



Uniwersytet
Wrocławski



Politechnika
Wroclawska



WCSS



Projekt "Czy wiesz czym oddychasz?" – kampania edukacyjno-informacyjna na rzecz czystszej powietrza - LIFE-MAPPINGAIR/PL

Raport o jakości powietrza

Wykonano przez Zespół Projektu LIFE-MAPPINGAIR/PL

Spis treści

1.	Wstęp	4
2.	Źródła emisji zanieczyszczeń powietrza	5
2.1	Struktura i rozkład przestrzenny emisji na Dolnym Śląsku i w województwie kujawsko-pomorskim	8
2.1.1	Emisja o charakterze punktowym	14
2.1.2	Emisja o charakterze liniowym	19
2.1.3	Emisja powierzchniowa (ogrzewanie indywidualne).....	25
3.	Jakość powietrza w latach 2019-2020.....	31
3.1	Zmienność stężenia pyłu zawieszonego o średnicy poniżej 10 µm (PM ₁₀) w roku 2019 i 2020	32
3.2	Zmienność stężenia pyłu zawieszonego o średnicy poniżej 2.5 µm (PM _{2,5}) w roku 2019 i 2020	39
3.3	Zmienność stężenia tlenków azotu (NO _x) w roku 2019 i 2020	43
3.4	Zmienność stężenia dwutlenku azotu (NO ₂) w roku 2019 i 2020	52
3.5	Zmienność stężenia dwutlenku siarki (SO ₂) w roku 2019 i 2020	59
3.6	Zmienność stężenia ozonu (O ₃) w roku 2019 i 2020.....	65
3.7	Zmienność stężenia tlenku węgla (CO) w roku 2019 i 2020	71
4.	Wpływ warunków meteorologicznych na stężenia zanieczyszczeń	75
4.1	Analiza parametrów meteorologicznych dla Wrocławia i Torunia w latach 2016–2020	75
4.2	Wpływ lokalnych warunków temperatury i cyrkulacji atmosfery na przebiegi stężeń zanieczyszczeń	78
5.	Analiza epizodów o wysokich stężeniach wybranych zanieczyszczeń atmosferycznych	81
5.1	PM _x	82
5.1.1	Wrocław 18–25.01.2019.....	82
5.1.2	Wrocław 14–21.02.2019.....	84
5.1.3	Wrocław 04–11.04.2019.....	85
5.1.4	Wrocław 14–20.01.2020.....	87
5.1.5	Wrocław 22–29.01.2020.....	89
5.1.6	Wrocław 29.11–06.12.2020.....	91
5.1.7	Bydgoszcz 18–25.01.2019.....	93
5.1.8	Bydgoszcz 14–21.02.2019.....	95
5.1.9	Bydgoszcz 01–08.04.2019.....	96

5.1.10	Bydgoszcz 14–21.01.2020.....	98
5.1.11	Bydgoszcz 23–30.03.2020.....	99
5.1.12	Bydgoszcz 11–18.12.2020.....	101
5.2	Ozon	102
5.2.1	Wrocław O ₃ 20–27.06.2019.....	103
5.2.2	Wrocław O ₃ 29.07–05.08.2019.....	105
5.2.3	Wrocław O ₃ 23–30.04.2020.....	107
5.2.4	Wrocław O ₃ 07–14.08.2020.....	109
5.2.5	Bydgoszcz O ₃ 25.06–02.07.2019.....	111
5.2.6	Bydgoszcz O ₃ 27.08–03.09.2019.....	112
5.2.7	Bydgoszcz O ₃ 30.06–06.07.2020.....	113
6.	Podsumowanie	115
7.	Bibliografia.....	116

1. Wstęp

Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego jest obecnie jednym z ważniejszych problemów środowiskowych w Polsce. Wyzwania stawiane są zarówno organom administracji państwowej w zakresie organizacji i wdrażania wielu działań mających na celu poprawę jakości powietrza, jak i mieszkańcom w związku z koniecznością przełamania starych nawyków i dostosowania do nowych rozwiązań. Emisja zanieczyszczeń powietrza w Polsce pochodzi głównie z sektora komunalnego i mieszkaniowego, zakładów przemysłowych, transportu drogowego, rolnictwa oraz źródeł naturalnych. Do grupy zanieczyszczeń mierzonych w atmosferze, wpływających negatywnie na przyrodę żywą i nieżywą, a także infrastrukturę, należą głównie tlenki siarki, tlenki azotu, pył zawieszony oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne.

W ostatnich latach na szczeblu ogólnokrajowym, regionalnym i lokalnym podejmowanych jest coraz więcej inicjatyw, w których działania na rzecz czystego powietrza odgrywają znaczącą rolę. Przełomowym momentem zarówno dla Wrocławia i Bydgoszczy jest rok podjęcia uchwał antysmogowych (odpowiednio 2017 i 2019 r.) – jednego z ważniejszych aktów prawnych z punktu widzenia ograniczania tzw. niskiej emisji. Zostały wprowadzone nakazy, zakazy i ograniczenia dla mieszkańców i użytkowanych przez nich instalacji oraz urządzeń grzewczych. Równocześnie prowadzone są liczne kampanie edukacyjne i programy dofinansowań dla beneficjentów, których celem jest poprawa efektywności energetycznej i zmniejszenie emisji pyłów oraz innych zanieczyszczeń do atmosfery z domów jednorodzinnych.

Jednym z celów projektu LIFE-MAPPINGAIR/PL jest przeprowadzanie kampanii edukacyjnej poświęconej problematyce jakości powietrza w obszarach aglomeracji miejskiej. W ramach projektu planowane jest zwiększenie świadomości społeczeństwa poprzez dostarczanie mieszkańcom wiedzy umożliwiającej samodzielną ocenę panujących warunków aerasanitarnych i związanego z nimi ryzyka zdrowotnego. Tego typu zadanie jest realizowane również poprzez tworzenie raportów na temat stanu jakości powietrza.

Należy jednak pamiętać, że podstawą do podjęcia jakichkolwiek działań naprawczych jest precyzyjna diagnoza stanu jakości powietrza, w szczególności sposób uwzględniająca czynniki warunkujące rozprzestrzenianie zanieczyszczeń, a więc przede wszystkim warunki meteorologiczne i topograficzne. Dostępne analizy jakości powietrza najczęściej dotyczą podsumowań rocznych, do nich odnoszą się najczęściej również normy jakości powietrza. Warto zaznaczyć, że przekroczenia poziomów dopuszczalnych wynikają z występowania konkretnych sytuacji sprzyjających wysokim stężeniom danych zanieczyszczeń, będących złożeniem wielu czynników. Ich przyczyny odnoszą się nie tylko do profilu emisji danych zanieczyszczeń lub ich prekursorów, lecz także warunków meteorologicznych umożliwiających powstawanie zanieczyszczeń lub hamujących dyspersję. Analiza epizodów o wysokich stężeniach poszczególnych kategorii zanieczyszczeń atmosferycznych pozwala na określenie warunków sprzyjających ich wysokim stężeniom nie tylko z punktu widzenia emisji, lecz także sytuacji meteorologicznej, a dzięki temu umożliwia ocenę zagrożeń dotyczących jakości powietrza w poszczególnych porach roku oraz dla danych sytuacji synoptycznych.

W niniejszym opracowaniu przedstawiono diagnozę stanu jakości powietrza za rok 2019 oraz 2020 na tle wielolecia wraz ze wskazaniem najważniejszych czynników wpływających na wartości stężeń zanieczyszczeń oraz ich przestrzenny rozkład. Szczególną uwagę zwrócono na czynniki meteorologiczne warunkujące dyspersję zanieczyszczeń. W ramach opracowania szczegółowo omówiono również konkretne przypadki wystąpień wysokich stężeń zanieczyszczeń, a wnioski końcowe postawiono w oparciu zarówno o analizę danych z sieci Państwowego Monitoringu

Środowiska, jak i wyniki kilkudziesięciu mobilnych kampanii pomiarowych przeprowadzonych w latach 2019/20 w ramach Projektu LIFE-MAPPINGAIR/PL.

2. Źródła emisji zanieczyszczeń powietrza

Oddziaływanie człowieka na środowisko poprzez rozwój przemysłu oraz gwałtowny wzrost zużycia surowców, energii, urbanizacji i rozwój komunikacji, stale zwiększa łączną pulę substancji wprowadzanych do poszczególnych elementów środowiska, w tym do powietrza atmosferycznego (Janka, 2014). Emisje te mogą być szkodliwe dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, a także powodować szkody w dobrach materialnych lub pogarszać walory estetyczne środowiska. W Polsce ilości i rodzaje emisji zmieniają się co roku, przy jednocześnie niewielkich różnicach w emisji w roku 2018 w stosunku do roku 2017 (Tabela 1). Obserwowana tendencja spadkowa na przestrzeni ostatnich lat spowodowana była m.in. restrukturyzacją i modernizacją sektora energetycznego i przemysłowego oraz poprawą jakości spalnego węgla (GUS, 2020b). Znaczący efekt przyniosły także zmiany wynikające z konieczności dostosowania dużych źródeł spalania paliw (o mocy cieplnej > 50 MW) do wymagań wynikających z przepisów Dyrektywy 2010/75/UE¹ w zakresie zaostrzonych standardów emisyjnych (limitów dla SO₂, NO_x oraz pyłu całkowitego) oraz średnich źródeł spalania paliw (o nominalnej mocy cieplnej 1 - 50 MW) – do Dyrektywy 2015/2193/UE².

Tabela 1 Całkowita emisja głównych zanieczyszczeń powietrza w Polsce (źródło: GUS, 2020b).

Wyszczególnienie	2000 r.	2010 r.	2015 r.	2017 r.	2018 r.
	w tysiącach ton				
Dwutlenek siarki	1 341	817	639	526	502
Tlenki azotu (wyrażone w NO ₂)	858	881	723	780	762
Dwutlenek węgla	317 338	334 607	313 099	337 340	337 706
Tlenek węgla	3 360	2 999	2 247	2 390	2 339
Niemetanowe lotne związki organiczne (ogółem)	1 056	1 057	988	1 014	989
w tym:					
- źródła antropogeniczne	825	806	729	757	733
- przyroda	231	251	259	257	256
Amoniak	331	303	285	307	317
Pył	4012	429	364	377	378

Źródła stacjonarne, w tym procesy spalania paliw w sektorze produkcji i transformacji energii oraz w przemyśle i małych źródłach spalania (głównie gospodarstwach domowych), a także transport nadal stanowią główne źródła emisji zanieczyszczeń powietrza pochodzenia antropogenicznego (**Błąd! Nie można odnaleźć źródła odwołania.**) (GUS, 2020b). Obserwowany stały poziom emisji zanieczyszczeń komunikacyjnych (głównie tlenków azotu) jest efektem wzrostu liczby pojazdów w ostatnich latach pomimo stosowania paliw coraz wyższej jakości.

¹ Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola), tzw. Dyrektywa IED (ang. The Industrial Emissions Directive).

² Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady UE 2015/2193 z dnia 25 listopada 2015 r. w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza ze średnich obiektów energetycznego spalania, tzw. Dyrektywa MCP (ang. Medium Combustion Plants).

W 2018 r. dwutlenek siarki pochodził głównie z energetycznego spalania paliw (węgla) w źródłach stacjonarnych, co odpowiadało 97% całkowitej emisji SO₂ (GUS, 2020b). Z procesów przemysłowych związanych z rafinacją ropy naftowej, produkcją koksu i kwasu siarkowego pochodziło ok. 2% SO₂.

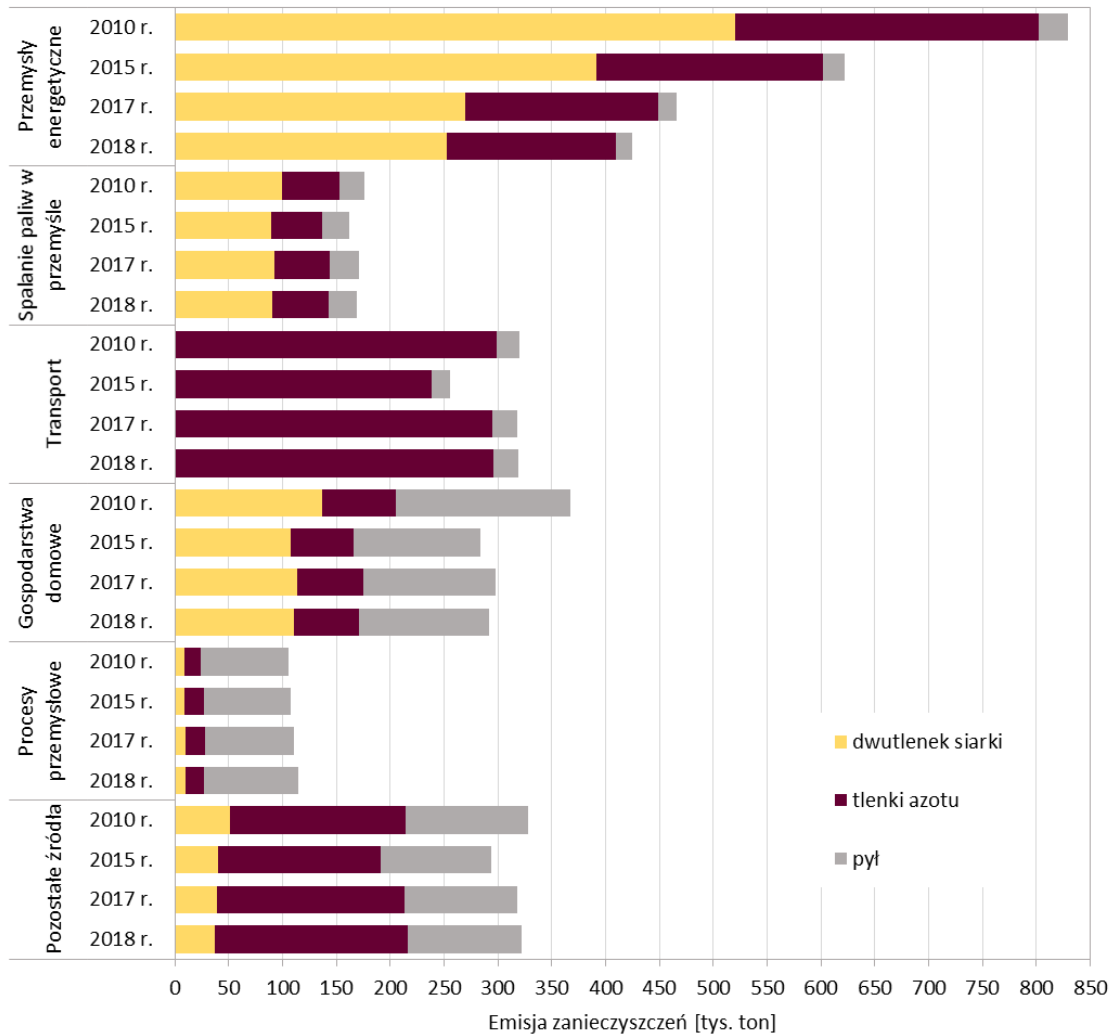
Sektor transportu drogowego w 2018 r. odpowiadał za 39% całkowitej krajowej emisji tlenków azotu. Innym istotnym źródłem tego zanieczyszczenia był sektor komunalno-bytowy, z którego pochodziło 22% emisji oraz przemysł odpowiadający za 21% całkowitej emisji NO₂.

W przypadku zanieczyszczenia tlenkiem węgla, aż 65% całkowitej emisji krajowej CO pochodziło z innych procesów spalania paliw, do których należą m.in. małe źródła spalania (odpowiedzialne za 38% emisji), takie jak gospodarstwa domowe. Innym istotnym źródłem emisji tego gazu w 2018 r. był transport, który odpowiadał za 23% emisji całkowitej. Emisje z procesów przemysłowych stanowiły ok. 23% emisji krajowej, natomiast z transportu drogowego i innego niż drogowy (m.in. kolejowego) stanowiły ok. 6% (* Przemysł energetyczny: produkcja energii elektrycznej i ciepła w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych i przemysłowych oraz: ciepłownie, rafinerie, produkcja paliw stałych i inne przemysły energetyczne).

*Pozostałe źródła: sektor rolnictwa, gospodarka odpadami, spalanie paliw w: instytucjach, handlu, usługach, rolnictwie, leśnictwie i rybołówstwie oraz emisja lotna.

*Tlenki azotu wyrażone w NO₂.

Ryc. 1).



* Przemysł energetyczny: produkcja energii elektrycznej i ciepła w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych i przemysłowych oraz: ciepłownie, rafinerie, produkcja paliw stałych i inne przemysły energetyczne.

*Pozostałe źródła: sektor rolnictwa, gospodarka odpadami, spalanie paliw w: instytucjach, handlu, usługach, rolnictwie, leśnictwie i rybołówstwie oraz emisja lotna.

*Tlenki azotu wyrażone w NO₂.

Ryc. 1 Bilans emisji głównych zanieczyszczeń powietrza w Polsce wg rodzajów działalności (źródło: GUS, 2020b).

W Polsce w 2018 r. procesy stacjonarnego spalania (w tym z gospodarstw domowych) stanowiły główne źródło emisji całkowitego pyłu zawieszonego (TSP), tj. ok. 38% całkowitej emisji. Procesy przemysłowe odpowiadały za ok. 23% emisji krajowej, zaś rolnictwo – ok. 14%. Transport drogowy i inny niż drogowy (m.in. kolejowy) związany był z ok. 6% emisji krajowej TSP. Zwiększenie zużycia paliw

w sektorze procesów przemysłowych przyczyniło się do wzrostu emisji pyłu w 2018 r. w stosunku do roku poprzedniego, natomiast największy spadek odnotowano dla sektorów związanych z energetycznym spalaniem paliw.

W ostatnich latach zmniejszenie emisji prekursorów pyłu (głównie SO_2) było efektem wdrożenia przepisów Dyrektywy 2008/50/WE³. Zmiany wprowadzone w 2012 r. w Ustawie Prawo ochrony środowiska⁴ odnosiły się głównie do rozwiązań dotyczących drobnego pyłu zawieszonego $\text{PM}_{2,5}$, zawarto również regulacje dotyczące innych substancji, takich jak benzen, dwutlenek azotu, tlenki azotu, dwutlenek siarki, ołów, pył zawieszony PM_{10} , tlenek węgla oraz ozon. Pomimo wprowadzanych zmian, wysokie stężenia pyłu zawieszonego ($\text{PM}_{2,5}$ i PM_{10}) są nadal jedną z głównych przyczyn złej jakości powietrza w Polsce.

W Polsce ocena jakości powietrza (poprzez bezpośrednie pomiary stężeń zanieczyszczeń i modelowanie dyspersji emitowanych do powietrza substancji) realizowana jest w ramach państwowego monitoringu środowiska (PMŚ). Informacje o występujących poziomach emisji zanieczyszczeń przekazuje Inspekcja Ochrony Środowiska (IOŚ). Dane o emisjach gromadzone są przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE). Na podstawie przygotowanych statystyk można stwierdzić, który sektor jest dominującym źródłem danego zanieczyszczenia powietrza. Dane są również zbierane w Krajowej Bazie o Emisjach Gazów Ciepłarnianych i Innych Substancjach oraz Rejestrze Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (PRTR), który jest częścią Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń. Dodatkowo Główny Inspektor Ochrony Środowiska prowadzi i nadzoruje system informatyczny Ekoinfonet, w którym są gromadzone i przetwarzane dane dotyczące przestrzegania przepisów o ochronie środowiska przez przedsiębiorców (w tym objętych PRTR) oraz badania i oceny stanu środowiska (w tym jakości powietrza), uzyskiwane w trakcie realizacji zadań.

2.1 Struktura i rozkład przestrzenny emisji na Dolnym Śląsku i w województwie kujawsko-pomorskim

Istotny wpływ na strukturę emisji zanieczyszczeń powietrza zarówno w woj. dolnośląskim jak i kujawsko-pomorskim ma rodzaj zanieczyszczenia. Oprócz zanieczyszczeń pyłowych (PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$), do powietrza emitowane są zanieczyszczenia gazowe: dwutlenek siarki (SO_2), tlenki azotu (NO_x), tlenek węgla (CO), amoniak (NH_3) oraz niemetanowe lotne związki organiczne (NMLZO). Substancje te nie tylko zanieczyszczają powietrze, ale także w istotny sposób wpływają na zdrowie ludzi i na funkcjonowanie ekosystemów. Według danych GIOŚ głównymi źródłami zanieczyszczeń powietrza w obu województwach jest emisja:

- komunalno-bytowa (tzw. emisja „niska”, emisja powierzchniowa) – czyli emisja z indywidualnych palenisk domowych i lokalnych kotłowni. Emitowane są najczęściej zanieczyszczenia pyłowe i gazowe.

³ Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 roku w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy, tzw. Dyrektywa CAAFE (ang. Clean Air for Europe).

⁴ Ustawa z dnia 13 kwietnia 2012 r. o zmianie ustawy Prawo ochrony środowiska oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. z 2012 r. poz. 460).

- komunikacyjna/transportowa (emisja liniowa) – czyli emisja, która powstaje wzdłuż ciągów komunikacyjnych. Główne zanieczyszczenia to: węglowodory, tlenki azotu, tlenek węgla, pył, związki ołowiu, tlenki siarki.
- z sektora przemysłowego (emisja punktowa) – to zorganizowana emisja powstająca podczas energetycznego spalania paliw oraz w procesach produkcyjnych.

Badania wykazały, że produkcja ciepła w dużych ciepłowniach i elektrociepłowniach jest mniej szkodliwa dla ludzi niż indywidualne systemy grzewcze (IGCP, 2017). W ten sposób ogrzane domy nie emitują bezpośrednio żadnych szkodliwych substancji do środowiska. Dostawcy i producenci ciepła systemowego są zobowiązani do przestrzegania przepisów ochrony środowiska oraz ograniczania emisji szkodliwych substancji, zgodnie z ustawą Prawo Ochrony Środowiska⁵. Produkcja ciepła w Polsce opiera się głównie na paliwach węglowych (URE, 2020). Tak było też w 2019 r., gdzie ich udział u koncesjonowanych wytwórców ciepła stanowił 71% (tj. o 10,7% mniej w stosunku do roku 2002). W 2019 r. odnotowano natomiast wzrost udziału paliw gazowych – o 5,8% i źródeł OZE – o 6,6% w stosunku do roku 2002. Wykorzystanie poszczególnych paliw w wytwarzaniu ciepła jest także zróżnicowane pod względem terytorialnym. Znaczący udział źródeł odnawialnych obserwowany jest w woj. kujawsko-pomorskim, natomiast w woj. dolnośląskim nadal dominuje węgiel kamienny (powyżej 80%). Analiza wyników badań przedsiębiorstw ciepłowniczych (w których obecnie 54% to źródła małe o mocy do 50 MW) wskazuje na spadek poziomu emisji szkodliwych substancji do atmosfery, głównie pyłu, dwutlenku siarki oraz tlenków azotu (Tabela 2). Ponadto zanotowano obniżenie wielkości emisji CO₂ w latach 2002-2019 o ok. 20%.

Tabela 2 Emisja zanieczyszczeń z przedsiębiorstw ciepłowniczych (źródło: URE, 2004; URE, 2020).

Województwo	Rok sprawozdawczy	Liczba przedsiębiorstw, które podały informacje	Emisja zanieczyszczeń (tys. ton)			
			CO ₂	SO ₂	NO _x	pył
Polska	2002 r.	761	65 222,2	451,1	162,1	63,0*
	2019 r.	361	35 295,8	58,8	45,9	6,8
Dolnośląskie	2002 r.	49	3 968,5	84,7	30,4	3,9*
	2019 r.	25	2 190,1	3,7	2,5	0,4
Kujawsko-pomorskie	2002 r.	57	7 949,6	34,2	10,8	6,3*
	2019 r.	24	2 771,5	6,0	5,3	0,8

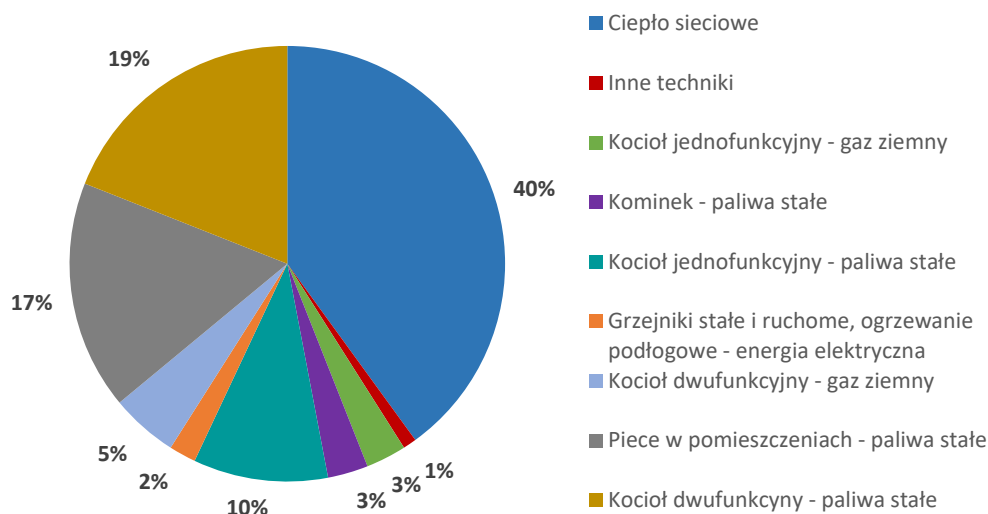
* dane za rok 2003

Uwarunkowania lokalne, będące wynikiem istniejącej struktury gospodarczej w danym województwie, a także dostępności poszczególnych nośników energii, wpływają na zróżnicowanie terytorialne wykorzystywanych technik grzewczych oraz zużycia paliw (GUS, 2020). Według danych z ostatnich lat paliwa stałe (45%) dominują w ogrzewaniu pomieszczeń w indywidualnych gospodarstwach domowych; ciepło sieciowe stanowi 40% (GUS, 2019a). Wykorzystanie paliw stałych często jest efektem braku infrastruktury umożliwiającej zastosowanie innego źródła ciepła (sieć gazowa, ciepłownicza). Taka struktura ogrzewania indywidualnych budynków mieszkalnych (Ryc. 2) wpływa na zwiększoną emisję zanieczyszczeń (zwłaszcza pyłowych), w porównaniu do wielu krajów UE. Kolejnym czynnikiem, który wpływa na wielkość emisji, jest spalanie złych jakościowo paliw. Sytuacja taka nadal ma miejsce pomimo wprowadzonego zakazu sprzedaży detalicznej najgorszych jakościowo paliw

⁵ Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz.U. z 2020 r. poz. 1219 z późniejszymi zmianami).

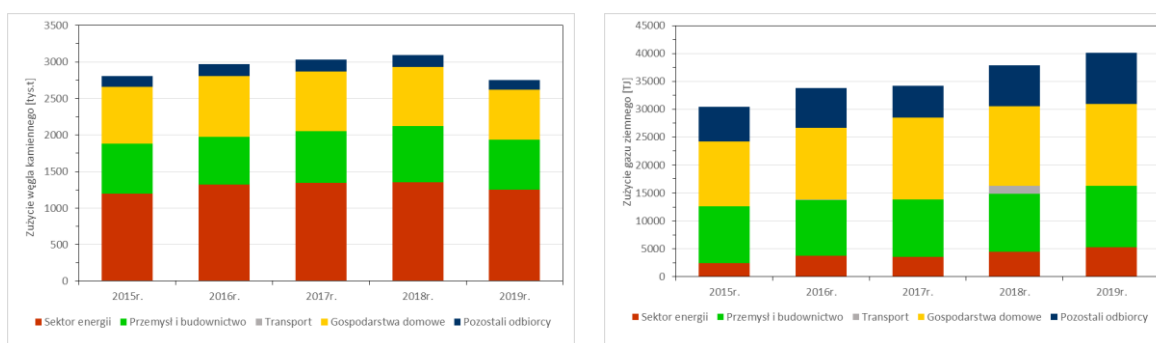
Projekt "Czy wiesz czym oddychasz?" – kampania edukacyjno-informacyjna na rzecz czystszej powietrza - LIFE-MAPPINGAIR/PL (mułów węglowych, flotokonzentratów, miałów węglowych i węgla brunatnego)⁶ oraz wdrażania przepisów lokalnych – tzw. uchwał antyśmogowych⁷, wprowadzających ograniczenia i zakazy

dotyczące eksploatacji instalacji na paliwa stałe. Wybór tańszego i niskiej jakości paliwa często wiąże się ze złą sytuacją ekonomiczną Polaków.



Ryc. 2 Ogrzewanie pomieszczeń w Polsce według technik ogrzewania (źródło: GUS, 2019a).

W województwie dolnośląskim w 2019 r. zużycie węgla kamiennego w stosunku do roku 2015 w gospodarstwach domowych spadło o 12,2%, w sektorze energii (elektrownie, elektrociepłownie, ciepłownie i kotły ciepłownicze energetyki zawodowej) wystąpił nieznaczny wzrost o 4,7%, natomiast zużycie w przemyśle i budownictwie utrzymywało się na stałym poziomie (Ryc. 3). Zużycie gazu ziemnego wzrosło w stosunku do roku 2015 we wszystkich sektorach: w gospodarstwach domowych o 21%, w sektorze energii o 53,9% oraz w przemyśle i budownictwie o 7,4%.

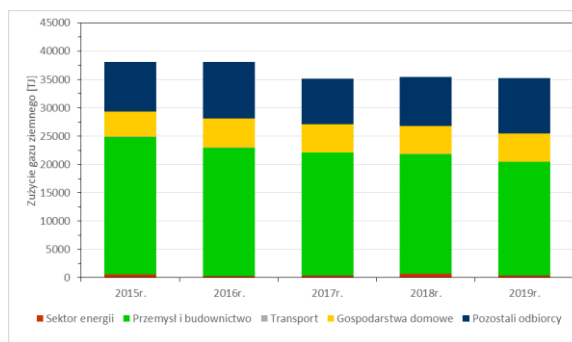
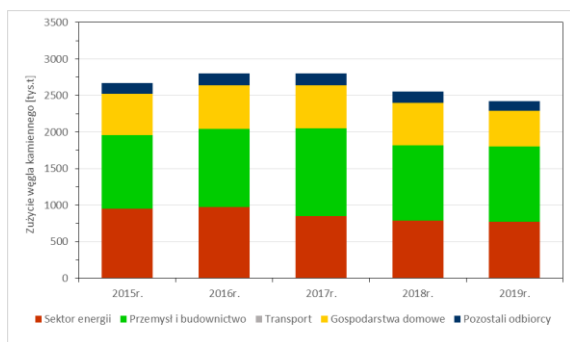


Ryc. 3 Zużycie węgla kamiennego (po lewej) i gazu ziemnego (po prawej) w woj. dolnośląskim (źródło: GUS, 2016; GUS, 2017; GUS, 2018; GUS, 2019b; GUS, 2020a).

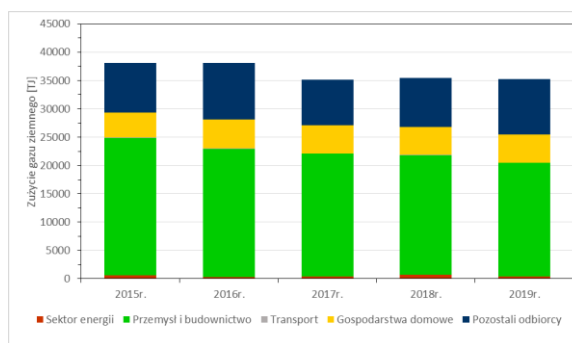
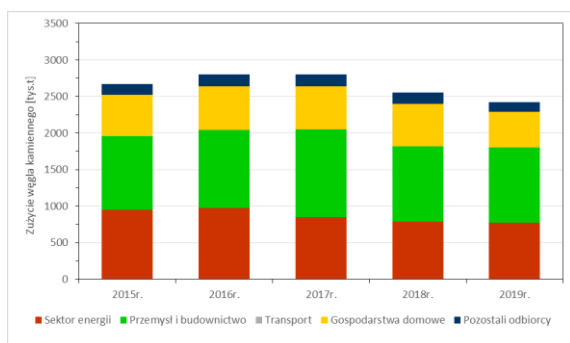
⁶ Ustawa z dnia 25 sierpnia 2006 r. o systemie monitorowania i kontrolowania jakości paliw (t.j. Dz.U. 2021 poz. 133 z późniejszymi zmianami).

⁷ art. 96 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz.U. 2020 poz. 1219 z późniejszymi zmianami).

W województwie kujawsko-pomorskim w 2019 r. zużycie węgla kamiennego w stosunku do roku 2015 spadło w gospodarstwach domowych o 13,2%, a w sektorze energii o 18,3%, natomiast zużycie w przemyśle i budownictwie wzrosło nieznacznie (



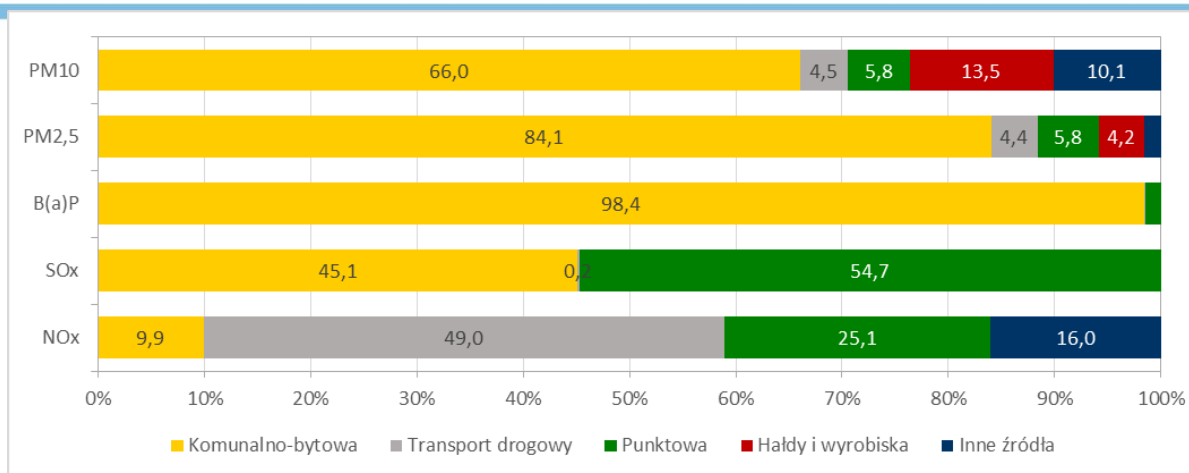
Ryc. 4). Zużycie gazu ziemnego w stosunku do roku 2015 wzrosło w gospodarstwach domowych o 12%, zaś spadek odnotowano w sektorze energii (o 48,6%) oraz w przemyśle i budownictwie (o 21,2%).



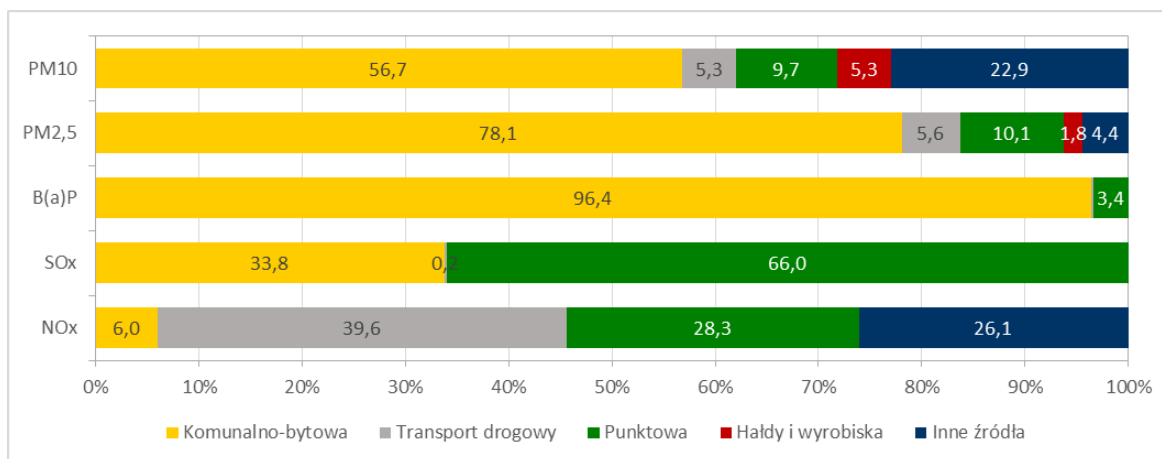
Ryc. 4 Zużycie węgla kamiennego (po lewej) i gazu ziemnego (po prawej) w woj. kujawsko-pomorskim (źródło: GUS, 2016; GUS, 2017; GUS, 2018; GUS, 2019b; GUS, 2020a).

Statystyki krajowe emisji zanieczyszczeń do powietrza przekładają się na dane lokalne. Zmiany w eksploatacji paliw (w tym tendencja spadkowa zużycia węgla kamiennego w obu województwach) w różnych sektorach gospodarki przekładają się na wielkość emisji zanieczyszczeń. Istotny udział w stężeniach substancji na obszarze województwa ma również napływ zanieczyszczeń z pozostałego obszaru Polski oraz z Europy (WIOŚ Wrocław, 2020; WIOŚ Bydgoszcz, 2020). W bilansach emisji dla pyłów PM₁₀ i PM_{2,5} przedstawiono również emisję z hałd i wyrobisk (Ryc. 5,

Ryc. 6).



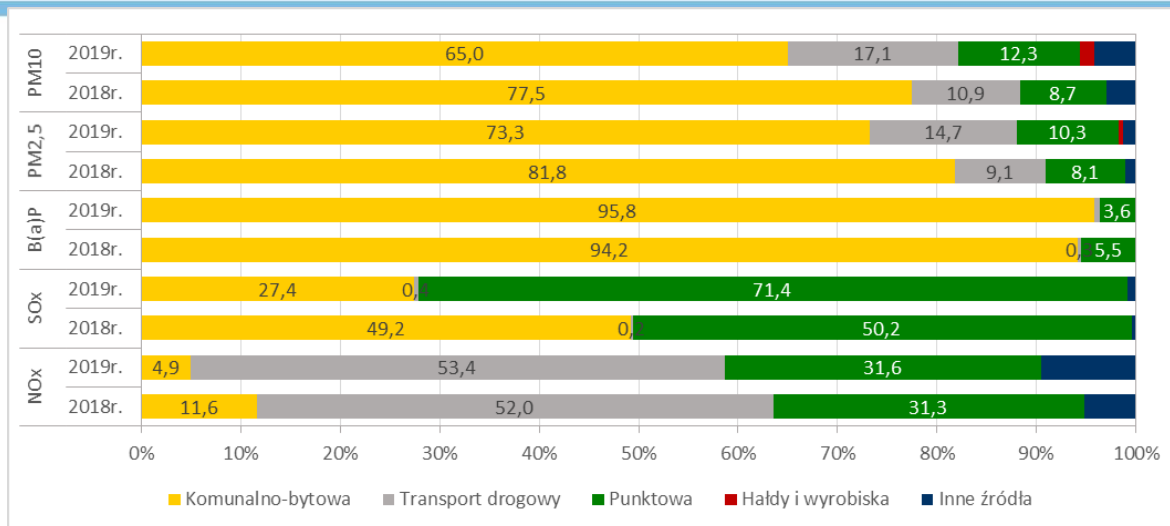
Ryc. 5 Udział procentowy źródeł emisji w poszczególnych zanieczyszczeniach powietrza w woj. dolnośląskim w 2019 r. (źródło: WIOŚ Wrocław, 2020).



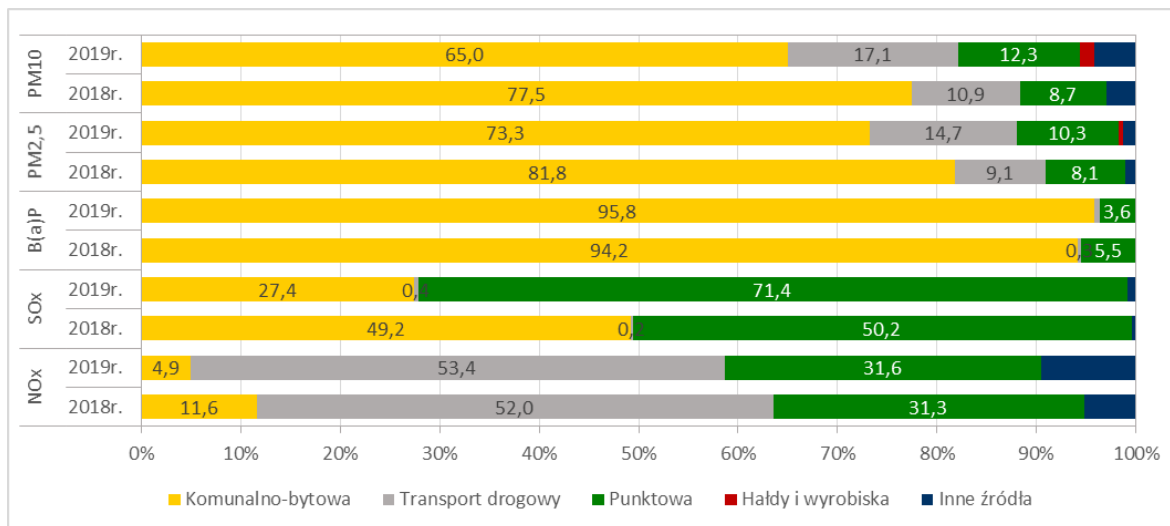
Ryc. 6 Udziały źródeł emisji w poszczególnych zanieczyszczeniach powietrza w woj. kujawsko-pomorskim w 2019 r. (źródło: WIOŚ Bydgoszcz, 2020).

Na obszarze całego województwa dolnośląskiego i kujawsko-pomorskiego dominującym źródłem zanieczyszczeń powietrza pyłem zawieszonymi PM₁₀ i PM_{2,5} oraz benzo(a)pirenem jest emisja z sektora komunalno-bytowego. Głównym źródłem emisji tlenków siarki jest przemysł (emisja punktowa), natomiast transport drogowy w sposób znaczący wpływa na emisję tlenków azotu.

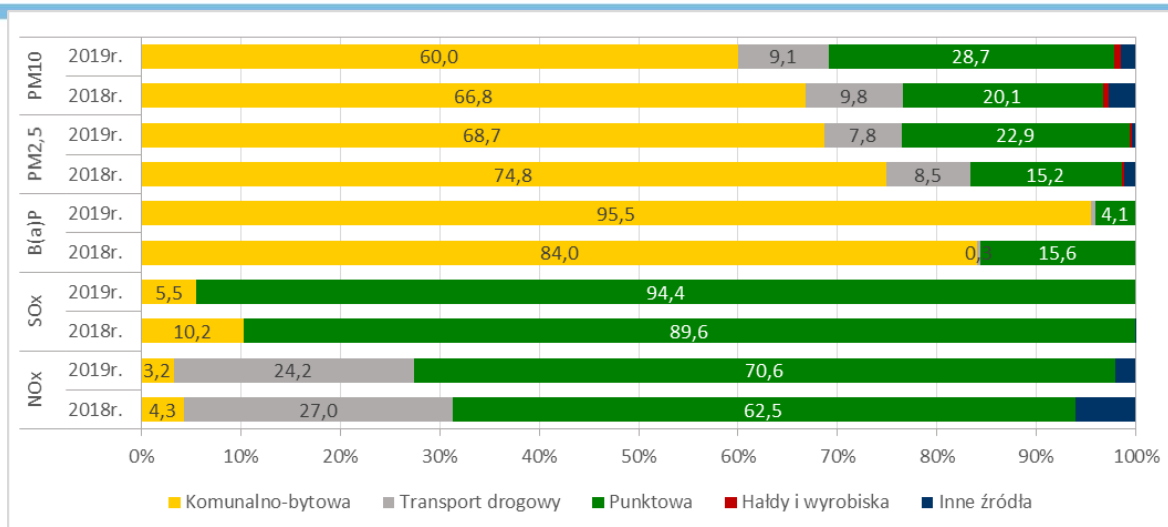
Struktura emisji zanieczyszczeń w województwie dolnośląskim odzwierciedla udział poszczególnych źródeł emisji w Aglomeracji Wrocławskiej (



Ryc. 7). W 2019 r. zauważalny był znaczny spadek emisji zanieczyszczeń w sektorze komunalno-bytowym w stosunku do roku poprzedniego. Na stan sanitarny powietrza wpływ mają nie tylko emitory zanieczyszczeń zlokalizowane na obszarze miasta lub w jego bezpośrednim sąsiedztwie, ale także napływ zanieczyszczonych mas powietrza z innych obszarów oraz zanieczyszczenia zawarte w opadach atmosferycznych (Biuro Rozwoju Wrocławia, 2018). Do Wrocławia docierają zanieczyszczone masy powietrza zwłaszcza z sektora zachodniego, głównie z kierunku północno-zachodniego, w tym zanieczyszczenia z rejonu Brzegu Dolnego, ale również z Zagłębia Turoszowskiego, a nawet z obszaru Niemiec oraz z kierunku południowo-wschodniego, przynosząc zanieczyszczenia z obszaru Kędzierzyna-Koźła, Górnego Śląska i Czech.



Ryc. 7 Struktura emisji zanieczyszczeń do powietrza w Aglomeracji Wrocławskiej (źródło: WIOŚ Wrocław, 2019; WIOŚ Wrocław, 2020).



Ryc. 8 Struktura emisji zanieczyszczeń do powietrza w Aglomeracji Bydgoskiej (źródło: WIOŚ Bydgoszcz, 2019; WIOŚ Bydgoszcz 2020).

W Aglomeracji Bydgoskiej struktura emisji jest podobna jak w województwie kujawsko-pomorskim, z wyjątkiem tlenków azotu, gdzie przeważa źródło emisji punktowej nad transportem drogowym (

Ryc. 8). W 2019 r. (z wyjątkiem benzo(a)pirenu) zauważalny był spadek emisji zanieczyszczeń w sektorze komunalno-bytowym w stosunku do roku poprzedniego, mniejszy jednak niż we Wrocławiu.

Procesy spalania w produkcji i transformacji energii oraz w przemyśle, a także transport drogowy są głównymi źródłami antropogenicznych emisji prekursorów ozonu w zakresie tlenków azotu. Antropogeniczna emisja lotnych związków organicznych w znacznej części pochodzi z zastosowania rozpuszczalników i innych produktów w sektorze przemysłowym i usługowym. Duże stężenia tych substancji umożliwiają powstawanie ozonu (ozon jest zanieczyszczeniem wtórnym), dlatego jego najwyższe stężenia obserwujemy na obszarach miejskich i podmiejskich w okresie wiosenno-letnim. Sezon grzewczy (w okresie jesienno-zimowym), pomimo wzmożonej emisji z indywidualnych systemów spalania, nie sprzyja powstawaniu ozonu z uwagi na niekorzystne warunki meteorologiczne. W szczególnych przypadkach występowanie podwyższonych stężeń ozonu może być skutkiem przenoszenia drogą transportu adwekcyjnego zanieczyszczeń z obszarów zurbanizowanych na obszary otaczające.

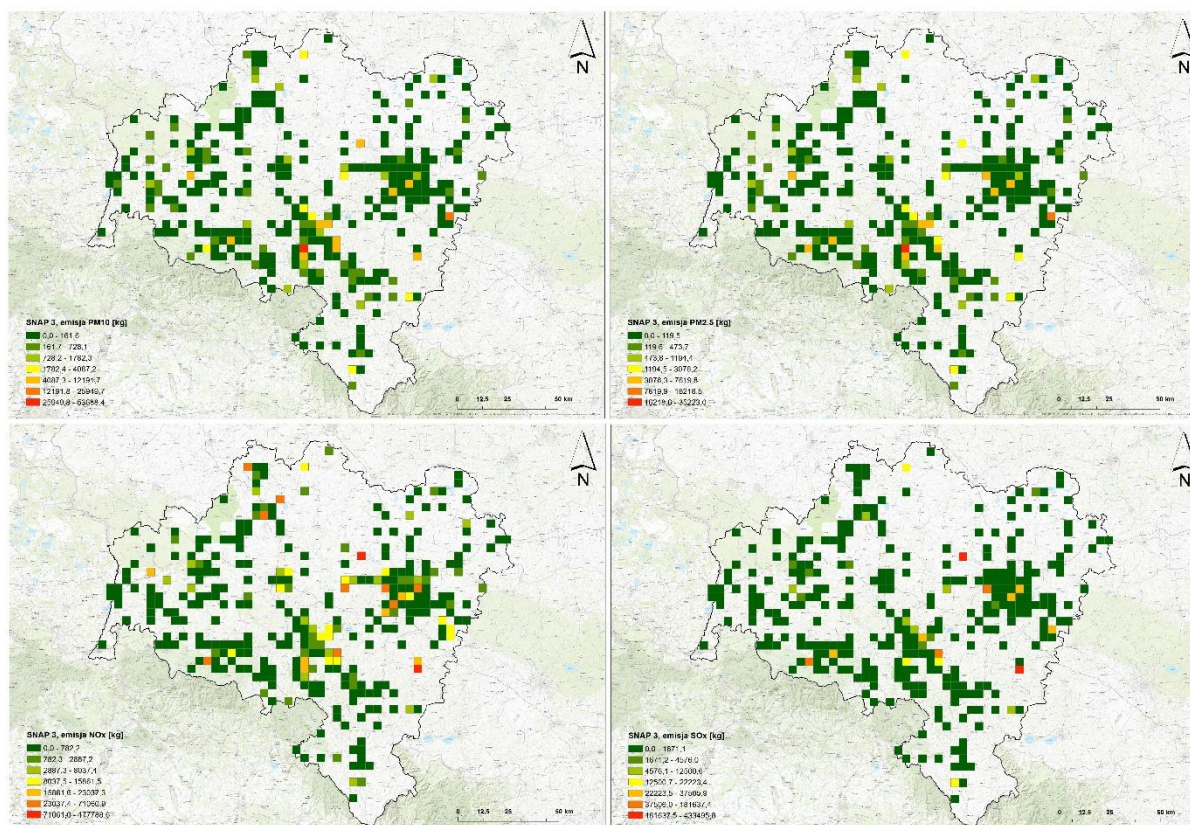
2.1.1 Emisja o charakterze punktowym

Przemysł jest źródłem emisji zanieczyszczeń specyficznych dla danej branży, dlatego struktura emisji punktowej jest zależna od obszaru jego występowania. Lokalizację punktowych źródeł emisji, do których zaliczono procesy spalania w przemyśle na omawianym obszarze, przedstawiono na Ryc. 9 i Ryc. 10. Skupiska emitorów występują na obszarach i w sąsiedztwie większych miast. Najważniejszym źródłem emisji dwutlenku siarki są duże obiekty spalania paliw (głównie elektrownie i elektrociepłownie). Wpływ na wysokie stężenia mają też lokalne kotłownie oraz procesy spalania w przemyśle. Podobnie jest w przypadku emisji pyłu zawieszonego, gdzie z największą emisją mamy do czynienia w pobliżu elektrowni, elektrociepłowni i ciepłowni a także przy zakładach hutniczych. W krajowej emisji pyłu największy udział ma sektor komunalno-bytowy. W przypadku tlenków azotu, nadal ich głównym źródłem jest transport samochodowy, jednakże znaczny wpływ na wielkość emisji ma nadal sektor ciepłowniczy i procesy produkcyjne w przemyśle.

Działalność przemysłową na obszarze województwa dolnośląskiego stanowi głównie energetyka zawodowa. Ze względu na dużą wysokość kominów, zanieczyszczenia w dużej mierze transportowane są poza granice województwa. Na jakość powietrza w sąsiedztwie niektórych zakładów może wpływać ich wysoka emisja niezorganizowana lub zanieczyszczenia emitowane poprzez niskie kominy (WIOŚ Wrocław, 2020). Na Dolnym Śląsku zarejestrowane były 252 średnie źródła spalania paliw, z czego we Wrocławiu 92 (KOBiZE). Zgodnie z danymi WIOŚ za 2018 r., emisja z emitorów punktowych tworzy w strefach województwa tło zanieczyszczeń (WIOŚ Wrocław, 2020). Udział emisji ze źródeł spalania paliw o nominalnej mocy cieplnej nie mniejszej niż 1 MW i mniejszej niż 50 MW jest niewielki dla zanieczyszczeń, dla których w strefach województwa przekraczane są standardy jakości powietrza (tj. dla pyłu zawieszony PM₁₀ i PM_{2,5} oraz ditlenku azotu). Na większości obszaru województwa nie przekracza on 1%, tylko punktowo (na niewielkich obszarach) dochodzi do 20%.

We Wrocławiu 8,2% powierzchni miasta stanowią obszary produkcyjno-składowe: Wrocławski Park Przemysłowy wraz z Wrocławskim Parkiem Technologicznym (między ul. Strzegomską a Klecińską) oraz zespoły zabudowy i terenów przemysłowo-składowych przy ulicy Krakowskiej, Żmigrodzkiej (po

Obornicką i Pęczyńską) i alei Jana III Sobieskiego oraz między ulicami Miłoszycką i Kowalską a Kanałem Żeglugowym. Miejska sieć ciepłownicza ukształtowana jest w układzie promieniowo-pięścieniowym (Biuro Rozwoju Wrocławia, 2018). Tworzą ją źródła Zespołu Elektrociepłowni Wrocławskich „Kogeneracja” S.A., sieci ciepłownicze, węzły ciepłownicze, które dostarczają ok. 98% ciepła do miejskiego systemu ciepłowniczego. Kotłownie lokalne koncesjonowane spełniają obowiązujące normy emisji zanieczyszczeń, natomiast te, których funkcjonowanie nie wymaga koncesjonowania, są opalane głównie gazem ziemnym, olejem opałowym lub paliwami stałymi, w nielicznych przypadkach odpadami drzewnymi, biogazem lub gazem płynnym.

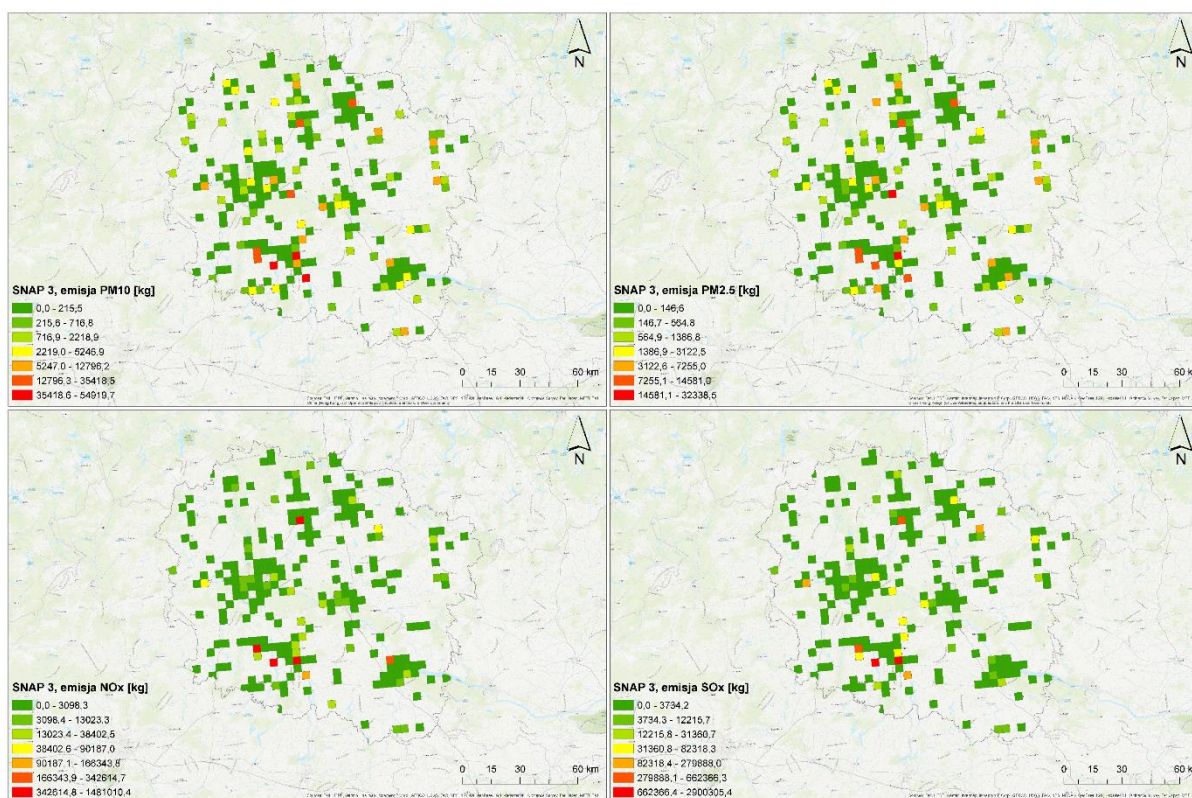


Ryc. 9 Emisja zanieczyszczeń (PM_{2,5}, PM₁₀, SO_x, NO_x) z procesów spalania w przemyśle na obszarze województwa dolnośląskiego w 2018 r. (opracowanie własne na podstawie informacji udostępnionych przez Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy).

W województwie kujawsko-pomorskim największe punktowe źródła emisji pyłu zlokalizowane są głównie w większych miastach województwa, podobnie jak emitery punktowe tlenków siarki i tlenków azotu (WIOŚ Bydgoszcz, 2020). W zakresie pyłu zawieszonego PM₁₀ i PM_{2,5} oraz benzo(a)pirenu w strefie źródła te mają niewielki wpływ na wysokość stężeń analizowanych substancji. W województwie kujawsko-pomorskim zarejestrowane są 222 średnie źródła spalania paliw, z czego w Bydgoszczy 38 (KOBiZE). Na terenie województwa, zgodnie z danymi WIOŚ za 2018 r., udział emisji ze źródeł spalania paliw o nominalnej mocy cieplnej nie mniejszej niż 1 MW i mniejszej niż 50 MW jest bardzo mały dla zanieczyszczeń, dla których w strefach województwa przekraczane są standardy jakości powietrza (tj. dla pyłu zawieszonego PM₁₀ oraz benzo(a)pirenu w strefie kujawsko-pomorskiej oraz dodatkowo pyłu PM_{2,5} w Aglomeracji Bydgoskiej) (WIOŚ Bydgoszcz, 2020).

Bydgoszcz jest liczącym się w kraju ośrodkiem przemysłowym, w którym należy wyróżnić: Bydgoską Fabrykę Kabli, Bydgoską Fabrykę Mebli, Jutrzenkę, Lucent Technologies Poland, Zachem, Unilever,

Pesa, Cefarm i Stomil. Koncentracja dużych podmiotów gospodarczych (poza nielicznymi wyjątkami), występuje na obrzeżach miasta, przy trasach komunikacyjnych o charakterze regionalnym oraz we wschodniej części, wzdłuż rzeki Brdy i Wisły (Miejska Pracownia Urbanistyczna w Bydgoszczy, 2009). Podstawowym źródłem zasilania w ciepło miasta jest system ciepłowniczy (Zespół Elektrociepłowni Bydgoszcz S.A.) pokrywający ok. 70% potrzeb.



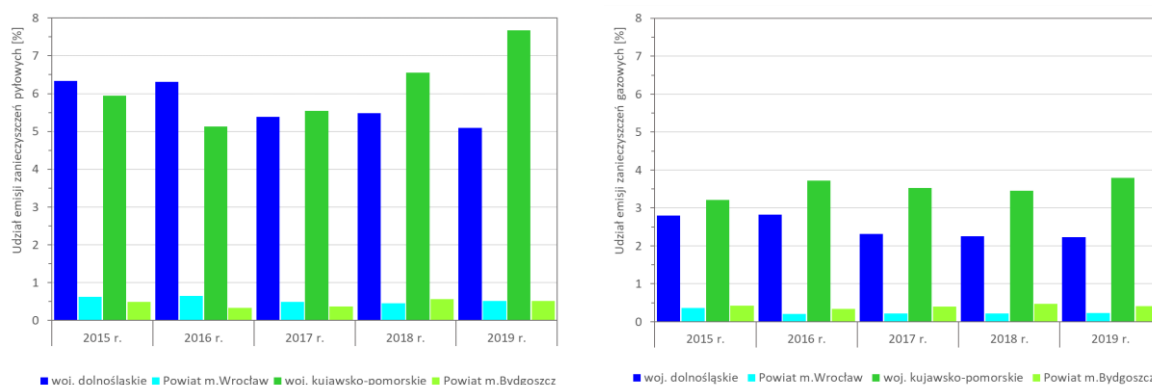
Ryc. 10 Emisja zanieczyszczeń (PM_{2,5}, PM₁₀, SO_x, NO_x) z procesów spalania w przemyśle na obszarze województwa kujawsko-pomorskiego w 2018 r. (opracowanie własne na podstawie informacji udostępnionych przez Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy).

Punktowe źródła emisji zanieczyszczeń to także zakłady szczególnie uciążliwe dla czystości powietrza. Zalicza się do nich wszystkie jednostki organizacyjne ustalone przez ówczesnego Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych na podstawie określonej wysokości opłat wniesionych w 1986 r. za roczną emisję substancji zanieczyszczających powietrze według stawek określonych w rozporządzeniu⁸. Wyznaczona w ten sposób zbiorowość jednostek sprawozdawczych (zakładów) utrzymywana jest corocznie, zapewniając tym samym zachowanie ciągłości i porównywalności wyników badania. Dopuszcza się powiększenie bazy zakładów jedynie w szczególnych wypadkach, np. o jednostki nowouruchomione lub rozbudowane o wysokiej skali progowej emisji zanieczyszczeń (BDL GUS).

W województwie dolnośląskim w 2019 r. zgodnie z klasyfikacją GUS było 133 zakładów określonych jako szczególnie uciążliwe dla czystości powietrza, tj. o 2 (1,5 %) mniej niż rok wcześniej. Łączna emisja substancji z tych zakładów w 2019 r. wyniosła: 1 378 Mg zanieczyszczeń pyłowych (5% emisji krajowej) oraz 25786 Mg zanieczyszczeń gazowych bez dwutlenku węgla (2% emisji krajowej). Wskaźnik redukcji zanieczyszczeń gazowych w województwie dolnośląskim wyniósł 95,9% i był także najwyższy spośród wszystkich województw (BDL GUS).

W województwie kujawsko-pomorskim na 106 zakładów szczególnie uciążliwe dla czystości powietrza wyemitowano łącznie 2 080 Mg zanieczyszczeń pyłowych (7% emisji krajowej) oraz 43 987 Mg zanieczyszczeń gazowych bez dwutlenku węgla (4% emisji krajowej). Wskaźnik redukcji zanieczyszczeń gazowych w województwie kujawsko-pomorskim wyniósł 42,4% (BDL GUS).

W powiecie m. Wrocław i m. Bydgoszcz udział procentowy zarówno zanieczyszczeń pyłowych jak i gazowych z zakładów szczególnie uciążliwych nie przekracza odpowiednio 1% udziału w emisji krajowej (Ryc. 11). W skali województwa wyższe emisje zanieczyszczeń pyłowych odnotowywane są w woj. kujawsko-pomorskim, natomiast zanieczyszczenia gazowe w woj. dolnośląskim.



Ryc. 11 Udział procentowy emisji zanieczyszczeń pyłowych (po lewej) i gazowych bez dwutlenku węgla (po prawej) do powietrza z zakładów szczególnie uciążliwych w odniesieniu do emisji krajowej (źródło: BDL GUS).

⁸ Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 13 stycznia 1986 r. w sprawie opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska i wprowadzanie w nim zmian (Dz. U. z 1986 r., Nr 7, poz. 40 z późniejszymi zmianami).



Uniwersytet
Wrocławski



Politechnika
Wroclawska



WCSS



Projekt "Czy wiesz czym oddychasz?" – kampania edukacyjno-informacyjna na rzecz czystszej powietrza - LIFE-MAPPINGAIR/PL

Na terenie Wrocławia i Bydgoszczy w ostatnich latach można zaobserwować wahania wielkości emisji pyłowych i gazowych zanieczyszczeń z zakładów szczególnie uciążliwych, toteż brak jest możliwości wskazania występujących tendencji wzrostowych lub spadkowych (

Tabela 3, Tabela 4).

Tabela 3 Emisja zanieczyszczeń do powietrza z zakładów szczególnie uciążliwych dla Powiatu m. Wrocław (źródło: BDL GUS).

Emisja zanieczyszczeń	Ilość zanieczyszczenia w Mg/rok				
	2015 r.	2016 r.	2017 r.	2018 r.	2019 r.
Pyłowych:					
ogółem	281	249	173	145	139
ogółem na 1km ² powierzchni	0,96	0,85	0,59	0,49	0,47
ze spalania paliw	203	188	110	84	74
Gazowych:					
ogółem	1 154 807	1 279 619	1 246 083	1 280 983	1 197 281
ogółem (bez dwutlenku węgla)	5 750	2 928	3 025	2 827	2 674
niezorganizowana	345	203	368	263	215
dwutlenek siarki	2 792	926	884	778	810
tlenki azotu	1 860	1 133	1 168	1 237	1 171
tlenek węgla	337	373	372	354	350
dwutlenek węgla	1 149 057	1 276 691	1 243 058	1 278 156	1 194 607
Zanieczyszczenia zatrzymane lub zneutralizowane w urządzeniach do redukcji zanieczyszczeń:					
pyłowe	77 758	104 875	113 626	129 161	123 259
gazowe	1 941	8 293	9 665	9 261	8 549

Tabela 4. Emisja zanieczyszczeń do powietrza z zakładów szczególnie uciążliwych dla Powiatu m. Bydgoszcz (źródło: BDL GUS).

Emisja zanieczyszczeń	Ilość zanieczyszczenia w Mg/rok				
	2015 r.	2016 r.	2017 r.	2018 r.	2019 r.
Pyłowych:					
ogółem	215	126	133	180	137
ogółem na 1km ² powierzchni	1,22	0,72	0,76	1,02	0,78
ze spalania paliw	174	86	93	139	101
Gazowych:					
ogółem	843 993	827 969	825 874	803 512	789 295
ogółem (bez dwutlenku węgla)	6 714	4 844	5 460	6 071	4 739
niezorganizowana	17	15	13	14	15
dwutlenek siarki	4 022	2 380	2 698	3 253	2 317
tlenki azotu	1 953	1 806	2 035	2 008	1 614
tlenek węgla	486	450	544	583	574
dwutlenek węgla	837 279	823 125	820 414	797 441	784 556
Zanieczyszczenia zatrzymane lub zneutralizowane w urządzeniach do redukcji zanieczyszczeń:					
pyłowe	50 166	58 162	70 880	43 998	40 349
gazowe	426	2 624	812	820	851

2.1.2 Emisja o charakterze liniowym

Emisja z ruchu drogowego jest głównym źródłem wewnątrzmięskiej zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza. Na ilość substancji szkodliwych w powietrzu wpływa przede wszystkim liczba i wiek pojazdów, stan nawierzchni dróg oraz organizacja ruchu drogowego. Niskie prędkości spotykane w miastach zazwyczaj obejmują częste zatrzymywanie pojazdu w trakcie jazdy, co może znacznie zwiększyć emisje. Z drugiej strony, duża prędkość pojazdów na autostradach wymaga dużej mocy wyjściowej, która ponownie zwiększa poziomy emisji (WHO, 2005). Zanieczyszczenia w postaci pyłu mogą być generowane z mechanicznego ścierania opon pojazdu, hamulców i sprzęgła oraz w wyniku zużycia nawierzchni drogi lub korozji poszczególnych elementów pojazdu, natomiast tlenki azotu są emitowane z rur wydechowych.

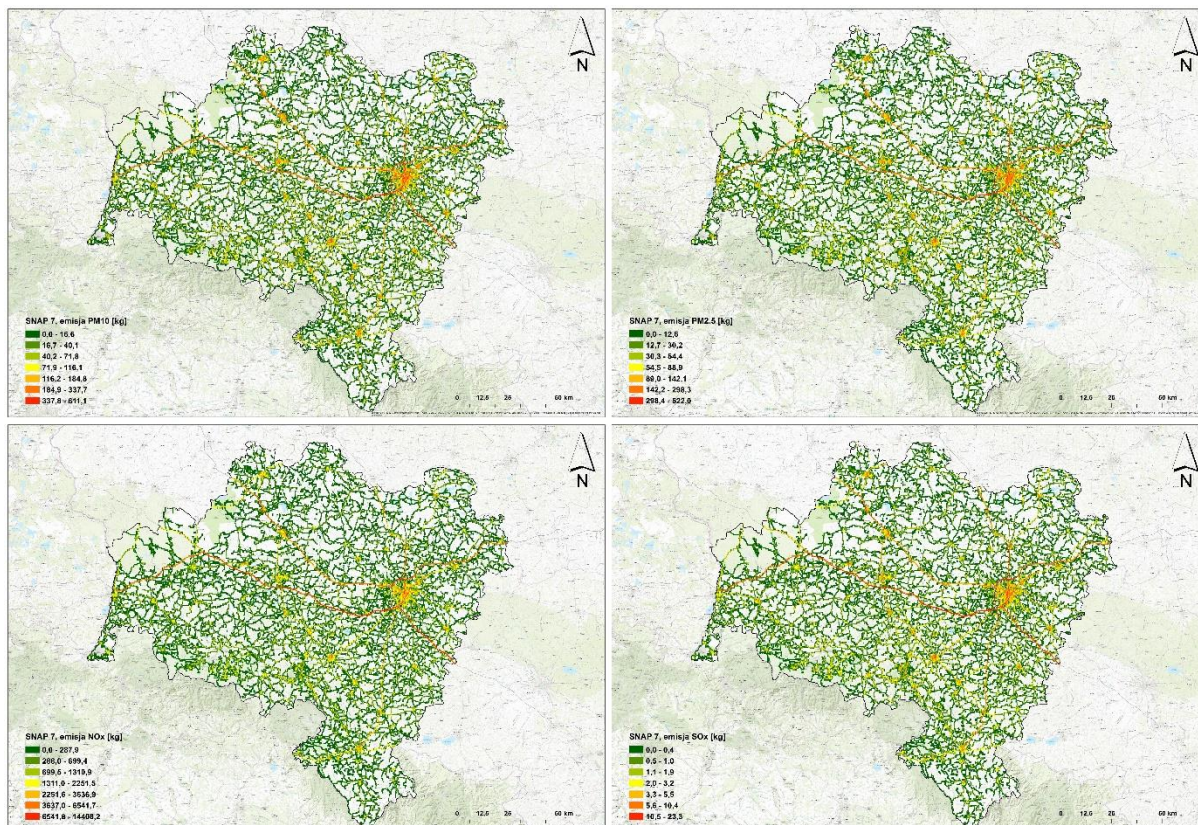
W województwie kujawsko-pomorskim i dolnośląskim liniowe źródła emisji rozłożone są równomiernie w całym województwie, ale największa emisja koncentruje się w dużych miastach (WIOŚ Bydgoszcz, 2020; WIOŚ Wrocław, 2020). Zarówno Wrocław jak i Bydgoszcz stanowią ważny węzeł komunikacyjny o znaczeniu krajowym oraz międzynarodowym. Występuje w nich też transport publiczny obejmujący

tabor składający się z autobusów oraz tramwajów. Nadal rozwijającym się elementem transportu publicznego we Wrocławiu jest kolej.

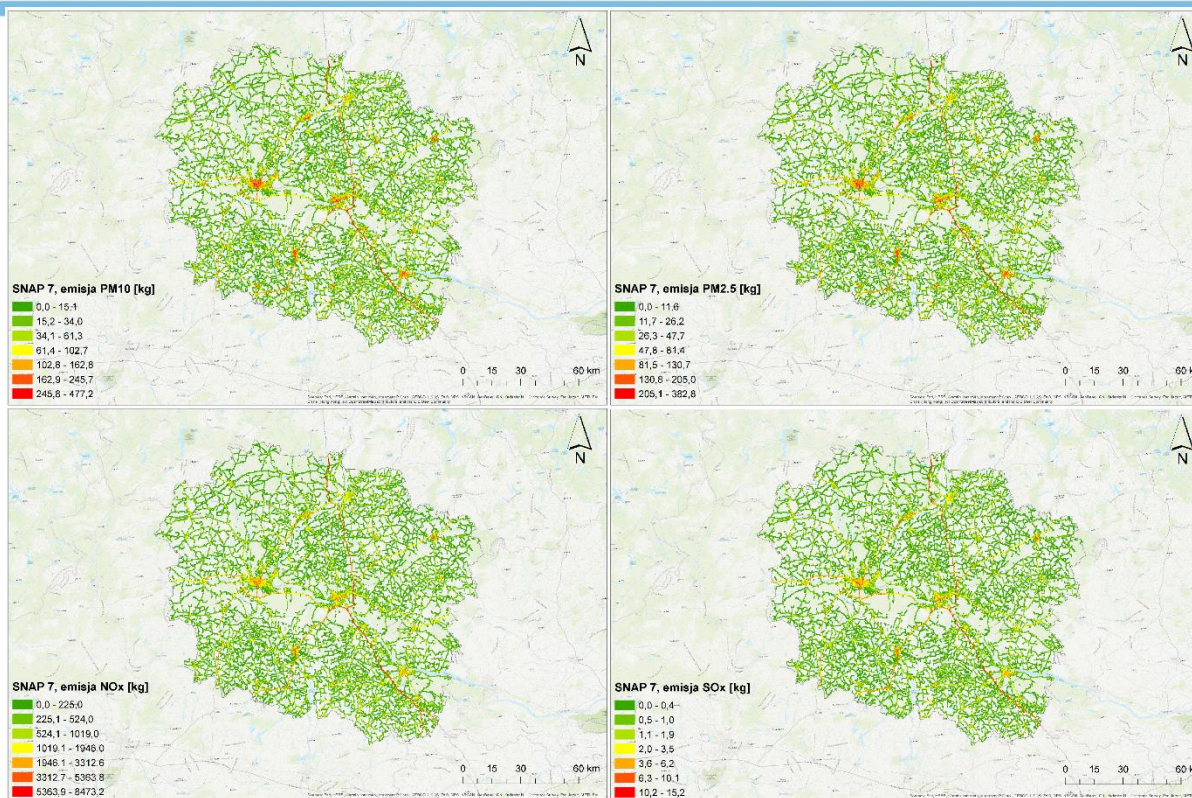
Zagospodarowanie przestrzeni miejskiej wraz z układem sieci drogowej w Bydgoszczy ma charakter pasmowo–koncentryczny, który charakteryzuje się znacznym rozciągnięciem na kierunku wschód–zachód i stosunkowo niewielką odległością pomiędzy północnym i południowym krańcem miasta (Miejska Pracownia Urbanistyczna w Bydgoszczy, 2009). Wadą istniejącego układu drogowego jest brak tras komunikacyjnych, pozwalających na sprawne przemieszczanie się między dzielnicami z pominięciem obszaru Śródmieścia. Duże znaczenie dla układu komunikacyjnego miasta ma rozbudowywany układ obwodowy.

Pod względem infrastruktury transportowej Wrocław należy do najlepiej rozwiniętych miast w Polsce (Biuro Rozwoju Wrocławia, 2018). Dawna promienista struktura sieci drogowej podlega zmianom z uwagi na wyprowadzanie ruchu tranzytowego (w tym ciężarowego) związanego z drogami krajowymi na obrzeża miasta - geometria sieci ulicznej Wrocławia obecnie tworzy układ promienisto-obwodowy. W 2008 r. władze Miasta wprowadziły zmiany dotyczące zasad poruszania się pojazdów ciężarowych o dopuszczalnej masie całkowitej powyżej 9 ton, od 2012 r. zasady wjazdu dla pojazdów ciężarowych powyżej 18 ton zostały zaostrzone.

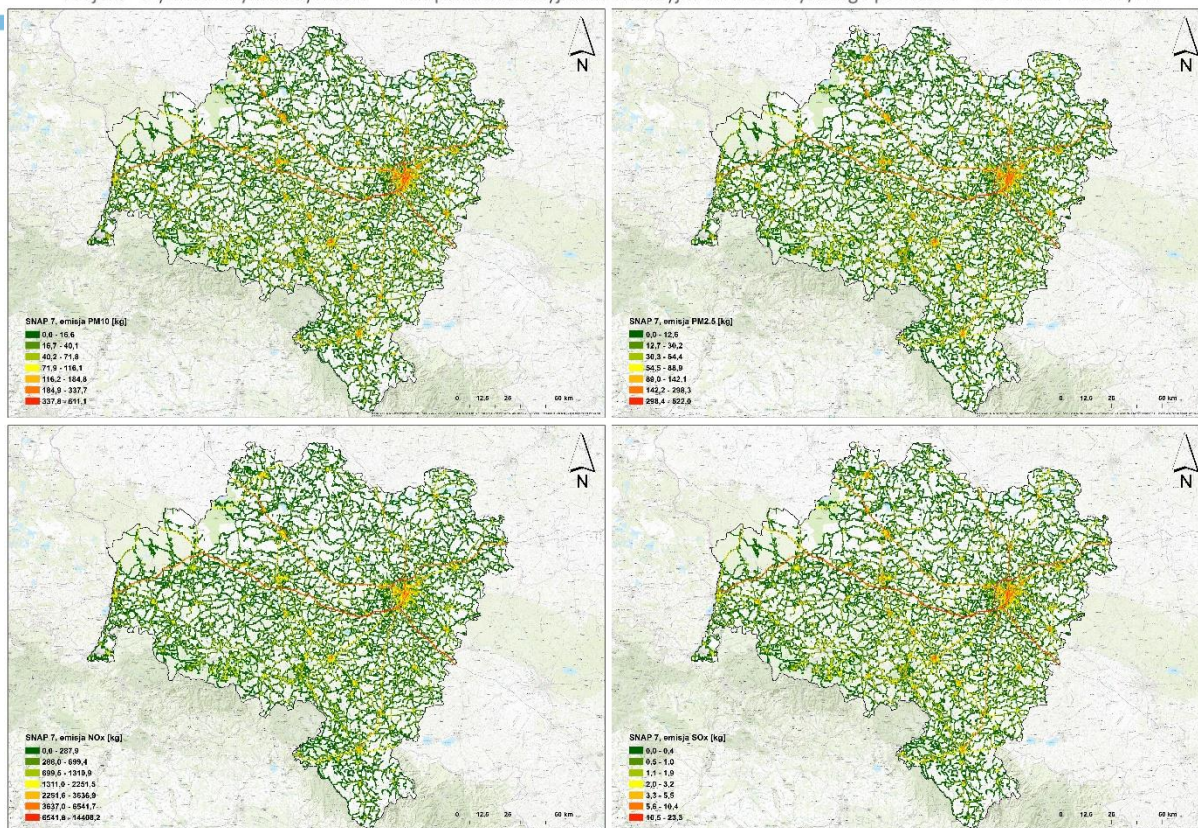
Duże zagęszczenie ulic i tras komunikacyjnych na terenach miejskich oraz rosnąca liczba pojazdów wpływają na wysokie stężenia poziomu tlenków azotu oraz pyłu PM_{10} – co ma też odzwierciedlenie w notowanych stężeniach na stacjach typu komunikacyjnego (Ryc. 12,



Ryc. 13).

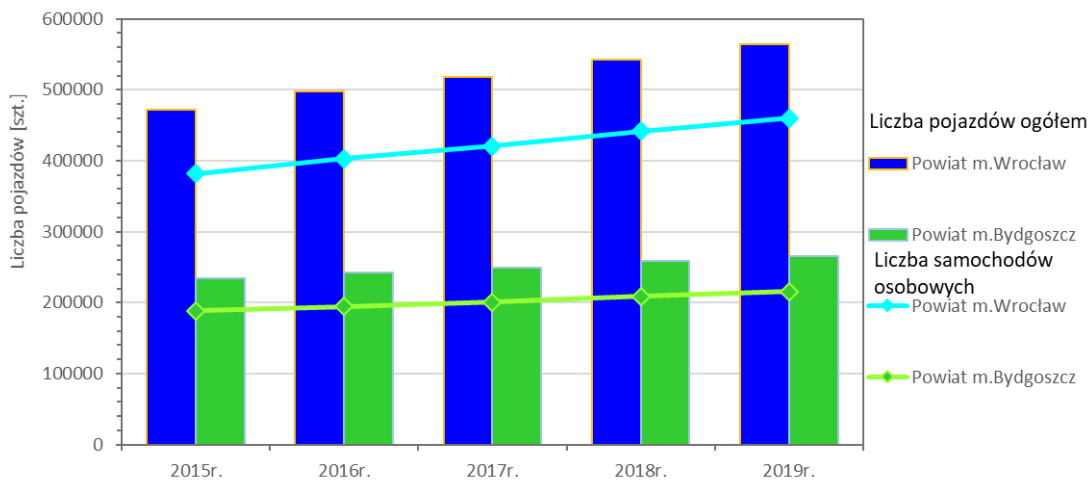


Ryc. 12 Emisja zanieczyszczeń (PM_{2,5}, PM₁₀, SO_x, NO_x) z transportu drogowego na obszarze województwa kujawsko-pomorskiego w 2018 r. (opracowanie własne na podstawie informacji udostępnionych przez Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy).

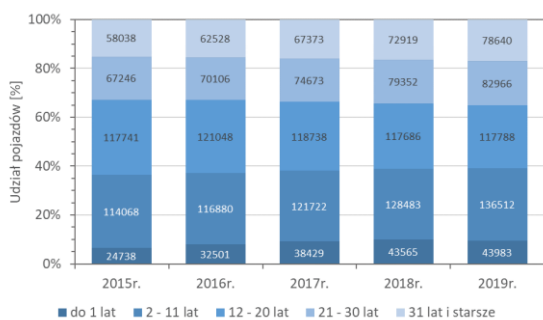


Ryc. 13 Emisja zanieczyszczeń (PM_{2,5}, PM₁₀, SO_x, NO_x) z transportu drogowego na obszarze województwa dolnośląskiego w 2018 r. (opracowanie własne na podstawie informacji udostępnionych przez Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy).

Analizując dane z pięciolecia, obserwuje się systematyczny wzrost liczby pojazdów zwłaszcza osobowych – dla m. Wrocław to ok. 4-5%/rok, dla m. Bydgoszcz ok. 3%/rok (Ryc. 14) (BDL GUS). Tym samym wzrasta też udział starych samochodów, dla których wartości emisji spalin są wyższe niż aut obecnie dopuszczonych do sprzedaży na terenie Unii Europejskiej oraz Europejskim Obszarze Gospodarczym. Tabor samochodowy w Polsce jest przestarzały. Wśród samochodów osobowych (Ryc. 15) największy udział w Bydgoszczy miały pojazdy w wieku 12-20 lat, natomiast we Wrocławiu sytuacja przedstawiała się nieco lepiej, w ostatnich latach przeważały pojazdy w wieku 2-11 lat.

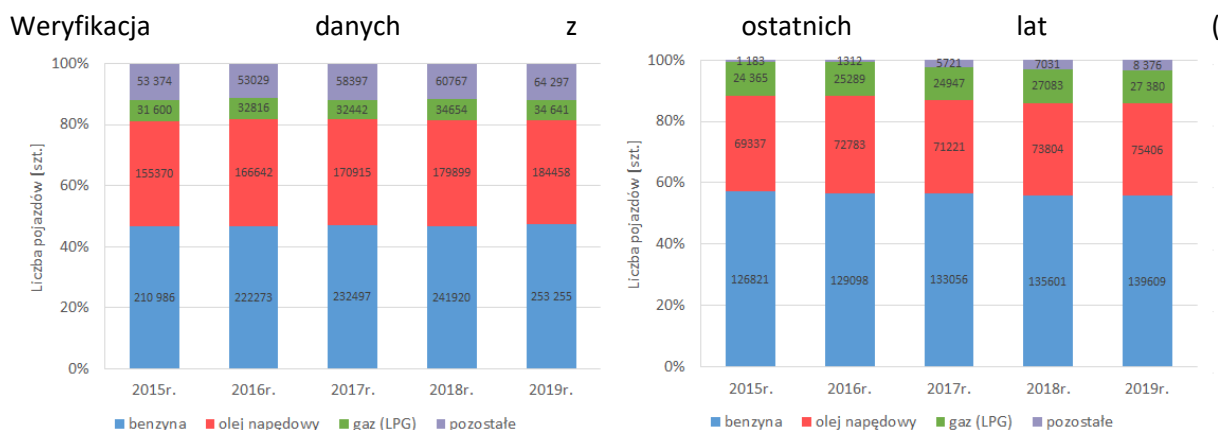


Ryc. 14 Liczba pojazdów spalinowych (źródło: BDL GUS).

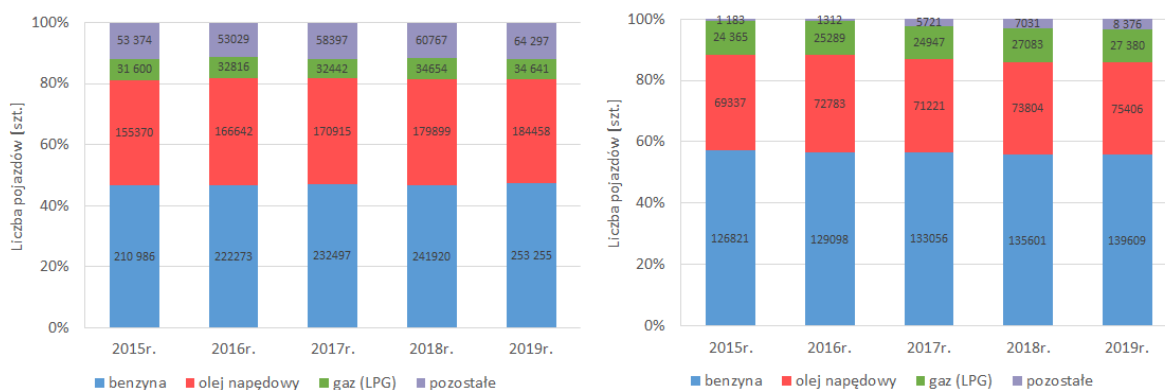


Ryc. 15 Liczba samochodów osobowych wg grup wieku na terenie Powiatu m. Wrocław (po lewej) i Powiatu m. Bydgoszcz (po prawej) (źródło: BDL GUS).

Wysoki odsetek starych pojazdów jest głównym czynnikiem przyczyniającym się do wysokich poziomów stężeń zanieczyszczeń z transportu. Ilość emitowanych substancji szkodliwych oraz ich skład chemiczny zależy od wieku pojazdów oraz zastosowanych technologii. Rodzaj stosowanego paliwa wpływa także na wielkość emisji szkodliwych związków.



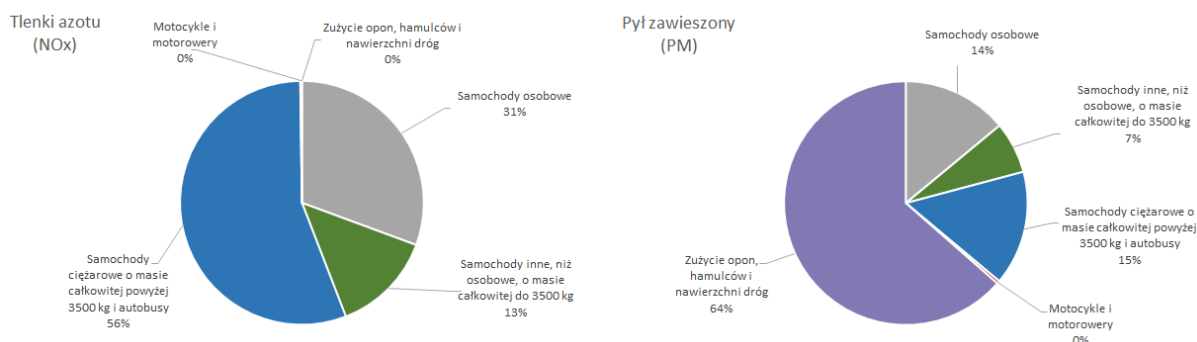
Ryc. 16) pokazuje, że ok. 50% pojazdów w badanych miastach wyposażona była w silnik benzynowy, a co trzeci wykorzystywał jako paliwo olej napędowy. Samochody ciężarowe, ciągniki siodłowe oraz autobusy najczęściej posiadały silniki Diesla. Z roku na rok udział pojazdów samochodowych wykorzystujących niskoemisyjne technologie (napędzane elektrycznie, wodorem, biopaliwami) wzrasta – we Wrocławiu w 2019 r. wynosił ok. 12%, natomiast w Bydgoszczy stanowił zaledwie ok. 3% liczby użytkowanych pojazdów.



Ryc. 16 Liczba pojazdów wg rodzaju spalanego paliwa na terenie Powiatu m. Wrocław (po lewej) i Powiatu m. Bydgoszcz (po prawej) (źródło: BDL GUS).

Od 1992 r. na terenie Unii Europejskiej i Europejskiego obszaru Gospodarczego wprowadzane są normy emisji spalin dla samochodów osobowych, ciężarowych i autobusów (tzw. normy Euro). Pomimo, że od tego czasu zostały mocno zaostrzone przepisy dla pojazdów Euro (kolejne normy wchodziły w życie co 4-6 lat, a od 2021 r. obowiązuje norma Euro 6d), stosowane są czystsze technologie, wprowadzono normy jakości paliwa oraz nastąpił znaczny rozwój infrastruktury drogowej, emisja z transportu drogowego pozostaje nadal jednym z najważniejszych problemów dotyczących jakości powietrza, zwłaszcza w dużych miastach europejskich (EEA, 2020). Na uwagę zasługuje fakt, że m.in. we Wrocławiu nadal trwa rozbudowa układu drogowego miasta, w wyniku czego część ruchu jest wprowadzona na obrzeża, tworzone są kolejne parkingi przesiadkowe „park and ride” oraz

prowadzona jest wymiana taboru transportu publicznego, co jest korzystne dla środowiska (Uchwała nr XLVIII/1169/13).



Ryc. 17 Struktura emisji zanieczyszczeń powietrza w Polsce według rodzajów środków transportu drogowego w 2018 r. (źródło: GUS, 2020b).

W 2018 r. samochody ciężarowe i autobusy (wyposażone najczęściej w silniki Diesla) odpowiadały za większość emisji zarówno tlenków azotu (159,57 tys. ton) jak i pyłu zawieszonego (3,52 tys. ton), jednakże zużycie opon i hamulców oraz nawierzchni dróg w największym stopniu wpłynęło na zanieczyszczenie pyłem (14,69 tys. ton) (Ryc. 17). Pomimo wzrostu liczby aut na drogach, a tym samym zwiększonej ilości spalane go paliwa, łączna emisja zanieczyszczeń pochodzących z transportu drogowego w Polsce wykazuje tendencje spadkowe (Tabela 5). Obniżenie ilości substancji szkodliwych wynika m.in. z zaostrzenia przez UE limitów emisji zanieczyszczeń w nowych samochodach, czyli zastosowania zaawansowanych rozwiązań technologicznych w silnikach pojazdów.

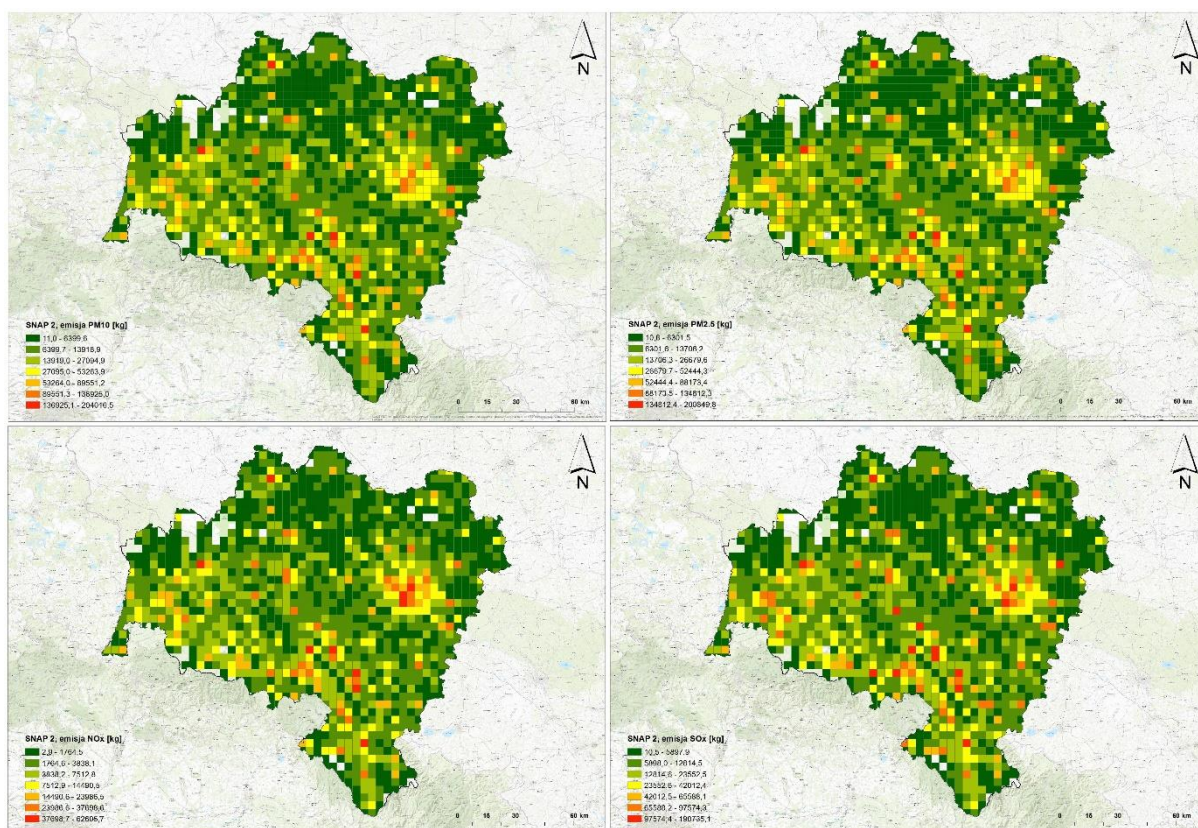
Tabela 5 Emisja zanieczyszczeń ze środków transportu drogowego w Polsce (źródło: GUS, 2020b).

Wyszczególnienie	2015 r.	2017 r.	2018 r.
	Emisja zanieczyszczeń (w tys. ton)		
Dwutlenek węgla	46223,4	61200,0	63047,2
Metan	4,8	5,4	5,5
Podtlenek azotu	1,6	2,1	2,2
Tlenek węgla	485,2	543,8	526,1
Niemetanowe lotne związki organiczne	70,2	75,6	74,0
Tlenki azotu	231,1	286,9	286,7
Pył	17,5	22,6	23,1
Dwutlenek siarki	0,4	0,5	0,6
Ołów	6,5	8,7	9,1

2.1.3 Emisja powierzchniowa (ogrzewanie indywidualne)

Analiza stanu jakości powietrza na terenie Polski wskazuje, że istotną przyczyną przekroczenia norm w zakresie zanieczyszczeń pyłowych oraz benzo(a)pirenu oznaczanego w pyłe jest tzw. niska emisja, czyli emisja pochodząca głównie z sektora komunalno-bytowego. Obejmuje ona poza indywidualnymi źródłami wytwarzania ciepła i przygotowania ciepłej wody, również niewielkie lokalne kotłownie oraz transport (GIOŚ, 2020), którego formalnie nie zaliczamy do emisji powierzchniowej. Pozostałe rodzaje źródeł emisji powierzchniowej mają znacznie mniejszy udział w bilansie niż źródła komunalno-bytowe, a emitery takie jak kopalnie, hałdy mają wyłącznie lokalny zasięg oddziaływania nieprzekraczający kilkuset metrów. W skali kraju, indywidualne ogrzewanie mieszkań odpowiada za ok. 80% przekroczeń średniorocznego poziomu dopuszczalnego pyłu zawieszanego PM₁₀.

Rozkład przestrzenny emisji na Dolnym Śląsku i w województwie kujawsko-pomorskim wskazuje, że najwyższe stężenia oraz największą częstość przekroczeń poziomu dopuszczalnego rejestruje się na terenach gęstej zabudowy mieszkaniowej, gdzie występują lokalne kotłownie i indywidualne systemy grzewcze (Ryc. 18, Ryc. 19). Wiąże się to z gęstością zaludnienia – we Wrocławiu jest ona największa w centralnych dzielnicach miasta (Gajowice, Ołbin, Nadodrze), a najniższa w północnych i zachodnich (Osobowice-Rędzin, Jerzmowo-Jarنوtów-Strachowice, Osiniec, Świniary) (Uchwała nr XIII/342/19); w Bydgoszczy osiedlami o największej gęstości zaludnienia (okolice centrum) są Wyżyny, Szwederowo, Błonie, Bartodziejewice oraz Bocianowo (Uchwała nr XIV/287/19). We Wrocławiu w ostatnich latach notowany jest stały przyrost liczby mieszkańców (BDL GUS), natomiast w Bydgoszczy każdego roku obserwuje się systematyczny jej spadek na rzecz migracji na tereny podmiejskie, efektem czego jest także wzrost liczby gospodarstw z indywidualnym ogrzewaniem na obrzeżach miast.

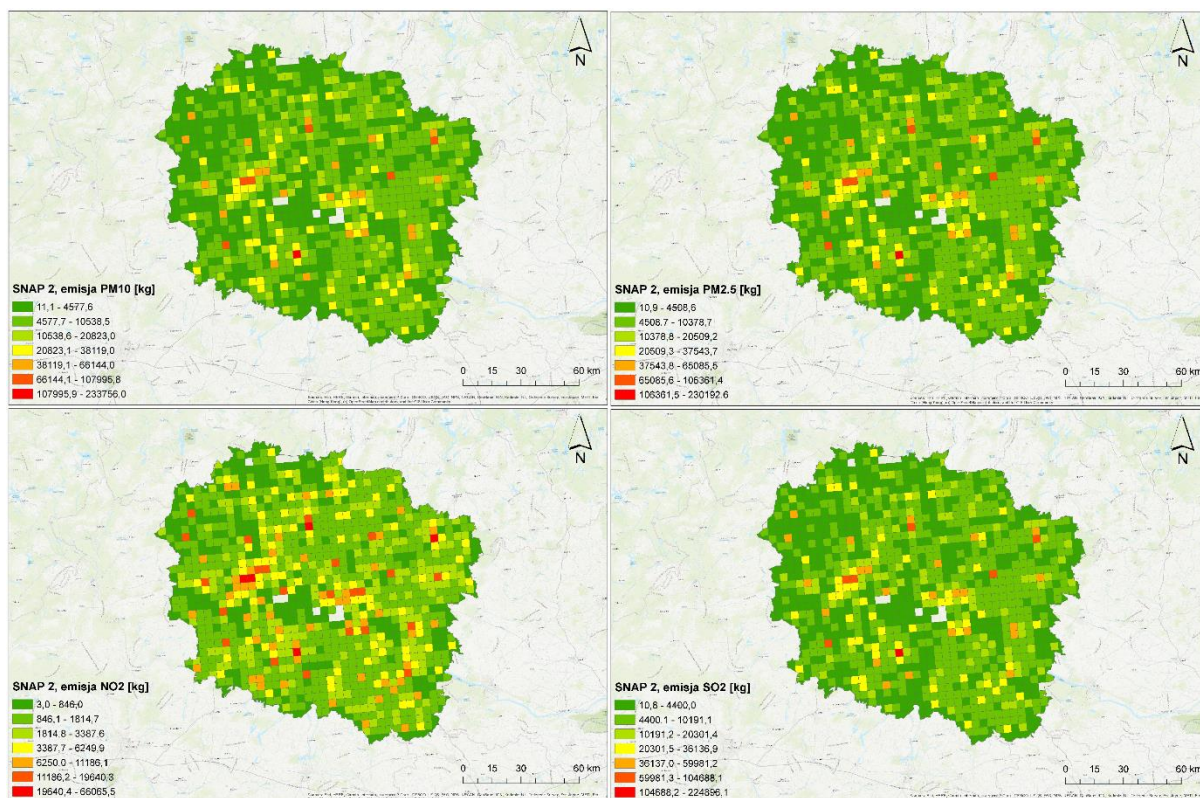


Ryc. 18 Emisja zanieczyszczeń (PM_{2,5}, PM₁₀, SO_x, NO_x) z procesów spalania poza przemysłem na obszarze województwa dolnośląskiego w 2018 r. (opracowanie własne na podstawie informacji udostępnionych przez Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy).

Wrocław jest miastem o zróżnicowanych typach zabudowy mieszkaniowej: historyczne układy śródmiejskie o zwartej kwartałowej zabudowie oraz osiedla z różną formą (domy jednorodzinne i wielorodzinne) oraz intensywnością zabudowy (Biuro Rozwoju Wrocławia, 2018). Najwięcej mieszkań opalanych węglem zlokalizowanych jest wśród zabudowy jednorodzinnej oraz w XIX-wiecznej zabudowie wielorodzinnej na obrzeżach centrum. Przedwojenne kamienice stanowią znaczną część zasobu mieszkaniowego gminy Wrocław.

W Bydgoszczy zabudowa o niskiej intensywności występuje głównie na obrzeżach miasta, w części zachodniej i północno-zachodniej, w bliskim sąsiedztwie terenów otwartych oraz rzeki (Miejska Pracownia Urbanistyczna w Bydgoszczy, 2009). Obejmuje ona zabudowę jednorodziną intensywną i ekstensywną oraz zabudowę rozproszoną, siedliskową. Blisko 20% zasobów stanowią mieszkania

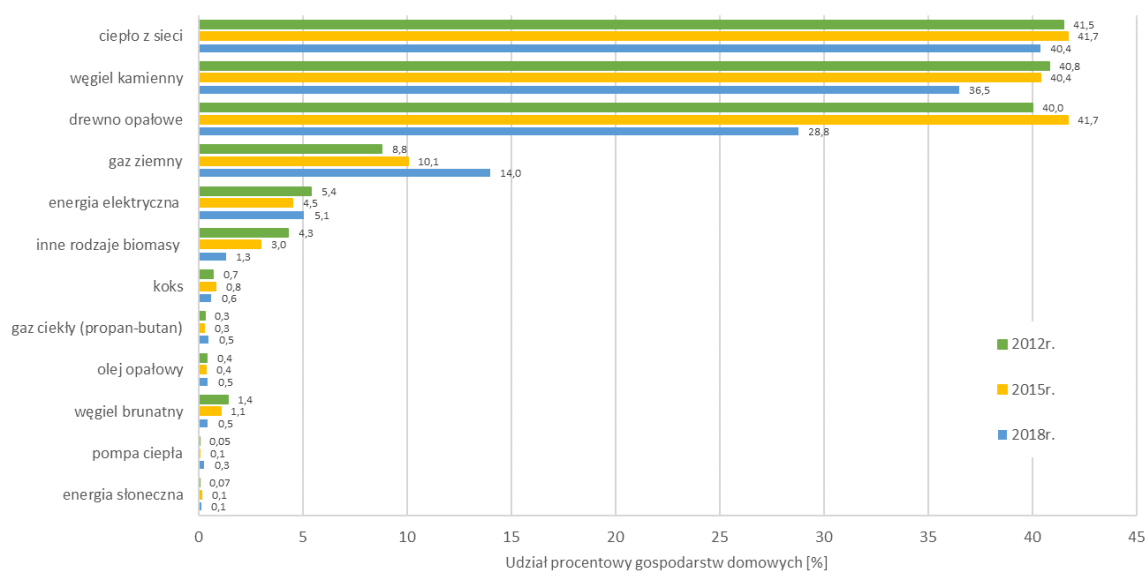
przedwojenne (obiekty najbardziej wyeksploatowane, wymagające modernizacji). Rozwój budownictwa mieszkaniowego na obszarze powiatu bydgoskiego powoduje znaczące zmiany w strukturze użytkowania gruntów – zwiększa się powierzchnia terenów mieszkaniowych i komunikacyjnych. Rozwój miejscowości następuje wzdłuż głównych ciągów komunikacyjnych.



Ryc. 19 Emisja zanieczyszczeń ($PM_{2,5}$, PM_{10} , SO_x , NO_x) z procesów spalania poza przemysłem na obszarze województwa kujawsko-pomorskiego w 2018 r. (opracowanie własne na podstawie informacji udostępnionych przez Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy).

Gospodarstwa domowe wykorzystują różne techniki ogrzewania pomieszczeń i ogrzewania wody (GUS, 2019a). W zależności od rodzaju używanego nośnika energii wyposażone są w odpowiednie urządzenia. W okresie 2015-2018 nastąpił spadek udziału lokali używających paliwa stałe (Ryc. 20). Obniżenie procentowego udziału gospodarstw spalających węgiel kamienny i drewno opałowe wyniosło po ok. 3%, jednak w wielu regionach kraju paliwa te są nadal najłatwiej dostępnym i relatywnie niedrogim nośnikiem energii. Widoczny jest wzrost udziału gazu ziemnego o ok. 4%. Energia słoneczna oraz pompy ciepła są nadal wykorzystywane na niewielką skalę (ok. 0,5% w skali

kraju). Taka struktura wykorzystania paliw jako nośników energii przekłada się bezpośrednio na bilans emisji z ogrzewania indywidualnego (Tabela 6 Tabela 6 Uśrednione wielkości emisji ze spalania paliw w piecach i małych kotłach (źródło: IChPW, 2017).).



* dane za rok 2012 dot. tylko gazu wysokometanowego

Ryc. 20 Udział gospodarstw domowych wykorzystujących nośniki energii do ogrzewania pomieszczeń (źródło: GUS, 2019a).

W sektorze komunalno-bytowym istotnym problemem pozostaje stosowanie złej jakości paliw oraz urządzeń grzewczych niespełniających norm emisyjnych⁹. Według danych GUS z 2018 r. w Polsce jest nadal ok. 4,9 mln mieszkań, w których do ogrzewania wykorzystywany jest węgiel, a przeciętny wiek indywidualnych kotłów węglowych przekracza 10 lat. Dodatkowym problemem jest spalanie w piecach odpadów z gospodarstw domowych, które mają różny skład (m.in. zanieczyszczonego drewna, papieru, butelek PET i innych).

Tabela 6 Uśrednione wielkości emisji ze spalania paliw w piecach i małych kotłach (źródło: IChPW, 2017).

Zanieczyszczenia (g/GJ)	Wskaźniki emisji zanieczyszczeń do powietrza dla różnych rodzajów paliwa			
	gaz ziemny	węgiel kamienny*	drewno kawałkowe	olej opałowy
SO ₂	0,4	406	0	111

⁹ Rozporządzenie Ministra Rozwoju i Finansów z dnia 1 sierpnia 2017 r. w sprawie wymagań dla kotłów na paliwo stałe (Dz.U. 2017 poz. 1690 z późniejszymi zmianami).

NO _x	60	131	65	97
Pył ogółem TSP	0,3	473	395	2
PM ₁₀	0,3	421	374	2
PM _{2,5}	0,3	326	354	2
B(a)P	0,0000008	0,35	0,14	0,00012
CO	42	4645	4457	51

* uśrednione dla różnych sortymentów węgla

Czynniki te wraz z występującymi (zwłaszcza w sezonie grzewczym) niesprzyjającymi warunkami meteorologicznymi (tj. inwersje temperatury, niskie prędkości wiatru, brak opadów) wpływają na stężenia substancji w powietrzu, a tym samym decydują o występowaniu przekroczeń poziomów normatywnych. Wpływ na wielkość emisji z ogrzewania indywidualnego będzie też miało

zapotrzebowanie budynku na energię, które w dużym stopniu zależy od stopnia izolacyjności termicznej otworów (okien, drzwi), eliminacji mostków termicznych, ocieplenia ścian, podłogi, izolacji dachu, zużycia ciepłej wody użytkowej oraz skuteczności wentylacji. Wymiana okien może zmniejszyć o ok. 20% zapotrzebowanie budynku na energię cieplną. Podobne efekty daje docieplenie ścian i stropów.

Utrudnienie dla mieszkańców przy wyborze niskoemisyjnych systemów ogrzewania może stanowić: brak dostępu do sieci ciepłowniczej bądź gazowej lub trudności z przyłączeniem, brak możliwości sfinansowania zmiany źródła ciepła i ewentualnej przebudowy instalacji kominowej, a także obawa przed perspektywą istotnego podwyższenia kosztów ogrzewania. W pewnych przypadkach problemem mogą być złe nawyki, spalanie materiałów, które nie powinny być spalane w domowych piecach i kotłach (Skowroński i in., 2020). Może to świadczyć o nieznanym obowiązujących przepisów prawa oraz o braku wiedzy na temat szkodliwości substancji, które wraz z dymem dostają się do powietrza. Przeprowadzone badania w zakresie świadomości ekologicznej mieszkańców wykazały, że zdaniem przeważającej większości ankietowanych z województwa kujawsko-pomorskiego (71,9%) i dolnośląskiego (69,1%) najbardziej negatywny wpływ na zdrowie ludności ma spalanie śmieci w domowych piecach (LIFE-MAPPINGAIR/PL, 2020).

Spalanie różnego rodzaju produktów w indywidualnych gospodarstwach domowych powoduje, że określana emisja powierzchniowa, wyznaczana dla standardowego paliwa przy nieuwzględnieniu gorszego jakościowo węgla, drewna czy spalania odpadów, jest szacunkowa. Brak też jest w inwentaryzacji instalowanych w zabudowie jednorodzinnej i wielorodzinnej (kamienicach) kominków opalanych drewnem lub biopaliwem, które stanowią popularny sposób dogrzania pomieszczeń. Dodatkowo z uwagi na wysoką cenę gazu obserwuje się przechodzenie mieszkańców na gorszy jakościowo, ale tańszy węgiel oraz spalanie odpadów. W związku z tymi trudnościami w bilansowaniu ilości zanieczyszczeń emitowanych do powietrza, rzeczywista emisja powierzchniowa zanieczyszczeń pyłowych oraz benzo(a)pirenu może być niedoszacowana (Uchwała nr XXI/505/20 Sejmiku Województwa Dolnośląskiego).

We Wrocławiu w 2019 r. ponad 45 tys. gospodarstw ogrzewało mieszkania gazem, tj. 18,5 % wszystkich odbiorców gazu na omawianym obszarze (Tabela 7). Przy 1,2 % wzroście liczby odbiorców gazu w stosunku do roku poprzedniego, liczba gospodarstw ogrzewanych gazem wzrosła aż o 67,6 %.

Tabela 7 Gospodarka mieszkaniowa i komunalna w latach 2015-2019 w m. Wrocław (źródło: BDL GUS).

Nazwa	2015 r.	2016 r.	2017 r.	2018 r.	2019 r.
Zasoby mieszkaniowe					

Nazwa	2015 r.	2016 r.	2017 r.	2018 r.	2019 r.
Ogółem mieszkania	302 639	311 010	319 767	329 064	340 384
% ogółu mieszkań wyposażonych w centralne ogrzewanie	86,7	87,1	87,5	87,9	88,3
Mieszkania wyposażone w instalacje techniczno-sanitarne:					
ogółem; centralne ogrzewanie	262 457	270 965	279 729	289 088	300 423
ogółem; gaz sieciowy	239 502	242 712	248 418	248 681	251 962
Sieć gazowa					
% ogółu ludności korzystający z instalacji gazowej	79,1	78,0	77,8	75,7	74,1
Sieć gazowa:					
czynne przyłącza do budynków ogółem (mieszkalnych i niemieskalnych) (szt.)	38 974	39 570	40 162	40 811	45 013
czynne przyłącza do budynków mieszkalnych (szt.)	35 175	35 488	36 220	36 935	39 843
odbiorcy gazu (gosp.)	209 329	208 437	210 900	242 731	245 528
odbiorcy gazu ogrzewający mieszkania gazem (gosp.)	20 508	21 296	24 969	27 102	45 414

W Bydgoszczy w 2019 r. ponad 25 tys. gospodarstw ogrzewało mieszkania gazem, tj. 21,2 % wszystkich odbiorców gazu na omawianym obszarze (Tabela 8). Przy niewielkim wzroście liczby odbiorców gazu w stosunku do roku poprzedniego (0,2 %), liczba gospodarstw ogrzewanych gazem wzrosła aż o 41,7 %.

Tabela 8. Gospodarka mieszkaniowa i komunalna w latach 2015-2019 w m. Bydgoszcz (źródło: BDL GUS).

Nazwa	2015 r.	2016 r.	2017 r.	2018 r.	2019 r.
Zasoby mieszkaniowe					
Ogółem mieszkania	148 055	148 901	150 309	151 316	152 586
% ogółu mieszkań wyposażonych w centralne ogrzewanie	87,5	87,6	87,8	87,9	88,0
Mieszkania wyposażone w instalacje techniczno-sanitarne:					
ogółem; centralne ogrzewanie	129 581	130 493	131 911	132 932	134 227
ogółem; gaz sieciowy	121 102	121 200	121 626	121 886	122 731
Sieć gazowa					
% ogółu ludności korzystający z instalacji gazowej	81,7	81,5	80,8	80,4	80,4
Sieć gazowa:					
czynne przyłącza do budynków ogółem (mieszkalnych i niemieskalnych) (szt.)	18 192	18 396	18 697	18 978	19 304
czynne przyłącza do budynków mieszkalnych (szt.)	17 113	17 233	17 505	17 678	17 896
odbiorcy gazu (gosp.)	119 533	117 684	117 624	117 895	118 169
odbiorcy gazu ogrzewający mieszkania gazem (gosp.)	18 361	17 120	17 121	17 642	25 003

Zarówno we Wrocławiu jak i w Bydgoszczy od 2018 r. występuje wyraźny trend wzrostowy całkowitej liczby odbiorców gazu w gospodarstwach domowych oraz liczby odbiorców wykorzystujących gaz do ogrzewania mieszkań. Taka sytuacja może być wynikiem prowadzonych w ostatnim czasie na skalę krajową i lokalną programów dofinansowań (w oparciu o fundusze unijne, przede wszystkim Regionalne Programy Operacyjne) do wymiany ogrzewania na paliwo stałe na ogrzewanie ekologiczne (gazowe, elektryczne, sieciowe, pompy ciepła).

W branży instalacyjno-grzewczej rok 2019 przyniósł duże zmiany jeżeli chodzi o sprzedaż urządzeń grzewczych i elementów instalacyjnych (SPIUG, 2020). Odnotowano wzrost sprzedaży zarówno nowoczesnych urządzeń grzewczych spełniających wymogi ekoprojektu jak i kotłów gazowych. W grupie kotłów na paliwa stałe zauważalne było odchodzenie od węgla jako paliwa w wyniku wymiany urządzeń grzewczych wykorzystujących paliwa stałe na rzecz biomasy (głównie peletu).



Uniwersytet
Wrocławski



Politechnika
Wroclawska



WCSS



Projekt "Czy wiesz czym oddychasz?" – kampania edukacyjno-informacyjna na rzecz czystszej powietrza - LIFE-MAPPINGAIR/PL

Odnotowano także **większe zainteresowanie pompami ciepła, głównie powietrznymi, gdzie wzrost sprzedaży na koniec 2019 r. wyniósł 34%**. Dużym zainteresowaniem cieszyła się również fotowoltaika jako technologia pozyskiwania energii słonecznej na cele prosumenckie w tym zasilanie urządzeń grzewczych w energię elektryczną w układach hybrydowych, szczególnie we współpracy z pompami ciepła, ale także stricte na cele grzewcze. Prowadzone kampanie na rzecz wdrażania działań w kierunku podwyższania efektywności energetycznej w budynkach wpłynęły znacznie na wzrost zainteresowania automatyką, pozwalając na optymalne gospodarowanie energią, w tym zarządzanie ciepłem w domach.

3. Jakość powietrza w latach 2019-2020

W 2020 roku na terenie województwa dolnośląskiego funkcjonowało 80 stanowisk pomiarowych z automatycznym typem pomiarów. Na terenie województwa kujawsko-pomorskiego było to 129 stanowisk z takim samym typem pomiaru. Stacje te są prowadzone w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ) oraz Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW; dotyczy stacji na Snieżce, w województwie dolnośląskim).

Tabela 9. Wykaz stacji oraz badanych w nich związków branych pod uwagę w opracowaniu. „+” oznacza, że dany związek był badany w tej stacji w roku 2020, kolorem żółtym zostało zaznaczone jakie związki były badane w danej stacji w roku 2019 (źródło: GIOŚ).

Kod stacji	Typ	PM ₁₀	PM _{2,5}	NO _x	NO ₂	SO ₂	CO	O ₃
Województwo dolnośląskie								
DsJelGorOgin	TM	+		+	+	+		+
DsCzerStraza	TPZ			+	+			+
DsSrodaSIMOB	TM	+	+					
DsOsieczow21	TPZ			+	+	+		+
DsSniezkaObs	TPZ							+
DsNowRudJezi	TM	+						
DsZgorBohGet	TM							
DsLegAlRzecz	TM	+		+	+	+	+	+
DsLubanMieszMOB	TM	+		+	+		+	
DsDzialoszyn	PPZM	+						
DsWalbrzWyso	TM	+		+	+	+	+	+
DsDziePilsud	TM	+						
DsWrocBartni	TPM			+	+			+
DsWrocWybCon	TM	+	+	+	+	+	+	+
DsWrocAlWisn	KM		+	+	+		+	
DsKlodzSzkol	TM	+	+	+	+			+
DsOlawZolnAK	TM	+		+	+			+
DsZabkPowWar	TM	+						
DsDusznikMOB	TM							
DsJaworMOB								
Województwo kujawsko-pomorskie								
KpWlocIOkrze	KM	+	+	+	+		+	
KpZielBoryTu	TPZ			+	+	+	+	+
KpToruDziewu	TM	+		+	+	+		+
KpToruKaszow	KM	+	+	+	+		+	
KpToruWSikor	TM	+		+	+	+		
KpGrudPilsud	KM			+	+	+	+	
KpInowSolank	TPM	+		+		+		
KpWieniZdroj	TPM							
KpBydPIPozna	KM	+	+	+	+		+	
KpBydWarszaw	TM	+	+			+	+	+
KpKoniczynka	TPZ			+		+		+
KpCiechTezni	TPM			+	+			+
KpChelmLunawMOB		+	+	+	+			
KpWlocKalis	TM	+		+	+	+		+
KpMogiNowMOB	T							

TM – stacja tła miejskiego; TPZ – tła pozamiejskiego; TPM – tła podmiejskiego; PPZM – przemysłowa miejska; KM – komunikacyjna miejska

Na potrzeby opracowania wybrano 7 najważniejszych zanieczyszczeń mierzonych z rozdzielczością czasową 1 godziny. Są to: pył zawieszony o średnicy poniżej 10 µm i 2.5 µm (PM₁₀, PM_{2,5}), tlenki azotu (NO_x), dwutlenek azotu (NO₂), dwutlenek siarki (SO₂), tlenek węgla (CO) oraz ozon (O₃).

Stacje prowadzone przez GIOŚ dzielą się na typy – wyróżniamy stacje tła (miejskiego, podmiejskiego oraz pozamiejskiego), przemysłowe oraz komunikacyjne. Wykaz stacji wraz ze związkami, które są w nich badane i zostały ujęte w poniższym opracowaniu, znajdują się w Tabeli 9. Przedrostkiem „Ds” rozpoczynają się stacje leżące w województwie dolnośląskim, z kolei „Kp” oznacza stacje województwa kujawsko-pomorskiego.

W niniejszym opracowaniu dla każdej stacji i każdego typu zanieczyszczenia zostały policzone:

- stężenia średnioroczne. W analizie zostały wzięte pod uwagę stacje, które charakteryzowały się min. 90% kompletnością danych;
- średnie stężenia w sezonie grzewczym, czyli dla miesięcy od stycznia do marca oraz od października do grudnia. W analizie zostały wzięte pod uwagę stacje, które charakteryzowały się min. 90% kompletnością danych;
- średnie stężenia w sezonie poza grzewczym, czyli dla okresu od kwietnia do września włącznie. W analizie zostały wzięte pod uwagę stacje, które charakteryzowały się min. 90% kompletnością danych;
- dni z przekroczeniami, dla związków, dla których w Rozporządzeniu MŚ (Dz. U z 2012 r., poz. 1031) można znaleźć odpowiednie poziomy dopuszczalne;
- przebiegi miesięczne. W analizie zostały wzięte pod uwagę miesiące, które charakteryzowały się 90% kompletnością danych;
- przebiegi dobowe.

3.1 Zmienność stężenia pyłu zawieszonego o średnicy poniżej 10 μm (PM_{10}) w roku 2019 i 2020

Jednym z najważniejszych z punktu widzenia zarówno wpływu na zdrowie ludzi, jak i skutków środowiskowych, jest pył zawieszony. Pył zawieszony może przenikać do wrażliwych części układu oddechowego (Oke et al., 2017). Dodatkowo z długotrwałym narażeniem na te zanieczyszczenia związane są choroby układu krążenia i zwiększona śmiertelność niemowląt (Manisalidis et al., 2020). Na skutki ekspozycji na pył zawieszony są narażone szczególnie osoby chore na astmę, zapalenie płuc, cukrzycę, choroby układu oddechowego czy sercowo-naczyniowego (Kappos et al. 2004). Do głównych źródeł pyłu zawieszonego zaliczyć można procesy spalania (Hill M., 2004).

Średnie roczne stężenia pyłu PM_{10} z wielolecia pokazują, że sytuacja ulega stopniowej poprawie (Tabela 10). W roku 2020 i 2019 nie zaobserwowano przekroczeń rocznego poziomu dopuszczalnego nawet na stacji z największymi poziomami stężeń w wieloleciu – Nowej Rudzie.

Tabela 10 Średnie roczne stężenie pyłu zawieszonego PM_{10} w latach 2014-2020. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenie rocznego poziomu dopuszczalnego ($>40 \mu\text{g m}^{-3}$), kolorem zielonym brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Stacja	2014 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2015 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2016 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2017 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2018 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2019 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2020 [$\mu\text{g m}^{-3}$]
Województwo dolnośląskie							
DsDzialoszyn		28,0	27,9	26,7	28,9	19,4	17,4
DsDziePilsud	32,0	36,0	37,9	30,8	31,4	25,7	23,6
DsJelGorOgin		28,0	30,4	29,5	27,7	23,5	22,5
DsKlodzSzkoł	28,0	35,0	35,9	35,8	33,5	29,4	23,0
DsLegAIRzecz		35,0	37,2	34,6	36,2	30,6	26,3
DsLubanMieszMOB					43,7	32,9	26,1
DsNowRudJezi		48,0	47,0	49,8	38,9		35,7
DsOlawZolnAK					31,2	26,7	23,0
DsWalbrzWyso		27,0	27,8	26,9	27,1	22,4	20,2

DsWrocWybCon	46,0		36,0	31,2	29,9	26,4	22,3
DsZabkPowWar	35,0	37,0	37,4	28,6	26,1	20,8	17,2
Województwo kujawsko-pomorskie							
KpBydPIPozna	42,0				40,2	33,1	24,4
KpChelmLunawMOB							21,2
KpInowSolank	32,0	28,0	23,6	27,4	27,3		20,4
KpToruDziewu		29,0		26,2	29,7	26,7	
KpToruKaszow		29,0	26,2	23,9	27,6	22,9	22,3
KpToruWSikor	34,0	32,0	29,7	27,6	30,5		22,4
KpWloclOkrze	40,0				33,2	27,6	22,7
KpBydWarszaw	36,0	30,0	29,0	34,9	35,8	29,3	

W roku 2019 średnioroczne stężenie pyłu PM₁₀ wahało się w województwie dolnośląskim od 19,4 µg m⁻³ do 32,9 µg m⁻³ w Lubaniu, dla województwa kujawsko-pomorskiego zakres ten wyniósł od 22,9 µg m⁻³ na stacji Toruń Kaszownik do 33,1 µg m⁻³ dla Bydgoszczy (pl. Poznański) (Tabela 11). Oznacza to, że również w tym roku nie został przekroczony poziom dopuszczalny dla średniego stężenia rocznego pyłu. Najwyższa średnia dla sezonu grzewczego została zanotowana w Lubaniu (40,9 µg m⁻³). Najwyższą liczbę przekroczeń dni z poziomem dopuszczalnym zanotowano w Nowej Rudzie (81).

Tabela 11 Średnie stężenie pyłu zawieszonego PM₁₀ w roku 2019. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia (poziom >50 µg m⁻³ dla średnich dobowych przez więcej niż 35 dni; >40 µg m⁻³ dla stężeń rocznych), kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie grzewczym [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [µg m ⁻³]	Liczba przekroczeń
Województwo dolnośląskie				
DsDuszникиMOB	23,8	28,3	19,3	24
DsDzialoszyn	19,4	19,5	19,4	4
DsDziePilsud	25,7	30,5	21,0	35
DsJaworMOB	23,7	27,8	19,7	18
DsJelGorOgin	23,5	28,4	18,5	28
DsKlodzSzkol	29,4	37,1	21,8	45
DsLegAIRzecz	30,6	35,9	25,2	46
DsLubanMieszMOB	32,9	40,9	24,8	70
DsNowRudJezi			22,9	81
DsOlawZolnAK	26,7	30,2	23,1	26
DsWalbrzWyso	22,4	25,6	19,2	26
DsWrocWybCon	26,4	30,6	22,2	25
DsZabkPowWar	20,8	25,4	16,1	17
Województwo kujawsko-pomorskie				
KpBydPIPozna	33,1	37,2		52
KpBydWarszaw	29,3	35,0	23,2	37
KpInowSolank			19,7	12
KpMogiNowMOB	26,7	32,5	21,1	30
KpToruDziewu	26,7	27,7	25,6	26
KpToruKaszow	22,9	23,4	22,4	10
KpToruWSikor		28,2		18
KpWloclKalis		21,2		24
KpWloclOkrze	27,6	34,1	21,1	32

Średnioroczne stężenie PM₁₀ w 2020 roku wyniosło na Dolnym Śląsku od 17,2 µg m⁻³ w Ząbkowicach Śląskich do 35,7 µg m⁻³ w Nowej Rudzie, z kolei w województwie kujawsko-pomorskim wahało się między 18,5 µg m⁻³ we Włocławku a 25,6 µg m⁻³ w Bydgoszczy (stacja na ul. Warszawskiej) (Tabela 12). Oznacza to, że w żadnej z miejscowości należących do tych dwóch województw, nie został przekroczony roczny poziom dopuszczalny, wynoszący 40 µg m⁻³. W województwie dolnośląskim najwyższe średnie stężenie w sezonie grzewczym wyniosło 48,1 µg m⁻³ w Nowej Rudzie. W tej samej miejscowości zanotowano również 77 dni z przekroczeniami 24h poziomu dopuszczalnego, wynoszącego dla PM₁₀ 50 µg m⁻³. W województwie kujawsko-pomorskim najwyższe średnie stężenie liczone dla sezonu grzewczego zanotowano dla stacji mieszczącej się w Bydgoszczy na ul. Warszawskiej (30,1 µg m⁻³). Dla tej stacji liczba dni z przekroczeniami dopuszczalnej normy wyniosła 29, co oznacza że mieści się ona w dopuszczalnej częstości przekraczania poziomu dopuszczalnego w roku kalendarzowym, wynoszącej 35 dni. W roku 2020 tylko w dwóch miejscowościach zanotowano przekroczenie dopuszczalnej rocznej normy dni z przekroczeniami. Nie zaobserwowano przekroczenia normy średniorocznej wynoszącej 40 µg m⁻³.

Tabela 12 Średnie stężenie pyłu zawieszonego PM₁₀ w roku 2020. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia (poziom >50 µg m⁻³ dla średnich dobowych przez więcej niż 35 dni; >40 µg m⁻³ dla stężeń rocznych), kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

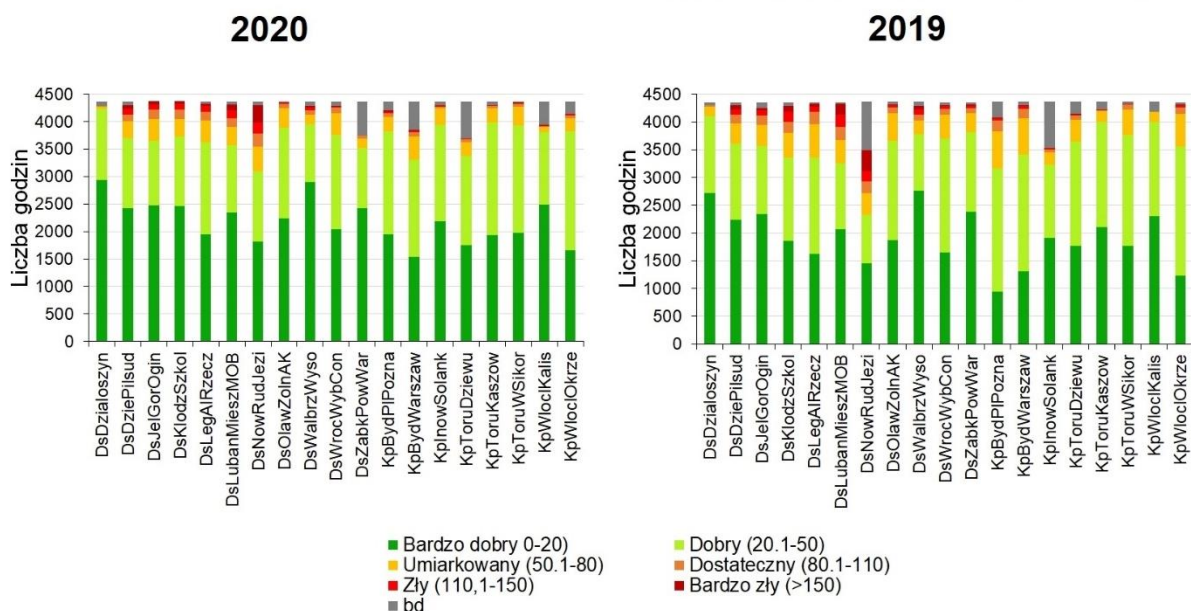
Miejscowość	Stężenie średnioroczne [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie grzewczym [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [µg m ⁻³]	Liczba przekroczeń
Województwo dolnośląskie				
DsDzialoszyn	17,4	16,7	18,2	2
DsDziePilsud	23,7	28,6	18,7	28
DsJelGorOgin	22,5	28,1	16,7	28
DsKłodzSzkol	23,0	28,4	17,5	29
DsLegAIRzecz	26,3	31,5	21,0	31
DsLubanMieszMOB	26,1	31,9	20,3	40
DsNowRudJezi	35,7	48,1	23,2	77
DsOlawZolnAK	23,0	25,4	20,5	19
DsSrodaSIMOB	23,9		17,8	16
DsWalbrzWyso	20,2	21,8	18,5	13
DsWrocWybCon	22,4	26,8	18,0	18
DsZabkPowWar	17,2	20,1	14,5	5
Województwo kujawsko-pomorskie				
KpBydPIPozna	24,4	26,6	21,8	20
KpChelmLunawMOB	21,2	26,8	15,8	19
KpInowSolank	20,4	24,3	16,6	10
KpToruDziewu		25,7		14
KpToruKaszow	22,3	25,8	18,8	10
KpToruWSikor	22,4	26,2	18,5	14
KpWloclKalis	18,5	19,7	16,9	5
KpWloclOkrze	22,7	27,1	18,5	12

W roku 2020, w porównaniu do roku 2019, zanotowano mniej, bo tylko dwie miejscowości, w których została przekroczona dopuszczalna liczba dni z przekroczeniem poziomu dopuszczalnego. Średnia temperatura w sezonie grzewczym we wszystkich miejscowościach kształtowała się na podobnym poziomie. Średnia prędkość wiatru była wyższa w roku 2019 w porównaniu do roku 2020. Przyczyną wyższych stężeń w roku 2019, było to, że w porównaniu do roku 2020 charakteryzował się on większą ilością dni mroźnych w sezonie grzewczym (czyli takich, w których temperatura spada poniżej 0 °C), we Wrocławiu było ich 5, w Jeleniej Górze 6, a w Kłodzku 17 (dla porównania, w roku 2020 było ich 3).

Spowodowało to większe zapotrzebowanie na ciepło a tym samym wzrost stężeń pyłu zawieszonego PM₁₀.

Tabela 13 Charakterystyka sezonu grzewczego w latach 2020 i 2019.

2019						
	Wrocław	Jelenia Góra	Kłodzko	Śnieżka	Legnica	Toruń
Dni mroźne (Tmax<0°C)	5	6	17	105	6	10
Przymrozkowe (Tmin<0°C)	63	100	79	147	56	67
Bardzo mroźne (Tmin < -10°C)	0	6	8	30	1	0
R>1mm	48	47	40	93	37	43
R>10mm	2	5	4	25	3	3
Tśr [°C]	5.7	4.1	4.2	-2.3	5.7	4.7
Średnia prędkość wiatru	3.5	2.9	3.8	13.8	3.6	3.0
2020						
	Wrocław	Jelenia Góra	Kłodzko	Śnieżka	Legnica	Toruń
Dni mroźne (Tmax<0°C)	0	0	3	84	0	1
Przymrozkowe (Tmin<0°C)	64	90	69	146	51	54
Bardzo mroźne (Tmin < -10°C)	0	3	0	13	0	0
R>1mm	41	44	43	88	37	44
R>10mm	3	4	4	10	4	1
Tśr [°C]	5.8	4.1	4.2	-1.9	5.8	5.1
Średnia prędkość wiatru	3.5	2.8	3.8	13.3	3.4	3.0



Ryc. 21 Frekwencja klas Polskiego Indeksu Jakości Powietrza dla pyłu zawieszonego PM₁₀, dla lat 2019 i 2020.

W sezonie grzewczym 2020 roku przez większość czasu stężenie pyłu zawieszonego PM₁₀ mieściło się w klasie bardzo dobrej oraz dobrej (Ryc. 21). Największy udział innych klas, w szczególności klasy „bardzo złej” zauważalny był w Nowej Rudzie. Wysoką częstotliwością klas o jakości powietrza gorszej niż „umiarkowana” charakteryzowały się również Dzierżoniów, Jelenia Góra, Kłodzko oraz Legnica. W roku 2019, podobnie jak w roku 2020, podczas sezonu grzewczego dominowały klasy bardzo dobra i dobra. Klasa „bardzo zła” częściej występowała w miejscowościach województwa dolnośląskiego niż

kujawsko-pomorskiego. Udział klasy „umiarkowanej” jest większy, w porównaniu do roku 2020. Patrząc na częstość występowania klas o stężeniu pyłu powyżej $50 \mu\text{g m}^{-3}$ można zauważyć, że jakość powietrza w województwie dolnośląskim jest gorsza niż w województwie kujawsko-pomorskim. Wynika to z ukształtowania terenu – wiele miejscowości w województwie dolnośląskim, w których mieszczą się stacje monitoringu jakości powietrza, leży w obniżeniach terenu, gdzie zanieczyszczenia ulegają kumulacji, a możliwości ich wywiewania są trudne.

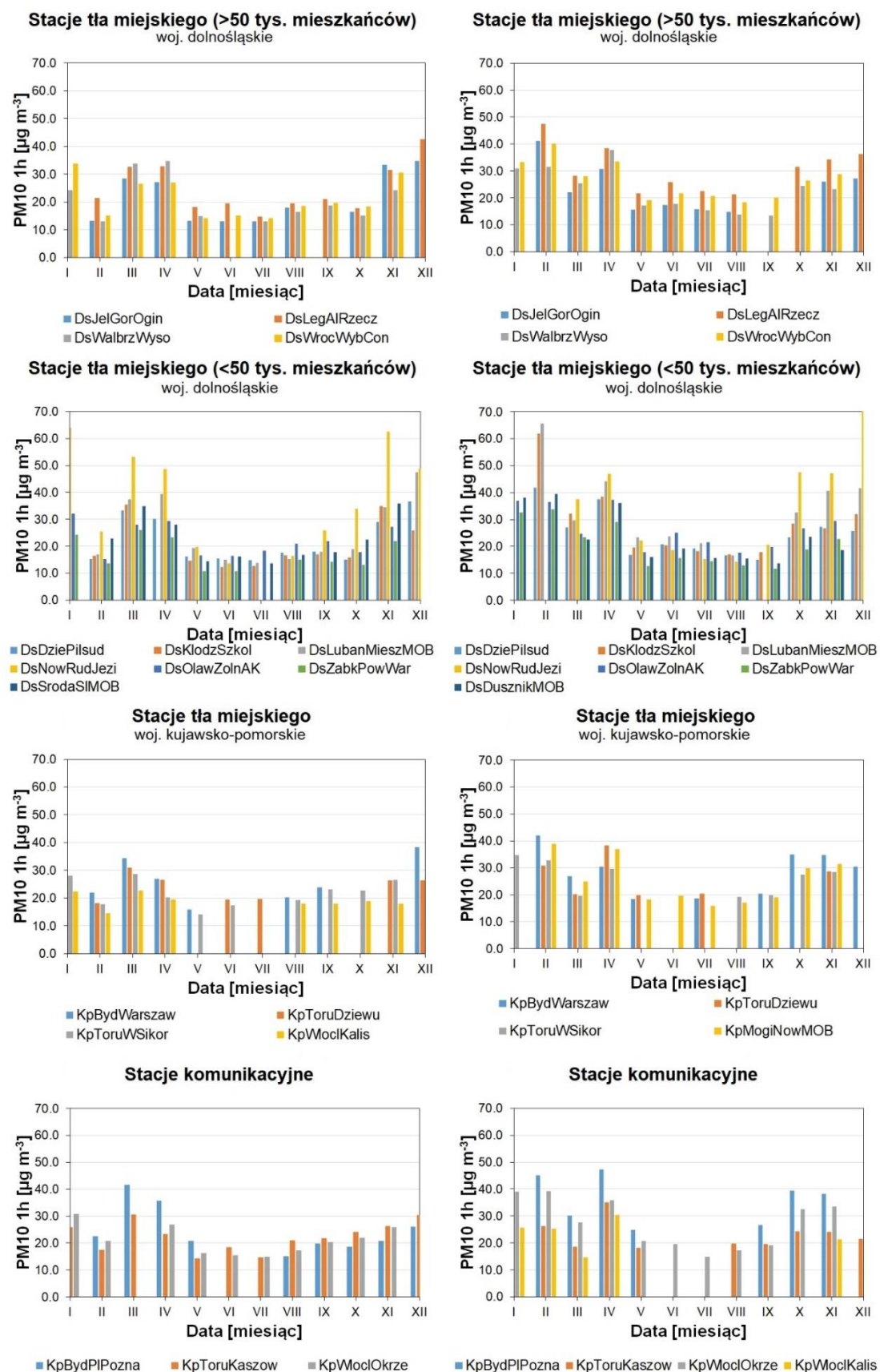
Analizując przebiegi miesięczne dla stacji tła w 2020 roku, zaobserwować można, że spośród województwa dolnośląskiego, stacja zlokalizowana w Nowej Rudzie charakteryzuje się największymi osiąganymi wielkościami, wyraźnie odznaczającymi się na tle pozostałych stacji (Ryc. 22). Rok 2019 charakteryzował się wyższymi wartościami średnich stężeń miesięcznych w porównaniu do roku 2020, szczególnie jeśli pod uwagę zostaną wzięte miesiące sezonu grzewczego. W obu latach można zaobserwować charakterystyczny przebieg stężeń – ich wzrost w miesiącach zimowych – jest to związane ze wzrostem ilości zużywanych paliw na cele grzewcze. Największe stężenia w 2019 roku zanotowano w lutym oraz kwietniu, z kolei dla roku 2020 był to marzec, kwiecień oraz grudzień. W analizie przebiegów miesięcznych na uwagę zasługuje również fakt, że we wszystkich stacjach można zaobserwować spadek stężeń w sezonie poza grzewczym i wzrost (nawet ponad 2-krotny) w okresie grzewczym. Jest to związane ze wzrostem zużycia paliw na cele ogrzewania. To, w jakich dokładnie miesiącach wystąpią podwyższone stężenia, jest zależne od warunków meteorologicznych. W przypadku pogody bezwietrznej, z niską temperaturą oraz brakiem opadu stężenia zanieczyszczeń wzrastają. W roku 2019 mimo większej prędkości wiatru większa była liczba dni z niską temperaturą, co spowodowało wzrost stężeń w porównaniu do roku 2020.

W roku 2020 dane dla stacji komunikacyjnych były dostępne dla 3 miejscowości zlokalizowanych w województwie kujawsko-pomorskim. Ich przebieg charakteryzuje wzrost wartości stężeń w miesiącach zimowych i wczesno-wiosennych (marzec, kwiecień) oraz spadek w miesiącach letnich (maj-sierpień). W roku 2019 dostępne były dane z 4 stacji komunikacyjnych zlokalizowanych w województwie kujawsko-pomorskim, jednak charakteryzowały się one dużą nieciągłością danych. Tu również, podobnie jak w roku 2020 zauważyć można spadek stężeń w miesiącach letnich i wzrost w miesiącach zimowych.

W przypadku przebiegów dobowych zauważyć można dwa okresy charakteryzujące się wyższymi stężeniami niż podczas całej reszty dnia (Ryc. 23). Pierwszym z nich są godziny około poranne, drugim godziny około wieczorne. Może być to spowodowane dwoma przyczynami. Pierwszą z nich jest szczyt komunikacyjny związany z większym spalaniem paliw płynnych podczas transportu, drugą zaś zwiększone zapotrzebowanie na ciepło w domach mieszkalnych. Różnice te są bardziej wyraźne w przypadku kilku miejscowości zlokalizowanych na Dolnym Śląsku jak np. Nowa Ruda czy Lubań. Są to miejscowości położone w obniżeniach terenu czego skutkiem jest kumulacja stężeń. W przypadku województwa kujawsko-pomorskiego różnice również są wyraźne, choć nie tak mocno jak na obszarze województwa dolnośląskiego. W roku 2019 fluktuacje w poziomach stężeń w okresie szczytu porannego i wieczornego są dużo bardziej widoczne niż w roku 2020. Spowodowane jest to przebiegiem pandemii COVID-19, która sprawiła, że w roku 2020 bardzo duża część ludzi pracowała w formie zdalnej zmniejszając tym samym natężenie ruchu w tych konkretnych godzinach. Dodatkowo praca zdalna powoduje również, że zapotrzebowanie na ciepło w mieszkaniach jest równomiernie rozłożone w ciągu dnia. W 2019 roku poziom stężeń w ciągu godzin szczytu na obszarze Dolnego Śląska wzrastał nawet 2-krotnie. W przypadku województwa kujawsko-pomorskiego te wahania były znacznie mniejsze, choć również widoczne.

2020

2019

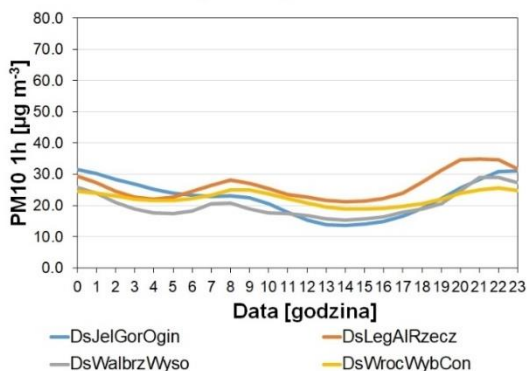


Ryc. 22 Przebiegi miesięczne pyłu zawieszony PM₁₀ dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

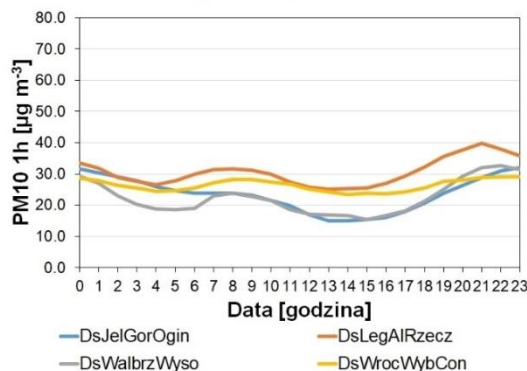
2020

2019

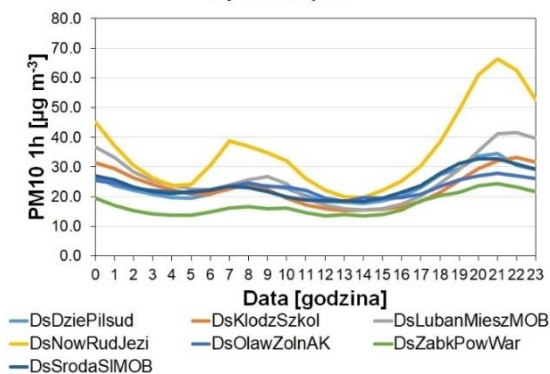
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



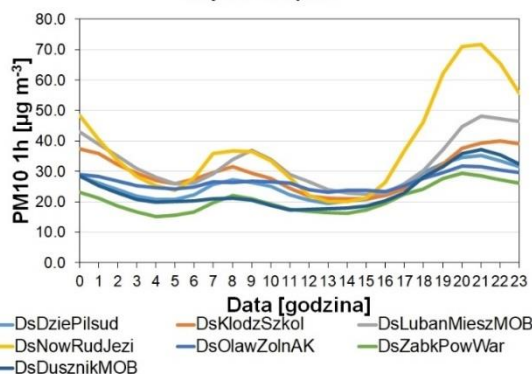
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



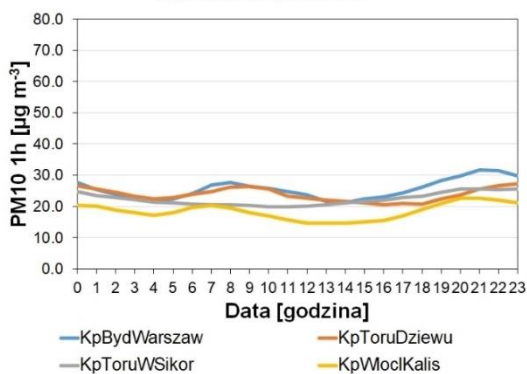
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



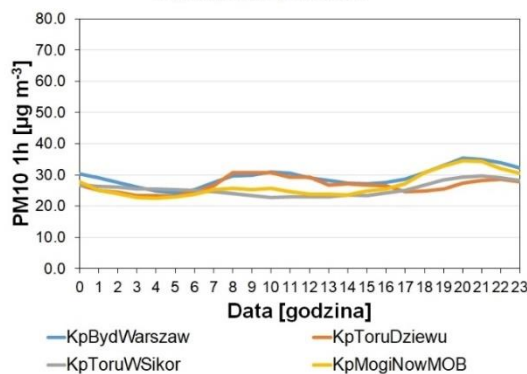
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



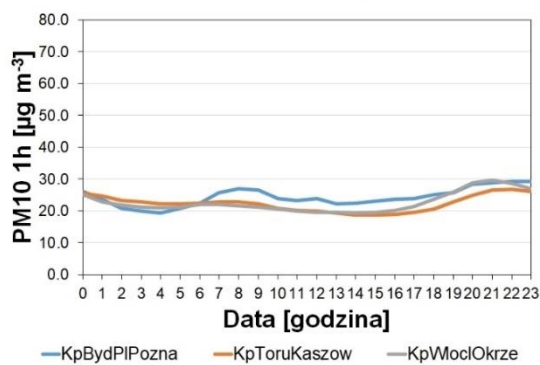
Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie



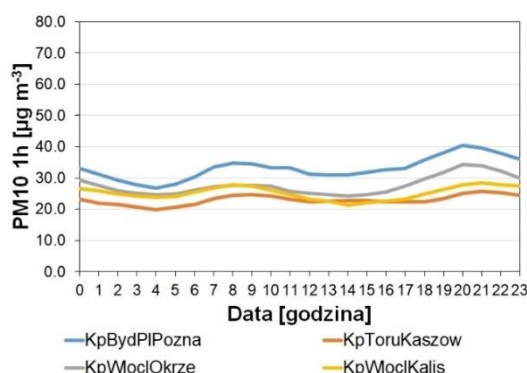
Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie



Stacje komunikacyjne



Stacje komunikacyjne



Ryc. 23 Przebiegi dobowe pyłu zawieszony PM₁₀ dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

3.2 Zmienność stężenia pyłu zawieszonego o średnicy poniżej 2.5 µm (PM_{2.5}) w roku 2019 i 2020

Narażenie na pył zawieszony o średnicy mniejszej niż 2.5 µm powoduje zmniejszenie czynności płuc, nasilenie chorób układu krążenia i oddechowego a także może powodować przedwczesną śmierć (Oke, 2017). Długotrwałymi skutkami narażenia na pył PM_{2.5} są choroby układu oddechowego i zaburzenia układu odpornościowego (Kappos et al., 2004).

Średnie roczne stężenie pyłu zawieszonego na stacji komunikacyjnej we Wrocławiu maleje, osiągając od roku 2017 poziom dopuszczalny (**Błąd! Nie można odnaleźć źródła odwołania.**). Na pozostałych stacjach tendencja jest malejąca lub pozostaje bez zmian.

Tabela 14 Średnie roczne stężenie pyłu zawieszonego PM_{2.5} w latach 2014-2020. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenie rocznego poziomu dopuszczalnego (>25 µg m⁻³ do roku 2019, >20 µg m⁻³ od roku 2020), kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Stacja	2014 [µg m ⁻³]	2015 [µg m ⁻³]	2016 [µg m ⁻³]	2017 [µg m ⁻³]	2018 [µg m ⁻³]	2019 [µg m ⁻³]	2020 [µg m ⁻³]
Województwo dolnośląskie							
DsWrocAlWisn	29,0	30,0	27,4	22,9	23,3	19,1	18,0
DsWrocWybCon		24,0	24,5	23,0	22,2	18,2	15,7
DsJelGorOgin		18,0	22,4	22,5	21,3	20,1	
Województwo kujawsko-pomorskie							
KpWloclOkrze					20,8	22,9	19,0
KpBydPIPozna	24,0	22,0	22,9	22,2	27,7	21,7	

W przypadku pyłu zawieszonego PM_{2.5} w roku 2020 jego roczny poziom na Dolnym Śląsku oscylował w granicach 18 µg m⁻³, w województwie kujawsko-pomorskim poziom był niższy i bardziej zróżnicowany – wyniósł od 16,5 µg m⁻³ w Chełmnie do 19,0 µg m⁻³ we Włocławku (ul. Okrzei) (Tabela 15). W okresie grzewczym stężenia pyłu były oczywiście wyższe niż poziom średnioroczny. Na obszarze Dolnego Śląska najwyższym poziomem stężeń charakteryzowało się Kłodzko, z kolei najniższy był notowany na obszarze Wrocławia. Poziom pyłu PM_{2.5} w sezonie poza grzewczym był niski i dla wszystkich stacji obu województw wynosił poniżej 13,5 µg m⁻³. Ważną informacją jest, że w przypadku pyłu PM_{2.5} w roku 2020 nie zanotowano przekroczeń poziomu dopuszczalnego dla roku kalendarzowego, wynoszącego 20 µg m⁻³.

Tabela 15 Średnie stężenie pyłu zawieszonego PM_{2.5} w roku 2020. Kolorem zielonym zaznaczono brak przekroczeń rocznego poziomu dopuszczalnego (<20 µg m⁻³) (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

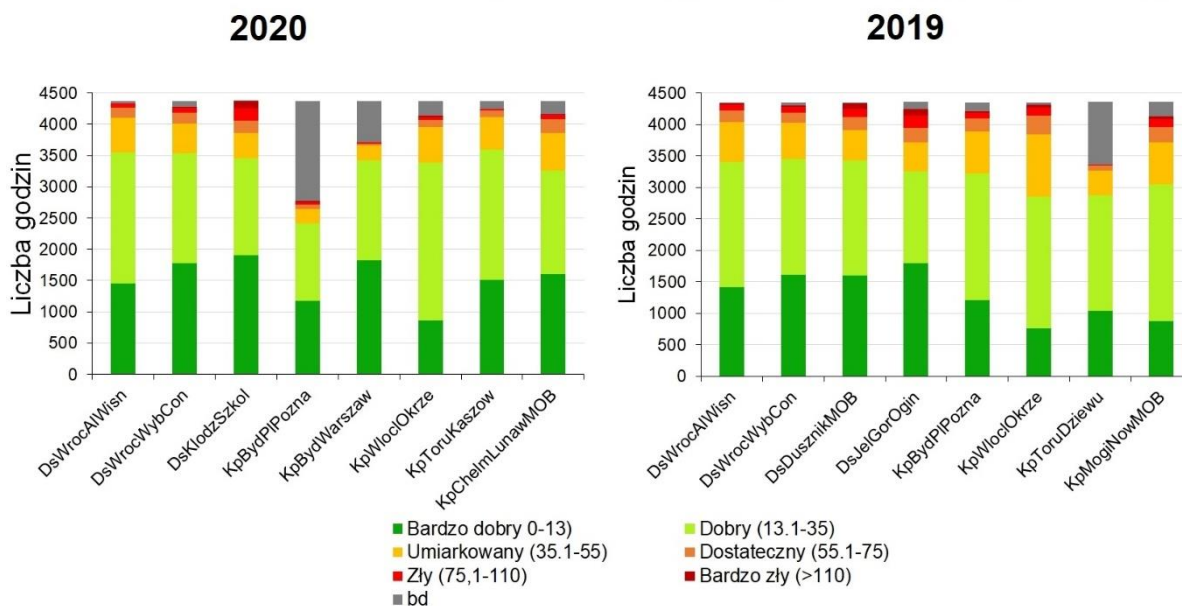
Miejscowość	Stężenie średnioroczne [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie grzewczym [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [µg m ⁻³]
Województwo dolnośląskie			
DsWrocAlWisn	18,0	22,7	13,2
DsKlodzSzkol	18,6	25,5	11,6
DsSrodaSIMOB	18,9		11,8
DsWrocWybCon	15,7	21,4	10,2
Województwo kujawsko-pomorskie			
KpChelmLunawMOB	16,5	23,5	9,9
KpToruKaszow	16,2	21,4	11,1
KpWloclOkrze	19,0	25,1	13,2

Stężenia notowane w roku 2019 były wyższe niż te w roku 2020. Dotyczy to zarówno stężeń średniorocznych jak i tych w sezonie grzewczym i poza grzewczym. Roczny poziom stężeń wyniósł od 18,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ we Wrocławiu na Wybrzeżu Korzeniowskiego do 20,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Dusznikach Zdroju (Tabela 16). Z kolei dla województwa kujawsko-pomorskiego ten zakres wyniósł od 16,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Toruniu na ul. Dziewulskiego do 21,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na placu Poznańskim. Dla sezonu grzewczego zakres stężeń dla województwa dolnośląskiego wyniósł od 23,5 $\mu\text{g m}^{-3}$ we Wrocławiu na ul. Korzeniowskiego do 26,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Jeleniej Górze na ul. Ogińskiego. Dla województwa kujawsko-pomorskiego ten zakres był większy i wyniósł od 25,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na placu Poznańskim do 31,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ we Włocławku na ul. Okrzei. W sezonie poza grzewczym poziom stężeń na Dolnym Śląsku nie przekroczył 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ z kolei w województwie kujawsko-pomorskim był on niższy niż 17,5 $\mu\text{g m}^{-3}$. W roku 2019 przekroczenie dopuszczalnego poziomu rocznego stężeń $\text{PM}_{2.5}$ ($>25 \mu\text{g m}^{-3}$) nie zostało zanotowane w żadnej z miejscowości.

Tabela 16 Średnie stężenie pyłu zawieszonego $\text{PM}_{2.5}$ w roku 2019. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia (stężenie średnioroczne $>25 \mu\text{g m}^{-3}$), kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

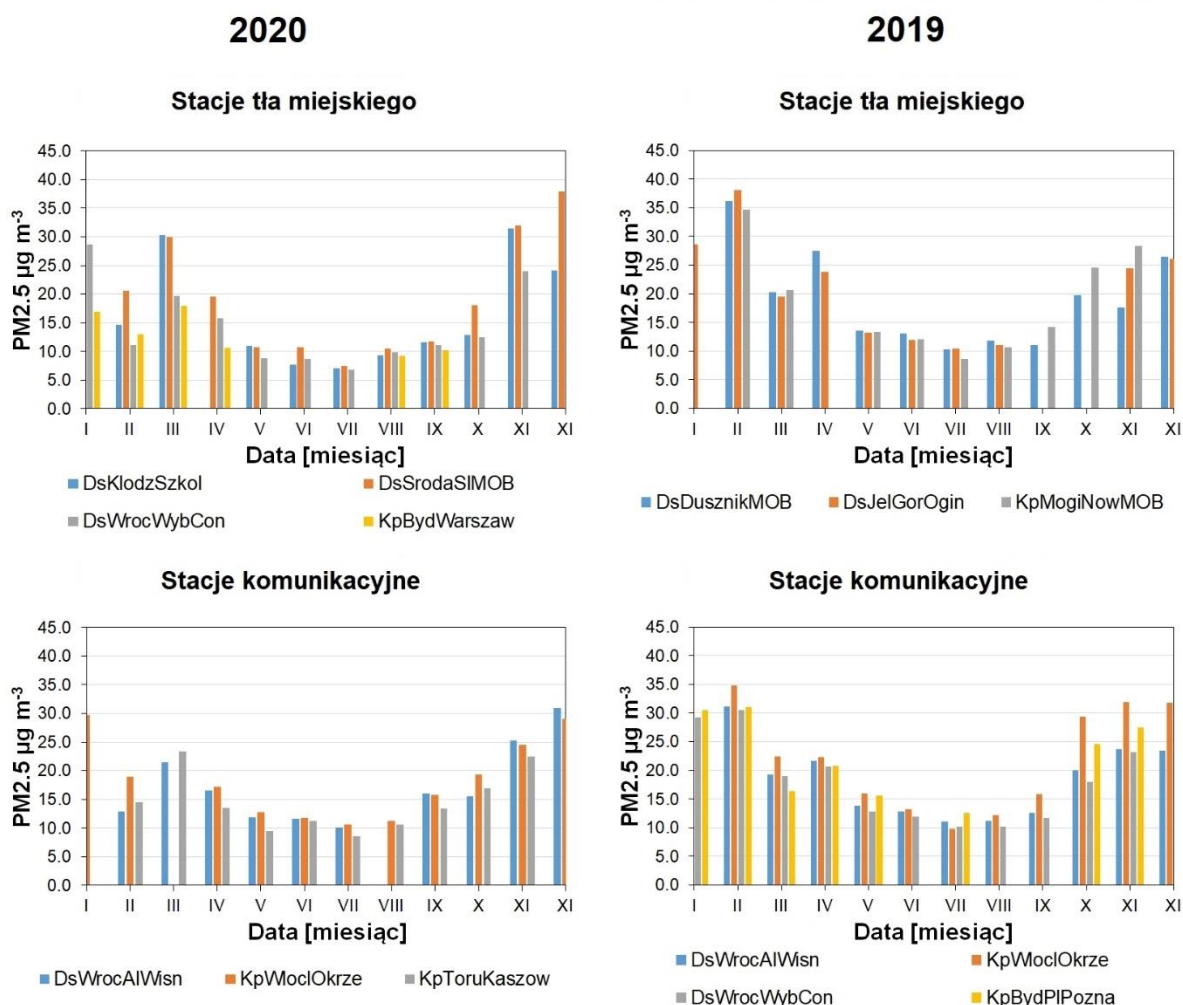
Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]
Województwo dolnośląskie			
DsDusznikiMOB	20,3	26,1	14,5
DsJaworMOB	17,6	23,6	11,6
DsJelGorOgin	20,1	26,3	13,9
DsWrocAlWisn	19,1	24,5	13,8
DsWrocWybCon	18,2	23,5	12,9
Województwo kujawsko-pomorskie			
KpBydPIPozna	21,7	25,7	
KpMogiNowMOB	20,6	28,8	12,5
KpWloclOkrze	22,9	31,2	14,8

Patrząc na klasy jakości powietrza w latach 2019-2020 dominowały klasa bardzo dobra i dobra (Ryc. 24). W roku 2019 częstość wystąpienia stężeń wyższych niż 35 $\mu\text{g m}^{-3}$ była większa niż w przypadku roku 2020. Ma to związek z wystąpieniem większej ilości dni mroźnych w sezonie grzewczym w roku 2019 (Tabela 13), co przekłada się na ilość zużywanego paliwa a tym samym wzrost stężeń pyłu zawieszonego $\text{PM}_{2.5}$.



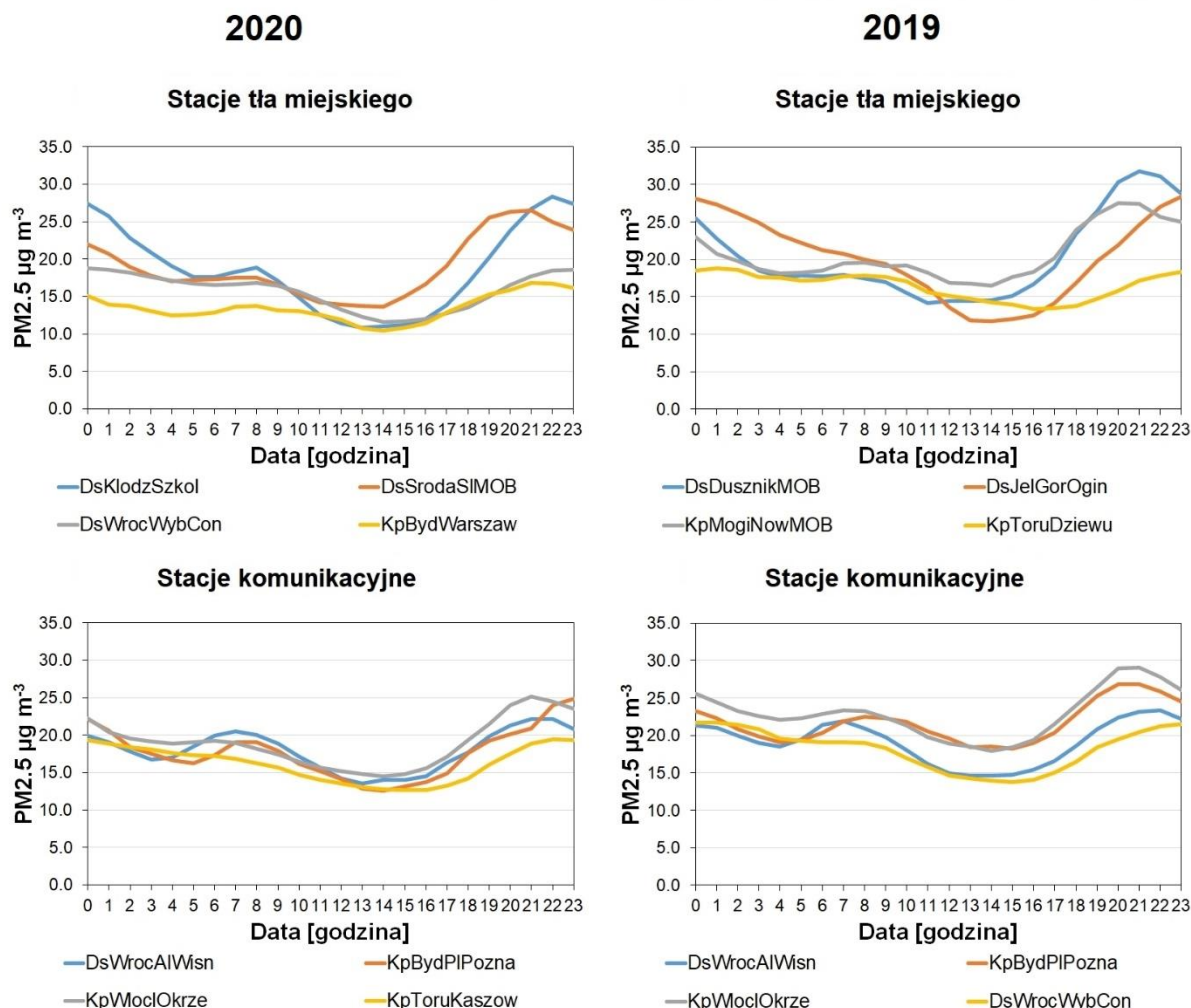
Ryc. 24 Indeks jakości dla pyłu zawieszono PM_{2.5} dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

W 2020 roku miesiącami charakteryzującymi się najwyższymi wartościami stężeń PM_{2.5} były listopad i grudzień (Ryc. 25). Z kolei dla roku 2019 był to styczeń i luty jednak podwyższone stężenia można było zauważyć w całym okresie zimowym. Już od października stężenia zauważalnie wzrastają, by w maju zacząć spadać. W miesiącach letnich w obu latach poziom stężeń na stacjach tła był nawet 3 krotnie niższy. Na stacjach komunikacyjnych te różnice były nieco mniejsze, ale nadal istotne. Wskazuje to na udział emisji z systemów grzewczych w kształtowaniu stężeń. W przypadku stacji tła nieco wyższym poziomem niż inne stacje, szczególnie w miesiącach zimowych, odznacza się Środa Śląska. W przypadku stacji komunikacyjnych różnice pomiędzy stacjami nie są duże i wynoszą ok. 2 µg m⁻³. Stężenia odnotowane zimą są wyższe niż te w roku 2020. Spowodowane jest to bardziej mroźną zimą. W roku 2019, podobnie jak w 2020 również można zauważyć ponad 2 krotny spadek stężeń w miesiącach letnich, w porównaniu do miesiący zimowych. Przyczynia się do tego emisja ze źródeł komunalno-bytowych.



Ryc. 25 Przebiegi miesięczne pyłu zawieszonego PM_{2.5} dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Patrząc na przebiegi dobowe sporządzone dla roku 2020 i 2019, zarówno dla stacji komunikacyjnych jak i stacji tła widać wyraźny spadek stężeń między godziną 9 a 16, oraz ich wyraźny wzrost po godzinie 16 (Ryc. 26). Jest to związane ze zwiększonym natężeniem ruchu oraz tym, że w godzinach wieczornych następuje spadek konwekcji oraz rozwój inwersji, a tym samym zmniejszona możliwość mieszania zanieczyszczeń.



Ryc. 26 Przebiegi dobowe pyłu zawieszonego $PM_{2.5}$ dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

3.3 Zmienność stężenia tlenków azotu (NO_x) w roku 2019 i 2020

Na tlenki azotu składa się tlenek azotu (NO) i dwutlenek azotu (NO_2) (Seigneur C., 2019). Głównym źródłem tlenków azotu w atmosferze jest transport, jednak w jego produkcji istotną rolę pełnią również procesy spalania węgla (Hill M., 2004). Tlenki azotu bardzo szybko ulegają w atmosferze utlenieniu. Są one prekursorami dużej liczby związków takich jak ozon, kwas azotowy czy nitraty organiczne. Są one także składnikiem kwaśnych deszczy (Seigneur C., 2019) i smogu fotochemicznego (Hobbs P., 2000).

Ekspozycja na tlenki azotu powoduje problemy oddechowe (kaszel, ból gardła), wysokie stężenia redukują funkcjonowanie płuc. Mogą również zaostrzać zapalenie oskrzeli, astmę czy rozedmę płuc (Oke et al. 2017).

W przypadku stężeń rocznych dla wielolecia, w większości stacji widać tendencję spadkową. W przypadku pozostałych stężenia pozostają na podobnym poziomie (Tabela 17). Bardzo dużą tendencją spadkową wykazały się dwie stacje komunikacyjne – we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej i w Bydgoszczy na pl. Poznańskim.

Tabela 17 Średnie roczne stężenie tlenków azotu w latach 2020-2014. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego ($>30 \mu\text{g m}^{-3}$), kolorem zielonym brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Stacja	2014 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2015 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2016 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2017 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2018 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2019 [$\mu\text{g m}^{-3}$]	2020 [$\mu\text{g m}^{-3}$]
Województwo dolnośląskie							
DsLubanMieszMOB					27,9		15,1
DsCzerStraza		9,0	7,1	7,1	7,3		5,3
DsWrocAlWisn	157,1	150,0	145,1	131,3	120,1	116,0	105,8
DsWrocBartni		34,0	29,7	22,5	22,1	18,6	16,7
DsJelGorOgin		16,0	17,6	17,0	16,1	14,7	13,6
DsKlodzSzkol		26,0	26,7	17,6	22,1	19,8	17,2
DsLegAlRzecz	38,9	39,0	40,8	33,8	35,9	30,6	32,4
DsOlawZolnAK		24,0	22,7	20,8		22,0	18,7
DsOsieczow21	9,1	9,0	9,7	9,6	10,9	9,5	8,3
DsWalbrzWyso		21,0	23,1	22,5	22,1	20,0	16,4
DsWrocWybCon	43,9	40,0	36,7	31,8	30,2	29,5	28,5
DsDzialoszyn		14,0	12,5	13,3	13,1	12,0	
DsDziePilsud	23,3	23,0	27,4	25,0	24,2	23,5	
DsZabkPowWar	21,2	22,0	20,3	19,8	20,5	19,2	
DsZgorBohGet			24,7	22,1	23,0	19,8	
Województwo kujawsko-pomorskie							
KpBydPIPozna	72,2	71,0	63,3	67,2	61,5	55,7	46,9
KpGrudPilsud	87,2	83,0	60,0	65,2	53,3	48,4	
KpCiechTezni	14,3	20,0	24,0	15,4	12,5	12,1	11,6
KpInowSolank	12,3	13,0	10,2	10,7	13,4	11,9	10,6
KpKoniczynka	14,2	15,0	13,6	12,6	12,2	12,1	10,9
KpToruKaszow	38,5			35,8	30,4	25,8	24,9
KpToruWSikor	21,2	23,0		20,0	22,8		24,5
KpWloclKalis						19,2	16,5
KpWloclOkrze	70,6	75,0	81,6	78,1	68,6	65,1	63,9
KpZielBoryTu	5,5	5,0	5,4	5,4	6,0	5,2	5,5
KpBydWarszaw	33,9	33,0	31,6	31,4	35,6	28,2	

Rok 2020 charakteryzował się dużą zmiennością stężeń tlenków azotu w poszczególnych miejscowościach województwa dolnośląskiego i kujawsko-pomorskiego. Na obszarze Dolnego Śląska stężenia roczne wahały się między $5,3 \mu\text{g m}^{-3}$ w Czerniawie a $105,8 \mu\text{g m}^{-3}$ we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej, z kolei na obszarze województwa kujawsko-pomorskiego od $5,5 \mu\text{g m}^{-3}$ w Borach Tucholskich do $46,9 \mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na Placu Poznańskim (Tabela 18). Różnica ta wynika z typu stacji – tlenki azotu to zanieczyszczenia powstające głównie podczas spalania paliw płynnych czyli np. w transporcie. Z tego względu stacje komunikacyjne będą cechowały się stężeniami tlenków azotu nawet kilku krotnie wyższymi niż stacje tła. W przypadku tlenków azotu różnice między sezonem grzewczym a poza grzewczym najczęściej nie jest aż tak wysoka jak np. w przypadku pyłu zawieszonego.

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (t.j. Dz. U z 2021 r., poz. 845) poziom dopuszczalny tlenków azotu w roku kalendarzowym może wynosić maksymalnie $30 \mu\text{g m}^{-3}$, w roku 2020 został on przekroczony w 2 stacjach na Dolnym Śląsku (Wrocław ul. Wiśniowa, Legnica ul. Rzeczypospolitej) oraz w 2 stacjach w woj. kujawsko-pomorskim (Bydgoszcz plac Poznański, Włocławek ul. Okrzei). Oprócz stacji w Legnicy każda z tych stacji jest stacją komunikacyjną.

Tabela 18 Średnie stężenie tlenków azotu w roku 2020. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego ($>30 \mu\text{g m}^{-3}$), kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]
Województwo dolnośląskie			
DsLubanMieszMOB	15,1	11,7	18,5
DsCzerStraza	5,3	6,2	4,5
DsWrocAlWisn	105,8	119,8	92,0
DsWrocBartni	16,7	20,0	13,4
DsJelGorOgin	13,6	17,4	9,8
DsKlodzSzkol	17,2	20,4	13,9
DsLegAIRzecz	32,4	41,6	23,0
DsOlawZolnAK	18,7	22,2	15,3
DsOsieczow21	8,3	10,4	6,2
DsWalbrzWyso	16,4	18,7	14,0
DsWrocWybCon	28,5	35,5	21,7
Województwo kujawsko-pomorskie			
KpBydPIPozna	46,9	55,8	38,0
KpChelmLunawMOB	13,0	16,8	9,3
KpGrudPilsud		44,3	
KpCiechTezni	11,6	13,7	9,5
KpInowSolank	10,6	12,5	8,6
KpKoniczynka	10,9	12,9	8,8
KpToruDziewu		23,3	
KpToruKaszow	24,9	27,9	21,9
KpToruWSikor	24,5	22,8	27,9
KpWlocIKalis	16,5	17,7	15,4
KpWlocOkrze	63,9	68,7	59,4
KpZielBoryTu	5,5	7,0	4,0

Roczny poziom tlenków azotu w roku 2019 wahał się na Dolnym Śląsku od $9,5 \mu\text{g m}^{-3}$ w Osieczowie do $116,0 \mu\text{g m}^{-3}$ we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej, w województwie kujawsko – pomorskim wyniósł on od $5,2 \mu\text{g m}^{-3}$ w Borach Tucholskich do $55,7 \mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na placu Poznańskim (Tabela 19). Był on więc zbliżony do tego osiągniętego w roku 2020. Tlenki azotu nie cechują się tak dużym zróżnicowaniem pomiędzy poszczególnymi latami jak np. pył zawieszony, jest to spowodowane większą niezależnością tego związku od warunków meteorologicznych. W 2019 roku przekroczenia rocznych poziomów dopuszczalnych stężeń tlenków azotu zostały przekroczone w dwóch miejscowościach na Dolnym Śląsku i w trzech na obszarze województwa kujawsko-pomorskiego.

Tabela 19 Średnie stężenie tlenków azotu w roku 2019. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego (>30 µg m⁻³), kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie grzewczym [µg m ⁻³]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [µg m ⁻³]
Województwo dolnośląskie			
DsDusznikiMOB	20,9	26,5	15,2
DsDzialoszyn	12,0	14,2	9,8
DsDziePilsud	23,5	29,8	17,2
DsJaworMOB	13,9	17,2	10,7
DsJelGorOgin	14,7	19,2	10,2
DsKlodzSzkol	19,8	25,7	13,8
DsLegAIRzcz	30,6	39,6	21,6
DsLubanMieszMOB	17,0	23,4	10,4
DsOlawZolnAK	22,0	27,7	16,2
DsOsieczow21	9,5	11,8	7,0
DsWalbrzWyso	20,0	24,5	15,6
DsWrocAlWisn	116,0	133,5	98,5
DsWrocBartni	18,6	23,6	13,6
DsWrocWybCon	29,5	38,9	20,2
DsZabkPowWar	19,2	22,6	15,8
DsZgorBohGet	19,8	25,5	14,0
Województwo kujawsko-pomorskie			
KpBydPIPozna	55,7	64,1	47,3
KpBydWarszaw	28,2	36,5	19,9
KpCiechTezni	12,1	14,6	9,6
KpGrudPilsud	48,4	60,1	36,7
KpInowSolank	11,9	13,9	10,1
KpKoniczynka	12,1	14,0	
KpMogiNowMOB	20,2	22,6	17,9
KpToruKaszow	25,8	25,9	25,6
KpToruWSikor		16,5	
KpWieniecZdrMOB	12,5	14,5	
KpWloclKalis	19,2	22,5	16,1
KpWloclOkrze	65,1	74,3	55,7
KpZielBoryTu	5,2	6,3	4,2

Jeśli chodzi o przebiegi miesięczne, to zarówno w roku 2020 jak i 2019 nie widać w nich charakterystycznego zróżnicowania pomiędzy poszczególnymi miesiącami jak np. w przypadku pyłu zawieszony (

Ryc. 27, Ryc. 28). Zauważalny jest lekki wzrost stężeń w miesiącach zimowych, jednak nie są to różnice aż tak znaczne. Duże zróżnicowanie widać za to w związku z typem stacji. Największymi wartościami

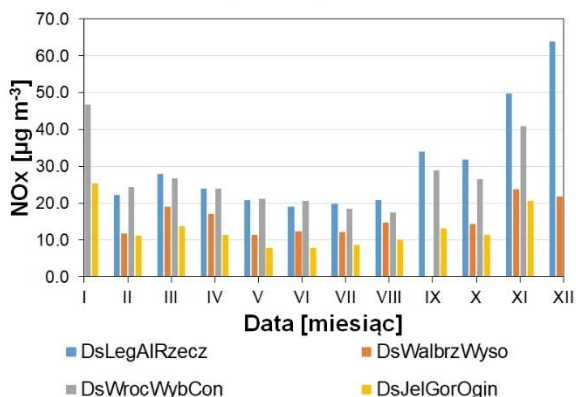
stężeń odznaczają się stacje komunikacyjne. Stężenia na stacjach tła miejskiego, są nieco wyższe niż na stacjach tła podmiejskiego, te z kolei są wyższe niż dla stacji tła pozamiejskiego. Ma to związek z natężeniem ruchu – im większe natężenie tym wyższe są wartości stężeń tlenków azotu.

Poziom tlenków azotu w roku 2019 mierzony był na większej ilości stacji niż w roku 2020. W roku tym widać było nieznaczne zróżnicowanie pomiędzy miesiącami letnimi (spadek stężeń) a zimowymi (wzrost stężeń). Zaznaczają się również różnice pomiędzy typem stacji – dla stacji komunikacyjnych stężenia są kilkukrotnie wyższe niż dla stacji tła. Także wśród tych ostatnich widać zróżnicowanie w zależności od wielkości miejscowości, w których stacje są umiejscowione. W większych miejscowościach natężenie ruchu jest większe, a tym samym wyższy jest tam poziom tlenków azotu.

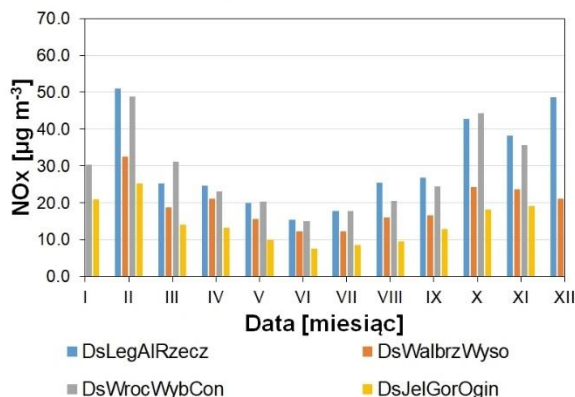
2020

2019

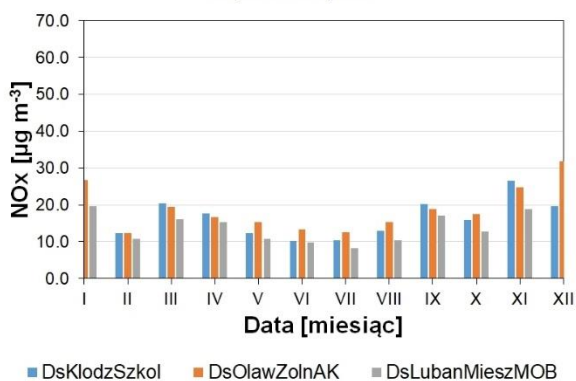
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



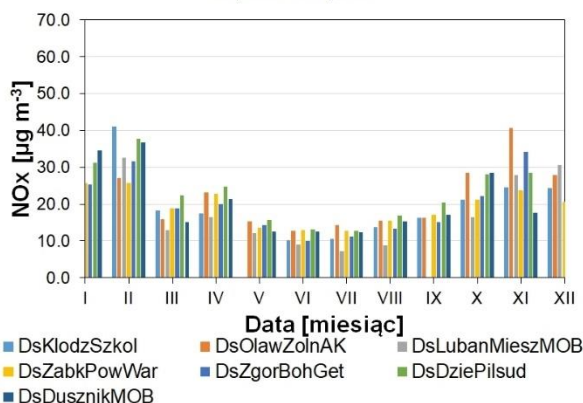
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



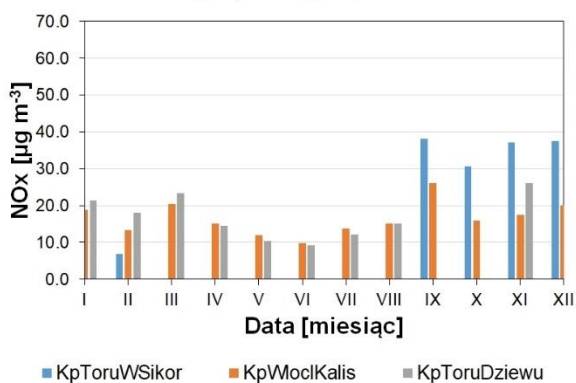
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



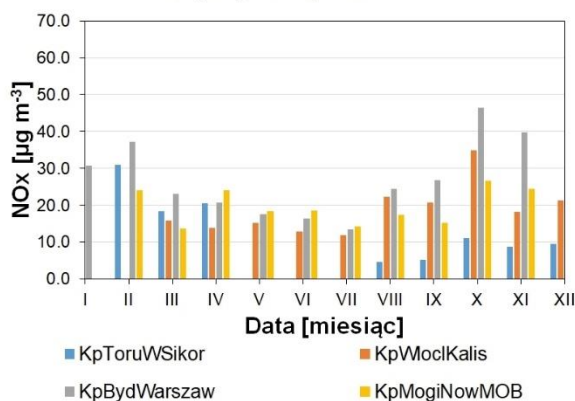
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie



Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie

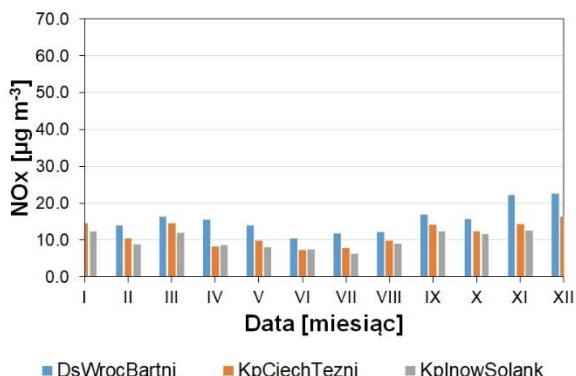


Ryc. 27 Przebiegi miesięczne tlenków azotu dla stacji tła miejskiego dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

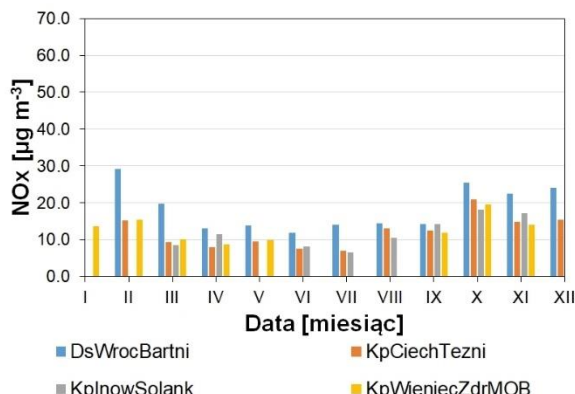
2020

2019

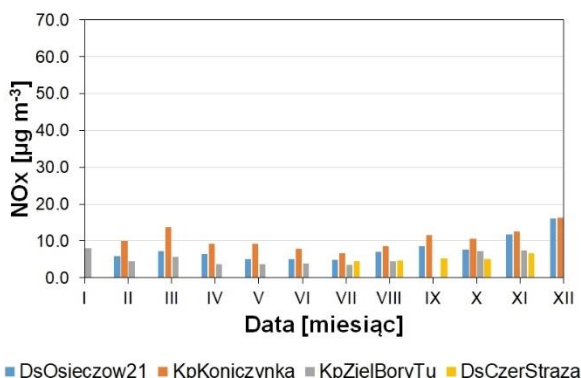
Stacje tła podmiejskiego



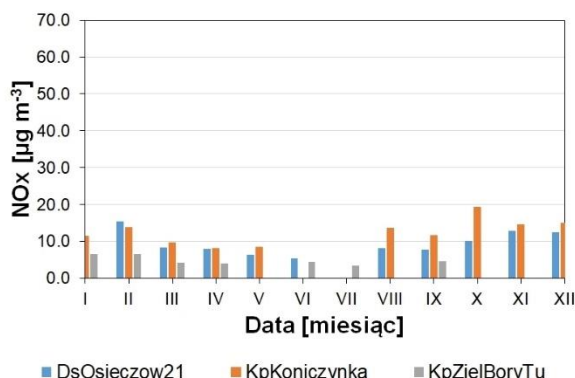
Stacje tła podmiejskiego



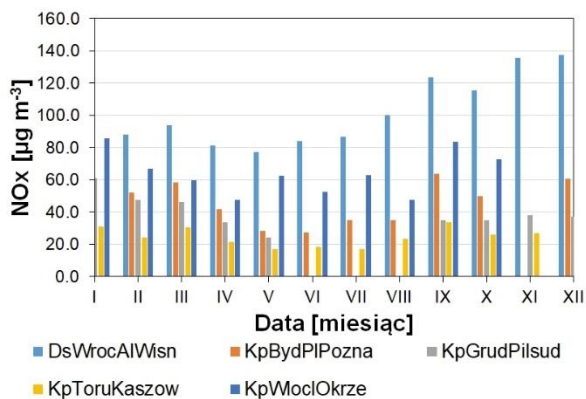
Stacje tła pozamiejskiego



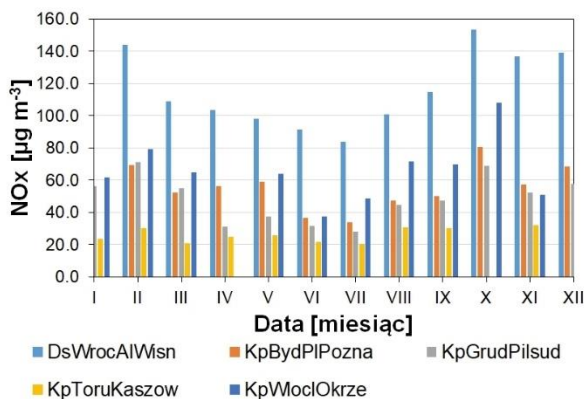
Stacje tła pozamiejskiego



Stacje komunikacyjne



Stacje komunikacyjne



Ryc. 28 Przebiegi miesięczne tlenków azotu dla pozostałych typów stacji dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

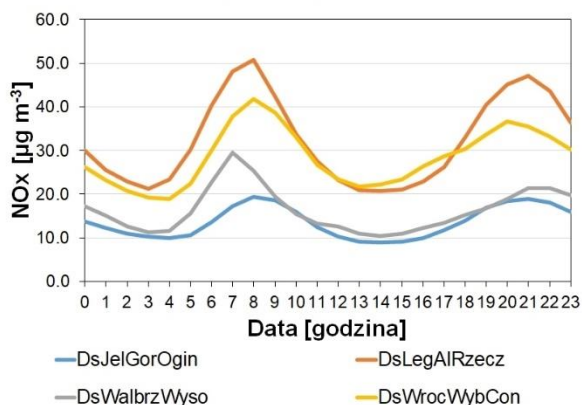
W przypadku przebiegów dobowych, zarówno w roku 2020 jak i 2019 widać wzrost stężeń tlenków azotu w czasie porannego i wieczornego szczytu komunikacyjnego (Ryc. 29; Ryc. 30). Jest to szczególnie widoczne w przypadku stacji komunikacyjnych oraz stacji tła miejskiego. W przypadku stacji

charakteryzujących się mniejszym natężeniem ruchu, jak stacje tła pozamiejskiego i podmiejskiego, takie fluktuacje nie są wyraźnie widoczne.

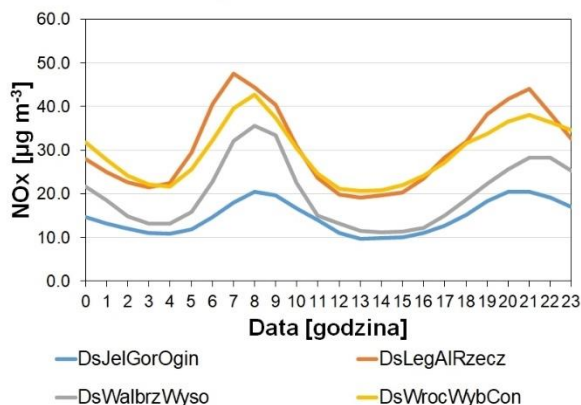
2020

2019

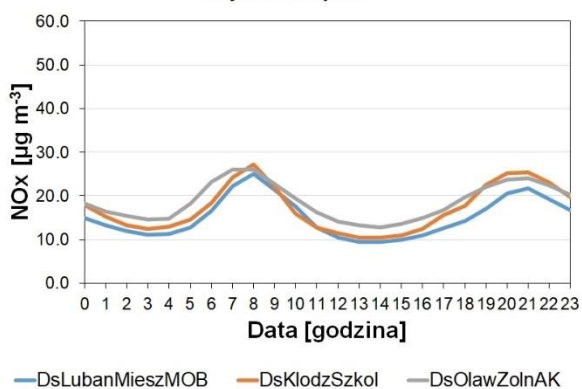
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



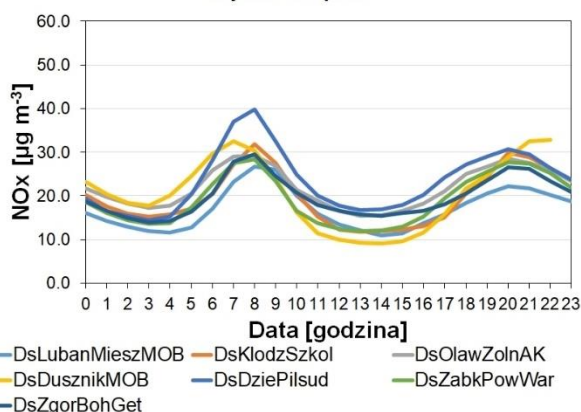
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



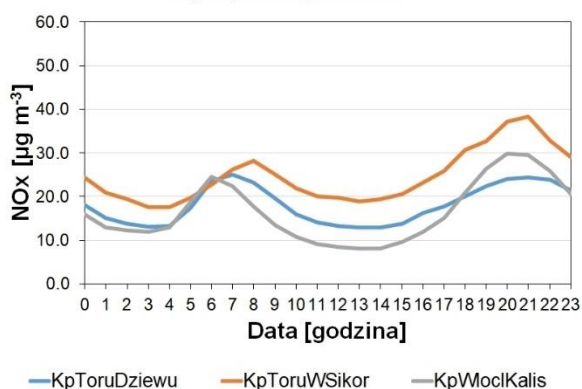
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



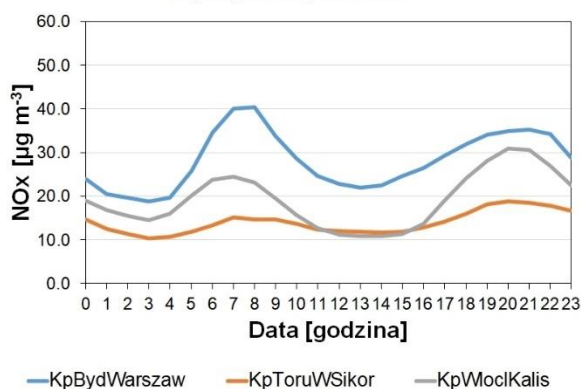
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie



Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie

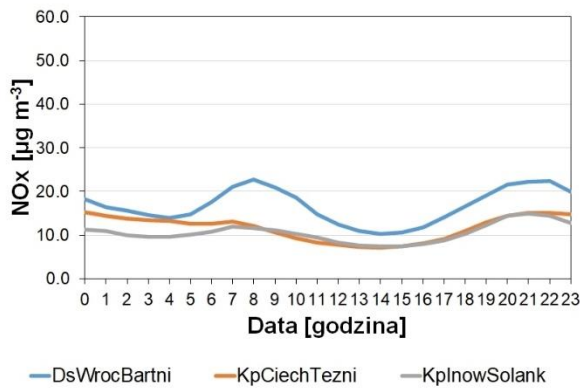


Ryc. 29 Przebiegi dobowe tlenków azotu dla stacji tła miejskiego dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

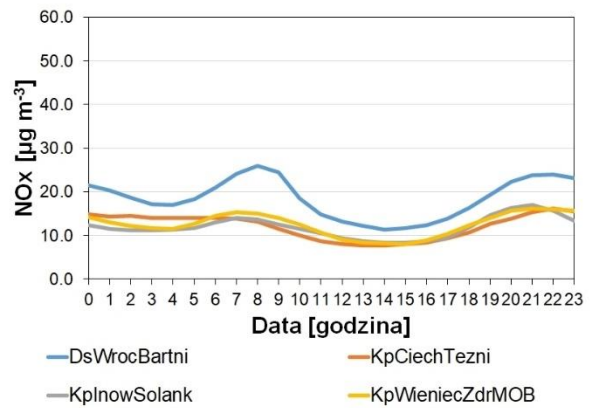
2020

2019

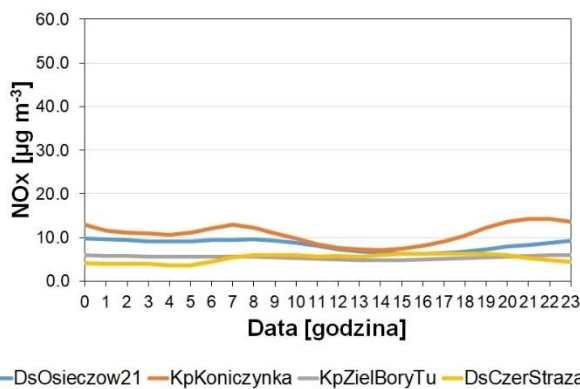
Stacje tła podmiejskiego



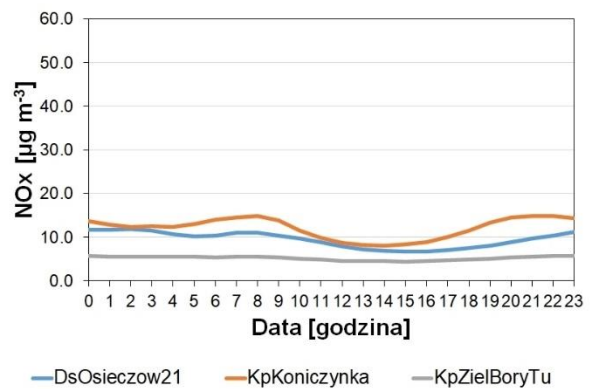
Stacje tła podmiejskiego



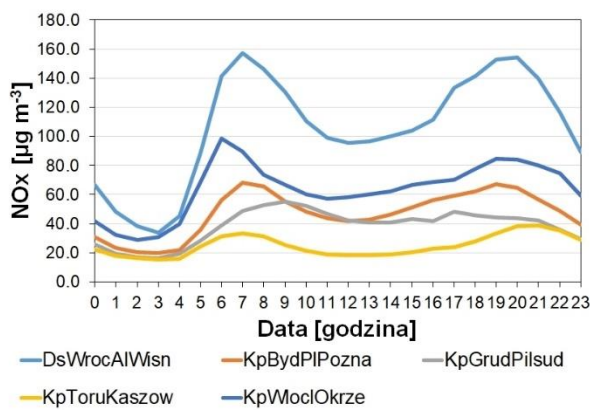
Stacje tła pozamiejskiego



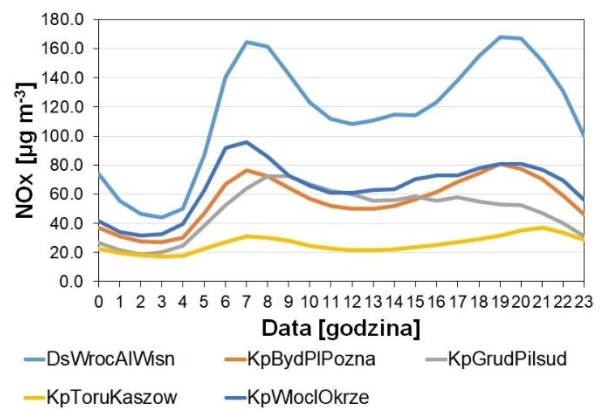
Stacje tła pozamiejskiego



Stacje komunikacyjne



Stacje komunikacyjne



Ryc. 30 Przebiegi dobowe tlenków azotu dla pozostałych typów stacji dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

3.4 Zmienność stężenia dwutlenku azotu (NO₂) w roku 2019 i 2020

W przypadku większości stacji stężenie z roku na rok ulega spadkowi lub pozostaje na niezmiennym poziomie (Tabela 20). W ciągu 7 lat przekroczenia odnotowuje się na jednej stacji – we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej. W przypadku pozostałych stacji nie zostały zanotowane przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego w 7-letnim okresie.

Tabela 20 Średnie roczne stężenie dwutlenku azotu w latach 2020-2014. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego (<30 µg m⁻³), kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Stacja	2014 [µg m ⁻³]	2015 [µg m ⁻³]	2016 [µg m ⁻³]	2017 [µg m ⁻³]	2018 [µg m ⁻³]	2019 [µg m ⁻³]	2020 [µg m ⁻³]
Województwo dolnośląskie							
DsCzerStraza		7,0	6,0	5,9	6,1		4,2
DsWrocAlWisn	53,3	54,0	49,2	48,1	45,6	44,1	40,0
DsWrocBartni		17,0	19,5	15,4	16,2	13,7	12,7
DsJelGorOgin		12,0	12,6	12,7	12,0	10,8	9,7
DsKlodzSzkol		17,0	17,1	16,9	15,7	13,2	11,8
DsLegAlRzecz	20,9	21,0	22,6	20,9	21,3	18,3	17,6
DsLubanMieszMOB						11,2	10,5
DsOlawZolnAK		18,0	17,0	16,2		16,5	14,2
DsOsieczow21	7,5	8,0	8,2	8,2	8,9	7,5	6,9
DsWalbrzWyso		15,0	15,6	15,2	15,2	13,1	11,5
DsWrocWybCon	25,7	25,0	24,1	22,1	21,8	20,4	20,0
DsDzialoszyn		11,0	10,1	10,7	10,4	9,5	
DsDziePilsud	16,5	16,0	17,3	16,8	17,3	16,2	
DsJaworMOB						10,6	
DsZabkPowWar	14,6	14,0	14,5	14,0	14,6	13,1	
DsZgorBohGet			17,8	16,4	17,0	14,2	
Województwo kujawsko-pomorskie							
KpBydPIPozna	30,3	29,0	26,6	27,2	28,2	26,4	22,6
KpCiechTezni	10,7	14,0	14,5	11,3	9,8	9,6	8,9
KpGrudPilsud	27,5	29,0	23,4	25,1	21,2	19,9	
KpInowSolank	9,5	10,0	8,0	8,9	10,5	10,0	8,6
KpToruKaszow	21,2	22,0		21,9	20,3	18,1	16,2
KpToruWSikor	13,7	14,0		12,7	15,0	10,4	17,2
KpWloclKalis						13,2	11,1
KpWloclOkrze	27,9	27,0	28,3	27,0	27,6	24,6	22,9
KpZielBoryTu	4,9	4,0	4,8		5,2	4,5	4,7
KpBydWarszaw	20,6	21,0	20,2	20,3	24,6	18,9	
KpKoniczynka	11,2	12,0	9,6	8,9	8,4	8,3	

W przypadku tlenków azotu, w 2020 roku przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego zanotowano w jednym mieście – we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej (dolnośląskie) (Tabela 21). Roczny poziom tlenków azotu na Dolnym Śląsku wahał się od 4,2 µg m⁻³ w Czerniawie do 40,0 µg m⁻³ we

Wrocławiu przy Al. Wiśniowej. W sezonie grzewczym stężenia były najczęściej niewiele wyższe niż dla średniej całorocznej. W województwie kujawsko-pomorskim stężenia roczne oscylowały między $4,7 \mu\text{g m}^{-3}$ w Borach Tucholskich do $22,9 \mu\text{g m}^{-3}$ we Włocławku na ul. Okrzei. Nie zanotowano przekroczeń godzinowego poziomu dopuszczalnego.

Tabela 21 Średnie stężenie dwutlenku azotu w roku 2020. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego ($<40 \mu\text{g m}^{-3}$), kolorem zielonym brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Liczba przekroczeń
Województwo dolnośląskie				
DsCzerStraza	4,2	5,0	3,6	0
DsWrocAlWisn	40,0	39,0	41,6	0
DsWrocBartni	12,7	15,0	10,0	0
DsJelGorOgin	9,7	11,9	7,2	0
DsKlodzSzkol	11,8	13,0	10,0	0
DsLegAlRzecz	17,6	19,5	15,6	0
DsLubanMieszMOB	10,5	11,8	8,4	0
DsOlawZolnAK	14,2	15,8	12,4	0
DsOsieczow21	6,9	8,6	5,1	0
DsWalbrzWyso	11,5	12,4	9,8	0
DsWrocWybCon	20,0	22,6	17,1	0
Województwo kujawsko-pomorskie				
KpBydPIPozna	22,6	24,6	20,3	0
KpChelmLunawMOB	9,5	11,8	7,2	0
KpCiechTezni	8,9	10,7	7,3	0
KpGrudPilsud		16,1		0
KpInowSolank	8,6	10,0	7,3	0
KpToruDziewu		15,2		0
KpToruKaszow	16,2	17,4	15,0	0
KpToruWSikor	17,2	15,6	20,4	0
KpWloclKalis	11,1	11,6	10,5	0
KpWloclOkrze	22,9	22,0	24,2	0
KpZielBoryTu	4,7	6,1	3,4	0

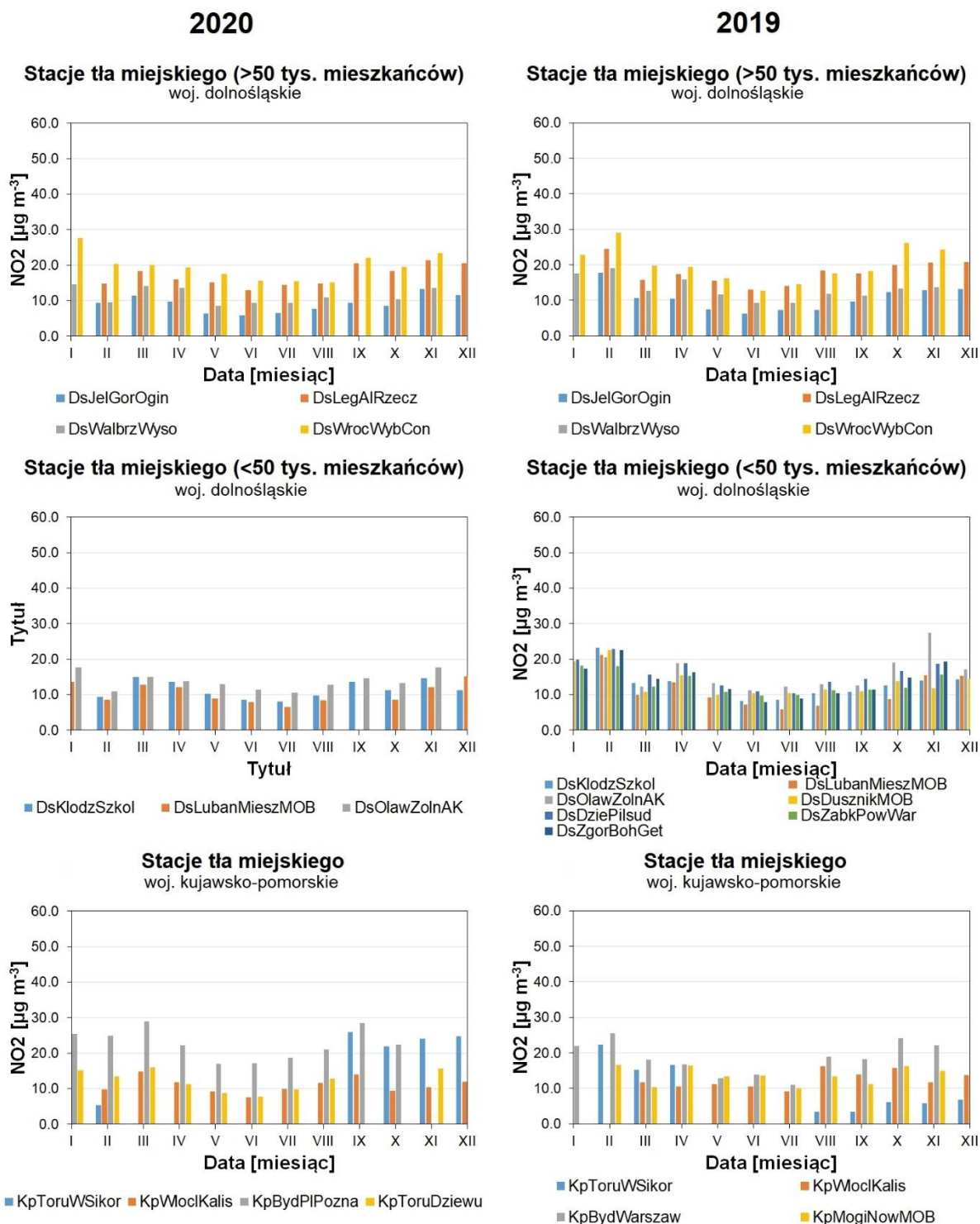
W roku 2019 przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego zanotowano tylko w jednym mieście – we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej. Poziom roczny tlenków azotu w województwie dolnośląskim oscylował między $7,5 \mu\text{g m}^{-3}$ w Osieczowie do $44,1 \mu\text{g m}^{-3}$ we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej, w województwie kujawsko-pomorskim było to od $4,5 \mu\text{g m}^{-3}$ w Borach Tucholskich do $26,4 \mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na placu Poznańskim. W sezonie grzewczym zakres stężeń wyniósł na Dolnym Śląsku od $9,4 \mu\text{g m}^{-3}$ w Osieczowie do $44,3 \mu\text{g m}^{-3}$ we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej. Dla województwa kujawsko-pomorskiego było to od $5,7 \mu\text{g m}^{-3}$ w Borach Tucholskich do $26,2 \mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na pl. Poznańskim. Podobnie jak w roku 2020 nie zanotowano przekroczeń godzinowego poziomu dopuszczalnego.

Tabela 22 Średnie stężenie dwutlenku azotu w roku 2019. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia rocznego poziomu dopuszczalnego ($40 \mu\text{g m}^{-3}$), kolorem zielonym brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

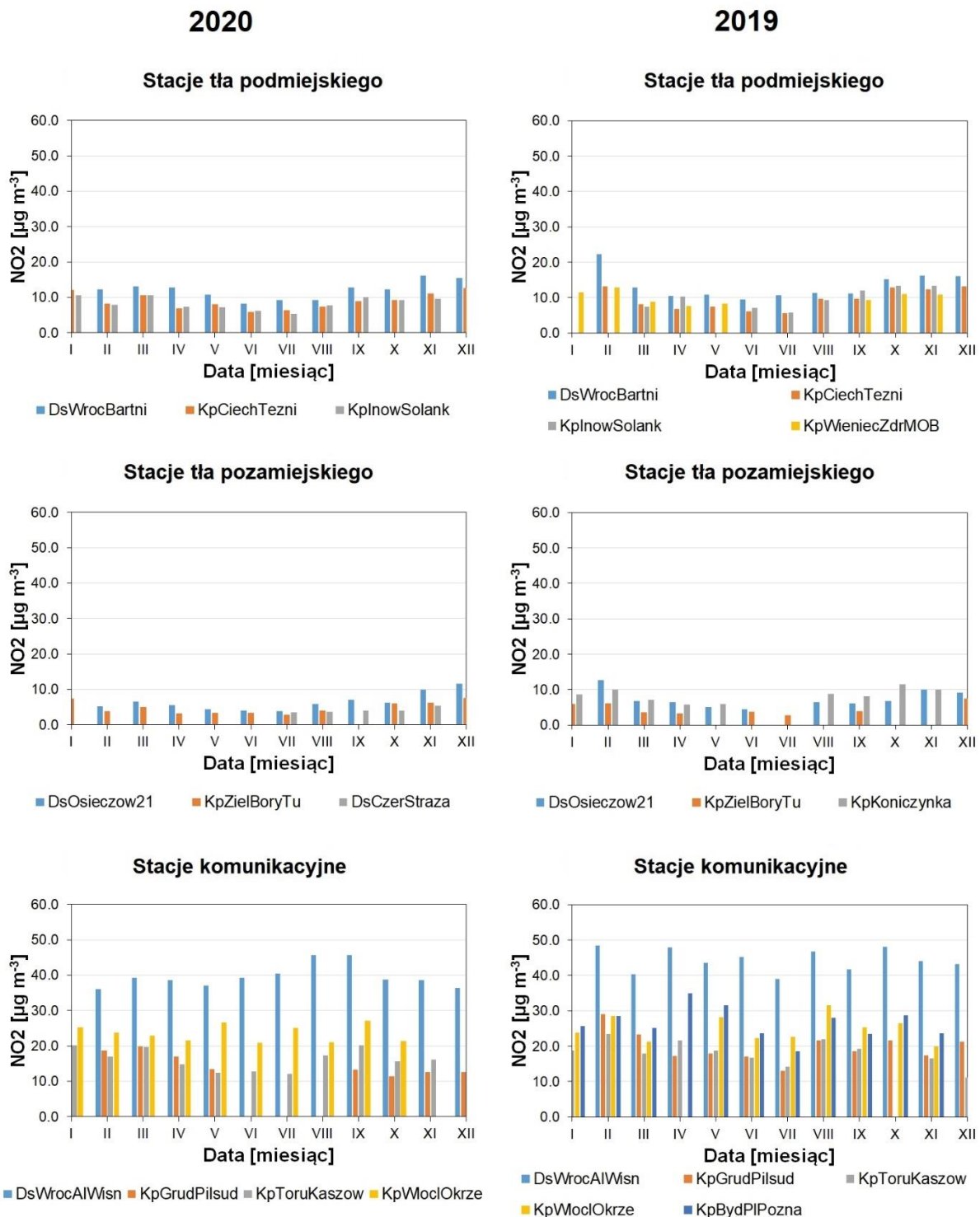
Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Liczba przekroczeń
Województwo dolnośląskie				
DsDusznikiMO B	13,4	15,4	11,4	0
DsDziałoszyn	9,5	11,3	7,7	0
DsDziePilsud	16,2	19,0	13,4	0
DsJaworMOB	10,6	12,7	8,5	0
DsJelGorOgin	10,8	13,5	8,1	0
DsKlodzSzkol	13,2	15,9	10,5	0
DsLegAIRzecz	18,3	20,5	16,0	0
DsLubanMiesz MOB	11,2	14,3	8,1	0
DsOlawZolnAK	16,5	19,5	13,5	0
DsOsieczow21	7,5	9,4	5,6	0
DsWalbrzWyso	13,1	14,7	11,6	0
DsWrocAlWisn	44,1	44,3	44,0	0
DsWrocBartni	13,7	16,6	10,7	0
DsWrocWybCo n	20,4	24,5	16,4	0
DsZabkPowWa r	13,1	14,7	11,4	0
DsZgorBohGet	14,2	17,3	11,1	0
Województwo kujawsko-pomorskie				
KpBydPIPozna	26,4	26,2	26,7	0
KpBydWarsza w	18,9	22,5	15,3	0
KpCiechTezni	9,6	11,6	7,6	0
KpGrudPilsud	19,9	22,2	17,6	0
KpInowSolank	10,0	11,2	8,9	0
KpKoniczynka	8,3	9,6		0
KpMogiNowM OB	13,9	14,9	13,0	0
KpToruKaszow	18,1	17,5	18,8	0
KpToruWSikor	10,4	12,0		0
KpWieniecZdr MOB	9,8	11,0		0
KpWloclKalis	13,2	14,6	11,9	0
KpWloclOkrze	24,6	24,2	24,9	0
KpZielBoryTu	4,5	5,7	3,4	0

W przypadku dwutlenku azotu zmiany poziomu stężeń w poszczególnych miesiącach są niewielkie (

który powstaje podczas transportu, a ten jest w zasadzie rozłożony równomiernie w ciągu całego roku, nie obserwuje się więc dużych zmian w poziomach miesięcznych. Zróżnicowanie widać natomiast w zależności od typu stacji – największymi stężeniami charakteryzują się stacje komunikacyjne, niższymi, choć również wysokimi odznaczają się stacje tła miejskiego. Pozostałe typy stacji – tła podmiejskiego i tła pozamiejskiego charakteryzują się niskimi poziomami stężeń, choć w przypadku stacji tła podmiejskiego są one nieco wyższe niż dla stacji tła miejskiego.



Ryc. 31 Przebiegi miesięczne dwutlenku azotu dla stacji tła miejskiego dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).



Ryc. 32 Przebiegi miesięczne dwutlenku azotu dla pozostałych typów stacji dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

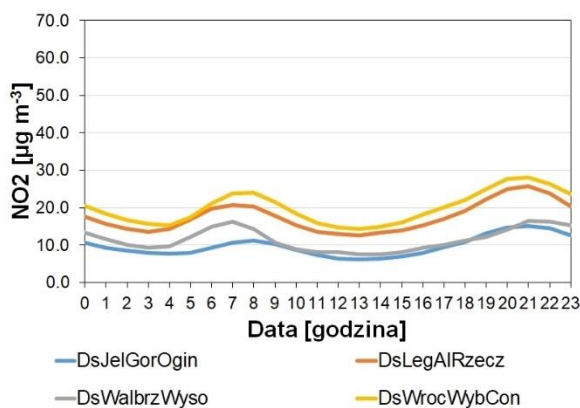
W przebiegach dobowych stężeń tlenków azotu wyraźnie widać wzrost wartości stężeń w okolicach porannego i wieczornego szczytu komunikacyjnego (Ryc. 33; Ryc. 34). Oscylacje te najbardziej widoczne są dla stacji charakteryzujących się wysokim natężeniem ruchu komunikacyjnego tj. stacji

komunikacyjnych ale także stacji tła miejskiego. Szczególnie wyraźnie widoczne jest to dla stacji komunikacyjnej zlokalizowanej przy Al. Wiśniowej we Wrocławiu. Stężenia obserwowane podczas szczytu komunikacyjnego są tutaj prawie dwukrotnie większe niż poza szczytem. Dla stacji z mniejszym natężeniem ruchu, tj. tła podmiejskiego i pozamiejskiego te wahania są niewielkie.

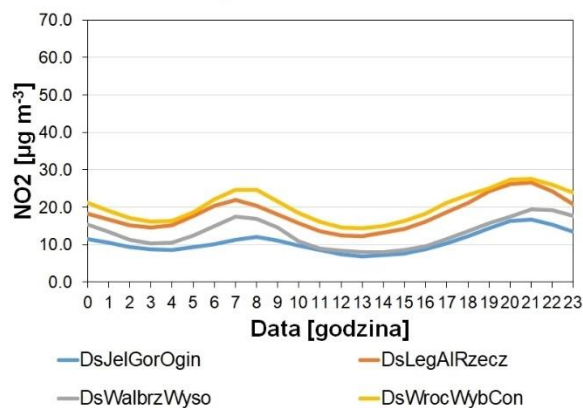
2020

2019

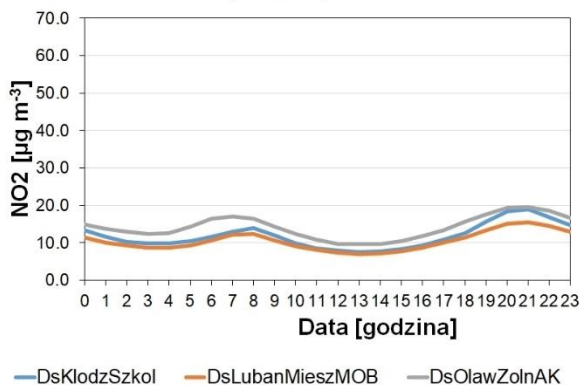
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



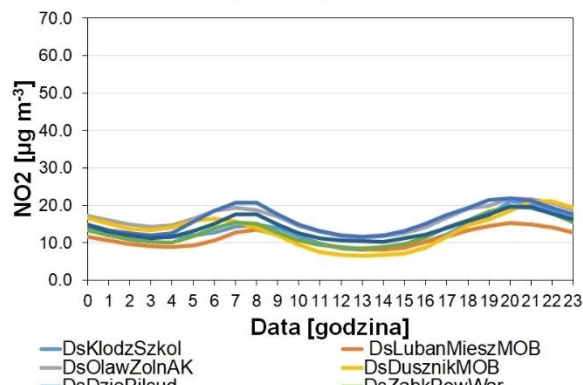
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



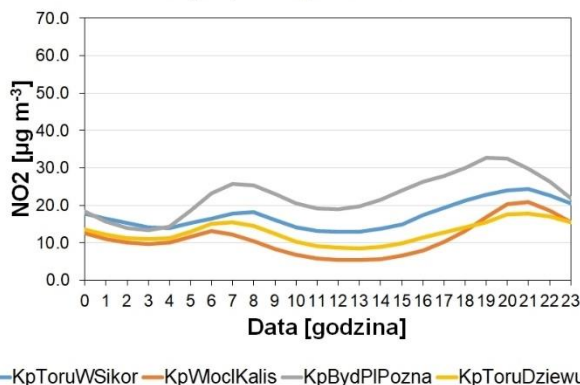
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



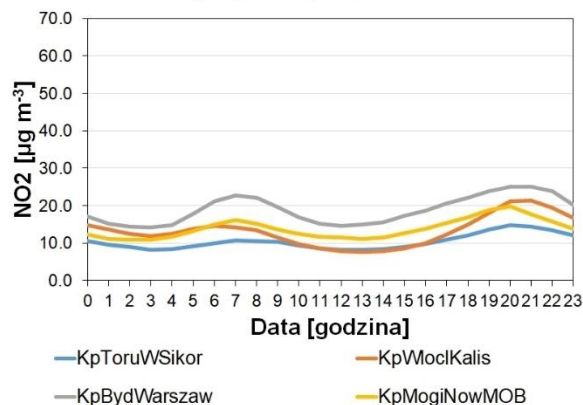
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców)
woj. dolnośląskie



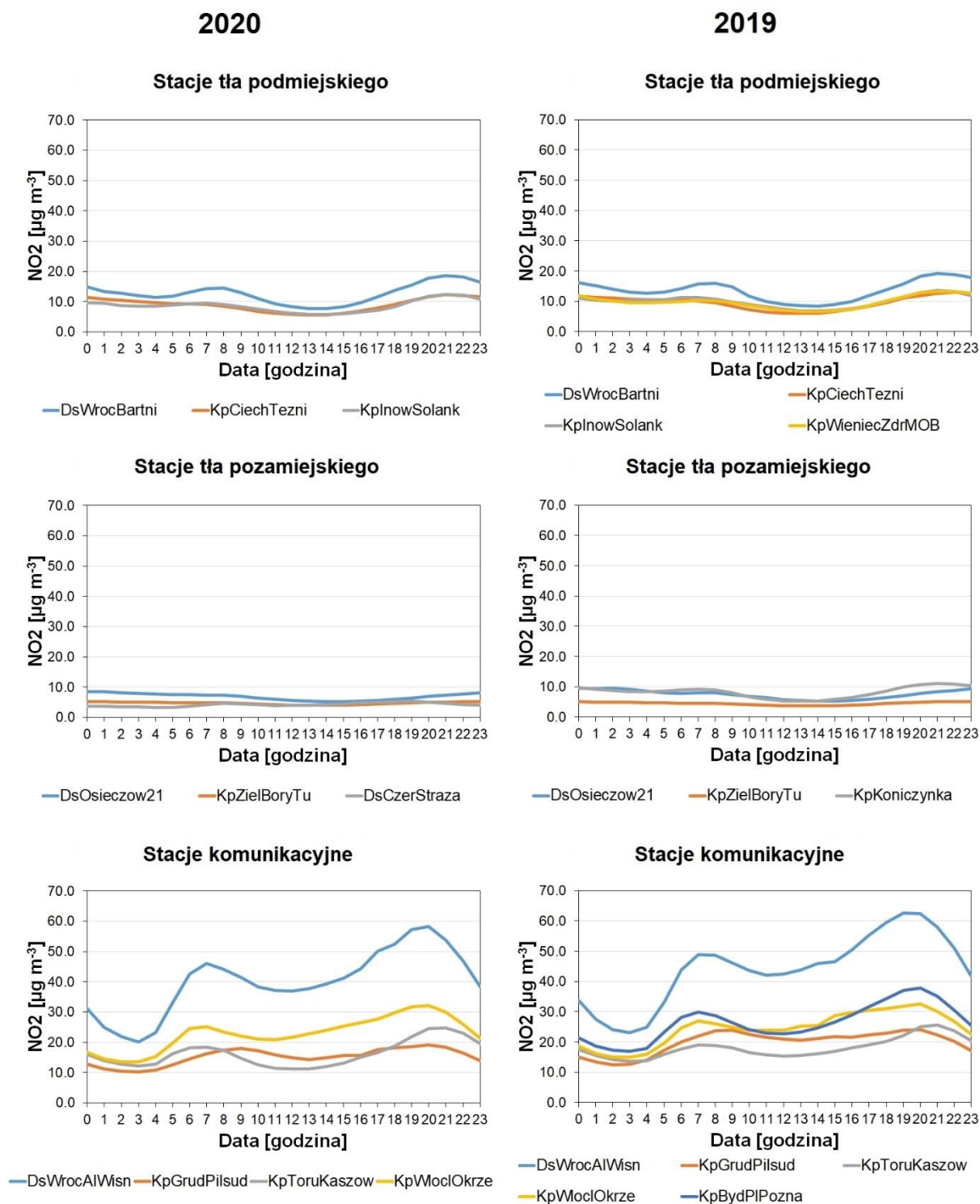
Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie



Stacje tła miejskiego
woj. kujawsko-pomorskie



Ryc. 33 Przebiegi dobowe dwutlenku azotu dla stacji tła miejskiego dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).



Ryc. 34 Przebiegi dobowe dwutlenku azotu dla pozostałych typów stacji dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

3.5 Zmienność stężenia dwutlenku siarki (SO₂) w roku 2019 i 2020

Głównymi źródłem dwutlenku siarki jest spalanie paliw, w szczególności węgla (Hobbs P., 2000). Dwutlenek siarki, w odpowiednich warunkach wilgotnościowych, może zostać utleniony do kwasu siarkowego (Hill M., 2004), który jest składową kwaśnych deszczy.

Tlenki siarki zaostwiają objawy astmy i powodują świszczący oddech, duszności, kaszel oraz zapalenie dróg oddechowych (Oke et al., 2017). Podrażniają one drogi oddechowe, powodują zapalenie oskrzeli. Ponieważ dwutlenek siarki jest substancją drażniącą, powoduje skurcz oskrzeli i wydzielanie śluzu (Manisalidis et al., 2020).

W przypadku średniorocznych stężeń z wielolecia, dla większości stacji można zauważyć trend spadkowy poziomu stężeń dwutlenku siarki (Tabela 23). Od roku 2014 nastąpiła bardzo duża redukcja stężeń tego związku. Zauważyć można również, że dla województwa kujawsko-pomorskiego stężenia dwutlenku siarki są niższe niż te notowane na Dolnym Śląsku. W okresie od roku 2014 do 2020 nie przekroczono dopuszczalnej normy średniorocznej wynoszącej 20 µg m⁻³.

Tabela 23 Średnie roczne stężenie dwutlenku siarki w latach 2014-2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Stacja	2014 [µg m ⁻³]	2015 [µg m ⁻³]	2016 [µg m ⁻³]	2017 [µg m ⁻³]	2018 [µg m ⁻³]	2019 [µg m ⁻³]	2020 [µg m ⁻³]
Województwo dolnośląskie							
DsOsieczow21	4,0	4,0	3,7	4,1	3,6	3,8	4,0
DsWalbrzWyso		7,0	6,6	6,5	7,5	5,0	4,8
DsWrocWybCon	6,0	4,0	3,4	4,5	3,8	4,0	4,3
DsJelGorOgin		4,0	5,3	5,7	4,4	4,3	4,6
DsLegAIRzecz		6,0	6,4	7,0	5,2	5,0	5,3
DsDzialoszyn	5,0	6,0	5,0	4,5	3,8	3,8	
DsDziePilsud	11,0	7,0	6,5	6,3	5,0	4,8	
DsKlodzSzkol	8,0	9,0	8,6	8,2	6,6	5,1	
DsOlawZolnAK		5,0	3,9	4,7	4,8	3,9	
DsZabkPowWar		6,0	5,7	5,6	5,7	5,2	
DsZgorBohGet		7,0	7,5	7,5	6,3	4,4	
Województwo kujawsko-pomorskie							
KpBydWarszaw	7,0	6,0	4,4	4,4	3,9	3,0	2,5
KpInowSolank	3,0	3,0	2,8	2,8		1,5	1,6
KpKoniczynka	5,0	4,0	3,0	2,6	2,1	1,5	1,4
KpToruWSikor		3,0		2,7			1,8
KpZielBoryTu	2,0	2,0	1,9			3,5	1,7
KpBydPIPozna	5,0	4,0	3,9	3,2	3,4	2,1	
KpGrudPilsud	5,0	3,0	4,5			2,7	
KpToruKaszow	5,0	3,0	3,0	2,3	2,5	1,7	
KpWloclOkrze	6,0	3,0		2,9	2,3	1,7	

Roczne stężenia tlenku siarki zarówno w 2020 jak i w 2019 roku były na niskim poziomie i na żadnej ze stacji nie przekroczyły 5 µg m⁻³ (Tabela 24; Tabela 25). Niższe stężenia dwutlenku siarki notowane były na terenie województwa kujawsko-pomorskiego i nie przekraczały one 3,5 µg m⁻³. Stężenia w sezonie grzewczym były nieco wyższe niż w całym roku, ale nie przekraczały 8 µg m⁻³. Najwyższymi wartościami

stężeń charakteryzowała się w 2019 roku stacja w Kłodzku ($7,7 \mu\text{g m}^{-3}$ w sezonie grzewczym), z kolei w 2020 roku była to stacja w Legnicy na ul. Rzeczypospolitej ($6,6 \mu\text{g m}^{-3}$ w sezonie grzewczym). Ani w roku 2019 ani w roku 2020 nie zanotowano przekroczeń poziomów dopuszczalnych. Dotyczy to zarówno przekroczeń dla jednogodzinnego i dobowego okresu uśredniania.

Tabela 24 Średnie stężenie dwutlenku siarki w roku 2020. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia dopuszczalnej ilości przekroczeń godzinowego ($>200 \mu\text{g m}^{-3}$) i dobowego ($>125 \mu\text{g m}^{-3}$) poziomu dopuszczalnego, kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Liczba przekroczeń [1h]	Liczba przekroczeń [24h]
Województwo dolnośląskie					
DsOsieczow21	4,0	4,4	3,5	0	0
DsWalbrzWyso	4,8	5,4	4,1	0	0
DsWrocWybCon	4,3	4,9	3,8	0	0
DsJelGorOgin	4,6	5,4	3,8	0	0
DsLegAIRzecz	5,3	6,6	3,9	0	0
Województwo kujawsko-pomorskie					
KpBydWarszaw	2,5	3,4	1,5	0	0
KpInowSolank	1,6	1,8	1,4	0	0
KpKoniczynka	1,4	1,9	0,9	0	0
KpToruDziewu	1,3	1,6		0	0
KpToruWSikor	1,8	2,2	1,3	0	0
KpZielBoryTu	1,7	2,1	1,3	0	0

Tabela 25 Średnie stężenie dwutlenku siarki w roku 2019. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenia dopuszczalnej ilości przekroczeń godzinowego ($>200 \mu\text{g m}^{-3}$) i dobowego ($>125 \mu\text{g m}^{-3}$) poziomu dopuszczalnego, kolorem zielonym – brak przekroczeń (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Liczba przekroczeń [1h]	Liczba przekroczeń [24h]
Województwo dolnośląskie					
DsDuszniakiMOB	3,6	4,9	2,2	0	0
DsDzialoszyn	3,8	4,6	3,1	0	0
DsDziePilsud	4,8	6,9	2,8	0	0
DsJelGorOgin	4,3	5,6	3,1	0	0
DsKlodzSzkol	5,1	7,7	2,6	0	0
DsLegAIRzecz	5,0	7,0	3,0	0	0
DsLubanMieszMOB	4,7	6,4	3,0	0	0
DsOlawZolnAK	3,9	5,2	2,6	0	0
DsOsieczow21	3,8	4,4	3,1	0	0
DsWalbrzWyso	5,0	6,9	3,0	0	0
DsWrocWybCon	4,0	5,0	3,1	0	0
DsZabkPowWar	5,2	6,8	3,4	0	0
DsZgorBohGet	4,4	6,3	2,4	0	0
Województwo kujawsko-pomorskie					
KpBydPIPozna	2,1	2,9	1,4	0	0

KpBydWarszaw	3,0	4,1	1,8	0	0
KpGrudPilsud	2,7	3,3	2,1	0	0
KpInowSolank	1,5	1,4	1,6	0	0
KpKoniczynka	1,5	2,1		0	0
KpToruKaszow	1,7	2,1		0	0
KpToruWSikor		3,0	1,5	0	0
KpWieniecZdrMOB	1,7	2,1	1,3	0	0
KpWloclOkrze	1,7	2,5	0,9	0	0
KpZielBoryTu	3,5		2,4	0	0

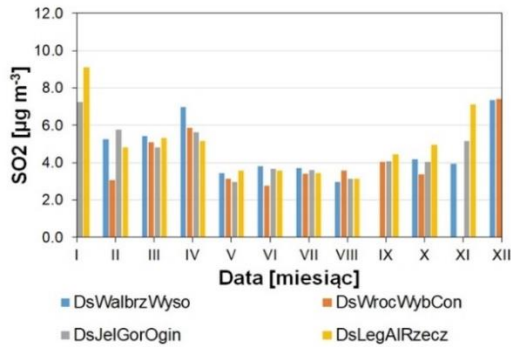
W przebiegu miesięcznym dwutlenku siarki w 2020 roku widać wyraźnie spadek stężeń w miesiącach letnich i wzrost w miesiącach zimowych (

Ryc. 35). Najwyższymi stężeniami charakteryzowały się styczeń oraz grudzień, a stężenia odnotowane w tych miesiącach były ponad dwukrotnie wyższe niż w miesiącach letnich. Ma to związek ze spadkiem temperatury i przez to zwiększonym zużyciem paliw na cele grzewcze. Poziom dwutlenku siarki jest wyraźnie wyższy na stacjach tła miejskiego zlokalizowanych w województwie dolnośląskim w porównaniu do stacji tła miejskiego w województwie kujawsko-pomorskim czy na stacjach tła pozamiejskiego dla obu województw.

W roku 2019 można zaobserwować podobne zależności co w roku 2020 – stężenie dwutlenku siarki w miesiącach letnich spada, a w miesiącach zimowych wzrasta. W 2019 roku miesiącami z najwyższymi stężeniami tego związku były styczeń i luty. W 2019 roku widać również rolę ukształtowania terenu w kształtowaniu się wysokości stężeń – na stacjach położonych we wklęsłych formach terenu jak np. w Zgorzelcu czy w Ząbkowicach Śląskich, poziom dwutlenku siarki jest wyższy niż w pozostałych miejscowościach. Ma to związek z kumulacją zanieczyszczeń w kotlinach i utrudnionym mieszaniem powietrza. Podobnie jak w roku 2020 widać również zależność poziomu dwutlenku siarki od typu stacji – na stacjach tła miejskiego poziom tego związku jest zdecydowanie wyższy.

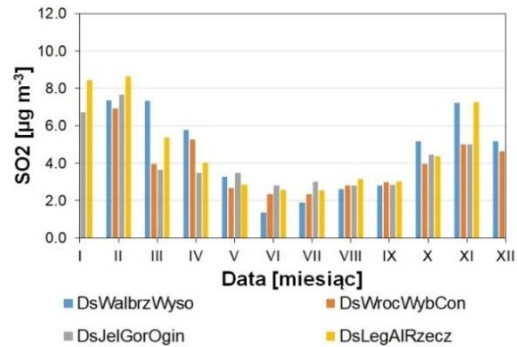
2020

Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców) woj. dolnośląskie

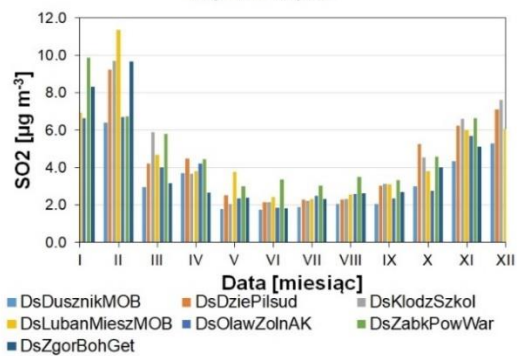


2019

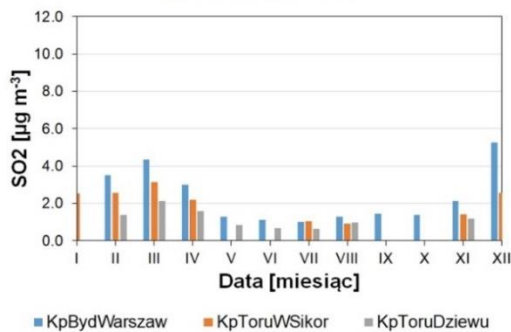
Stacje tła miejskiego (>50 tys. mieszkańców) woj. dolnośląskie



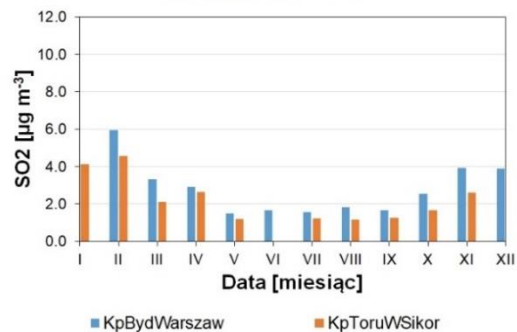
Stacje tła miejskiego (<50 tys. mieszkańców) woj. dolnośląskie



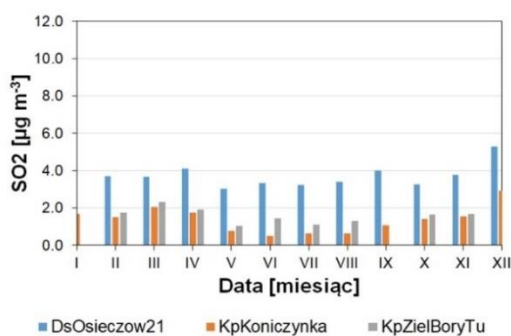
Stacje tła miejskiego woj. kujawsko-pomorskie



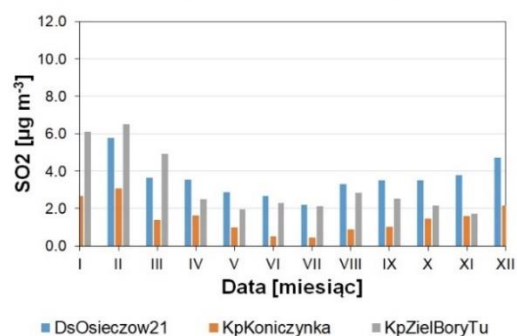
Stacje tła miejskiego woj. kujawsko-pomorskie



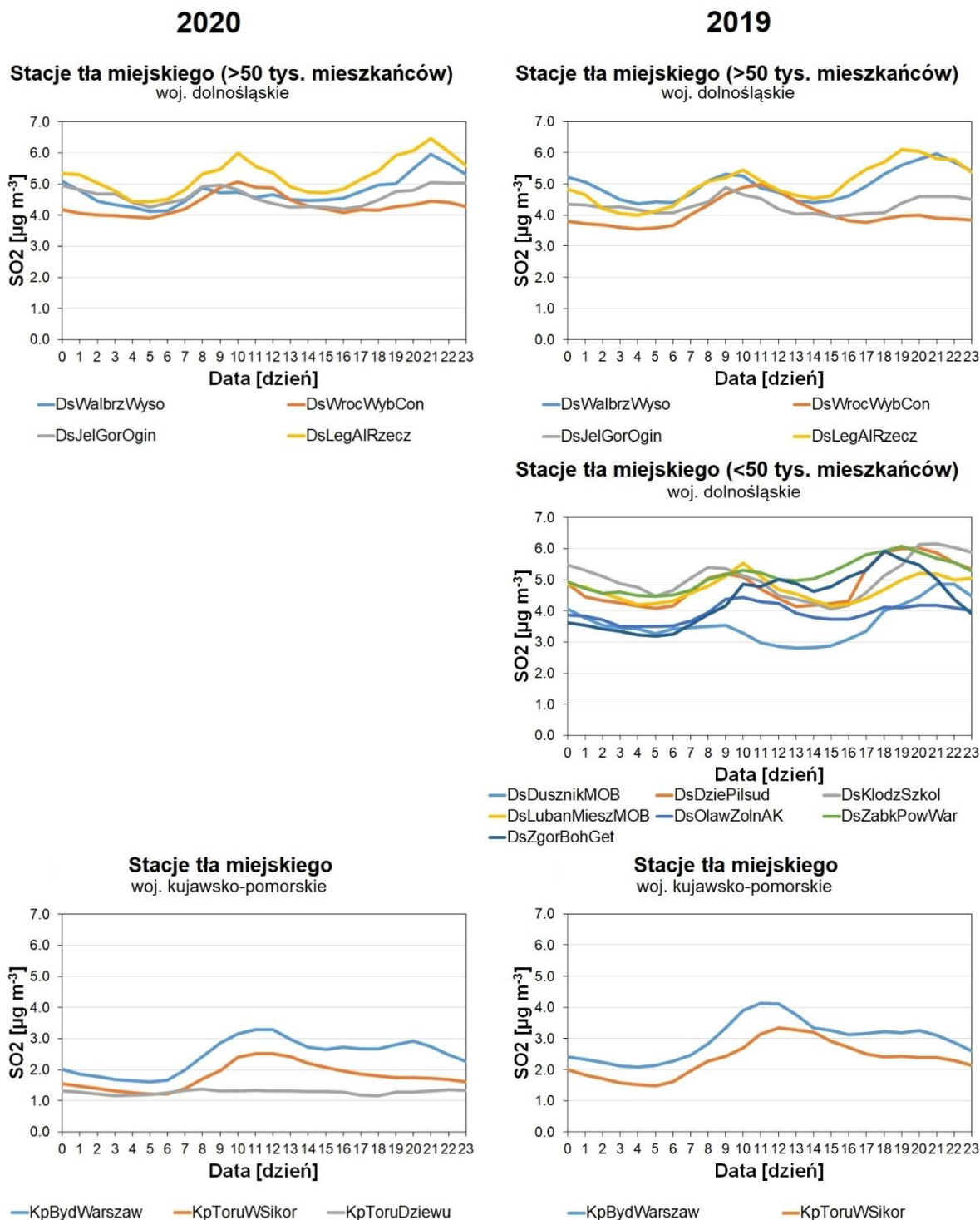
Stacje tła pozamiejskiego



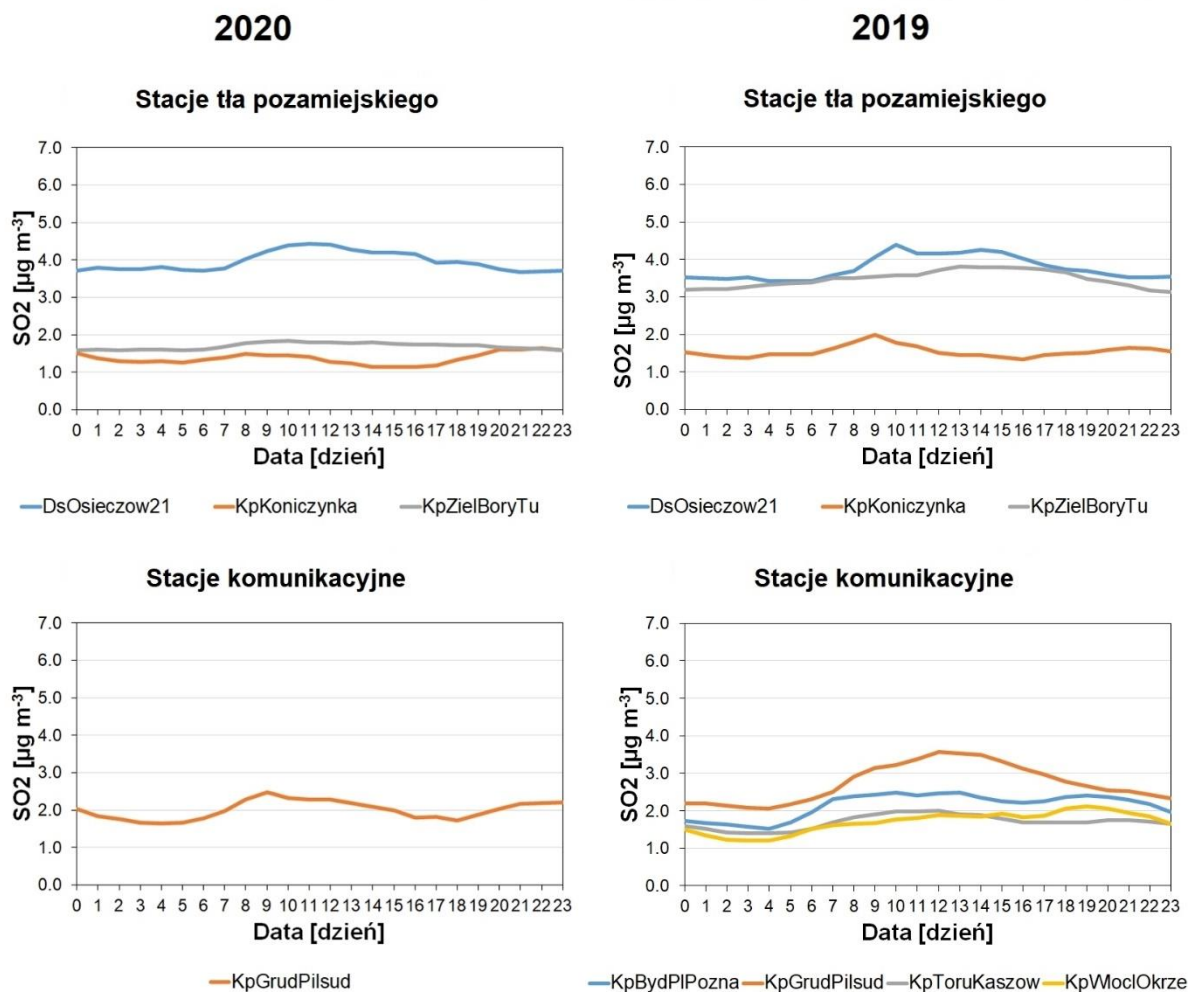
Stacje tła pozamiejskiego



W przebiegu dobowym, zarówno w roku 2020 jak i 2019 zauważyć można dwa maksima, jedno w godzinach porannych i drugie w godzinach wieczornych (Ryc. 36). Jest to związane ze szczytem komunikacyjnym przypadającym na te godziny, a także ze zwiększonym zapotrzebowaniem na ciepło. Piki są widoczne bardziej w miejscowościach ze stacjami tła miejskiego, gdzie natężenie ruchu jest większe. W przypadku stacji pozamiejskich przebieg dobowy jest bardziej wypłaszczony (Ryc. 37).



Ryc. 36 Przebiegi dobowe dwutlenku siarki dla stacji tła miejskiego dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).



Ryc. 37 Przebiegi dobowe dwutlenku siarki dla pozostałych typów stacji dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

3.6 Zmienność stężenia ozonu (O₃) w roku 2019 i 2020

Większość ozonu znajduje się w stratosferze, jest to ozon „dobry” chroniący nas przed szkodliwym promieniowaniem UV. Niestety emisja antropogeniczna przyczynia się do wzrostu stężenia „złego” ozonu, obecnego w niższej warstwie atmosfery - troposferze.

Ozon nie jest emitowany bezpośrednio do atmosfery, a jest wytworem reakcji związków w niej zawartych – jest tak zwanym zanieczyszczeniem wtórnym. Jego prekursorami są NO_x, LZO i w mniejszym stopniu CO. Ozon jest głównym gazowym składnikiem smogu fotochemicznego. Z uwagi na to, że jest on produkowany w trakcie reakcji fotochemicznych, jego największe stężenie jest obserwowane latem (Seigneur, 2019).

Wysokie stężenie ozonu powoduje uszkodzenie dróg oddechowych i upośledza czynność płuc. Długotrwała ekspozycja na wysokie stężenia ozonu może powodować zmniejszenie objętości płuc i przedwczesny zgon (Oke et al., 2017).

Stężenie ozonu na przestrzeni lat kształtuje się na podobnym poziomie, nie da się wyróżnić trendu. Ilość tego pierwiastka jest zależna od ilości prekursorów oraz dostępu do światła słonecznego. Stężenia dla obu województw są porównywalne.

Tabela 26 Średnie roczne stężenie ozonu w latach 2014-2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Stacja	2014 [μg m ⁻³]	2015 [μg m ⁻³]	2016 [μg m ⁻³]	2017 [μg m ⁻³]	2018 [μg m ⁻³]	2019 [μg m ⁻³]	2020 [μg m ⁻³]
Województwo dolnośląskie							
DsCzerStraza		74,0	71,7	72,1	80,0		67,1
DsWrocBartni		45,0	43,9	46,5	57,2	53,0	49,0
DsJelGorOgin		55,0	47,9	51,1	58,3	56,2	50,9
DsKlodzSzkol	42,0	48,0	45,2	47,3	53,3	50,3	45,1
DsLegAIRzecz	42,0	49,0	42,9	48,2	50,0	53,2	47,6
DsOlawZolnAK						52,4	50,4
DsOsieczow21	39,0	51,0	45,5	47,4	52,5	53,0	50,5
DsSniezkaObs	82,0	84,0	77,3	75,0	80,3	74,0	66,2
DsWalbrzWyso		55,0	49,7	53,8	59,3	56,9	51,7
DsWrocWybCon		48,0	44,5	46,3	51,1	49,0	52,2
Województwo kujawsko-pomorskie							
KpBydWarszaw	41,0	43,0	40,3	39,3	40,4	43,8	42,0
KpCiechTezni			47,5	48,3	51,0	49,5	46,5
KpKoniczynka	48,0	53,0	47,5	49,3	52,5		48,1
KpToruDziewu	42,0	48,0	44,7	41,1	48,8	44,8	
KpWloclKalis						46,9	47,2
KpZielBoryTu	51,0	54,0	47,9		55,6		49,6

W roku 2020 średnioroczne stężenie ozonu kształtowało się na Dolnym Śląsku od wartości 45,1 μg m⁻³ w Kłodzku na ul. Szkolnej do 67,1 μg m⁻³ w Czerniawie (Tabela 27). Na terenie województwa kujawsko-pomorskiego były to wartości od 42,0 μg m⁻³ w Bydgoszczy na ul. Warszawskiej do 49,6 μg m⁻³ w Borach Tucholskich. W przypadku ozonu, jego większe stężenia przypadają na sezon poza grzewczy.

Jest to związane ze sposobem jego powstawania, do którego niezbędne jest światło słoneczne, którego natężenie większe jest w miesiącach ciepłych. Stężenia w sezonie poza grzewczym, jeśli chodzi o województwo dolnośląskie, kształtowały się od 50,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Kłodzku do 80,1 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Czerniawie. Z kolei dla województwa kujawsko-pomorskiego było to od 52,9 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na ul. Warszawskiej do 61,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Borach Tucholskich.

Liczba przekroczeń ozonu została policzona jako maksymalna średnia ośmiogodzinna ze średnich kroczących liczonych ze średnich godzinowych w ciągu doby. Obliczona średnia ośmiogodzinna jest przypisywana dobie, w której się kończy. Dopuszczalna częstość przekraczania poziomu docelowego w roku kalendarzowym wynosi 25 dni. W 2020 roku na żadnej ze stacji nie zaobserwowano przekroczenia poziomu docelowego.

Tabela 27 Średnie stężenie ozonu w roku 2020. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenie dopuszczalnej częstości przekraczania poziomu dopuszczalnego (>120 $\mu\text{g m}^{-3}$ średnia krocząca 8-godzinna) kolorem zielonym brak przekroczenia (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Liczba przekroczeń
Województwo dolnośląskie				
DsCzerStraza	67,1	51,0	80,1	10
DsWrocBartni	49,0	36,1	61,9	19
DsJelGorOgin	50,9	41,9	60,0	13
DsKlodzSzkol	45,1	39,6	50,7	4
DsLegAIRzecz	47,6	38,9	56,3	6
DsOlawZolnAK	50,4	40,3	60,4	12
DsOsieczow21	50,5	39,3	61,3	19
DsSniezkaObs	66,2	55,8	76,5	8
DsWalbrzWyso	51,7	44,9	58,9	5
DsWrocWybCon	52,2	37,6	66,6	23
Województwo kujawsko-pomorskie				
KpBydWarszaw	42,0	31,2	52,9	3
KpCiechTezni	46,5	35,8	57,1	9
KpKoniczynka	48,1	38,5	57,7	4
KpToruDziewu		35,8		9
KpWloclKalis	47,2	35,4	58,9	7
KpZielBoryTu	49,6	37,3	61,4	5

W roku 2019 średnioroczne stężenie ozonu na Dolnym Śląsku oscylowało od 49,0 $\mu\text{g m}^{-3}$ we Wrocławiu na ul. Korzeniowskiego do 74,0 $\mu\text{g m}^{-3}$ na Śnieżce (

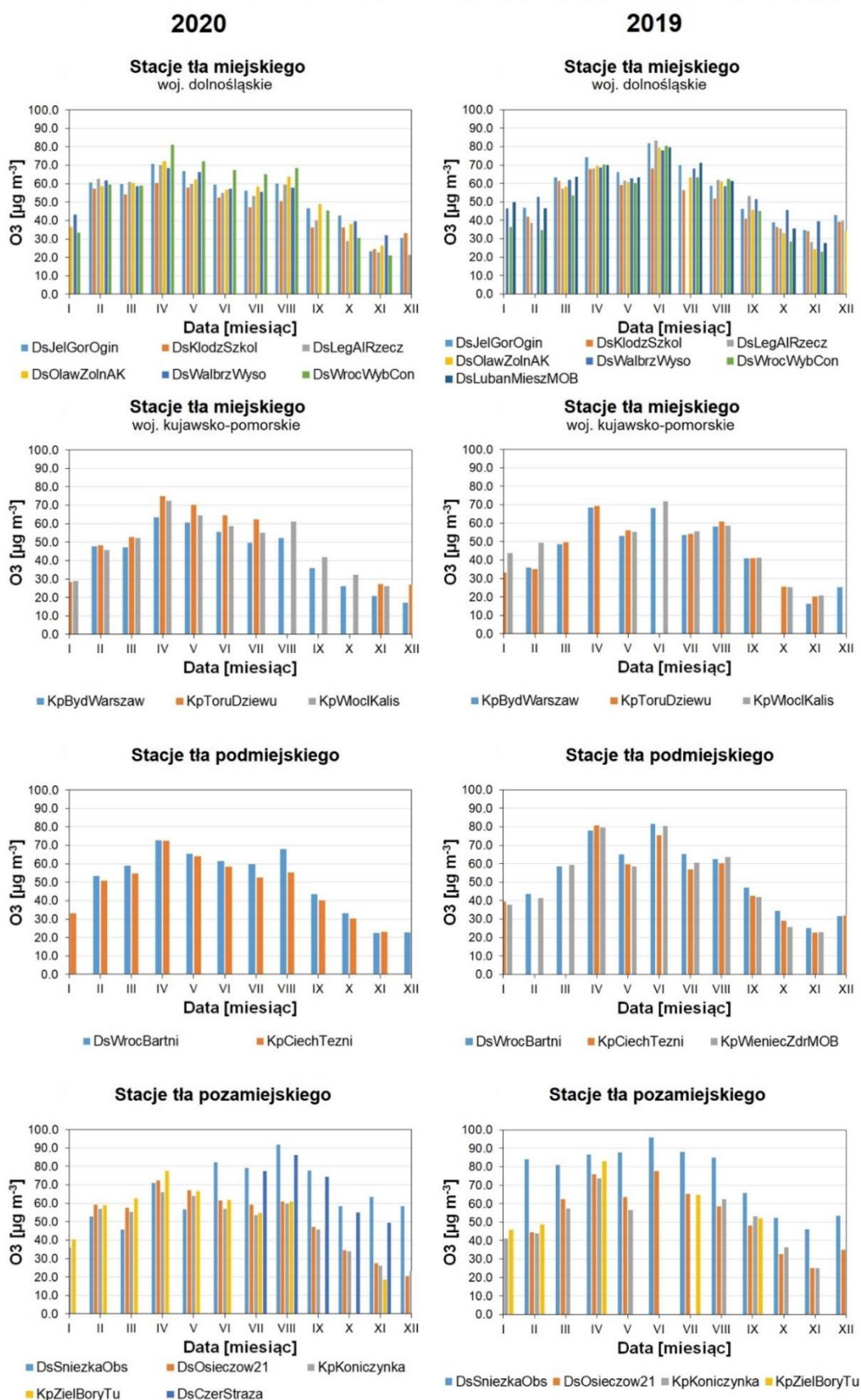
Tabela 28). W województwie kujawsko-pomorskim było to od 43,8 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na ul. Warszawskiej do 50,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Wieńcu Zdrój. W sezonie poza grzewczym stężenia dla Dolnego Śląska wahały się od 57,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Kłodzku do 84,8 $\mu\text{g m}^{-3}$ na Śnieżce, a w województwie kujawsko-pomorskim od 57,0 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Bydgoszczy na ul. Warszawskiej do 69,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ w Borach Tucholskich.

W 2019 roku przekroczenia dopuszczalnej liczby dni z przekroczeniami poziomu dopuszczalnego zaobserwowano w czterech miejscowościach (Osieczów, Wrocław ul. Bartnicza, Wieniec Zdrój oraz Bory Tucholskie). Największą ilość dni z przekroczeniami (32) zanotowano w Borach Tucholskich.

Tabela 28 Średnie stężenie ozonu w roku 2019. Kolorem czerwonym zaznaczono przekroczenie dopuszczalnej częstości przekraczania poziomu dopuszczalnego ($>120 \mu\text{g m}^{-3}$ średnia krocząca 8-godzinna) kolorem zielonym brak przekroczenia (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

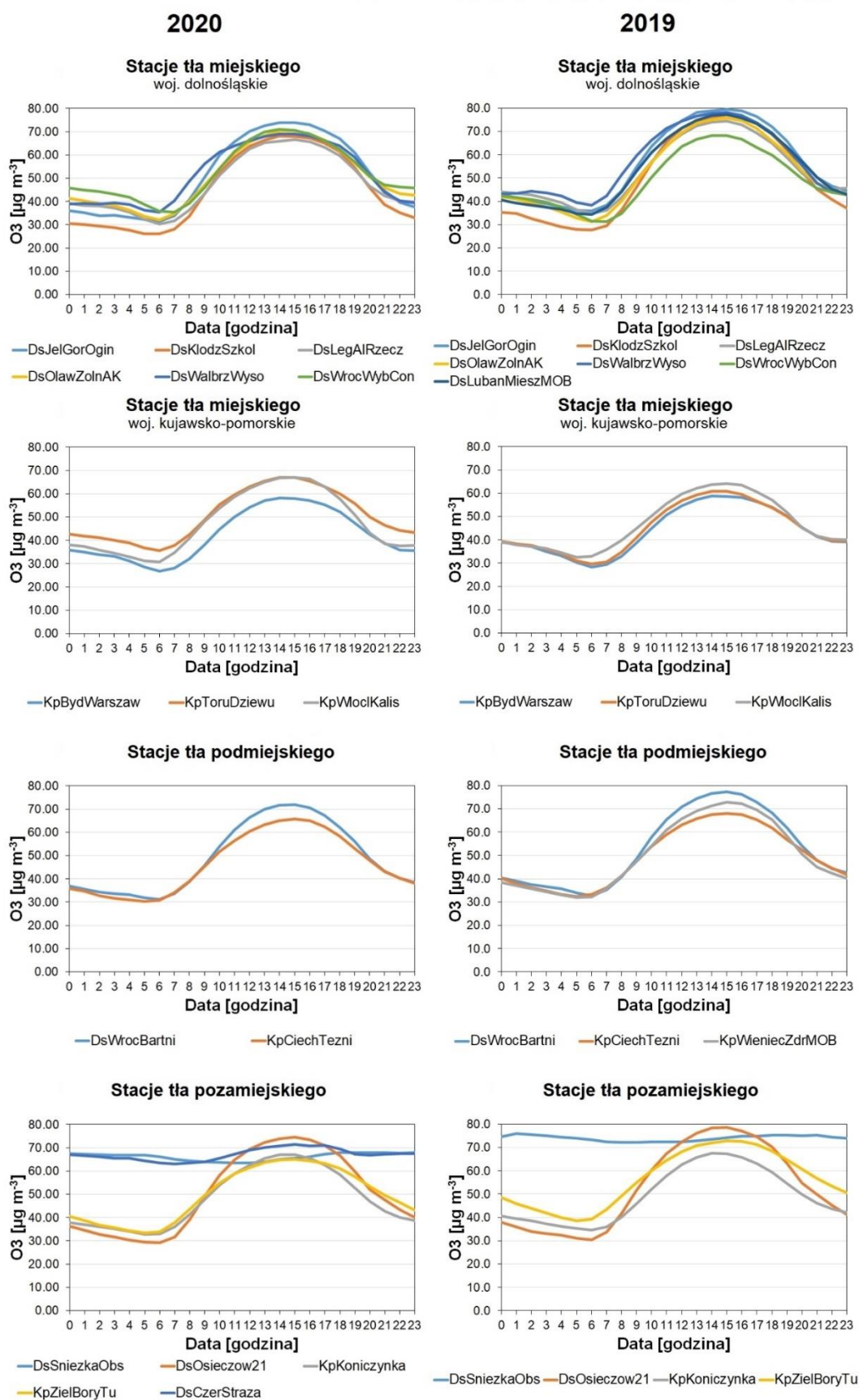
Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Liczba przekroczeń
Województwo dolnośląskie				
DsJelGorOgin	56,2	46,0	66,2	22
DsKlodzSzkol	50,3	42,4	57,2	11
DsLegAlRzecz	53,2	39,8	66,8	24
DsLubanMiesz MOB	54,2	43,5	65,1	21
DsOlawZolnAK			63,3	15
DsSniezkaObs	74,0	63,1	84,8	22
DsOsieczow21	53,0	40,8	64,9	29
DsWalbrzWyso	56,9	49,3	64,5	17
DsWrocBartni	53,0	39,4	66,5	31
DsWrocWybCo n	49,0	34,4	63,5	14
Województwo kujawsko-pomorskie				
KpBydWarszaw	43,8	30,1	57,0	7
KpCiechTezni	49,5	35,6	62,5	12
KpKoniczynka		39,6		3
KpToruDziewu	44,8	32,1	57,7	4
KpWieniecZdrM OB	50,2	36,4	64,2	25
KpWloclKalis	46,9		58,6	6
KpZielBoryTu			69,2	32

W przypadku przebiegów miesięcznych bardzo wyraźnie widać wzrost stężeń ozonu w miesiącach letnich (Ryc. 38). W roku 2020 wzrost poziomu stężeń, niezależnie od typu stacji, był widoczny już w lutym i trwał do sierpnia, w kolejnych miesiącach roku jego poziom spadał. W roku 2019 poziom ozonu zaczął systematycznie zwiększać swoją wartość już od stycznia, maksimum osiągając w czerwcu, a następnie spadając. Stężenia w miesiącach letnich były nawet dwukrotnie wyższe niż te w miesiącach zimowych. Poziom ozonu nie był zależny od typu stacji – na każdej z nich stężenia oscylowały w podobnych wielkościach.



Ryc. 38 Przebiegi miesięczne ozonu dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

W przebiegach dobowych zarówno w roku 2020 jak i 2019 we wszystkich typach stacji widać wzrost stężeń ozonu zaczynający się od godzin porannych, maksimum osiągające w południe i trwające do godzin wieczornych (Ryc. 39). Ma to związek z występowaniem promieniowania słonecznego, które jest niezbędne do powstawania ozonu, a którego maksymalne natężenie przypada właśnie na godziny okołopołudniowe.



Ryc. 39 Przebiegi dobowe ozonu dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

3.7 Zmienność stężenia tlenu węgla (CO) w roku 2019 i 2020

Tlenek węgla jest emitowany w trakcie procesów spalania paliw kopalnych i biomasy w momencie, gdy spalanie jest niecałkowite (Manisalidis et al. 2004). Głównym jego źródłem są pojazdy (Hill, 2004).

Tlenek węgla łączy się z hemoglobina w układzie krwionośnym, co prowadzi do niedotlenienia (Seigneur, 2019). Niskie bądź umiarkowane stężenia tlenu węgla powodują ból głowy, upośledzają funkcje mózgu i zmniejszają sprawność manualną (Oke et al., 2017).

W przypadku tlenu węgla sytuacja z roku na rok w większości przypadków ulega poprawie (Tabela 24). W obu województwach obserwowane stężenia są na podobnym poziomie. Najniższymi stężeniami wyróżnia się stacja w Borach Tucholskich oraz w Toruniu przy Kaszowniku.

Tabela 29 Średnie roczne stężenie tlenu węgla w latach 2014-2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Stacja	2014 [mg m ⁻³]	2015 [mg m ⁻³]	2016 [mg m ⁻³]	2017 [mg m ⁻³]	2018 [mg m ⁻³]	2019 [mg m ⁻³]	2020 [mg m ⁻³]
Województwo dolnośląskie							
DsWrocAlWisn		0,64	0,61	0,65	0,65	0,59	0,59
DsWrocWybCon		0,44	0,40	0,38	0,40	0,39	0,34
DsLegAlRzecz	0,43	0,47	0,47	0,47	0,46	0,41	0,43
DsLubanMieszMOB						0,41	0,42
DsWalbrzWyso		0,43	0,42	0,42	0,40	0,38	0,37
DsJelGorOgin		0,42	0,39	0,42	0,37	0,36	
DsZgorBohGet		0,40	0,41	0,38	0,37	0,36	
Województwo kujawsko-pomorskie							
KpBydPIPozna	0,45	0,53	0,51	0,47	0,50	0,45	0,41
KpBydWarszaw	0,39	0,46	0,50	0,47	0,45	0,43	0,41
KpGrudPilsud	0,76		0,55	0,59		0,45	
KpToruKaszow	0,36	0,40	0,36	0,34	0,35	0,34	0,29
KpWloclOkrze	0,50	0,54		0,57	0,52	0,45	0,44
KpZielBoryTu	0,26	0,28	0,29	0,28	0,30		0,25

W roku 2020 średnioroczny poziom stężenia tlenu węgla wynosił na Dolnym Śląsku od 0,34 mg m⁻³ we Wrocławiu na ul. Korzeniowskiego do 0,59 mg m⁻³ we Wrocławiu na ul. Wiśniowej, a w województwie kujawsko-pomorskim od 0,25 mg m⁻³ w Borach Tucholskich do 0,44 mg m⁻³ we Włocławku (Tabela 30). Poziom stężenia tlenu węgla charakteryzuje się wzrostem w okresie grzewczym. Najwyższy poziom w tym okresie notowany był na Dolnym Śląsku we Wrocławiu na ul. Wiśniowej i wyniósł on 0,67 mg m⁻³. W województwie kujawsko-pomorskim miejscowością charakteryzującą się najwyższym stężeniem (0,52 mg m⁻³) był Włocławek.

Tabela 30 Średnie stężenie tlenku węgla w roku 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]
Województwo dolnośląskie			
DsWrocAlWisn	0,59	0,67	0,50
DsWrocWybCon	0,34	0,39	0,29
DsLegAIRzecz	0,43	0,54	0,31
DsLubanMieszM OB	0,42	0,51	0,34
DsWalbrzWyso	0,37	0,40	0,33
Województwo kujawsko-pomorskie			
KpBydPIPozna	0,41	0,47	0,34
KpBydWarszaw	0,41	0,48	0,34
KpGrudPilsud		0,56	
KpToruKaszow	0,29	0,34	0,24
KpWlocOkrze	0,44	0,52	0,36
KpZielBoryTu	0,25	0,30	0,21

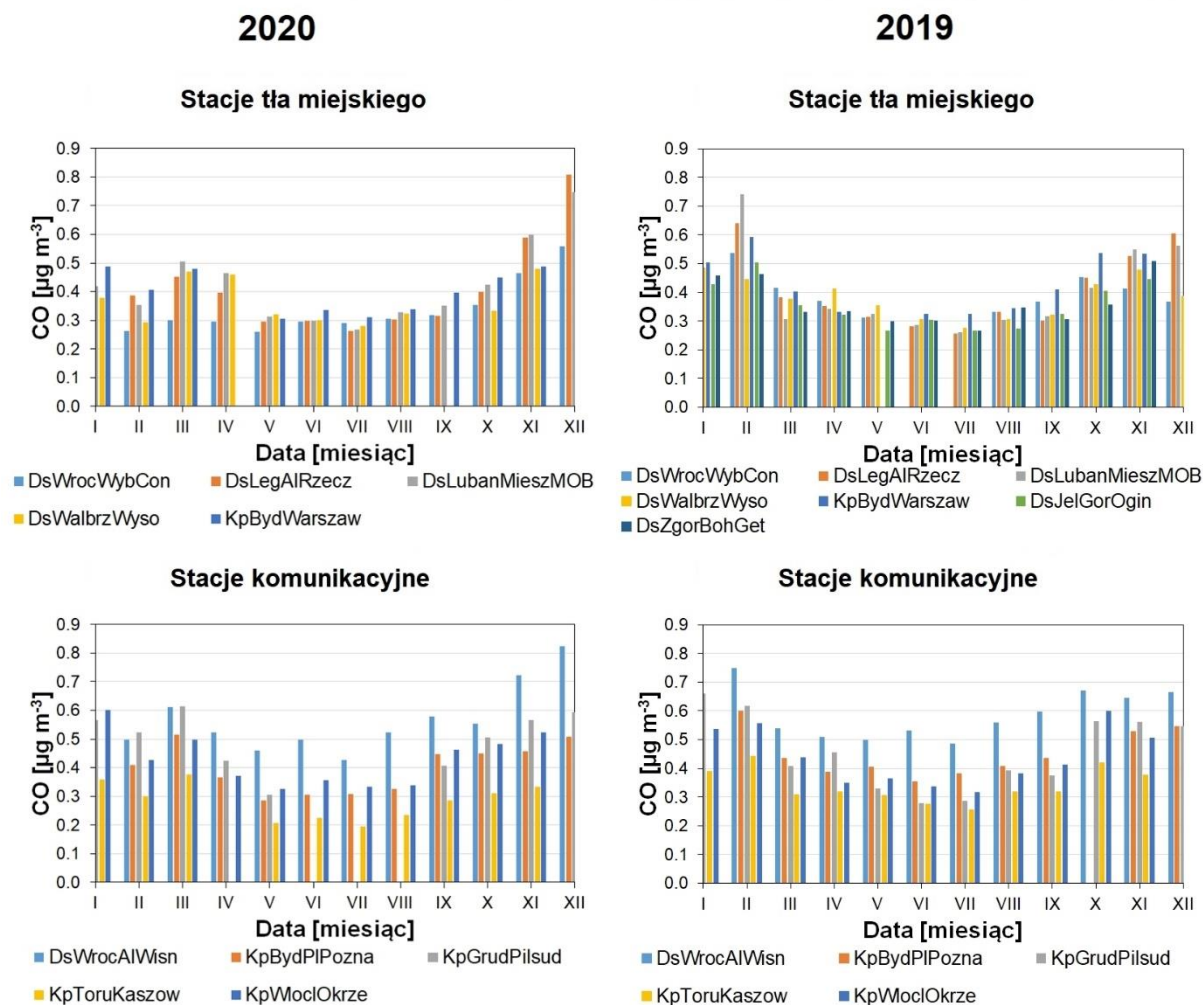
W roku 2019 stężenie roczne na Dolnym Śląsku wynosiło od 0,36 mg m^{-3} w Zgorzelcu i Jeleniej Górze do 0,59 mg m^{-3} we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej (Tabela 31). W województwie kujawsko-pomorskim zakres ten wynosił od 0,27 mg m^{-3} w Wieńcu Zdrój do 0,45 mg m^{-3} w Bydgoszczy na pl. Poznańskim, w Grudziądzu i we Włocławku. Najwyższe stężenie obliczone dla sezonu grzewczego zostało zanotowane we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej (0,65 mg m^{-3}) i w Grudziądzu (0,56 mg m^{-3}).

Tabela 31 Średnie stężenie tlenku węgla w roku 2019 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

Miejscowość	Stężenie średnioroczne [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Stężenie w sezonie poza grzewczym [$\mu\text{g m}^{-3}$]
Województwo dolnośląskie			
DsWrocAlWisn	0,59	0,65	0,53
DsJelGorOgin	0,36	0,43	0,29
DsLegAIRzecz	0,41	0,51	0,31
DsLubanMieszMOB	0,41	0,51	0,31
DsZgorBohGet	0,36	0,41	0,31
DsWrocWybCon	0,39		0,33
DsWalbrzWyso	0,38	0,43	0,33
Województwo kujawsko-pomorskie			
KpBydPIPozna	0,45	0,52	0,40
KpBydWarszaw	0,43	0,51	0,35
KpGrudPilsud	0,45	0,56	0,35
KpToruKaszow	0,34	0,38	0,30
KpWieniecZdrMOB	0,27	0,34	0,20
KpWlocOkrze	0,45	0,54	0,36
KpZielBoryTu			0,21

W przebiegach miesięcznych, zarówno dla roku 2020 jak i 2019 widać spadek stężeń tlenu węgla w miesiącach letnich i wzrost w miesiącach zimowych. Obserwuje się to zarówno dla stacji typu tła miejskiego jak i komunikacyjnych. Ma to związek ze spadkiem temperatur, a tym samym zwiększonym zapotrzebowaniem na ciepło.

W roku 2020 miesiącem o najwyższych stężeniach był grudzień (Ryc. 40). Z kolei w przypadku 2019 roku był to luty. W przypadku stacji komunikacyjnych dla obu lat poziom tlenu węgla był wyższy niż dla stacji tła miejskiego. Stacją wyraźnie odznaczającą się jeśli chodzi o wartości stężeń, jest stacja komunikacyjna we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej.



Ryc. 40 Przebiegi miesięczne tlenu węgla dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

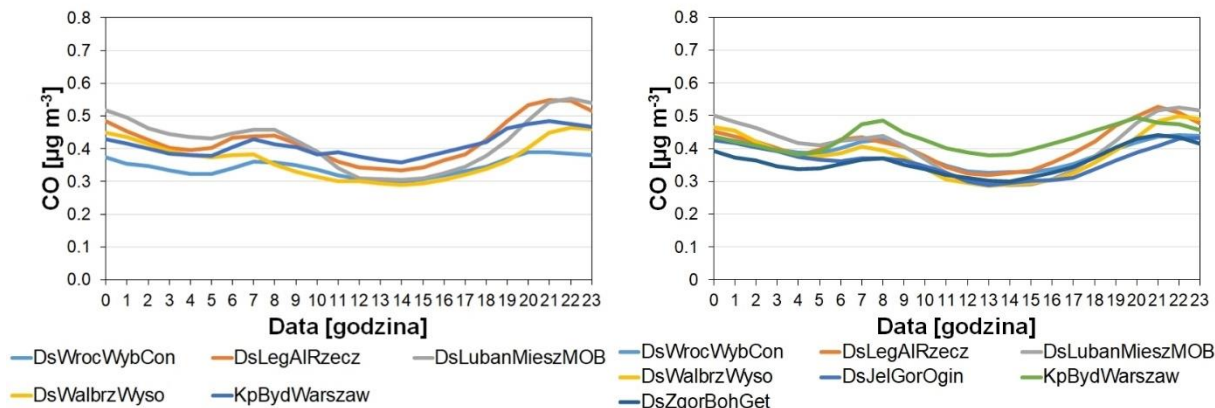
W przebiegach dobowych w obu latach zarówno dla stacji komunikacyjnych jak i tła miejskiego widać dwa maksima przypadające na godziny szczytu komunikacyjnego (Ryc. 41). Wiąże się to również ze źródłami komunalno-bytowymi i zwiększonym zapotrzebowaniem na energię ciepłą podczas przebywania w domu. Z wykresów zauważyć można, że większymi oscylacjami charakteryzują się stacje komunikacyjne, bardzo wyraźnie na tym tle odznacza się stacja zlokalizowana we Wrocławiu przy Al. Wiśniowej.

2020

2019

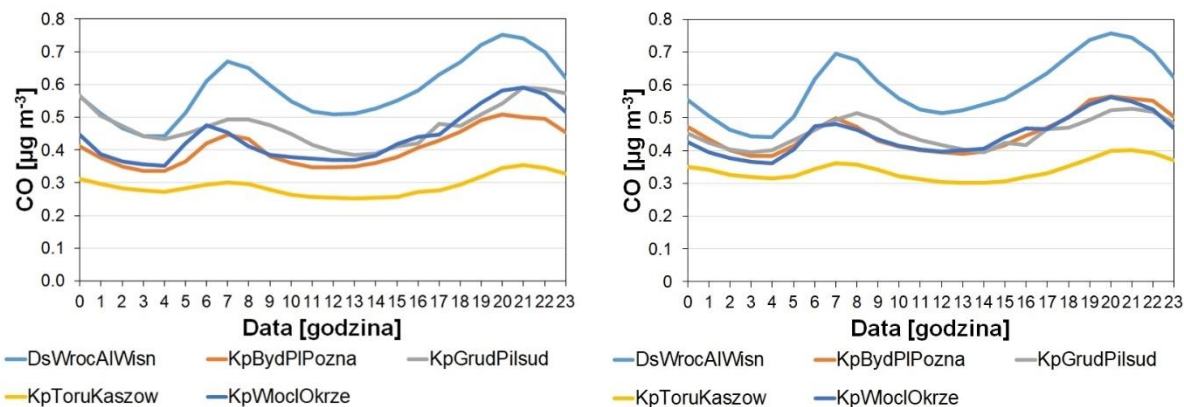
Stacje tła miejskiego

Stacje tła miejskiego



Stacje komunikacyjne

Stacje komunikacyjne



Ryc. 41 Przebiegi dobowe tlenku węgla dla lat 2019 i 2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie GIOŚ).

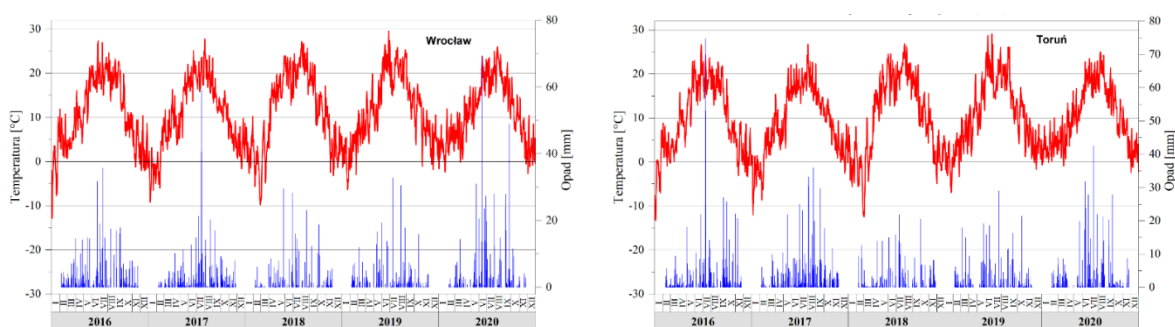
4. Wpływ warunków meteorologicznych na stężenia zanieczyszczeń

4.1 Analiza parametrów meteorologicznych dla Wrocławia i Torunia w latach 2016–2020

Dynamika procesów zachodzących w atmosferze, przede wszystkim wpływ warunków meteorologicznych, jest ważnym czynnikiem warunkującym wielkość emisji zanieczyszczeń, szczególnie na terenach zurbanizowanych. Do najważniejszych z nich należą: przebieg temperatury powietrza, ilość oraz rozkład opadów atmosferycznych, kierunek i prędkość wiatru, usłonecznienie rzeczywiste (Bielawska, 2016; Błażek, 2013; Czernecki i in., 2020). Gorsze warunki dyspersji zanieczyszczeń, często związane z niską prędkością wiatru, a także warstwa mieszanina ograniczona poprzez długotrwałą inwersję temperatury, prowadzą do kumulacji zanieczyszczeń i mogą przyczynić się do wystąpienia tzw. epizodów wysokich stężeń poszczególnych substancji chemicznych w atmosferze.

W analizie wpływu warunków meteorologicznych na rozkład stężeń wybranych zanieczyszczeń pyłowych i gazowych w powietrzu atmosferycznym wykorzystano z danych bazy synoptycznej Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW), mierzonych na stacjach naziemnych we Wrocławiu i w Toruniu. Sezonową zmienność temperatury powietrza (średnie dobowe) przedstawiono na Ryc. 42. Średnia roczna temperatura powietrza Wrocławia w okresie 5 lat (2016–2020) wyniosła 10,9°C, pozostając w przedziale 10,43 (w roku 2017) do 11,5°C (w roku 2019); w Toruniu – 9,9°C, pozostając w przedziale 9,2 (w roku 2017) do 10,6°C (w roku 2019).

Średnia roczna suma opadów atmosferycznych we Wrocławiu wahała się między 611,3 mm a 723,8 mm, odpowiednio w 2016 i 2020 roku. Maksimum opadów wystąpiło w czerwcu, minimum – w styczniu (2020 r.), częstość opadów jest największa pomiędzy wrześniem a październikiem. Średnia suma opadów atmosferycznych w Toruniu w 2020 sięgała 633,7 mm, najwyższa suma opadów wynosząca 771,1 mm wystąpiła w 2017 r. (Ryc. 42). Maksymalne dobowe sumy opadów występowały w czerwcu, a najniższe w marcu (2020 r.), częstość opadów jest największa pomiędzy październikiem a listopadem.

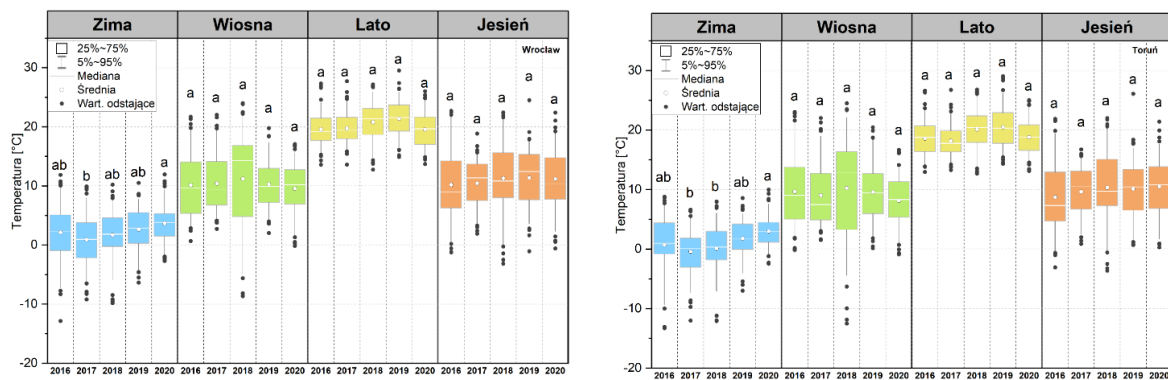


Ryc. 42 Przebieg średniej temperatury powietrza i opadów we Wrocławiu (po lewej) i w Toruniu (po prawej) w latach 2016–2020. Czerwonym kolorem zaznaczono średnią dobową temperaturę dla każdego miesiąca. Słupkami oznaczono średnią dobową sumę opadów. Na podstawie danych serwisu IMGW.

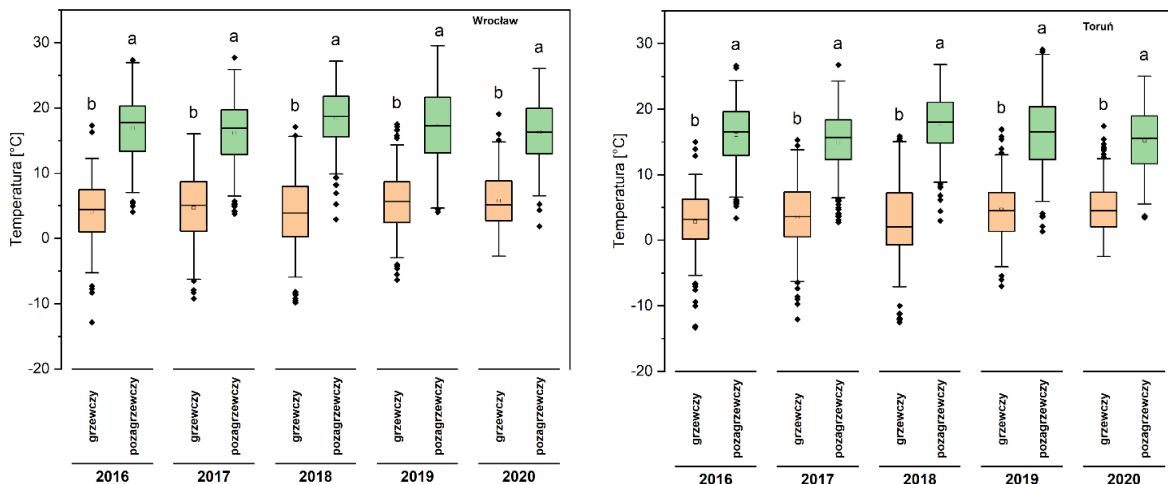
Na podstawie obserwacji meteorologicznych wykonanych w latach 2016–2020 przeprowadzono również analizę zróżnicowania rozkładu temperatury pomiędzy kolejnymi latami z podziałem na pory roku (Ryc. 43) oraz z wyróżnieniem okresu grzewczego (obejmującego okres październik–marzec) i pozagrzewczego (kwiecień–wrzesień) (Ryc. 44). Porównując średnie dobowe temperatury powietrza w latach 2016–2020, istotne statystycznie różnice ($p < 0,05$; Bonferroni test) pomiędzy wartościami

temperatury uzyskano dla zimy, jako sezonu o największych zmianach pomiędzy kolejnymi latami, przy ogólnej tendencji do wzrostu (ze średnią sezonową temperaturą powyżej 0°C).

Na podstawie wyników porównań wahań temperatury można wnioskować, że różnice pomiędzy sezonem zimowym 2020 a 2017 we Wrocławiu są istotne statystycznie. Zaobserwowano również istotne statystycznie zróżnicowania rozkładu temperatury w Toruniu pomiędzy zimą 2020 a zimą 2017 i 2018. Porównując średnie wartości temperatury dobowej w sezonie letnim od 2016 do 2020 dla wybranych miast, stwierdzono, że ich wartości są zbliżone, a różnice są nieistotne statystycznie. Nieco wyższe temperatury powietrza zostały zarejestrowane w roku 2018 i 2019 (sezony, w których średnia sezonowa temperatura przekracza 20°C). Na podstawie przeprowadzonej analizy zróżnicowania rozkładu temperatury w miesiącach ciepłych (okres pozagrzewczy, IV – IX) i chłodnych (okres grzewczy, X – III) nie stwierdzono istotnie statystycznych różnic, natomiast większy rozrzut wartości temperatury zaobserwowano w sezonie pozagrzewczym 2019.



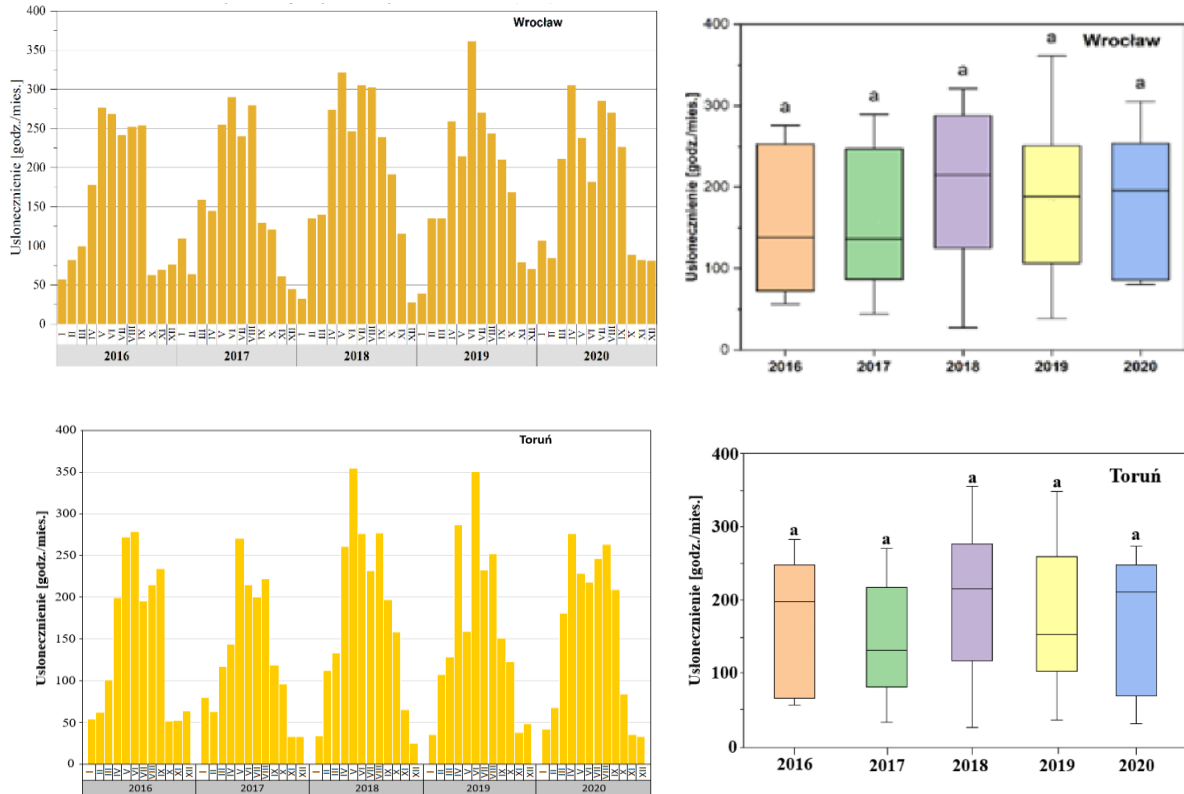
Ryc. 43 Wykres pudełkowy rozkładu temperatury powietrza dla Wrocławia (po lewej) i Torunia (po prawej) z podziałem na pory roku w latach 2016–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW. Różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$; Bonferroni test) zaznaczono różnymi literami.



Ryc. 44 Wykres pudełkowy rozkładu temperatury powietrza dla Wrocławia (po lewej) i Torunia (po prawej) z podziałem na okresy (grzewczy i pozagrzewczy) w latach 2016–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW. Różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$; Bonferroni test) zaznaczono różnymi literami.

Na podstawie danych meteorologicznych ze stacji IMGW oszacowano także miesięczne wartości usłonecznienia (Ryc. 45). Średnie roczne wartości usłonecznienia przypadające na jedną dobę wahają się od 5,1 do 5,7 godz., odpowiednio na obszarze Torunia i we Wrocławiu. Największe usłonecznienie rzeczywiste w obu miastach jest notowane od maja do sierpnia. Najdłuższy czas trwania usłonecznienia

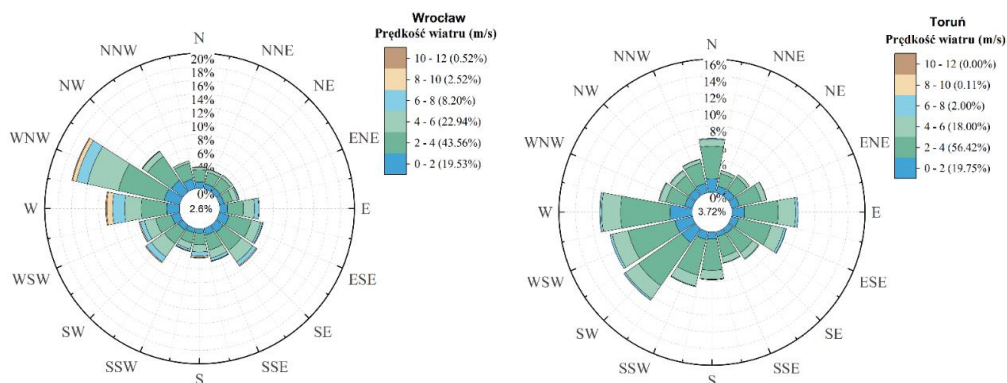
odnotowano w 2018 r., wynosiło 2328 godz. dla Wrocławia oraz 2123 godz. dla Torunia. Na podstawie danych przebiegu średnich miesięcznych sum usłonecznienia w Toruniu oraz we Wrocławiu nie stwierdzono istotnych statystycznie tendencji zmian w badanym okresie od roku 2016 do 2020.



Ryc. 45 Przebieg usłonecznienia dla Wrocławia (góra) i Torunia (dół) w latach 2016–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW. Różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$; Bonferroni test) zaznaczono różnymi literami.

Diagramy rozkładu kierunków oraz prędkości wiatrów z poszczególnych sektorów, rejestrowane na stacjach synoptycznych we Wrocławiu i Toruniu w latach 2016–2020, przedstawiono na

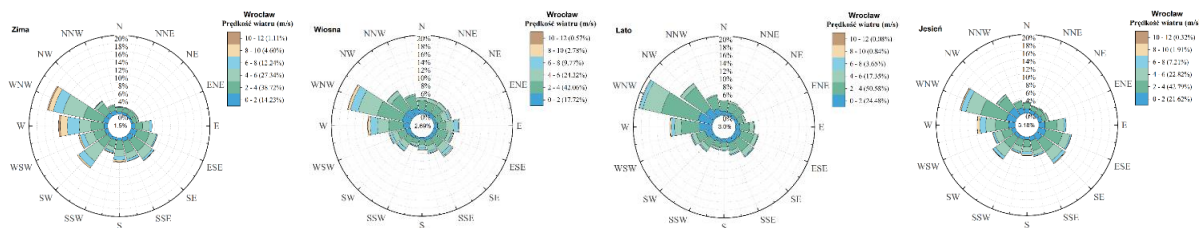
Ryc. 46. W okresie od 2016 do 2020 we Wrocławiu przeważały wiatry z kierunków zachód-północny zachód (WNW, 16%), wiatry zachodnie (W, 10%) i północno-zachodnie (NW, 7%). Średnia godzinowa prędkość wiatru w badanym okresie wynosiła 2–4 m/s (43,6%). W 19,5% prędkość wiatru nie przekraczała 2 m/s, a w 2,6% analizowanych przedziałach czasowych wystąpiły okresy ciszy wiatrowej (prędkość < 0,5 m/s).



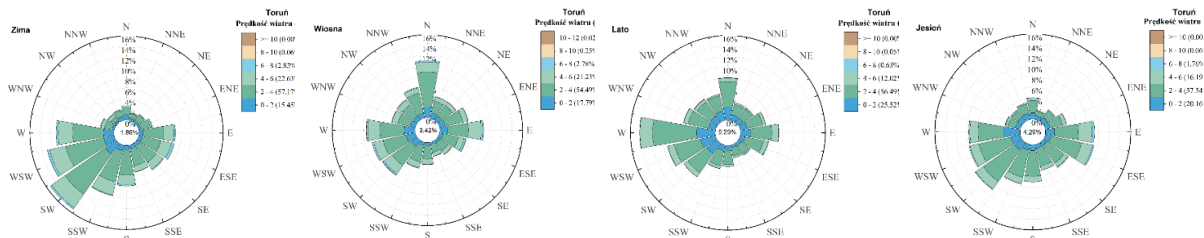
Ryc. 46 Róża wiatrów dla Wrocławia (po lewej) i Torunia (po prawej) w latach 2016–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW.

Analizując rozkład kierunków wiatru w Toruniu, zauważamy, że przeważały wiatry z sektorów: zachodni (W, 11%), południowo-zachodni (SW, 10%), zachód-południowy zachód (WSW, 9%), wysoki był również udział wiatru z kierunku południowo-południowo-zachodni (SSW). W rozważanym okresie najczęściej występowały prędkości wiatru z przedziału od 2 do 4 m/s (56,4%), w 19,8% prędkość wiatru nie przekracza 2 m/s. W rozkładzie prędkości wiatru 3,7% występowała cisza wiatrowa.

Dodatkowo wykonano analizę rozkładu kierunków i prędkości wiatrów wg. sezonów, w latach 2016–2020 (Ryc. 47, Ryc. 48). Nie zaobserwowano znaczącej statystycznie zmienności sezonowej kierunków i prędkości wiatru we Wrocławiu, jednakże latem najczęściej wiały wiatry z sektora zachód-północny zachód WNW (19%), a prędkości występowania wiatru silnego i bardzo silnego (10–12 m/s) są nieznacznie wyższe zimą (1,1%) i wiosną (0,6%) niż latem i jesienią. Najczęściej średnie prędkości wiatru (2–4 m/s) odnotowano dla lata, występowały średnio przez 57,2% czasu (Ryc. 47). Przeważające kierunki wiatru w Toruniu ulegały zmianom w ciągu roku: kierunek zachodni (W) częściej występuje jesienią i zimą, jednocześnie zmniejszony był udział wiatru z części północnej (N). Wiosną i latem najczęściej wiał wiatr z kierunków zachodnich (W, WSW, SW) oraz z kierunku północnego (N), w zakresie 2–4 m/s, odpowiednio 54,5% i 56,5%. Okresy cisy zimą stanowiły zaledwie 1,9%, a latem – 5,3%. (Ryc. 48).



Ryc. 47 Sezonowe różnice wiatrów dla Wrocławia w latach 2016–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW.

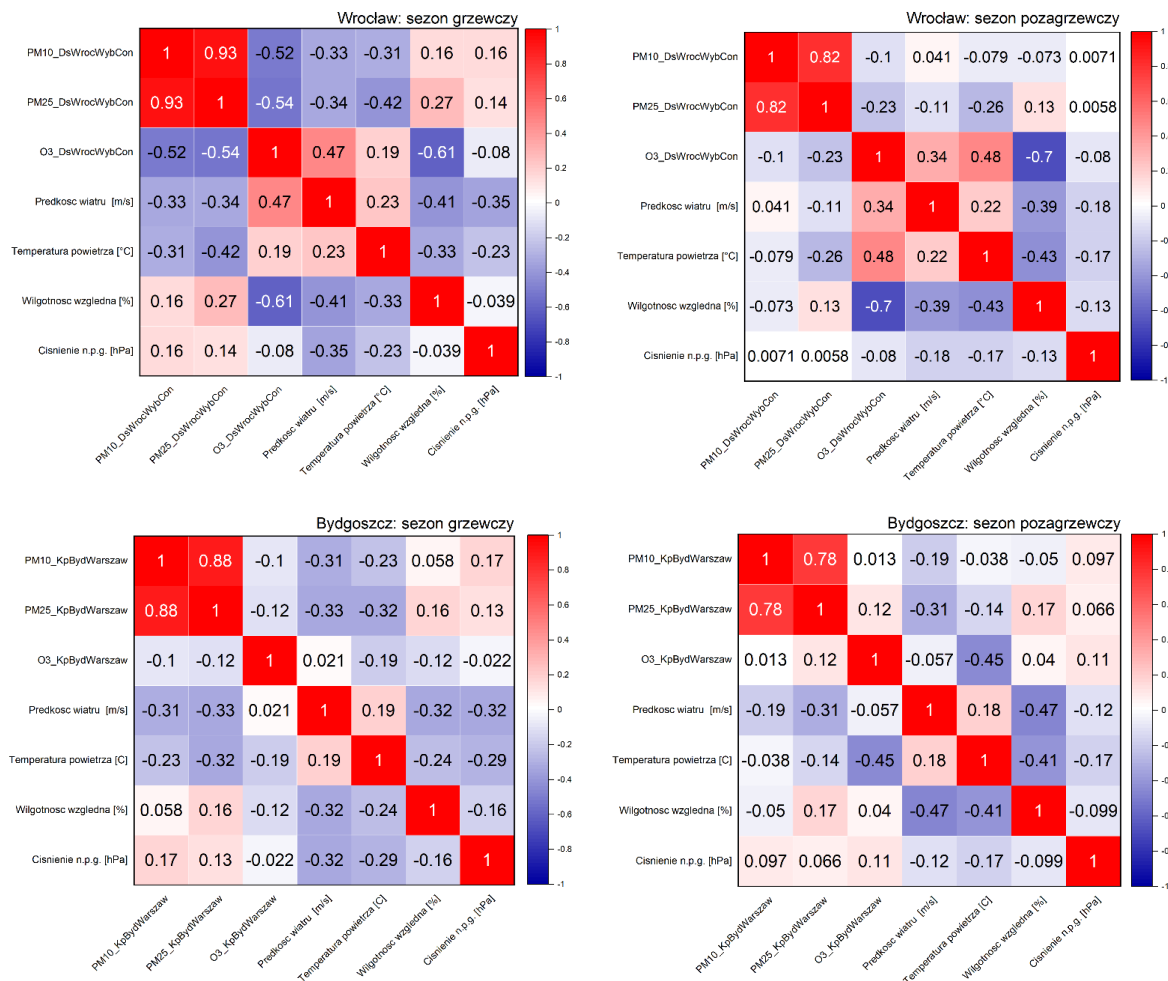


Ryc. 48 Sezonowe różnice wiatrów dla Torunia w latach 2016–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW.

4.2 Wpływ lokalnych warunków temperatury i cyrkulacji atmosfery na przebiegi stężeń zanieczyszczeń

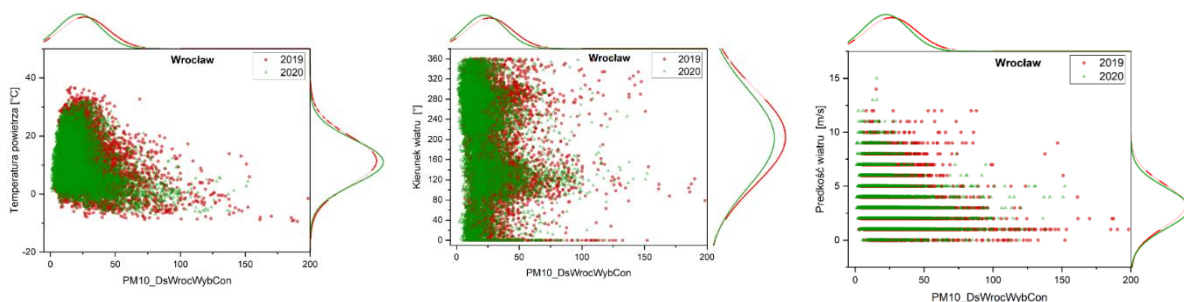
Wpływ parametrów meteorologicznych na rozkład stężeń pyłu PM₁₀ i PM_{2,5} w powietrzu atmosferycznym w latach 2019–2020 w ujęciu sezonowym (sezon grzewczy i pozagrzewczy) określono na podstawie analizy korelacji, otrzymane wyniki zestawiono w formie macierzy korelacji (Ryc. 49). Wystąpiła wyraźna zależność pomiędzy warunkami termicznymi oraz kierunkiem wiatru a stężeniem pyłów. Największą zależność w sezonie grzewczym występuje między pyłem PM_{2,5} a temperaturą ($r = -0,42, p < 0,05$). Można rozróżnić słabą korelację między stężeniami pyłów a prędkością wiatru ($r = -0,34, p < 0,05$), wilgotnością ($r = 0,27, p < 0,05$) i ciśnieniem atmosferycznym ($r = 0,14, p < 0,05$). Wyniki oceny współczynnika korelacji Pearson'a między godzinowymi stężeniami pyłu i zbiorami cech meteorologicznych pokazują, że rozkład wartości pyłów zawieszonych we Wrocławiu i Bydgoszczy

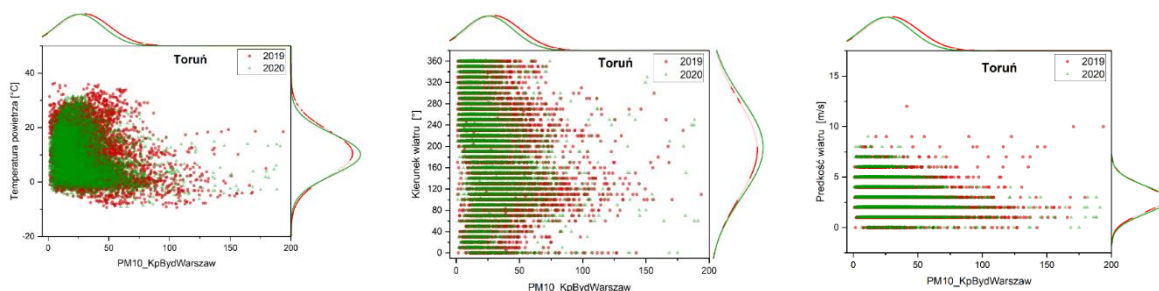
Projekt "Czy wiesz czym oddychasz?" – kampania edukacyjno-informacyjna na rzecz czystszej powietrza - LIFE-MAPPINGAIR/PL
 zależy od parametrów pogodowych, jednak niektóre wpływy meteorologiczne są bardziej specyficzne, a ich skutki są mniej oczywiste.



Ryc. 49 Zależność (współczynnik korelacji r Pearson'a) pomiędzy stężeniem pyłów PM₁₀ oraz PM_{2,5} a parametrami meteorologicznymi dla Wrocławia (górze) i Bydgoszczy (dół) w sezonie grzewczym oraz pozagrzewczym w latach 2019–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW.

Rozkład temperatury, kierunku i prędkości wiatru jest zgodny z rozkładem normalnym, natomiast wartości stężeń pyłów w powietrzu podlegają rozkładowi skośnemu (dodatnie pochYLENIE) (Ryc. 50).





Ryc. 50 Rozkład stężeń pyłu zawieszonego PM₁₀ oraz temperatury, kierunku i prędkości wiatru dla Wrocławia (góra) Torunia (dół) w latach 2019–2020. Na podstawie danych serwisu IMGW.

5. Analiza epizodów o wysokich stężeniach wybranych zanieczyszczeń atmosferycznych

Głównym czynnikiem wpływającym na jakość powietrza jest wzrost emisji z systemów grzewczych oraz warunki dyspersji zanieczyszczeń. Zazwyczaj pogorszenie warunków aerosanitarnych jest związane z tworzeniem się układu wyżowego, kiedy nad Polskę napływa chłodne powietrze polarno-kontynentalne ze wschodu lub północnego-wschodu. Stopniowy spadek temperatury, niska prędkość wiatru, warstwa mieszania ograniczona poprzez utrzymywanie się inwersji temperatury prowadzą do kumulacji zanieczyszczeń i mogą przyczynić się do wystąpienia epizodów wysokich stężeń pyłów zawieszonych w atmosferze. Analizując dane dotyczące przebiegu stężeń godzinnych pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ ze stacji monitoringu jakości powietrza, w powiązaniu z panującymi tam warunkami meteorologicznymi, można zauważyć zależność częstotliwości występowania epizodów podwyższonych stężeń zanieczyszczeń od temperatury powietrza, kierunku i prędkości wiatru wraz ze zmiennością stratyfikacji termicznej atmosfery.

Okresy wysokich stężeń PM_{10} (przekroczenia dobowego poziomu dopuszczalnego $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) występowały we Wrocławiu oraz w Bydgoszczy w styczniu–lutym (Ryc. 51; Ryc. 54; Ryc. 73; Ryc. 76), kwietniu 2019 (Ryc. 57; Ryc. 79) oraz w styczniu–lutym 2020 r. (Ryc. 61; Ryc. 65; Ryc. 82), marcu–kwietniu 2020 r. (**Błąd! Nie można odnaleźć źródła odwołania.** Ryc. 85) oraz listopadzie–grudniu 2020 r. (Ryc. 69; Ryc. 88), a trzy takie epizody w każdym roku są przedstawione poniżej. Generalnie, wybrane terminy charakteryzowały się znacznym wzrostem stężeń pyłów PM_{10} , często spowodowanym spadkiem temperatury powietrza i niekorzystnymi warunkami przewietrzania, wpływem bezwietrznej i bezchmurnej pogody. Najwyższe stężenie dobowe wyniosło w tym czasie powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a godzinowe stężenie przekraczało $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ryc. 51; Ryc. 54; Ryc. 79; Ryc. 82; Ryc. 85). Niskie temperatury średniodobowe w sezonie grzewczym przyczyniły się do zwiększonej emisji zanieczyszczeń z sektora komunalno-butowego, powodując zarazem skok stężeń $PM_{2,5}$. Dodatkowo niskie prędkości wiatru sprzyjały akumulacji zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni ziemi. Niekorzystne warunki pogodowe wyraźnie zaznaczyły się na wzroście stężeń, a niewielkie różnice stężeń pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ mierzone na stacji GIOŚ świadczą, że na kształtowanie się stężeń pyłów zawieszonych wpływały przede wszystkim źródła lokalne.

Stopniowy spadek temperatury i prędkości wiatru sprzyjał rozwojowi inwersji termicznych ograniczających zasięg pionowego mieszania w atmosferze, co powodowało duży udział równowagi słabo chwiejnej oraz powstawanie stałej równowagi atmosfery. Dane pochodzące z sondazy aerologicznych we Wrocławiu (IMGW) wskazały występowanie inwersji wzniesionych na małych wysokościach (300–500 m) oraz duży gradient temperatury przygruntowych inwersji termicznych podczas nocy. Zaleganie inwersji i występowanie warstwy mieszania o niewielkiej miąższości, szczególnie w godzinach nocnych, ograniczało pionowe ruchy w atmosferze i mieszanie się powietrza zarówno w profilu pionowym, jak i w poziomie (Ryc. 59; Ryc. 63; Ryc. 67; Ryc. 71). Takie warunki meteorologiczne przyczyniły się do stopniowego kumulowania się zanieczyszczeń pochodzących z lokalnych źródeł w przygruntowej warstwie powietrza.

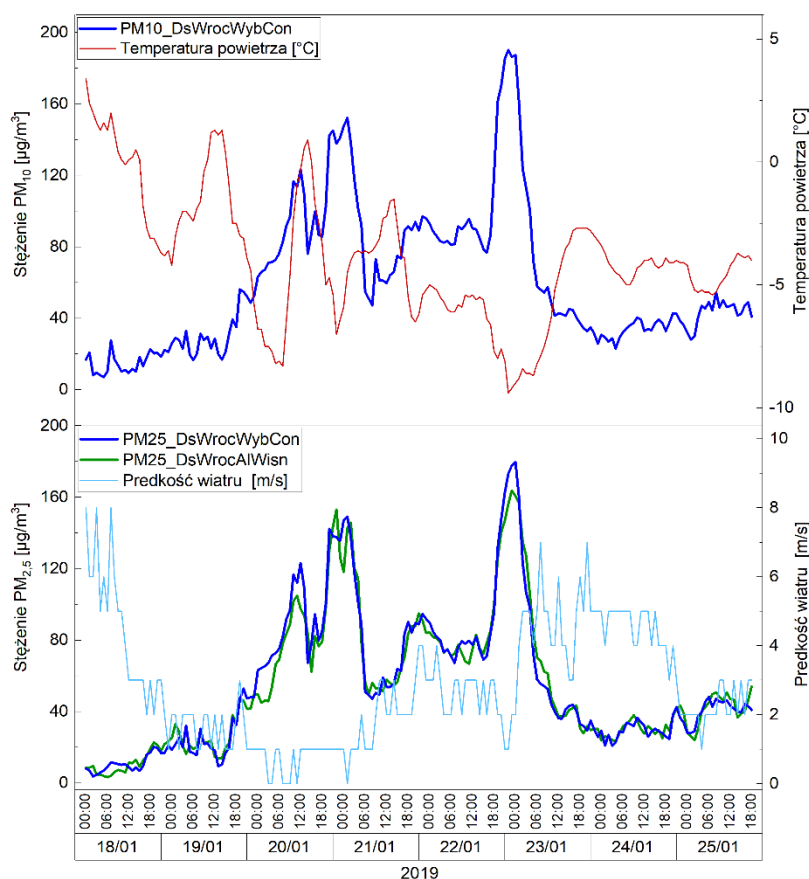
W latach 2019–2020 przekroczenia dopuszczalnego poziomu stężenia PM_{10} w sezonie grzewczym występowały z największą frekwencją w antycyklonalnym typie pogody, w połączeniu ze stabilną stratyfikacją atmosfery (Ryc. 53; Ryc. 56; Ryc. 60; Ryc. 64; Ryc. 68; Ryc. 72; Ryc. 75; Ryc. 78; Ryc. 81; Ryc. 84; Ryc. 87; Ryc. 90). W całym okresie grzewczym zdecydowanie wyższe stężenia pyłu obserwuje się przez większość dni w czasie ujemnych temperatur powietrza (z minimalną temperaturą poniżej od -2 do poniżej -8°C). Przeciętnie najwyższe stężenia występowały dla temperatury poniżej -5°C .

Najwyższe skrajne stężenia w badanym okresie odnotowano jednakże w sytuacjach sprzyjających rozwojowi stałej stratyfikacji powietrza z dominacją wiatrów bardzo słabych i słabych (1–2 m/s) z sektora NW-NNW (Ryc. 52; Ryc. 55; Ryc. 58; Ryc. 62; Ryc. 66; Ryc. 70; Ryc. 74; Ryc. 77; Ryc. 80; Ryc. 83; Ryc. 86; Ryc. 89). Stosunkowo często obserwowanym zjawiskiem były inwersje temperatury o znacznej miąższości. Takie sytuacje synoptyczne, z zespołem współzależnych czynników (np. rzeźba terenu), ograniczają zasięg pionowego mieszania i dyspersję zanieczyszczeń, prowadząc do występowania epizodów podwyższonych stężeń zanieczyszczeń w okresie grzewczym.

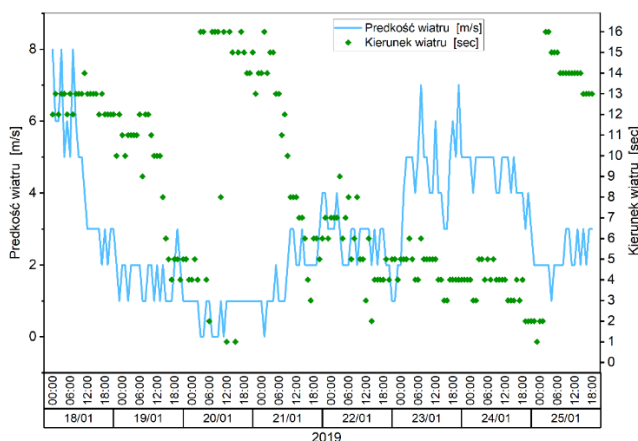
Poprawa jakości powietrza w analizowanym okresie związana była ze zmianą warunków synoptycznych: zwiększeniem prędkości wiatru oraz temperatury. Nawet nieznaczny wzrost prędkości wiatru i napływ świeżych mas powietrza sprzyjał spadkowi stężeń pyłu oraz oczyszczeniu atmosfery. Wzrost temperatury powietrza przyczyniał się do rozwoju konwekcji w warstwie przygruntowej oraz do stopniowego wzrostu wysokości warstwy mieszania i poprawy warunków rozprzestrzeniania zanieczyszczeń.

5.1 PMx

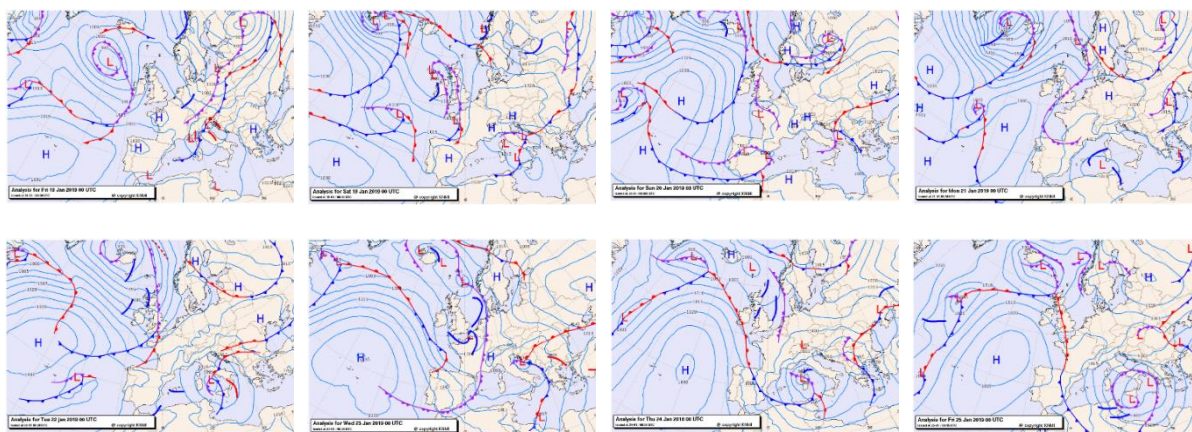
5.1.1 Wrocław 18–25.01.2019



Ryc. 51. Przebieg stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) we Wrocławiu w dniach 18–25.01.2019.

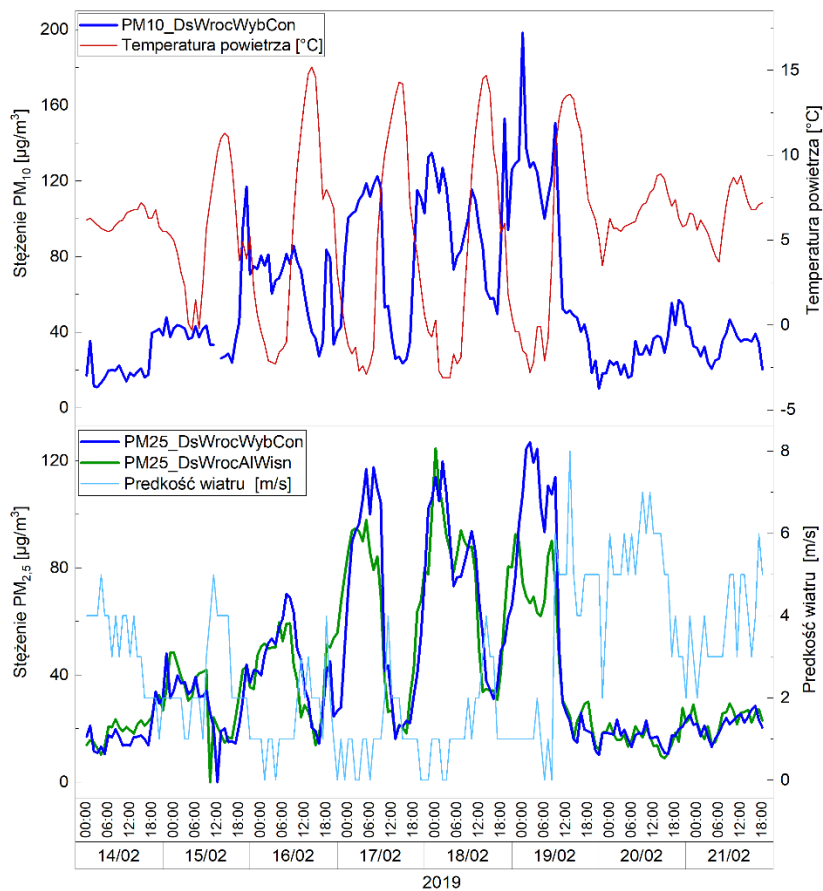


Ryc. 52 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 18–25.01.2019.

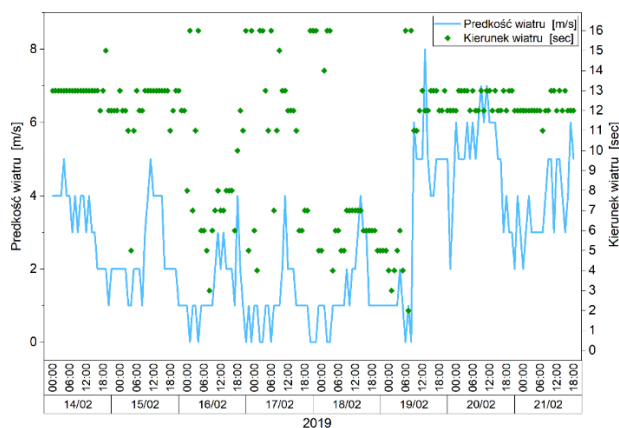


Ryc. 53 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 18–25.01.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

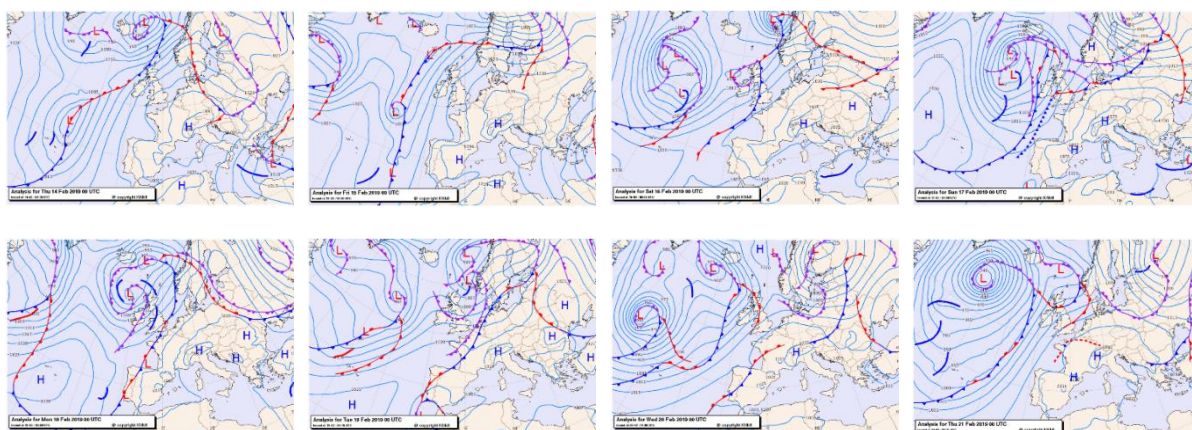
5.1.2 Wrocław 14–21.02.2019



Ryc. 54 Przebieg stężenia pyłu zawieszonoo PM₁₀ (górný) oraz PM_{2,5} (dolny) we Wrocławiu w dniach 14–21.02.2019.

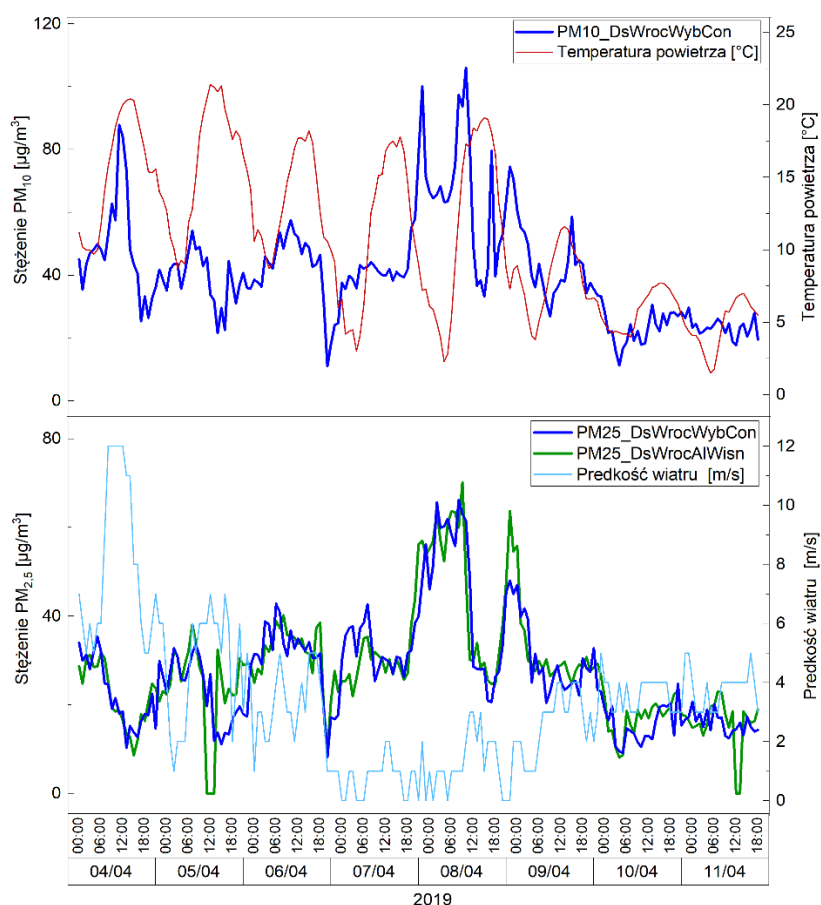


Ryc. 55 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 14–21.02.2019

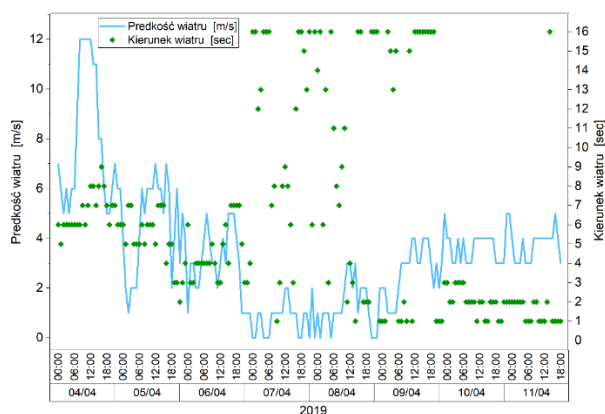


Ryc. 56 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 14–21.02.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

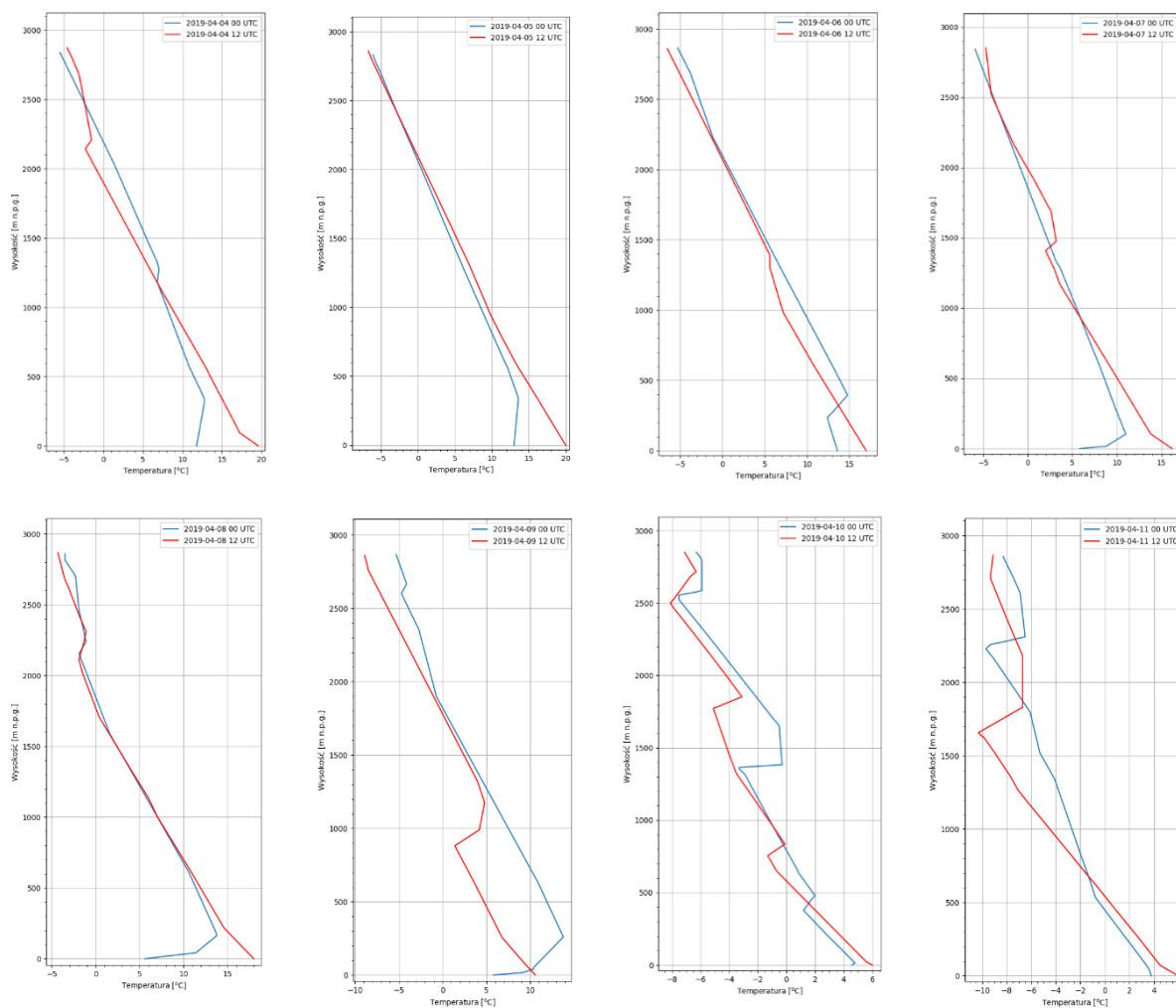
5.1.3 Wrocław 04–11.04.2019



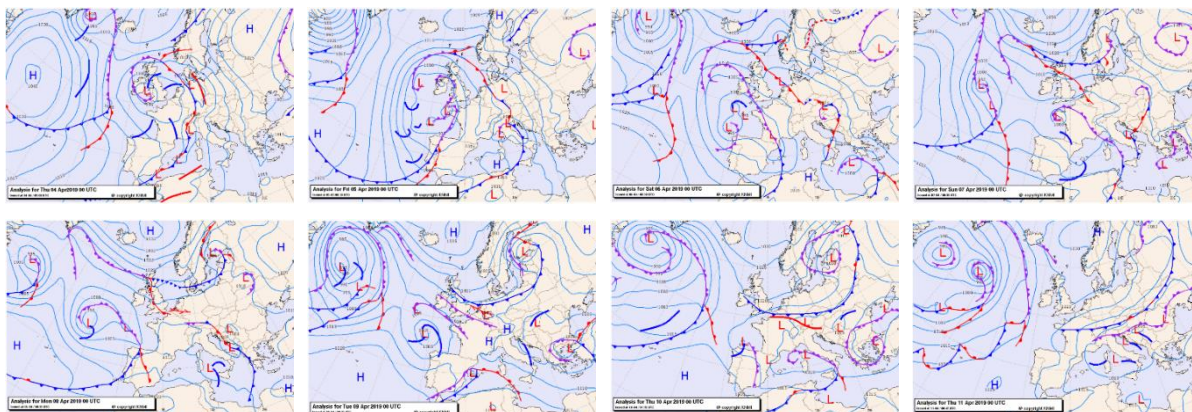
Ryc. 57 Przebieg stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) we Wrocławiu w dniach 04–11.04.2019.



Ryc. 58 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 04–11.04.2019.

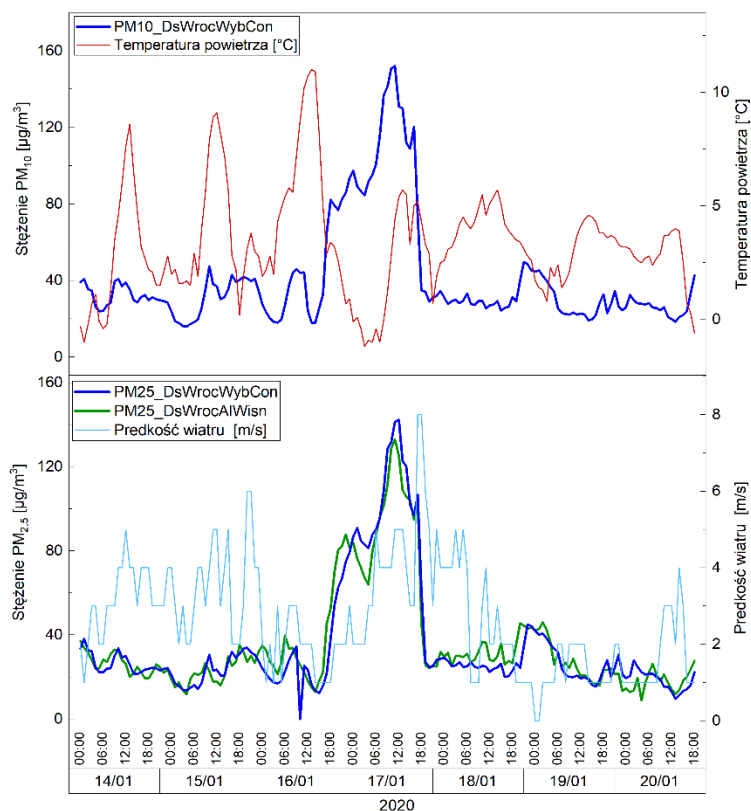


Ryc. 59 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 04–11.04.2019, na podstawie danych University of Wyoming.

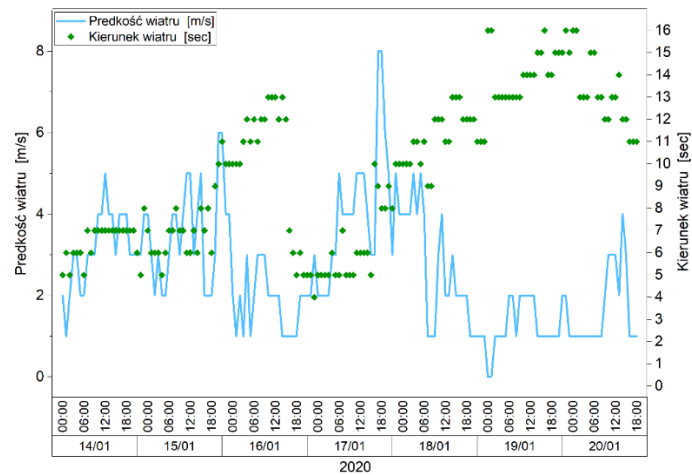


Ryc. 60 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 04–11.04.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

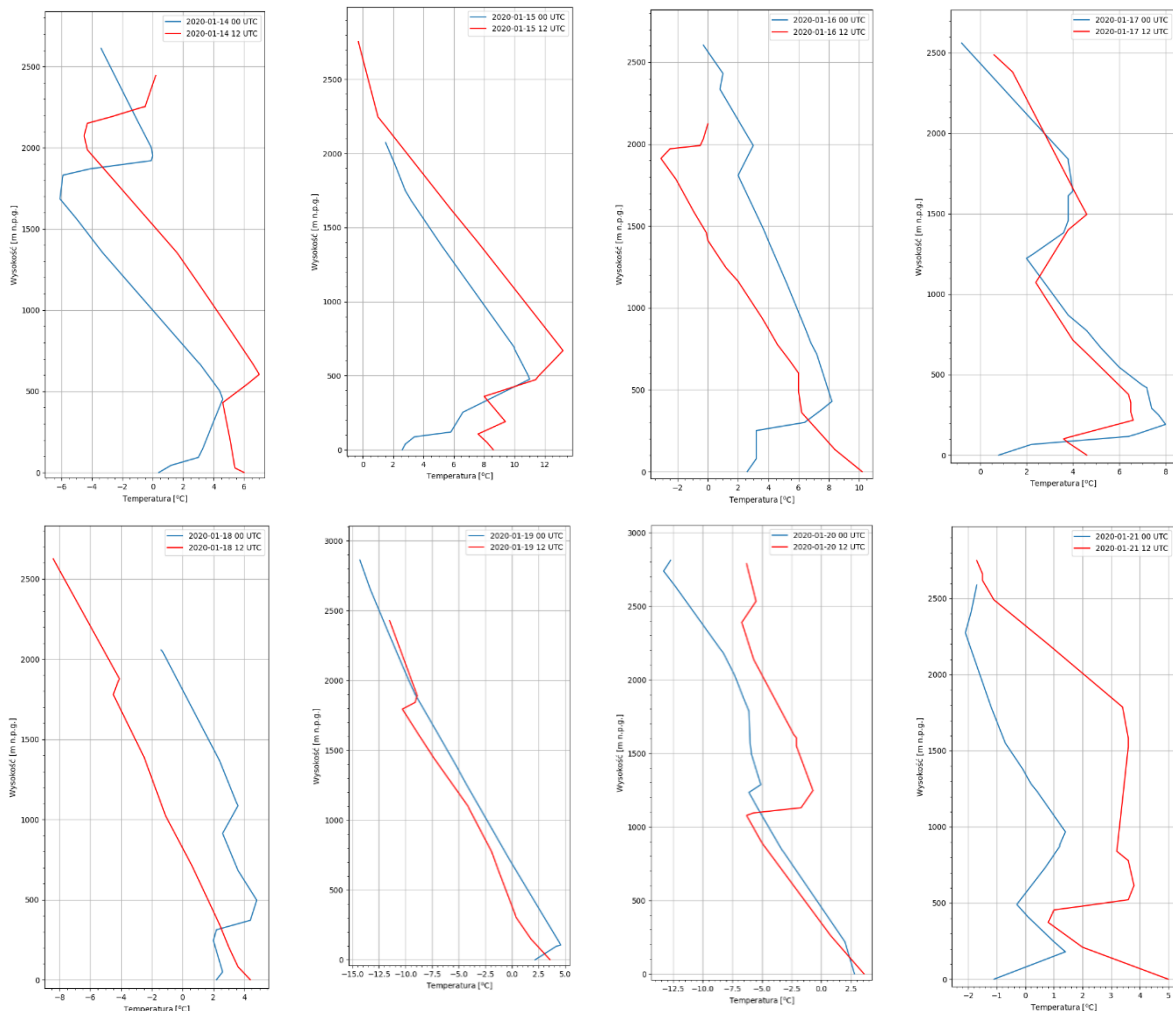
5.1.4 Wrocław 14–20.01.2020



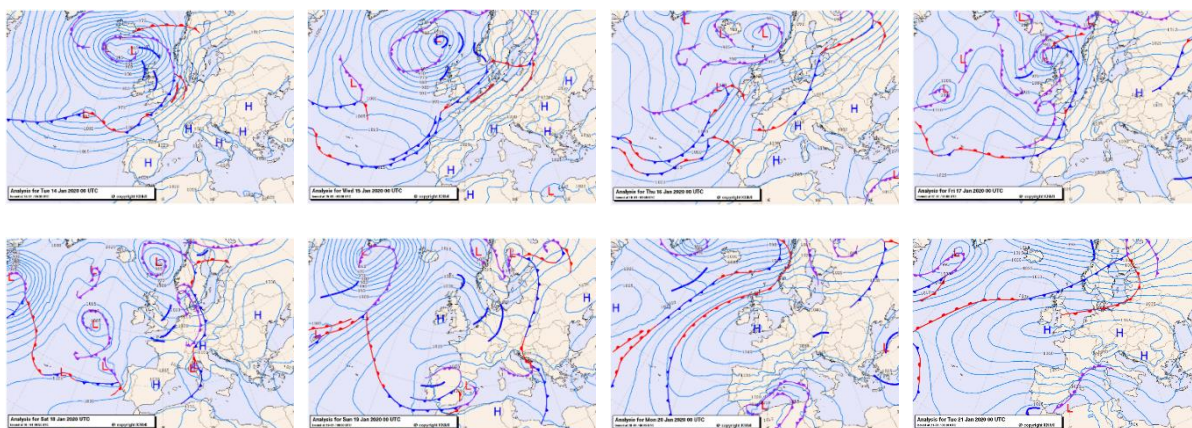
Ryc. 61 Przebieg stężenia pyłu zawieszzoneo PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) we Wrocławiu w dniach 14–20.01.2020.



Ryc. 62 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 14–20.01.2020.

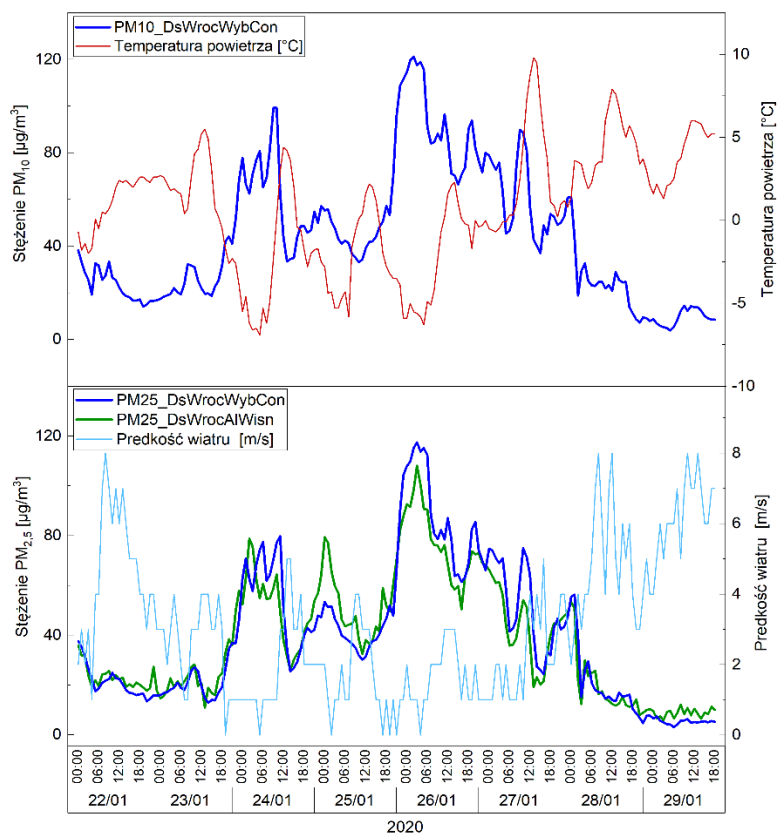


Ryc. 63 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 14–20.01.2020, na podstawie danych University of Wyoming.

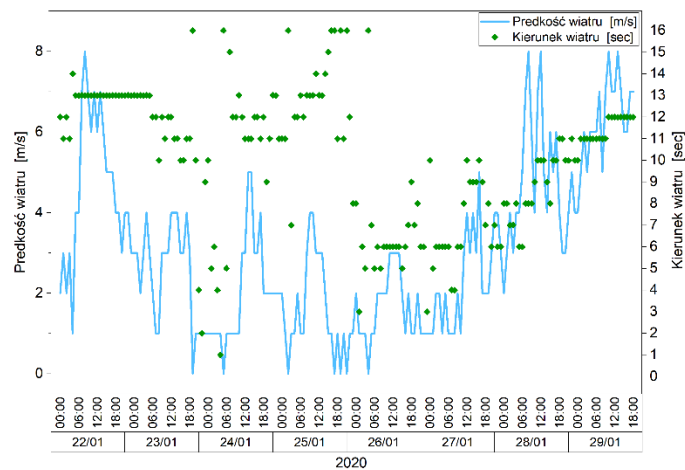


Ryc. 64 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 14–20.01.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

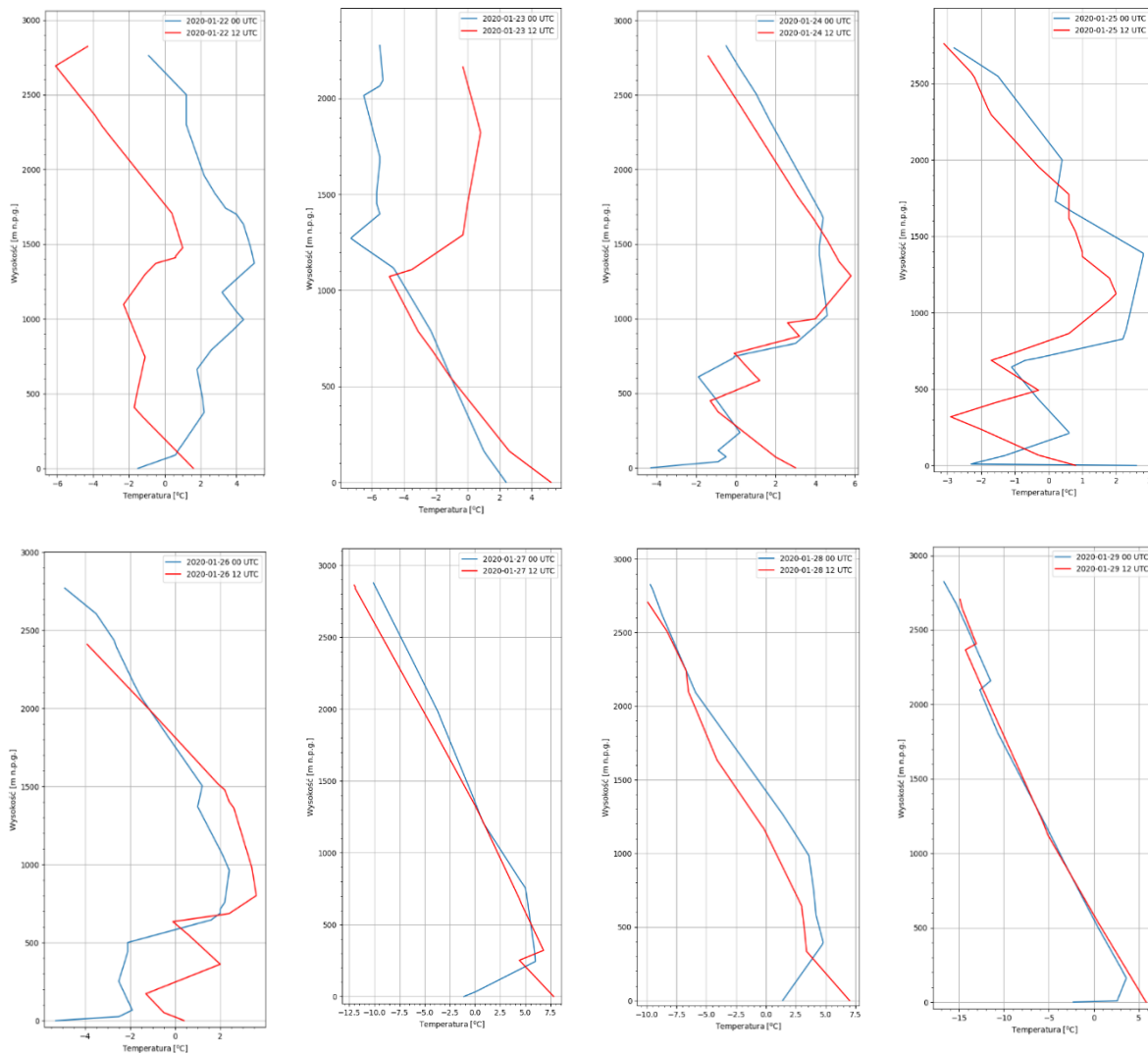
5.1.5 Wrocław 22–29.01.2020



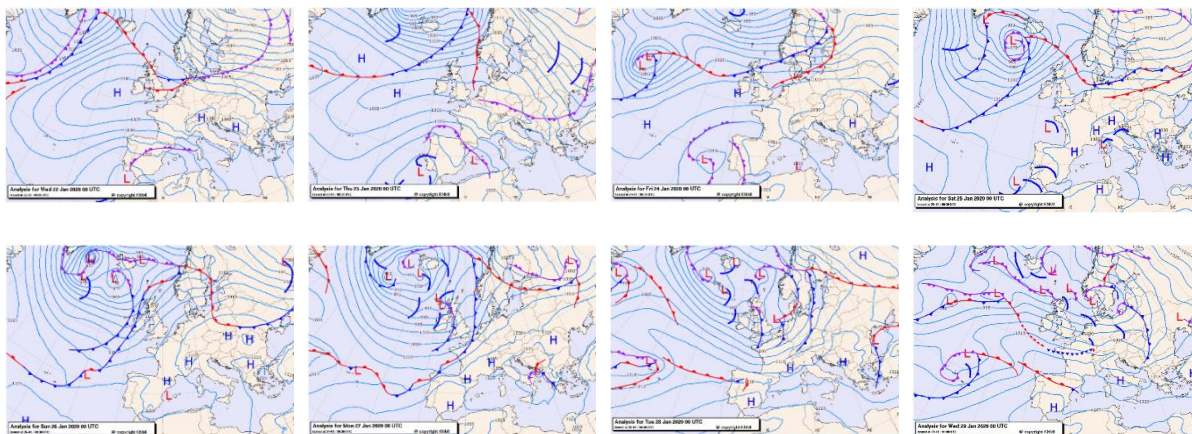
Ryc. 65 Przebieg stężenia pyłu zawieszonego PM10 (górny) oraz PM2,5 (dolny) we Wrocławiu w dniach 22–29.01.2020.



Ryc. 66 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 22–29.01.2020.

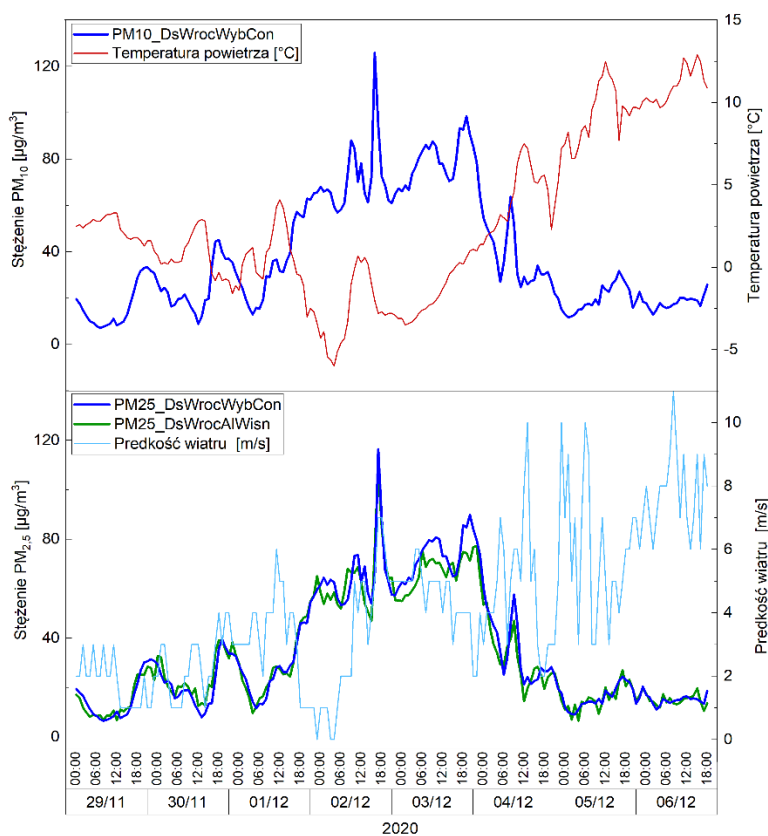


Ryc. 67 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 22–29.01.2020, na podstawie danych University of Wyoming.

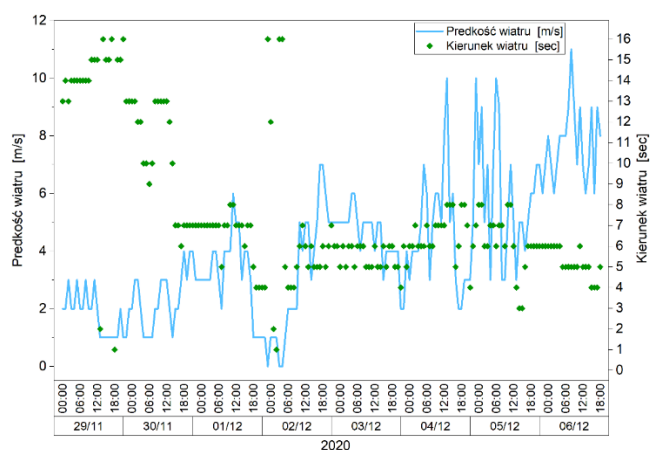


Ryc. 68 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 22–29.01.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

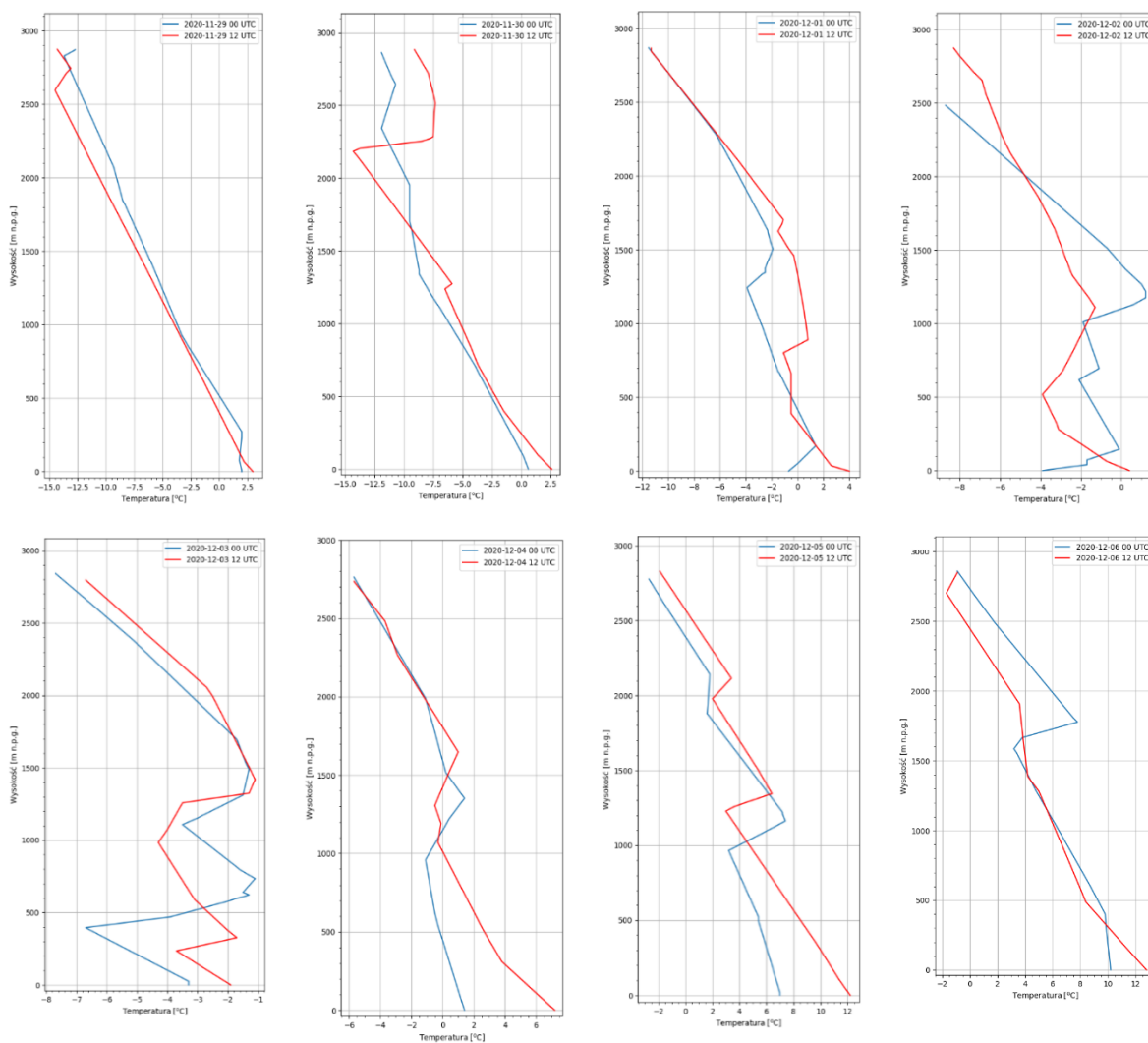
5.1.6 Wrocław 29.11–06.12.2020



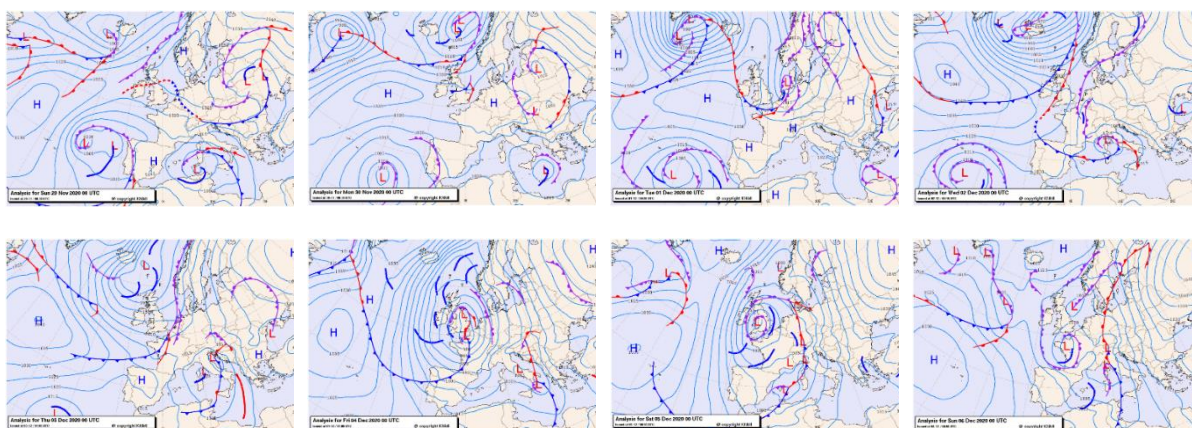
Ryc. 69 Przebieg stężenia pyłu zawieszony PM10 (górny) oraz PM2,5 (dolny) we Wrocławiu w dniach 29.11–06.12.2020



Ryc. 70 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 29.11–06.12.2020.

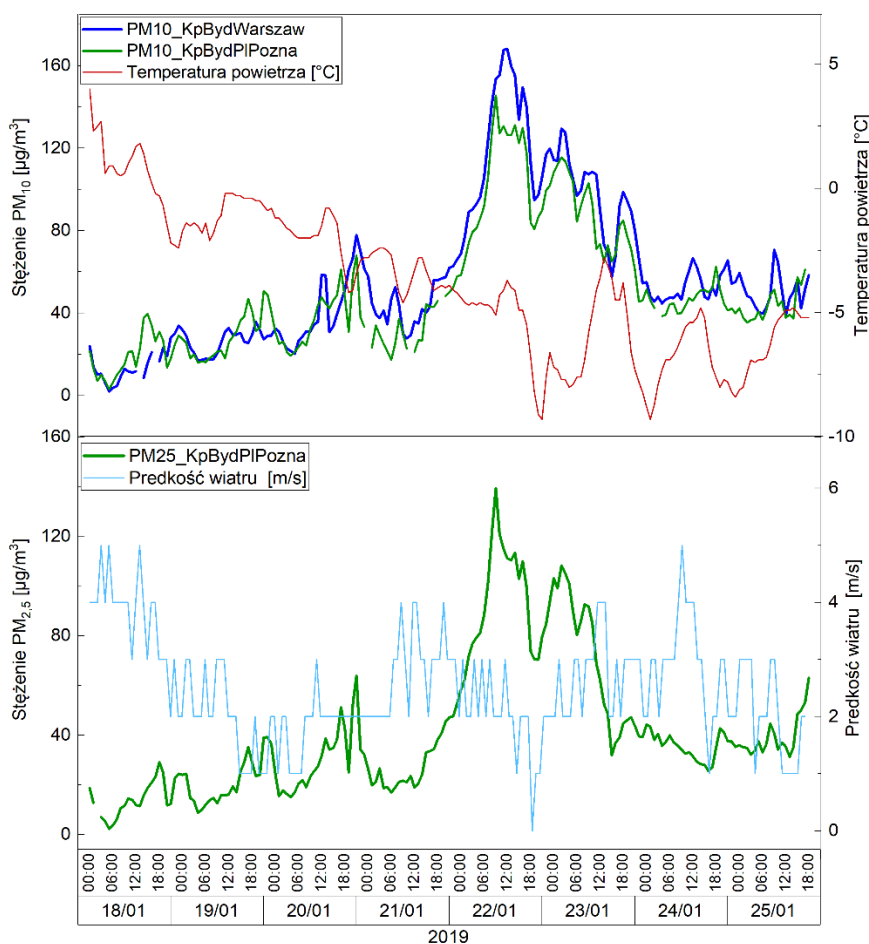


Ryc. 71 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 29.11–06.12.2020, na podstawie danych University of Wyoming.

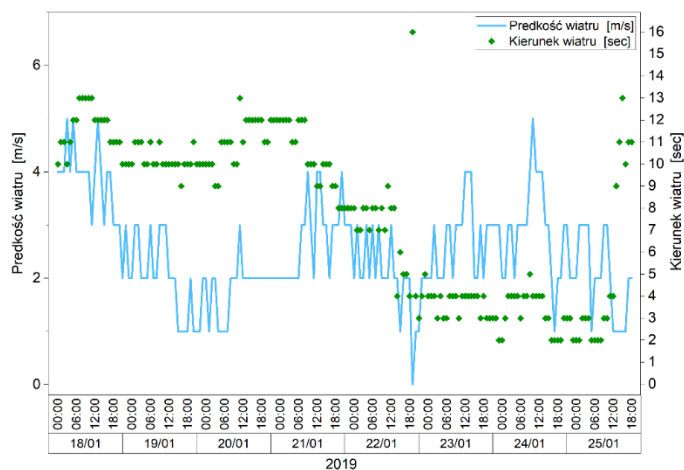


Ryc. 72 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 29.11–06.12.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/dagegevens/weerkaarten>).

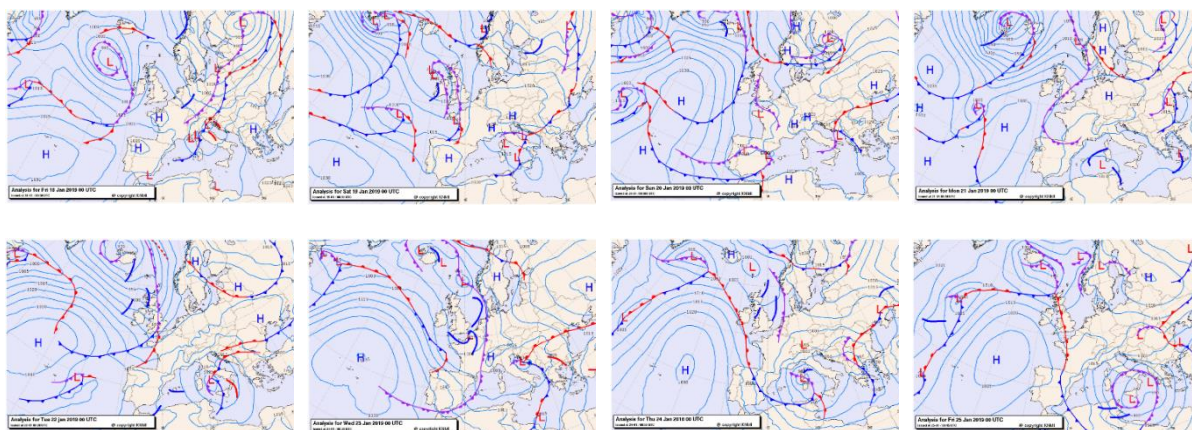
5.1.7 Bydgoszcz 18–25.01.2019



Ryc. 73 Przebieg stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) w Bydgoszczy w dniach 18–25.01.2019.

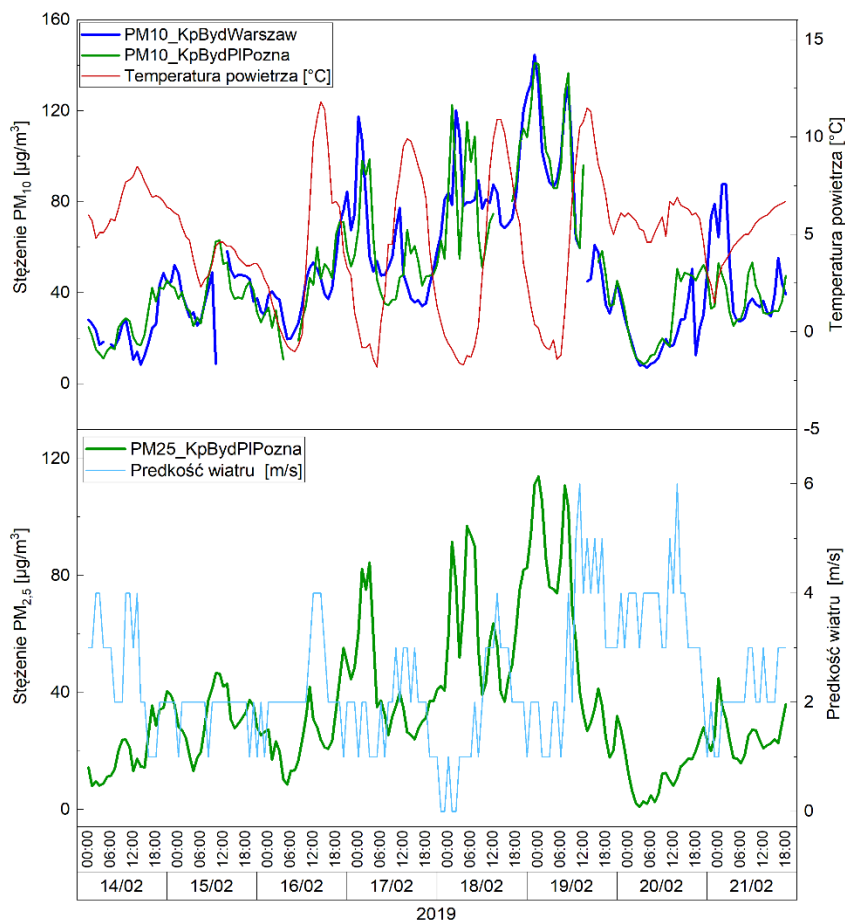


Ryc. 74 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 18–25.01.2019.

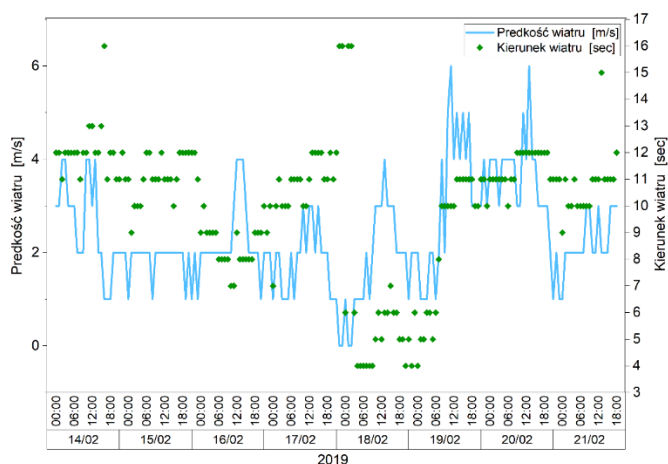


Ryc. 75 Sytuacja baryczna na p.m. w Bydgoszczy w dniach 18–25.01.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

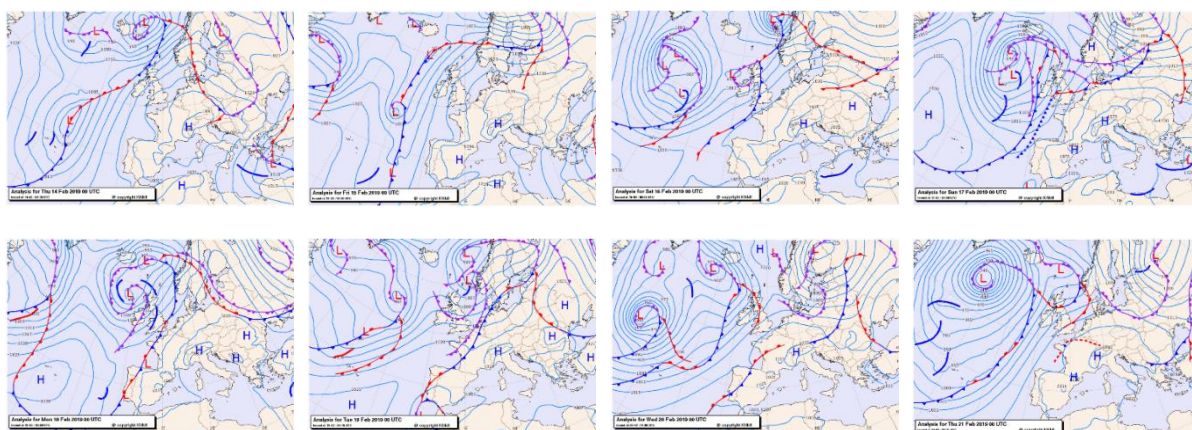
5.1.8 Bydgoszcz 14–21.02.2019



Ryc. 76 Przebieg stężenia pyłu zawieszonoo PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) w Bydgoszczy w dniach 14–21.02.2019.

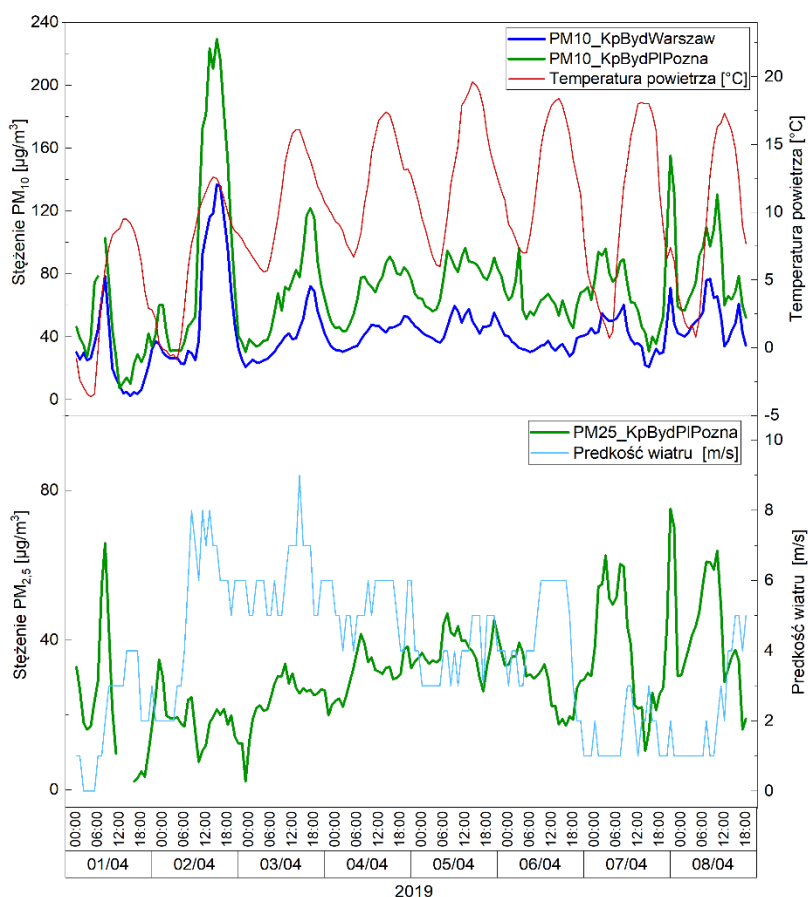


Ryc. 77 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 14–21.02.2019.

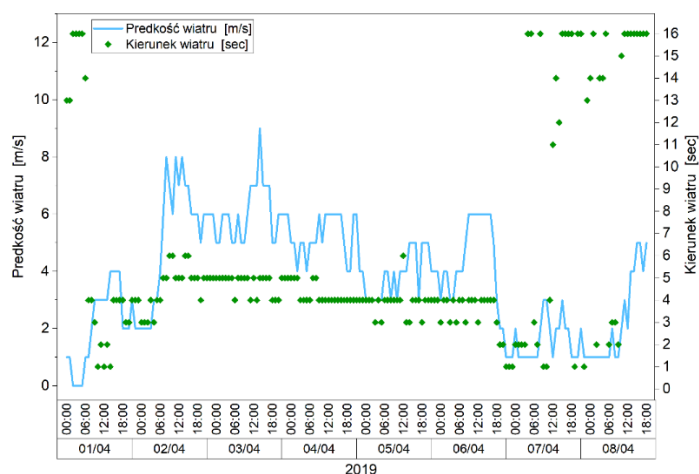


Ryc. 78 Sytuacja baryczna na p.m. w Bydgoszczy w dniach 14–21.02.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

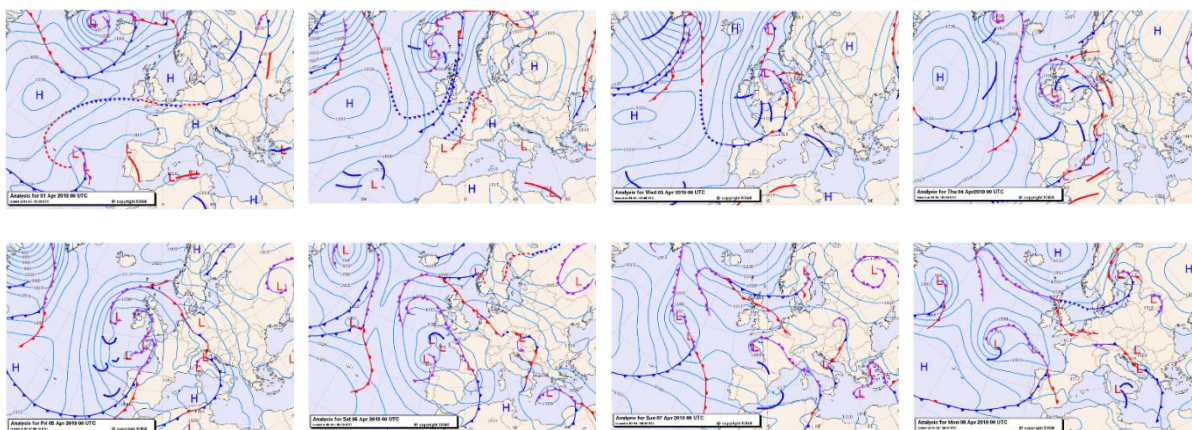
5.1.9 Bydgoszcz 01–08.04.2019



Ryc. 79 Przebieg stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) w Bydgoszczy w dniach 01–08.04.2019.

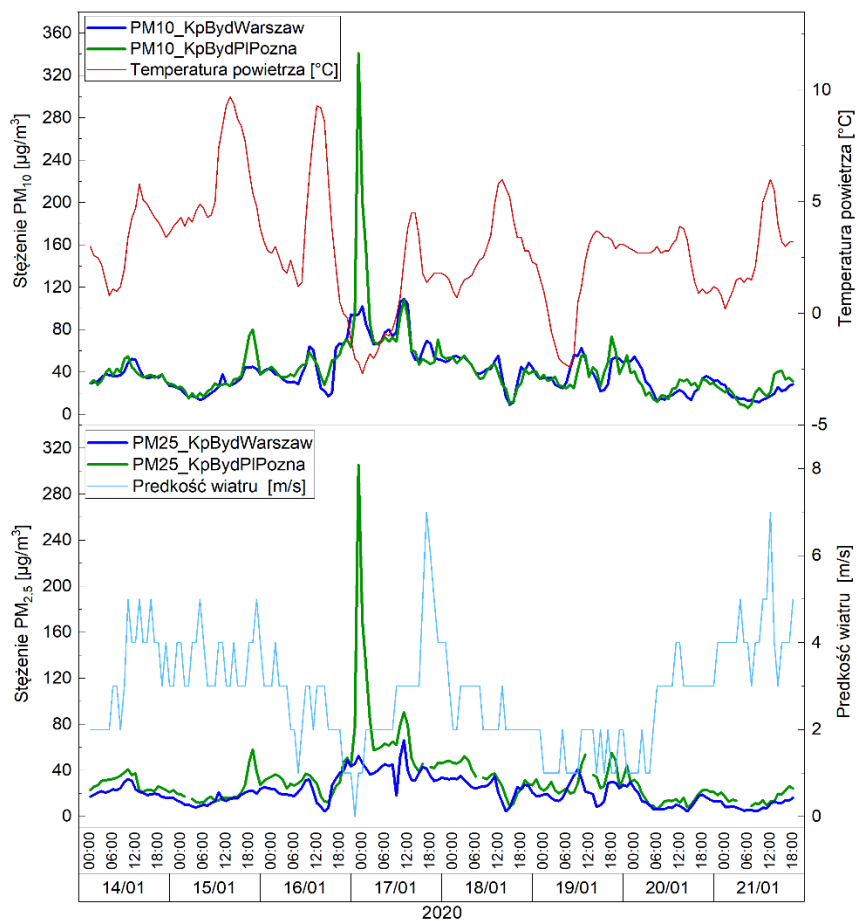


Ryc. 80 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 01–08.04.2019.

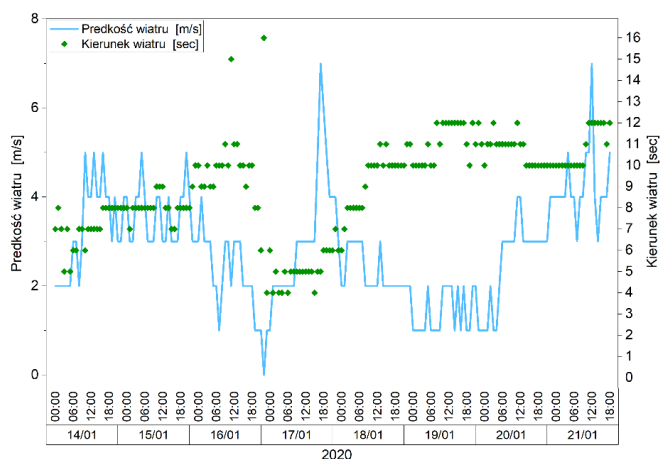


Ryc. 81 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 01–08.04.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

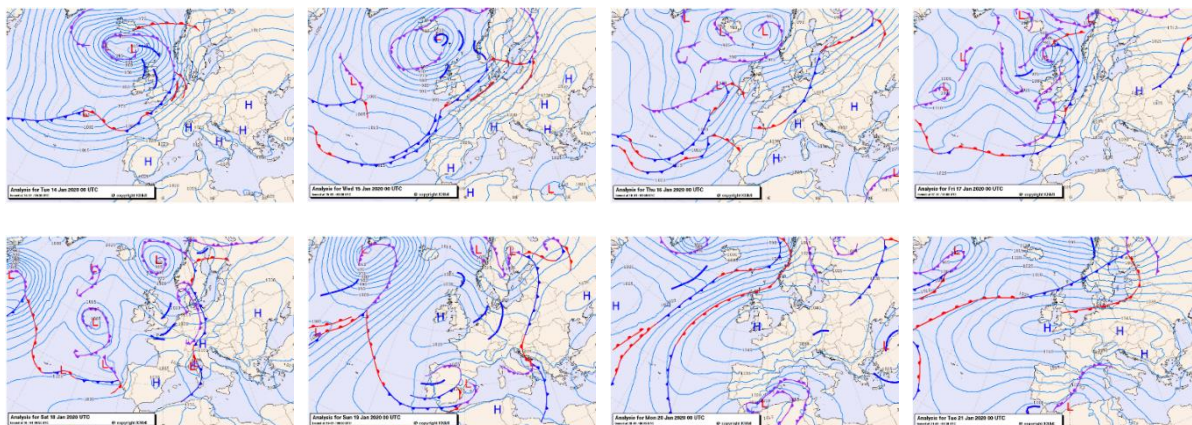
5.1.10 Bydgoszcz 14–21.01.2020



Ryc. 82 Przebieg stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) w Bydgoszczy w dniach 14–21.01.2020.

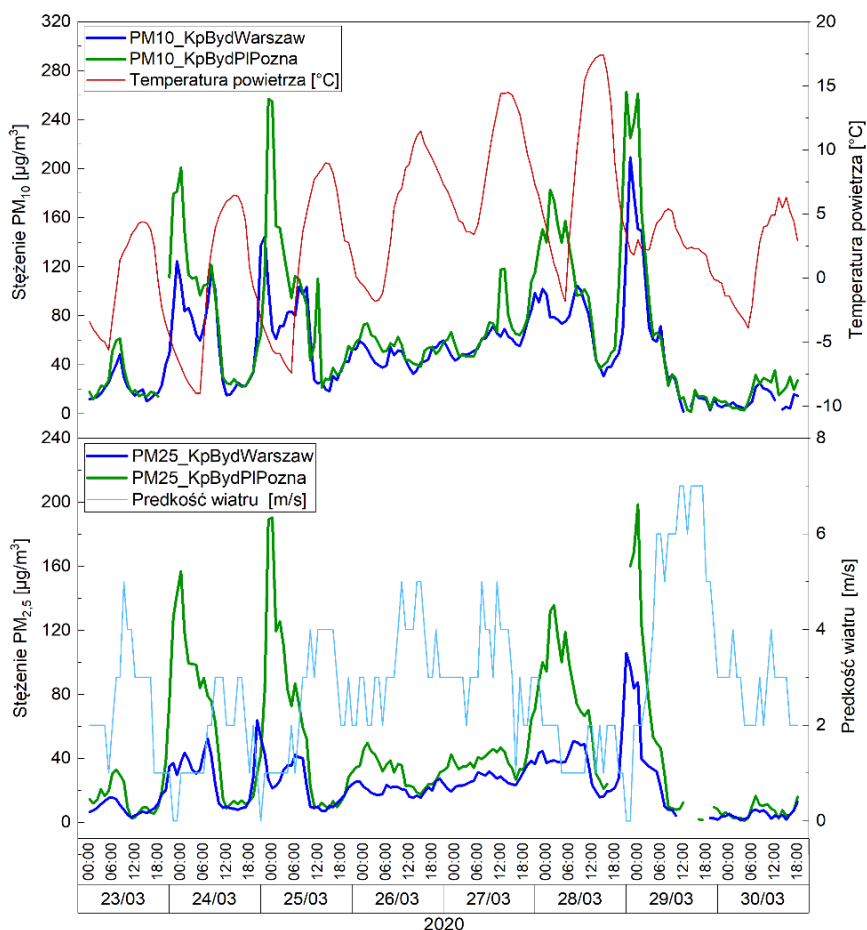


Ryc. 83 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 14–21.01.2020.

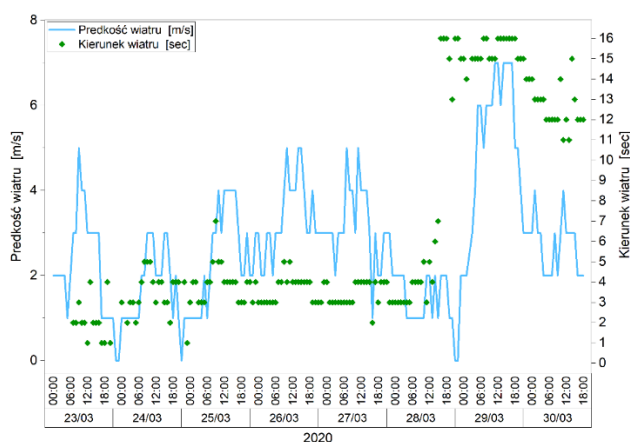


Ryc. 84 Sytuacja baryczna na p.m. w Bydgoszczy w dniach 14–21.01.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/dagegevens/weerkaarten>).

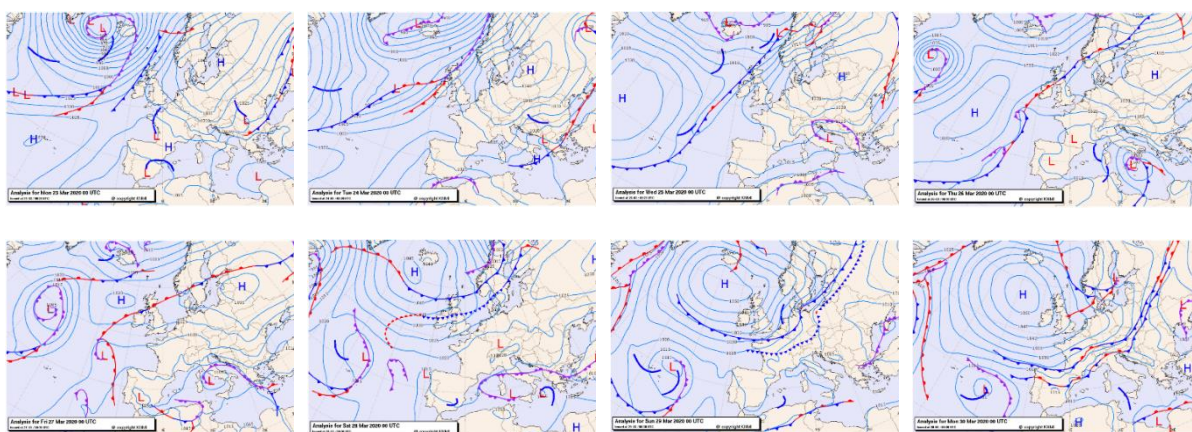
5.1.11 Bydgoszcz 23–30.03.2020



Ryc. 85 Przebieg stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ (górny) oraz PM_{2,5} (dolny) w Bydgoszczy w dniach 23–30.03.2020.

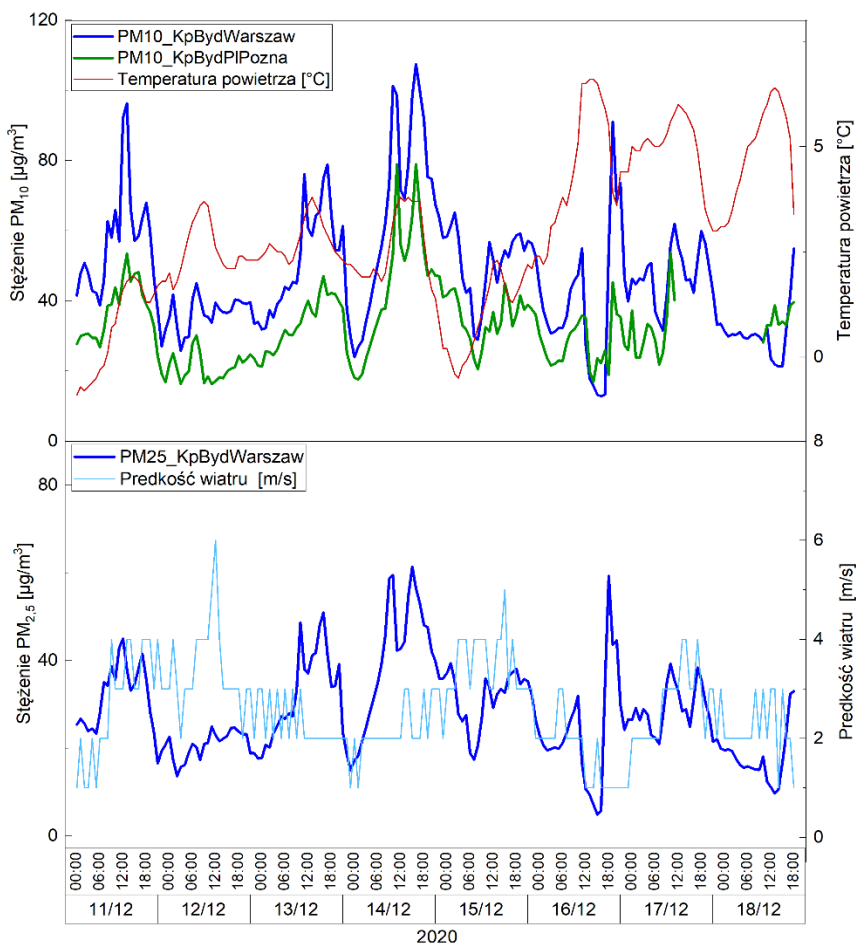


Ryc. 86 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 23–30.03.2020.

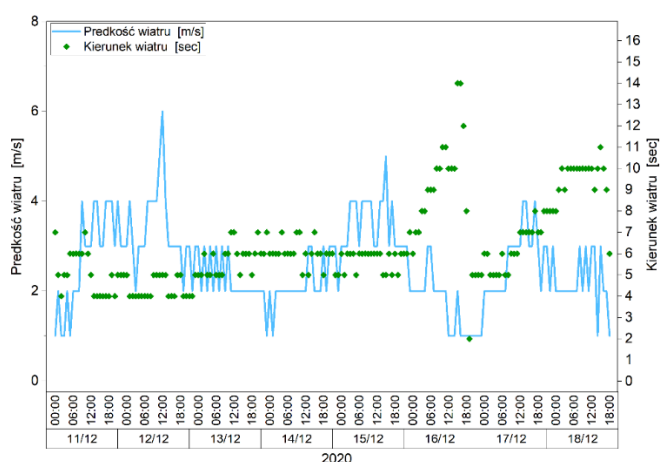


Ryc. 87 Sytuacja baryczna na p.m. w Bydgoszczy w dniach 23–30.03.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

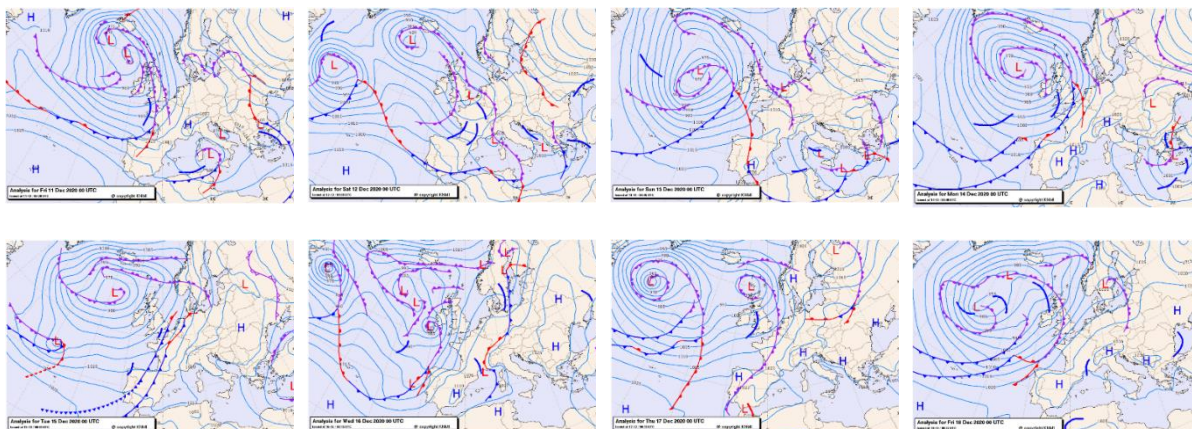
5.1.12 Bydgoszcz 11–18.12.2020



Ryc. 88 Przebieg stężenia pyłu zawieszzoneo PM₁₀ (górný) oraz PM_{2,5} (dolný) w Bydgoszczy w dniach 11–18.12.2020.



Ryc. 89 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 11–18.12.2020.



Ryc. 90 Sytuacja baryczna na p.m. w Bydgoszczy w dniach 11–18.12.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

5.2 Ozon

Ozon troposferyczny jest zanieczyszczeniem wtórnym, które powstaje w wyniku reakcji fotochemicznych tlenków azotu i węglowodorów, pochodzących głównie ze źródeł komunikacyjnych, a także źródeł przemysłowych i naturalnych. Istotny wpływ na wartości stężeń O_3 mają warunki meteorologiczne, zwłaszcza termiczno-solarne oraz lokalna topografia terenu. Szybkość tworzenia się ozonu w atmosferze zależy w dużym stopniu od intensywności promieniowania słonecznego, a powstawaniu ozonu sprzyja słoneczna pogoda wraz z wyższymi temperaturami powietrza.

Ponieważ produkcja ozonu troposferycznego jest ściśle powiązana z warunkami meteorologicznymi, przebieg stężeń O_3 w postaci średnich jednogodzinnych dla poszczególnych serii pomiarowych w latach 2019–2020 przedstawiono wraz z panującymi warunkami atmosferycznymi w otoczeniu wybranych stacji Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ). Największą liczbą przypadków ze stężeniami ozonu przewyższającymi wartość poziomu docelowego ($>120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla Wrocławia oraz Bydgoszczy zaobserwowano w okresie letnim. Najwyższe stężenie ozonu, zanotowane w czerwcu–lipcu (Ryc. 91; Ryc. 107) i sierpniu 2019 r. (Ryc. 95; Ryc. 110), osiągnęło poziom ponad $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, oraz w końcu kwietnia (Ryc. 99), czerwcu–lipcu 2020 (Ryc. 103; Ryc. 113), w zakresie $130\text{--}150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast latem 2019 zdecydowanie najczęściej notowane były stężenia w przedziałach odpowiednio $150\text{--}160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, blisko 18% wszystkich wyników z sezonu. W latach 2019–2020 nie zanotowano przypadków przekroczenia poziomu informowania społeczeństwa dla ozonu, wynoszącego $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (średnia 1-godzinna).

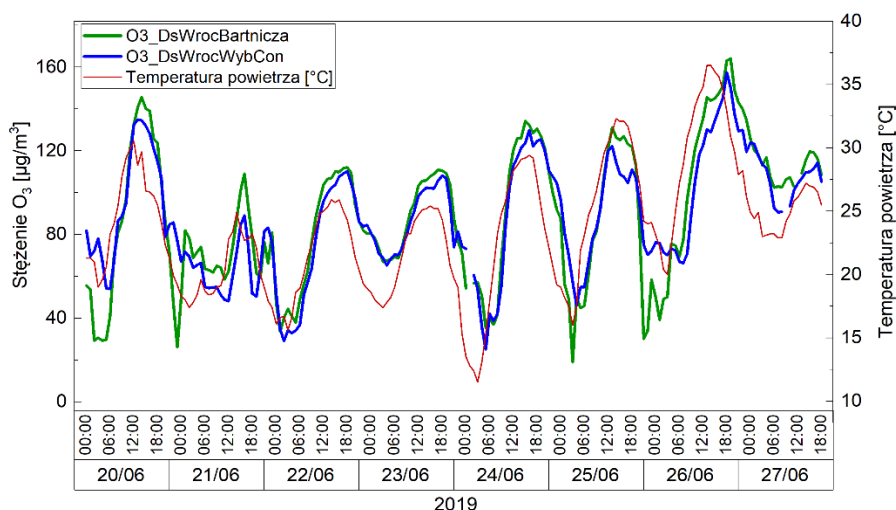
W analizie stwierdzono wyraźną dodatnią zależność stężenia ozonu przy gruncie od temperatury otoczenia ($r = 0,48$, $p < 0,05$; Ryc. 49). Do rozkładu stężeń O_3 przyczyniły się panujące wówczas warunki meteorologiczne, w szczególności temperatura powietrza. Średnia temperatura powietrza latem 2019 roku wynosiła $21,4^\circ\text{C}$, a latem 2020 – ok. $19,6^\circ\text{C}$ (Ryc. 42). Kolejnym czynnikiem wpływającym na rozprzestrzenianie się i transport ozonu jest kierunek i prędkość wiatru. Prędkość wiatru w znacznym stopniu wpływa na poziom stężeń ozonu ($r = 0,38$, $p < 0,05$; Ryc. 49). Podwyższone stężenia obserwuje się w warunkach utrzymywania się słabych wiatrów oraz występowania okresów bezwietrznych (cisza atmosferycznych) (

Ryc. 92; Ryc. 96; Ryc. 100; Ryc. 104; Ryc. 108; Ryc. 111; Ryc. 114). Dłuższe (3–4 dniowe) epizody podwyższonych stężeń ozonu ($>120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, średnia 1-godzinna) miały miejsce w słoneczne, gorące (wzrost temperatury powietrza do 32°C we Wrocławiu) dni o największym

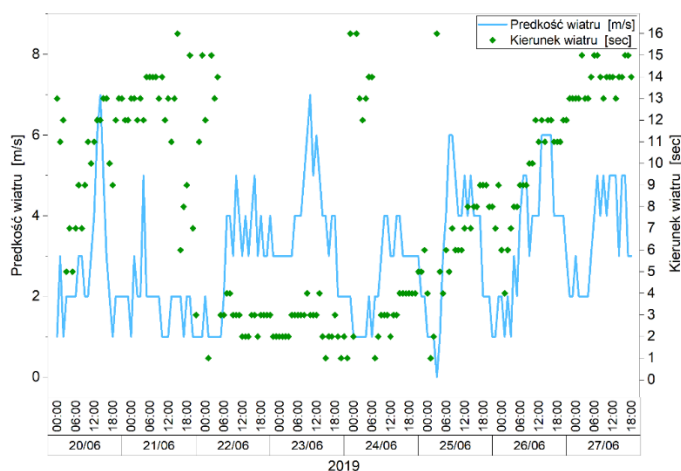
Projekt "Czy wiesz czym oddychasz?" – kampania edukacyjno-informacyjna na rzecz czystszej powietrza - LIFE-MAPPINGAIR/PL natężeniu promieniowania UV (czerwiec-sierpień 2019) pod wpływem bezchmurnej, wyżowej pogody (Ryc. 90; Ryc. 103; Ryc. 110).

W okresie objętym analizą stężenie O_3 odznaczało się wyraźną strukturą dobową, większe w środku dnia i z maksimum przypadającym na godziny 15–18. Stężenia ozonu zmieniają się w nocy, są najniższe o poranku w godzinach 04–06, przy braku promieniowania słonecznego niezbędnego do jego syntezy. W ciągu dnia często dominowała równowaga chwiejna i lekko chwiejna atmosfery, która w warunkach układu ancyklonalnego powodowała duży dopływ promieniowania słonecznego (Ryc. 94; Ryc. 98; Ryc. 102; Ryc. 106; Ryc. 109; Ryc. 112; Ryc. 115). Występowanie dużej wysokości warstwy mieszania umożliwiło intensywną wymianę mas powietrza, co sprzyjało powstawaniu ozonu przyziemnego (Ryc. 93; Ryc. 97; Ryc. 101; Ryc. 105). Amplitudy dobowe stężeń O_3 są większe w sezonie letnim, osiągają wartości rzędu 40–80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Takie wahania stężeń wynikały przede wszystkim z obniżenia emisji prekursorów ozonu na danym terenie, głównie transportu drogowego, oraz zachmurzenia i zmiany dopływu promieniowania słonecznego do powierzchni Ziemi, przy spadku temperatury powietrza.

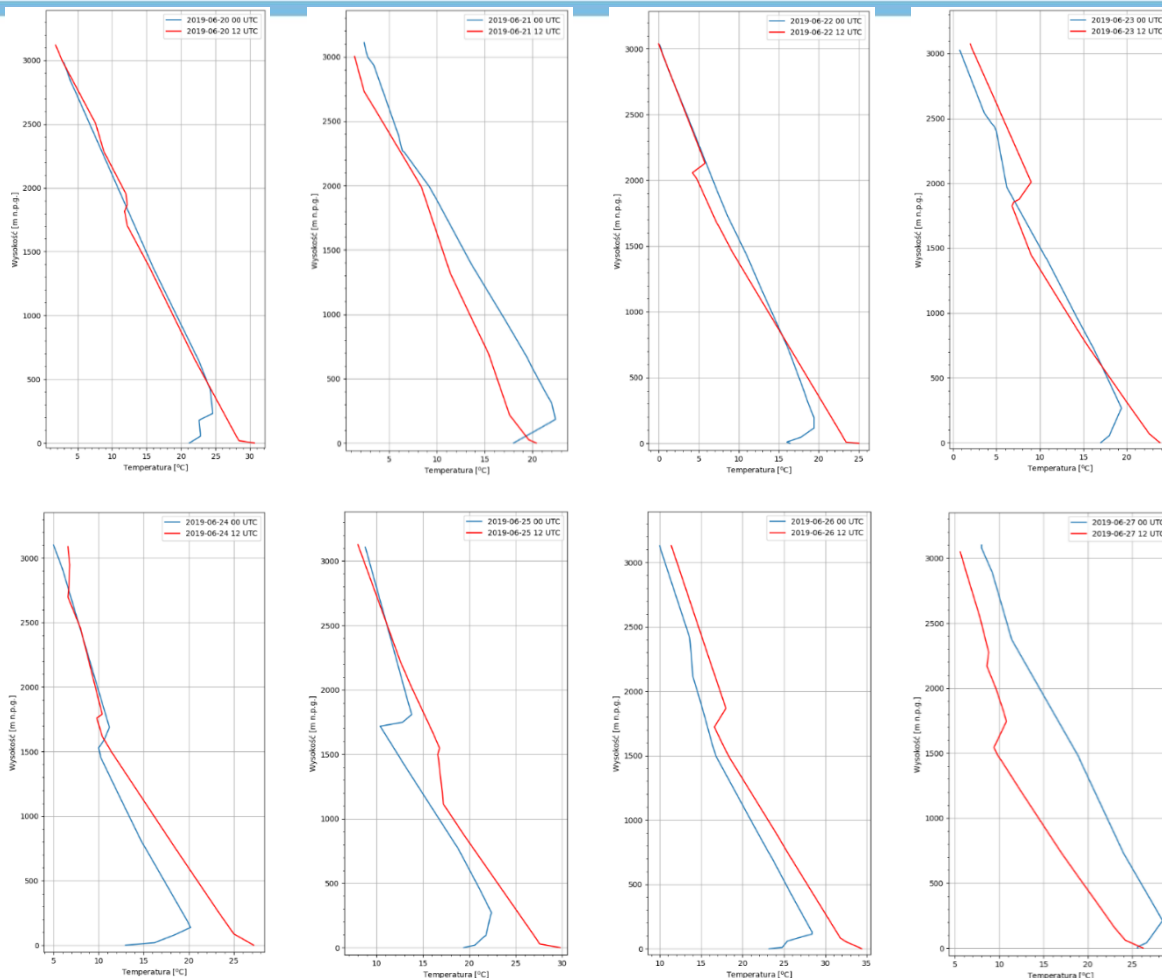
5.2.1 Wrocław O_3 20–27.06.2019



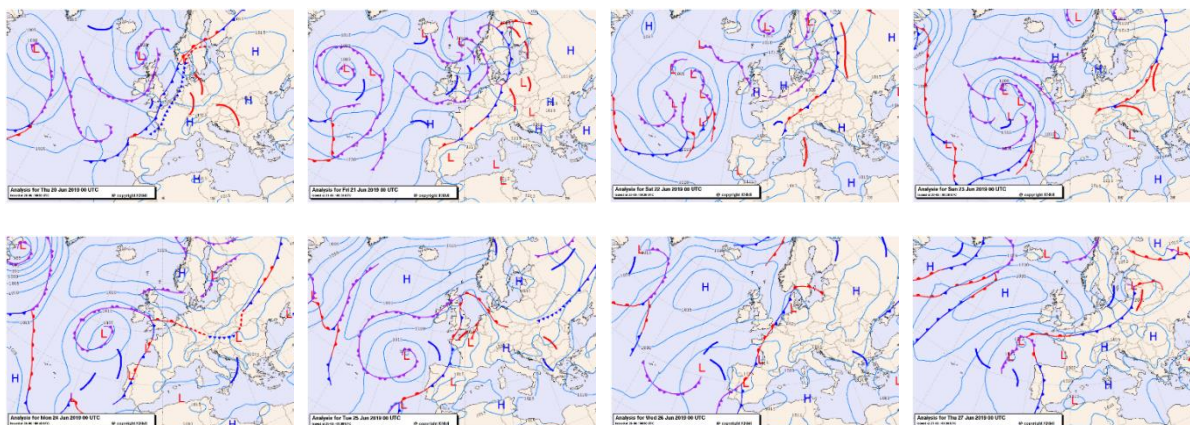
Ryc. 91 Przebieg stężenia Ozonu we Wrocławiu w dniach 20–27.06.2019.



Ryc. 92 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 20–27.06.2019.

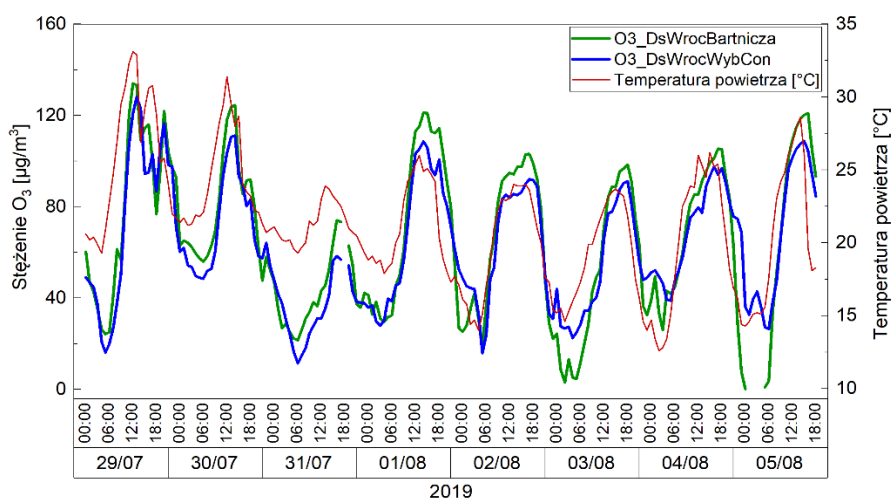


Ryc. 93 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 20–27.06.2019, na podstawie danych University of Wyoming.

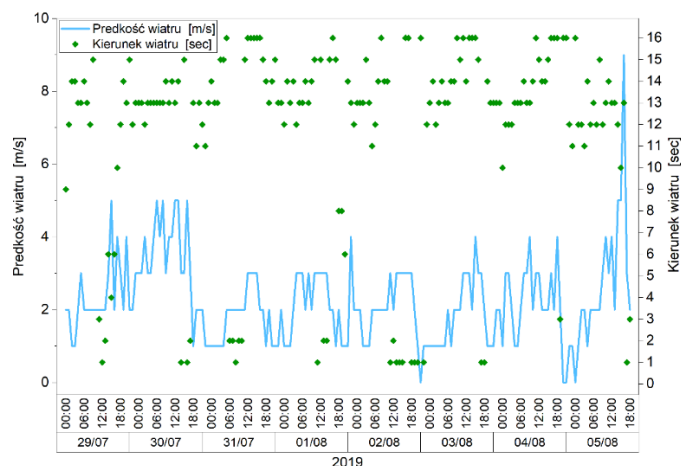


Ryc. 94 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 20–27.06.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

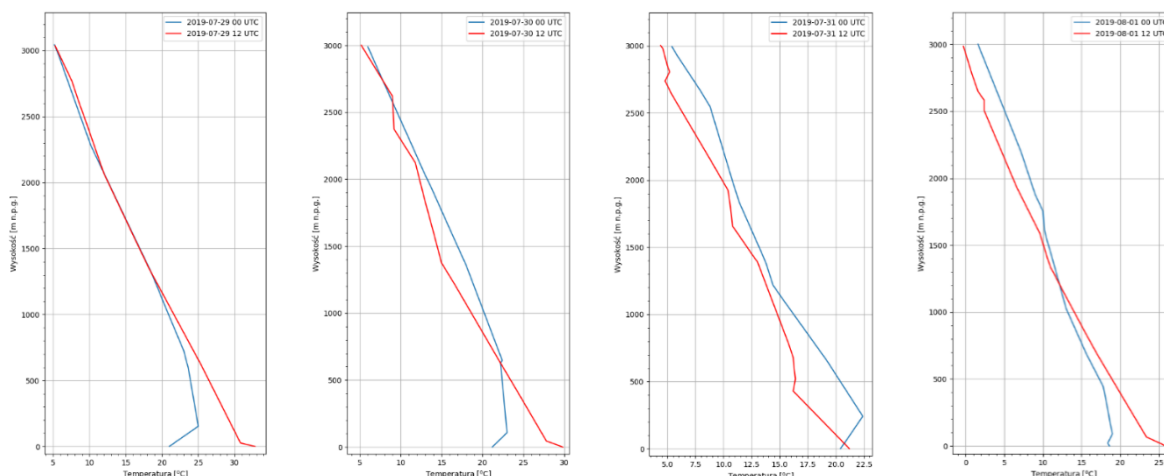
5.2.2 Wrocław O₃ 29.07–05.08.2019

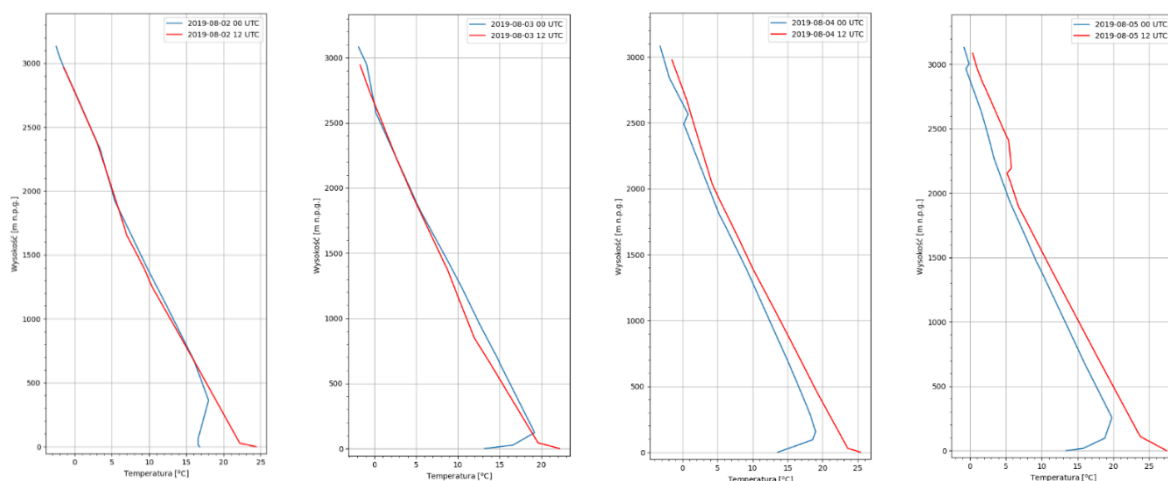


Ryc. 95 Przebieg stężenia Ozonu we Wrocławiu w dniach 29.07–05.08.2019.

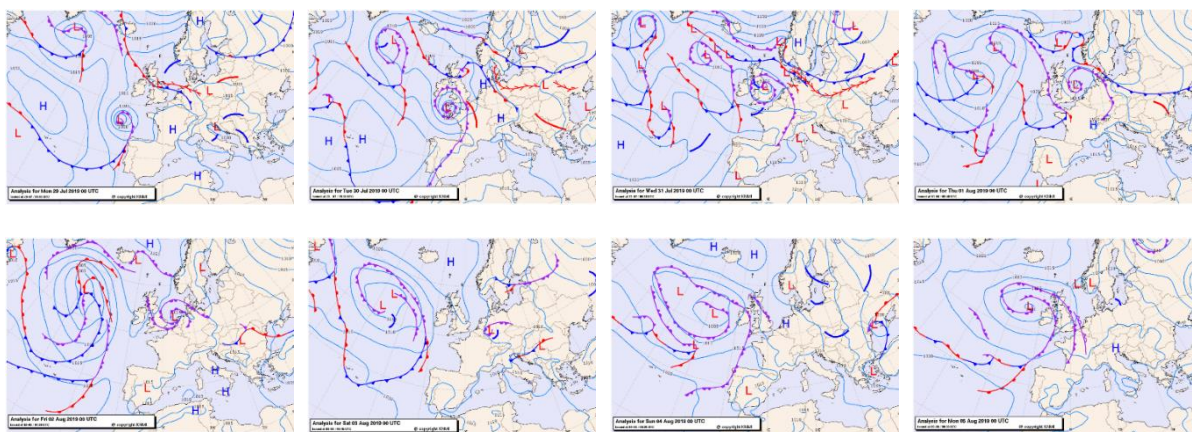


Ryc. 96 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 29.07–05.08.2019.



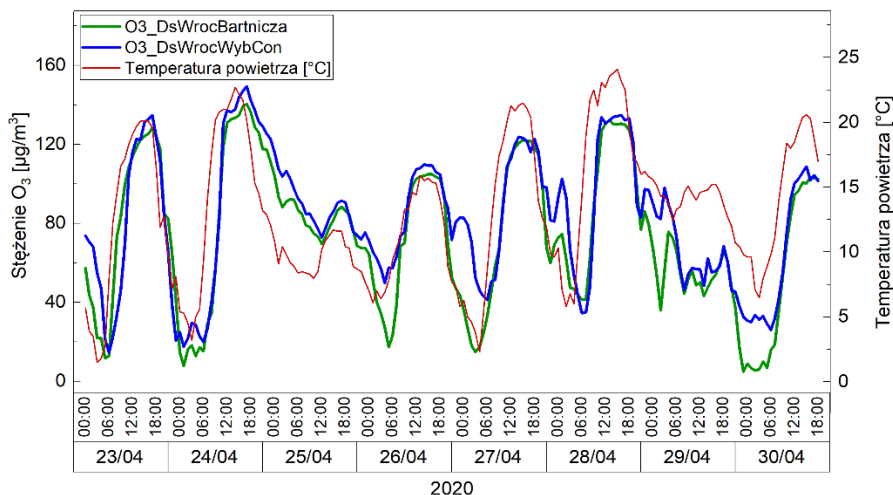


Ryc. 97 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 29.07–05.08.2019, na podstawie danych University of Wyoming.

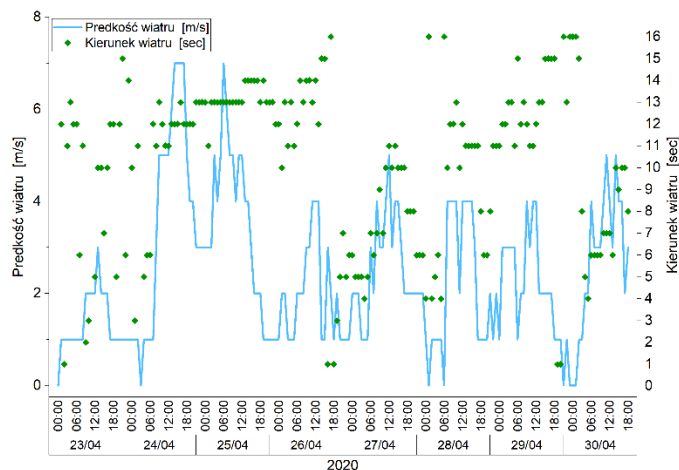


Ryc. 98 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 29.07–05.08.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

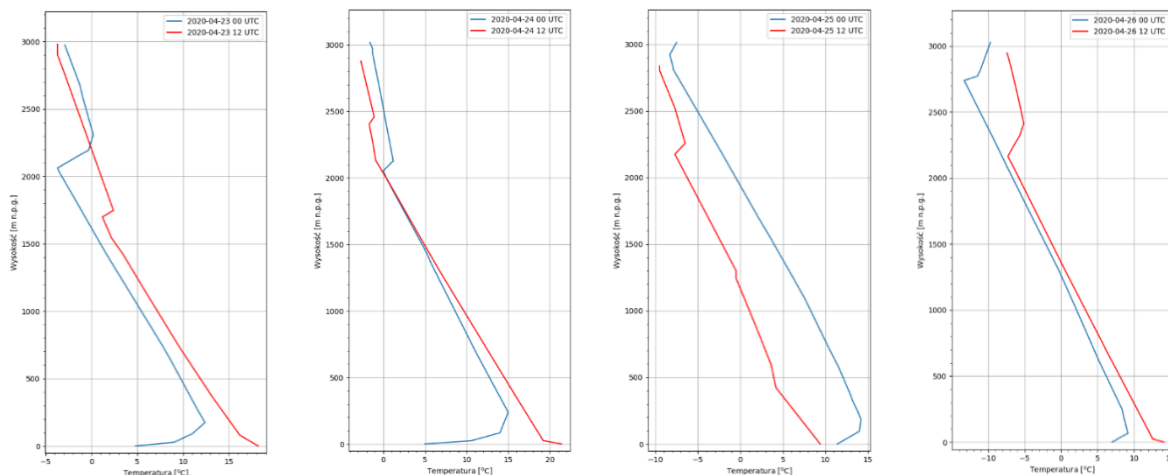
5.2.3 Wrocław O₃ 23–30.04.2020

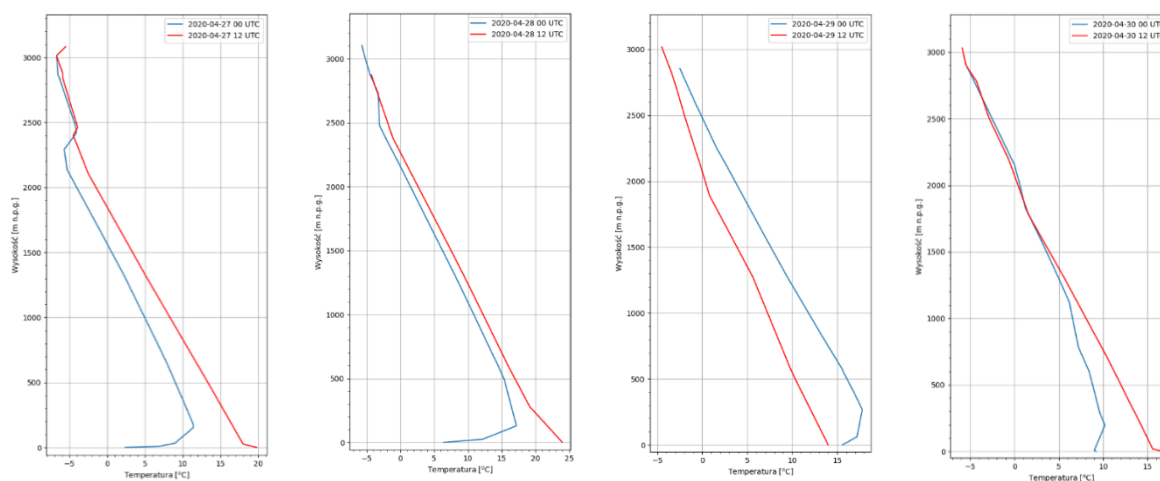


Ryc. 99 Przebieg stężenia Ozonu we Wrocławiu w dniach 23–30.04.2020.

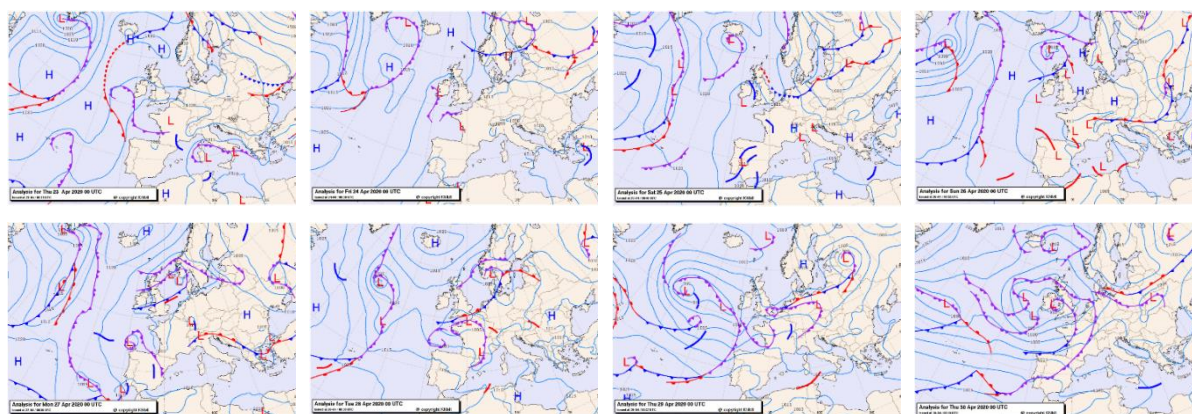


Ryc. 100 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 23–30.04.2020.



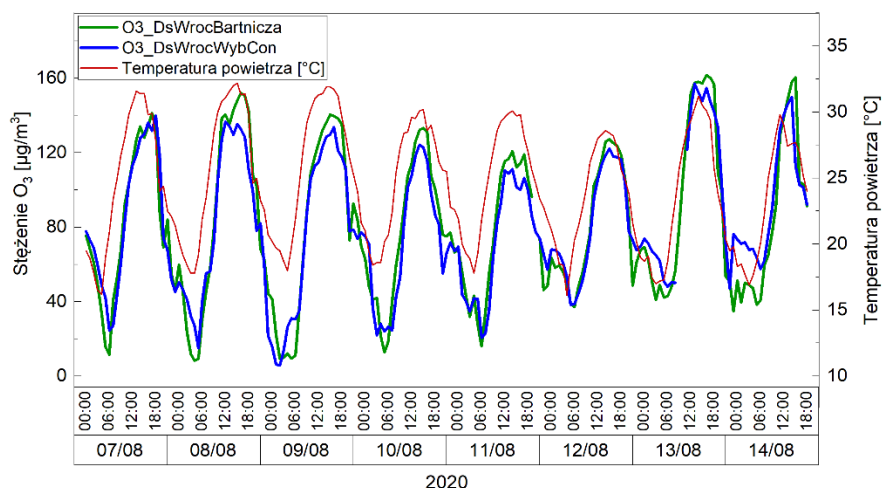


Ryc. 101 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 23–30.04.2020, na podstawie danych University of Wyoming.

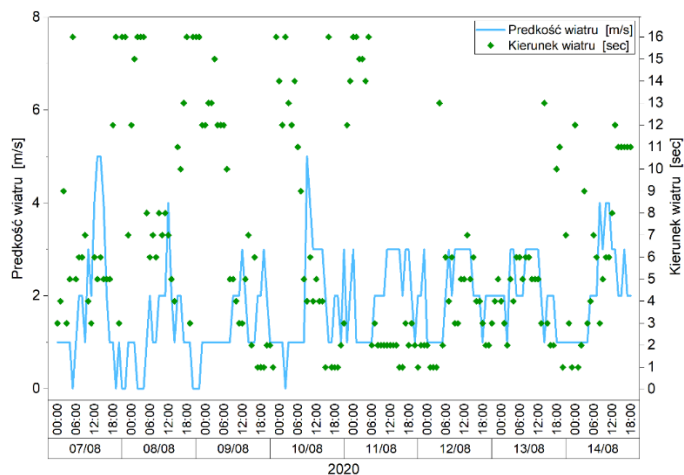


Ryc. 102 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 23–30.04.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

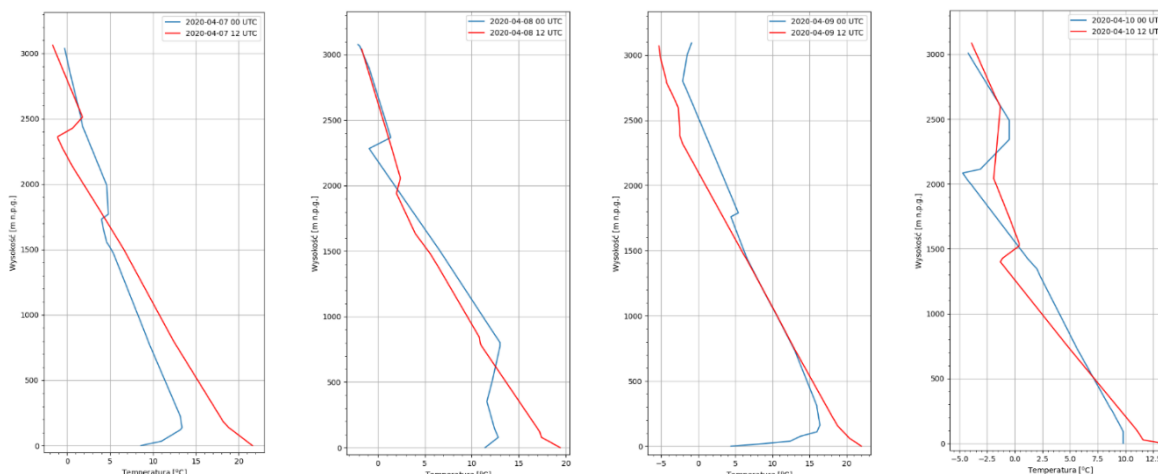
5.2.4 Wrocław O₃ 07–14.08.2020

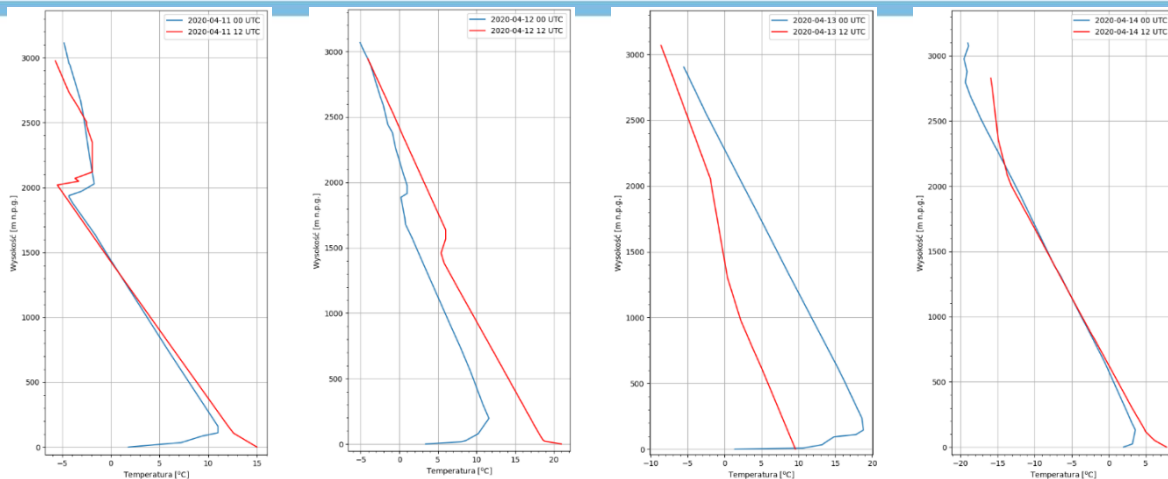


Ryc. 103 Przebieg stężenia Ozonu we Wrocławiu w dniach 07–14.08.2020.

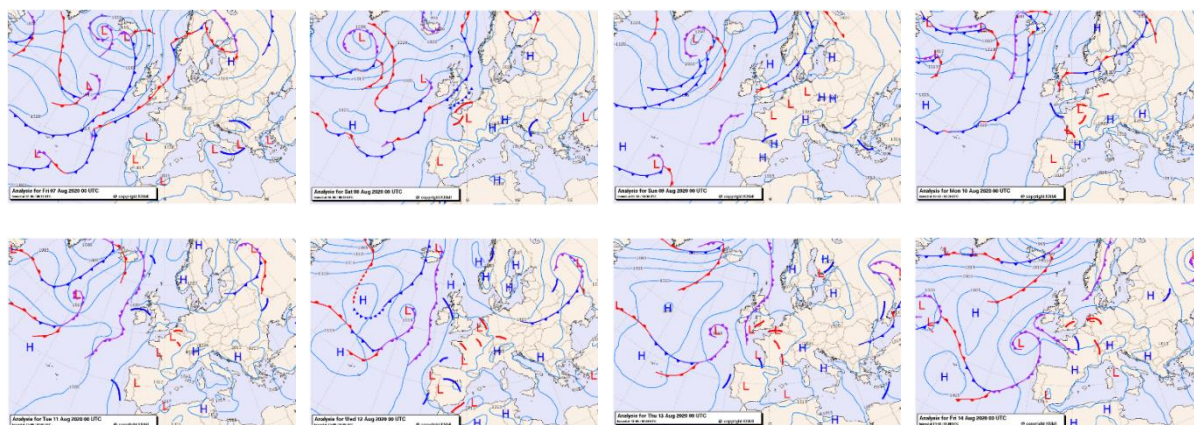


Ryc. 104 Kierunek i prędkość wiatru we Wrocławiu w dniach 07–14.08.2020.



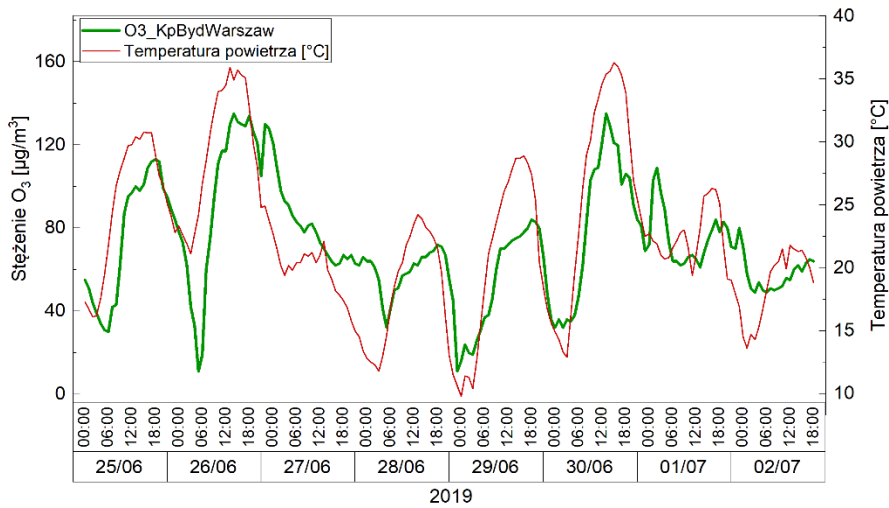


Ryc. 105 Gradient temperatury w profilu pionowym we Wrocławiu w dniach 07–14.08.2020, na podstawie danych University of Wyoming.

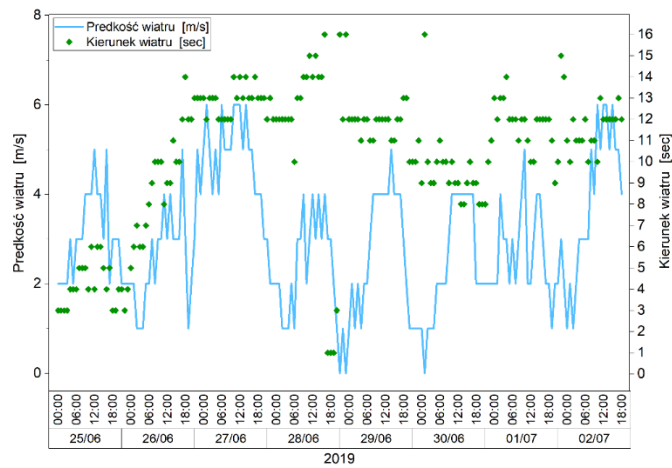


Ryc. 106 Sytuacja baryczna na p.m. we Wrocławiu w dniach 07–14.08.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/dagegevens/weerkaarten>).

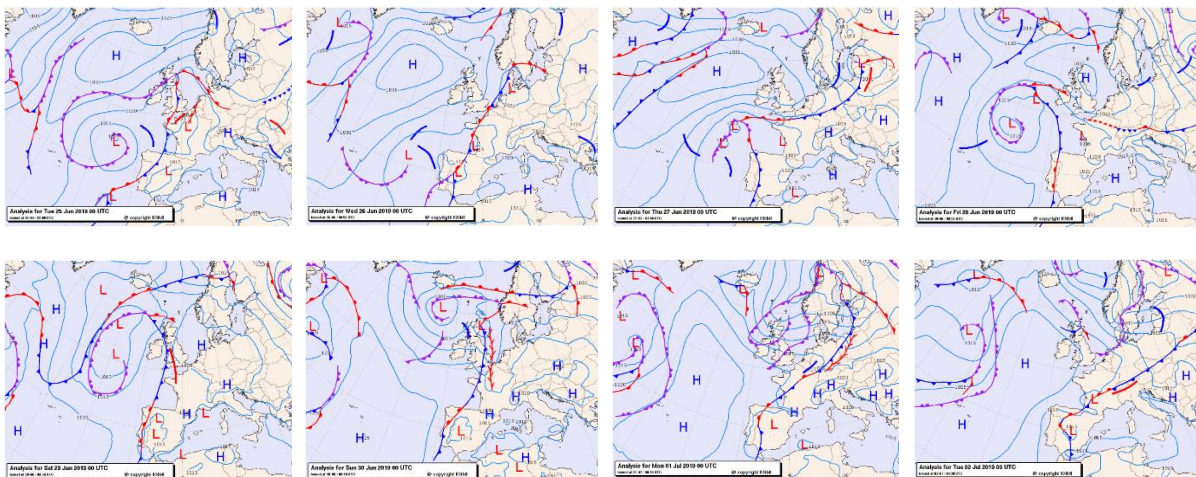
5.2.5 Bydgoszcz O₃ 25.06–02.07.2019



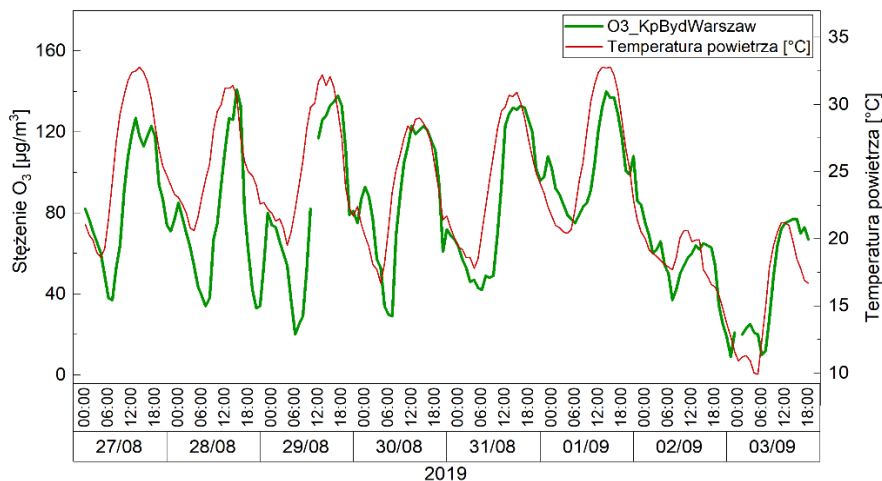
Ryc. 107 Przebieg stężenia Ozonu w Bydgoszczy w dniach 25.06–02.07.2019.



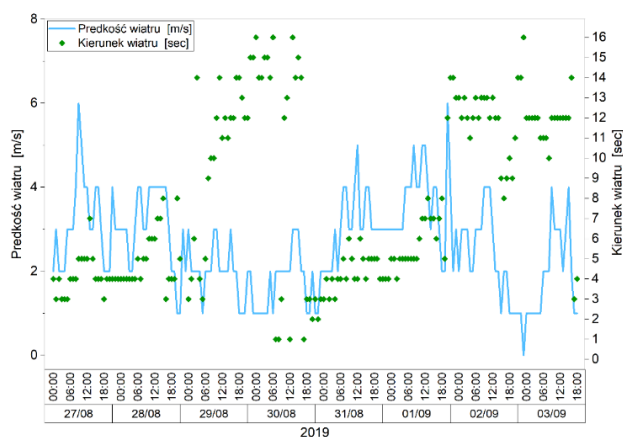
Ryc. 108 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 25.06–02.07.2019.



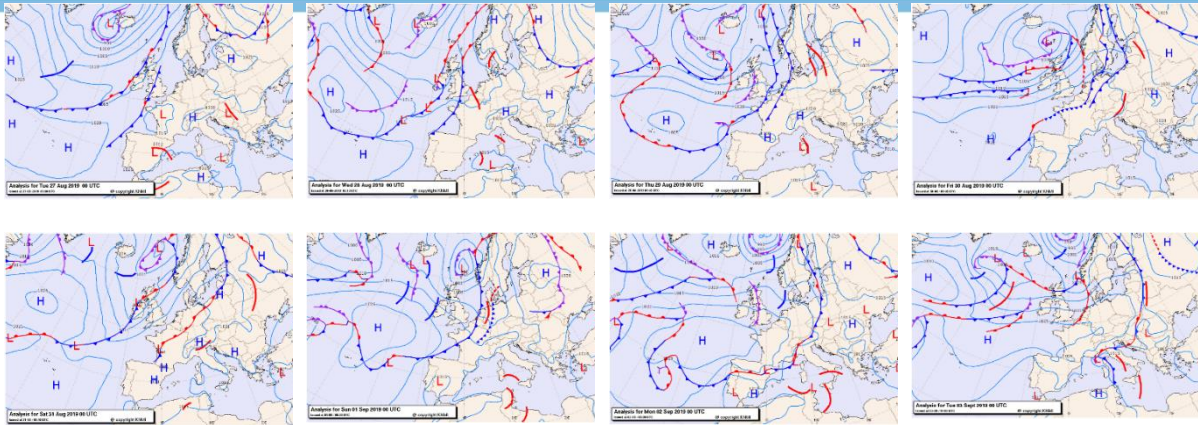
5.2.6 Bydgoszcz O₃ 27.08–03.09.2019



Ryc. 110 Przebieg stężenia Ozonu w Bydgoszczy w dniach 27.08–03.09.2019.

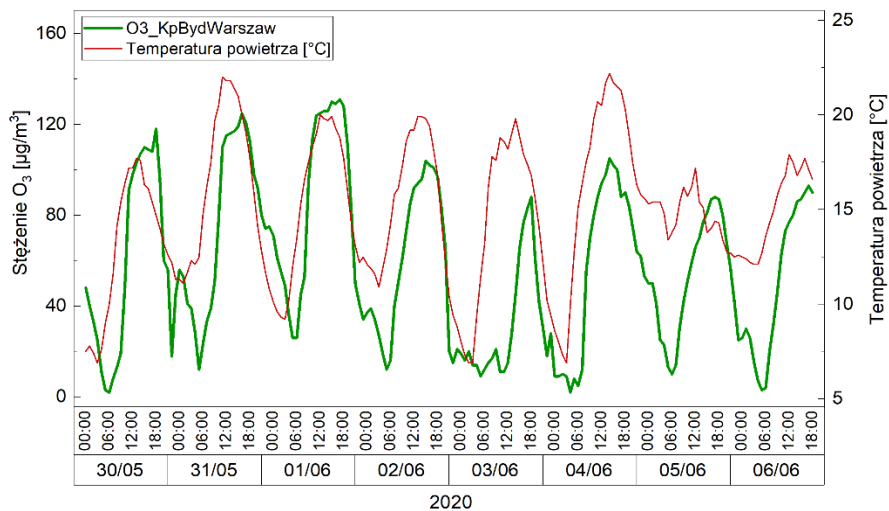


Ryc. 111 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 27.08–03.09.2019.

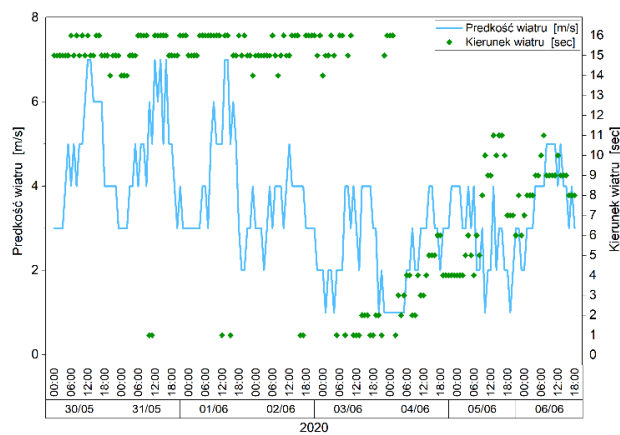


Ryc. 112 Sytuacja baryczna na p.m. w Bydgoszczy w dniach 27.08–03.09.2019, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

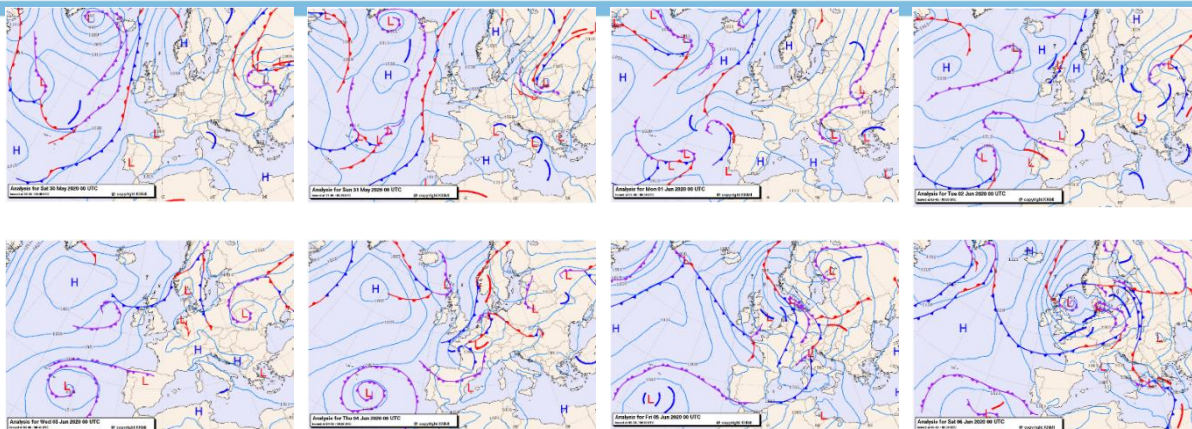
5.2.7 Bydgoszcz O₃ 30.06–06.07.2020



Ryc. 113 Przebieg stężenia Ozonu w Bydgoszczy w dniach 30.05–06.06.2020.



Ryc. 114 Kierunek i prędkość wiatru w Bydgoszczy w dniach 30.05–06.06.2020.



Ryc. 115 Sytuacja baryczna na p.m. w Bydgoszczy w dniach 30.05–06.06.2020, na podstawie danych synoptycznych w bazie Weerkaarten archief Europa (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens/weerkaarten>).

6. Podsumowanie

Na zanieczyszczenia środowiska wpływa wiele czynników. Należą do nich wielkość emisji, sposób wprowadzenia do atmosfery, pokrycie terenu, a także sytuacja synoptyczna i warunki meteorologiczne.

Analizy przeprowadzone w raporcie potwierdzają, że poziom stężeń zanieczyszczeń powietrza jest istotnie kształtowany przez warunki meteorologiczne. Wpływają one nie tylko na wielkość powstałej emisji, ale także na dyspersję tych zanieczyszczeń w środowisku. Bardzo wyraźnym przykładem jest tutaj emisja komunalno-bytowa. Wraz ze spadkiem temperatur, wzrasta zapotrzebowanie na ciepło, a tym samym uwalniane są duże ilości zanieczyszczeń, w szczególności pyłu zawieszonego. Jeśli dodatkowo brak jest wiatru, opadów, może wykształcić się warstwa inwersyjna, która skutecznie hamuje rozprzestrzenianie zanieczyszczeń i powoduje wzrost ich stężeń. Tego typu sytuacje mogą sprawiać, że powstają sytuacje ze smogiem typu londyńskiego. Właśnie z takimi warunkami były powiązane okresy wysokich stężeń PM_{10} (przekroczenia dobowego poziomu dopuszczalnego $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) obserwowane we Wrocławiu oraz w Bydgoszczy w styczniu–lutym, kwietniu i listopadzie 2019 oraz w styczniu–marcu, listopadzie–grudniu 2020 r.

Kolejnym, bardzo istotnym czynnikiem wpływającym na stężenia zanieczyszczeń, które decydują o liczbie dni z przekroczeniami jest ilość dni bardzo mroźnych, mroźnych czy przymrozkowych. Zwiększona ilość dni z bardzo niską temperaturą powoduje, że wzrasta ich ilość z przekroczeniami średniodobowego poziomu dopuszczalnego dla pyłu PM_{10} .

Związane z przebiegiem sytuacji synoptycznej stany równowagi atmosfery są dobrym wskaźnikiem pozwalającym opisać sposób lokalnej dyspersji zanieczyszczeń. Wyraźną poprawę jakości powietrza we Wrocławiu i w Bydgoszczy powodowała zmiana warunków meteorologicznych. Wzrost temperatury wpływał na zmniejszenie zapotrzebowania na ciepło. Wyższy stopień zachmurzenia uniemożliwiał tworzenie się inwersji, a występujące, nawet niewielkie, opady atmosferyczne sprzyjały oczyszczaniu powietrza (depozycja mokra). Nawet nieznaczny wzrost prędkości wiatru przyspieszał rozpraszanie zanieczyszczeń i poprawę warunków aerosanitarnych. Opad atmosferyczny, w synergicznym oddziaływaniu z wiatrem, stanowił najważniejszy czynnik usuwający zanieczyszczenia z atmosfery.

W sezonie letnim z kolei duży dopływ promieniowania powoduje powstawanie ozonu troposferycznego, który jest składnikiem smogu fotochemicznego. Wtedy też, we Wrocławiu i w Bydgoszczy, występuje największa liczba przypadków ze stężeniami ozonu przewyższającymi wartość poziomu docelowego ($>120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najwyższe stężenie ozonu, zanotowane zostały od czerwca do sierpnia 2019 oraz w końcu kwietnia, a także od czerwca do lipca w roku 2020. Wahania stężeń wynikały przede wszystkim z obniżenia emisji prekursorów ozonu (m.in. LZO, NO_x) na danym terenie oraz zachmurzenia i zmiany dopływu promieniowania słonecznego do powierzchni Ziemi przy spadku temperatury powietrza.

7. Bibliografia

1. Bank Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego, <https://bdl.stat.gov.pl/BDL/start>.
2. Bielawska M., 2016, Analiza przestrzennego rozkładu stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej z wykorzystaniem geograficznych systemów informacji. Rozprawa doktorska. Gdańsk.
3. Biuro Rozwoju Wrocławia (2018). Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Wrocławia. Wrocław.
4. Błażek Z. i in., 2013, Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza w obszarze przygranicznym Śląska i Moraw. Ostrava, ČHMÚ i IMGW.
5. Czernecki B., Głogowski A., Nowosad J., 2020, Climate: An R Package to Access Free In-Situ Meteorological and Hydrological Datasets For Environmental Assessment. Sustainability 12, no. 1: 394. Dostęp dnia: 10.02.2021 r.: <https://doi.org/10.3390/su12010394>
6. Drzeniecka-Osiadacz A., Netzel P., 2010, Wpływ warunków meteorologicznych oraz cyrkulacji atmosferycznej na stężenie PM10 we Wrocławiu. Proceedings of ECOpole., Vol. 4, No. 2.
7. European Environment Agency, 2020, Transport. Europejska Agencja Środowiska. Dostęp dnia: 10.02.2021 r.: <https://www.eea.europa.eu/pl/themes/transport/intro>
8. GIOŚ, 2020, Ocena jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2019. Zbiorczy raport krajowy z rocznej oceny jakości powietrza w strefach wykonanej przez GIOŚ według zasad określonych w art. 89 ustawy - Prawo ochrony środowiska. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Warszawa.
9. Główny Urząd Statystyczny, 2016, Zużycie paliw i nośników energii w 2015 r. Warszawa.
10. Główny Urząd Statystyczny, 2017, Zużycie paliw i nośników energii w 2016 r. Warszawa.
11. Główny Urząd Statystyczny, 2018, Zużycie paliw i nośników energii w 2017 r. Warszawa.
12. Główny Urząd Statystyczny, 2019a, Zużycie energii w gospodarstwach domowych w 2018 roku. Warszawa.
13. Główny Urząd Statystyczny, 2019b, Zużycie paliw i nośników energii w 2018 r. Warszawa.
14. Główny Urząd Statystyczny, 2020a, Zużycie paliw i nośników energii w 2019 r. Warszawa.
15. Główny Urząd Statystyczny, 2020b, Ochrona środowiska 2020. Warszawa.
16. Gołdowska J., 2019, Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza w Krakowie. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Państwowy Instytut Badawczy. Warszawa.
17. Hill, M., 2004, Air pollution. In Understanding Environmental Pollution: A Primer (pp. 107-141). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511840647.006
18. Hobbs, P., 2000, Air pollution. In Introduction to Atmospheric Chemistry (pp. 153-163). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511808913.010
19. IChPW, 2017, Sprawozdanie z wykonania pracy nt.: Wskaźniki emisji zanieczyszczeń powietrza emitowanych z indywidualnych źródeł ciepła. Raport. Instytut Chemicznej Przeróbki Węgla, Zabrze.
20. IGCP, 2017, Magazyn ciepła systemowego (nr 3(36)/2017). Izba Gospodarcza Ciepłownictwo Polskie.
21. Janka R.M., 2014, Zanieczyszczenia pyłowe i gazowe. Podstawy obliczania i sterowania poziomem emisji. Warszawa.

22. Kappos AD, Bruckmann P, Eikmann T, Englert N, Heinrich U, Höppe P, et al., 2004, Health effects of particles in ambient air. *Int J Hyg Environ Health*. (2004) 207:399–407. doi: 10.1078/1438-4639-00306.
23. KOBIZE, Rejestr średnich źródeł spalania paliw (MCP), Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami.
24. LIFE-MAPPINGAIR/PL, 2020, Świadomość ekologiczna mieszkańców województwa dolnośląskiego i kujawsko-pomorskiego w zakresie jakości powietrza. Raport z badań dla sezonu zimowego 2019/2020. Instytut Badawczy IPC Sp. z o.o. dla Projektu LIFE-MAPPINGAIR/PL.
25. Manisalidis I., Stavropoulou E., Stavropoulos A., Bezirtzoglou E., 2020, Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, (8), DOI=10.3389/fpubh.2020.00014 .
26. Miejska Pracownia Urbanistyczna w Bydgoszczy, 2009, Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Bydgoszczy. Bydgoszcz.
27. Oke T., Mills G., Christen A., & Voogt J., 2017, Air Pollution. In *Urban Climates* (pp. 294-331). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781139016476.012.
28. Praca zbiorowa pod kierownictwem Zbigniewa Lewickiego LEMITOR Ochrona Środowiska Sp. z o.o. we Wrocławiu aktualizowana przez pracowników Wydziału Środowiska i Rolnictwa Urzędu Miejskiego Wrocławia. Środowisko Wrocławia: Informator 2014-2016.
29. Seigneur, C., 2019, Air Pollution: Concepts, Theory, and Applications. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781108674614
30. Skowroński i in, 2020, Raport Zespołu Czyste Ciepło opracowany na prośbę Ministra Klimatu. Warszawa. Dostęp dnia: 10.02.2021 r.: <https://www.gov.pl/web/klimat/raport-czyste-cieplo>
31. Stowarzyszenie Producentów i Importerów Urządzeń Grzewczych, 2020, Raport: Rynek urządzeń grzewczych w Polsce w 2019 r. Warszawa. Dostęp dnia: 10.02.2021 r.: https://instalacje.com/media/iokd1w0d/raport-rynek-urzadzen-grzewczych-w-polsce_2019.pdf.
32. Uchwała nr XLVIII/1169/13 Rady Miejskiej Wrocławia z dnia 19 września 2013 r. w sprawie Wrocławskiej polityki mobilności.
33. Uchwała nr XIV/287/19 Rady Miasta Bydgoszczy z dnia 4 września 2019 r. w sprawie przyjęcia „Planu adaptacji miasta Bydgoszczy do zmian klimatu do roku 2030”.
34. Uchwała nr XIII/342/19 Rady Miejskiej Wrocławia z dnia 5 września 2019 r. w sprawie „Miejskiego Planu Adaptacji do zmian klimatu do roku 2030”.
35. Uchwała nr XXI/505/20 Sejmiku Województwa Dolnośląskiego z dnia 16 lipca 2020 r. w sprawie przyjęcia programu ochrony powietrza dla stref w województwie dolnośląskim, w których w 2018 r. zostały przekroczone poziomy dopuszczalne i docelowe substancji w powietrzu wraz z planem działań krótkoterminowych (Dz. Urz. Województwa Dolnośląskiego z 2020 r., poz. 4389).
36. URE, 2004, Energetyka ciepła w liczbach – 2003. Urząd Regulacji Energetyki. Warszawa.
37. URE, 2020, Energetyka ciepła w liczbach – 2019. Urząd Regulacji Energetyki. Warszawa.
38. WHO, 2005, Health effects of transport-related air pollution, World Health Organization. Dostęp dnia: 10.02.2021 r.: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/74715/E86650.pdf
39. WIOŚ Wrocław, 2019, Roczna ocena jakości powietrza w województwie dolnośląskim. Raport wojewódzki za rok 2018. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska – WIOŚ we Wrocławiu, Regionalny Wydział Monitoringu we Wrocławiu, Wrocław.

40. WIOŚ Wrocław, 2020, Roczna ocena jakości powietrza w województwie dolnośląskim. Raport wojewódzki za rok 2019. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska – WIOŚ we Wrocławiu, Regionalny Wydział Monitoringu we Wrocławiu, Wrocław.
41. WIOŚ Bydgoszcz, 2019, Roczna ocena jakości powietrza w województwie kujawsko-pomorskim. Raport wojewódzki za rok 2018. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska – WIOŚ w Bydgoszczy, Regionalny Wydział Monitoringu w Bydgoszczy, Bydgoszcz.
42. WIOŚ Bydgoszcz, 2020, Roczna ocena jakości powietrza w województwie kujawsko-pomorskim. Raport wojewódzki za rok 2019. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska – WIOŚ w Bydgoszczy, Regionalny Wydział Monitoringu w Bydgoszczy, Bydgoszcz.
- 43.