temperatura powietrza, prędkość wiatru, ciśnienie, opad oraz wilgotność względna powietrza. Opracowany model dla Warszawy wyjaśnia 70% zmienności widzialności. Model dla Lublin wyjaśnia 69% zmienności modelowanej zmiennej zależnej – widzialności. Na postać modelu wpływa głównie  $PM_{10}$ , temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza oraz prędkość wiatru. W Białymstoku model dopasowany jest w 61%, a zmienne które najmocniej wpływają na widzialność w kolejności to:  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ , temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, prędkość wiatru ciśnienie oraz opad atmosferyczny. W Krakowie, główny wpływ na postać modelu widzialności ma  $PM_{10}$ , temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza oraz prędkość wiatru. Model wyjaśnia zmienność widzialności w 60%. Na stacji w Kielcach na widzialność przede wszystkim wpływa:  $PM_{10}$ , temperatura powietrza, wilgotność powietrza oraz opad atmosferyczny. Model ten wyjaśnia 54% zmienności. Najslabszy model uzyskano dla Zakopanego, gdyż wyjaśnia on tylko 41% zmienności. Zmienne które wpływały istotnie na widzialność to:  $SO_2$ , temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza oraz ciśnienie atmosferyczne. Słabe miary dopasowania modelu dla Zakopanego sygnalizują konieczność dalszej próby poszukiwania narzędzi statycznych, które precyzyjniej scharakteryzują widzialność i czynniki które na nią mają wpływ. Bardzo ważną kwestią, która dodatkowo mogła spowodować niskie współczynniki dopasowania w Zakopanem to tzw. szara strefa, która jest często spotykana w turystyce. Właściciele hoteli i pensjonatów, aby uniknąć opłat podatkowych, często nie zgłaszają do odpowiednich instytucji prawdziwej liczby turystów co skutkuje mocno zaniżoną statystyką. Analiza regresji pomiędzy widzialnością a zanieczyszczeniami powietrza i parametrami meteorologicznymi, była przedmiotem licznych badań na całym świecie (Lin i in., 2012, Zhou i in., 2021, Liu i in., 2022). W Pekinie, podobnie jak na stacji w Warszawie na widzialność wpływ mają stężenia  $PM_{10}$  i  $NO_2$ , a także wilgotność względna powietrza (Lin i in., 2012). W Tajwanie analiza regresji wykazała negatywny wpływ na widzialność  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ , i  $NO_2$  (Chen i Xie 2013). W Polsce jednak trudno jest o znalezienie pracy, która by kompleksowo i wprost badała związek pomiędzy widzialnością a parametrami meteorologicznymi i jakością powietrza za pomocą analizy regresji. W artykule Ćwiek i Majewski (2015) analiza regresji wykazała, że elementy meteorologiczne wpływają na kształtowanie stężeń zanieczyszczeń powietrza. Zauważono również istotny wpływ stężeń zanieczyszczeń na widzialność,

a powód wzrostu widzialności jest związany prawdopodobnie z poprawą jakości powietrza (Ćwiek i Majewski 2015).

### 5.2.2 Wyniki analizy skupień wykonanej metodą k-średnich

Analiza skupień to wielowymiarowa technika statystyczna, która jest powszechnie wykorzystywana w badaniach związanych z jakością powietrza (Tian i in., 2020). Wyniki obejmują obliczone wartości średnie każdego z analizowanych parametrów (zmiennych) w obrębie każdego skupienia z osobna. Do analizy dodano dwie zmienne ilościowe takie jak sezon i miesiąc, aby lepiej przedstawić strukturę zależności. Przeprowadzono analizę dla każdego miasta osobno (tabela 18 – 23), w celu dokładnego poznania zależności pomiędzy widzialnością a parametrami meteorologicznymi i zanieczyszczeniami powietrza. Optymalna liczba skupień została dobrana za pomocą wykonanego w programie Statistica dendrogramu, który w sposób graficzny odpowiedział na pytanie jaka liczba skupień jest odpowiednia dla danej stacji. Podobną metodę dendrogramu, do określania właściwej liczby skupień wykorzystywali w swoich pracach zagraniczni badacze Saksena i in., (2002), Beaver i Palazoglu (2006), Boso i in., (2019).

W tabelach 18 – 23 stosuje się poniższe oznaczenia:

Sezon – lato (1 kwietnia – 30 września) oraz zima (1 października – 31 marca) [-],

Miesiąc – 1 – 12, przy czym 1 – styczeń. 2 – luty itd.,

PM<sub>10</sub> – pył zawieszony [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ],

NO<sub>2</sub> – dwutlenek azotu [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ],

SO<sub>2</sub> – dwutlenek siarki [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ],

T – temperatura powietrza [ $^{\circ}\text{C}$ ],

Wilg – wilgotność względna powietrza [%],

V – prędkość wiatru [km/h],

O – wysokość opadu atmosferycznego [mm],

Widz – widzialność [km],

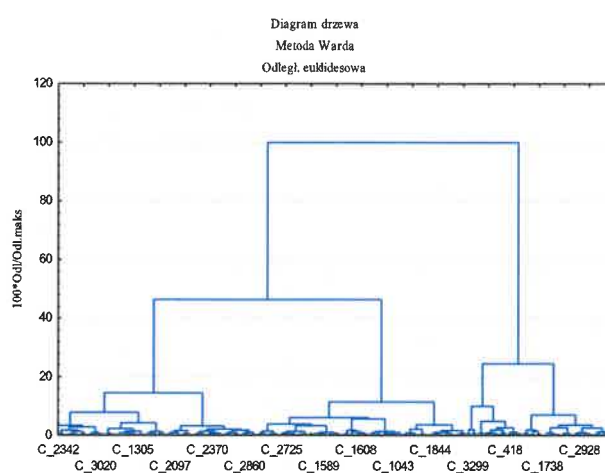
Liczba przypadków – liczba obserwacji w danym skupieniu [-]



Procent – liczba obserwacji w danym skupieniu wyrażona w [%]

Tabela 18. Wartości średnie dla skupień wyznaczonych metodą k-średnich dla danych dla Kielc w latach 2010-2019

Ilość skupień	Sezon	Miesiąc	Sezon	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	T	Wilg	V	C	O	Widz	Liczba przypadków	Procent
1	lato	5	lato	22,19	20,70	5,82	14,8	70,8	2,8	984,5	1,7	25,6	621	28,25
2	zima	1	zima	53,19	32,06	17,06	-0,5	89,6	2,4	984,7	1,3	7,1	477	21,70
3	zima	3	zima	30,94	23,56	10,37	4,9	82,1	3,2	983,9	2,1	14,2	548	24,93
4	lato	8	lato	24,69	23,75	6,30	15,0	77,8	2,3	985,2	3,5	18,0	552	25,11

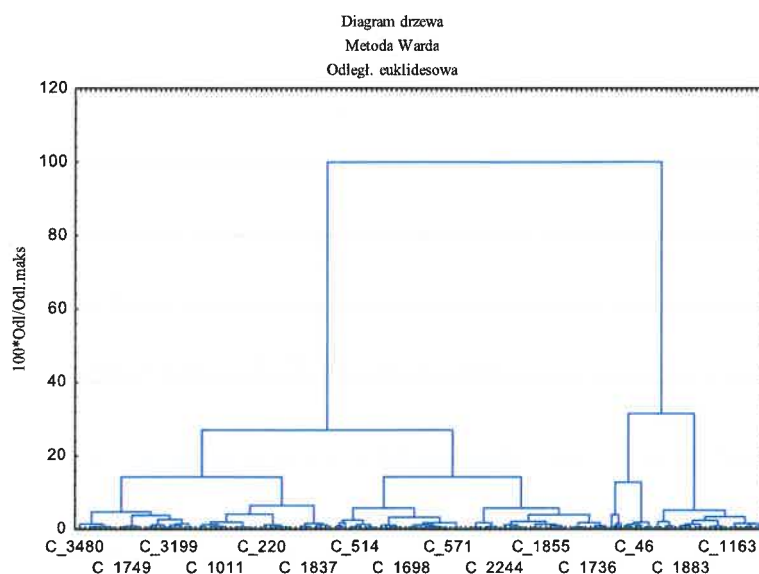


Rysunek 19. Diagram drzewa dla Kielc

W oparciu o dendrogram (rysunek 19) opracowany metodą k-średnich (tabela 18) wyróżniono 4 skupienia. W tabeli 18 warto zwrócić uwagę na skupienie 2 i 3. Oba skupienia, zachodzą w sezonie zimowym, skupienie 2 – styczeń, skupienie 3 – marzec. To co je wyróżnia to zakres widzialności. W styczniu średnia widzialność wynosi 7,1 kilometra, a w marcu dwukrotnie więcej tj. 14,2 kilometry. Ponadto średnia temperatura powietrza w marcu wynosiła 4,9°C, a styczniu -0,5°C. Stężenia zanieczyszczeń w obu skupieniach są wysokie, jednakże w skupieniu 2 są zdecydowanie wyższe, co było przyczyną ich wydzielenia. Wiele prac naukowych potwierdza, że na widzialność główny wpływ mają stężenia zanieczyszczeń takich jak PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> oraz SO<sub>2</sub> oraz parametry meteorologiczne (Tsai i in., 2005).

**Tabela 19.** Wartości średnie dla skupień wyznaczonych metodą k-średnich dla danych dla Katowic w latach 2010-2019

Ilość skupień	Sezon	Miesiąc	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	T	Wilg	V	C	O	Widz	Liczba przypadków	Procent
1	lato	7	21,27	22,08	5,37	17,2	75,4	8,8	1013,8	5,0	19,9	390	28,22
2	zima	10	29,56	25,58	10,00	6,9	84,0	12,0	1013,4	4,1	13,0	316	22,87
3	lato	4	29,93	25,38	8,20	10,0	84,1	8,5	1014,6	6,1	12,1	346	25,04
4	zima	1	59,42	34,28	21,53	0,1	89,1	10,1	1015,2	2,6	7,3	330	23,88



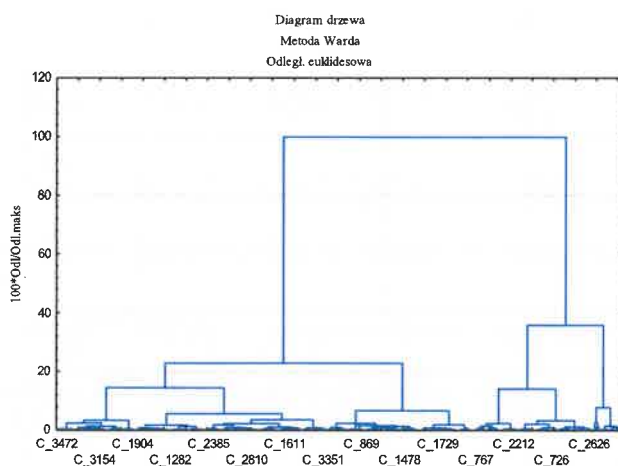
**Rysunek 20.** Diagram drzewa. dla Katowic

Skupienie 2 i 4 przedstawiają dwa różne scenariusze. Skupienie 4 w sezonie zimowym; w styczniu charakteryzuje się wysokimi poziomami stężeń zanieczyszczeń pyłowych – 59,42  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (w przypadku do PM<sub>10</sub> doszło do przekroczenia wartości dopuszczalnej określonej w rozporządzeniu), niską temperaturą powietrza (0,1°C), wysoką wilgotnością względną powietrza (89,1%), wysoką prędkością wiatru – (10,1 km/h) oraz ograniczoną widzialnością na poziomie 7,3 kilometra. Skupienie 2, podobnie jak skupienie 4, przedstawia wyniki dla sezonu zimowego, lecz dla miesiąca października. Skupienie 2 w odniesieniu do 4 cechuje się o wiele niższymi poziomami stężeń zanieczyszczeń, wyższą temperaturą powietrza (6,9°C), niższą wilgotnością względną powietrza (84,0%), wyższą prędkością wiatru (12,0 km/h), wyższymi opadami za pomocą analizy skupień potwierdzają, że widzialność zwiększa się wraz wzrostem

temperatury powietrza i prędkością wiatru, oraz jest w dużej mierze zależna od wielkości stężeń zanieczyszczeń (Pires i in., 2008).

**Tabela 20.** Wartości średnie dla skupień wyznaczonych metodą k-średnich dla danych dla Krakowa w latach 2010-2019

Ilość skupień	Sezon	Miesiąc	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	T	Wilg	V	Widz	O	C	Liczba przypadków	Procent
1	lato	7	32,13	4,77	23,74	16,8	67,3	11,1	32,3	2,3	1015,7	677	25,67
2	lato	8	35,46	4,92	24,18	14,3	78,4	10,0	21,6	2,0	1016,0	767	29,09
3	zima	1	95,18	15,11	35,76	-1,4	86,6	11,0	8,3	1,2	1019,7	389	14,75
4	zima	12	57,21	10,68	28,92	2,6	87,7	12,4	11,5	1,4	1016,7	423	16,04
5	zima	10	45,39	7,36	29,24	7,9	79,1	12,6	19,2	1,9	1017,1	381	14,45

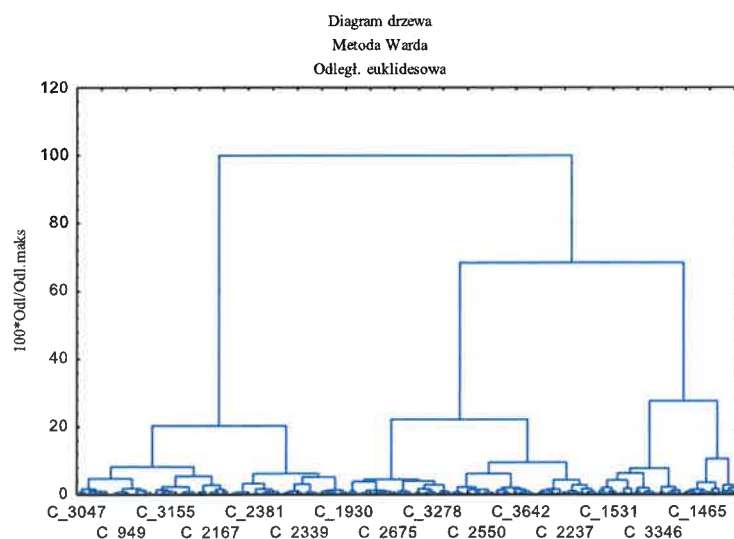


**Rysunek 21.** Diagram drzewa dla Krakowa

Na podstawie dendrogramu przygotowanego dla Krakowa, dokonano podziału na 5 skupień (rysunek 21). Interesującym wydawać się może, porównanie 1 i 2 skupienia. Oba skupienia mają miejsce w sezonie letnim, skupienie 1 – lipiec, skupienie 2 – w sierpniu. Zwracając uwagę na średnie poziomy stężenie zanieczyszczeń powietrza, trudno dostrzec wyraźną różnicę pomiędzy klastrami. Dopiero wynik średniej temperatury powietrza, wilgotności względnej powietrza i widzialności wskazuje na zróżnicowanie. Dlatego, oprócz stężeń zanieczyszczeń powietrza, istotny wpływ na widzialność ma wilgotność względna, ponieważ zależności ilościowe między stężeniami pyłów a widzialnością, różnią się w zależności od wilgotności względnej (Wang i in., 2019).

**Tabela 21.** Wartości średnie dla skupień wyznaczonych metodą k-średnich dla danych dla Warszawy w latach 2010 – 2019

Ilość skupień	Sezon	Miesiąc	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	T	Włg	V	Widz	O	C	Liczba przypadków	Procent
1	zima	3	36,13	6,70	26,52	3,4	72,7	14,6	17,7	0,8	1017,6	296	10,86
2	zima	10	32,94	4,04	24,25	9,4	82,0	11,3	17,0	1,9	1017,5	293	10,75
3	lato	4	25,61	4,13	21,75	14,1	74,2	11,4	19,3	3,6	1014,3	568	20,84
4	zima	1	44,78	9,39	27,60	-1,1	86,4	11,2	9,4	1,1	1018,1	366	13,43
5	zima	12	29,82	6,28	23,24	2,6	87,7	12,9	12,1	1,9	1014,1	334	12,25
6	lato	5	23,14	3,39	20,51	18,3	64,2	11,1	26,9	1,1	1016,1	869	31,88

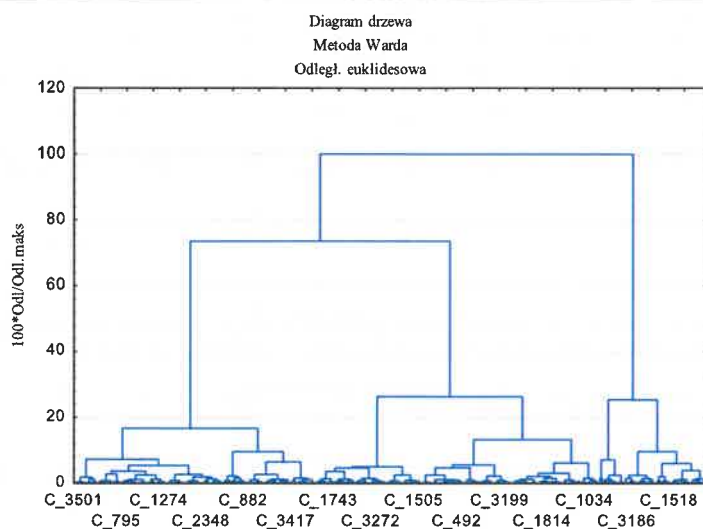


**Rysunek 22.** Diagram drzewa dla Warszawy

W Warszawie na podstawie dendrogramu (rysunek 22) wyodrębniono 6 skupień. Szczególnie ciekawe do porównania jest skupienie 1 i 4. Oba przypadki występują w sezonie zimowym, niemniej jednak skupienie 1 przedstawia dane dla marca, a skupienie 4 dla stycznia. Stężenia zanieczyszczeń powietrza w 4 skupieniu są wyższe, lecz warto zwrócić w tym przypadku uwagę na prędkość wiatru i temperaturę powietrza. W 1 skupieniu średnia prędkość wiatru wynosi 14,6 km/h, a temperatura powietrza 3,4°C, w 4 skupieniu prędkość wiatru sięga do 11,2 km/h, a temperatura powietrza wynosi -1,1°C. Z pozoru może wydawać się ta różnica niewielka, lecz istnieją badania, które podkreślają, że widzialność rośnie wraz ze wzrostem temperatury powietrza i prędkości wiatru (Majewski i in., 2014).

**Tabela 22.** Wartości średnie dla skupień wyznaczonych metodą k-średnich dla danych dla Lublina w latach 2010 – 2019

Ilość skupień	Sezon	Miesiąc	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	T	Wilg	V	C	O	Widz	Liczba przypadków	Procent
1	zima	3	32,48	6,94	21,07	4,5	78,5	13,7	1015,9	1,4	18,8	449	18,83
2	zima	1	44,41	10,17	25,93	0,2	89,6	10,7	1018,2	1,7	7,3	623	26,12
3	lato	5	23,51	5,27	20,21	17,2	69,8	9,0	1016,3	1,5	27,0	772	32,37
4	lato	4	27,84	6,17	20,45	10,7	79,9	10,9	1015,6	3,2	17,2	541	22,68



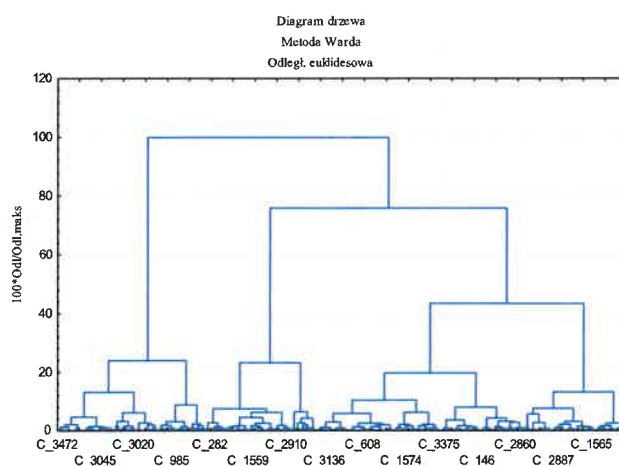
**Rysunek 23.** Diagram drzewa dla Lublina

W Lublinie wyodrębniono 4 charakterystyczne skupienia. Szczególną uwagę zwrócić należy na skupienie 2 (sezon zimowy) oraz skupienie 3 (sezon letni). Porównując oba te skupienia dostrzeżono, że zanieczyszczenia PM<sub>10</sub> i NO<sub>2</sub> w skupieniu 2, są dwukrotnie wyższe w odniesieniu do skupienia 3, natomiast poziom stężenia SO<sub>2</sub> w obu przypadkach jest na dość wysokim - zbliżonym poziomie. Lin wraz ze współautorami (2012) opublikował artykuł naukowy w którym dowodzi, że SO<sub>2</sub> wpływa na widzialność, lecz głównie w sezonie zimowym przy występujących niskich temperaturach. SO<sub>2</sub> pogarsza widzialność poprzez tworzenie wtórnych drobnych cząstek siarczanów w niskiej temperaturze, które skutecznie rozpraszają światło pogarszając widzialność (Lin i in., 2012). Średnia widzialność w skupieniu 3 wynosi 27,0 kilometrów, a temperatura powietrza wynosi 17,2°C. W skupieniu 2 widzialność nie przekracza 7,3 kilometra a temperatura osiąga 0,2°C. Przytoczony przykład dowodzi, że często same wysokie poziomy stężenia zanieczyszczeń, nie są kluczowymi czynnikami wpływającymi

na widzialność. Problem niskiej widzialności jest bardziej złożony i oprócz stężeń zanieczyszczeń kluczową rolę pełnią parametry meteorologiczne, które w ciągu roku ulegają zmianie.

**Tabela 23.** Wartości średnie dla skupień wyznaczonych metodą k-średnich dla danych dla Białegostoku w latach 2010 – 2019

Ilość skupień	Sezon	Miesiąc	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	T	Wilg	V	C	O	Widz	Liczba przypadków	Procent
1	zima	12	21,53	13,43	3,49	4,0	90,4	10,0	1013,53	2,80	11,50	420	16,17
2	zima	1	32,82	16,86	4,35	-1,2	89,3	8,8	1017,65	1,35	9,15	294	11,32
3	lato	7	19,88	12,33	1,96	15,7	81,2	7,1	1014,48	3,69	21,87	818	31,49
4	lato	4	21,95	12,96	2,63	12,4	67,5	8,9	1016,10	1,07	28,90	671	25,83
5	zima	2	30,14	15,85	4,64	2,2	78,1	9,9	1018,31	0,72	19,16	394	15,17



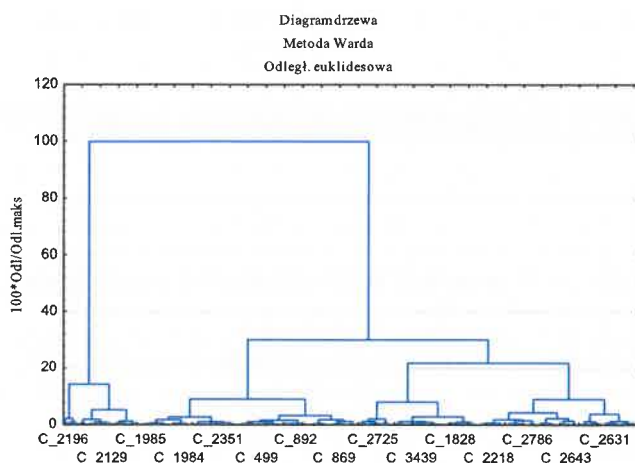
**Rysunek 24.** Diagram drzewa dla Białegostoku

Na podstawie dendrogramu (rysunek 24) wyodrębniono dla Białegostoku 5 skupień. Ciekawe wyniki przedstawia skupienie 3 i 4. Oba przypadki przedstawiają średnie skupień dla sezonu letniego jednak skupienie 3 prezentuje wyniki dla miesiąca lipca, a skupienie 4 dla kwietnia. Średnie poziomy stężenie zanieczyszczeń PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> i SO<sub>2</sub> w obu skupieniach są dość porównywalne, lecz to co je odróżnia to parametry meteorologiczne. W lipcu – skupienie 3, wilgotność względna powietrza jest zdecydowanie wyższa, i wynosi 81,2%, natomiast w skupieniu 4 - 67,5%. Średnia prędkość wiatru w skupieniu 3, osiąga 7,1 km/h, a w 4 - 8,9 km/h. Na dodatek wielkość opadu atmosferycznego w lipcu znacznie przewyższała w kwietniu. Parametry meteorologiczne w Białymstoku, podobnie jak w Lublinie pełnią kluczową rolę, wpływając na zasięg widzialności, która średnio w lipcu

wynosi 21,9 kilometrów, a w kwietniu 28,9 kilometrów. Singh wraz współautorami (2020), w swojej pracy doszli do podobnych wniosków. Naukowcy stwierdzili, że prędkość wiatru jest znacząco wpływającym na widzialność parametrem meteorologicznym, a dodatkowo zaobserwowali, że większa widzialność zwykle zbiega się z niższą wilgotnością względną powietrza (przykład skupienie 4) oraz dostrzegli wpływ opadów atmosferycznych, które dwójako wpływają na widzialność, ponieważ z jednej strony opady atmosferyczne wymywają zanieczyszczenia powietrza z atmosfery, a z drugiej strony zwiększają wilgotność względną powietrza, która bezpośrednio wpływa na widzialność obniżając ją (Singh i in., 2020).

**Tabela 24.** Wartości średnie dla skupień wyznaczonych metodą k-średnich dla danych dla Zakopanego w latach 2010 – 2019

Ilość skupień	Sezon	Miesiąc	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	T	Wilg	V	C	O	Widz	Liczba przypadków	Procent
1	zima	3	32,89	19,72	9,38	3,5	72,9	6,2	916,3	1,7	23,8	480	15,25
2	zima	1	77,98	38,68	25,16	-4,3	82,6	5,9	916,1	1,0	11,5	452	14,36
3	lato	8	20,89	14,27	4,68	13,8	70,5	4,9	919,4	3,2	28,7	841	26,72
4	lato	6	20,26	13,05	4,76	10,6	81,2	4,8	917,6	5,8	19,1	849	26,97
5	zima	11	40,28	23,32	11,48	2,5	84,3	5,8	918,2	2,6	14,7	526	16,71



**Rysunek 25.** Diagram drzewa dla Zakopanego

Analiza statystyczna przeprowadzona dla Zakopanego, wskazała na 5 skupień jako odpowiednie do opisu zależności wewnątrz modelu. Interesujące średnie wyniki przedstawia skupienie 2. Średnia widzialność w skupieniu 2 (sezon zimowy- styczeń) wynosi 11,5 kilometrów. To co dodatkowo charakteryzuje skupienie 2 to bardzo wysokie poziomy stężeń zanieczyszczeń, szczególnie PM<sub>10</sub> (77,98 μg/m<sup>3</sup>), NO<sub>2</sub> (38,68 μg/m<sup>3</sup>)



i SO<sub>2</sub> (25,16 µg/m<sup>3</sup>). Zdaniem Anioł i współautorów (2020) na widzialność w mieście turystycznym Zakopane główny wpływ ma stężenie SO<sub>2</sub>, spowodowane emisją rozproszoną z niskich źródeł (Anioł i in., 2022). Z tabeli 24 można dodatkowo wywnioskować, że wraz ze wzrostem poziomów zanieczyszczeń szczególnie zimą, widzialność spada. Emisje mogą powodować pogorszenie widzialności, co sprawia, że widzialność jest ważnym wskaźnikiem zanieczyszczenia pyłem zawieszonym (Clancy i in., 2002, Kim i in., 2006).

Analiza skupień metodą k – średnich, przeprowadzona na potrzebę pracy, w sposób wnikliwy przedstawiła współzależności pomiędzy widzialnością, a zanieczyszczeniami powietrza i parametrami meteorologicznymi w wybranych miastach oraz pozwoliła zidentyfikować specyficzne warunki kształtujące widzialność. Metoda analizy skupień sprawdziła się przy analizie ogromnej bazy danych z wielu lat i dla wielu stacji pomiarowych. Interesujące może być to, że w każdej stacji udało się odnaleźć ciekawe do interpretacji, niejednoznaczne wyniki, znacząco odbiegające od schematów. Dodatkowo, analiza skupień dopełniła i potwierdziła wyniki ze wcześniejszych przeprowadzonych analiz korelacji i regresji. Metody analizy skupień posiadają duży potencjał aplikacyjny do lepszego zarządzania systemami monitorowania jakości powietrza (Lu i in., 2011, Stolz i in., 2020).

### **5.2.3. Rankingi ważności zmiennych i ich wpływu na widzialność**

Tabela 25 przedstawia ranking ważności zmiennych, mających wpływ na widzialność wykonany w oparciu o algorytm lasu losowego. Analizę przygotowano zbiorczo, dla siedmiu miast: Białystok, Lublin, Kielce, Katowice, Kraków, Warszawa i Zakopane w latach 2010 – 2019. Do analizy wykorzystano zadania klasyfikacyjne, które grupują dane na podstawie przyjętych różnych zakresów widzialności. Wykorzystując kolejną metodę badającą czynniki wpływające na widzialność przyjęto następujący zestaw podstawowych zmiennych (predyktorów):

#### **Objaśnienia:**

T – temperatura powietrza [°C],

Wilg – wilgotność względna powietrza [%],

V – prędkość wiatru [km/h],



C – ciśnienie atmosferyczne [hPa],  
Widz – Widzialność [km],  
O – wysokość opadu atmosferycznego [mm]  
Sezon – letni/zimowy,  
Miesiąc – od stycznia do grudnia  
PM<sub>10</sub> – stężenie pyłu zawieszonego [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ],  
NO<sub>2</sub> – stężenie dwutlenku azotu [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ],  
SO<sub>2</sub> – stężenie dwutlenku siarki [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ],  
Gęst. zal/km<sup>2</sup> – Gęstość zaludnienia na km<sup>2</sup>,  
Sam. /1000 os – Ilość samochodów osobowych na 1000 osób,  
N – północ,  
E – wschód,  
S – południe ,  
W – zachód ,  
 $\lambda$  – długość geograficzna,  
 $\Phi$  – szerokość geograficzna.

Na podstawie wyników analizy prognozy losowym lasowym stwierdzono, że największy wpływ (najwyższą wagność) na widzialność w Polsce bez względu na jej zakres w Polsce wykazuje wilgotność względną powietrza. Powstało kilka prac na świecie w których prognozowano widzialność za pomocą lasu losowego. Przykładowo Kim wraz ze współautorami (2021) otrzymali podobne wyniki, identyfikując wilgotność względną jako najważniejszy predyktor wpływający na przewidywanie widzialności przy użyciu lasu losowego (Kim i in., 2021). W pracy Sekuły i jego zespołu (2022) stwierdzono, że wilgotność względną powietrza i jej zmiany są bardziej znaczącymi predyktorami niż temperatura powietrza (Sekuła i in., 2022). Ponadto przeprowadzona analiza lasów losowych potwierdza częściowo wyniki uzyskane w analizie regresji (tabela 25). W analizie lasów losowych oraz analizie regresji najważniejszymi zmiennymi

wpływającymi na widzialność są: wilgotność względna powietrza, temperatura powietrza oraz stężenia zanieczyszczeń powietrza. Można zauważyć dwie tendencje. Przy widzialności  $\leq 10$  kilometrów tuż za wilgotnością względną powietrza w rankingu ważności zmiennych występuje głównie  $PM_{10}$ , kolejno  $NO_2$  lub  $SO_2$ , a wraz ze wzrostem zasięgu widzialności, parametry meteorologiczne zyskują na znaczeniu. Wyniki te potwierdzając pracę uczonych z całego świata, którzy w ostatnich latach chętnie wykorzystywali metodę lasu losowego do prognozowania widzialności. W kilku artykułach wskazano, niskie stężenia  $PM_{10}$  spowodowały, że model lasu losowego oszacował ogólnie dobre warunki widzialności, zaś słabe warunki widzialności były typowe dla wysokich stężeń zanieczyszczeń pyłowych (Yu i in., 2016, Du i in., 2021, Choi i in., 2022). Przyczyny warunków słabej widzialności są zróżnicowane ze względu na złożone cechy. W celu wzbogacania pracy do analizy włączono takie predyktory jak gęstość zaludnienia na  $km^2$  oraz liczba samochodów na 1000 mieszkańców. Analiza lasów losowych wykazała, że czynniki antropogeniczne mają duży wpływ na widzialność i odpowiadają za jej niski zakres. Wraz ze wzrostem widzialności, czynniki antropogeniczne spadają w rankingu. Sezon i miesiąc to predyktory, które swoje znaczenie wykazywać zaczynają przy widzialności  $\leq 10$  km,  $\leq 15$  km,  $\leq 19$  km. Miesiąc i sezon to predyktory odnoszące się czasu, a jak potwierdziły to już analizy korelacji (tabela 16) oraz analizy skupień (tabele 18 – 23), pora roku ma duży wpływ na kształtowanie się widzialności ze względu na charakterystyczne dla danego okresu warunki meteorologiczne i stężenia zanieczyszczeń. Analiza nie wykazała, aby kierunek wiatru wraz z szerokością i długością geograficzną miał znaczący wpływ na widzialność.

**Tabela 25.** Ranking ważności zmiennych dla modelu opracowanego dla siedmiu stacji w latach 2010-2019 na podstawie danych parametrów meteorologicznych i stężeń zanieczyszczeń

Ważność predyktorów													
Widz 12 km	Ważność	Widz 15 km	Ważność	Widz 110 km	Ważność	Widz 115 km	Ważność	Widz 119 km	Ważność	Widz 124 km	Ważność	Widz 129 km	Ważność
Wilg	1,000	Wilg	1,000	Wilg	1,000	Wilg	1,000	Wilg	1,000	Wilg	1,000	Wilg	1,000
PM <sub>10</sub>	0,163	PM <sub>10</sub>	0,459	Miesiąc	0,483	Miesiąc	0,612	Miesiąc	0,538	Miesiąc	0,491	Miesiąc	0,494
T	0,095	T	0,402	T	0,465	T	0,551	PM <sub>10</sub>	0,396	T	0,407	PM <sub>10</sub>	0,487
SO <sub>2</sub>	0,083	Miesiąc	0,305	PM <sub>10</sub>	0,425	PM <sub>10</sub>	0,375	T	0,395	PM <sub>10</sub>	0,398	T	0,395
Miesiąc	0,069	V	0,209	Sezon	0,227	Sezon	0,344	O	0,266	O	0,306	SO <sub>2</sub>	0,358
NO <sub>2</sub>	0,066	NO <sub>2</sub>	0,155	V	0,227	O	0,197	NO <sub>2</sub>	0,254	NO <sub>2</sub>	0,260	Φ	0,327
Ciś	0,066	O	0,154	NO <sub>2</sub>	0,199	V	0,172	V	0,243	SO <sub>2</sub>	0,241	NO <sub>2</sub>	0,322
V	0,065	Ciś	0,148	Ciś	0,175	SO <sub>2</sub>	0,171	SO <sub>2</sub>	0,237	λ	0,241	O	0,303
Φ	0,055	Sezon	0,143	O	0,142	NO <sub>2</sub>	0,170	Sezon	0,223	Sezon	0,229	V	0,298
O	0,042	SO <sub>2</sub>	0,118	SO <sub>2</sub>	0,135	Ciś	0,161	λ	0,223	V	0,222	ë	0,270
Gęst,zal/k m <sup>2</sup>	0,040	Sam, /1000 os,	0,085	Φ	0,123	Gęst,zal/k m <sup>2</sup>	0,122	Ciś	0,209	Ciś	0,219	Ciś	0,267
Sam, /1000 os,	0,034	Gęst,zal/k m <sup>2</sup>	0,083	Gęst,zal/k m <sup>2</sup>	0,121	Φ	0,116	Φ	0,199	Gęst,zal/k m <sup>2</sup>	0,201	Sam, /1000 os,	0,249
λ	0,033	Φ	0,079	Sam, /1000 os,	0,104	λ	0,112	Gęst,zal/k m <sup>2</sup>	0,196	Φ	0,187	Gęst,zal /km <sup>2</sup>	0,213
Sezon	0,015	λ	0,067	λ	0,089	Sam, /1000 os,	0,108	Sam, /1000 os,	0,163	Sam, /1000 os,	0,178	Sezon	0,174
W	0,007	W	0,023	W	0,031	W	0,016	W	0,026	W	0,028	S	0,052
S	0,006	N	0,017	E	0,017	E	0,016	S	0,025	S	0,026	N	0,031
E	0,004	E	0,016	N	0,015	N	0,015	N	0,021	N	0,022	E	0,029
N	0,004	S	0,012	S	0,013	S	0,012	E	0,019	E	0,018	W	0,026

**Tabela 26.** Miary dopasowania modelu lasów losowych

<b>Widzialność</b>	<b>≤2 km</b>	<b>≤5 km</b>	<b>≤10 km</b>	<b>≤15 km</b>	<b>≤19 km</b>	<b>≤24 km</b>	<b>≤29 km</b>
<b>ACC</b>	99%	93%	<b>86%</b>	<b>81%</b>	<b>76%</b>	74%	82%
<b>SENS</b>	100%	100%	<b>57%</b>	<b>86%</b>	<b>72%</b>	48%	15%
<b>SPEC</b>	0%	3%	<b>93%</b>	<b>69%</b>	<b>81%</b>	88%	99%

\*Objaśnienia ACC (accuracy) – dokładność, SENS (sensitivity) – czułość, SPEC (specifity) –specyficzność

Model lasu losowego posiada zadowalające zdolności predykcyjne dzięki wysokim wartościom dokładności ACC, czułości SENS oraz specyficzności SPEC dla widzialności w zakresie ≤10 km, ≤15 km, ≤19 km. Dla niskich zakresów widzialności ≤2 km, ≤5 km miary dopasania są dość niskie. Niskie możliwości predykcyjne modeli mogą być spowodowane wieloma czynnikami takimi jak: zbyt mała liczba analizowanych lokalizacji, lokalizacje te różnią się między sobą pod względem lokalnym i topograficznym, dodatkowo występują znaczne różnice w gęstości zaludnienia i liczbie samochodów w każdym z analizowanych obszarów. Jednym z kryterium wyboru lokalizacji było zróżnicowanie pod względem lokalnym i topograficznym, co oczywiście może w wielu analizach przedstawić dość ciekawe wyniki, lecz w analizach które analizują dane zbiorczo, może być poważną przeszkodą która odpowiada za niskie możliwości predykcji modelu. Miasta wybrane do analizy zlokalizowane są na terenie całej Polski. Warunki meteorologiczne na terenie Polski znacznie się różnią i to można uznać za kolejną przyczynę dla której zdolności predykcyjne modeli są dość niskie. Oznacza to jednak, że oprócz podstawowych predyktorów takich jak: stężenie aerozoli i parametry meteorologiczne należy wprowadzić nowe ważne zmienne wejściowe. Przyczyny tych rozbieżności wymagają dokładniejszej analizy w przyszłości. Analiza lasów losowych pozwoliła zrozumieć i dostarczyć cennych informacji mających na celu poprawę dokładności przewidywania widzialności.

## 5.3 Wpływ składu chemicznego PM<sub>1</sub> na widzialność

### 5.3.1 Podstawowe charakterystyki statystyczne

Tabele 28 i 29 przedstawiają podstawowe statystyki dla zawartości pierwiastków śladowych w pyłe PM<sub>1</sub> oraz stężeń OC i EC na poszczególnych stanowiskach w Warszawie i Zabrzu, w dwóch kampaniach pomiarowych w sezonie letnim oraz zimowym. Sezon letni w Zabrzu obejmował okres od 24 czerwca do 24 sierpnia 2014 roku (50 próbek), sezon zimowy przebiegał od 8 stycznia do 8 marca 2015 roku (54 próbki). W Warszawie pomiary rozpoczęto 26 czerwca i trwały one do 22 sierpnia 2014 (51 próbek), sezon zimowy rozpoczął się 8 stycznia 2015 i trwał do 9 marca 2015 (56 próbek). Przenalizowano 20 pierwiastków śladowych (tabela 27). W przypadku gdy stężenia pierwiastków występowały poniżej granicy oznaczalności (przykład Ba – Bar), przedstawiono jego podstawową charakterystykę, jednakże w dalszych analizach został on automatycznie usunięty.

Tabela 27. Symbole związków i pojedynczych pierwiastków

Symbol	Nazwa	Charakter chemiczny
V	Wanad	metal
Mn	Mangan	metal
Co	Kobalt	metal
Ni	Nikiel	metal
Cu	Miedź	metal
Zn	Cynk	metal
As	Arsen	niemetal/półmetal
Rb	Rubid	metal
Sr	Stront	metal
Cd	Kadm	metal
Ba	Bar	metal
Pb	Ołów	metal
Ga	Gal	metal
Cr	Chrom	metal
Mo	Molbiden	metal
Al	Glin	metal/półmetal
Mg	Magnez	metal
Ti	Tytan	metal
OC	Węgiel organiczny	-
EC	Węgiel elementarny	-

**Tabela 28.** Podstawowe statystyki obliczone dla pierwiastków śladowych w PM1 w Zabrze w sezonie letnim oraz zimowym

	Sezon letni				Sezon zimowy			
	Śr.	Min.	Maks.	Odch. std	Śr.	Min.	Maks.	Odch. std
<b>V</b>	7,70	0,08	29,29	5,04	0,95	0,08	3,02	0,75
<b>Mn</b>	5,84	1,29	22,33	4,34	5,50	1,68	16,88	3,49
<b>Co</b>	0,24	0,12	0,75	0,12	0,22	0,08	0,44	0,08
<b>Ni</b>	48,35	0,26	107,60	28,09	38,56	0,08	111,78	31,98
<b>Cu</b>	4,83	1,02	11,29	2,24	5,54	1,09	16,03	3,49
<b>Zn</b>	33,48	5,69	301,24	41,95	51,06	9,35	175,81	38,67
<b>As</b>	2,33	0,22	8,41	1,65	3,39	1,16	9,99	1,54
<b>Rb</b>	1,11	0,32	8,80	1,33	0,89	0,30	3,11	0,54
<b>Sr</b>	1,06	0,39	2,46	0,48	1,28	0,28	4,85	0,99
<b>Cd</b>	0,50	0,16	1,16	0,27	0,73	0,14	2,92	0,49
<b>Ba</b>	7,92	0,84	84,35	15,17	4,75	0,84	19,10	5,33
<b>Pb</b>	11,41	2,65	28,28	5,95	26,11	4,25	110,20	17,18
<b>Ga</b>	1,05	0,03	8,88	1,49	0,83	0,01	2,45	0,55
<b>Cr</b>	19,46	0,83	99,08	17,78	6,59	1,09	16,89	3,98
<b>Mo</b>	17,32	0,03	39,72	9,63	3,55	0,02	11,68	3,56
<b>Al</b>	87,70	1,49	916,74	178,81	235,42	0,79	1235,80	259,59
<b>Mg</b>	173,36	22,16	489,03	169,64	113,84	14,93	544,07	123,65
<b>Ti</b>	42,51	0,03	102,60	22,20	9,85	0,03	51,16	16,68
<b>OC</b>	3,35	1,61	6,31	1,09	18,07	3,11	80,17	13,86
<b>EC</b>	1,00	0,35	1,97	0,39	3,58	1,10	13,51	2,14

**Objaśnienia:** Śr. – średnia wartość [ng/m<sup>3</sup>], Min – minimalna wartość [ng/m<sup>3</sup>], Maks – maksymalna wartość [ng/m<sup>3</sup>] Odch. Std – odchylenie standardowe [ng/m<sup>3</sup>], OC i EC [μg/m<sup>3</sup>]

**Tabela 29.** Podstawowe statystyki obliczone dla pierwiastków śladowych w PM<sub>1</sub> w Warszawie w podziale na sezon letni i zimowy<sup>1)</sup>

	Sezon letni				Sezon chłodny			
	Śr.	Min.	Maks.	Odch. std	Śr.	Min.	Maks.	Odch. std
<b>Co</b>	0,39	0,13	2,82	0,40	0,25	0,10	0,84	0,13
<b>Ni</b>	56,34	4,22	71,73	13,92	63,10	48,52	85,60	9,05
<b>Cu</b>	2,85	0,56	13,57	2,08	2,92	0,55	15,99	2,56
<b>Zn</b>	10,85	0,84	92,92	12,41	25,05	0,25	210,58	28,90
<b>As</b>	2,65	0,00	7,29	1,34	1,95	0,32	3,45	0,75
<b>Rb</b>	1,09	0,32	5,49	0,88	0,45	0,04	1,19	0,24
<b>Sr</b>	2,27	0,32	13,78	2,58	1,22	0,21	5,48	1,24
<b>Cd</b>	0,23	0,12	0,84	0,13	0,29	0,10	0,61	0,14
<b>Ba</b>	0,84	0,84	0,84	0,00	0,84	0,84	0,84	0,00
<b>Pb</b>	4,84	1,75	11,43	1,98	9,43	2,01	30,02	5,51
<b>Ga</b>	5,27	0,00	37,89	11,17	0,23	0,00	0,96	0,22
<b>Cr</b>	24,52	0,88	100,17	19,65	16,15	3,43	48,44	9,93
<b>Mo</b>	21,92	0,01	36,86	10,16	29,39	20,14	53,65	6,98
<b>Al</b>	65,69	0,16	584,02	107,03	88,07	0,16	629,35	141,67
<b>Mg</b>	130,53	9,99	369,72	122,11	133,03	7,61	939,67	184,99
<b>Ti</b>	56,58	0,03	99,55	26,66	11,38	0,01	68,93	15,75
<b>V</b>	8,67	0,09	30,82	5,64	3,41	0,04	12,23	2,93
<b>Mn</b>	1,66	0,51	9,03	1,28	2,60	0,33	11,62	2,00
<b>OC</b>	2,91	1,23	5,18	0,90	6,73	1,33	16,66	3,78
<b>EC</b>	0,86	0,16	2,37	0,33	1,45	0,43	3,15	0,60

**Objaśnienia:** Śr.- średnia wartość [ng/m<sup>3</sup>], Min- minimalna wartość [ng/m<sup>3</sup>], Maks- maksymalna wartość [ng/m<sup>3</sup>] Odch. Std – odchylenie standardowe [ng/m<sup>3</sup>], OC i EC [μg/m<sup>3</sup>]

Na podstawie tabeli 28 stwierdzono, że najwyższe średnie stężenie pierwiastków śladowych w sezonie letnim w Zabrze wykazuje: Mg (173,36 ng/m<sup>3</sup>), Al (87,70 ng/m<sup>3</sup>), Ni (48,35 ng/m<sup>3</sup>), Ti (42,51 ng/m<sup>3</sup>) oraz Zn (33,48 ng/m<sup>3</sup>). Dodatkowo stężenia masowe składników chemicznych PM<sub>1</sub> w Zabrze w sezonie letnim można przedstawić w kolejności malejącej: Mg>Al>Ni>Ti>Zn>Cr>Mo>Pb>Ba>V>Mn>Cu>As>Rb>Sr>Ga>Cd>Co. W sezonie zimowym stężenia masowe pierwiastków wykazują wyższe wartości i zdecydowanie inne uprządkowanie potwierdzając tym samym wpływ sezonowości na stężenia masowe pierwiastków: Al>Mg>Zn>Ni>Pb>Ti>Cr>Cu>Mn>Ba>M>As>Sr>V>Rb>Ga>Cd>Co. Najwyższe średnie stężenie w sezonie zimowym wykazuje Al (235,42 ng/m<sup>3</sup>). W przeciwieństwie do sezonu letniego, gdzie to Mg charakteryzuje się najwyższym stężeniem, w sezonie zimowym jest dopiero drugi w kolejności Mg (113,84 ng/m<sup>3</sup>) kolejno Zn (51,06 ng/m<sup>3</sup>), Ni (38,56 ng/m<sup>3</sup>) i Pb (26,11 ng/m<sup>3</sup>). W Warszawie stężenia masowe pierwiastków, w porównaniu do Zabrze są zdecydowanie

niższe i wykazują słabszą sezonowość. W sezonie letnim stężenie Mg wynosiło 130,53 ng/m<sup>3</sup>, a w sezonie zimowym nieznacznie więcej 133,03 ng/m<sup>3</sup>. W sezonie zimowym stężenie masowe Al (88,07 ng/m<sup>3</sup>) jest wyższe o 22,38 ng/m<sup>3</sup> w stosunku do sezonu letniego (65,69 ng/m<sup>3</sup>) i jest to jedyny przykład, gdzie wyniki badań były na tyle rozbieżne, aby stwierdzić wpływ sezonowości na stężenia masowe pierwiastków. Stężenia masowe składników chemicznych PM<sub>1</sub> w Warszawie w sezonie letnim można uszeregować w następującej malejącej: Mg>Al>Ti>Ni>Cr>Mo>Zn>V>Ga>Pb>Cu>As>Sr>Mn>Rb>Ba>Co>Cd, natomiast w zimie skład pierwiastkowy PM<sub>1</sub> odzwierciedla następująca kolejność: Mg>Al>Ni>Mo>Zn>Cr>Ti>Pb>V>Cu>Mn>As>Sr>Ba>Rb>Cd>Co>Ga.

Wyższe stężenia Al, Mg, Zn, Ni i Pb w Zabrzu w sezonie zimowym są prawdopodobnie spowodowane niską niekontrolowaną emisją z przydomowych kotłów, wydobywaniem węgla oraz najmocniej rozwiniętym przemysłem hutniczym w kraju. Wysokie stężenia metali ciężkich takich jak: Cd, Cu, Ti, Pb i Zn w Zabrzu według Penkały i współautorów (2018), pochodzą z źródeł niespalinowymi na drogach, tj. pył ze ścierania się opon, okładzin i tarcz hamulcowych a także farb przeznaczonych do malowania nawierzchni drogowej (Penkała i in., 2018). W Warszawie w odniesieniu do Zabrze, zaobserwowano niższe poziomy stężenie metali ciężkich, których źródła można uważać na niespalinowe, przyczyną takiej sytuacji może być fakt, że Warszawa posiada zdecydowanie lepszą infrastrukturę drogową, która z roku na rok się rozwija, powodując zmniejszenie się poziomów zanieczyszczeń w tym metali ciężkich. W Warszawie w 2021 otworzono Południową Obwodnicę miasta, a w 2023 w pełni ukończono drogę ekspresową S7, która znacząco odkorkowała miasto powodując, że obecnie można by się spodziewać jeszcze zmniejszonych poziomów metali ciężkich w powietrzu aniżeli w trakcie trwania badań. W sezonie chłodnym – grzewczym zaobserwowano zdecydowanie wyższe poziomy EC i OC w porównaniu do sezonu letniego – niegrzewczego, w Zabrzu i Warszawie, przy czym w Zabrzu stężenia te są znacznie większe. Aby lepiej poznać przyczynę takiego stanu należy, skupić się na źródle powstawania tychże związków. Materiały węglowe są podzielone na dwa rodzaje, węgiel organiczny (OC) i węgiel elementarny (EC), w odniesieniu do ich właściwości chemicznych. EC i OC odgrywają bardzo ważną rolę w procesach zachodzących w atmosferze (Yu i in., 2004). Węgiel pierwiastkowy z ang. EC – elemental carbon powstaje głównie w procesie spalania, co sprawia, że jego stężenia są wyższe zimą. W sezonie zimowym średnia wartość EC w Zabrzu wynosi 3,58 μg/m<sup>3</sup>, w Warszawie natomiast o ponad połowę mniej 1,44 μg/m<sup>3</sup>.



Sezon letni charakteryzuje się zdecydowanie zmniejszonymi poziomami EC wynosząc w Warszawie  $0,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a w Zabrzu  $1,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Badania przeprowadzone przez Rogulę – Kozłowską i innych (2012) w Aglomeracji Górnośląskiej na temat składu chemicznego pyłu potwierdzają specyfikę emisji w południowej Polsce. Produkcja energii w Polsce opiera się na spalaniu węgla kamiennego i brunatnego. Zimą emisja ze źródeł komunalnych, znikoma w większości innych krajów europejskich, znacznie zwiększa emisje w polskich obszarach zurbanizowanych (Rogula – Kozłowska i in., 2012). Następne badania Roguli – Kozłowskiej (2014) sugerują, że za wysokie stężenia EC w pyłe przez cały rok, z naciskiem na sezon zimowy, odpowiedzialne jest spalanie przydomowe i intensywny ruch drogowy (Rogula – Kozłowska i in., 2014). Tabela 28 i 29 wyraźnie przedstawiają sezonowość węgla organicznego OC z ang. organic carbon w obu miastach. W sezonie zimowym w Zabrzu OC wynosił  $18,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , i był ponad pięciokrotnie wyższy od sezonu letniego, gdzie średni wynik to  $3,34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . W Warszawie, pomimo że, można dostrzec sezonowość (sezon zimowy  $6,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sezon letni  $2,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) w wynikach pomiarów to różnica pomiędzy udziałami nie jest tak znaczna jak w Zabrzu. Aby określić przyczynę takiego stanu należy, poznać źródło powstawania węgla organicznego. Węgiel organiczny (OC) może być w pierwotny lub wtórny, a powstaje on głównie w wyniku antropogenicznego procesu spalania paliw kopalnych, przy stosunkowo niewielkim udziale źródeł naturalnych. Źródłami emisji OC i EC są głównie przemysł i ogrzewanie zimą, skupione na węglu kamiennym. Wyniki i wnioski przeprowadzone w pracy są zbieżne, z wynikami otrzymanymi w mieście Changchun gdzie stwierdzono, że stężenia OC i EC w okresie grzewczym są wyższe niż w okresie bez ogrzewania, co było spowodowane dużą ilością spalanego węgla na cele komunalno-bytowe (Wang i in., 2019). W Polsce podobne wnioski w swojej pracy wykazała Rogula-Kozłowska (2012) stwierdzając, że za wysokie stężenia związków węgla OC i EC oraz metali ciężkich takich jak As i Pb w sezonie zimowym, odpowiedzialna jest produkcja prawie całej energii cieplnej i elektrycznej z węgla kamiennego i brunatnego oraz specyficzna emisja komunalna zimą (Rogula –Kozłowska i in., 2012).

**Tabela 30.** Stężenie OC i EC związanych z pyłem zawieszonym w wybranych miastach

Lokalizacja	Liczba pomiarów	Rodzaj aerozolu	OC [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	EC [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Okres pomiarowy	Badacz
Budapeszt (Węgry)	13	PM <sub>2,5</sub>	6,80	3,40	23 kwietnia do 5 maja 2002 r. poza sezonem grzewczym.	(Salma i in., 2004)
Kwai Chung (Hongkong)	231	PM <sub>10</sub>	3,67	3,08	1998 – 2001 r.	(Yu i in., 2004)
Amsterdam (Holandia)	62	PM <sub>2,5</sub>	6,70	1,70	4 lipca do 2 sierpnia 2005 r. 9 września 2005 r. do 9 stycznia 2006 r.	(Viana i in., 2007)
Barcelona (Hiszpania)	63	PM <sub>2,5</sub>	6,90	2,60	27 lipca do 31 sierpnia 2005 r. 16 listopada i 4-16 grudnia 2004 r.	(Vian i in., 2007)
Gandawa (Belgia)	65	PM <sub>2,5</sub>	5,40	1,20	10 czerwca do 16 lipca 2004r i 10 stycznia do 4 lutego 2005 r.	(Viana i in., 2007)
Ateny (Grecja)	ok. 240	PM <sub>10</sub>	6,80	2,20	Styczeń - sierpień 2012 r.	(Grivas i in., 2012)
Praga (Czechy)	ok. 30	PM <sub>10</sub>	5,50	0,80	20 maja do 17 czerwca 2004 r., od 12 do 27 października 2004 r., od 21 lutego do 8 marca 2005 r. i od 19 kwietnia do 2 maja 2005 r.	(Schwarz i in., 2008)
Xi'an (Chiny)	123	PM <sub>1</sub>	21,00	5,10	Latem od 1 lipca do 31 lipca, jesienią od 15 października do 14 listopada, zimą od 15 grudnia do 19 stycznia w 2007 roku i wiosną od 16 marca do 15 kwietnia	(Shen i in., 2010)
Zabrze (Polska)	104	PM <sub>1</sub>	10,99	2,34	24 czerwca do 24 sierpnia 2014 r. oraz od 8 stycznia do 8 marca 2015 r.	(Ta praca)
Warszawa (Polska)	107	PM <sub>1</sub>	4,90	1,16	26 czerwca do 22 sierpnia 2014 r. oraz 8 stycznia do 9 marca 2015	(Ta praca)

Dla porównania wyników otrzymanych w Zabrze i Warszawie przygotowano tabele 28 i 29 które przedstawiają średnie udziały EC i OC w pyle, o różnej średnicy cząstek w wybranych miastach w Europie. Dodatkowo dla szerszego odniesienia przedstawiono w tabeli 30 wyniki badań naukowców z Chin oraz Hongkongu. Stolice państw Europy Zachodniej przedstawiają podobną charakterystykę udziałów OC i EC w pyle. Udziały EC i OC w Warszawie najmocniej są zbliżone do Gandawy, Pragi oraz Amsterdamu. W Zabrze udziały EC i OC są porównywalne do średniej w Xi'a (Chiny), gdzie stosunek udziału EC do OC jest ponad 4 razy mniejszy. Za przyczynę takiego stanu rzeczy podobnie jak w Zabrze, uważa się spalanie węgla niskiej jakości a działania zaradcze jakie rekomendują autorzy artykułu to zastąpienie węgla gazem ziemnym do ogrzewania w okresie zimowym i zmniejszenie emisji z pojazdów silnikowych (Shen i in., 2010). Działania zaproponowane przez Chińczyków mogą mieć zastosowanie w Polskich warunkach. Ważne jest, aby w pracach naukowych, odnieść się do wyników badań innych badawczy, zarówno Polskich jak i zagranicznych, w celu porównania wyników i szerszego spojrzenia na analizowany problem.

### **5.3.2 Zależność pomiędzy pierwiastkami śladowymi, stężeniem pyłu i parametrami meteorologicznymi a widzialnością w Warszawie i Zabrze**

Przed przystąpieniem do kolejnych analiz, niezbędne jest wykonanie analizy której, celem jest przedstawienie współzależności pomiędzy zmiennymi. W Polsce, gdzie stężenia pyłów są dość wysokie, w porównaniu do pozostałych krajów w Europie skład chemiczny PM<sub>1</sub> był dotychczas przedmiotem nielicznych i na ogół krótkich kampanii pomiarowych, ograniczających się raczej do oznaczeń składu pierwiastkowego, bez próby poszukiwania zależności. Analizę korelacji w tutejszym podrozdziale wykonano zbiorczo i z podziałem na dwa sezony: chłodny i ciepły ponieważ jak wykazano w poprzednim rozdziale (tabela 28 i 29) stężenia pierwiastków śladowych w Zabrze i Warszawie ulegały zmienności sezonowej. Współczynniki korelacji pomiędzy widzialnością, a stężeniem PM<sub>1</sub>, pierwiastkami śladowymi i warunkami meteorologicznymi przedstawiono w tabeli 31 i 32.

**Tabela 31.** Wartości współczynnika korelacji w Warszawie, pomiędzy śladowymi pierwiastkami, poziomem PM<sub>1</sub>, parametrami meteorologicznymi a widzialnością

	<b>Widzialność</b>		
	Cały okres	Sezon letni	Sezon zimowy
PM <sub>1</sub>	-0,49	0,15	-0,43
V	0,30	-0,07	-0,07
Mn	-0,14	0,07	0,04
Co	0,08	-0,14	-0,04
Ni	-0,13	0,00	0,18
Cu	-0,08	-0,09	-0,09
Zn	-0,19	-0,1	0,07
As	0,14	0,00	-0,26
Rb	0,30	0,08	-0,30
Sr	0,18	-0,09	0,17
Cd	-0,23	-0,03	-0,17
Pb	-0,35	0,12	-0,10
Ga	0,21	0,01	-0,26
Cr	0,14	-0,05	-0,07
Mo	-0,36	-0,08	-0,23
Al	-0,19	-0,01	-0,29
Mg	-0,09	-0,14	-0,1
Ti	0,45	-0,05	-0,11
OC	-0,51	0,33	-0,37
EC	-0,54	0,07	-0,49
T	0,69	0,21	0,32
Wilg	-0,64	-0,62	-0,39
O	0,15	-0,01	0,16
V	0,01	0,17	0,55
C	-0,20	0,15	-0,33

**Objaśnienia:** T – temperatura powietrza [°C], Wilg – wilgotność względna powietrza [%], V – prędkość wiatru [km/h], C- ciśnienie atmosferyczne [hPa], O – wysokość opadu atmosferycznego [mm]

**Tabela 32.** Wartości współczynnika korelacji w Zabrze, pomiędzy śladowymi pierwiastkami, poziomem PM<sub>1</sub>, parametrami meteorologicznymi a widzialnością

	Widzialność		
	Cały Sezon	Sezon letni	Sezon zimowy
PM <sub>1</sub>	-0,59	-0,13	-0,37
V	0,47	0,01	-0,04
Mn	0,02	0,16	-0,20
Co	0,08	0,10	-0,06
Ni	0,15	0,02	0,07
Cu	-0,14	-0,08	-0,08
Zn	-0,18	0,15	-0,23
As	-0,31	0,03	-0,28
Rb	0,10	0,18	-0,29
Sr	0,05	-0,09	0,34
Cd	-0,38	-0,18	-0,33
Ba	0,09	-0,10	0,20
Pb	-0,51	-0,09	-0,36
Ga	0,11	0,14	-0,11
Cr	0,34	0,04	0,09
Mo	0,50	0,09	0,01
Al	-0,27	-0,12	-0,06
Mg	0,15	0,02	0,02
Ti	0,36	0,04	-0,34
OC	-0,55	-0,13	-0,34
EC	-0,56	-0,15	-0,28
T	0,69	0,13	0,27
Wilg	-0,56	-0,55	-0,36
O	0,07	-0,18	-0,04
V	0,03	0,10	0,54
C	-0,06	0,14	-0,12

**Objaśnienia:** T – temperatura powietrza [°C], Wilg – wilgotność względna powietrza [%], V – prędkość wiatru [km/h], C- ciśnienie atmosferyczne [hPa], O – wysokość opadu atmosferycznego [mm]

Na podstawie analizy korelacji (tabela 31 i 32) wykazano, że pierwiastki śladowe wpływają na widzialność głównie w sezonie zimowym. W Zabrze w sezonie grzewczym (tabela 32), wykazano korelację pomiędzy widzialnością, pojedynczymi pierwiastkami takimi jak: As (-0,28), Rb (0,29), Cd (-0,33), Pb (-0,36) oraz Ti (-0,34). Jest to niepokojąca informacją biorcą pod uwagę, że wśród pierwiastków śladowych arsen (As), kadm (Cd), chrom (Cr), ołów (Pb) i rtęć (Hg) mają bardzo wysoki stopień toksyczności i wiadomo, że powodują uszkodzenia wielu narządów, nawet przy niższych poziomach narażenia (Jena i in., 2019). W Warszawie w sezonie chłodnym wykazano korelacje pomiędzy widzialnością a tylko dwoma pierwiastkami śladowymi: Rb (-0,30), Al (-0,29) co świadczy

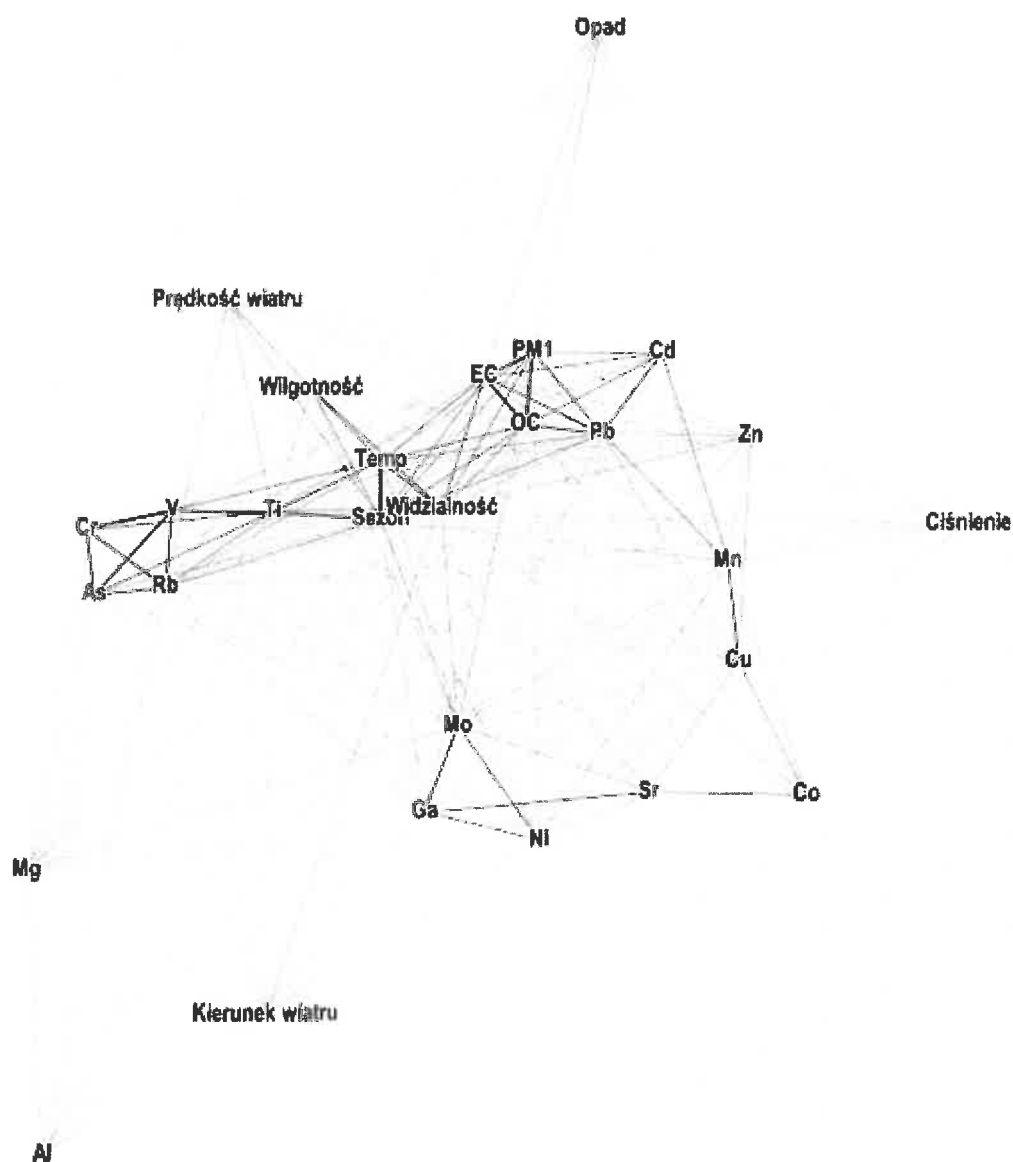
to o zdecydowanie lepszej jakości powietrza w Warszawie aniżeli w Zabrzu. W Indiach wysokie stężenia Pb poza normami regulacyjnymi w obszarze górniczym, nawet po całkowitym wycofaniu benzyny ołowiowej przypisuje się spalaniu węgla i pyłowi węglowemu (Li i in., 2016). W artykule Jena i zespołu z 2019 roku, zbadano współczynnik korelacji Pearsona pomiędzy pierwiastkami śladowymi dochodząc do podobnych wniosków. Uzyskano wysoką korelację pomiędzy As i Pb, które są ważnymi markerami spalania węgla ponad to Pb jest emitowany z ponownie zawieszono pyłu drogowego, zużycia opon i okładzin hamulcowych (Jena i in., 2019). Rogula – Kozłowska (2015) w swoim artykule podobnie wskazała, że średnie stężenia atmosferyczne As, Cd i Pb w Katowicach, były wyższe w okresie grzewczym, a za źródło ich powstania wskazała spalanie paliw kopalnych (Rogula – Kozłowska i in., 2015). Wysokie stężenia związków węgla, sadzy i (zimną) metali ciężkich takich jak As i Pb wskazują, że produkcja prawie całej energii cieplnej i elektrycznej z węgla kamiennego i brunatnego oraz specyficzna emisja komunalna w okresie zimowym są przyczynami niskiej jakości powietrza atmosferycznego w południowej Polsce w ciągu całego roku. Współczynniki korelacji dla węgla elementarnego (EC) i organicznego (OC) są zdecydowanie wyższe w sezonie zimowym w Zabrzu niż w Warszawie, lecz ich wpływ na kształtowanie widzialności możemy dostrzec w całym okresie. W sezonie letnim w Zabrzu, analiza korelacji nie stwierdziła wpływu EC i OC na widzialność. W Warszawie, w sezonie niegrzewczym współczynnik korelacji pomiędzy widzialnością a OC wyniósł 0,33. Stężenia węgla elementarnego (EC) powietrza są ściśle związane z intensywnością absorpcji światła widzialnego i widzialnością (Rogula – Kozłowska i in., 2012). Węgiel elementarny jest emitowany bezpośrednio do atmosfery w wyniku niecałkowitego spalania paliw kopalnych i biomasy. Ze względu na to, że EC nie bierze udziału w reakcjach chemicznych w atmosferze, jest powszechnie stosowany jako wskaźnik emisji pierwotnych (Zhou in., 2016). EC jest emitowany głównie jako sadza pierwotna ze spalania; oczywiście są więc jego wyższe stężenia w otoczeniu zimą lub w całym okresie wzmożonego spalania paliw kopalnych na terenie całej Polski. Jednak w Katowicach, gdzie spalanie przydomowe i intensywny ruch drogowy utrzymują wysokie stężenia EC przez cały rok, stężenia EC w atmosferze wiosną, latem i jesienią również były bardzo wysokie (Rogula- Kozłowska., 2012). Analiza korelacji parametrów meteorologicznych wykazała, że widzialność w Warszawie i Zabrzu, bez względu na porę roku najsilniej związana jest z wilgotnością względną powietrza oraz temperatura. Ciekawym zależność dostrzeżono pomiędzy prędkością wiatru, a widzialnością w sezonie zimowym w Zabrzu (0,54)

i Warszawie (0,55). Wynik analizy potwierdza pozytywny wpływ prędkości wiatru na kształtowanie się zasięgu widzialności. Wiatr wpływa na widzialność pośrednio, wpływając na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń (Singh i in., 2020). W Zabrze analiza korelacji nie potwierdziła wpływu ciśnienia atmosferycznego na widzialność. W Warszawie wpływ ciśnienia atmosferycznego został dostrzeżony głównie sezonie zimowym, jednak korelacja jest na tyle słaba (-0,33), że brak podstaw do jednoznacznego stwierdzenia oddziaływania.

Analiza korelacji pomimo, że obecnie uznawana jest za podstawowe narzędzie statystyczne to potrafi przedstawić cenne wyniki, które mogą dać podstawę do przeprowadzanie bardziej zaawansowanych technik w przyszłości.

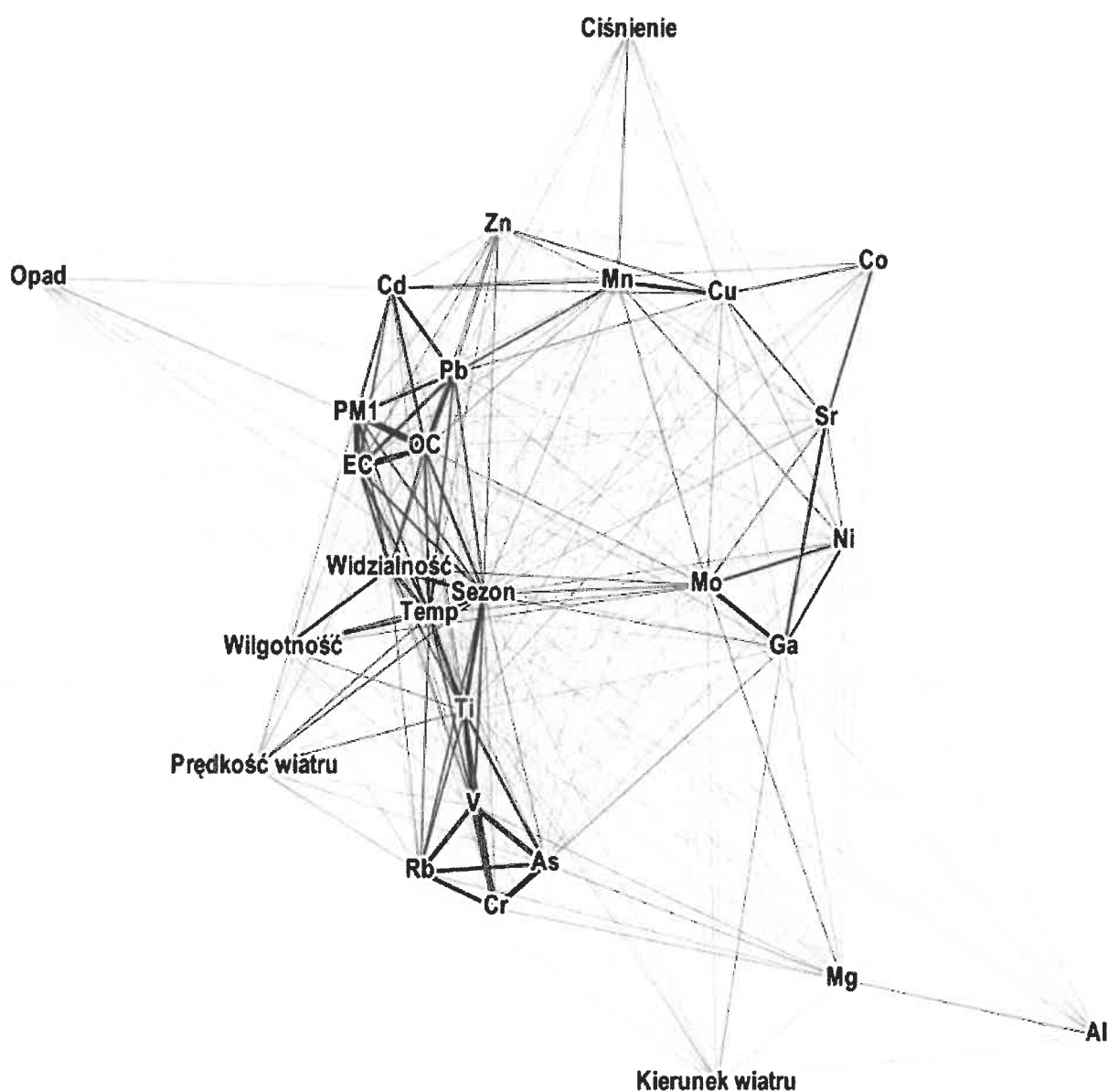
### 5.3.3 Analiza sieci współzależności

W celu sprawdzenia zależności pomiędzy wybranymi parametrami meteorologicznymi, śladowymi pierwiastkami, stężeniem pyłu PM<sub>1</sub>, sezonowością a widzialnością wykorzystano metodę wizualizacji danych w oprogramowaniu Gephi. W analizie zastosowano dane z Warszawy i Zabrza z dwóch największych aglomeracji na terenie Polski (aglomeracji śląskiej i warszawskiej).



Rysunek 26. Sieci korelacji przestrzennej dla Warszawy





**Rysunek 27.** Sieci korelacji przestrzennej dla Zabrze

Na rysunku 26 i 27 możemy zaobserwować, że w sieciach nie ma izolowanych węzłów, co oznacza, że w przestrzennej sieci korelacji nie ma zmiennych które nie posiadają ze sobą związku. Porównując obie sieci zależności w Warszawie oraz w Zabrzu możemy dostrzec różnice. Z widzialnością w Warszawie najmocniej skorelowane są parametry meteorologiczne takie jak: temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza i prędkość wiatru oraz sezon. W Zabrzu możemy zaobserwować, że siły związku pomiędzy zmiennymi są zdecydowanie większe niż w Warszawie, z powodu mniejszej odległości pomiędzy zmiennymi oraz grubszymi liniami. Na podstawie analizy sieci

przygotowanej dla Zabrze stwierdzono, że na widzialność większy wpływ mają pierwiastki śladowe takie jak Pb, Cd i Ti oraz stężenie  $PM_{10}$ , w przeciwieństwie do Warszawy, gdzie to warunki meteorologiczne w głównej mierze kształtują widzialność. Obecnie w Polskiej jak i zagranicznej literaturze, trudno o odszukanie publikacji, która by bezpośrednio analizowała jakość powietrza, parametry meteorologiczne, skład chemiczny pyłu i widzialność za pomocą wizualizacji danych. To powoduje, że trudno odnieść wyniki własne do wyników innych badaczy. Dodatkowym problemem może być mała średnica cząstek pyłu zawieszonego. Ze względu na wielkość cząstek, pył zawieszony  $PM_{10}$  nie jest powszechnie wykorzystywany do analiz związanych z jakością powietrza. W ostatnich latach można dostrzec zwiększone zainteresowanie tą frakcją pyłu ponieważ udowodniono, że ma największy wpływ na zdrowie człowieka. Ponadto w literaturze przedmiotu zdecydowanie częściej analizowane są związki chemiczne a nie pojedyncze pierwiastki. Badanie to, w niniejszej rozprawie, ma za zadanie potwierdzić dotychczas uzyskane wyniki analiz, za pomocą innych narzędzi analitycznych. Wyniki otrzymane z wykorzystaniem wizualizacji przestrzennej dla Zabrze potwierdzają wyniki otrzymane w innych badaniach zagranicznych, gdzie stwierdzono, że sezonowe wahania widzialności były uzależnione głównie od wilgotności względnej i pyłu drobnego  $PM_{10}$ , jak również widzialność była skorelowana ze wzrostem stężeń masowych EC (Kim i in., 2006).

## 6. Podsumowanie i wnioski

W niniejszej pracy podjęto pierwszą w Polsce próbę zbioru obszernej bazy danych, na podstawie której przeprowadzono, kompleksowe badania, mające na celu określenie wpływu parametrów meteorologicznych i zanieczyszczeń powietrza na widzialność w obrębie siedmiu lokalizacji na terenie kraju: Białystok, Katowice, Kielce, Kraków, Lublin, Warszawa i Zakopane w latach 2010 – 2020. Przedstawiona praca skupia się na analizie widzialności jako złożonej kwestii silnie związanej z jakością powietrza, warunkami meteorologicznymi i dodatkowymi czynnikami. Dane dotyczące parametrów meteorologicznych, w tym widzialności, pobrano z zasobów archiwalnych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, natomiast dane na temat poziomów stężeń zanieczyszczeń pozyskano z banku danych pomiarowych Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Dodatkowo w pracy przeanalizowano dane dotyczące składu chemicznego pyłu zawieszonego PM<sub>1</sub> w celu określenia związku składu chemicznego z widzialnością w dwóch miastach na terenie Polski (Warszawa oraz Zabrze). Po przeprowadzeniu wnikliwego przeglądu literatury, stwierdzono brak wystarczającej ilości prac naukowych w Europie poruszających kwestie związane z widzialnością. Jest to trudne do zrozumienia, choćby dlatego, że w Europie jest niemal 400 lotnisk, które monitorują widzialność, co sprawia, że pozyskanie danych nie stanowi problemu. Wiele krajów na świecie uważa widzialność, jako zamiennik do oceny jakości powietrza, w miejscach, gdzie podstawowy monitoring jest niemożliwy. Obecnie w krajach Afrykańskich znajduje się niewiele stacji meteorologicznych i miejsc monitoringu jakości powietrza. Skutkuje to brakiem długoterminowych danych, które pozwoliłyby zrozumieć trendy w jakości powietrza. Główną przeszkodą w pomiarach i monitorowaniu zanieczyszczeń powietrza w krajach rozwijających, jest wysoki koszt zakupu urządzeń do wykonywania pomiarów, w tym ich kalibracji i certyfikacji, ponadto problemem może być również brak wykwalifikowanego personelu do obsługi stacji oraz odpowiednio przystosowanej infrastruktury. W trakcie pracy nad przeglądem literatury stwierdzono, że najwięcej artykułów naukowych związanych z widzialnością powstało w Chinach i Tajwanie. W krajach Azjatyckich, występuje duży problem związany ze złą jakością powietrza. Determinuje to, tamtejszych naukowców do podjęcia badań związanych z jakością powietrza w szerokim zakresie z wykorzystaniem większej ilości czynników. Aby potwierdzić lub zaprzeczyć postawionej na początku doktoratu hipotezie badawczej, przeprowadzono podstawowe analizy statystyczne mające na celu wstępne scharakteryzowanie widzialności, stężeń

zanieczyszczeń powietrza PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> i SO<sub>2</sub> oraz wybranych parametrów meteorologicznych. Dodatkowo, w pracy przeprowadzono analizę korelacji i regresji mające na celu wnikliwe określenie związku stężeń zanieczyszczeń powietrza i parametrów meteorologicznych na widzialność. Analizy korelacji przeprowadzono z uwzględnieniem dwóch sezonów: sezon ciepły – nie grzewczy oraz sezon zimowy – grzewczy tak aby potwierdzić lub zaprzeczyć wpływu sezonowości na widzialność. Co więcej, w pracy przeprowadzono analizy zaliczane do metod uczenia maszynowego z ang. data mining (analiza skupień metodą k-średnich oraz las losowy), których wyniki posłużyły do realizacji założonych celów rozprawy. Dodatkowym elementem pracy jest powiązanie składu chemicznego pyłu PM<sub>1</sub> z widzialnością. W celu określenia wpływu składu chemicznego pyłu PM<sub>1</sub> na widzialność przeprowadzono podstawowe analizy statystyczne (średnie, minimum, maksimum oraz odchylenie standardowe), analizę korelacji oraz nowość: analizę sieci współzależności w programie Gephi. Metoda wizualizacji dotychczas znajdowała swoje zastosowanie w danych bibliometrycznych. Wykorzystanie jej do graficznego przedstawienia związku pomiędzy stężeniem i składem chemicznym pyłu, parametrami meteorologicznym, sezonem a widzialnością jest nowatorskim podejściem, i podstawą do kontynuowania badań ze względu na niedobór prac naukowych w tym wąskim zakresie.

Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono, co następuje:

1. Średnia widzialność w latach 2010 – 2019 w Katowicach wyniosła –  $14,97 \pm 7,41$  km, w Kielcach –  $16,66 \pm 9,73$  km, w Lublinie –  $17,96 \pm 10,39$  km, w Warszawie –  $18,56 \pm 8,59$  km, w Białymstoku –  $19,47 \pm 11,04$  km, w Krakowie –  $19,65 \pm 11,9$  km oraz w Zakopanym –  $20,34 \pm 10,58$  km. Średni zasięg widzialności w Polsce jest porównywalny do widzialności w Budapeszcie (Węgry), która wynosi  $16,40 \pm 23,00$  km oraz do widzialności w Kampali ( $15,20 \pm 7,40$  km) oraz Nairobi  $18,60 \pm 6,70$  km (Afryka). Widzialność w Chinach jest zdecydowanie niższa niż w Polsce i wynosi 10,67 km w Pekinie, 8,59 km w Szanghaju oraz 7,50 km w Hangzhou.
2. Stężenia pyłu PM<sub>10</sub> uśrednione dla okresu 2010 – 2019 wahały się od  $23,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$  w Białymstoku do  $42,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$  w Krakowie. Zestawienie wyników z podziałem na sezon ciepły (nie grzewczy) i chłodny (grzewczy), pozwoliło stwierdzić, że w miastach zlokalizowanych na południu Polski takich jak: Kielce, Kraków, Katowice i Zakopane, w sezonie chłodnym zarejestrowano prawie

- dwukrotnie wyższe stężenia PM<sub>10</sub>, w porównaniu do sezonu ciepłego. Na terenie Polski południowej koncentrują się czynniki które negatywnie wpływają na jakość powietrza. Wysoka gęstość zaludnienia i zabudowy jednorodzinnej, wykorzystanie paliw kopalnych w domowych kotłach, emisja przemysłowa oraz niekorzystne ukształtowanie terenu są odpowiedzialne za przekroczenia poziomów dopuszczalnych w powietrzu i negatywnie wpływają na jakość powietrza.
3. Nie stwierdzono przekroczeń poziomów NO<sub>2</sub> uśrednionego dla lat 2010 – 2019 oraz biorąc pod uwagę podział na sezon ciepły i chłodny w żadnym z badanych miast. Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że najmniej korzystnie, w porównaniu do pozostałych lokalizacji, wygląda sytuacja w Krakowie i Katowicach. W Krakowie średni poziom stężenia NO<sub>2</sub>, w latach 2010-2019 wynosi 27,52 µg/m<sup>3</sup> (sezon zimowy – 31,31 µg/m<sup>3</sup>, sezon letni – 24,30 µg/m<sup>3</sup>), a w Katowicach bez 30,60 µg/m<sup>3</sup> (sezon zimowy – 34,24 µg/m<sup>3</sup>, sezon letni – 27,54 µg/m<sup>3</sup>). Pomimo, braku przekroczeń średniorocznych wartości NO<sub>2</sub> w wybranych miastach, niepokojącym zjawiskiem jest również to, że ciężko dostrzec tendencję spadkową poziomów zanieczyszczeń.
  4. We wszystkich analizowanych miastach, za wyjątkiem Zakopanego, wartości stężeń dopuszczalnych dla stężenia SO<sub>2</sub> zostały dotrzymane. W Zakopanem możemy zaobserwować podwyższony poziom zanieczyszczeń SO<sub>2</sub> w 2010 roku – 21,09 µg/m<sup>3</sup>, 2011 roku – 22,24 µg/m<sup>3</sup>, 2012 roku – 23,56 µg/m<sup>3</sup>, 2013 roku – 21,05 µg/m<sup>3</sup>, 2017 roku – 20,45 µg/m<sup>3</sup> i 2018 roku – 20,44 µg/m<sup>3</sup>. W pozostałych niewymienionych latach (2014, 2015 i 2016) mimo że, poziom dopuszczalny nie został przekroczony, to wartości były dość zbliżone do wartości granicznej i osiągały poziom 18 µg/m<sup>3</sup>. Za przyczynę takiego stanu odpowiada głównie spalanie w gospodarstwach domowych węgla o niskiej jakości
  5. Zaobserwowano tendencję spadkową średnich rocznych poziomów stężeń zanieczyszczeń PM<sub>10</sub> w Kielcach, Białymstoku, Lublinie i Warszawie. Najbardziej niekorzystna sytuacja – najwyższe stężenie średnioroczne, wystąpiły w Katowicach i Krakowie. W Katowicach, największym mieście, które wchodzi w skład GOPu (Górnośląski Okręg Przemysłowy), średnioroczne stężenia wynosiły w 2010 roku – 57,30 µg/m<sup>3</sup>, 2011 roku – 48,89 µg/m<sup>3</sup>, 2012 roku – 48,90 µg/m<sup>3</sup>, 2013 roku – 41,54 µg/m<sup>3</sup>, 2014 roku – 41,82 µg/m<sup>3</sup>, 2017 roku – 40,66 µg/m<sup>3</sup>. Pomimo, że w 2015, 2016, 2018 i 2019 roku w Katowicach zaobserwowano spadek

stężeń zanieczyszczeń, to wartości te są wciąż dość wysokie i trudno stwierdzić znaczącą poprawę jakości powietrza w tym regionie.

6. W Krakowie w 2010 i 2011 roku, odnotowano prawie dwukrotnie wyższe stężenia  $PM_{10}$ , powyżej poziomu dopuszczalnego substancji w powietrzu dla jednorocznego okresu uśredniania. W latach 2013 – 2016 jakość powietrza poprawiła się, nie przekraczając progu  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , jednak już od 2017 do 2019 roku, normy ponownie zostały przekroczone. W Zakopanem średnioroczne stężenia zanieczyszczenia  $PM_{10}$  w 2010 roku wynosiły  $43,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a w 2011 roku –  $43,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  przekraczając nieznacznie normę określoną prawem. W Kielcach, Białymstoku, Lublinie i Warszawie zaobserwowano znaczny spadek średnich rocznych stężeń zanieczyszczeń  $PM_{10}$ . Najkorzystniejszą sytuacją wygląda w Kielcach, gdzie w 2010 roku średnioroczne stężenie  $PM_{10}$  w powietrzu wynosiło  $40,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a w 2019 –  $24,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , wskazując spadek stężeń zanieczyszczeń o  $15,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
7. W latach 2010 – 2019 lat temperatura powietrza wzrosła średnio o  $2,5^\circ\text{C}$ . Największą dynamikę zmian obserwujemy w Krakowie, gdzie w 2010 roku średnioroczna temperatura powietrza wyniosła  $7,4^\circ\text{C}$ , a w 2019 roku –  $10,4^\circ\text{C}$ . We wszystkich, poddanych badaniu miastach zarejestrowano spadek wilgotności względnej powietrza o średnio  $4,2\%$  w ciągu dziesięciu lat. Wartość średniej wilgotności względnej powietrza w Warszawie zawiera się w przedziale od  $78,9\%$  w 2010 roku do  $72,3\%$  już w 2019 roku, przedstawiając największą dynamikę zmian. Poza Warszawą również Lublin charakteryzuje się dużym spadkiem wartości wilgotności względnej powietrza. W 2010 roku średnia wilgotność względna powietrza wynosiła  $83,9\%$ , a w 2019 roku –  $77,0\%$ . Przy analizie warunków wietrznych, trudno stwierdzić jednoznaczną tendencję. W miastach takich jak Zakopane i Warszawa dostrzegamy niewielki wzrost prędkości wiatru, a w pozostałych miastach: Białystok, Kielce, Lublin, Katowice i Kraków, spadek prędkości wiatru. W każdej lokalizacji stwierdzono wzrost wartości ciśnienia atmosferycznego. Wielkość zmian średniorocznych wartości ciśnienia atmosferycznego można przedstawić w kolejności malejącej rozpoczynając od: Zakopane > Kielce > Kraków > Katowice > Lublin > Warszawa > Białystok. W 2010 roku średnia roczna suma opadów atmosferycznych w Zakopanem wyniosła  $1645,4 \text{ mm}$ , tj. prawie dwukrotnie więcej, niż w 2012 roku –  $884,5 \text{ mm}$ . We wszystkich analizowanych miastach, za

wyjątkiem Krakowa, zanotowano znaczny spadek średniorocznych sum opadów atmosferycznych.

8. Wyniki analizy korelacji potwierdziły wpływ sezonowości na zasięg widzialności. Widzialność najsilniej związana jest ze stężeniem  $PM_{10}$  w sezonie chłodnym, dotyczy to głównie stacji w Katowicach (-0,51) na ulicy Plebiscytowej oraz w Warszawie na ulicy Wokalnej (-0,52). W sezonie ciepłym, w porównaniu do sezonu chłodnego, siła związku pomiędzy zmiennymi była zdecydowanie niższa i wynosiła w Katowicach (-0,37), a w Warszawie (-0,20). Analiza korelacji pozwoliła na stwierdzenie, że w Katowicach, tuż za  $PM_{10}$ , najsilniej skorelowany z widzialnością jest  $SO_2$  (-0,45), kolejno  $NO_2$  (-0,48). W Warszawie, w porównaniu do pozostałych miast wykazano najsilniejszy związek pomiędzy widzialnością, a temperaturą powietrza (0,61). Wilgotność względna powietrza najmocniej związana jest z widzialnością w Kielcach (-0,72). Analiza korelacji wykazała związek pomiędzy prędkością wiatru a widzialnością we wszystkich miastach, za wyjątkiem Kielc. Analiza statystyczna wykazała zależność pomiędzy ciśnieniem atmosferycznym a widzialnością, jednak związek jest na tyle słaby, że trudno jednoznacznie określić wpływ ciśnienia atmosferycznego na widzialność. Analiza korelacji dowiodła, że oprócz zanieczyszczeń powietrza, parametry meteorologiczne są czynnikami, które determinują widzialność i jej reakcję na inne czynniki.
9. Wyniki analizy regresji pozwalają stwierdzić, że model najlepiej dopasowany jest w Katowicach na ulicy Plebiscytowej, ponieważ pozwala wyjaśnić ponad 73% zmienności widzialności. W modelu dla stacji w Katowicach znalazło się pięć zmiennych niezależnych. Największy wpływ na kształtowanie się widzialności mają kolejno:  $PM_{10}$ , temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, prędkość wiatru oraz ciśnienie atmosferyczne. Na stacji w Warszawie w skład modelu wchodzi wszystkie zmienne niezależne, które zostały wybrane do opracowania modelu. Największy wpływ na widzialność mają w kolejności:  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$ , temperatura powietrza, prędkość wiatru, ciśnienie atmosferyczne, opad atmosferyczny oraz wilgotność względna powietrza. Opracowany model dla Warszawy wyjaśnia 70% zmienności widzialności. Model dla Lublina wyjaśnia 69% zmienności modelowanej zmiennej zależnej – widzialności. Na postać modelu wpływa głównie  $PM_{10}$ , temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza oraz prędkość wiatru. W Białymstoku model dopasowany jest w 61%, a zmienne które

najmocniej wpływają na widzialność w kolejności to: PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, prędkość wiatru, ciśnienie atmosferyczne oraz opad atmosferyczny. W Krakowie, główny wpływ na postać modelu widzialności ma PM<sub>10</sub>, temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza oraz prędkość wiatru. Model wyjaśnia zmienność widzialności w 60%. Na stacji w Kielcach na widzialność przede wszystkim wpływa: PM<sub>10</sub>, temperatura powietrza, wilgotność powietrza oraz opad atmosferyczny. Model ten wyjaśnia 54% zmienności. Najsłabszy model uzyskano dla Zakopanego, gdyż wyjaśnia on tylko 41% zmienności. Zmienne, które wpływały istotnie na widzialność to: SO<sub>2</sub>, temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza oraz ciśnienie atmosferyczne. Słabe miary dopasowania modelu dla Zakopanego sygnalizują konieczność dalszej próby poszukiwania narzędzi statycznych, które precyzyjniej scharakteryzują widzialność i czynniki mające na nią wpływ.

10. Analiza skupień przygotowana dla każdego miasta osobno, potwierdziła różnice w kształtowaniu widzialności, w obrębie badanych stacji. W Kielcach na widzialność w sezonie zimowym główny wpływ ma temperatura powietrza i stężenia PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> oraz SO<sub>2</sub>. W Katowicach w sezonie zimowym najwyższe stężenia zanieczyszczeń pyłowych zaobserwowano w styczniu – 59,42 µg/m<sup>3</sup> (w przypadku do PM<sub>10</sub> doszło do przekroczenia wartości dopuszczalnej określonej w rozporządzeniu), dodatkowo styczeń charakteryzuje się niską temperaturą powietrza (0,1°C), wysoką wilgotnością względną powietrza (89,1%), wysoką prędkością wiatru – (10,1 km/h) oraz ograniczoną widzialnością na poziomie 7,3 kilometra. W październiku, w sezonie zimowym występują niższe poziomy stężenie zanieczyszczeń, wyższe temperatury powietrza (6,9°C), niższa wilgotność względna powietrza (84,0%), wyższa prędkością wiatru (12,0 km/h), wyższe opady atmosferyczne (4,1 mm) i widzialnością na poziomie 13 kilometrów. Widzialność w Katowicach wzrasta wraz z temperaturą powietrza i prędkością wiatru oraz jest w dużej mierze zależna od wielkości stężeń zanieczyszczeń. W Krakowie, zwracając uwagę na średnie poziomy stężenie zanieczyszczeń powietrza, trudno dostrzec wyraźną różnicę pomiędzy klastrami. Dopiero wynik średniej temperatury powietrza, wilgotności względnej powietrza i widzialności wskazuje na zróżnicowanie. Oprócz stężeń zanieczyszczeń powietrza, istotny wpływ na widzialność ma wilgotność względna otoczenia, ponieważ zależności ilościowe między stężeniami pyłów a widzialnością, różnią



się w zależności od wilgotności względnej powietrza. W Warszawie wyniki analizy skupień pozwoliły na stwierdzenie, że widzialność rośnie wraz ze wzrostem temperatury powietrza i prędkością wiatru. Ciekawe wyniki przedstawiła analiza skupień dla Lublina. Dostrzeżono, że zanieczyszczenia PM<sub>10</sub> i NO<sub>2</sub>, są dwukrotnie wyższe, natomiast poziom stężenia SO<sub>2</sub> jest na dość wysokim – zbliżonym poziomie. Przegląd literatury pozwolił na wyciągnięcie wniosku, że SO<sub>2</sub> wpływa na widzialność, głównie w sezonie zimowym przy występujących niskich temperaturach powietrza. SO<sub>2</sub> pogarsza widzialność poprzez tworzenie wtórnych drobnych cząstek siarczanów w niskiej temperaturze, które skutecznie rozpraszają światło pogarszając widzialność. Średnia widzialność w skupieniu 3 wynosi 27,0 kilometrów, a temperatura powietrza wynosi 17,2°C. W skupieniu 2 widzialność nie przekracza 7,3 kilometra a temperatura osiąga 0,2°C. Przytoczony przykład dowodzi, że często same wysokie poziomy stężenia zanieczyszczeń, nie są kluczowymi czynnikami wpływającymi na widzialność. Problem niskiej widzialności jest bardziej złożony i oprócz stężeń zanieczyszczeń kluczową rolę pełnią parametry meteorologiczne, które w ciągu roku ulegają zmianie. W Białymstoku, podobnie jak w Lublinie parametry meteorologiczne pełnią kluczową rolę, wpływając na zasięg widzialności. Prędkość wiatru w Lublinie jest znacząco wpływającym na widzialność parametrem meteorologicznym, a większa widzialność zwykle zbiega się z niższą wilgotnością względną powietrza oraz opadami atmosferycznymi, które dwojako wpływają na widzialność, ponieważ z jednej strony opady atmosferyczne wymywają zanieczyszczenia powietrza z atmosfery, a z drugiej strony zwiększają wilgotność względną powietrza, która bezpośrednio wpływa na widzialność ograniczając ją. W Zakopanym emisje zanieczyszczeń; głównie SO<sub>2</sub> spowodowane emisją z rozproszonych i niskich źródeł powodują pogorszenie widzialności. Analiza skupień metodą k – średnich, przeprowadzona na potrzebę niniejszej rozprawy doktorskiej, w sposób wnikliwy przedstawiła współzależności pomiędzy widzialnością, a zanieczyszczeniami powietrza i parametrami meteorologicznymi w wybranych miastach, oraz pozwoliła zidentyfikować specyficzne warunki kształtujące widzialność. Interesujące może być to, że w każdej stacji udało się odnaleźć ciekawe do interpretacji, niejednoznaczne wyniki, znacząco odbiegające od schematów. Dodatkowo, analiza skupień dopełniła i potwierdziła wyniki ze wcześniejszych przeprowadzonych analiz korelacji i regresji.

11. Na podstawie wyników analizy modelowania algorytmu lasu losowego stwierdzono, że największy wpływ (najwyższą ważność) na widzialność w Polsce, bez względu na jej zakres, wykazuje wilgotność względna powietrza. W analizie lasów losowych najważniejszymi zmiennymi wpływającymi na widzialność są: wilgotność względna powietrza, temperatura powietrza oraz stężenia zanieczyszczeń powietrza. Wyróżnia się dwie tendencje. Przy widzialności do 10 kilometrów, tuż za wilgotnością względną powietrza, w rankingu ważności zmiennych występuje głównie PM<sub>10</sub>, kolejno NO<sub>2</sub> lub SO<sub>2</sub>, a wraz ze wzrostem zasięgu widzialności; parametry meteorologiczne zyskują na znaczeniu. W celu wzbogacania pracy, do analizy włączono takie predyktory jak gęstość zaludnienia na km<sup>2</sup> oraz liczba samochodów na 1000 mieszkańców. Analiza lasów losowych wykazała, że czynniki antropogeniczne mają duży wpływ na widzialność i odpowiadają za jej niski poziom. Wraz ze wzrostem widzialności, czynniki antropogeniczne spadają w rankingu. Sezon i miesiąc to predyktory, które swoje znaczenie zaczynają wykazywać przy widzialności w zakresach: do 10 km, do 15 km, do 19 km. Miesiąc i sezon to predyktory odnoszące się czasu, a jak potwierdziły to już analizy korelacji (tabela 16) oraz analizy skupień (tabele 18 – 23), pora roku ma duży wpływ na kształtowanie się widzialności ze względu na charakterystyczne dla danego okresu warunki meteorologiczne i stężenia zanieczyszczeń. Analiza nie wykazała, aby kierunek wiatru wraz z szerokością i długością geograficzną miał znaczący wpływ na kształtowanie się widzialności. Model lasu losowego posiada zadowalające zdolności predykcyjne dzięki wysokim wartościom dokładności ACC, czułości SENS oraz specyficzności SPEC dla widzialności w zakresach: do 10 km, do 15 km, do 19 km. Dla niskich zakresów widzialności do 2 km i do 5 km miary dopasania są dość niskie. Niskie możliwości predykcyjne modeli mogą być spowodowane wieloma czynnikami takimi jak: zróżnicowanie lokalne i topograficzne pomiędzy stacjami, dodatkowo występują znaczne różnice w gęstości zaludnienia i liczbie samochodów w każdym z analizowanych obszarów. Jednym z kryterium wyboru lokalizacji było zróżnicowanie pod względem lokalnym i topograficznym, co oczywiście może w wielu analizach może przedstawić dość ciekawe wyniki, lecz w analizach które badają dane zbiorczo, może być poważną przeszkodą, która odpowiada za niskie możliwości predykcji modelu. Miasta wybrane do analizy zlokalizowane są na terenie południowej

i wschodniej Polski. Warunki meteorologiczne na tym terenie znacznie się różnią |i to można uznać za kolejną przyczynę, dla której zdolności predykcyjne modeli są dość niskie. Oznacza to jednak, że oprócz podstawowych predyktorów takich jak: stężenia aerozoli i parametry meteorologiczne, należy wprowadzić nowe ważne zmienne wejściowe.

12. Stwierdzono, że najwyższe średnie stężenie pierwiastków śladowych w sezonie letnim w Zabrze wykazuje: Mg (173,36 ng/m<sup>3</sup>), Al (87,70 ng/m<sup>3</sup>), Ni (48,35 ng/m<sup>3</sup>), Ti (42,51 ng/m<sup>3</sup>) oraz Zn (33,48 ng/m<sup>3</sup>). Dodatkowo stężenia masowe składników chemicznych PM<sub>1</sub> w Zabrze w sezonie letnim można przedstawić w kolejności malejącej:

Mg>Al>Ni>Ti>Zn>Cr>Mo>Pb>Ba>V>Mn>Cu>As>Rb>Sr>Ga>Cd>Co.

W sezonie zimowym stężenia masowe pierwiastków, wykazują wyższe wartości i zdecydowanie inne uprządkowanie, potwierdzając tym samym wpływ sezonowości na stężenia masowe pierwiastków: Al>Mg>Zn>Ni>Pb>Ti>Cr>Cu>Mn>Ba>Mn>As>Sr>V>Rb>Ga>Cd>Co.

Najwyższe średnie stężenie w sezonie zimowym wykazuje Al (235,42 ng/m<sup>3</sup>). W przeciwieństwie do sezonu letniego, gdzie to Mg charakteryzuje się najwyższym stężeniem, w sezonie zimowym jest dopiero drugi w kolejności Mg (113,84 ng/m<sup>3</sup>), następnie Zn (51,06 ng/m<sup>3</sup>), Ni (38,56 ng/m<sup>3</sup>) i Pb (26,11 ng/m<sup>3</sup>). W Warszawie stężenia masowe pierwiastków, w porównaniu do Zabrze, są zdecydowanie niższe i wykazują słabszą sezonowość. W sezonie letnim stężenie Mg wynosiło 130,53 ng/m<sup>3</sup>, a w sezonie zimowym nieznacznie więcej – 133,03 ng/m<sup>3</sup>. W sezonie zimowym stężenie masowe Al (88,07 ng/m<sup>3</sup>) jest wyższe o 22,38 ng/m<sup>3</sup> w stosunku do sezonu letniego (65,69 ng/m<sup>3</sup>) i jest to przykład, gdzie wyniki badań były na tyle rozbieżne, aby stwierdzić wpływ sezonowości na stężenia masowe pierwiastków. Stężenia masowe składników chemicznych PM<sub>1</sub> w Warszawie w sezonie letnim można uszeregować w następującej kolejności malejącej:

Mg>Al>Ti>Ni>Cr>Mo>Zn>V>Ga>Pb>Cu>As>Sr>Mn>Rb>Ba>Co>Cd,

natomiast w zimie skład pierwiastkowy PM<sub>1</sub> odzwierciedla następująca kolejność: Mg>Al>Ni>Mo>Zn>Cr>Ti>Pb>V>Cu>Mn>As>Sr>Ba>Rb>Cd>Co>Ga.

Wyższe stężenia Al, Mg, Zn, Ni i Pb w Zabrze w sezonie zimowym są prawdopodobnie spowodowane niską niekontrolowaną emisją z przydomowych kotłów, wydobywaniem węgla oraz najlepiej rozwiniętym przemysłem hutniczym

w kraju. W sezonie chłodnym – grzewczym zaobserwowano zdecydowanie wyższe poziomy EC i OC w porównaniu do sezonu letniego – niegrzewczego, w Zabrzu i Warszawie, przy czym w Zabrzu stężenia te są znacznie wyższe.

13. Analizy korelacji pomiędzy śladowymi pierwiastkami, poziomem PM<sub>1</sub>, parametrami meteorologicznymi a widzialnością wykazały, że pierwiastki śladowe wpływają na widzialność głównie w sezonie zimowym. W Zabrzu, w sezonie grzewczym wykazano korelację pomiędzy widzialnością, a pojedynczymi pierwiastkami takimi jak: As (-0,28), Rb (0,29), Cd (-0,33), Pb (-0,36) oraz Ti (-0,34). Jest to niepokojąca informacja, biorąc pod uwagę, że wśród pierwiastków śladowych arsen (As), kadm (Cd), chrom (Cr), ołów (Pb) i rtęć (Hg) mają bardzo wysoki stopień toksyczności i wiadomo, że powodują uszkodzenia wielu narządów, nawet przy niższych poziomach stężenia. W Warszawie w sezonie chłodnym wykazano korelacje pomiędzy widzialnością, a tylko dwoma pierwiastkami śladowymi: Rb (-0,30), Al (-0,29). Świadczy to o zdecydowanie lepszej jakości powietrza w Warszawie aniżeli w Zabrzu.
14. Porównując obie sieci zależności w Warszawie oraz w Zabrzu możemy dostrzec różnice. Z widzialnością w Warszawie najmocniej skorelowane są parametry meteorologiczne takie jak: temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza i prędkość wiatru oraz sezon. Na podstawie analizy sieci przygotowanej dla Zabrze stwierdzono, że na widzialność większy wpływ mają pierwiastki śladowe takie jak Pb, Cd i Ti oraz stężenie PM<sub>1</sub>, w przeciwieństwie do Warszawy, gdzie to warunki meteorologiczne w głównej mierze kształtują widzialność.

Wiedza na temat wpływu poszczególnych czynników na widzialność jest niezwykle ważna, ze względu na to, że pomiary widzialności wykonywane są rutynowo na stacjach lotniskowych. Pomimo, coraz większej dostępności infrastruktury badawczej istnieją na świecie jeszcze miejsca, gdzie podstawowy monitoring nie jest dostępny. Widzialność, może być wykorzystana jako wskaźnik jakości powietrza. Determinuje to do podjęcia dalszych, rozszerzonych badań nad określeniem jeszcze bardziej precyzyjnych metod szacowania poziomów stężeń zanieczyszczeń na podstawie pomiarów widzialności.

## 7. Literatura

1. Achilleos, S., E. Al-Ozairi, B. Alahmad, E. Garshick, A. M. Neophytou, W. Bouhamra, M. F. Yassin i P. Koutrakis (2019). "Acute effects of air pollution on mortality: a 17-year analysis in Kuwait." *Environment international* 126: 476-483.
2. Almetwally, A. A., Bin-Jumah, M., & Allam, A. A. (2020). Ambient air pollution and its influence on human health and welfare: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 24815-24830.
3. Aman, N., K. Manomaiphiboon, P. Pengchai, P. Suwanathada, J. Srichawana i N. Assareh (2019). "Long-term observed visibility in eastern Thailand: Temporal variation, association with air pollutants and meteorological factors, and trends." *Atmosphere* 10(3): 122.
4. Amoabeng Nti, A. A., Arko-Mensah, J., Botwe, P. K., Dwomoh, D., Kwarteng, L., Takyi, S. A., o Fobil, J. N. (2020). Effect of particulate matter exposure on respiratory health of e-waste workers at Agbogbloshie, Accra, Ghana. *International journal of environmental research and public health*, 17(9), 3042.
5. Anioł, E. i G. Majewski (2019). "Long-term trends in visibility and its characteristics in selected regions of Poland." *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences* 2019(4)): 594-609.
6. Anioł, E., Szelağ, B., Kula, D., Ignar, S., & Majewski, G. (2022). THE IMPACT OF AIR QUALITY AND METEOROLOGICAL CONDITIONS INCLUDING VISIBILITY ON TOURISM: THE CASE OF ZAKOPANE (POLAND). *Scientific Papers of the Main School of Fire Service*, 84, 31-53.).
7. ARMAAG. (2004). Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej w roku 2003 i informacja o działalności fundacji ARMAAG, Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej 2004
8. Atkinson, R. W., B. K. Butland, H. R. Anderson i R. L. Maynard (2018). "Long-term concentrations of nitrogen dioxide and mortality: a meta-analysis of cohort studies." *Epidemiology (Cambridge, Mass.)* 29(4): 460.
9. Baldauf, R. W., D. D. Lane i G. A. Marote (2001). "Ambient air quality monitoring network design for assessing human health impacts from exposures

- to airborne contaminants." *Environmental Monitoring and Assessment* 66(1): 63-76.
10. Beaver, S. i A. Palazoglu (2006). "Cluster analysis of hourly wind measurements to reveal synoptic regimes affecting air quality." *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 45(12): 1710-1726.
  11. Bell, M. L., A. McDermott, S. L. Zeger, J. M. Samet i F. Dominici (2004). "Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987-2000." *Jama* 292(19): 2372-2378.
  12. Bell, P. A., W. Malm, R. J. Loomis i G. E. McGlothin (1985). "Impact of impaired visibility on visitor enjoyment of the Grand Canyon: a test of an ordered logit utility model." *Environment and Behavior* 17(4): 459-474.
  13. Bertin, M., C. Chevrier, T. Serrano, C. Monfort, F. Rouget, S. Cordier i J.-F. Viel (2015). "Association between prenatal exposure to traffic-related air pollution and preterm birth in the PELAGIE mother–child cohort, Brittany, France. Does the urban–rural context matter?" *Environmental research* 142: 17-24.
  14. Bleecker, M. L. (2015). "Carbon monoxide intoxication." *Handbook of clinical neurology* 131: 191-203.
  15. Bogacki, M., M. Rzeszutek i K. Heba (2016). "Modelowanie dyspersji zanieczyszczeń powietrza w kanionie ulicznym na przykładzie Alei Krasińskiego w Krakowie." *Journal Of Civil Engineering, Environment and Architecture*, XXXIII 63: 21-38.
  16. Bokwa, A., M. J. Hajto, J. P. Walawender i M. Szymanowski (2015). "Influence of diversified relief on the urban heat island in the city of Kraków, Poland." *Theoretical and Applied Climatology* 122(1): 365-382.
  17. Boso, À., B. Álvarez, C. Oltra, Á. Hofflinger, A. Vallejos-Romero i J. Garrido (2019). "Examining patterns of air quality perception: A cluster analysis for southern Chilean cities." *Sage Open* 9(3): 2158244019863563.
  18. Breiman L., Random forests, "Machine Learning" 2001, 45, 5–32.
  19. Brimblecombe, P. (2012). *The big smoke (Routledge Revivals): A history of air pollution in London since medieval times*, Routledge.
  20. Brimblecombe, P. (2021). "Visibility Driven Perception and Regulation of Air Pollution in Hong Kong, 1968–2020." *Environments* 8(6): 51.

21. Brimblecombe, P. i R.-A. Lefèvre (2021). "Weathering of materials at Notre-Dame from changes in air pollution and climate in Paris, 1325–2090." *Journal of Cultural Heritage* 50: 88-94.
22. Brokamp, C., R. Jandarov, M. Hossain and P. Ryan (2018). "Predicting daily urban fine particulate matter concentrations using a random forest model." *Environmental science & technology* 52(7): 4173-4179.
23. Brtnický, M., V. Pecina, M. V. Galiová, L. Prokeš, O. Zvěřina, D. Juříčka, M. Klimánek i J. Kynický (2020). "The impact of tourism on extremely visited volcanic island: Link between environmental pollution and transportation modes." *Chemosphere* 249: 126118.
24. Carslaw, D. C. i S. D. Beevers (2002). "The efficacy of low emission zones in central London as a means of reducing nitrogen dioxide concentrations." *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 7(1): 49-64.
25. Cermak, G. W. i K. A. Bollen (1982). "The relationship between judged visibility and judged air quality: results of a survey." *Journal of the Air Pollution Control Association* 32(1): 86-88.
26. Chamseddine, A., I. Alameddine, M. Hatzopoulou i M. El-Fadel (2019). "Seasonal variation of air quality in hospitals with indoor – outdoor correlations." *Building and Environment* 148: 689-700.
27. Chan, Y., R. Simpson, G. H. Mctainsh, P. Vowles, D. Cohen i G. Bailey (1999). "Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> i PM<sub>10</sub> aerosols in Brisbane (Australia) by receptor modelling." *Atmospheric Environment* 33(19): 3251-3268.
28. Chang, D., Song, Y., & Liu, B. (2009). Visibility trends in six megacities in China 1973–2007. *Atmospheric Research*, 94(2), 161-167.
29. Che, H., X. Xia, J. Zhu, Z. Li, O. Dubovik, B. Holben, P. Goloub, H. Chen, V. Estelles E. Cuevas-Agulló (2014). "Column aerosol optical properties and aerosol radiative forcing during a serious haze-fog month over North China Plain in 2013 based on ground-based sunphotometer measurements." *Atmospheric Chemistry and Physics* 14(4): 2125-2138.
30. Chen, J., S. Qiu, J. Shang, O. M. Wilfrid, X. Liu, H. Tian i J. Boman (2014). "Impact of relative humidity and water soluble constituents of PM<sub>2.5</sub> on visibility impairment in Beijing, China." *Aerosol and Air Quality Research* 14(1): 260-268.

31. Chen, R., W. Huang, C.-M. Wong, Z. Wang, T. Q. Thach, B. Chen, H. Kan i C. C. Group (2012). "Short-term exposure to sulfur dioxide and daily mortality in 17 Chinese cities: the China air pollution and health effects study (CAPES)." *Environmental research* 118: 101-106.
32. Chen, T.-M., W. G. Kuschner, J. Gokhale i S. Shofer (2007). "Outdoor air pollution: nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and carbon monoxide health effects." *The American journal of the medical sciences* 333(4): 249-256.
33. Chen, Y. i S.-d. Xie (2013). "Long-term trends and characteristics of visibility in two megacities in southwest China: Chengdu and Chongqing." *Journal of the Air & Waste Management Association* 63(9): 1058-1069.
34. Choi, W., Park, J., Kim, D., Park, J., Kim, S., & Lee, H. (2022). Development of two-dimensional visibility estimation model using machine learning: Preliminary results for South Korea. *Atmosphere*, 13(8), 1233
35. Clancy, L., P. Goodman, H. Sinclair i D. W. Dockery (2002). "Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study." *The lancet* 360(9341): 1210-1214.
36. Clark, N. A., P. A. Demers, C. J. Karr, M. Koehoorn, C. Lencar, L. Tamburic i M. Brauer (2010). "Effect of early life exposure to air pollution on development of childhood asthma." *Environmental health perspectives* 118(2): 284-290.
37. Crilley, L. R., M. Shaw, R. Pound, L. J. Kramer, R. Price, S. Young, A. C. Lewis i F. D. Pope (2018). "Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring." *Atmospheric Measurement Techniques* 11(2): 709-720.
38. Cuinica, L. G., A. Cruz, I. Abreu i J. C. E. da Silva (2015). "Effects of atmospheric pollutants (CO, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>) on the allergenicity of *Betula pendula*, *Ostrya carpinifolia*, and *Carpinus betulus* pollen." *International Journal of Environmental Health Research* 25(3): 312-321.
39. Cwiek, K. i G. Majewski (2015). "Wpływ elementów meteorologicznych na kształtowanie się stężeń zanieczyszczeń powietrza na przykładzie Krakowa." *Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 24(1 [67]).
40. Davis, B. L. i G. Jixiang (2000). "Airborne particulate study in five cities of China." *Atmospheric Environment* 34(17): 2703-2711.



41. Deng, J., K. Du, K. Wang, C.-S. Yuan i J. Zhao (2012). "Long-term atmospheric visibility trend in Southeast China, 1973–2010." *Atmospheric Environment* 59: 11-21.
42. Deng, Q., C. Lu, Y. Yu, Y. Li, J. Sundell i D. Norbäck (2016). "Early life exposure to traffic-related air pollution and allergic rhinitis in preschool children." *Respiratory medicine* 121: 67-73.
43. Deng, Q., Deng, L., Miao, Y., Guo, X., & Li, Y. (2019). Particle deposition in the human lung: Health implications of particulate matter from different sources. *Environmental research*, 169, 237-245.
44. Deng, X., W. Cao, Y. Huo, G. Yang, C. Yu, D. He, W. Deng, W. Fu, H. Ding i J. Zhai (2019). "Meteorological conditions during a severe, prolonged regional heavy air pollution episode in eastern China from December 2016 to January 2017." *Theoretical and applied climatology* 135(3): 1105-1122.
45. Derek, P. (2020). Rola narodowych służb hydrologiczno-meteorologicznych w zarządzaniu ryzykiem kryzysowym związanym z katastrofami naturalnymi na przykładzie Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej–Państwowego Instytutu Badawczego. In *Wybrane aspekty zarządzania procesami, projektami i ryzykiem w przedsiębiorstwach*; Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego.
46. Ding, Y., J. Zhong, G. Guo i F. Chen (2021). "The impact of reduced visibility caused by air pollution on construal level." *Psychology & Marketing* 38(1): 129-141.
47. Du, X., Yang, J., Xiao, Z., Tian, Y., Chen, K., & Feng, Y. (2021). Source apportionment of PM 2.5 during different haze episodes by PMF and random forest method based on hourly measured atmospheric pollutant. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 66978-66989.
48. Eck, T., B. Holben, J. Reid, P. Xian, D. Giles, A. Sinyuk, A. Smirnov, J. Schafer, I. Slutsker i J. Kim (2018). "Observations of the interaction and transport of fine mode aerosols with cloud and/or fog in Northeast Asia from Aerosol Robotic Network and satellite remote sensing." *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 123(10): 5560-5587.
49. European Environment Agency. (Przeglądarka jakości powietrza w europejskich miastach).
50. Evans, K. A., J. S. Halterman, P. K. Hopke, M. Fagnano i D. Q. Rich (2014). "Increased ultrafine particles and carbon monoxide concentrations are

- associated with asthma exacerbation among urban children." *Environmental research* 129: 11-19.
51. Faustini, A., R. Rapp i F. Forastiere (2014). "Nitrogen dioxide and mortality: review and meta-analysis of long-term studies." *European Respiratory Journal* 44(3): 744-753.
  52. Filak, M. i S. Hoffman (2020). "Study of trends in concentrations of basic air pollutants in the Malopolska Province." *Ecological Chemistry and Engineering* 27(4): 567-578.
  53. Flowers, B., M. Dubey, C. Mazzoleni, E. Stone, J. Schauer, S.-W. Kim i S. Yoon (2010). "Optical-chemical-microphysical relationships and closure studies for mixed carbonaceous aerosols observed at Jeju Island; 3-laser photoacoustic spectrometer, particle sizing, and filter analysis." *Atmospheric chemistry and physics* 10(21): 10387-10398.
  54. Foszcz, D., T. Niedoba i J. Siewior (2021). "Models of air pollution propagation in the selected region of Katowice." *Atmosphere* 12(6): 695.
  55. Founda, D., Kazadzis, S., Mihalopoulos, N., Gerasopoulos, E., Lianou, M., & Raptis, P. I. (2016). Long-term visibility variation in Athens (1931–2013): a proxy for local and regional atmospheric aerosol loads. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(17), 11219-11236.
  56. Fu, G., W. Xu, R. Yang, J. Li i C. Zhao (2014). "The distribution and trends of fog and haze in the North China Plain over the past 30 years." *Atmospheric Chemistry and Physics* 14(21): 11949-11958.
  57. Gao, M., J. Gao, B. Zhu, R. Kumar, X. Lu, S. Song, Y. Zhang, B. Jia, P. Wang i G. Beig (2020). "Ozone pollution over China and India: seasonality and sources." *Atmospheric Chemistry and Physics* 20(7): 4399-4414.
  58. Gholampour, A., R. Nabizadeh, S. Naseri, M. Yunesian, H. Taghipour, N. Rastkari, S. Nazmara, S. Faridi i A. H. Mahvi (2014). "Exposure and health impacts of outdoor particulate matter in two urban and industrialized area of Tabriz, Iran." *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 12(1): 1-10.
  59. Góra, D. (2020). Stan zanieczyszczenia powietrza w 2017 roku w województwie śląskim oraz jego wpływ na zdrowie człowieka.

60. Govender, P. i V. Sivakumar (2020). "Application of k-means and hierarchical clustering techniques for analysis of air pollution: A review (1980–2019)." *Atmospheric pollution research* 11(1): 40-56.
61. Grange, S. K. i D. C. Carslaw (2019). "Using meteorological normalisation to detect interventions in air quality time series." *Science of the Total Environment* 653: 578-588.
62. Grivas, G., S. Cheristanidis i A. Chaloulakou (2012). "Elemental and organic carbon in the urban environment of Athens. Seasonal and diurnal variations and estimates of secondary organic carbon." *Science of the Total Environment* 414: 535-545.
63. Gruszecka-Kosowska, A., J. Dajda, E. Adamiec, E. Helios-Rybicka, M. Kisiel-Dorohinicki, R. Klimek, D. Pałka i J. Waś (2021). "Human Health Risk Assessment of Air Pollution in the Regions of Unsustainable Heating Sources. Case Study—The Tourist Areas of Southern Poland." *Atmosphere* 12(5): 615.
64. Gu, S., J. Yang, A. Woodward, M. Li, T. He, A. Wang, B. Lu, X. Liu, G. Xu i Q. Liu (2017). "The short-term effects of visibility and haze on Mortality in a coastal city of China: A time-series study." *International journal of environmental research and public health* 14(11): 1419.
65. Han, L., W. Zhou, W. Li i L. Li (2014). "Impact of urbanization level on urban air quality: A case of fine particles (PM<sub>2.5</sub>) in Chinese cities." *Environmental Pollution* 194: 163-170.
66. Han, L., Z. Sun, J. He, Y. Hao, Q. Tang, X. Zhang, C. Zheng i S. Miao (2020). "Seasonal variation in health impacts associated with visibility in Beijing, China." *Science of the Total Environment* 730: 139149.
67. Haque, M. M., S. K. Verma, D. K. Deshmukh, B. Kunwar, Y. Miyazaki i K. Kawamura (2021). "Seasonal and temporal variations of ambient aerosols in a deciduous broadleaf forest from northern Japan: Contributions of biomass burning and biological particles." *Chemosphere* 279: 130540.
68. Harrison, R. M. (2020). "Airborne particulate matter." *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 378(2183): 20190319.
69. Harrison, R. M., A. M. Jones i R. G. Lawrence (2004). "Major component composition of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> from roadside and urban background sites." *Atmospheric Environment* 38(27): 4531-4538.

70. Hassoon, A. F., M. M. Ahmed i N. M. Abd (2021). "The Relationship between Air Stability and Visibility over Baghdad City." *Al-Mustansiriyah Journal of Science* 32(2): 82-89.
71. Holnicki, P., A. Kałuszko, Z. Nahorski, K. Stankiewicz i W. Trapp (2017). "Air quality modeling for Warsaw agglomeration." *Archives of Environmental Protection*.
72. Horvath, H. (1981). "Atmospheric visibility." *Atmospheric Environment* (1967) 15(10-11): 1785-1796.
73. Horvath, H. (1995). Estimation of the average visibility in central Europe. *Atmospheric Environment*, 29(2), 241-246.
74. Hu, Y., L. Yao, Z. Cheng i Y. Wang (2017). "Long-term atmospheric visibility trends in megacities of China, India and the United States." *Environmental research* 159: 466-473.
75. Huang, H., X. Liang, J. Huang, Z. Yuan, H. Ouyang, Y. Wei i X. Bai (2020). "Correlations between meteorological indicators, air quality and the COVID-19 pandemic in 12 cities across China." *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 18(2): 1491-1498.
76. Huang, K., Q. Xiao, X. Meng, G. Geng, Y. Wang, A. Lyapustin, D. Gu i Y. Liu (2018). "Predicting monthly high-resolution PM<sub>2.5</sub> concentrations with random forest model in the North China Plain." *Environmental pollution* 242: 675-683.
77. Huang, W., J. Tan, H. Kan, N. Zhao, W. Song, G. Song, G. Chen, L. Jiang, C. Jiang i R. Chen (2009). "Visibility, air quality and daily mortality in Shanghai, China." *Science of the Total Environment* 407(10): 3295-3300.
78. Hyslop, N. P. (2009). "Impaired visibility: the air pollution people see." *Atmospheric Environment* 43(1): 182-195.
79. IMGW (2010). "SŁOWNIK TEMATYCZNY TERMINÓW, WYRAŻEŃ I ZWROTÓW stosowanych w prognozach meteorologiczny."
80. Inspekcja ochrony środowiska., 2010: przewodnik technicznej eksploatacji stacji monitoringu jakości powietrza; Biblioteka Monitoringu Środowiska Warszawa 2010
81. Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, PLAN ADAPTACJI MIASTA KATOWICE DO ZMIAN KLIMATU DO ROKU 2030 (2019).

82. Iriti, M., P. Piscitelli, E. Missoni i A. Miani (2020). Air pollution and health: the need for a medical reading of environmental monitoring data, MDPI. 17: 2174.
83. Jęczmyk, A., J. Uglis i K. Kasprzak (2019). "Zanieczyszczenie powietrza a turystyka."
84. Jena, S., Perwez, A., & Singh, G. (2019). Trace element characterization of fine particulate matter and assessment of associated health risk in mining area, transportation routes and institutional area of Dhanbad, India. *Environmental geochemistry and health*, 41, 2731-2747.
85. Jerrett, M. (2015). "The death toll from air-pollution sources." *Nature* 525(7569): 330-331.
86. Józwiak, M. "Zanieczyszczenie powietrza w największych miastach w Chinach."
87. Juda-Rezler, K., M. Reizer, K. Maciejewska, B. Błaszczak i K. Klejnowski (2020). "Characterization of atmospheric PM<sub>2.5</sub> sources at a Central European urban background site." *Science of the Total Environment* 713: 136729.
88. Kamińska, A. M. (2018). "Zastosowanie struktur grafowych do analiz bibliometrycznych i webometrycznych. Modele i metody." *Nowa Biblioteka. Usługi, Technologie Informacyjne i Media* 29(2): 47-63.
89. Khanna, I., M. Khare, P. Gargava i A. A. Khan (2018). "Effect of PM<sub>2.5</sub> chemical constituents on atmospheric visibility impairment." *Journal of the Air & Waste Management Association* 68(5): 430-437.
90. Kicinska, B. (2001). "Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu w Polsce." *Prace i Studia Geograficzne* 28: 223-233.
91. Kim B.-Y., Cha J.W., Chang K.-H., Lee C., Visibility Prediction over South Korea Based on Random Forest, "Atmosphere" 2021, 12, 552.
92. Kim, Y. J., K. W. Kim, S. D. Kim, B. K. Lee i J. S. Han (2006). "Fine particulate matter characteristics and its impact on visibility impairment at two urban sites in Korea: Seoul and Incheon." *Atmospheric Environment* 40: 593-605.
93. Kim, Y. J., Kim, K. W., Kim, S. D., Lee, B. K., & Han, J. S. (2006). Fine particulate matter characteristics and its impact on visibility impairment at two urban sites in Korea: Seoul and Incheon. *Atmospheric environment*, 40, 593-605.

94. Kim, Y.-M., J. Kim, Y. Han, B.-H. Jeon, H.-K. Cheong i K. Ahn (2017). "Short-term effects of weather and air pollution on atopic dermatitis symptoms in children: A panel study in Korea." *PLoS One* 12(4): e0175229.
95. Ko, H.-J., S. J. Song, J. E. Kim, J.-M. Song i J. W. Cha (2020). "Compositional Characteristics of Atmospheric Aerosols during a Consecutive High Concentration Episode in Seoul, Korea." *Atmosphere* 11(3): 310.
96. Kobus, D., B. Merenda, I. Sówka, A. Chlebowska-Styś i A. Wroniszewska (2020). "Ambient air quality as a condition of effective healthcare therapy on the example of selected Polish health resorts." *Atmosphere* 11(8): 882.
97. Kobza, J., M. Geremek i L. Dul (2018). "Characteristics of air quality and sources affecting high levels of PM10 and PM 2.5 in Poland, Upper Silesia urban area." *Environmental monitoring and assessment* 190: 1-13.
98. Kostrz, M. i P. Satora (2017). "Związki odpowiedzialne za zanieczyszczenie powietrza." *Inżynieria Ekologiczna* 18(6).
99. Kowalska, M., M. Skrzypek, M. Kowalski i J. Cyrys (2020). "Effect of NO<sub>x</sub> and NO<sub>2</sub> concentration increase in ambient air to daily bronchitis and asthma exacerbation, Silesian voivodeship in Poland." *International journal of environmental research and public health* 17(3): 754.
100. Kowalska, M., Skrzypek, M., Kowalski, M., Cyrys, J., Ewa, N., & Czech, E. (2019). The relationship between daily concentration of fine particulate matter in ambient air and exacerbation of respiratory diseases in Silesian Agglomeration, Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(7), 1131.
101. Krzyżewska, A. (2017). "Wilgotność względna i dni charakterystyczne w Lublinie w latach 1951-2015." *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, sectio B—Geographia, Geologia, Mineralogia et Petrographia* 72(2).
102. Kuchcik, M. i P. Milewski (2018). "Zanieczyszczenie powietrza w Polsce—stan, przyczyny i skutki." *Studia KPZK* 182.
103. Kuerban, M., Y. Waili, F. Fan, Y. Liu, W. Qin, A. J. Dore, J. Peng, W. Xu i F. Zhang (2020). "Spatio-temporal patterns of air pollution in China from 2015 to 2018 and implications for health risks." *Environmental Pollution* 258: 113659.

104. Kukuła, K. (2014). "Wybrane problemy ochrony środowiska w Polsce w świetle wielowymiarowej analizy porównawczej." *Metody ilościowe w badaniach ekonomicznych* 15(3): 169-188.
105. Kumar, D. (2018). "Evolving Differential evolution method with random forest for prediction of Air Pollution." *Procedia computer science* 132: 824-833.
106. Kumar, R., S. K. Sharma, J. Thakur, P. Lakshmi, M. Sharma i T. Singh (2010). "Association of air pollution and mortality in the Ludhiana city of India: a time-series study." *Indian journal of public health* 54(2): 98.
107. Kuo, C.-Y., F.-C. Cheng, S.-Y. Chang, C.-Y. Lin, C. C. Chou, C.-H. Chou i Y.-R. Lin (2013). "Analysis of the major factors affecting the visibility degradation in two stations." *Journal of the Air & Waste Management Association* 63(4): 433-441.
108. Kusiak A., Zeng Y., Zhang Z., Modelling and analysis of pumps in a wastewater treatment plant: A data-mining approach, "Engineering Applications of Artificial Intelligence" 2013, 26(7), 1643–1651.
109. Kuźma, Ł., S. Pogorzelski, K. Struniawski, H. Bachórzewska-Gajewska i S. Dobrzycki (2020). "Exposure to air pollution—a trigger for myocardial infarction? A nine-year study in Białystok—the capital of the Green Lungs of Poland (BIA-ACS registry)." *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 229: 113578.
110. Kweon, B.-S., P. Mohai, S. Lee i A. M. Sametshaw (2018). "Proximity of public schools to major highways and industrial facilities, and students' school performance and health hazards." *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science* 45(2): 312-329.
111. Kwon, T. M. (2004). "Atmospheric visibility measurements using video cameras: Relative visibility." Department of Electrical and Computer Engineering University of Minnesota Duluth
112. Lai, C., M. J. Reinders i L. Wessels (2006). "Random subspace method for multivariate feature selection." *Pattern recognition letters* 27(10): 1067-1076.
113. Le, T., Y. Wang, L. Liu, J. Yang, Y. L. Yung, G. Li i J. H. Seinfeld (2020). "Unexpected air pollution with marked emission reductions during the COVID-19 outbreak in China." *Science* 369(6504): 702-706.

114. Leavey, M., & Sweeney, J. (1990). The influence of long-range transport of air pollutants on summer visibility at Dublin. *International Journal of Climatology*, 10(2), 191-201.
115. Lee, J.-Y., W.-K. Jo i H.-H. Chun (2015). "Long-term trends in visibility and its relationship with mortality, air-quality index, and meteorological factors in selected areas of Korea." *Aerosol and Air Quality Research* 15(2): 673-681.
116. Li, H., X.-L. Xu, D.-W. Dai, Z.-Y. Huang, Z. Ma i Y.-J. Guan (2020). "Air pollution and temperature are associated with increased COVID-19 incidence: a time series study." *International journal of infectious diseases* 97: 278-282.
117. Li, J., Z. Han i R. Zhang (2014). "Influence of aerosol hygroscopic growth parameterization on aerosol optical depth and direct radiative forcing over East Asia." *Atmospheric research* 140: 14-27.
118. Li, L., Chen, CH, Fu, JS, Huang, C., Ulice, DG, Huang, HY, ... & Fu, JM (2011). Jakość powietrza i emisje w delcie rzeki Jangcy w Chinach. *Chemia i fizyka atmosfery* , 11 (4), 1621-1639
119. Li, L., J. Zhang, W. Qiu, J. Wang i Y. Fang (2017). "An ensemble spatiotemporal model for predicting PM<sub>2.5</sub> concentrations." *International journal of environmental research and public health* 14(5): 549.
120. Li, X., Huang, L., Li, J., Shi, Z., Wang, Y., Zhang, H., ... & Hu, J. (2019). Source contributions to poor atmospheric visibility in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 143, 167-177.
121. Li, Y., Zhang, Z., Liu, H., Zhou, H., Fan, Z., Lin, M., ... & Xia, B. (2016). Characteristics, sources and health risk assessment of toxic heavy metals in PM<sub>2.5</sub> at a megacity of southwest China. *Environmental geochemistry and health*, 38, 353-362.
122. Li, Y.-C., M. Shu, S. S. H. Ho, J.-Z. Yu, Z.-B. Yuan, Z.-F. Liu, X.-X. Wang i X.-Q. Zhao (2018). "Effects of chemical composition of PM<sub>2.5</sub> on visibility in a semi-rural city of Sichuan Basin." *Aerosol and Air Quality Research* 18(4): 957-968.
123. Lin, M., Tao, J., Chan, C. Y., Cao, J. J., Zhang, Z. S., Zhu, L. H., & Zhang, R. J. (2012). Regression analyses between recent air quality and visibility changes in megacities at four haze regions in China. *Aerosol and air quality research*, 12(6), 1049-1061.



124. Liu, J., C. Ren, X. Huang, W. Nie, J. Wang, P. Sun, X. Chi i A. Ding (2020). "Increased aerosol extinction efficiency hinders visibility improvement in eastern China." *Geophysical Research Letters* 47(20): e2020GL090167.
125. Liu, T., Y. H. Zhang, Y. J. Xu, H. L. Lin, X. J. Xu, Y. Luo, J. Xiao, W. L. Zeng, W. F. Zhang i C. Chu (2014). "The effects of dust-haze on mortality are modified by seasons and individual characteristics in Guangzhou, China." *Environmental Pollution* 187: 116-123.
126. Liu, X., X. Dong, S. Li, Y. Ding i M. Zhang (2021). "Air pollution and high human capital population migration: An empirical study based on 35 major cities in China." *Sustainable Production and Consumption* 27: 643-652.
127. Liu, X., Y. Zhang, Y. Cheng, M. Hu i T. Han (2012). "Aerosol hygroscopicity and its impact on atmospheric visibility and radiative forcing in Guangzhou during the 2006 PRIDE-PRD campaign." *Atmospheric Environment* 60: 59-67.
128. Liu, Y., Y. Zhou i J. Lu (2020). "Exploring the relationship between air pollution and meteorological conditions in China under environmental governance." *Scientific reports* 10(1): 1-11.
129. Liu, Z., H. Wang, Y. Peng, W. Zhang i M. Zhao (2022). "Multiple Regression Analysis of low visibility focusing on severe haze-fog pollution in various regions of China." *Atmosphere* 13(2): 203.
130. Lo, W. L., M. Zhu i H. Fu (2020). "Meteorology visibility estimation by using multi-support vector regression method." *Journal of Advances in Information Technology* Vol 11(2): 40-47.
131. Lu, W.-Z., H.-D. He i L.-y. Dong (2011). "Performance assessment of air quality monitoring networks using principal component analysis and cluster analysis." *Building and Environment* 46(3): 577-583.
132. Lu, X., J. Hong, L. Zhang, O. R. Cooper, M. G. Schultz, X. Xu, T. Wang, M. Gao, Y. Zhao i Y. Zhang (2018). "Severe surface ozone pollution in China: a global perspective." *Environmental Science & Technology Letters* 5(8): 487-494.
133. Lublin Informator Gospodarczy, Urząd Miasta Lublin.
134. Ma, X., H. Jia, T. Sha, J. An i R. Tian (2019). "Spatial and seasonal characteristics of particulate matter and gaseous pollution in China: Implications for control policy." *Environmental Pollution* 248: 421-428.

135. Maciejewska, K., K. Juda-Rezler, M. Reizer i K. Klejnowski (2015). "Modelling of black carbon statistical distribution and return periods of extreme concentrations." *Environmental Modelling & Software* 74: 212-226.
136. Mahowald, N., J. Ballantine, J. Feddema i N. Ramankutty (2007). "Global trends in visibility: implications for dust sources." *Atmospheric Chemistry and Physics* 7(12): 3309-3339.
137. Majewski, G., B. Szelaż, A. Białek, M. Stachura, B. Wodecka, E. Anioł, T. Wdowiak, A. Brandyk, W. Rogula-Kozłowska i G. Łagód (2021). "Relationship between visibility, air pollution index and annual mortality rate in association with the occurrence of rainfall—a probabilistic approach." *Energies* 14(24): 8397.
138. Majewski, G., P. O. Czechowski, A. Badyda i A. Brandyk (2014). "Effect of air pollution on visibility in urban conditions. Warsaw case study." *Environment Protection Engineering* 40(2).
139. Majewski, G., W. Rogula-Kozłowska, B. Szelaż, E. Anioł, P. Rogula-Kopiec, A. Brandyk, A. Walczak and M. Radziemska (2022). "New insights into submicron particles impact on visibility." *Environmental Science and Pollution Research* 29(58): 87969-87981.
140. Majewski, G., W. Rogula-Kozłowska, P. O. Czechowski, A. Badyda i A. Brandyk (2015). "The impact of selected parameters on visibility: First results from a long-term campaign in Warsaw, Poland." *Atmosphere* 6(8): 1154-1174.
141. Manisalidis, I., E. Stavropoulou, A. Stavropoulos i E. Bezirtzoglou (2020). "Environmental and health impacts of air pollution: a review." *Frontiers in public health*: 14.
142. Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and health impacts of air pollution: a review. *Frontiers in public health*, 8, 14.
143. Marseglia, G., B. F. Vasquez-Pena, C. M. Medaglia i R. Chacartegui (2020). "Alternative fuels for combined cycle power plants: an analysis of options for a location in India." *Sustainability* 12(8): 3330.
144. Matuszko, D. i K. Piotrowicz (2018). "Związek usłonecznienia i temperatury powietrza na podstawie wieloletniej serii klimatologicznej w Krakowie (1884-2016)." *Przegląd Geofizyczny*.

145. Maurer, M., O. Klemm, H. L. Lokys i N.-H. Lin (2019). "Trends of fog and visibility in Taiwan: climate change or air quality improvement?" *Aerosol and Air Quality Research* 19(4): 896-910.
146. Mazur, M., R. Oleniacz i M. Bogacki (2001) „Ocena udziału Huty Katowice w poziomie opadu pyłu, ołowiu i kadmu na powierzchnię terenu wokół zakładu” *Materiały z IV Konferencji nt. „Problemy ochrony powietrza w aglomeracjach miejsko-przemysłowych*.
147. McMurry, P. H., M. F. Shepherd i J. S. Vickery (2004). *Particulate matter science for policy makers: A NARSTO assessment*, Cambridge University Press.
148. Molnár, A., Mészáros, E., Imre, K., & Rüll, A. (2008). Trends in visibility over Hungary between 1996 i 2002. *Atmospheric environment*, 42(11), 2621-2629.
149. Monks, P. S., A. Archibald, A. Colette, O. Cooper, M. Coyle, R. Derwent, D. Fowler, C. Granier, K. S. Law i G. Mills (2015). "Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer." *Atmospheric Chemistry and Physics* 15(15): 8889-8973.
150. Mystkowski, E. (2016). "Odnawialne źródła energii w województwie podlaskim." *Podlaskii Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Szepietowie*.
151. Nepal, S. K. i R. Chipeniuk (2005). "Mountain tourism: Toward a conceptual framework." *Tourism Geographies* 7(3): 313-333.
152. Ogen, Y. (2020). "Assessing nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) levels as a contributing factor to coronavirus (COVID-19) fatality." *Science of the Total Environment* 726: 138605.
153. Oleniacz, R., M. Bogacki, A. Szulecka, M. Rzesutek i M. Mazur (2016). "Assessing the impact of wind speed i mixing-layer height on air quality in Krakow (Poland) in the years 2014–2015." *JCEEA* 33: 315-342.
154. Osińska, V. (2017). "Gephi–nowoczesne narzędzie do wizualizacji danych bibliometrycznych."
155. Pachauri, R. K. i A. Reisinger (2008). "Climate change 2007. Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fourth assessment report."
156. Palarz, A. i P. Celiński-Mysław (2017). "The effect of temperature inversions on the particulate matter PM<sub>10</sub> and sulfur dioxide concentrations in selected basins in the Polish Carpathians." *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 12(2): 629-640.

157. Palvanov, A., & Cho, Y. I. (2019). Visnet: Deep convolutional neural networks for forecasting atmospheric visibility. *Sensors*, 19(6), 1343.
158. Pandey, B., M. Agrawal i S. Singh (2014). "Assessment of air pollution around coal mining area: emphasizing on spatial distributions, seasonal variations and heavy metals, using cluster and principal component analysis." *Atmospheric pollution research* 5(1): 79-86.
159. Parys, D. (2002). "Wielokrotna testowa procedura krocząca w analizie regresji."
160. Penkała, M., P. Ogrodnik i W. Rogula-Kozłowska (2018). "Particulate matter from the road surface abrasion as a problem of non-exhaust emission control." *Environments* 5(1): 9.
161. Peterson, D. A., E. J. Hyer, S.-O. Han, J. H. Crawford, R. J. Park, R. Holz, R. E. Kuehn, E. Eloranta, C. Knute i C. E. Jordan (2019). "Meteorology influencing springtime air quality, pollution transport, and visibility in Korea." *Elementa: Science of the Anthropocene* 7.
162. Piaskowska-Silarska, M., K. Pytel, S. Gumuła i W. Hudy (2019). Evaluation of the impact of meteorological conditions on the amount of air pollution in Krakow. *E3S Web of Conferences*, EDP Sciences.
163. Pigliautile, I., G. Marseglia i A. L. Pisello (2020). "Investigation of CO<sub>2</sub> variation and mapping through wearable sensing techniques for measuring pedestrians' exposure in urban areas." *Sustainability* 12(9): 3936.
164. Pinzi, S., C. Buratti, P. Bartocci, G. Marseglia, F. Fantozzi i M. Barbanera (2020). "A simplified method for kinetic modeling of coffee silver skin pyrolysis by coupling pseudo-components peaks deconvolution analysis and model free-isoconversional methods." *Fuel* 278: 118260.
165. Pires, J., S. Sousa, M. Pereira, M. Alvim-Ferraz i F. Martins (2008). "Management of air quality monitoring using principal component and cluster analysis—Part I: SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub>." *Atmospheric Environment* 42(6): 1249-1260.
166. Polski Instytut Ekonomiczny, (2022). *Pomoc polskiego społeczeństw dla uchodźców z Ukrainy*.
167. Pope, F. D., M. Gatari, D. Ng'ang'a, A. Poynter i R. Blake (2018). "Airborne particulate matter monitoring in Kenya using calibrated low-cost sensors." *Atmospheric Chemistry and Physics* 18(20): 15403-15418.

168. Prognoza oddziaływania na środowisko projektu Programu ochrony powietrza dla województwa świętokrzyskiego wraz z planem działań krótkoterminowych (2020).
169. Program ochrony powietrza dla aglomeracji białostockiej TOM III Plan Działań Krótkoterminowych. (2020).
170. Program ochrony powietrza dla strefy Aglomeracja Lubelska, Samorząd Województwa Lubelskiego(2020).
171. Program ochrony powietrza dla województwa Małopolskiego (2019)
172. Program ochrony powietrza dla województwa Śląskiego., ATMOTERM (2020).
173. Program ochrony środowiska dla miasta Zakopane, Urząd Miasta Zakopane. (2010).
174. Pucer, J. F. i E. Štrumbelj (2018). "Impact of changes in climate on air pollution in Slovenia between 2002 and 2017." *Environmental pollution* 242: 398-406.
175. Pültz, J., M. Thürkow, S. Banzhaf, R. Kranenburg i M. Schaap (2021). Source attribution of Particulate Matter for Berlin 2016-18, a study using the LOTOS-EUROS CTM. EGU General Assembly Conference Abstracts.
176. Qi, X., G. Mei, S. Cuomo, C. Liu i N. Xu (2021). "Data analysis and mining of the correlations between meteorological conditions and air quality: A case study in Beijing." *Internet of Things* 14: 100127.
177. Raport o stanie środowiska w województwie małopolskim w 2010 roku, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie [file:///C:/Users/48721/Downloads/raport2010%20\(2\).pdf](file:///C:/Users/48721/Downloads/raport2010%20(2).pdf)
178. Roczna ocena jakości powietrza w województwie małopolskim (2021), Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Krakowie
179. Roczna ocena jakości powietrza w województwie małopolskim. Raport wojewódzki za rok 2021, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (2022)
180. Rogula-Kozłowska, W., K. Klejnowski, P. Rogula-Kopiec, B. Mathews i S. Szopa (2012). "A study on the seasonal mass closure of ambient fine and coarse dusts in Zabrze, Poland." *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88: 722-729.
181. Rogula-Kozłowska, W., K. Klejnowski, P. Rogula-Kopiec, L. Ośródka, E. Krajny, B. Błaszczak i B. Mathews (2014). "Spatial and seasonal variability of

- the mass concentration and chemical composition of PM 2.5 in Poland." *Air Quality, Atmosphere & Health* 7: 41-58.
182. Rogula-Kozłowska, W., P. Rogula-Kopiec i G. Majewski (2014). "Udokumentowane skutki oddziaływania aerozolu atmosferycznego na środowisko." *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 23.
  183. Raport o stanie środowiska w województwie małopolskim w 2010 roku (2011) Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie.
  184. Saksena, S., V. Joshi i R. Patil (2002). "Determining spatial patterns in Delhi's ambient air quality data using cluster analysis."
  185. Salma, I., X. Chi i W. Maenhaut (2004). "Elemental and organic carbon in urban canyon and background environments in Budapest, Hungary." *Atmospheric Environment* 38(1): 27-36.
  186. Saygın, M., T. Gonca, Ö. Öztürk, M. Has, S. Çalışkan, Z. G. Has i A. Akkaya (2017). "To investigate the effects of air pollution (PM10 and SO2) on the respiratory diseases asthma and chronic obstructive pulmonary disease." *Turkish thoracic journal* 18(2): 33.
  187. Schwarz, J., X. Chi, W. Maenhaut, M. Civiš, J. Hovorka i J. Smolík (2008). "Elemental and organic carbon in atmospheric aerosols at downtown and suburban sites in Prague." *Atmospheric Research* 90(2-4): 287-302.
  188. Sekula P., Ustrnul Z., Bokwa A., Bochenek B., Zimnoch M., Random Forests Assessment of the Role of Atmospheric Circulation in PM10 in an Urban Area with Complex Topography, "Sustainability" 2022, 14, 3388.
  189. Shaddick, G., Thomas, M. L., Mudu, P., Ruggeri, G., & Gumy, S. (2020). Half the world's population are exposed to increasing air pollution. *NPJ Climate and Atmospheric Science*, 3(1), 23.
  190. Shawabkeh, A., F. Al-Beqain, A. Redan i M. Salem (2018). Benzene Air Pollution Monitoring Model using ANN and SVM. 2018 Fifth HCT Information Technology Trends (ITT), IEEE.
  191. Shen, Z., J. Cao, R. Arimoto, Y. Han, C. Zhu, J. Tian i S. Liu (2010). "Chemical characteristics of fine particles (PM1) from Xi'an, China." *Aerosol Science and Technology* 44(6): 461-472.
  192. Shikwambana, L. i L. T. Tsoeleng (2020). "Impacts of population growth and land use on air quality. A case study of Tshwane, Rustenburg and Emalahleni, South Africa." *South African Geographical Journal* 102(2): 209-222.

193. Shin, S., L. Bai, T. H. Oiamo, R. T. Burnett, S. Weichenthal, M. Jerrett, J. C. Kwong, M. S. Goldberg, R. Copes i A. Kopp (2020). "Association between road traffic noise and incidence of diabetes mellitus and hypertension in Toronto, Canada: a population-based cohort study." *Journal of the American heart association* 9(6): e013021.
194. Singh, A. i S. Dey (2012). "Influence of aerosol composition on visibility in megacity Delhi." *Atmospheric Environment* 62: 367-373.
195. Singh, A., W. J. Bloss i F. D. Pope (2017). "60 years of UK visibility measurements: impact of meteorology and atmospheric pollutants on visibility." *Atmospheric Chemistry and Physics* 17(3): 2085-2101.
196. Singh, A., W. R. Avis i F. D. Pope (2020). "Visibility as a proxy for air quality in East Africa." *Environmental Research Letters* 15(8): 084002.
197. Singh, S., D. Rao, M. Agrawal, J. Pandey and D. Naryan (1991). "Air pollution tolerance index of plants." *Journal of Environmental Management* 32(1): 45-55.
198. Skoczko, I. i E. Szatyłowicz (2018). "Analysis and assessment of air quality in the city of Białystok in 2012-2017." *Ekonomia i Środowisko-Economics and Environment* 65(2): 12-12.
199. Skorbiłowicz, M., E. Skorbiłowicz i W. Łapiński (2020). "Assessment of Metallic Content, Pollution, and Sources of Road Dust in the City of Białystok (Poland)." *Aerosol and Air Quality Research* 20(11): 2507-2518.
200. Skotak, K., Z. Prządka i A. Degórska (2014). "Wpływ warunków meteorologicznych na zanieczyszczenie powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi zawartymi w pyle zawieszonym na terenie pozamiejskim." *Ochrona Środowiska* 36(3).
201. Sloane, C. S., J. Watson, J. Chow, L. Pritchett i L. W. Richards (1991). "Size-segregated fine particle measurements by chemical species and their impact on visibility impairment in Denver." *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 25(5-6): 1013-1024.
202. Sowa, M., A. Winnicki, K. Wójcik, M. Tarkowski i T. Gnatowski (2015). "Zatrucie tlenkiem węgla—drogi narażenia, obraz kliniczny, metody leczenia= Carbon monoxide poisoning, routes of exposure, clinical manifestation, treatment." *Journal of Education, Health and Sport* 5(4): 345-354.
203. Stolarczyk, M. (2018). "Wpływ warunków atmosferycznych na jakość życia pacjentów z astmą oskrzelową."

204. Stolz, T., M. Huertas i A. Mendoza (2020). Identification of air quality redundant stations through a clustering ensemble method. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, IOP Publishing.
205. Szelaĝ, B., (2019), Modelowanie matematyczne, optymalizacja i sterowanie pracą przepływowych oczyszczalni ścieków. Instytut Badań Systemowych. Polska Akademia Nauk
206. Szelaĝ, B., J. Studziński i M. Majewska (2021). "Effect of Meteorological Conditions and Anthropogenic Factors on Air Concentrations of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> Particulates on the Examples of the City of Kielce, Poland." *Journal of Modeling and Optimization* 13(1): 1-11.
207. Szelaĝ, B., R. Suligowski, G. Majewski, P. Kowal, A. Bralewski, K. Bralewska, E. Anioł, W. Rogula-Kozłowska i F. De Paola (2022). "Application of Multinomial Logistic Regression to Model the Impact of Rainfall Genesis on the Performance of Storm Overflows: Case Study." *Water Resources Management* 36(10): 3699-3714.
208. Szelaĝ, B., Zaborowska, E., & Maĳinia, J. (2023). An algorithm for selecting a machine learning method for predicting nitrous oxide emissions in municipal wastewater treatment plants. *Journal of Water Process Engineering*, 54, 103939.
209. Tagaris, E., K. Manomaiphiboon, K. J. Liao, L. R. Leung, J. H. Woo, S. He, P. Amar i A. G. Russell (2007). "Impacts of global climate change and emissions on regional ozone and fine particulate matter concentrations over the United States." *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 112(D14).
210. Tan, Y., Yang, L., Liu, Y., Hu, S., Xu, K., & Liu, J. (2023). How does air quality affect tourist travel volume and destination preference? An analysis based on mobile tracking data. *Current Issues in Tourism*, 26(16), 2629-2646.
211. Tang, G., P. Zhao, Y. Wang, W. Gao, M. Cheng, J. Xin, X. Li i Y. Wang (2017). "Mortality and air pollution in Beijing: The long-term relationship." *Atmospheric Environment* 150: 238-243.
212. Thach, T.-Q., C.-M. Wong, K.-P. Chan, C. Yuen-Kwan, C. Yat-Nork, O. Chun-Quan, Y. Lin i A. J. Hedley (2011). "Daily visibility and mortality: Assessment of health benefits from improving visibility in Hong Kong." *Epidemiology* 22(1): S224.
213. Thibaud, J.-P. (2001). Frames of visibility in public places. *Places. A Forum of Environmental Design*.



214. Tian, D., J. Fan, H. Jin, H. Mao, D. Geng, S. Hou, P. Zhang i Y. Zhang (2020). "Characteristic and spatiotemporal variation of air pollution in Northern China based on correlation analysis and clustering analysis of five air pollutants." *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 125(8): e2019JD031931.
215. Tiwari, S., S. Payra, M. Mohan, S. Verma i D. S. Bisht (2011). "Visibility degradation during foggy period due to anthropogenic urban aerosol at Delhi, India." *Atmospheric Pollution Research* 2(1): 116-120.
216. Tlenek Azotu – trujące składniki smogu cz. 1.
217. Traczyk, P. i A. Gruszecka-Kosowska (2020). "The condition of air pollution in Kraków, Poland, in 2005–2020, with health risk assessment." *International journal of environmental research and public health* 17(17): 6063.
218. Tsai, Y. I. (2005). "Atmospheric visibility trends in an urban area in Taiwan 1961–2003." *Atmospheric environment* 39(30): 5555-5567.
219. Tsai, Y. I., S.-C. Kuo, W.-J. Lee, C.-L. Chen i P.-T. Chen (2007). "Long-term visibility trends in one highly urbanized, one highly industrialized, and two rural areas of Taiwan." *Science of the Total Environment* 382(2-3): 324-341.
220. Tsay, S.-C., H. B. Maring, N.-H. Lin, S. Buntoung, S. Chantara, H.-C. Chuang, P. M. Gabriel, C. S. Goodloe, B. N. Holben i T.-C. Hsiao (2016). "Satellite-surface perspectives of air quality and aerosol-cloud effects on the environment: An overview of 7-SEAS/BASELInE." *Aerosol and Air Quality Research* 16(11): 2581-2602.
221. Viana, M., W. Maenhaut, H. Ten Brink, X. Chi, E. Weijers, X. Querol, A. Alastuey, P. Mikuška i Z. Večeřa (2007). "Comparative analysis of organic and elemental carbon concentrations in carbonaceous aerosols in three European cities." *Atmospheric Environment* 41(28): 5972-5983.
222. Walas, B., J. Berbeka, K. Borkowski, Z. Kruczek, R. Pawlusiński, P. Zmysłony i R. Piaskowski (2021). "Polityka zrównoważonej turystyki Krakowa na lata 2021-2028."
223. Wang, J., A. Yu, L. Yang i C. Fang (2019). "Research on organic carbon and elemental carbon distribution characteristics and their influence on fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in Changchun city." *Environments* 6(2): 21.
224. Wang, M., S.-D. Zhou, Z. Yang i Z.-H. Liu (2020). "Error Analysis of Atmospheric Visibility Measurements Based on an Image Brightness Contrast Method." *IEEE Access* 8: 48408-48415.

225. Wang, S., Li, C., & Zhou, H. (2019). Impact of China's economic growth and energy consumption structure on atmospheric pollutants: Based on a panel threshold model. *Journal of Cleaner Production*, 236, 117694.
226. Wang, X. C., Klemeš, J. J., Dong, X., Fan, W., Xu, Z., Wang, Y., & Varbanov, P. S. (2019). Air pollution terrain nexus: A review considering energy generation and consumption. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 105, 71-85.
227. Wang, X., R. Zhang i W. Yu (2019). "The effects of PM2. 5 concentrations and relative humidity on atmospheric visibility in Beijing." *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124(4): 2235-2259.
228. Wang, Y., L. Yao, L. Wang, Z. Liu, D. Ji, G. Tang, J. Zhang, Y. Sun, B. Hu i J. Xin (2014). "Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China." *Science China Earth Sciences* 57(1): 14-25.
229. Watson, J. i J. Chow (2006). "Visibility and air pollution." *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 99.
230. Wen, C.-C. i H.-H. Yeh (2010). "Comparative influences of airborne pollutants and meteorological parameters on atmospheric visibility and turbidity." *Atmospheric research* 96(4): 496-509.
231. Wierzbińska, M. i R. Szczepaniak (2021). "Wpływ warunków meteorologicznych na imisję pyłu zawieszonego oraz kształt smug kominowych w sezonie grzewczym." *Polish Journal of Materials and Environmental Engineering* 1: 26-37.
232. Wójcik, A. (2017). "Rozwój transportu a zanieczyszczenie powietrza w Unii Europejskiej." *Zeszyty Naukowe. Organizacja i Zarządzanie/Politechnika Śląska*.
233. Wolff, G., R. Countess, P. Groblicki, M. Ferman, S. Cadle i J. Muhlbaier (1981). "Visibility-reducing species in the Denver "brown cloud"—II. Sources and temporal patterns." *Atmospheric Environment* (1967) 15(12): 2485-2502.
234. Wooten, B. R. i B. R. Hammond (2002). "Macular pigment: influences on visual acuity and visibility." *Progress in retinal and eye research* 21(2): 225-240.
235. World Health Organization (2016) - Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease.")

236. World Health Organization (2018). "Guide to Instruments and Methods of Observation." Volume I—Measurement of Meteorological Variables: 315.
237. World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization.
238. World Health Organization. (2023). WHO ambient air quality database, 2022 update: status report. World Health Organization.
239. Yi, H., Q. Xiong, Q. Zou, R. Xu, K. Wang i M. Gao (2019). A novel random forest and its application on classification of air quality. 2019 8th International Congress on Advanced Applied Informatics (IIAI-AAI), IEEE.
240. Yu, J. Z., J. W. T. Tung, A. W. M. Wu, A. K. H. Lau, P. K.-K. Louie i J. C. H. Fung (2004). "Abundance and seasonal characteristics of elemental and organic carbon in Hong Kong PM<sub>10</sub>." *Atmospheric Environment* 38(10): 1511-1521.
241. Yu, R., Yang, Y., Yang, L., Han, G., & Move, O. A. (2016). RAQ—A random forest approach for predicting air quality in urban sensing systems. *Sensors*, 16(1), 86.
242. Yu, X., J. Ma, J. An, L. Yuan, B. Zhu, D. Liu, J. Wang, Y. Yang i H. Cui (2016). "Impacts of meteorological condition and aerosol chemical compositions on visibility impairment in Nanjing, China." *Journal of cleaner production* 131: 112-120.
243. Yuan, C.-S., C.-G. Lee, S.-H. Liu, J.-c. Chang, C. Yuan i H.-Y. Yang (2006). "Correlation of atmospheric visibility with chemical composition of Kaohsiung aerosols." *Atmospheric Research* 82(3-4): 663-679.
244. Zgłobicki, W., M. Telecka i S. Skupiński (2019). "Assessment of short-term changes in street dust pollution with heavy metals in Lublin (E Poland)—levels, sources and risks." *Environmental Science and Pollution Research* 26(34): 35049-35060.
245. Zhang, C., C. Liu, X. Zhang i G. Almpandis (2017). "An up-to-date comparison of state-of-the-art classification algorithms." *Expert Systems with Applications* 82: 128-150.
246. Zhang, J., P. Zhao, X. Wang, J. Zhang, J. Liu, B. Li, Y. Zhou i H. Wang (2020). "Main Factors Influencing Winter Visibility at the Xinjin Flight College of the Civil Aviation Flight University of China." *Advances in Meteorology* 2020.

247. Zhang, Q., J. Nakatani, Y. Shan i Y. Moriguchi (2019). "Inter-regional spillover of China's sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>) pollution across the supply chains." *Journal of Cleaner Production* 207: 418-431.
248. Zhang, R., Y. Li, A. L. Zhang, Y. Wang i M. J. Molina (2020). "Identifying airborne transmission as the dominant route for the spread of COVID-19." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117(26): 14857-14863.
249. Zhang, W. (2022). "Too smoggy for kids to go to school? Air quality and preschool enrollments in Chinese cities." *Journal of the Agricultural and Applied Economics Association* 1(3): 270-284.
250. Zhang, W., H. Xu i F. Zheng (2018). "Aerosol optical depth retrieval over East Asia using Himawari-8/AHI data." *Remote Sensing* 10(1): 137.
251. Zhang, X., Wang, Y., Qi, J., Si, L., Yu, H., & Luan, Q. (2023). The effect of wind speed on hazy weather from the long-term trend of low visibility: A case study in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China. *Atmospheric Pollution Research*, 14(1), 101621.
252. Zhao, P., X. Zhang, X. Xu i X. Zhao (2011). "Long-term visibility trends and characteristics in the region of Beijing, Tianjin, and Hebei, China." *Atmospheric Research* 101(3): 711-718.
253. Zheng, B., F. Chevallier, P. Ciais, Y. Yin, M. N. Deeter, H. M. Worden, Y. Wang, Q. Zhang i K. He (2018). "Rapid decline in carbon monoxide emissions and export from East Asia between years 2005 and 2016." *Environmental Research Letters* 13(4): 044007.
254. Zhou, D., Z. Lin, L. Liu i J. Qi (2021). "Spatial-temporal characteristics of urban air pollution in 337 Chinese cities and their influencing factors." *Environmental Science and Pollution Research* 28: 36234-36258.
255. Zhou, X., Cao, Z., Ma, Y., Wang, L., Wu, R., & Wang, W. (2016). Concentrations, correlations and chemical species of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> based on published data in China: potential implications for the revised particulate standard. *Chemosphere*, 144, 518-526.
256. Zoran, M. A., R. S. Savastru, D. M. Savastru, M. N. Tautan, L. A. Baschir i D. V. Tenciu (2022). "Assessing the impact of air pollution and climate seasonality on COVID-19 multiwaves in Madrid, Spain." *Environmental Research* 203: 111849.

257. Zou, J., Z. Liu, B. Hu, X. Huang, T. Wen, D. Ji, J. Liu, Y. Yang, Q. Yao i Y. Wang (2018). "Aerosol chemical compositions in the North China Plain and the impact on the visibility in Beijing and Tianjin." *Atmospheric Research* 201: 235-246.

### **Przepisy prawne:**

1. Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 29 Września 2021 r., w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy – Prawo ochrony środowiska  
(Dz.U. 2021 poz. 1973)
2. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza (Dz.U. 2012 poz. 914)
3. Uchwała Nr 115/20 Sejmiku Województwa Mazowieckiego z dnia 8 września 2020 r., w sprawie programu ochrony powietrza dla stref w województwie mazowieckim, w których zostały przekroczone poziomy dopuszczalne i docelowe substancji w powietrzu." Dziennik Urzędowy Województwa Mazowieckiego Poz. 9595.
4. Prawo Ochrony Środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r. (Dz.U. z 2022 r. poz. 2556z późn. zm.)
5. Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. 2021 poz. 845)
6. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy
7. European Environment Agency (2019). "Air quality in Europe - 2019 report
8. Rozporządzenie Ministra Transportu z dnia 31 lipca 2007 r. w sprawie okresowych ograniczeń oraz zakazu ruchu niektórych rodzajów pojazdów na drogach tj. z dnia 15 kwietnia 2021 r. (Dz.U. z 2021 r. poz. 783 z późn. zm.)
9. Uchwała Nr 34 Rady Ministrów w sprawie przyjęcia Krajowego Programu Ograniczania Zanieczyszczenia Powietrza z dnia 29 kwietnia 2019 r. (M.P. z 2019 r. poz. 572)
10. Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie nadania Instytutowi Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie statusu Państwowego Instytutu Badawczego z dnia 13 września 2010 r. (Dz.U. Nr 172, poz. 1164)

## Strony internetowe

- Dwutlenek siarki – Polsce źle, na Bałkanach jeszcze gorzej  
<https://smoglab.pl/dwutlenek-siarki-w-polsce-zle-na-balkanach-gorzej-czym-truje-nas-smog-4/>.
- European Environment Agency., 2022. Wpływ zanieczyszczenia powietrza na zdrowie w Europie, 2022 <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022/health-impacts-of-air-pollution>
- Główny Urząd Nadzoru Budowlanego., 2022  
<https://www.gunb.gov.pl/strona/statystyki>
- <http://www.cepik.gov.pl/statystyki>
- <https://www.ibm.com/docs/pl/cognos-analytics/11.2.0?topic=terms-adjusted-r-squared>
- <https://www.vaisala.com/en/products/weather-environmental-sensors/visibility-present-weather-fs11-fs11p>
- Ocena jakości powietrza - informacje ogólne  
[https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/content/measuring\\_air\\_assessment\\_rating\\_info."](https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/content/measuring_air_assessment_rating_info.)
- Ochrona powietrza – przepisy UE – dyrektywa CAFE  
<https://powietrze.uni.wroc.pl/base/t/przepisy-ue>
- Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy  
(<https://www.imgw.pl/instytut/imgw-pib>)
- Główny Urząd Nadzoru Budowlanego –  
[https://www.gunb.gov.pl/strona/statystyki?fbclid=IwAR1M31O5gBEzxiwoyHX7aIFPU2PfZ9R2XX\\_0rJFOhJrjqvYc2ZOICiftk](https://www.gunb.gov.pl/strona/statystyki?fbclid=IwAR1M31O5gBEzxiwoyHX7aIFPU2PfZ9R2XX_0rJFOhJrjqvYc2ZOICiftk)

## Spis tabel

<b>TABELA 1.</b> ŚREDNIA WIDZIALNOŚĆ W POLSCE ORAZ NA ŚWIECIE .....	19
<b>TABELA 2.</b> GŁÓWNE ŹRÓDŁA PYŁÓW ZAWIESZONYCH (OPRACOWANE NA PODSTAWIE HARISSON 2022).....	24
<b>TABELA 3.</b> POZIOMY DOPUSZCZALNE ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA ZE WZGLĘDU NA OCHRONĘ ZDROWIA DLA WYBRANYCH SUBSTANCJI (ŹRÓDŁO: OPRACOWANIE WŁASNE NA PODSTAWIE KRAJOWEGO PROGRAMU OGRANICZANIA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA) .....	29
<b>TABELA 4.</b> POZIOMY DOCELOWE DLA SUBSTANCJI W POWIETRZU, ZRÓŻNICOWANE ZE WZGLĘDU NA OCHRONĘ ZDROWIA LUDZI, TERMIN OSIĄGNIĘCIA ORAZ OKRES, DLA KTÓREGO UŚREDNIA SIĘ WYNIKI POMIARÓW (ŹRÓDŁO: OPRACOWANIE WŁASNE NA PODSTAWIE KRAJOWEGO PROGRAMU OGRANICZANIA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA) .....	30
<b>TABELA 5.</b> ZANIECZYSZCZENIA OBJĘTE ROCZNĄ OCENĄ JAKOŚCI POWIETRZA .....	32
<b>TABELA 6.</b> CHARAKTERYSTYKA STACJI MONITORINGU JAKOŚCI POWIETRZA (OPRACOWANIE WŁASNE NA PODSTAWIE <a href="https://powietrze.gios.gov">HTTPS://POWIETRZE.GIOS.GOV</a> .....	46
<b>TABELA 7.</b> LICZEBNOŚĆ I KOMPLETNOŚĆ DANYCH DOTYCZĄCYCH ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA W LATACH 2010 – 2019.....	66
<b>TABELA 8.</b> LICZEBNOŚĆ I KOMPLETNOŚĆ DANYCH METEOROLOGICZNYCH W LATACH 2010 – 2019.....	66
<b>TABELA 9.</b> PODSTAWOWE INFORMACJE NA TEMAT STACJI MONITORINGU JAKOŚCI POWIETRZA MIASTACH (OPRACOWANIE WŁASNE NA PODSTAWIE <a href="https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/archives">HTTPS://POWIETRZE.GIOS.GOV.PL/PJP/ARCHIVES</a> ) .....	67
<b>TABELA 10.</b> METODYKI REFERENCYJNE POBORU PRÓBEK I OZNACZANIA STĘŻEŃ SUBSTANCJI W POWIETRZU (OPRACOWANIE WŁASNE NA PODSTAWIE ZAŁĄCZNIKA 7 METODYKI REFERENCYJNE (Dz.U. z 2020 r. poz. 2279)) .....	71
<b>TABELA 11.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE, MINIMALNE, MAKSYMALNE, LICZBA PRZYPADKÓW I ODCHYLENIE STANDARDOWE DLA STĘŻEŃ PYŁU ZAWIESZONEGO PM <sub>10</sub> W LATACH 2010 - 2019 .....	85
<b>TABELA 12.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE, MINIMALNE, MAKSYMALNE, LICZBA PRZYPADKÓW I ODCHYLENIE STANDARDOWE DLA STĘŻEŃ PYŁU ZAWIESZONEGO NO <sub>2</sub> W LATACH 2010- 2019.....	88
<b>TABELA 13.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE, MINIMALNE, MAKSYMALNE, LICZBA PRZYPADKÓW I ODCHYLENIE STANDARDOWE DLA STĘŻEŃ PYŁU ZAWIESZONEGO SO <sub>2</sub> W LATACH 2010- 2019.....	90
<b>TABELA 14.</b> LICZBA ZAREJESTROWANYCH POJAZDÓW W POLSCE W LATACH 2010-2019 .	96
<b>TABELA 15.</b> PODSTAWOWE ŚREDNIOROCZNE STATYSTYKI METEOROLOGICZNE W LATACH 2010 – 2019.....	98
<b>TABELA 16.</b> WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI DLA WIDZIALNOŚCI ORAZ WYBRANYCH ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA ORAZ PARAMETRÓW METEOROLOGICZNYCH DLA ANALIZOWANYCH STACJI.....	102
<b>TABELA 17.</b> WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI PERSONA (R), WSPÓŁCZYNNIKA WIELOKROTNEJ DETERMINACJI (R <sup>2</sup> ) POMIĘDZY ZANIECZYSZCZENIAMI POWIETRZA	



WRAZ Z WARUNKAMI METEOROLOGICZNYMI A WIDZIALNOŚCIĄ W LATACH 2010-2019 .....	106
<b>TABELA 18.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE DLA SKUPIEŃ WYZNACZONYCH METODĄ K-ŚREDNICH DLA DANYCH DLA KIELC W LATACH 2010-2019 .....	109
<b>TABELA 19.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE DLA SKUPIEŃ WYZNACZONYCH METODĄ K-ŚREDNICH DLA DANYCH DLA KATOWIC W LATACH 2010-2019 .....	110
<b>TABELA 20.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE DLA SKUPIEŃ WYZNACZONYCH METODĄ K-ŚREDNICH DLA DANYCH DLA KRAKOWA W LATACH 2010-2019 .....	111
<b>TABELA 21.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE DLA SKUPIEŃ WYZNACZONYCH METODĄ K-ŚREDNICH DLA DANYCH DLA WARSZAWY W LATACH 2010 – 2019 .....	112
<b>TABELA 22.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE DLA SKUPIEŃ WYZNACZONYCH METODĄ K-ŚREDNICH DLA DANYCH DLA LUBLINA W LATACH 2010 – 2019 .....	113
<b>TABELA 23.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE DLA SKUPIEŃ WYZNACZONYCH METODĄ K-ŚREDNICH DLA DANYCH DLA BIAŁEGOSTOKU W LATACH 2010 – 2019 .....	114
<b>TABELA 24.</b> WARTOŚCI ŚREDNIE DLA SKUPIEŃ WYZNACZONYCH METODĄ K-ŚREDNICH DLA DANYCH DLA ZAKOPANEGO W LATACH 2010 – 2019 .....	115
<b>TABELA 25.</b> RANKING WAŻNOŚCI ZMIENNYCH DLA MODELU OPRACOWANEGO DLA SIĘDMIU STACJI W LATACH 2010-2019 NA PODSTAWIE DANYCH PARAMETRÓW METEOROLOGICZNYCH I STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ .....	119
<b>TABELA 26.</b> MIARY DOPASOWANIA MODELU LASÓW LOSOWYCH.....	120
<b>TABELA 27.</b> SYMBOLE ZWIĄZKÓW I POJEDYŃCZYCH PIERWIASTKÓW.....	121
<b>TABELA 28.</b> PODSTAWOWE STATYSTYKI OBLICZONE DLA PIERWIASTKÓW ŚLADOWYCH W PM <sub>1</sub> W ZABRZU W SEZONIE LETNIM ORAZ ZIMOWYM .....	122
<b>TABELA 29.</b> PODSTAWOWE STATYSTYKI OBLICZONE DLA PIERWIASTKÓW ŚLADOWYCH W PM <sub>1</sub> W WARSZAWIE W PODZIALE NA SEZON LETNI I ZIMOWY .....	123
<b>TABELA 30.</b> STĘŻENIE OC I EC ZWIĄZANYCH Z PYŁEM ZAWIESZONYM W WYBRANYCH MIASTACH.....	126
<b>TABELA 31.</b> WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W WARSZAWIE, POMIĘDZY ŚLADOWYMI PIERWIASTKAMI, POZIOMEM PM <sub>1</sub> , PARAMETRAMI METEOROLOGICZNYMI A WIDZIALNOŚCIĄ.....	128
<b>TABELA 32.</b> WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W ZABRZU, POMIĘDZY ŚLADOWYMI PIERWIASTKAMI, POZIOMEM PM <sub>1</sub> , PARAMETRAMI METEOROLOGICZNYMI A WIDZIALNOŚCIĄ.....	129

## Spis rysunków

<b>RYSUNEK 1. AUTOMATYCZNE URZĄDZENIE DO POMIARU WIDZIALNOŚCI SENSOR FS11 ...</b>	21
<b>RYSUNEK 2. LOKALIZACJA WYBRANYCH MIAST .....</b>	42
<b>RYSUNEK 3. LOKALIZACJA STACJI POMIAROWYCH W BIAŁYMSTOKU .....</b>	48
<b>RYSUNEK 4. STACJA MONITORINGU - UL. WASZYNGTONA W BIAŁYMSTOKU (ŹRÓDŁO: HTTPS://POWIETRZE.GIOS.GOV.PL).....</b>	49
<b>RYSUNEK 5. ROZMIESZCZENIE STACJI POMIAROWYCH W LUBLINIE .....</b>	50
<b>RYSUNEK 6. STACJA MONITORINGU JAKOŚCI POWIETRZA UL. OBYWATELSKA W LUBLINIE (ŹRÓDŁO: HTTPS://POWIETRZE.GIOS.GOV.PL) .....</b>	51
<b>RYSUNEK 7. LOKALIZACJA STACJI POMIAROWYCH W KATOWICACH.....</b>	53
<b>RYSUNEK 8. STACJA MONITORINGU - UL. PLEBISCYTOWA W KATOWICACH (ŹRÓDŁO: HTTPS://POWIETRZE.GIOS.GOV.PL).....</b>	54
<b>RYSUNEK 9. ROZMIESZCZENIE STACJI POMIAROWYCH W KIELCACH (OPRACOWANIE WŁASNE).....</b>	55
<b>RYSUNEK 10. STACJA MONITORINGU - UL. TARGOWA W KIELCACH (ŹRÓDŁO HTTPS://POWIETRZE.GIOS.GOV.PL).....</b>	56
<b>RYSUNEK 11. LOKALIZACJA STACJI POMIAROWYCH W KRAKOWIE .....</b>	58
<b>RYSUNEK 12. STACJA MONITORINGU ALEJA KRASIŃSKIEGO W KRAKOWIE .....</b>	59
<b>RYSUNEK 13. LOKALIZACJA STACJI POMIAROWYCH W WARSZAWIE.....</b>	61
<b>RYSUNEK 14. STACJA MONITORINGU – UL. WOKALNA W WARSZAWIE.....</b>	62
<b>RYSUNEK 15. ROZMIESZCZENIE STACJI POMIAROWYCH W ZAKOPANEM.....</b>	63
<b>RYSUNEK 16. STACJA MONITORINGU – UL. SIENKIEWICZA W ZAKOPANEM (ŹRÓDŁO: HTTPS://POWIETRZE.GIOS.PL).....</b>	64
<b>RYSUNEK 17. LOKALIZACJA PUNKTÓW POMIAROWYCH W WARSZAWIE I ZABRZU .....</b>	75
<b>RYSUNEK 18. MIKROWAGA ANALITYCZNA FIRMY RADWAG.....</b>	76
<b>RYSUNEK 19. DIAGRAM DRZEWA DLA KIELC .....</b>	109
<b>RYSUNEK 20. DIAGRAM DRZEWA, DLA KATOWIC.....</b>	110
<b>RYSUNEK 21. DIAGRAM DRZEWA DLA KRAKOWA.....</b>	111
<b>RYSUNEK 22. DIAGRAM DRZEWA DLA WARSZAWY.....</b>	112
<b>RYSUNEK 23. DIAGRAM DRZEWA DLA LUBLINA.....</b>	113
<b>RYSUNEK 24. DIAGRAM DRZEWA DLA BIALEGOSTOKU .....</b>	114
<b>RYSUNEK 25. DIAGRAM DRZEWA DLA ZAKOPANEGO.....</b>	115
<b>RYSUNEK 26. SIECI KORELACJI PRZESTRZENNEJ DLA WARSZAWY .....</b>	132
<b>RYSUNEK 27. SIECI KORELACJI PRZESTRZENNEJ DLA ZABRZA.....</b>	133

## Spis wykresów

WYKRES 1. ŚREDNIOROCZNE STĘŻENIA PYŁU ZAWIESZONEGO PM <sub>10</sub> W LATACH 2010 – 2019 [μg/m <sup>3</sup> ]	95
WYKRES 2. ŚREDNIOROCZNE STĘŻENIA NO <sub>2</sub> W LATACH 2010 – 2019 [μg/m <sup>3</sup> ]	97
WYKRES 3. ŚREDNIOROCZNE STĘŻENIA SO <sub>2</sub> W LATACH 2010 – 2019 [μg/m <sup>3</sup> ]	99
WYKRES 4. SUMA OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH W POSZCZEGÓLNYCH LATACH 2010 – 2019 [MM]	102



Wyrażam zgodę na udostępnianie mojej pracy w czytelniach Biblioteki SGGW

*Anita Ewa*.....

*(czytelny podpis autora)*

