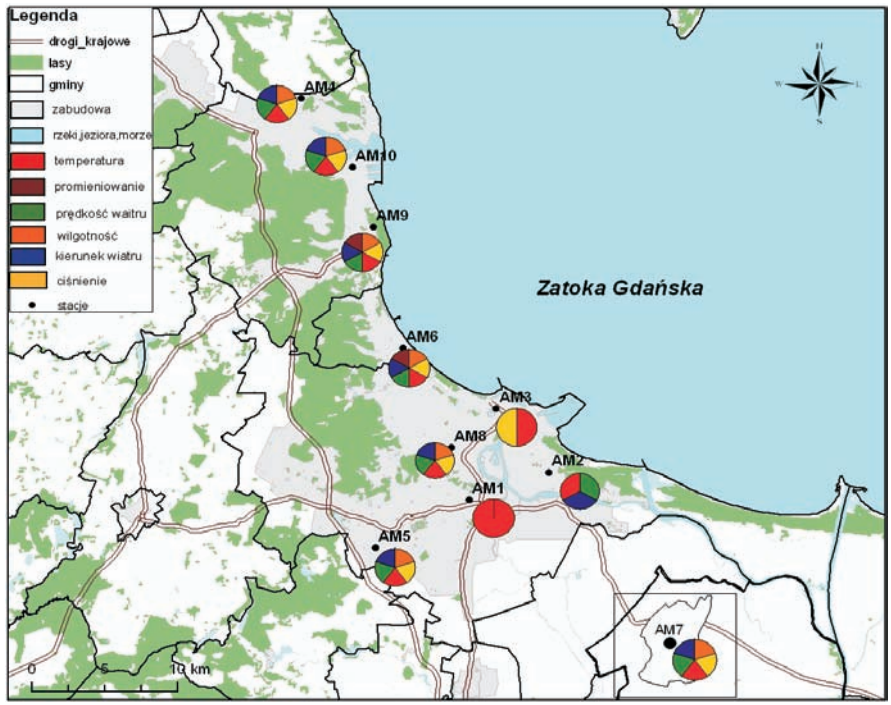
Równolegle z pomiarami stężeń substancji zanieczyszczających prowadzone były w 2007 roku pomiary podstawowych elementów meteorologicznych takich jak: ciśnienie atmosferyczne, temperatura powietrza, wilgotność względna oraz kierunek i prędkość wiatru.
Pomiary meteorologiczne są niezbędne ze względu na ich duży wpływ na dyspersję zanieczyszczeń powietrza. Większość stacji mierzy wyżej wymienione elementy meteorologiczne; wyjątek stanowią stacje AM1 i AM2 oraz AM3, które posiadają zmniejszony program pomiarowy.
Z kolei stacje AM6 i AM9 mają zwiększony program pomiarowy o natężenie promieniowania słonecznego. Lokalizacja stacji i zakres przedstawiono na poniższej rycinie (Ryc. 61). Należy pamiętać, że rozmieszczenie stacji jest dostosowane do pomiaru zanieczyszczeń i nie zawsze jest reprezentatywne w odniesieniu do pomiaru elementów meteorologicznych.
Pomiary parametrów meteorologicznych rejestrowane są co 1 godzinę według czasu urzędowego, zatem nie są zsynchronizowane z terminami pomiarów według standardów meteorologicznych w czasie uniwersalnym.
Czujniki pomiarowe charakteryzują się z reguły dużą sprawnością pomiarową, powyżej 93% (tabela 23). Dłuższe nieprawidłowości w funkcjonowaniu czujnika kierunku i prędkości wiatru wystąpiły na stacji AM10 Gdynia Śródmieście.



Ryc. 61. Rozmieszczenie stacji ARMAAG w Trójmieście i Tczewie oraz zakres pomiarów meteorologicznych

5. WARUNKI METEOROLOGICZNE

Tabela 23. Dyspozycyjność czujników meteorologicznych w [%] na stacjach ARMAAG w 2007 roku

Stacja	temperatura	kierunek wiatru	prędkość wiatru	ciśnienie	wilgotność
AM1 Gdańsk Śródmieście	98,1	-	-	-	-
AM2 Gdańsk Stogi	98,6	98,6	98,6	-	-
AM3 Gdańsk Nowy Port	99,3	-	-	99,3	-
AM4 Gdynia Pogórze	99,3	99,2	99,3	99,2	99,3
AM5 - Gdańsk Szadółki	97,2	97,2	97,2	96,9	97,2
AM6 - Sopot, ul. Bitwy pod Płowcami	99,7	99,7	99,7	99,7	99,7
AM7 - Tczew, ul. Targowa	94,0	93,4	93,8	93,9	94,0
AM8 Gdańsk Wrzeszcz	98,8	99,0	99,0	99,0	99,0
AM9 Gdynia Redłowo	99,2	99,2	99,2	99,2	99,2
AM10 Gdynia Śródmieście	97,6	57,5	91,2	97,6	97,6

Oprócz typowych charakterystyk meteorologicznych, do celów opracowania wyznaczono wartości średnie elementów meteorologicznych dla sezonu letniego (kwiecień - wrzesień) i grzewczego (październik - listopad).

5.1. Średnie i ekstremalne wartości niektórych parametrów meteorologicznych

W poniższych tabelach zestawiono wartości średnie ekstremalne dla sezonu grzewczego i letniego wybranych parametrów meteorologicznych.

Tabela 24. Średnie wartości niektórych parametrów meteorologicznych w sezonie grzewczym i letnim

Stacja	ciśnienie [hPa]		temperatura [°C]		wilgotność [%]		prędkość wiatru [m/s]	
	sezon grzewczy	sezon letni	sezon grzewczy	sezon letni	sezon grzewczy	sezon letni	sezon grzewczy	sezon letni
AM1	-	-	4,2	14,7	-	-	-	-
AM2	-	-	4,3	14,7	-	-	3,6	3,0
AM3	1010,8	1009,5	3,3	13,8	-	-	-	-
AM4	1019,4	1018,7	4,6	15,3	83,8	75,1	2,2	2,0
AM5	1012,2	1013,2	3,4	14,6	82,7	74,5	3,6	3,0
AM6	1009,8	1007,8	5,3	16,0	84,0	78,2	2,0	1,5
AM7	1012,9	1010,9	3,9	15,6	85,9	74,9	2,7	2,2
AM8	1013,0	1012,3	4,6	15,6	82,5	74,6	2,1	1,6
AM9	1007,5	1005,7	4,5	15,3	84,7	76,9	2,5	2,0
AM10	1015,0	1012,8	4,3	14,5	76,7	72,1	2,1	1,9

Tabela 25. Wartości ekstremalne średniodobowe wybranych parametrów meteorologicznych w sezonie grzewczym i letnim

Stacja	ciśnienie [hPa]		temperatura [°C]		wilgotność [%]		prędkość wiatru [m/s]	
	max	min	max	min	max	min	max	min
AM1	-	-	23,1	-7,5	-	-	-	-
AM2	-	-	22,7	-7,4	-	-	9,8	0,8
AM3	1037,1	976,8	21,9	-8,9	-	-	-	-
AM4	1040,8	974,8	24,9	-6,7	99,9	39	6,2	0,7
AM5	1026,1	967,8	23,0	-9,0	97,1	44,1	8,1	0,8
AM6	1034,1	976,4	24,9	-7,3	97,4	39,3	4,7	0,4
AM7	1033,9	982,2	25,3	-7,4	99,9	45,2	7,1	0,6
AM8	1035,5	976,4	24,6	-7,8	97,7	38,2	5,5	0,3
AM9	1030,4	970,6	25,1	-7,4	99,5	37,5	6,2	0,3
AM10	1041,7	981,5	23,5	-6,8	97,0	28,4	5,6	0,4

5. WARUNKI METEOROLOGICZNE

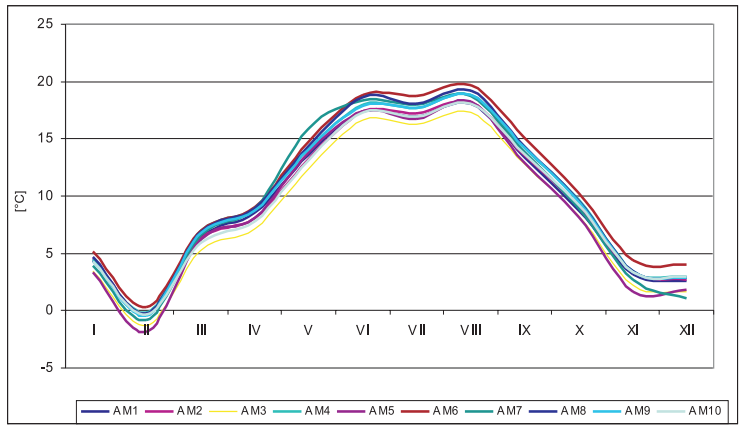
5.2. Temperatura powietrza

Najwyższa średnia roczna temperatura w 2007 roku wystąpiła na stacji AM6 Sopot + 10,7 °C, a najniższa na stacji AM3 Gdańsk Nowy Port + 8,6 °C, co było spowodowane lokalnymi warunkami położenia stacji. Na pozostałych stacjach wystąpiły wartości pośrednie (tabela 26). Średnie roczne temperatury były wyższe od zeszłorocznych (2006 r.) wartości różniąc się od 0,1 do 0,5 °C.
Amplituda roczna temperatury powietrza wahała się od 18,4 °C do 20,1 °C, osiągając najwyższe wartości na stacji AM5 w Gdańsku Szadółkach, która ma charakter pozamiejski.

Tabela 26. Średnie miesięczne i roczne temperatury w °C powietrza na stacjach ARMAAG w 2007 roku

Stacja	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
AM1	4,4	-0,3	6,4	8,5	13,6	17,4	16,9	18,1	13,4	8,7	3,2	2,6	9,4
AM2	4,6	-0,3	6,3	8,1	13,2	17,4	17,2	18,2	13,6	9,0	3,4	2,7	9,6
AM3	3,5	-1,3	5,2	7,1	12,4	16,6	16,3	17,3	12,8	8,3	2,2	1,7	8,6
AM4	4,5	-0,2	6,9	8,9	14,1	18,0	17,7	18,9	14,3	9,7	3,5	3,0	10,0
AM5	3,3	-1,8	6,2	8,1	13,8	17,4	16,7	18,3	13,0	8,2	1,6	1,8	9,1
AM6	5,2	0,3	6,9	9,0	14,7	18,9	18,8	19,7	15,1	10,3	4,4	4,0	10,7
AM7	3,9	-0,8	6,6	8,9	15,9	18,3	17,9	18,7	13,9	9,0	2,7	1,1	9,7
AM8	4,7	-0,3	6,9	9,0	14,3	18,6	18,1	19,2	14,4	9,7	3,5	2,9	10,1
AM9	4,3	-0,4	6,7	8,8	14,1	17,9	17,7	18,8	14,2	9,5	3,4	2,9	9,9
AM10	4,3	-0,3	6,0	7,8	13,1	17,3	17,0	18,1	13,7	9,2	3,4	2,9	9,3

Jak pokazuje poniższy wykres, przebiegi średnich miesięcznych temperatur na stacjach są zbliżone. Najzimniejszym miesiącem w 2007 roku był luty. Średnia miesięczna dla tego miesiąca osiągnęła najniższe wartości na stacji AM5 w Gdańsku Szadółkach – minus 1,8 °C, a najwyższe na stacji AM4 Gdynia Pogórze – minus 0,2 °C (Ryc. 62). Najcieplejszym miesiącem w analizowanym roku był sierpień. Średnia miesięczna dla sierpnia osiągnęła najwyższe wartości na stacjach AM6 Sopot (19,7 °C) i AM8 Gdańsk Wrzeszcz (19,2 °C), natomiast najniższa wartość wystąpiła na stacji AM3 Gdańsk Nowy Port (17,3 °C).



Ryc. 62. Średnie miesięczne temperatury powietrza na stacjach ARMAAG w 2007 roku

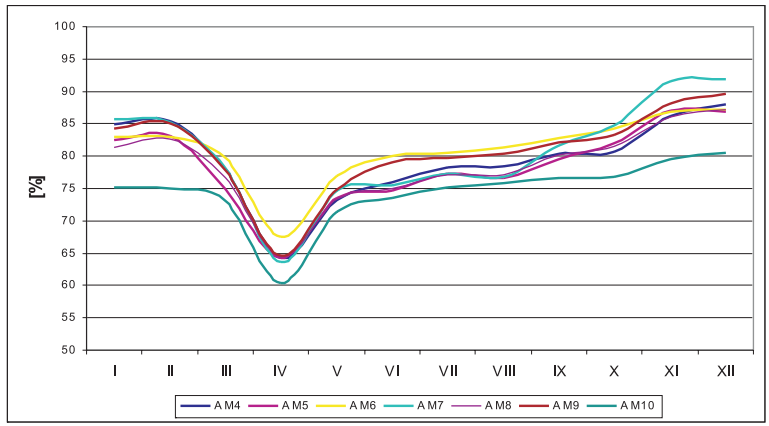
Maksymalne terminowe wartości temperatur przekroczyły 30 °C na wszystkich stacjach (tabela 27) 16 i 17 lipca, osiągając najwyższą wartość dnia 17 lipca na stacji AM6 w Sopocie (36,6 °C). Najniższe spośród terminowych wartości temperatur odnotowano na stacji AM5 w Gdańsku Szadółkach – minus 11,4 °C w dniu 23 lutego.

Tabela 27. Maksymalne i minimalne terminowe temperatury powietrza na stacjach ARMAAG w 2007 roku

Stacja	Maksimum terminowe [°C]	Data	Minimum terminowe [°C]	Data
AM1	-9,9	23-02-07	33,6	16-07-07
AM2	-10,1	23-02-07	33,7	17-07-07
AM3	-11,3	23-02-07	32,8	17-07-07
AM4	-8,7	23-02-07	34,2	17-07-07
AM5	-11,4	23-02-07	34,9	16-07-07
AM6	-9,6	23-02-07	36,6	17-07-07
AM7	-10,0	23-02-07	36,4	16-07-07
AM8	-10,4	23-02-07	34,6	17-07-07
AM9	-9,7	23-02-07	34,9	17-07-07
AM10	-8,9	23-02-07	34,0	17-07-07

5.3. Wilgotność względna powietrza

Przebieg wilgotności względnej przedstawia rycina 63. Najwyższe średnie roczne wartości wilgotności wystąpiły na stacji AM6 w Sopocie, a najniższe na stacji AM10 Gdynia Śródmieście. Najniższe wartości wilgotności względnej wystąpiły w kwietniu na wszystkich stacjach. Najniższa wartość średnia miesięczna wystąpiła na stacji AM10 w kwietniu i wyniosła 60,3%.
W przebiegu rocznym wilgotności względnej można zauważyć maksimum zimowe i minimum wiosenne.



Ryc. 63. Średnie miesięczne wartości wilgotności względnej na stacjach ARMAAG w 2007 roku

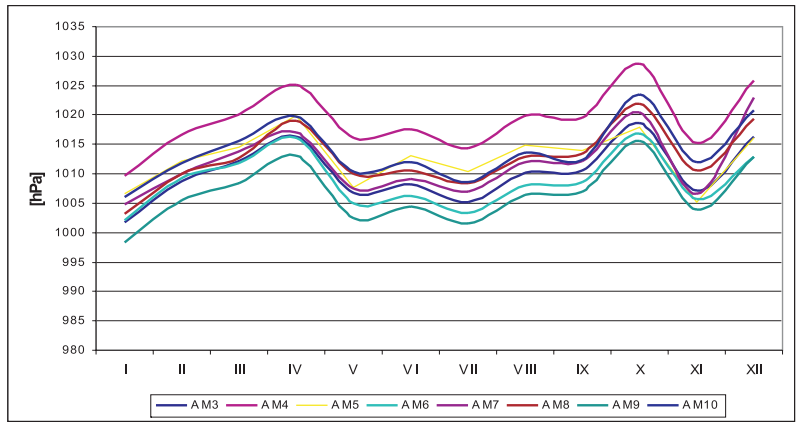
Minimalne terminowe wartości wilgotności względnej odnotowano w kwietniu na wszystkich stacjach, wahały się od 16,5 do 30,6% (tabela 28). Najniższa terminowa wartość wilgotności względnej wystąpiła 23 kwietnia na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu i wyniosła 16,5%.

Tabela 28. Minimalne terminowe wartości wilgotności względnej na stacjach ARMAAG w 2007 roku

Stacja	Minimum terminowe	Data
AM4	26,5	14-04-07
AM5	30,6	14-04-07
AM6	22,6	23-04-07
AM7	23,3	21-04-07
AM8	24,2	23-04-07
AM9	24,0	23-04-07
AM10	16,5	23-04-07

5.4. Ciśnienie atmosferyczne

Ciśnienie atmosferyczne było mierzone na ośmiu stacjach. Wartości średnie obliczono po redukcji ciśnienia do poziomu morza, gdyż stacje znajdują się na różnych wysokościach nad poziomem morza (n.p.m.), co w efekcie pozwoli to porównać ciśnienie atmosferyczne na stacjach. Najwyższa średnia roczna wartość ciśnienia wystąpiła na stacji AM4 Gdynia Pogórze - 1019,1 hPa, a najniższa na stacji AM9 w Gdyni - 1006,6 hPa. Na pozostałych stacjach wystąpiły wartości pośrednie.



Ryc. 64. Średnie miesięczne wartości ciśnienia atmosferycznego na poziomie morza w 2007 roku

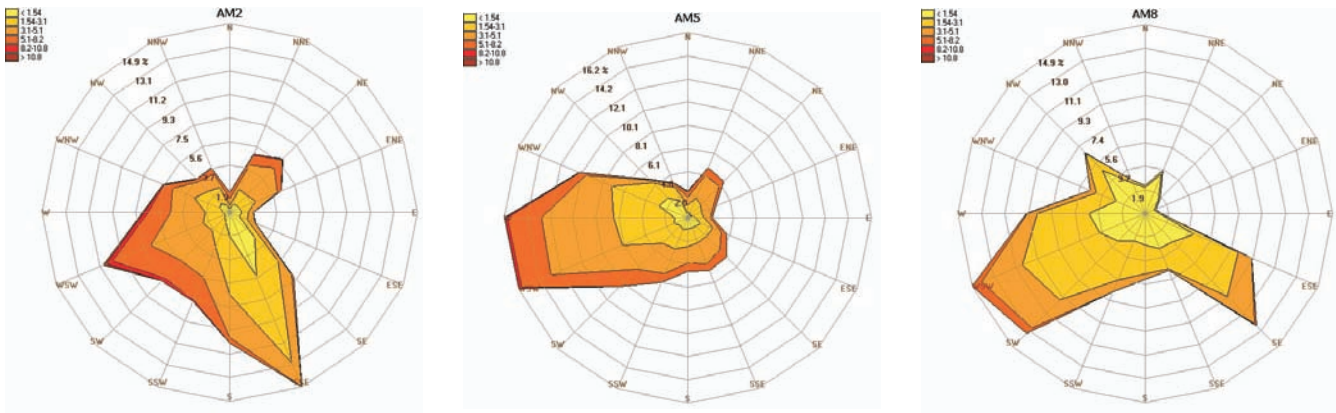
Najwyższe miesięczne wartości ciśnienia atmosferycznego wystąpiły w październiku, wahając się od 1023 hPa na stacji AM10 do 1007 hPa na stacji AM5. Natomiast minimalne wartości wystąpiły w lipcu i w styczniu.
Najwyższą wartość terminową ciśnienia odnotowano na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu - 1040,2 hPa w dniu 17 grudnia, a najniższą na stacji AM9 w Gdyni Redłowie - 957,6 hPa - 18 stycznia (tabela 29).

Tabela 29. Maksymalne i minimalne wartości ciśnienia atmosferycznego [w hPa] na stacjach ARMAAG w 2007 roku

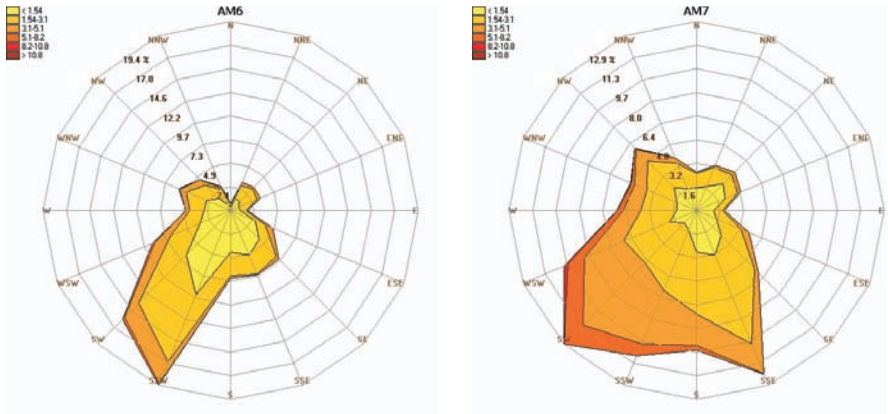
Stacja	Maksimum terminowe	Data	Minimum terminowe	Data
AM3	1038,4	17-12-2007	963,5	18-01-2007
AM4	1042,3	17-12-2007	960,1	19-01-2007
AM5	1027,3	17-12-2007	958,0	19-01-2007
AM6	1035,1	17-12-2007	964,1	19-01-2007
AM7	1035,1	17-12-2007	962,5	19-01-2007
AM8	1036,6	17-12-2007	962,8	18-01-2007
AM9	1031,6	17-12-2007	957,6	18-01-2007
AM10	1042,7	17-12-2007	968,3	18-01-2007

5.5. Kierunek i prędkość wiatru

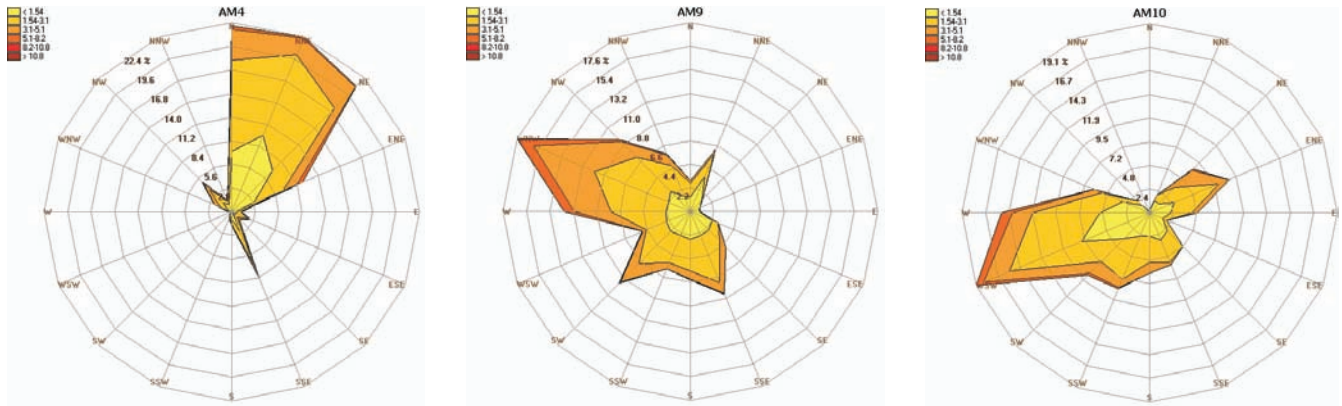
Kierunek i prędkość wiatru mają duży wpływ na rozkład stężeń zanieczyszczeń. Na pomiar obu parametrów wpływa w dużym stopniu lokalizacja stacji.Poniższe róże prezentują kierunek i prędkość wiatru na poszczególnych stacjach.



Ryc. 65. Roczne róże wiatrów na stacjach AM2, AM5 oraz AM8



Ryc. 66. Roczne róże wiatrów na stacjach AM6 Sopot i AM7 Tczew

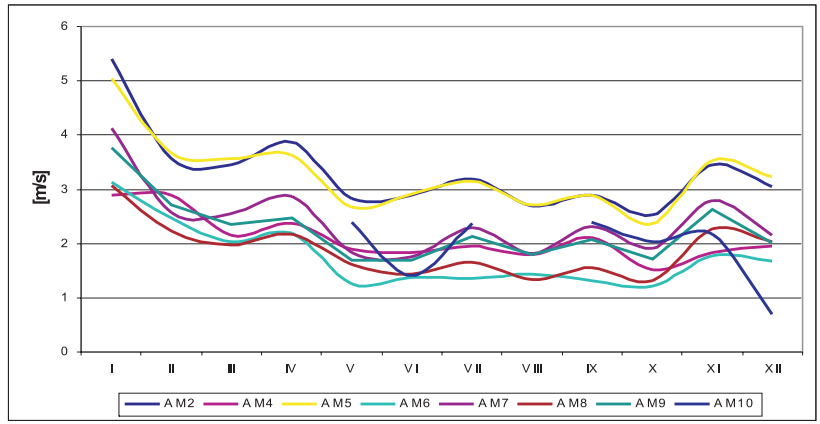


Ryc. 67. Roczne róże wiatrów na stacjach AM4, AM9 oraz AM10

W roku 2007 na poszczególnych stacjach gdańskich kierunki wiatru były zróżnicowane.
Na stacji AM5 dominował kierunek zachodni, natomiast na AM8 południowo-wschodni i południowo-zachodni, a na stacji AM2 wiatr z sektora SSE (Ryc. 65).
Na stacji AM6 w Sopocie i na stacji AM7 w Tczewie dominował wiatr z sektora południowo-zachodniego (Ryc. 66).
Również w Gdyni kierunki wiatru były zróżnicowane na poszczególnych stacjach. Na stacji AM4 dominował wiatr z sektora północnego i północno-zachodniego, natomiast na stacji AM10 kierunek z sektora WNW, a na AM9 wiatry z sektora WSW (Ryc. 67).

5. WARUNKI METEOROLOGICZNE

Średnia roczna prędkość wiatru wahała się od 1,8 m/s na stacji AM6 w Sopocie, do 3,3 m/s na stacji AM5 w Gdańsku Szadółkach i na stacji AM2 w Gdańsku Stogach (Ryc. 68).
Ze względu na niepełną serię danych nie obliczono średniej rocznej dla stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu.
Mniejsze prędkości wiatru występowały od maja do września na wszystkich stacjach i były rzędu 1-2 m/s. Większe prędkości występowały od listopada do kwietnia: 2-3,5 m/s, osiągając najwyższe wartości w styczniu.



Ryc. 68. Średnie miesięczne i roczne prędkości wiatru na stacjach ARMAAG w 2007 roku

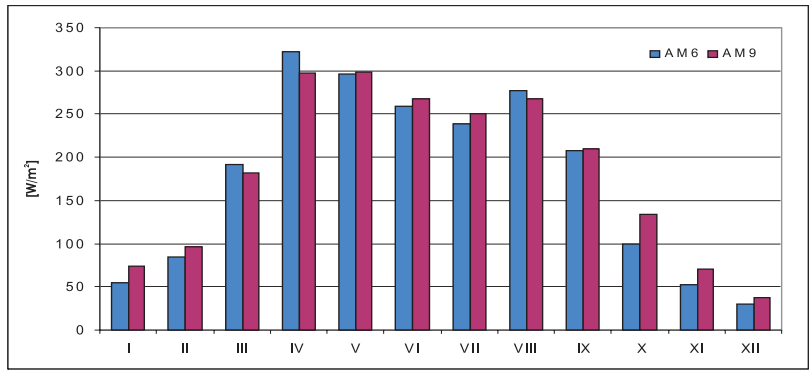
Najwyższa terminowa prędkość wiatru wystąpiła na stacji AM2 w Gdańsku Stogach 14 stycznia i wyniosła 15,6 m/s (tabela 30).
Dla zobrazowania zmian prędkości wiatru w dniu wystąpienia najwyższej terminowej podano również minimum terminowe.

Tabela 30. Maksymalne terminowe prędkości wiatrów na stacjach ARMAAG w 2007 roku

Stacja	Data	Maximum terminowe [m/s]	Minimum terminowe [m/s]
AM2	14-01-2007	15,6	3,8
AM4	01-02-2007	8,6	1,2
AM5	13-01-2007	11,4	3,8
AM6	01-02-2007	7,5	1,1
AM7	01-02-2007	11,3	1,8
AM8	13-01-2007	8,7	3,0
AM9	14-01-2007	9,5	2,2

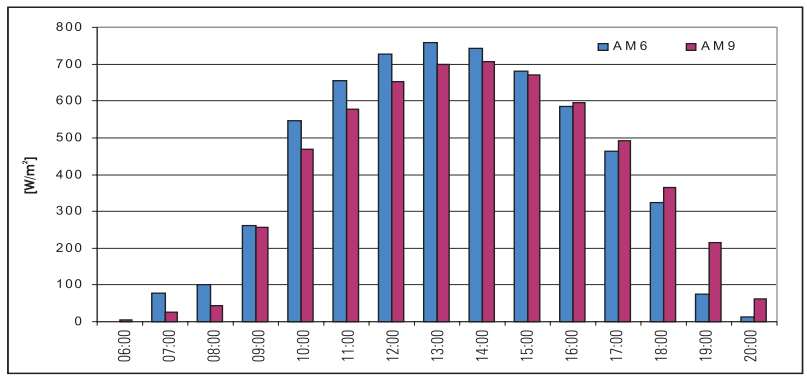
5.6. Natężenie promieniowania bezpośredniego

Pomiary natężenia promieniowania bezpośredniego prowadzone były na dwóch stacjach. Najwyższe średnie wartości wystąpiły w kwietniu, osiągając wartość 321,8 W/m^2 w Sopocie (AM6) i w maju w Gdyni Redłowie (AM9) osiągając wartość 298,2 W/m^2. Drugie maksimum wystąpiło w lipcu i sierpniu, kiedy na obu stacjach wystąpiły wysokie wartości średniej miesięcznej. Najniższe średnie miesięczne wystąpiły w grudniu na stacji w Sopocie, osiągając wartości: 29,5 W/m^2 i 37,6 W/m^2.



Ryc. 69. Zmienność natężenia promieniowania słonecznego bezpośredniego na stacjach AM6 w Sopocie i AM9 w Gdyni Redłowie w 2007 roku

Maksymalne średniodobowe natężenie promieniowania słonecznego odnotowano 21 kwietnia i wyniosło 427,9 W/m^2 w Sopocie i 389,0 W/m^2 w Gdyni Redłowie.



Ryc. 70. Zmienność natężenia promieniowania bezpośredniego na stacjach AM6 (Sopot) i AM9 (Gdynia Redłowo) w dniu 22 kwietnia 2007 r.

6. OCENA JAKOŚCI POWIETRZA W AGLOMERACJI GDAŃSKIEJ I TCZEWIE

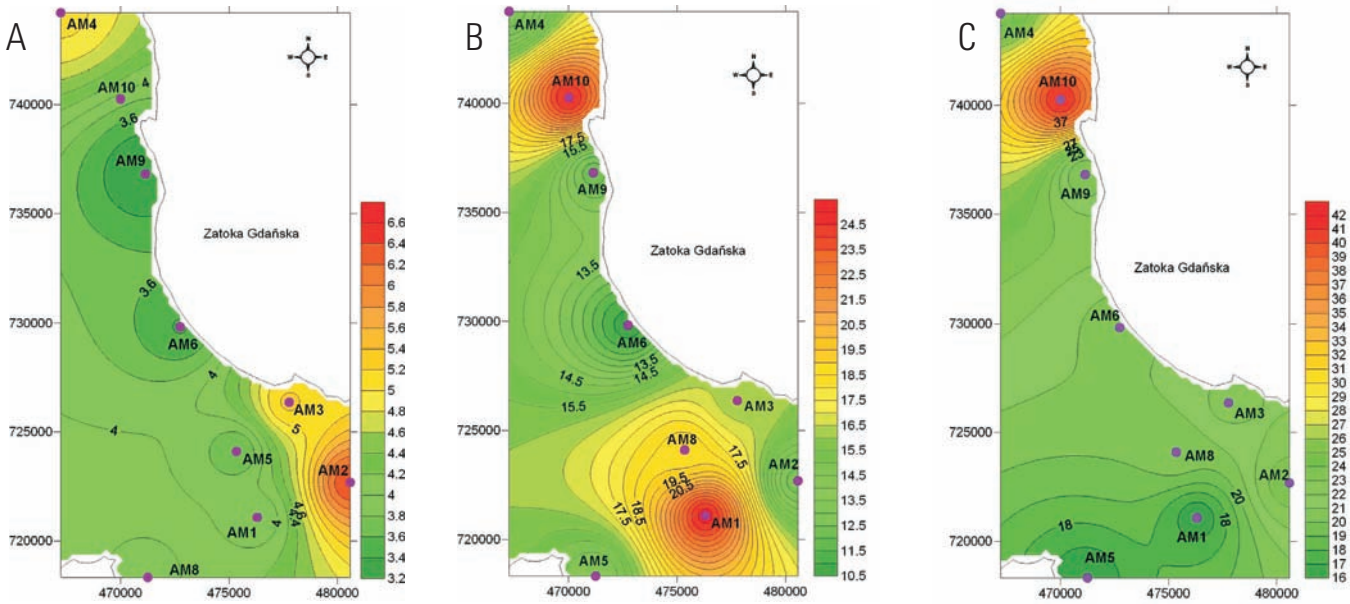
Niniejszy rozdział poświęcony jest ocenie jakości powietrza w aglomeracji Gdańskiej i Tczewie na podstawie wykonywanych pomiarów. Ocena obejmuje następujące substancje:

- ditlenek siarki,
- ditlenek azotu,
- monotlenek węgla,
- ditlenek węgla,
- tlenki azotu,
- ozon,
- pył PM10,
- benzen i pochodne,
- amoniak.

Ocena odnosi się do wartości określonych poziomów dopuszczalnych bądź wartości odniesienia i nie jest oceną w rozumieniu Prawa Ochrony Środowiska, która jest wyłączną kompetencją wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska.
Ocenę jakości powietrza w niniejszym raporcie przedstawiono w dwojaki sposób:

- jako informację merytoryczną, w której wyniki pomiarów porównano z obowiązującymi poziomami stężeń substancji w powietrzu
  i
- jako informację opisową; przez zastosowanie skali ocen w odniesieniu do udziału mierzonego stężenia do odpowiedniej normy.

Wyniki oceny zaprezentowano dla poszczególnych miast aglomeracji trójmiejskiej: Gdańska, Gdyni i Sopotu oraz Tczewa, biorąc pod uwagę wyniki z ostatnich trzech lat z uwagi na istotne zmiany warunków meteorologicznych.
Na poniższych mapach zaprezentowano wielkości stężeń średniorocznych w roku 2007 dla podstawowych substancji, tj. ditlenku siarki, ditlenku azotu i pyłu PM10.



Ryc. 71. Średnioroczne wartości stężeń na stacjach sieci ARMAAG w 2007 roku
A) ditlenek siarki, B) ditlenek azotu, C) pył PM10

Ocena opisowa wyraża jakość powietrza jako odpowiednio oznaczoną relację stężenia danej substancji do norm średniorocznych.
W ocenie zastosowano skalę skorelowaną z zakresami stężeń stosowanymi w ocenach jakości powietrza wykonywanych przez inspektoraty ochrony środowiska.

0-40	% normy	b. dobra
41-60	% normy	dobra
61-100	% normy	dostateczna
> 100	% normy	zła

6. OCENA JAKOŚCI POWIETRZA W AGLOMERACJI GDAŃSKIEJ I TCZEWIE

Wynik oceny opisowej dla poszczególnych miast przedstawiono w tabeli 31

Tabela 31. Ocena jakości powietrza na podstawie wartości stężeń średniorocznych w 2007 roku

Miasto	Jakość powietrza			
	ditlenek siarki	ditlenek azotu		pył PM10
GDAŃSK	b.dobra	dostateczna		dobra
GDYNIA	b.dobra	dostateczna		zła
SOPOT	b.dobra	b.dobra		dobra
TCZEW	b.dobra	b.dobra		dobra
Norma [$\mu g/m^3$]	20[1]	40[2]	35[3]	40

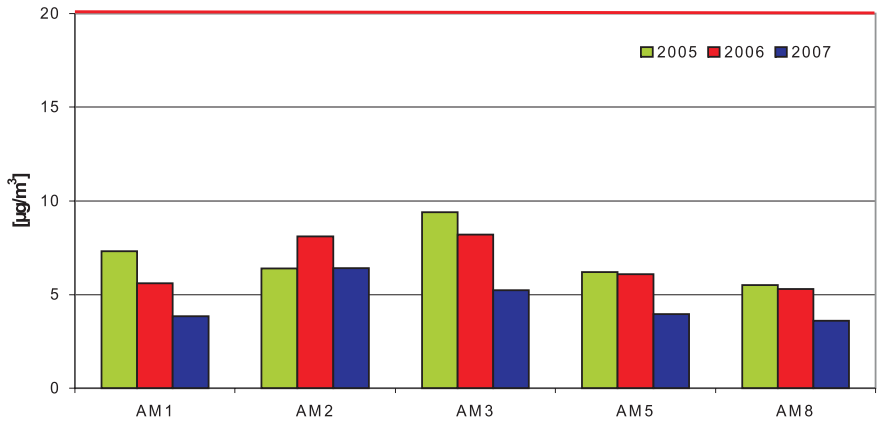
Wynik oceny w porównaniu z rokiem 2006 pokazuje, że jakość powietrza w aglomeracji uległa poprawie w Gdańsku, Sopocie oraz w Tczewie. W Gdyni jakość powietrza utrzymuje się na takim samym poziomie jak w 2006 roku. Decydujące znaczenie dla oceny jakości powietrza w Gdyni mają wyniki ze stacji AM10, która oprócz oddziaływania przemysłu stoczniowego i portu poddawana była w analizowanym okresie wpływom emisji z intensywnych prac budowlanych i modernizacyjnych.

[1] *Ze względu na ochronę roślin*
[2] *obszar*
[3] *uzdrowisko*

6.1. Ocena jakości powietrza w Gdańsku

6.1.1. Ditlenek siarki

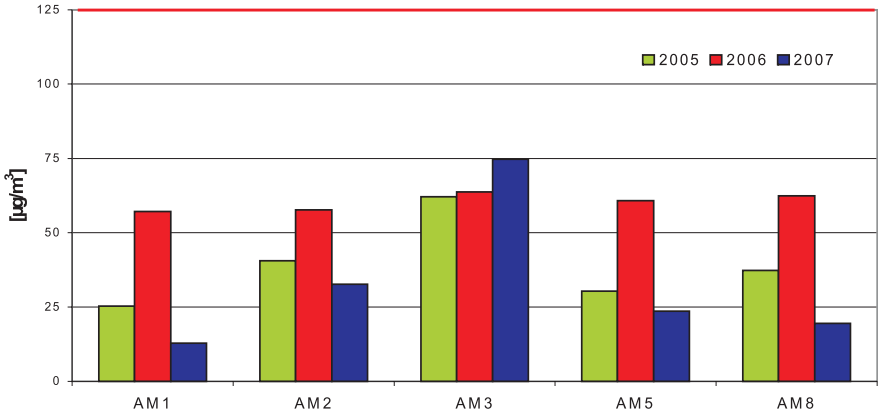
Stężenia średnioroczne dwutlenku siarki normowane ze względu na ochronę roślin w utrzymują się na poziomie 18-47 % poziomów dopuszczalnych w latach 2005-2007. Zmiany stężeń średniorocznych w ostatnich latach na poszczególnych stacjach pokazano na rycinie (ryc. 72).



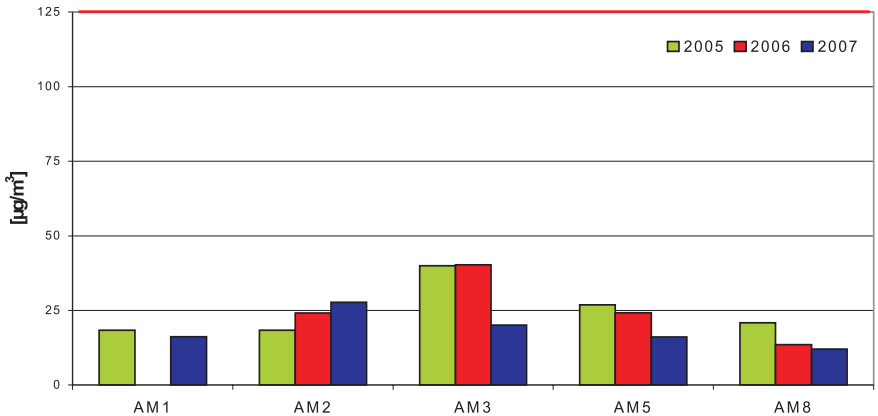
Ryc.72. Zmiany stężeń średniorocznych ditlenku siarki na stacjach ARMAAG w latach 2005-2007

W stosunku do roku poprzedniego na wszystkich stacjach w Gdańsku średnioroczne stężenia ditlenku siarki obniżyły się o 2-3 $\mu g/m^3$.

W roku 2007 maksymalne stężenia średniodobowe dwutlenku siarki w sezonie grzewczym obniżyły się w porównaniu do dwóch poprzednich lat (ryc. 73), wyjątek stanowi stacja AM3 w Nowym Porcie, gdzie najwyższe maksymalne stężenie średniodobowe wystąpiło w 2007 roku. W sezonie letnim 2007 nie zanotowano maksymalnych stężeń średniodobowych wyższych niż 22% stężenia dopuszczalnego, w dwóch pozostałych latach stężenia były nieznacznie wyższe (ryc. 74).



Ryc. 73. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacjach w Gdańsku w sezonie grzewczym w latach 2005-2007



Ryc. 74. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacjach w Gdańsku w sezonie letnim w latach 2005-2007

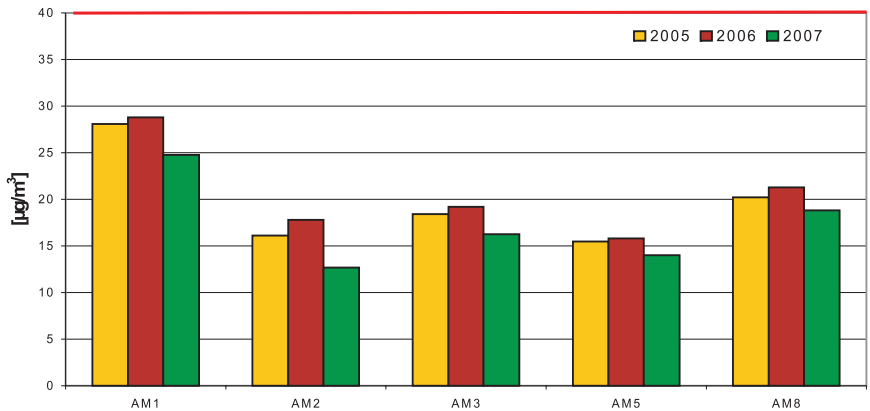
Przekroczenie dopuszczalnej wartości 24-godzinnych stężeń w skali roku ma miejsce wówczas, gdy wartość percentyla jest większa od stężenia dopuszczalnego D_{24h}. W praktyce oznacza to, że przekroczenie normy występuje, gdy więcej niż 1,1% wyników dla SO_2 w ciągu roku osiąga wartości wyższe od D_{24h}. Ponieważ w roku 2007 nie odnotowano przekroczeń stężeń średniodobowych, nie obliczano wartości percentyla.

Stężenia chwilowe ditlenku siarki o obowiązującym od roku 2005 czasie uśredniania 1h były niższe niż poziom dopuszczalny = **350 μg/m^3**. Maksymalne stężenie ditlenku siarki = **213,6 μg/m^3** wystąpiło w dniu 10 kwietnia o godzinie 10:00 na stacji AM2 Gdańsk Stogi. W terminie pomiarowym zanotowano temp. +5,9°C.

Zgodnie z obowiązującymi w Polsce przepisami, parametrem normowanym w przypadku stężeń 1h jest percentyl 99,7 dla ditlenku siarki obliczany z rocznej serii pomiarów chwilowych. Przekroczenie dopuszczalnej wartości 1h stężeń w skali roku ma miejsce wówczas, gdy wartość percentyla S99,7 jest większa od stężenia dopuszczalnego D_{1h}. W praktyce oznacza to, że przekroczenie normy występuje, gdy więcej niż 0,3 % wyników w ciągu roku osiąga wartości wyższe od D_{1h} .W roku 2007 pomiary nie wykazały przekroczeń i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla.

6.1.2. Ditlenek azotu

Średnioroczne stężenia ditlenku azotu w 2007 roku wahały się od 32% wartości dopuszczalnej (stacja AM2 Gdańsk Stogi) do 62% (stacja AM1 Gdańsk Śródmieście). Na wszystkich stacjach w Gdańsku zanotowano spadek wartości stężeń średniorocznych (Ryc. 75).



Ryc. 75. Zmiany średniorocznych wartości stężeń ditlenku azotu na stacjach ARMAAG w latach 2005-2007

Drugim parametrem normowanym ze względu na ochronę zdrowia są stężenia jednogodzinne, których epizodycznie wysokie wartości powodować mogą nasilenie niektórych objawów różnych chorób.

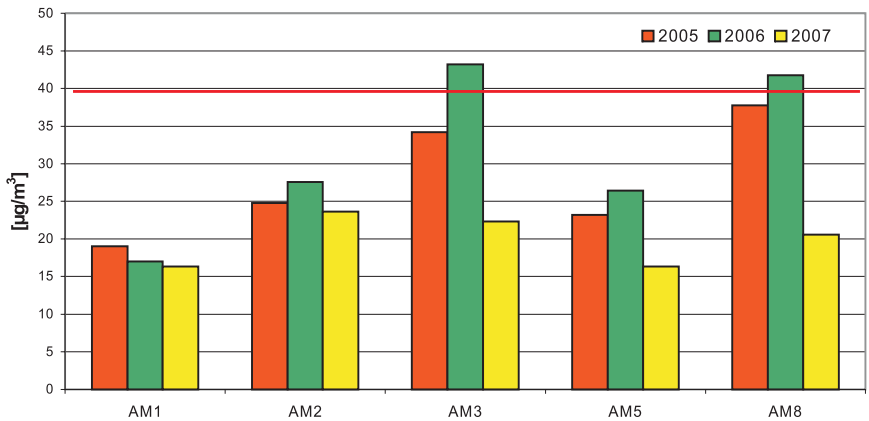
W roku 2007 w Gdańsku nie odnotowano stężeń ditlenku azotu powyżej normy **=200 μg/m^3**. Maksymalne stężenie ditlenku azotu **S_{1hmax} = 112,1 μg/m^3** zmierzono na stacji nr 1 w Gdańsku Śródmieściu przy ul. Powstańców Warszawskich w dniu 27 kwietnia o godzinie 22 przy temperaturze 11,8 °C.

Oprócz wartości stężenia istotnym jest czas jego występowania. Zgodnie z obowiązującymi w Polsce przepisami, parametrem normowanym w przypadku stężeń 1h dla ditlenku azotu jest percentyl 99,8 obliczany z rocznej serii pomiarów chwilowych. Przekroczenie dopuszczalnej wartości 1h stężeń w skali roku ma miejsce wówczas, gdy wartość percentyla 99,8 jest większa od stężenia dopuszczalnego D_{1h}. W praktyce oznacza to, że przekroczenie normy występuje, gdy więcej niż 0,2% wyników w ciągu roku osiąga wartości wyższe od D_{1h}.

W roku 2007 w Gdańsku pomiary ditlenku azotu nie wykazały przekroczeń i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla.

6.1.3. Pył PM10

W roku 2007 na wszystkich stacjach gdańskich obniżyły się stężenia średnioroczne pyłu PM10 w stosunku do lat ubiegłych i nie przekroczyły wartości dopuszczalnej (Ryc. 76). W 2007 zauważalny jest istotny spadek stężeń średniorocznych pyłu PM10, szczególnie w stosunku do 2006 roku.



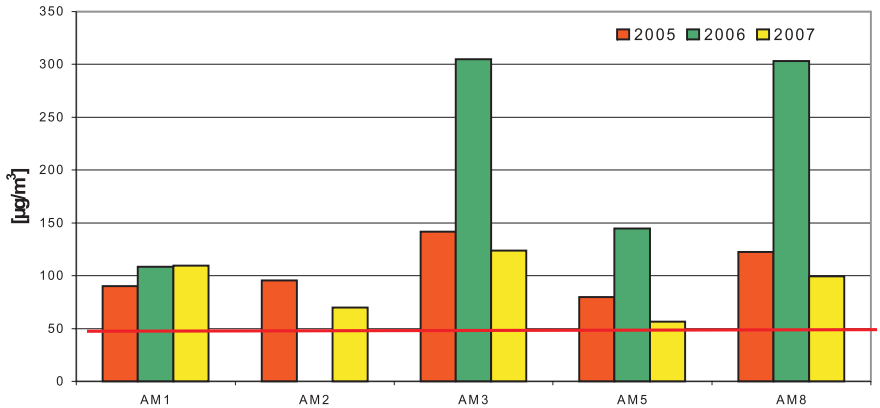
Ryc. 76. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10 na stacjach ARMAAG w latach 2005-2007

W roku 2007, podobnie jak w latach poprzednich, w przypadku pyłu PM10 odnotowano przekroczenia norm średniodobowych. Na wszystkich stacjach gdańskich maksymalne stężenia średniodobowe były wyższe od poziomu dopuszczalnego. Limitowana liczba dni z przekroczeniami (35 w ciągu roku) również była przekroczona.

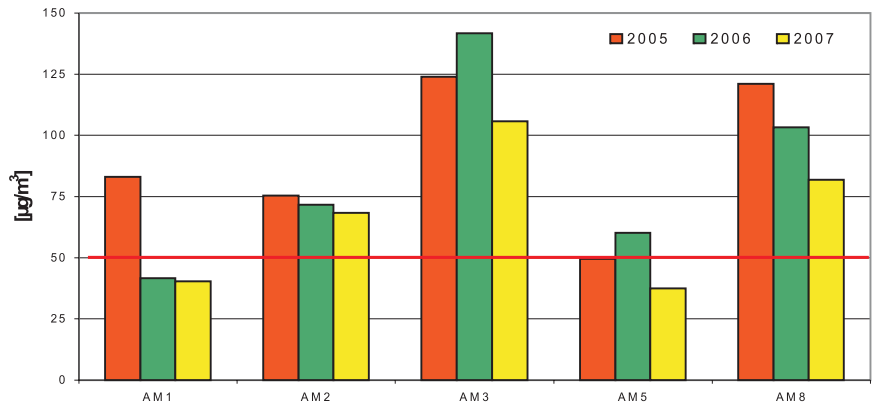
W ciągu całego 2007 roku ilość dni z przekroczeniami wyniosła dla Gdańska 49 dni (spadek o 64 dni w stosunku do roku 2006).

Wyników wyższych niż norma $\mathbf{D_{24h} = 50\ \mu g/m^3}$ zanotowano na terenie Gdańska 4,6% przy 14,2% w roku 2006.

Zmiany maksymalnych wartości średniodobowych w latach 2005-2007 dla PM10 w poszczególnych sezonach dla miasta Gdańska pokazano na kolejnych rycinach.



Ryc.77. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdańsku w sezonie grzewczym w latach 2005-2007



Ryc.78. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdańsku w sezonie letnim w latach 2005-2007

6. OCENA JAKOŚCI POWIETRZA W AGLOMERACJI GDAŃSKIEJ I TCZEWIE

Zgodnie z obowiązującymi w Polsce wymaganiami dotyczącymi wykonywania ocen jakości powietrza, przy szacowaniu wyników dla pyłu zawieszonego PM10 należy brać pod uwagę wartość percentyli: 90,1 i 97,8 obliczanych z rocznych serii pomiarowych.

Przekroczenie dopuszczalnej wartości 24-godzinnych stężeń w skali roku ma miejsce wówczas, gdy wartość percentyla jest większa od stężenia dopuszczalnego D_{24h}.

W praktyce oznacza to, że przekroczenie normy występuje, gdy więcej niż 9,9% i 2,2% wyników pomiarów ciągu roku osiąga wartości wyższe od D_{24h}. W poniższej tabeli zestawiono obliczone percentyle dla ważnych serii pomiarowych.

Wartości percentyli liczono dla serii pomiarowych spełniających kryteria podane w Decyzji Komisji Europejskiej o jakości danych. Seria pomiarowa musi liczyć minimum 75% ważnych danych przy zachowaniu stosunku danych z okresu grzewczego do letniego poniżej 2.

Odnosząc się do wartości percentyla należy stwierdzić, że na terenie Gdańska percentyl 97,8 pyłu PM10 przekroczony był na stacjach AM2, AM3 i AM8.

Tabela 32. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10

Stacja	Wartość percentyla [$\mu g/m^3$]					
	percentyl 90,1			percentyl 97,8		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
AM1 ul. Powstańców Warszawskich Gdańsk Siedlce	33,2	30,5	27,0	58,1	47,6	40,3
AM2 ul. Kaczeńce Gdańsk Stogi	43,6	47,0	41,4	63,9	88,4	55,2
AM3 ul. Wyzwolenia Gdańsk Nowy Port	69,8	86,9	48,0	104,7	138,8	87,8
AM 5 ul. Ostrzycka Gdańsk Szadółki	54,3	53,6	28,7	69,7	95,4	37,7
AM 8 ul.Leczkowa Gdańsk Wrzeszcz	40,2	45,5	43,1	57,8	79,7	81,3
Dopuszczalny poziom PM10 w powietrzu [$\mu g/m^3$]	50					

Porównując wartości percentyli z ubiegłych lat należy stwierdzić, że również oddziaływaniu średniookresowym obniżyło się zanieczyszczenie pyłem PM10.

6.1.4. Monotlenek węgla

Dla mono tlenku węgla normowane są poziomy stężeń 8 - godzinnych wyliczanych krocząco. Dopuszczalny poziom stężenia nie został przekroczony. Maksymalne stężenie wyniosło 21% normy dla obszaru (AM8) w okresie grzewczym.

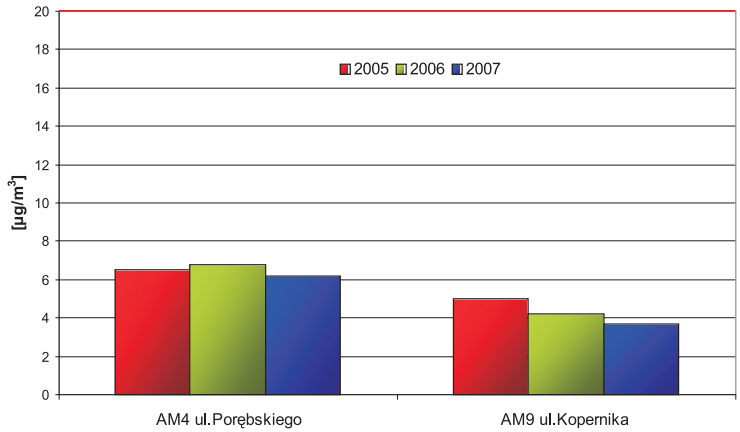
6.1.5. Ozon

W prawie polskim ze względu na ochronę zdrowia normowane są dwa poziomy ozonu: średnioterminowy jako wartość stężenia 8 - godzinnego wyliczanego krocząco (**120 μg/m^3**) , przy limitowanej ilości dni z przekroczeniami (25) oraz w odniesieniu do epizodów jako wartość ostrzegawcza (stężenie 1 godzinne **= 180 μg/m^3**).
Przekroczenia 8-godzinnej normy ozonu wystąpiły na stacji AM5 i AM8. Łączna ilość dni z przekroczeniami wyniosła 4, wszystkie przekroczenia wystąpiły w sezonie letnim. Maksymalne stężenie ozonu w Gdańsku osiągnęło wartość 128,4 μg/m^3 w dniu 25 maja na stacji AM5 w Gdańsku Szadółkach.
W roku 2007 nie wystąpiły stężenia wyższe niż próg ostrzegania.

6.2. Ocena jakości powietrza w Gdyni

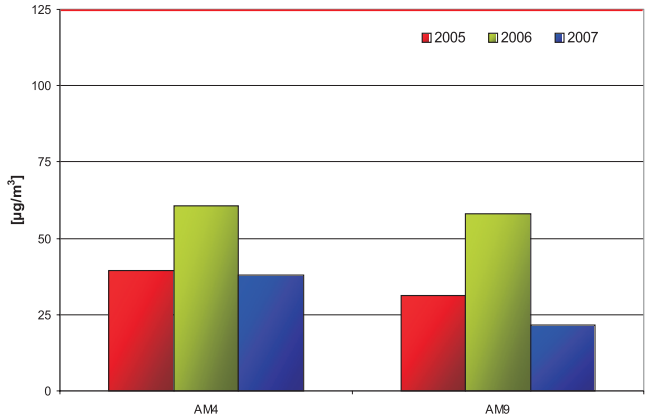
6.2.1. Ditlenek siarki

Stężenia średnioroczne ditlenku siarki w Gdyni w latach 2005-2007 utrzymywały się na stałym niskim poziomie, osiągając od 18,5 do 34% wartości dopuszczalnej.
Stężenia średnioroczne ditlenku siarki na stacjach gdyńskich przedstawiono na poniższej rycinie. Nieznacznie wyższe stężenia ditlenku siarki występowały na stacji AM4 w Gdyni Pogórzu, w porównaniu ze stacją AM9 w Gdyni Redłowie.

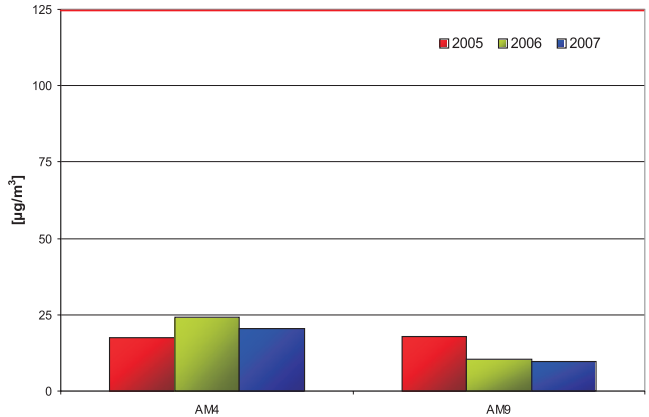


Ryc. 79. Zmiany stężeń średniorocznych ditlenku siarki na stacjach ARMAAG w Gdyni w latach 2005-2007

W latach 2005-2007 maksymalne stężenia średniodobowe nie przekroczyły wartości dopuszczalnej. W sezonie grzewczym najwyższe maksymalne stężenia średniodobowe wystąpiły w 2006 roku, natomiast najniższe w roku 2007.
W analizowanym okresie w sezonie letnim maksymalne stężenia średniodobowe utrzymywały się na stale niskim poziomie.



Ryc. 80. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacjach w Gdyni w sezonie grzewczym w latach 2005-2007

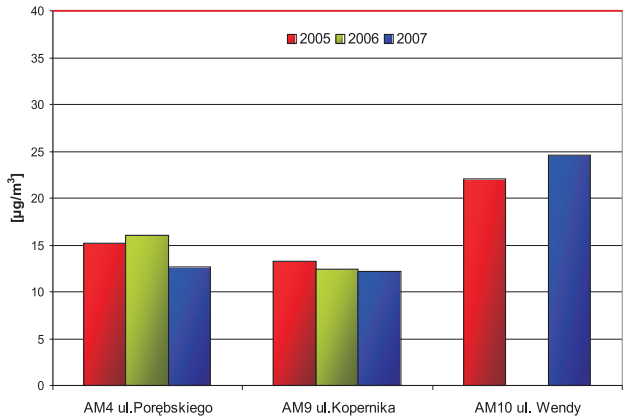


Ryc. 81. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacjach w Gdyni w sezonie letnim w latach 2005-2007

Nie obliczano wartości 99,8 percentyla, ponieważ w roku 2007 nie odnotowano przekroczeń stężeń średniodobowych.
Stężenia chwilowe ditlenku siarki o obowiązującym od roku 2005 czasie uśredniania 1h były niższe niż poziom dopuszczalny **= 350 µg/m³**.
Maksymalne stężenie ditlenku siarki **= 116,5 µg/m³** wystąpiło w dniu 28 grudnia o godzinie 01:00 na stacji AM4 w Gdyni Pogórzu.
W terminie pomiarowym zanotowano temp. minus 0,6 °C.
W roku 2007 pomiary nie wykazały przekroczeń stężeń 1h i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla.

6.2.2. Ditlenek azotu

Stężenia średnioroczne ditlenku azotu wahały się od 30,5% (stacja AM9) do 61,5% (stacja AM10) wartości dopuszczalnej. Na dwóch stacjach AM4 i AM9 nastąpił spadek wartości stężeń średniorocznych, natomiast na stacji AM10 nastąpił nieznaczny wzrost (Ryc. 82).

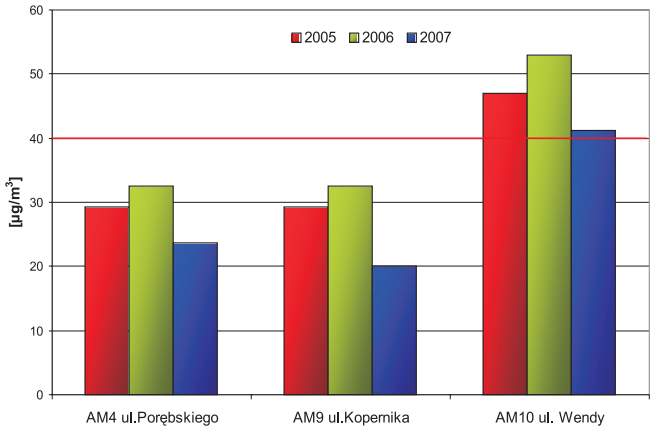


Ryc.82. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku azotu na stacjach ARMAAG w Gdyni w latach 2005-2007

W roku 2007 nie odnotowano na terenie Gdyni stężeń 1h powyżej normy wynoszącej **200 μg/m^3**. Maksymalne stężenie ditlenku azotu **S_{1hmax} = 130,5 μg/m^3** zmierzono na stacji AM4 w Gdyni Pogórzu w dniu 27 kwietnia o godzinie 23 przy temperaturze 13,9 °C.
W roku 2007 w Gdyni pomiary ditlenku azotu nie wykazały przekroczeń i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla.

6.2.3. Pył zawieszony PM10

Stężenia średnioroczne pyłu zawieszonego w 2007 roku uległy obniżeniu w stosunku do poprzednich dwóch lat. Na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu pomimo spadku wartości średniorocznej stężenie pyłu nadal przekraczało dopuszczalną wartość i wyniosło 41,2 μg/m^3 (ryc. 83).

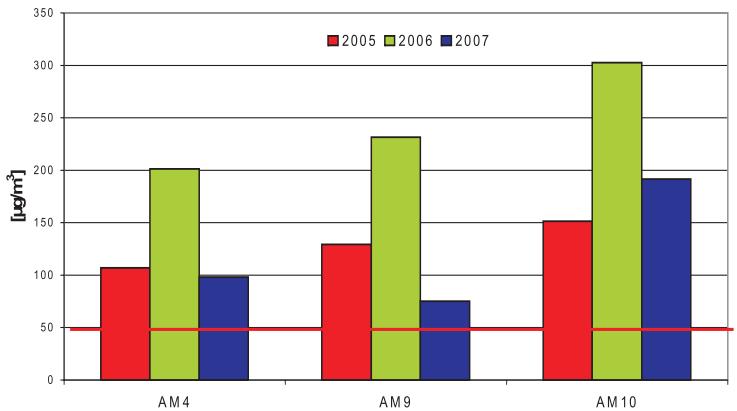


Ryc. 83. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10 na stacjach w Gdyni w latach 2005-2007

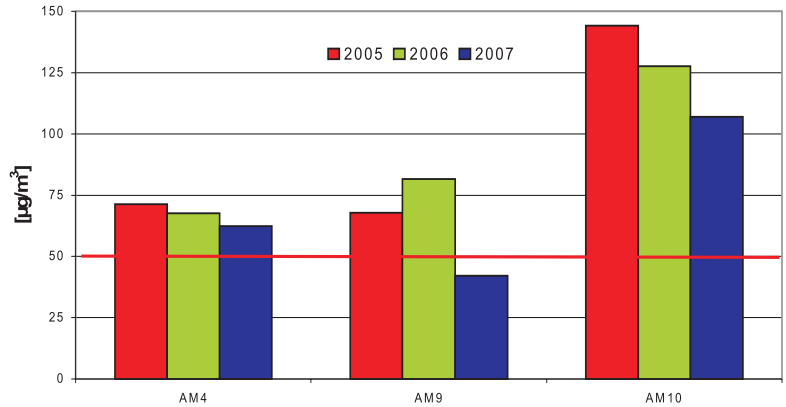
W roku 2007 odnotowano przekroczenia norm średniodobowych pyłu PM10 na wszystkich stacjach. Limitowana liczba dni z przekroczeniami (35 w ciągu roku) również była przekroczona.

W ciągu całego 2007 roku ilość dni z przekroczeniami wyniosła dla Gdyni 91 dni (spadek o 56 dni). Wyników wyższych niż norma $\mathbf{D_{24h}=50\ \mu g/m^3}$ zanotowano na terenie Gdyni 12,3% (w roku 2006 - 22,7%).

Zmiany maksymalnych wartości średniodobowych w latach 2005-2007 dla PM10 w poszczególnych sezonach pokazano na kolejnych rycinach.



Ryc. 84 Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdyni w sezonie grzewczym w latach 2005-2007



Ryc. 85. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdyni w sezonie letnim w latach 2005-2007

Odnosząc się do wartości percentyli 90,1 i 97,8 należy stwierdzić, że na terenie Gdyni w roku 2007 nie był przekraczany percentyl 90,1, natomiast na stacjach AM9 i AM10 przekroczony był percentyl 97,8 (tab. 33).

Tabela 33. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10

Stacja	Wartość percentyla [µg/m^3]					
	percentyl 90,1			percentyl 97,8		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
AM4 ul. Porębskiego Gdynia Pogórze	54,3	53,6	43,5	69,7	95,4	61,5
AM 9 ul. Kopernika Gdynia Redłowo	57,6	58,3	37,3	90,3	104,4	53,5
AM 10 ul. Wendy Gdynia Śródmieście	80,9	92,5	75,9	115,2	145,1	120,9
Dopuszczalny poziom PM10 w powietrzu [µg/m^3]	50					

6.2.4. Monotlenek węgla

Dla tlenku węgla normowane są poziomy stężeń 8 - godzinnych wyliczanych krocząco. Dopuszczalny poziom stężenia nie został przekroczony. Maksymalne stężenie wyniosło 16,2% normy dla obszaru (AM4 Gdynia Pogórze) w sezonie grzewczym.

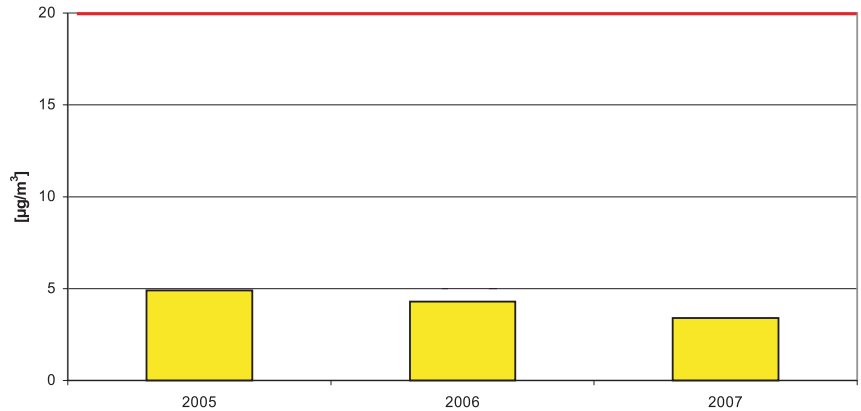
6.2.5. Ozon

W prawie polskim ze względu na ochronę zdrowia normowane są dwa poziomy ozonu: średnioterminowy jako wartość stężenia 8 - godzinnego wyliczanego krocząco (**120 μg/m^3**) , przy limitowanej ilości dni z przekroczeniami (25) oraz w odniesieniu do epizodów jako wartość ostrzegawcza (stężenie 1 - godzinne **= 180 μg/m^3**).
Przekroczenia 8 - godzinnej normy ozonu wystąpiły zarówno na stacji AM4 jak i AM9. Łączna ilość dni z przekroczeniami wyniosła 8, wszystkie przekroczenia wystąpiły w sezonie letnim. Maksymalne stężenie w Gdyni osiągnęło wartość 148,1 μg/m^3 w dniu 27 kwietnia na stacji AM9.
Próg ostrzegania w roku 2007 nie wystąpił.

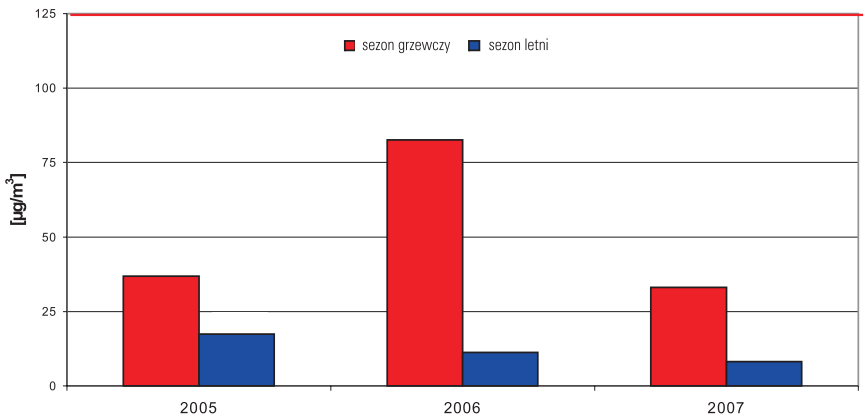
6.3. Ocena jakości powietrza w Sopocie

6.3.1. Ditlenek siarki

Stężenia średnioroczne ditlenku siarki w analizowanym okresie utrzymywły się na stałym niskim poziomie, osiągając od 17 do 24% wartości dopuszczalnej. Stężenia średnioroczne ditlenku siarki w Sopocie w latach 2005 - 2006 przedstawiono na poniższej rycinie. Najniższe stężenie średnioroczne wystąpiło w 2007 roku i wyniosło 3,4 $\mu g/m^3$, a najwyższe w 2005 roku osiągnęło wartość 4,9 $\mu g/m^3$.



Ryc. 86 Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku siarki na stacji ARMAAG w Sopocie w latach 2005-2007

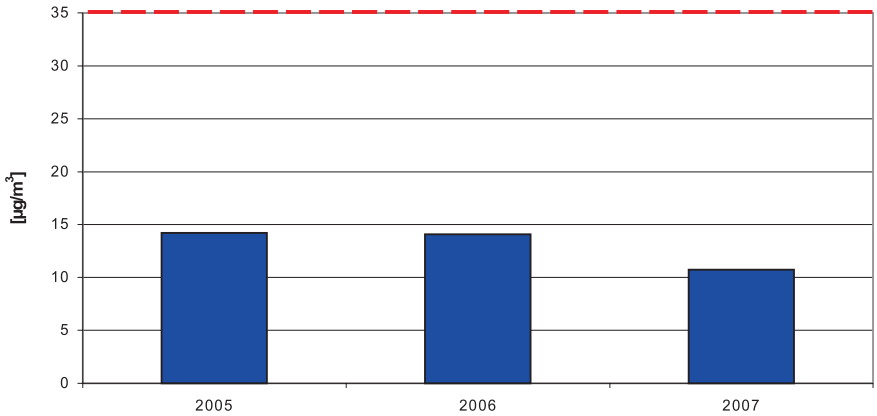


Ryc. 87. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacji ARMAAG w Sopocie w sezonie letnim w latach 2005-2007

Maksymalne stężenia średniodobowe w latach 2005-2007 nie przekraczały wartości dopuszczalnej. W sezonie grzewczym najwyższe maksymalne stężenia średniodobowe wystąpiły w 2006 roku, natomiast najniższe w 2007 roku. W sezonie letnim, w analizowanym okresie, maksymalne stężenia średniodobowe utrzymywały się na stałym, niskim poziomie.
Stężenia chwilowe ditlenku siarki o obowiązującym od roku 2005 czasie uśredniania 1h były niższe niż poziom dopuszczalny **= 350 μg/m^3**.
Maksymalne stężenie ditlenku siarki **= 80,9 μg/m^3** wystąpiło w dniu 24 lutego o godzinie 03:00 przy temperaturze minus 8,4 °C.
W roku 2007 pomiary nie wykazały przekroczeń stężeń chwilowych i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla 99,7.

6.3.2. Ditlenek azotu

Stężenia średnioroczne dwutlenku azotu w latach 2005-2007 wahały się od 31 % do 41 % wartości dopuszczalnej. W porównaniu do dwóch poprzednich lat stężenie średnioroczne dwutlenku azotu w 2007 roku uległo obniżeniu (ryc. 88).

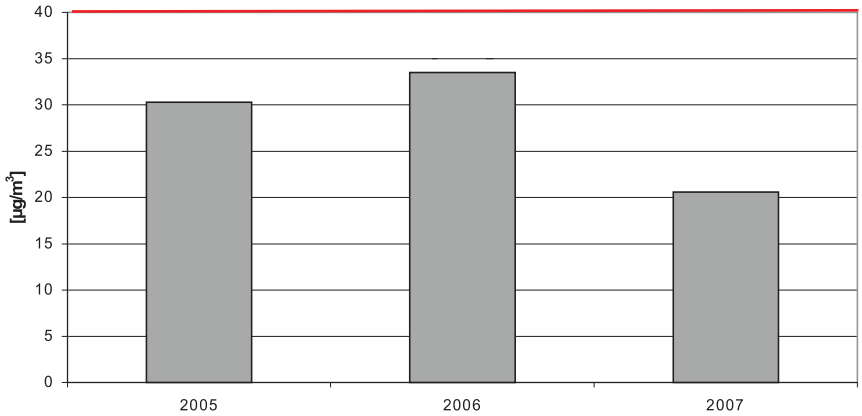


Ryc. 88. Zmiany stężeń średniorocznych ditlenku azotu na stacji ARMAAG w Sopocie w latach 2005-2007

W roku 2007 nie odnotowano w Sopocie stężeń 1h powyżej normy wynoszącej 200 μg/m^3. Maksymalne stężenie ditlenku azotu **S_{1hmax} = 88,9 μg/m^3** wystąpiło w dniu 13 marca o godzinie 19:00 przy temperaturze plus 12,4 °C.
W roku 2007 w Sopocie pomiary ditlenku azotu nie wykazały przekroczeń stężeń chwilowych i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla 99,8.

6.3.3. Pył zawieszony PM10

Stężenia średnioroczne pyłu zawieszonego w 2007 roku uległy obniżeniu w stosunku do poprzednich dwóch lat . Najniższe stężenie średnioroczne pyłu odnotowano w 2007 roku i wyniosło ono 20,6 $\mu g/m^3$ (Ryc.89)

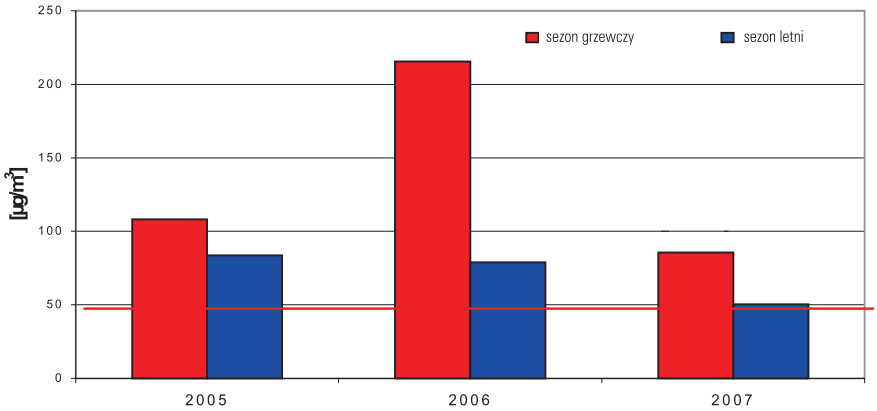


Ryc. 89. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10 na stacji ARMAAG w Sopocie w latach 2005-2007

W roku 2007 na stacji w Sopocie odnotowano przekroczenia normy średniodobowej pyłu PM10. Nie została przekroczona limitowana liczba dni z przekroczeniami (35 w ciągu roku). W ciągu całego 2007 roku ilość dni z przekroczeniami wyniosła dla Sopotu:15 dni i (spadek o 36 dni w stosunku do roku 2006)

Wyników wyższych niż norma $\mathbf{D_{24h}=50\ \mu g/m^3}$ zanotowano w Sopocie 4,1% (w roku 2006 -14,1%)

Zmiany maksymalnych wartości średniodobowych w latach 2005-2007 dla PM10 w poszczególnych sezonach pokazano na kolejnej rycinie.



Ryc. 90. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacji w Sopocie w latach 2005-2007

Odnosząc się do wartości percentyli 90,1 i 07,8 należy stwierdzić, że w Sopocie dla PM10 nie był przekraczany w 2007 roku percentyl 90,1, natomiast był przekroczony percentyl 97,8. (tab.34).

Tabela 34. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10

Stacja	Wartość percentyla [$\mu g/m^3$]					
	percentyl 90,1			percentyl 97,8		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
AM6 ul. Bitwy pod Płowcami Sopot	55,5	55,8	38,5	83,1	96,5	56,6
Dopuszczalny poziom PM10 w powietrzu [$\mu g/m^3$]	50					

6.3.4. Monotlenek węgla

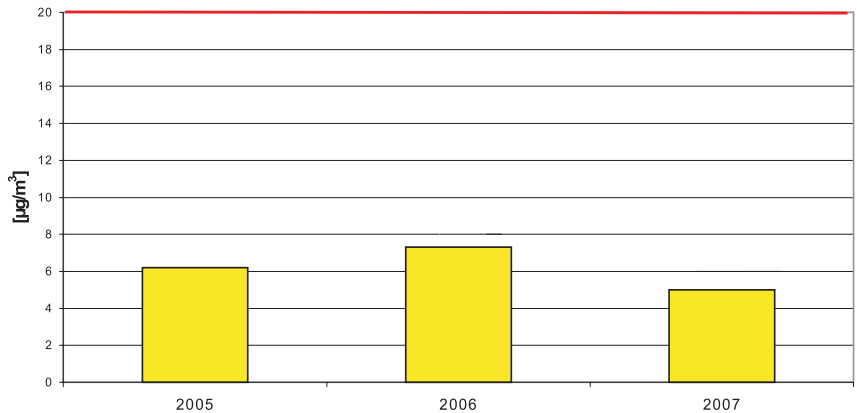
Dla monotlenku węgla normowane są poziomy stężeń 8 - godzinnych wyliczanych krocząco. Dopuszczalny poziom stężenia nie został przekroczony. Maksymalne stężenie w Sopocie wyniosło w roku 2007 29,4% normy w okresie grzewczym.

6.4. Ocena jakości powietrza w Tczewie

6.4.1. Ditlenek siarki

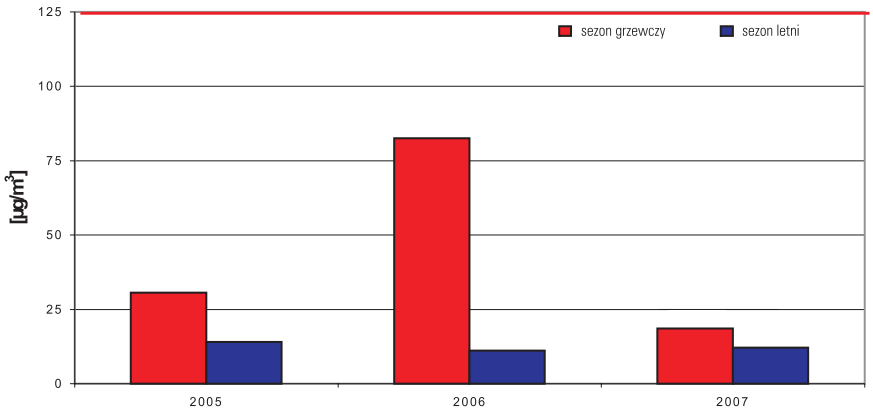
Stężenia średnioroczne ditlenku siarki w latach 2005-2007 utrzymywały się na stałym, niskim poziomie, osiągając od 25 do 31 % wartości dopuszczalnej.

Stężenia średnioroczne ditlenku siarki w Tczewie przedstawiono na poniższej rycinie. Najniższe stężenie średnioroczne wystąpiło w 2007 roku i wyniosło 5,0 $\mu g/m^3$, a najwyższe w 2006 roku osiągnęło wartość 7,3 $\mu g/m^3$ (Ryc.91)



Ryc. 91. Zmiany stężeń średniorocznych ditlenku siarki na stacji ARMAAG w Tczewie w latach 2005-2007

Maksymalne stężenia średniodobowe nie przekroczyły w latach 2005-2007 wartości dopuszczalnej. W sezonie grzewczym najwyższe maksymalne stężenia średniodobowe wystąpiły w 2006 roku, natomiast najniższe w 2007 roku. W sezonie letnim maksymalne stężenia średniodobowe w analizowanym okresie utrzymywały się na stale niskim poziomie

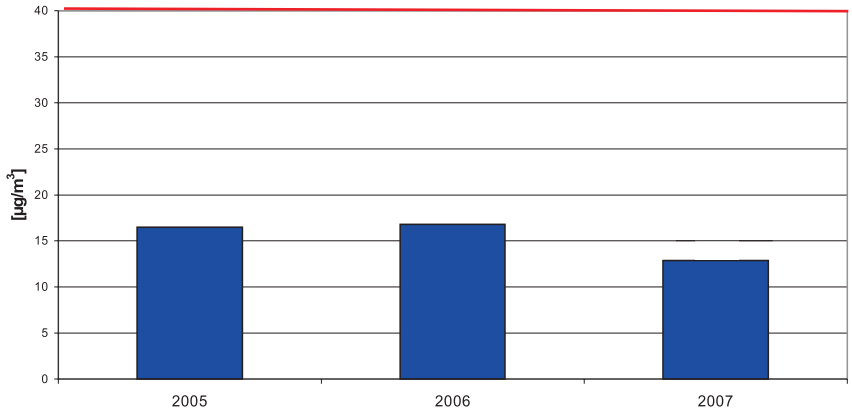


Ryc. 92. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacji ARMAAG w Tczewie w sezonie letnim w latach 2005-2007

Stężenia chwilowe ditlenku siarki o obowiązującym od roku 2002 czasie uśredniania 1h były niższe niż poziom dopuszczalny **= 350 µg/m³**.
Maksymalne stężenie ditlenku siarki = 51,6 µg/m³ wystąpiło w dniu 12 marca o godzinie 05:00 przy temperaturze 6,8 °C.
W roku 2007 pomiary nie wykazały przekroczeń i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla.

6.4.2. Dwutlenek azotu

Stężenia średnioroczne ditlenku azotu 2005 - 2007 wahały się od 32% do 42% wartości dopuszczalnej. Stężenie średnioroczne ditlenku azotu uległo obniżeniu w 2007 roku w porównaniu do dwóch poprzednich lat (Ryc. 93).

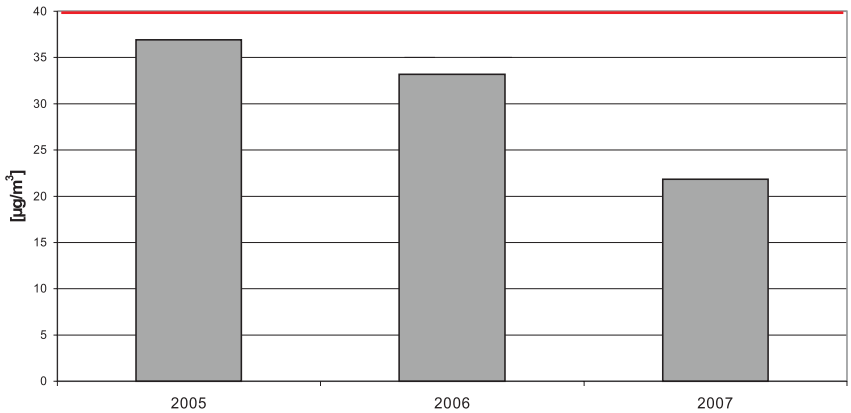


Ryc. 93. Zmiany stężeń średniorocznych ditlenku azotu na stacji ARMAAG w Tczewie w latach 2005-2007

W roku 2007 nie odnotowano w Tczewie stężeń 1h powyżej normy wynoszącej 200 μg/m^3. Maksymalne stężenie ditlenku azotu **S_{1hmax} = 143,3 μg/m^3** wystąpiło w dniu 16 kwietnia o godzinie 07:00 przy temperaturze 6,0 °C.
W roku 2007 w Tczewie pomiary ditlenku azotu nie wykazały przekroczeń i w związku z tym nie wykonywano obliczeń percentyla.

6.4.3. Pył zawieszony PM10

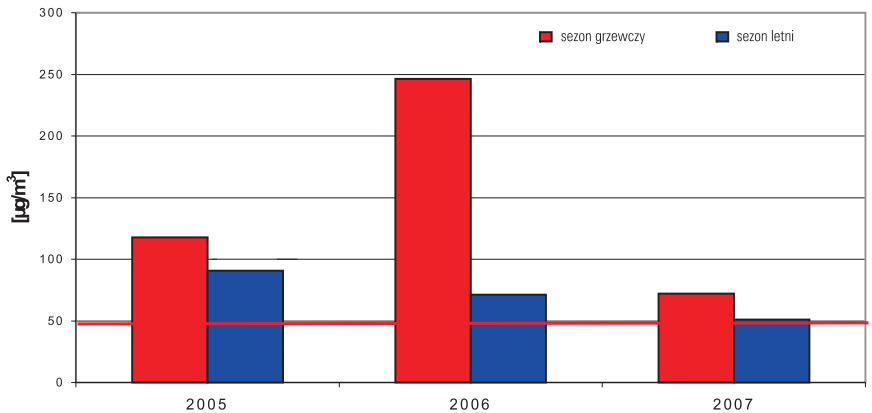
Stężenia średnioroczne pyłu zawieszonego w 2007 roku uległy obniżeniu w stosunku do poprzednich dwóch lat. Najniższe stężenie średnioroczne pyłu odnotowano w 2007 roku i wyniosło ono 21,8 μg/m^3 (Ryc. 94).



Ryc. 94. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10 na stacji ARMAAG w Tczewie w latach 2005-2007

W roku 2007 odnotowano przekroczenia norm średniodobowych pyłu PM10 na stacji w Tczewie. Limitowana liczba dni z przekroczeniami (35 w ciągu roku) nie została przekroczona. W ciągu całego 2007 roku ilość dni z przekroczeniami wyniosła dla Tczewa 11 dni (spadek o 27 dni). Wyników wyższych niż norma $D_{24h} = 50\ \mu g/m^3$ zanotowano w Tczewie 3,0% (w roku 2006 – 10,6%).

Zmiany maksymalnych wartości średniodobowych w latach 2005-2007 dla PM10 w poszczególnych sezonach pokazano na kolejnej rycinie.



Ryc. 95. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacji w Tczewie w latach 2005-2007

Odnosząc się do wartości percentyla należy stwierdzić, że w Tczewie nie był przekroczony w 2007 roku percentyl 90,1 pyłu PM10, natomiast był przekroczony percentyl 97,8 (tab. 36).

Tabela 36. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10

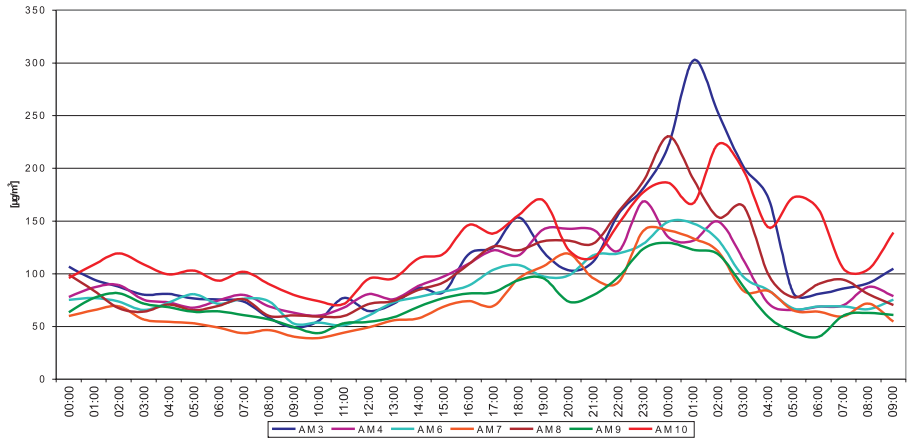
Stacja	Wartość percentyla [$\mu g/m^3$]					
	percentyl 90,1			percentyl 97,8		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
AM7 ul. Targowa Tczew	60,3	50,8	37,0	85,3	127,3	51,6
Dopuszczalny poziom PM10 w powietrzu [$\mu g/m^3$]	50					

6.4.4. Monotlenek węgla

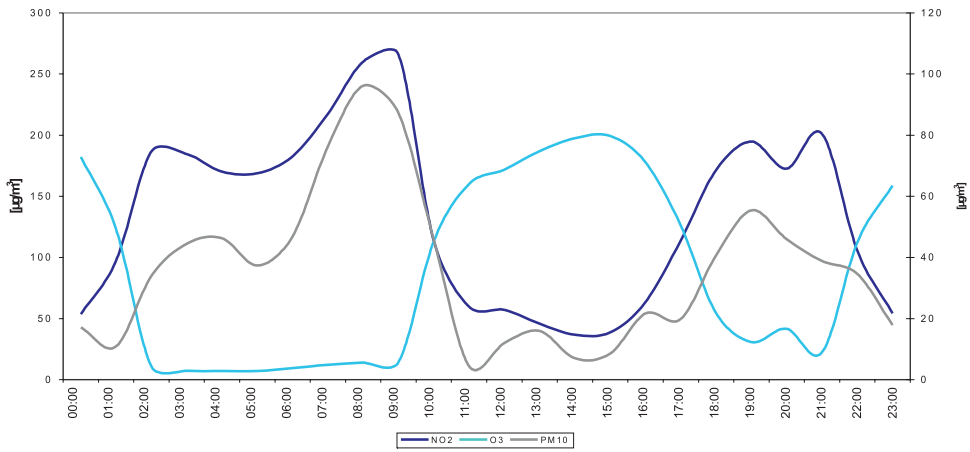
Dla monotlenku węgla normowane są poziomy stężeń 8 - godzinnych wyliczanych krocząco. Dopuszczalny poziom stężenia nie został przekroczony. Maksymalne stężenie w Tczewie w roku 2007 wyniosło 14,9% normy w sezonie grzewczym.

6.5. Epizody

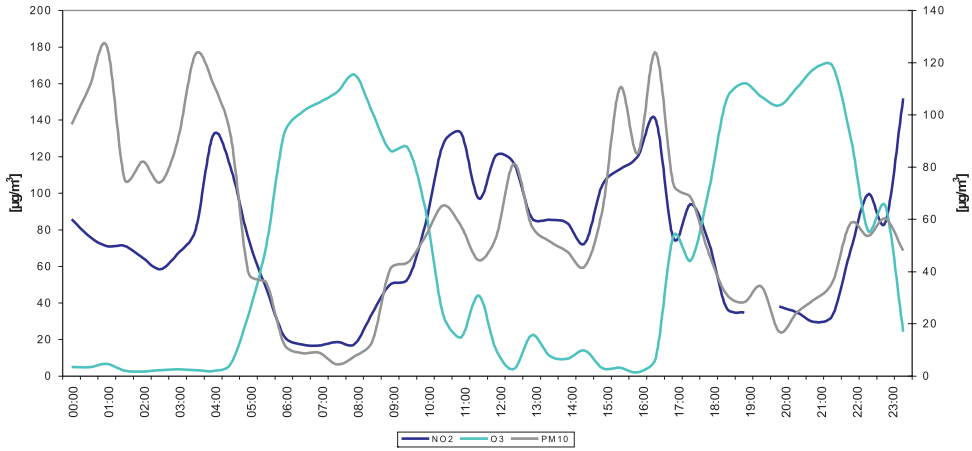
W roku 2007 odnotowano kilka dni, w których stężenia substancji osiągały powyżej 50% wartości dopuszczalnej. Takie dni wystąpiły w lutym, marcu oraz kwietniu. Analiza warunków meteorologicznych w tych dniach pokazuje, że sytuacje te miały miejsce przy niskiej prędkości wiatru oraz niskiej temperaturze lub występującej inwersji.



Ryc. 96. Stężenia pyłu PM10 na wybranych stacjach 13 lutego 2007

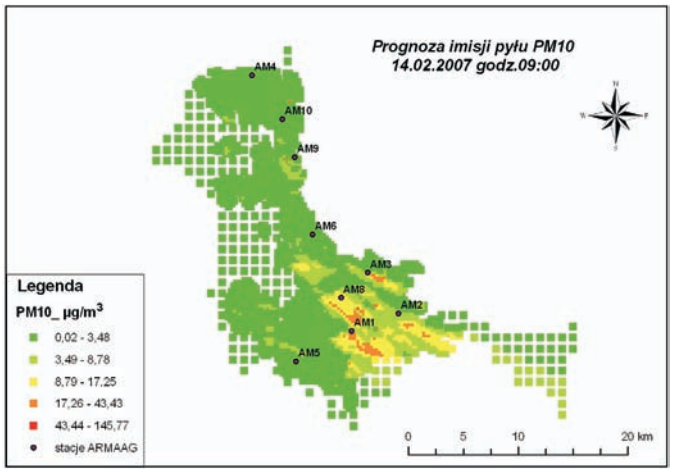


Ryc. 97. Stężenia pyłu PM10, NO_2 oraz O_3 na stacji AM8 13 marca 2007

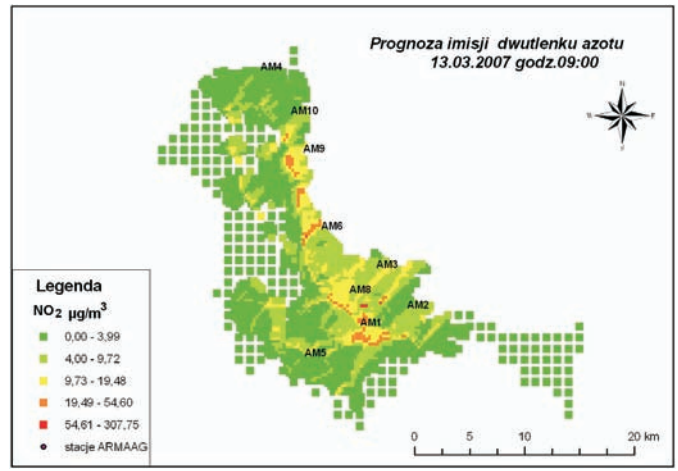


Ryc. 98. Stężenia pyłu PM10, NO_2 oraz O_3 na stacji AM8 26-27 kwietnia 2007

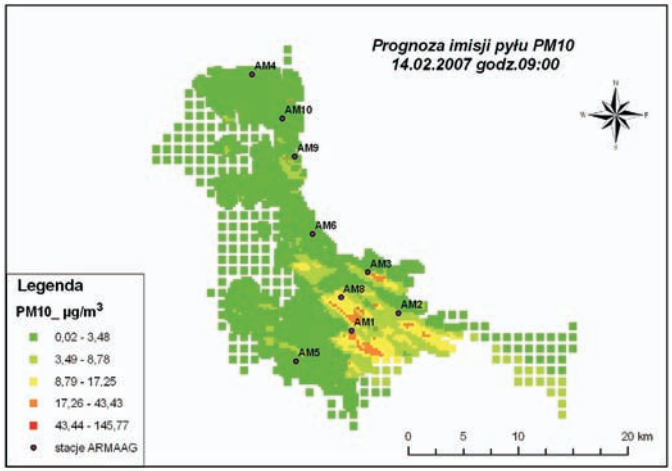
Wyniki pomiarów w analizowanych dniach porównano z wynikami otrzymanymi z modelowania. Na rycinach przedstawiono wyniki modelowania w analizowanych dniach.



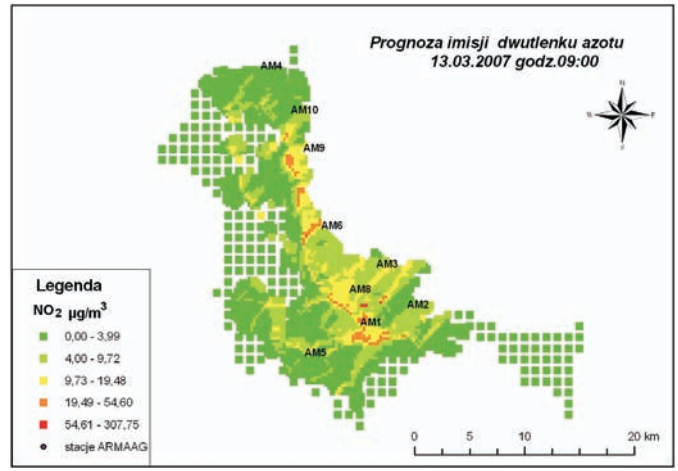
Ryc. 99. Prognoza imisji pyłu PM10 w dniu 13 lutego 2007



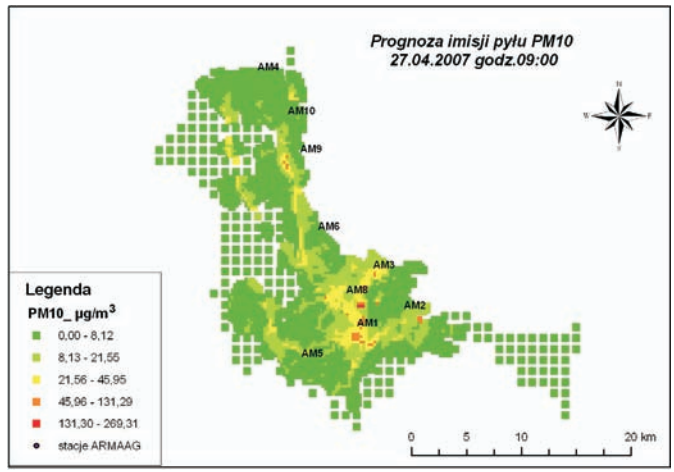
Ryc. 100. Prognoza imisji ditlenku azotu w dniu 13 marca 2007



Ryc. 101. Prognoza imisji pyłu PM10 w dniu 13 marca 2007



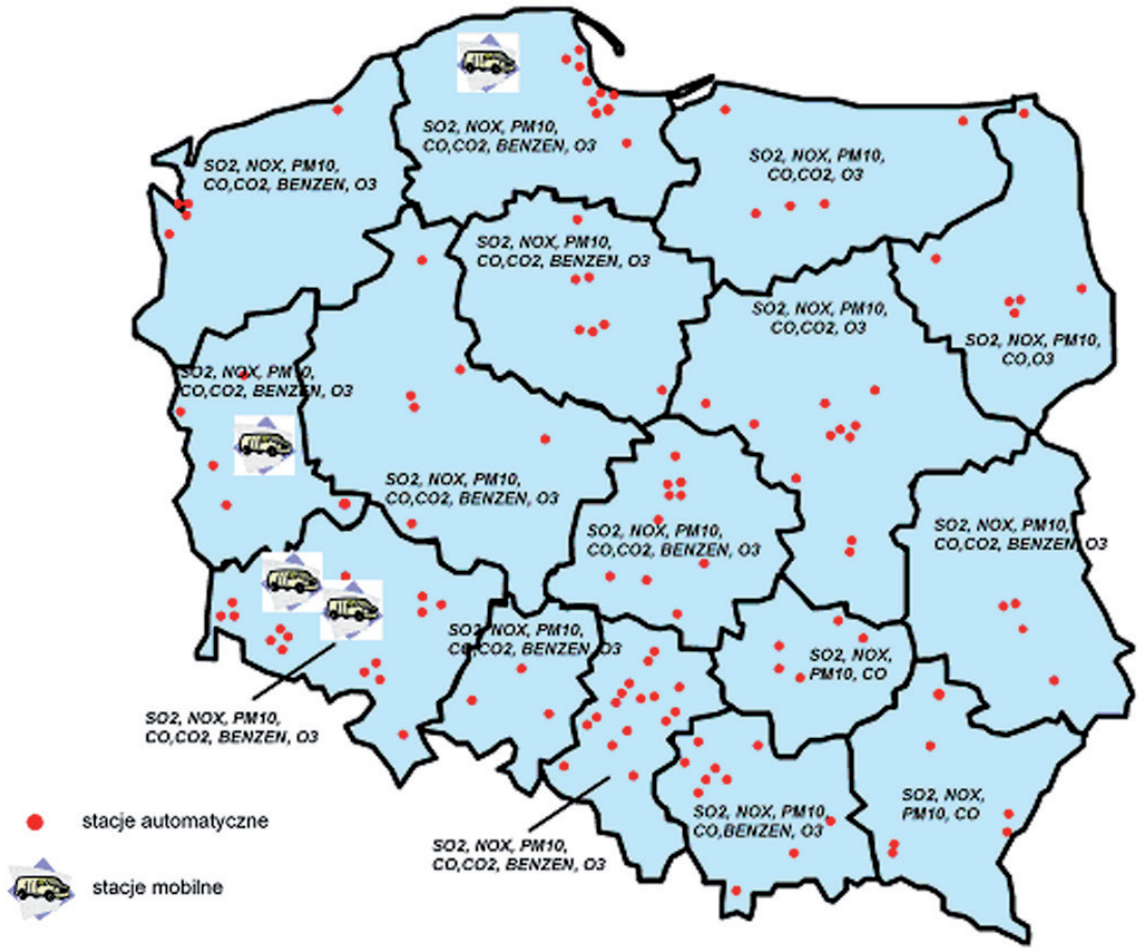
Ryc. 102. Prognoza imisji ditlenku azotu w dniach 26-27 kwietnia 2007



Ryc. 103. Prognoza imisji pyłu PM10 w dniach 26-27 kwietnia 2007

6.6. Wyniki pomiarów monitoringu automatycznego w Polsce

W roku 2007 w Polsce monitoring automatyczny prowadzony był we wszystkich województwach. Wyniki pomiarów oraz podstawowe wielkości statystyczne dostępne na stronach internetowych poszczególnych sieci zestawiono w tabeli 37.



Ryc.104. Rozmieszczenie stacji automatycznego monitoringu atmosfery w Polsce

Tabela 36. Średnioroczne stężenia wybranych zanieczyszczeń na poszczególnych stacjach monitoringu w Polsce

Stacja	SO_2 [$\mu g/m^3$]	NO_2 [$\mu g/m^3$]	PM10 [$\mu g/m^3$]
Województwo dolnośląskie			
Czarna Góra	6,0	-	*
Czarniawa	6,0	5,0	*
Działoszyn	8,0	12,0	*
Dzierżoniów	10,0	15,0	30,0
Jelenia Góra -Cieplice	8,0	17,0	43,0
Jeleniów	10,0	15,0	19,0
Legnica	11,0	23,0	*
Nowa Ruda	13,0	15,0	-
Śnieżne Kotły	5,0	2,0	*
Wałbrzych	8,0	17,0	*
Wrocław Swojczyce	*	-	*
Wleń	9,0	6,0	23,0
Wrocław - Karłowice	-	26,0	*
Wrocław Wiśniowa	8,0	61,0	*
Zgorzelec	-	-	25,0
Województwo lubuskie			
Gorzów Wielkopolski	7,0	20,0	31,0
Smary Bytnickie	4,0	6,0	*
Stacja Mobilna	-	10,0	22,0
Słubice	3,0	15,0	13,0
Wschowa	5,0	11,0	*
Zielona Góra	8,0	17,0	*
Województwo opolskie			
Koźle	7,0	15,0	36,0
Opole	6,0	23,0	34,0
Zdzieszowice	-	15,0	25,0
Województwo śląskie			
Bielsko Biała ul. Kossak-Szuckiej 19	17,0	29,0	28,0
Bytom ul. Modrzewskiego 5	*	-	*
Chorzów autostrada A4 węzeł Batory	14	46,0	-
Cieszyn ul. Mickiewicza	11	-	33
Częstochowa Al. Armii Krajowej / Jana Pawła II	11	40,0	-

Stacja	SO_2 [$\mu g/m^3$]	NO_2 [$\mu g/m^3$]	PM10 [$\mu g/m^3$]
Województwo śląskie			
Częstochowa ul. Baczyńskiego 2	12	-	37,0
Dąbrowa Górnicza ul. 1000-lecia 25 a	17	-	42,0
Gliwice ul. Mewy 34	11	23,0	36,0
Katowice ul. Kossutha 6	13	31,0	41,0
Rybnik ul. Borki 37 a	16,0	25,0	-
Sosnowiec ul. Narutowicza	-	-	41,0
Tychy ul. Tołstoja 1	15,0	-	34,0
Wodzisław Śląski ul. Gałczyńskiego 1	15,0	21,0	58,0
Zabrze ul. Skłodowskiej 34	15,0	22,0	44,0
Złoty Potok Leśniczówka , Kamienna Góra	13,0	-	25,0
Żywiec ul. Słowackiego 2	15,0	-	33,0
Województwo świętokrzyskie			
Kielce ul. IX Wieków	13,4	*	29,1
Chęciny ul. Białego Zagłębia	7,1	14,1	*
Małgoszcz	*	*	26,1
Starachowice ul. Złota	*	*	28,5
Ostrowiec Świętokrzyski Os. Słoneczne	*	*	25,8
Nowiny	*	*	33,3
Województwo wielkopolskie			
Konin ul. Wyszyńskiego	-	-	-
Mścigniew gm. Właszkowice	2,4	8,5	*
Krzyżówka gm. Witkowo	5,1	10,2	*
Piła ul. Kusocińskiego	3,0	-	*
Poznań 2 Ogród Botaniczny	5,5	25,8	27,6
Poznań ul. Polanka	4,8	23,2	31,5

- za mało danych do obliczenia średniej
** zanieczyszczenie nie jest mierzone na stacji*

6.7. Sieci monitoringu automatycznego w krajach Europy

W roku 2007 w wielu europejskich sieciach monitoringu automatycznego doskonalono systemy informacji o jakości powietrza. Organizowane spotkania robocze i wymiana informacji poprzez portale internetowe EOINET pozwalały na doskonalenie działania sieci i realizację wymagań systemów zapewnienia jakości.

W roku 2007 spotkanie robocze: 12th EIONET Workshop on Air Quality Management and Assessment odbyło się na Cyprze w Limassol w dniach 15 - 16 października.
Przedstawione zostały następujące referaty związane z automatycznym monitoringiem atmosfery:

- Future developments of AirBase Wim Mol
- Data exchange under the Framework Directive Questionnaire Frank de Leeuw (ETC/ACC, MNP)
- Ozone Directive: reporting summer data Libor Cernikovsky
- NRT ozone data and potential use for summer ozone reporting Hans Berkhout, NL
- Future developments: Air Quality in the Shared Environmental
- Information System (SEIS), dissemination of Air quality information Sheila Cryan (EEA)
- On the air pollution situation in Cyprus AQ data dissemination Savvas Kleanthous (DLI, Cyprus)
- Near real time European Air Quality:results for 2007 and plans for 2008.Tim Haigh (EEA)
- On the use of data reported to AirBase for model validation
- Classification and representativeness of Air Quality monitoring stations. Wolfgang Spangl
- Spatial mapping of Air quality for European impact assessments Frank de Leeuw
- A generic approach for the spatial representativeness of air quality
- Monitoring stations and the relevance for model validation Stijn Janssen (VITO)
- New web-site tools for mapping of Air Quality on different scales in Europe – illustrative examples of near real time applications Ana Grossinho (Bureau Veritas, UK)

6. OCENA JAKOŚCI POWIETRZA W AGLOMERACJI GDAŃSKIEJ I TCZEWIE

Porównanie wyników pomiarów z różnych miast europejskich przedstawiono poniżej:

Tabela 37. Porównanie stężeń średniorocznych i maksymalnych średniodobowych

Substancja	Średnia roczna				Max 24h ($\mu g/m^3$)		
	Gdańsk	Paryż	Kopenhaga	Leicester	Gdańsk	Paryż	Kopenhaga
SO_2	4	4	3	2	19	29	-
NO_2	19	34	52	32	58	167	-
PM10	21	28	38	-	99	157	101
O_3	43	38	54	38	124*	169*	98
CO	375	400	556	200	2071*	3500	1385
Benzen	2	-	2	-	9	-	12*

** maksymalne stężenie 8h*

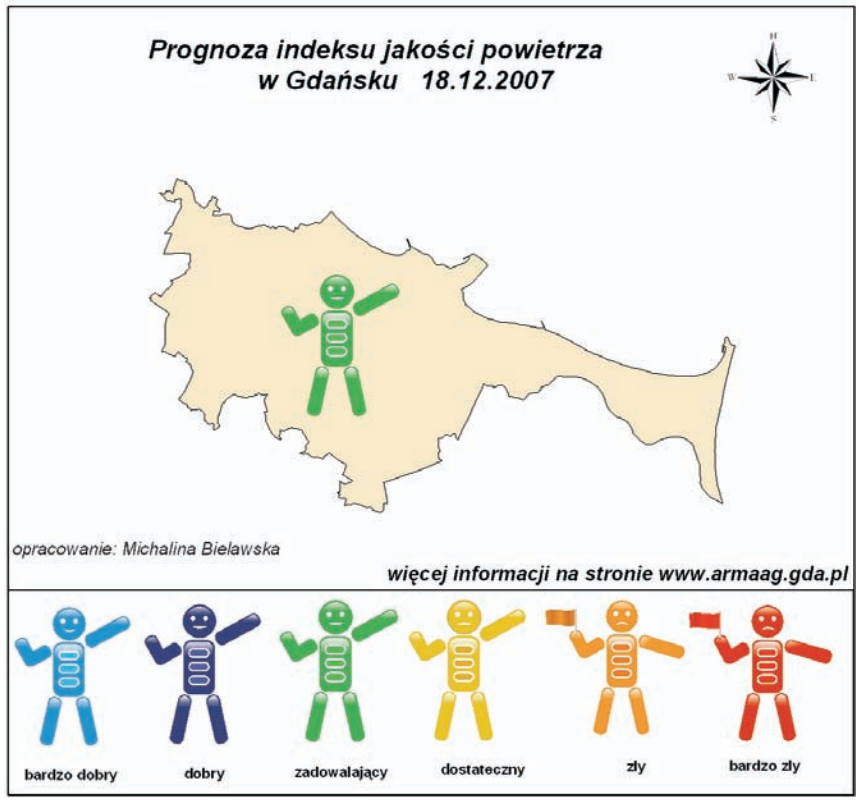
Tabela 38. Porównanie stężeń chwilowych

Substancja	Max 1h			
	Gdańsk	Paryż	Kopenhaga	Leicester
SO_2	82	125	75	53
NO_2	106	277	206	223
PM10	275	215	-	-
O_3	132	203	141	140
CO	4153	3700	3226	2600
Benzen	4	-	16	-

7. INDEKS JAKOŚCI POWIETRZA

Indeks jakości powietrza (AQI – Air Quality Index) - rodzaj komunikatu o skażeniu powietrza przez podstawowe zanieczyszczenia, dla których określono standardy imisyjne; wyrażany liczbowo i prezentowany w postaci kolorowego atmoludka przekazywano opinii publicznej za pośrednictwem strony internetowej Fundacji , paneli informacyjnych oraz przez pół roku w każdym wtorkowym wydaniu Dziennika Bałtyckiego.
Kolor Atmoludka informował o prognozowanej bądź wyliczonej na podstawie pomiarów jakości powietrza.
Komunikat Dzienniku Bałtyckim składał się z części opisowej i części graficznej. Poniżej przedstawiono zawartość komunikatu.

Najważniejszy jest kolor: Atmoludek, przybierając rozmaite kolory, informuje o ogólnym stanie powietrza. Jest to wypadkowa poszczególnych zanieczyszczeń, które wpływają na ogólny stan powietrza w naszym mieście .Kolor czerwony i figurka ze wzniesioną chorągiewką oznacza stan bardzo zły. Na drugim końcu spektrum znajduje się atmoludek niebieski co oznacza, że stan powietrza jest bardzo dobry.



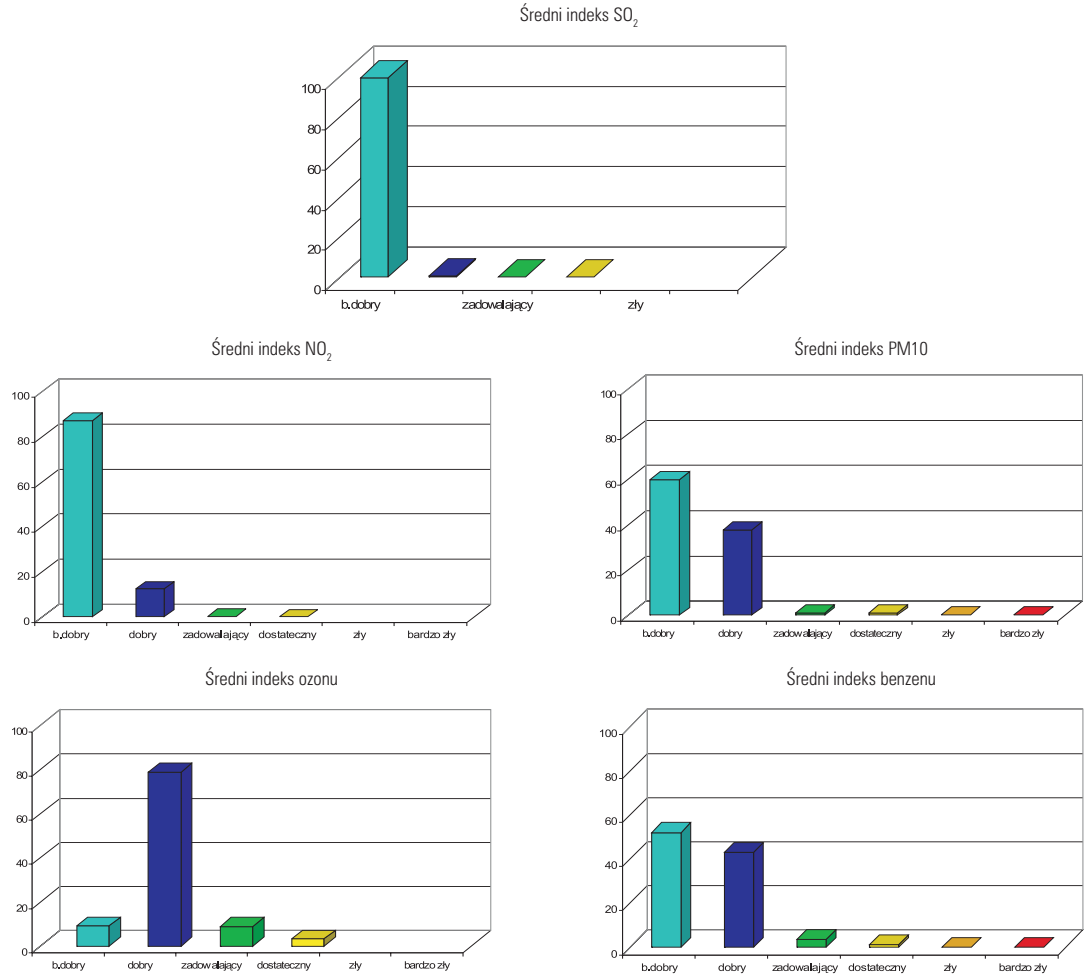
Ryc. 105 Komunikat „indeksu jakości powietrza" w Dzienniku Bałtyckim

7. INDEKS JAKOŚCI POWIETRZA

W roku 2007 indeks jakości powietrza przez przeważającą część roku był bardzo dobry bądź dobry. Sporadycznie przybierał kolor pomarańczowy lub czerwony.

Analiza indeksu godzinowego z pomiarów dla poszczególnych substancji wykazała, że nie odnotowano złego i bardzo złego indeksu dla ditlenku siarki, ditlenku azotu i ozonu.

Indeks zły i bardzo zły występował dla pyłu PM10 i benzenu.

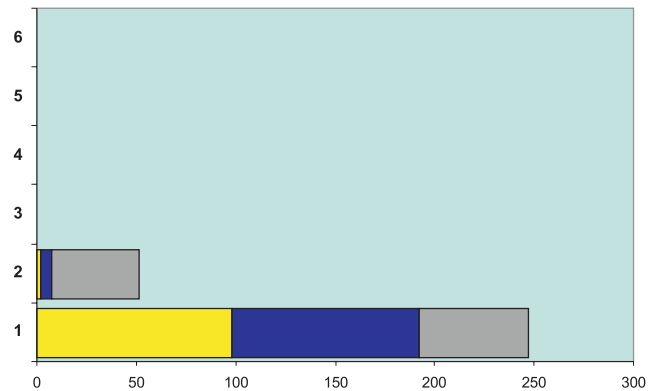


Ryc. 106 Średni godzinowy indeks pomiarowy dla poszczególnych substancji w roku 2007

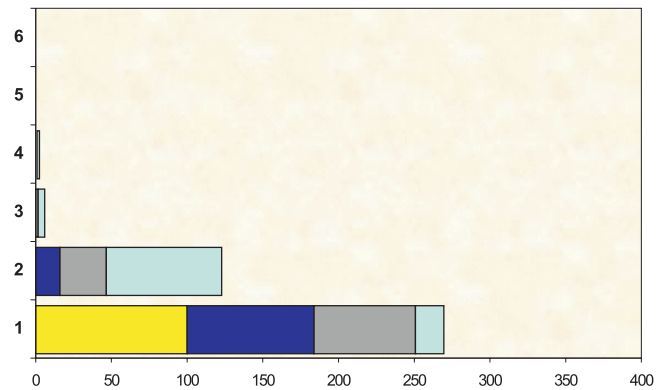
Analiza indeksu pokazała, że udział poszczególnych subindeksów w indeksie ogólnym zależy od ilości mierzonych substancji zakresu pomiarowego. Z tego względu na stronie internetowej prezentowane są dwa rodzaje indeksu uwzględniające bądź nie uwzględniające stężenia ozonu. Poniżej podano przykłady udziału poszczególnych substancji w indeksie ogólnym na stacji z pomiarem ozonu i bez.

SO_2 NO_2 PM10 O_3

1 - bardzo dobry
2 - dobry
3 - zadawalający
4 - dostateczny
5 - zły
6 - bardzo zły



Ryc.107. Udział sub indeksów w indeksie ogólnym - stacja AM2



Ryc.108 . Udział sub indeksów w indeksie ogólnym - stacja AM8

Jak można zauważyć w stacjach z pomiarem ozonu wyraźny wpływ tego zanieczyszczenia zaznacza się od indeksu dobrego. W przypadku stacji, gdzie nie ma pomiaru ozonu w istotny sposób na wartość indeksu wpływa stężenie pyłu PM10.

8. Podsumowanie

W ostatnim roku Fundacja ARMAAG zrealizowała zamierzenia wprowadzenia systemu jakości we wszystkich obszarach działalności. Przygotowana dokumentacja oraz wdrożony system pozwalają na stwierdzenie, że wyniki pomiarów i wytworzona na ich podstawie informacja o jakości powietrza spełnia wszystkie standardy wymagane dla takich jak nasza organizacji. Wdrażany system zarządzania potwierdził wysokie kwalifikacje zespołu oraz wysokie kompetencje i zaangażowanie kierownictwa.
Niezbędna ciągłość finansowania działalności zapewniona była przez stosowaną zasadę partycypacji w kosztach przez fundusze ochrony środowiska (gminne i wojewódzki). Pomocą dla realizacji zadań rozwojowych była dotacja Rafinerii Gdańskiej Grupa Lotos S.A.
Dzięki tym warunkom możliwe było osiągnięcie wymaganej ilości ważnych wyników pomiarowych oraz przekazywanie informacji społeczeństwu na odpowiednio wysokim poziomie.

W roku 2007 Fundacja uczestniczyła aktywnie we wszystkich przedsięwzięciach związanych z szeroko rozumianą poprawą jakości powietrza. Mamy nadzieję, że w przyszłości, nasze doświadczenia wsparte finansowaniem z funduszy unijnych, pozwoli na szersze wykorzystanie potencjału Fundacji.

Kolejny rok pracy sieci ARMAAG umocnił\ prestiż organizacji. Dobra opinia o jakości pracy sieci pozwoliła na zrealizowanie szeregu prac związanych z upowszechnianiem informacji , także w środowiskach poza aglomeracją. Niewątpliwym sukcesem był udział w europejskim projekcie CITEAIR.
Współpraca z Wojewódzkim Inspektorem Ochrony Środowiska umożliwiła podjęcie realizacji projektów pt." Badania ekwiwalentności metod pomiarowych pyłu PM10".

W roku 2007 procent ważnych danych z większości analizatorów przekraczał znacząco 90%. Ewentualne braki spowodowane były wyłącznie koniecznością dokonania skomplikowanych napraw.
W 2007 potencjał Fundacji wzmocnił się o nowoczesną stację centralną umożliwiającą śledzenie on-line parametrów pracy analizatorów. Doskonalone były techniki wizualizacji pomiarów i prognoz oparte o oprogramowanie ARCGIS

Stan atmosfery w Aglomeracji Gdańskiej i Tczewie ulega systematycznej poprawie. W roku 2007 można zauważyć było efekty ograniczania „ niskiej emisji" przez zmianę systemów ogrzewania oraz poprawę jakości dróg, efektywne sprzątanie ulic, zmianę taboru komunikacji publicznej.
W zakresie emisji dwutlenku siarki stan powietrza jest bardzo dobry.
Mimo znacznego wzrostu ilości samochodów również stężenia dwutlenku azotu w długoterminowych okresach nie są wyższe niż 40% normy.
W roku 2007 odnotowano kilka epizodów wysokich stężeń towarzyszących gwałtownym zmianom pogody.
W dalszym ciągu źle przedstawia się sytuacja w przypadku pyłu zawieszonego. Jakość atmosfery określana na podstawie stężeń pyłu PM10 była dostateczna a na niektórych stacjach (AM10) zła.
Stężenia ozonu powyżej 120 $\mu g/m^3$ wystąpiły 4 razy znacznie poniżej ilości dopuszczalnej.

Podsumowując rok 2007 można uznać go za kolejny, bardzo udany okres w działalności Fundacji.

OPRACOWANIA AUTORSKIE

Magdalena Urbanowicz[1], Bożena Zabiegała[1] , Krystyna Szymańska[2], Jacek Namieśnik[1]

[1] Katedra Chemii Analitycznej, Wydział Chemiczny, Politechnika Gdańska, ul. G Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk, Polska, e-mail: urbanowicz5@wp.pl
[2] Fundacja Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej, ul. Elbląska 66, 80-761 Gdańsk, e-mail: info@armaag.gda.pl

Zastosowanie techniki dozymetrii pasywnej w monitorowaniu poziomu stężeń analitów z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa

STRESZCZENIE

W celu określenia poziomu stężeń związków z grupy BTEX (benzen, toluen, etylobenzen, o-, m-, p-ksyleny) w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa, przeprowadzono 12 kampanii pomiarowych z wykorzystaniem techniki dozymetrii pasywnej na etapie pobierania próbek. Wybrano dwa typy dozymetrów pasywnych: próbniki typu dyfuzyjnego - Orsa 5 (National Dräger) i Radiello (FS Maugeri); próbnik typu permeacyjnego – własnej konstrukcji, wyposażony w półprzepuszczalną membranę wykonaną z polidimetylosiloksanu (PDMS). Zaobserwowano różnice w średniorocznych ważonych stężeniach związków z grupy BTEX w zależności od lokalizacji miejsca pobierania próbek. Otrzymane wyniki pozwalają stwierdzić, iż poziomy związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym wykazują niewielką zmienność sezonową. Wyższy poziom stężenia zaobserwowano w sezonie wiosenno-zimowym, a niższy w sezonie letnim. Wartości średniorocznego ważonego stężenia benzenu dla wybranych do badań dozymetrów pasywnych niewiele przekraczają dopuszczalną wartość granicznego poziomu benzenu przewidzianą w dyrektywie unijnej. Wartości te mieszczą się w granicach marginesu tolerancji wynoszącego 10 μg m^{-3} dla średniego ważonego stężenia benzenu w odniesieniu do roku kalendarzowego.

Przeprowadzone badania dostarczyły cennych informacji o jakości powietrza atmosferycznego pod względem zawartości związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa. Dodatkowo potwierdzono celowość wyboru techniki dozymetrii pasywnej jako narzędzia wykorzystywanego w monitorowaniu poziomu stężeń związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym.

Słowa kluczowe: dozymetria pasywna, *BTEX*, jakość powietrza, monitoring

1. Wstęp

Na jakość powietrza, szczególnie istotny wpływ mają lotne związki organiczne (LZO). Uwalniane są one do atmosfery z wielu zarówno kontrolowanych, jak i niekontrolowanych źródeł. Z powodu swojej stosunkowo wysokiej lotności oraz dużej prężności par są związkami dominującymi w atmosferze. Mogą przemieszczać się nawet na obszary znacznie oddalone od źródeł emisji, zwiększając w ten sposób ryzyko narażenia populacji na negatywne działanie tych związków. Zarówno powszechność występowania, jak i właściwości lotnych związków organicznych powodują, iż populacja jest w większym stopniu narażona na negatywne działanie tych zanieczyszczeń. Problemy związane z obecnością lotnych związków organicznych w środowisku dotyczą zarówno problemów zdrowotnych ludności i powstawania nieprzyjemnych zapachów, uciążliwych dla ludności, jak i mają również istotny wpływ na proces tworzenia się ozonu oraz powstawania prekursorów aerozoli miejskich w wyniku procesów fotochemicznych.

Lotne związki organiczne (LZO) obecne w powietrzu atmosferycznym stanowią więc potencjalne zagrożenie dla zdrowia człowieka i środowiska [1]. Zagrożenie, jakie mogą stanowić lotne związki organiczne, ilustruje fakt, że w spisie związków toksycznych (Toxic Release Inventory - TRI), zebranych dla największych źródeł emisji w USA w 1992 r., lotne związki organiczne stanowią 32% ogólnej liczby związków. Spośród substancji zanieczyszczających atmosferę 60% to lotne związki organiczne, zaś wśród związków rakotwórczych, zawartych w spisie (TRI) aż 73% to lotne związki organiczne [2]. Także badania przeprowadzone przez komisję zajmującą się badaniem powietrza (Air Resources Board) w Stanach Zjednoczonych Ameryki [3] potwierdzają, że obecne w środowisku lotne związki organiczne mogą wpłynąć na podwyższenie poziomu ryzyka zachorowań na raka (Tabela 1).

Tabela 1 Oszacowane, średnie ważone dla populacji, ryzyko zachorowania na raka spowodowane narażeniem na oddziaływanie lotnych związków organicznych obecnych w środowisku na poziomie stężeń rzędu 1 ppb [7]

Związek	Potencjalne ryzyko zachorowania na raka przypadające na milion osób
Benzen	220
Tlenek etylenu	80
Tetrachlorek węgla	10
Chlorek metylenu	10
Chlorek winylu	10
Dibromoetylen	4
Trichloroetylen	2
Chloroform	1

Benzen, toluen, etylobenzen oraz izomery ksylenu, określane często w skrócie BTEX, należą do związków z grupy LZO i uznawane są za markery (wskaźniki) stopnia narażenia człowieka na działanie lotnych związków organicznych. Monitoring tych związków jest więc niezbędny w ogólnej ocenie zagrożenia zdrowia człowieka [5]. W konsekwencji, pomiary poziomu lotnych związków organicznych w powietrzu atmosferycznym stają się obowiązkowe i służą zarówno do określenia źródeł i mechanizmów transportu zanieczyszczeń, oceny wpływu tych zanieczyszczeń na środowisko i organizmy żywe, jak również do opracowania strategii ograniczania ich niekorzystnego wpływu na organizmy żywe [6].

Podwyższony poziom stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu atmosferycznym na obszarze szeregu rozwiniętych państw spowodował w ostatnich latach podejmowanie na różną skalę działań, mających na celu ochronę powietrza atmosferycznego. Organizacja takich działań doprowadziła do stworzenia systemów zarządzania jakością powietrza (Air Quality Management System - AQMS), które mają dostarczyć informacji o poziomie stężeń wybranych zanieczyszczeń. Uzyskane dane (poziom stężenia analitów w próbkach pobranych w określonych miejscach i danym czasie) są coraz częściej przedmiotem dalszej obróbki w celu uzyskania kolejnych informacji, np. dotyczących zjawisk rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferze lub też do stworzenia geograficznego rozkładu poziomu stężeń zanieczyszczeń atmosfery w postaci map poziomów zanieczyszczeń – a więc wizualizacji poziomu zanieczyszczeń.

Dużym problemem jest wybór odpowiedniej techniki pobierania próbek analitów, która mogłaby być wykorzystana w warunkach polowych. Techniki, które są obecnie stosowane w monitoringu powietrza atmosferycznego, oparte są w głównej mierze na wykorzystaniu technik dynamicznych, wykorzystujących na etapie pobierania próbek rurki sorpcyjne lub kanistry próżniowe. Techniki te wymagają jednak wykwalifikowanego personelu obsługującego i znacznych nakładów inwestycyjnych na zakup odpowiedniej aparatury i urządzeń. W rezultacie ogranicza to przeprowadzanie badań monitoringowych jakości powietrza na szeroką skalę. Techniką coraz powszechniej stosowaną w ocenie jakości powietrza atmosferycznego jest technika dozymetrii pasywnej, która wydaje się być interesującą alternatywą w stosunku do powszechnie stosowanych technik dynamicznych. Dozymetria pasywna łączy w sobie etap pobierania próbki z etapem izolacji i wzbogacania analitów, które są zatrzymywane w odpowiednim medium zatrzymującym. Prowadzi to do znacznego uproszczenia operacji analitycznych wykonywanych in situ. Ponadto, w odróżnieniu od aktywnych technik pobierania próbek analitów, techniki pasywne nie wymagają wymuszonego przepływu strumienia powietrza przez odpowiedni próbnik czy też pułapkę. Podnosi to ich konkurencyjność w stosunku do technik dynamicznych i umożliwia prowadzenie badań oceny jakości powietrza atmosferycznego w miejscach odległych i trudno dostępnych. Za jedną z istotniejszych wad dozymetrów pasywnych uznawany jest stosunkowo długi czas ekspozycji dozymetrów, wymagany zwłaszcza w przypadku monitorowania związków występujących na niskich i bardzo niskich poziomach stężeń.

Z drugiej jednak strony - długi czas ekspozycji umożliwia oznaczenie średniego ważonego w czasie stężenia analitów bez konieczności pobierania wielu równoległych próbek. Dodatkowo, w szacowaniu wpływu zanieczyszczeń na zdrowie człowieka średnie ważone stężenie w czasie analitów daje więcej informacji, niż stężenie chwilowe czy też średnie stężenie krótkookresowe, gdyż odzwierciedla długoterminowe oddziaływanie tych zanieczyszczeń na zdrowie człowieka.

W technice pasywnej średnie ważone w czasie stężenie analitu wyznacza się na podstawie znajomości czasu ekspozycji dozymetru oraz masy analitu zatrzymanego przez medium sorpcyjne dozymetru w trakcie jego ekspozycji i oznaczonej przy zastosowaniu odpowiedniej techniki oznaczeń końcowych. Czas ekspozycji dozymetrów pasywnych uzależniony jest od poziomu stężeń analitów w monitorowanym powietrzu i w przypadku oceny jakości powietrza atmosferycznego wynosi najczęściej od kilku dni do kilkunastu tygodni [7-9].

Aglomeracja Trójmiejska jest jednym z ważniejszych ośrodków przemysłowych, naukowych i kulturalnych w kraju. Jakość powietrza atmosferycznego Aglomeracji Trójmiejskiej w dużym stopniu determinuje emisja zanieczyszczeń z sektora przemysłowego (Rafineria Gdańska, Elektrociepłownia Wybrzeże S.A, Gdańskie Zakłady Nawozów Fosforowych Fosfory S.A, Siarkopol Gdańsk S.A. oraz portów (terminali) przeładunkowych (Gdynia i Gdańsk). Jednakże zaobserwowana w ostatniej dekadzie znaczna intensyfikacja ruchu ulicznego, uznawanego również za znaczące źródło emisji lotnych związków organicznych, w tym związków z grupy BTEX, do atmosfery istotnie wpływa na jakość powietrza atmosferycznego.

Monitoring jakości powietrza na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa prowadzony jest obok jednostek rządowych przez Fundację Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej (ARMAAG). Głównym zadaniem Fundacji ARMAAG jest udostępnianie informacji o stanie powietrza atmosferycznego, uzyskanych w czasie rzeczywistym, z sieci pomiarowo-informacyjnej, na którą składa się 10 stacji pomiarowych zlokalizowanych na terenie aglomeracji Trójmiejskiej oraz przenośna stacja monitoringu zanieczyszczeń komunikacyjnych typu DOAS (Different Optical Absorption Spectroscopy –DOAS). Jednakże automatyczne pomiary dotyczące oceny jakości powietrza atmosferycznego nie obejmują monitorowania poziomu stężeń LZO, a w szczególności stężenia analitów z grupy BTEX (jedynie na stacji pomiarowej w Gdyni Śródmieściu, wykonywane są pomiary stężenia benzenu). Katedra Chemii Analitycznej z Wydziału Chemicznego Politechniki Gdańskiej, współpracując z Fundacją ARMAAG podjęła próbę uzupełnienia informacji na temat stanu atmosfery na terenie Trójmiasta i Tczewa o ocenę pod względem zawartości analitów z grupy BTEX.

Głównym celem przeprowadzonych badań było monitorowanie poziomu stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa z wykorzystaniem techniki dozymetrii pasywnej na etapie pobierania próbek analitów.

CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

2.1 Dozymetry pasywne

Na etapie izolacji i wzbogacania analitów z powietrza atmosferycznego wykorzystano trzy typy dozymetrów pasywnych:

- własnej konstrukcji dozymetr pasywny typu permeacyjnego - wyposażony w półprzepuszczalną membranę wykonaną z foli polidimetylosiloksanowej (PDMS) o grubości 50-μm (PDMS, SSP-M100, Speciality Silicone Products Ltd.). Jako medium sorpcyjne dozymetru wykorzystano węgiel aktywny, sorbent o powszechnie znanych i uznanych właściwościach - dużej powierzchni właściwej (powyżej 1000 m2 g-1) i wysokich wartościach pojemności sorpcyjnej. Dodatkową zaletą węgla aktywnego, jest mała wrażliwość na zmiany takich parametrów jak temperatura czy wahania ciśnienia atmosferycznego. Wspomniane powyżej zalety węgla aktywnego określają jego przydatność do długookresowego pobierania próbek z jednoczesnym wzbogacaniem analitów - parametru istotnego z punktu widzenia pasywnego sposobu pobierania próbek powietrza (40-60 mesh, Zakład Suchej Destylacji Drewna, Polska) [10].
- Orsa 5 – rurkowy dozymetr pasywny typu dyfuzyjnego, charakteryzujący się krótką drogą dyfuzji. Medium sorpcyjne tego dozymetru stanowi węgiel aktywny (węgiel ze skorupy kokosa, o granulacji 0,4÷0,8 mm), zabezpieczony z obydwu stron barierą dyfuzyjną wykonaną z acetylenu celulozy, określającą długość strefy dyfuzji dozymetru [11].
- Radiello – rurkowy dozymetr pasywny typu dyfuzyjnego (Fondazione Salvatore Maugieri, Padova, Włochy). Syntetyczny adsorbent (Carbograph 4, 300 mg) w kształcie rurki, umieszczony w cylindrycznej osłonie dyfuzyjnej wykonanej z mikroporowatego polietylenu, pełniącej funkcję bariery dyfuzyjnej, przez którą dyfundują anality. Duża powierzchnia sorpcyjna sorbentu w połączeniu z krótką drogą dyfuzji analitów decyduje o dużej, w stosunku do pozostałych typów dozymetrów pasywnych szybkości pobierania analitów (Sampling Rate - SR). Powoduje to, iż czas ekspozycji dozymetru Radiello musi być tak dobrany, aby uniknąć zjawiska przebicia złoża medium sorpcyjnego przez anality [12].

Szczegółową charakterystykę wybranych do badań dozymetrów pasywnych przedstawiono w Tabeli 2.

Tabela 2 Charakterystyka dozymetrów pasywnych wybranych do badań

	Radiello	Orsa 5	Dozymetr własnej konstrukcji
ponowne wykorzystanie	tak	nie	tak *
sposób uwalniania analitów	desorpcja termiczna	desorpcja przy wykorzystaniu rozpuszczalnika	
kierunek dyfuzji	promieniowy	osiowy	
powierzchnia dyfuzyjna [cm^2]	19,3	0,88	13
długość strefy dyfuzyjnej [cm]	0,5	0,5	$0,5 \cdot 10^{-4}$ **
bariera dyfuzyjna	mikroporowaty polietylen	acetylen celulozy	membrana wykonana z polidimetylosiloksanu
medium zatrzymujące	carbograph 4 (graphite carbon black)	shell charcoal	węgiel aktywny
masa adsorbentu [mg]	470	400	300
powierzchnia sorpcyjna medium [$m^2 g^{-1}$]	129	> 1000	> 1000
typ wykorzystania	komercyjny	komercyjny	niekomercyjny

W procesie analitycznym istotną rolę odgrywa etap pobierania próbek. W przypadku oceny jakości powietrza atmosferycznego, odpowiedni wybór punktów pomiarowych decyduje o tym, czy pobrana próbka będzie reprezentatywna i czy będzie odzwierciedlała rzeczywisty stan monitorowanego powietrza. Dlatego też w celu uzyskania wiarygodnych informacji, dotyczących oceny zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego związkami z grupy BTEX na obszarze Trójmiasta i okolic, należało wybrać takie miejsca pomiarowe, które reprezentowałyby faktyczny stan środowiska. W tym celu wykorzystano 10 stacji pomiarowych, wytypowanych przez Fundację ARMAAG. Lokalizacja punktów pomiarowych sieci ARMAAG została wybrana w oparciu o wyniki wieloletnich badań. O ich wyborze zadecydowały takie czynniki jak: warunki meteorologiczne, gęstość zaludnienia oraz bazy danych emisji zanieczyszczeń ze źródeł punktowych i powierzchniowych.

Próbki analitów z grupy LZO z powietrza atmosferycznego pobrano w ramach 12 kampanii pomiarowych, przeprowadzonych w okresie od stycznia do grudnia 2007 roku, z zachowaniem właściwego czasu ekspozycji dla każdego typu dozymetru. Szczegółową lokalizację punktów pomiarowych oraz ich charakterystykę przedstawiono w Tabeli 3. Warunki atmosferyczne panujące podczas każdej kampanii pobierania próbek przedstawiono w Tabeli 4.

Tabela 3 Charakterystyka punktów pobierania próbek analitów z powietrza atmosferycznego przy wykorzystaniu dozymetrów pasywnych

Symbol stacji	Usytuowanie (adres: miasto, ulica)	Współrzędne geograficzne		Charakterystyka
		Szerokość	Długość	
AM1	Gdańsk, ul. Powstańców Warszawskich	54°21'12"N	18°38'07"E	stacja tła miejskiego
AM 2	Gdańsk, ul. Kaczeńce	54°22'04"N	18°42'04"E	stacja tła miejskiego
AM 3	Gdańsk, ul. Wyzwolenia	54°24'03"N	18°39'27"E	stacja tła miejskiego
AM 4	Gdynia, ul. Porębskiego	54°33'39"N	18°29'36"E	stacja tła miejskiego
AM 5	Gdańsk, ul. Ostrzycka	54°19'42"N	18°33'28"E	stacja tła miejskiego
AM 6	Sopot, ul. Bitwy pod Płowcami	54°25'54"N	18°34'47"E	stacja tła miejskiego
AM 7	Tczew, ul. Targowa	54°05'09"N	18°47'15"E	stacja tła miejskiego
AM 8	Gdańsk, ul. Leczkowa	54°22'49"N	18°37'13"E	stacja tła miejskiego
AM 9	Gdynia, ul. Kopernika	54°29'40"N	18°33'15"E	stacja tła miejskiego
AM 10	Gdynia, ul. Wendy	54°31'31"N	18°32'11"E	stacja tła miejskiego

Tabela 4 Warunki meteorologiczne panujące podczas kampanii monitoringowych

Okres ekspozycji	Czas trwania	Średnia wartość			
		Temperatura (°C)	Wilgotność względna (%)	Prędkość wiatru [m s^{-1}]	Ciśnienie atmosferyczne [hPa]
1	Styczeń	4,0	82,9	3,9	1000
2	Luty	-0,4	82,9	2,8	1006
3	Marzec	6,3	78,1	2,7	1009
4	Kwiecień	8,3	63,0	2,6	1014
5	Maj	11,9	71,3	2,1	1011
6	Czerwiec	18,5	75,4	1,8	1005
7	Lipiec	17,1	78,5	2,3	1002
8	Sierpień	18,5	77,5	2,1	1005
9	Wrzesień	15,8	79,4	2,1	1008
10	Październik	12,2	79,8	2,0	1012
11	Listopad	7,4	82,3	2,0	1015
12	Grudzień	2,9	87,9	2,6	1001

Aby zapewnić reprezentatywność i jednorodność pobieranej próbki powietrza atmosferycznego w czasie kampanii monitoringowej, na stacjach pomiarowych umieszczono po 2 pracujące dozymetry każdego rodzaju w odległości około 20 cm od siebie. Dozymetry umieszczano na wysokości około 3 m, w specjalnie zaprojektowanych osłonach (Rysunek 1), wykonanych ze stali kwasoodpornej, chroniących dozymetry przed niekorzystnym wpływem warunków atmosferycznych (opadami atmosferycznymi i silnym wiatrem). Dodatkowo, w celu określenia wartości ślepej próby dla każdego typu dozymetru, każdorazowo na stacjach pomiarowych umieszczano po jednym niepracującym dozymetrze.

Rysunek 1 Wygląd pojedynczej osłony dla dozymetrów pasywnych poddawanych ekspozycji na stacjach monitoringowych Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa

Po zakończeniu ekspozycji próbniki pasywne były zamykane i oddzielone od atmosfery zewnętrznej, w sposób właściwy dla każdego typu dozymetru. Dozymetry pasywne Orsa 5 uszczelniano przez zamknięcie próbnika w szklanym naczyńku zakręcanym polietylenową nakrętką (każdy próbnik oddzielnie). Medium sorpcyjne dozymetrów pasywnych Radiello, usuwano z cylindrycznej osłony dyfuzyjnej i umieszczano w szklanym pojemniku zamykanym szczelnie polietylenową zatyczką. Natomiast dozymetry pasywne typu permeacyjnego po zakończeniu ekspozycji zamykano polietylenową pokrywą.
Następnie próbniki przewożono do laboratorium i przechowywano w temperaturze 5 oC do czasu wykonania analizy. Uwalnianie analitów z medium sorpcyjnego i oznaczenia końcowe wykonywano nie później niż tydzień po zakończeniu okresu ekspozycji dozymetrów.

2.3 Analiza zatrzymanych w dozymetrach analitów

2.3.1 Desorpcja analitów z węglowego medium sorpcyjnego przy wykorzystaniu rozpuszczalnika

W przypadku dozymetrów pasywnych typu dyfuzyjnego Orsa 5 i własnej konstrukcji dozymetrów pasywnych typu premeacyjnego, medium sorpcyjne dozymetrów przenoszono do szklanych naczynek o objętości 1,8 ml, desorbowano za pomocą 1 ml rozpuszczalnika (CS2) i zamykano aluminiowymi kapslami z teflonową membraną. Analizę otrzymanych ekstraktów wykonano wykorzystując technikę chromatografii gazowej GC-FID (chromatograf gazowy HP 5890 Hewlett-Packard wyposażony w detektor płomieniowo-jonizacyjny - FID z dozownikiem pracującym w trybie bez podziału strumienia).

2.3.3 Desorpcja termiczna

W przypadku dozymetru dyfuzyjnego Radiello anality zatrzymane przez medium sorpcyjne dozymetru uwalniano wykorzystując dwustopniową technikę desorpcji termicznej w połączeniu z chromatografią gazową sprzężoną ze spektrometrią mas, TD-GC-MS (TD-Unity Markes International Limited Version 2, GC Agilent Technologies 6890, MSD 5873Network). Warunki analizy chromatograficznej GC-FID i GC-MS przedstawiono w Tabeli 5, natomiast szczegóły dotyczące warunków desorpcji termicznej przedstawiono w Tabeli 6.

Tabela 5 Szczegóły warunków analizy GC-MS i GC-FID

Parametr	Wartości	
	GC-MS	GC-FID
źródło jonów/zbieranie danych	EI/SIM spektrometr mas pracujący w trybie monitorowania wybranych jonów (analiza ilościowa) VOCs: benzen (78); toluen (91); etylobenzen (105); ksyleny (105)	-
system dozowania	desorber termiczny - Unity Markes International Limited Version 2,00	automatyczny podajnik próbek - bez podziału strumienia (split/splitless)
kolumna kapilarna	HP1 MS (30 m; 0,25 mm; 1 μm)	J& W DB1 (30 m; 0,32 mm; 5 μm)
objętość dozowanej próbki	-	2μl
temperatura dozownika	-	200°C
TD-GC temperatura linii przesyłowej	200°C	-
gaz nośny/natężenie przepływu strumienia gazu nośnego	He / 1 ml min^{-1}	He / 2,2 ml min^{-1}
temperatura detektora	temperatura linii przesyłowej GC-MS: 300°C temperatura źródła jonów : 230°C temperatura kwadrupolowego analizatora jonów: 150°C	280 °C
program temperaturowy	50°C 7°C min^{-1} do 280°C (5min)	40°C (1 min); 15°C min^{-1} do 120°C; 10°C min^{-1} do 220°C (5min)
kalibracja	ESTD metoda standardu zewnętrznego - wielopunktowa krzywa kalibracyjna	

Tabela 6 Parametry desorpcji termicznej

Etap	Parametr	Wartość
desorpcja rurek sorpcyjnych	temperatura desorpcji	300 °C
	czas desorpcji	20 min
	temperatura pułapki sorpcyjnej	- 10 °C
	wypełnienie pułapki	Tenax TA i Carbotrap
	gaz do desorpcji	hel, 45 ml min^{-1}
desorpcja z pułapki sorpcyjnej	temperatura pułapki sorpcyjnej	300 °C
	czas	5 min
	podział (split)	1:5
	natężenie przepływu strumienia gazu przez kolumnę	1 ml min^{-1}
dodatkowe parametry	temperatura zaworu i linii przesyłowej łączącej TD z GC	200 °C

2.4. Obliczanie stężenia związków z grupy BTEX

Wykorzystanie dozymetrów pasywnych w warunkach rzeczywistych do monitorowania i oceny jakości powietrza wymaga znajomości parametrów, wpływających na szybkość pobierania próbek analitów przez dany typ dozymetru (SR dla dozymetrów typu dyfuzyjnego oraz stała kalibracyjna (k) dla dozymetrów typu permeacyjnego), aby na tej podstawie, w przyszłości, móc wyznaczyć średnie ważone w czasie stężenie badanych związków w monitorowanym powietrzu, znając tylko czas ekspozycji dozymetrów oraz ilość związku zatrzymaną przez medium sorpcyjne dozymetru.

Dla dozymetrów pasywnych typu dyfuzyjnego (Radiello i Orsa 5) wartości parametrów odpowiedzialnych za szybkość pobierania próbek analitów z grupy BTEX (SR) są dostarczane przez producenta tych dozymetrów. Natomiast w przypadku dozymetrów pasywnych typu permeacyjnego, wyposażonych w półprzepuszczalną membranę wykonaną z PDMS, wartości stałych kalibracyjnch (k) dla monitorowanych związków (parametr odpowiedzialny za szybkość pobierania próbek) zostały wyznaczone eksperymentalnie, w oparciu o badania w komorach ekspozycyjnych, w atmosferze gazowych mieszanin wzorcowych [13]. Średnie ważone w czasie stężenia związków (Time Weighted Average - TWA) z grupy BTEX, dla poszczególnych typów dozymetrów obliczono na podstawie wzorów przedstawionych w Tabeli 7.

Tabela 7 Równania wykorzystane do obliczenia stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym

Radiello		
$C = \quad \cdot 10^3$	C	- stężenie analitu w powietrzu atmosferycznym [μg m^{-3}]
	M	- masa analitu [μg]
	Q_k	- szybkość dyfuzji [ml min^{-1}]
	t	- czas ekspozycji [min]
Orsa 5		
	C	- stężenie analitu w powietrzu atmosferycznym [ěg m-3]
	K_{ORSA}	- stała dozymetru [cm-1]
	M	- masa analitu [ng]
	D_A	- sprawność desorpcji
	D_i	współczynnik dyfuzji [cm2 s-1]
	t	- czas ekspozycji [s]
Dozymetr własnej konstrukcji		
	C	- stężenie analitu w powietrzu atmosferycznym [ěg m-3]
	k	- stała kalibracjna dozymetru [min cm-3]
	M	- masa analitu [mg]
	t	- czas ekspozycji [min]

2.5. Kontrola i zapewnienie jakości wyników

Stosując technikę dozymetrii pasywnej do oceny jakości powietrza atmosferycznego (na etapie pobierania próbek analitów) należy pamiętać iż warunki środowiskowe, takie jak: temperatura, wilgotność powietrza i ruch powietrza w bezpośrednim otoczeniu dozymetru, mogą wpływać na wartość otrzymanego wyniku (poziomu stężenia analitu).

Niepewność oznaczenia wpływa na poziom granicy wykrywalności metody, która jest funkcją szybkości pobierania próbki analitów (SR) i/lub stałej kalibracji k), czasu ekspozycji dozymetrów, wartości ślepej próby dozymetru nie poddawanego ekspozycji, odtwarzalności, czułości detektora i selektywności zastosowanej kolumny chromatograficznej (Tabela 8).

Tabela 8 Wartości granicy wykrywalności i oznaczalności całej procedury analitycznej [$\mu g\ m^{-3}$]

Anality	Orsa 5		Dozymetr własnej konstrukcji	
	LOD	LOQ	LOD	LOQ
Benzene	0,5	1,5	0,6	1,8
Toluene	0,3	1,0	0,3	1,0
Etylobenzene	0,3	1,0	0,3	1,0
p-, m-Xylene	0,3	1,0	0,3	1,0
o-Xylene	0,3	1,0	0,3	1,0

3.0. Wyniki i dyskusja

3.1. Stężenie związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym

Monitoring powietrza atmosferycznego, zwłaszcza w dużych aglomeracjach, do jakiej zalicza się Trójmiasto, jest źródłem niezbędnych informacji służących do tworzenia oceny jakości powietrza atmosferycznego. Na obszarze Trójmiasta zlokalizowanych jest kilka dużych przedsiębiorstw, w tym „Grupa LOTOS S.A.", Elektrociepłownia Wybrzeże S.A, Koncern Energetyczny ENERGA S.A oraz terminale przeładunkowe Port Gdańsk i Port Północny, których działalność wpływa na jakość powietrza atmosferycznego. Ponadto, znaczący wzrost liczby stacji benzynowych, jaki zaobserwowano w województwie pomorskim w latach 2000-2006 może niewątpliwie również negatywnie wpływać na stan powietrza atmosferycznego. Kolejnym istotnym źródłem zanieczyszczeń atmosfery związkami organicznymi z grupy BTEX na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej może być wzmożony ruch pojazdów mechanicznych. Liczba pojazdów samochodowych zarejestrowanych w województwie pomorskim, w latach 2000-2004, wzrosła o 17,5%. Kolejne lata 2005-2006 przyniosły dalszy wzrost liczby samochodów o około 10%. Mając powyższe dane na uwadze, można stwierdzić, iż w perspektywie kilku najbliższych lat, stan powietrza atmosferycznego na obszarze Trójmiasta może ulec pogorszeniu. Z tego względu należy uważnie kontrolować poziomy stężeń zanieczyszczeń z grupy BTEX. Ponadto monitoring powietrza atmosferycznego umożliwi wyróżnienie miejsc, w których nastąpiły zmiany w jakości powietrza. Będzie to sygnałem do podjęcia działań, zmierzających do ograniczania ilości emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego.

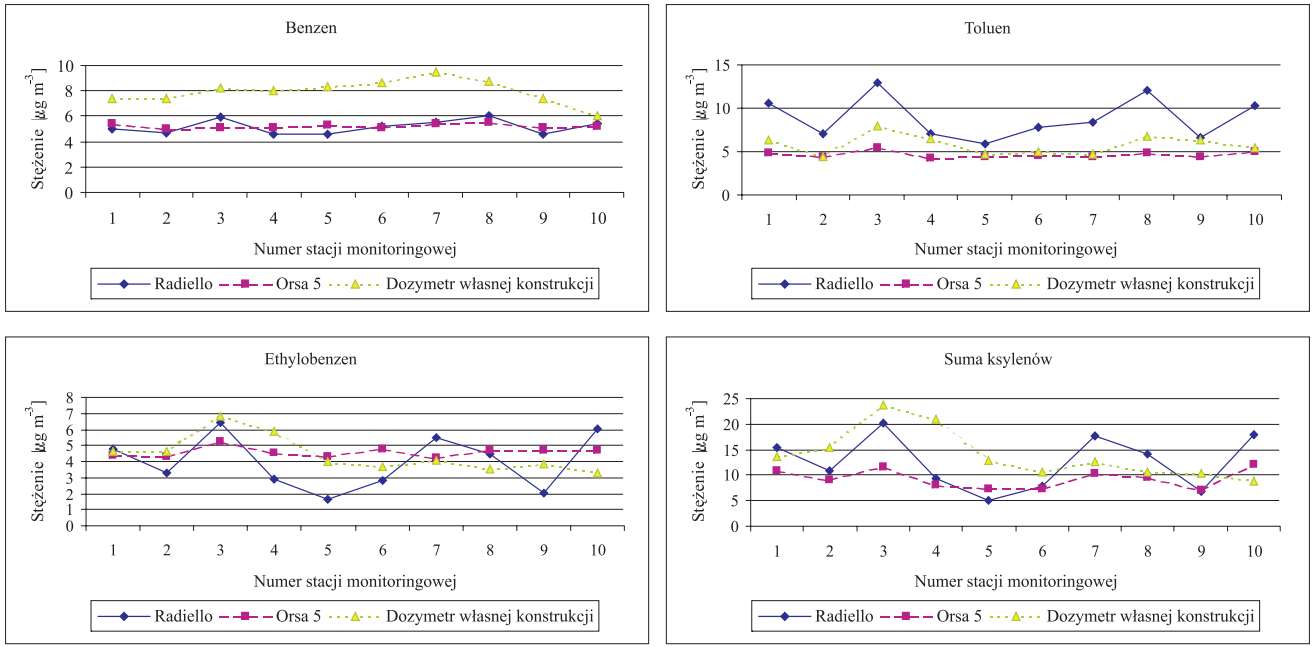
Wyniki badań oceny jakości powietrza atmosferycznego, w postaci średniorocznych stężeń związków z grupy BTEX dla poszczególnych 10 stacji pomiarowych, dla każdego typu dozymetru pasywnego, przedstawiono w Tabeli 9 oraz na Rysunku 2.

Najwyższy poziom średniorocznego stężenia dla benzenu zaobserwowano na stacji pomiarowej numer 8 – 6,1 $\mu g\ m^{-3}$, natomiast dla wszystkich pozostałych analitów z grupy BTEX najwyższy poziom średniorocznego stężenia zaobserwowano na stacji nr 3 (toluen - 12,9 $\mu g\ m^{-3}$, etylobenzen – 6,4 $\mu g\ m^{-3}$ oraz suma ksylenów – 20,2 $\mu g\ m^{-3}$).

Tabela 9 Średnioroczne ważone stężenia związków z grupy BTEX, uzyskane w wyniku zastosowania trzech typów dozymetrów pasywnych na etapie pobierania próbek analitów z powietrza atmosferycznego [$\mu g\ m^{-3}$]

Numer stacji pomiarowej	Radiello				Orsa 5				Dozymetr własnej konstrukcji			
	B*	T*	E*	ΣK*	B*	T*	E*	ΣK*	B*	T*	E*	ΣK*
1	4,9±1,5	10,6±2,0	4,8±1,2	15,3±4,0	5,38±1,4	4,8±2,2	4,4±2,3	10,8±4,6	7,4±1,9	6,4±2,2	4,6±2,2	13,8±4,9
2	4,7±1,5	7,1±1,2	3,33±0,71	10,8±2,3	5,05±1,4	4,5±1,8	4,3±2,1	9,0±4,2	7,4±1,7	4,4±1,5	4,6±1,7	15,4±5,7
3	5,9±1,9	12,9±2,8	6,4±1,5	20,2±4,7	5,15±1,4	5,5±2,1	5,3±2,5	11,7±4,5	8,2±1,9	8,0±2,9	6,9±2,8	23,6±7,8
4	4,6±1,6	7,0±1,4	2,92±0,66	9,2±2,3	5,09±1,5	4,3±1,8	4,6±2,0	8,1±4,4	8,0±1,9	6,5±2,5	5,9±2,8	21,0±7,8
5	4,6±1,5	5,8±1,2	1,63±0,50	5,1±1,7	5,32±1,3	4,4±1,8	4,3±2,1	7,2±4,0	8,3±1,7	4,7±2,0	4,0±1,7	13,0±8,0
6	5,2±1,4	7,8±1,3	2,8±1,6	7,9±2,8	5,12±1,3	4,5±1,9	4,8±2,1	7,3±4,2	8,7±1,7	5,0±2,3	3,7±2,1	10,7±5,5
7	5,5±1,7	8,3±1,9	5,5±1,7	17,7±2,5	5,43±1,2	4,4±2,0	4,2±2,4	10,4±3,9	9,5±1,9	4,7±2,0	4,1±2,2	12,7±4,2
8	6,1±1,6	12,1±2,0	4,44±0,91	14,2±2,8	5,54±1,4	4,8±2,2	4,7±2,3	9,6±4,2	8,7±1,9	6,8±3,6	3,5±1,9	10,7±2,8
9	4,6±1,4	6,6±1,1	2,03±0,53	6,8±1,7	5,12±1,3	4,4±1,6	4,7±2,0	7,1±4,1	7,4±1,4	6,4±2,8	3,8±1,6	10,4±4,4
10	5,4±1,6	10,3±1,9	6,1±1,6	17,8±4,8	5,17±1,1	5,0±2,0	4,7±2,1	12,1±4,8	6,1±1,4	5,5±2,3	3,3±1,9	8,9±2,8

B - benzen, T* - toluen, E* - etylobenzen, ΣK* - suma izomerów o-, m-, p-ksylenu*



Rysunek 2 Średnioroczne stężenia związków z grupy BTEX oznaczone w różnych punktach pomiarowych na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa z wykorzystaniem dozymetrii pasywnej na etapie pobierania analitów z powietrza atmosferycznego

Średnioroczne wartości stężeń BTEX uzyskano uśredniając wartości średniomiesięczne, otrzymane podczas poszczególnych kampanii pomiarowych, dla każdej stacji indywidualnie. Ponieważ na każdej stacji pomiarowej umieszczano po dwa dozymetry pasywne każdego rodzaju, wartość średnioroczna stężenia dla każdego dozymetru pasywnego jest wynikiem uśrednienia dla n=24 wartości. Średnioroczne stężenia wraz ze zmierzoną wartością maksymalną i minimalną, dla obszaru objętego badaniami monitoringowymi zestawiono w Tabeli 10. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, iż nie zaobserwowano istotnych różnic w poziomie stężeń benzenu na poszczególnych stacjach pomiarowych. Średnioroczne stężenie benzenu wyznaczone w oparciu o próbki powietrza pobrane przez dyfuzyjne dozymetry pasywne Radiello i Orsa 5 nieznacznie tylko przekracza dopuszczalny poziom 5 μg m^{-3} [14]. W przypadku dozymetru permeacyjnego własnej konstrukcji wyposażonego w półprzepuszczalną membranę wykonaną z PDMS, stężenie benzenu jest o około 25% wyższe od zalecanej wartości, ale mieści się w granicach poziomu marginesu tolerancji zalecanego przez przepisy obowiązujące w Unii Europejskiej (European Union – EU). Dużo większe fluktuacje w wartościach stężeń zaobserwowano dla pozostałych związków z grupy BTEX. Najniższe wartości stężeń dla wszystkich monitorowanych związków zaobserwowano na stacji pomiarowej nr 5, natomiast najwyższe wartości na stacji pomiarowej nr 3. Na uwagę zasługuje również fakt, iż pomimo różnic w bezpośrednich wartościach stężeń BTEX otrzymanych przy wykorzystaniu różnych typów dozymetrów pasywnych na etapie pobierania próbek, otrzymane profile stężeń monitorowanych związków dla poszczególnych stacji pomiarowych są zbliżone.

Miesięczne fluktuacje w poziomach stężeń związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa w roku 2007 przedstawiono na Rysunku 3, natomiast sezonowe zmiany stężeń BTEX zestawiono w Tabeli 11. Najwyższe wartości stężeń dla benzenu, toluenu, etylobenzenu oraz sumy ksylenów zanotowano w okresie zimowo-wiosennym. Warto podkreślić, iż warunki klimatyczne panujące na obszarze geograficznym, na którym położona jest Aglomeracja Trójmiejska, wymuszają bardzo często przedłużenie sezonu grzewczego, co może powodować podwyższone wartości stężeń oznaczanych związków również w sezonie wiosennym.

Tabela 10 Średnioroczne ważone stężenie związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa [µg m^{-3}]

	Średnie stężenie			Maksymalne stężenie			Minimalne stężenie		
	R*	O*	H-M*	R	O	H-M	R	O	H-M
B	5,2±1,3	5,2±1,3	7,2±1,6	10,9	10,8	16,3	1,4	1,3	1,7
T	8,8±1,3	4,7±1,8	6,5±2,1	24,9	11,0	18,9	1,2	1,1	1,1
E	4,00±0,72	4,6±2,1	5,7±2,1	11,6	11,8	16,0	1,2	1,1	1,4
ΣK	12,5±2,4	9,5±4,2	14,9±3,3	37,3	25,0	52,5	1,3	1,1	1,6

R - dozymetr pasywny Radiello; O* - dozymetr pasywny Orsa 5; H-M* - dozymetr pasywny własnej konstrukcji typu permeacyjnego*

Rysunek 3 Miesięczne fluktuacje średniego ważonego w czasie stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa (średnie stężenie dla 10 stacji pomiarowych)

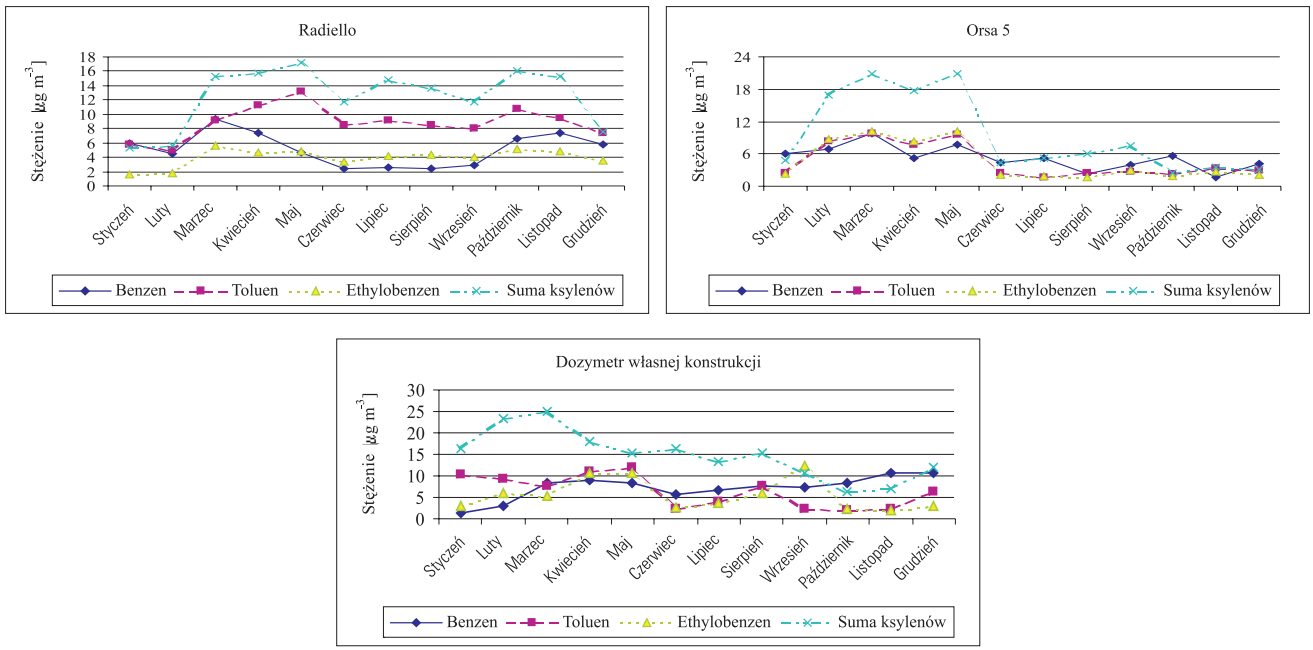


Tabela 11 Sezonowe zmiany w poziomie średniego ważonego w czasie stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa (średnie stężenie dla 10 stacji pomiarowych) [µg m^{-3}]

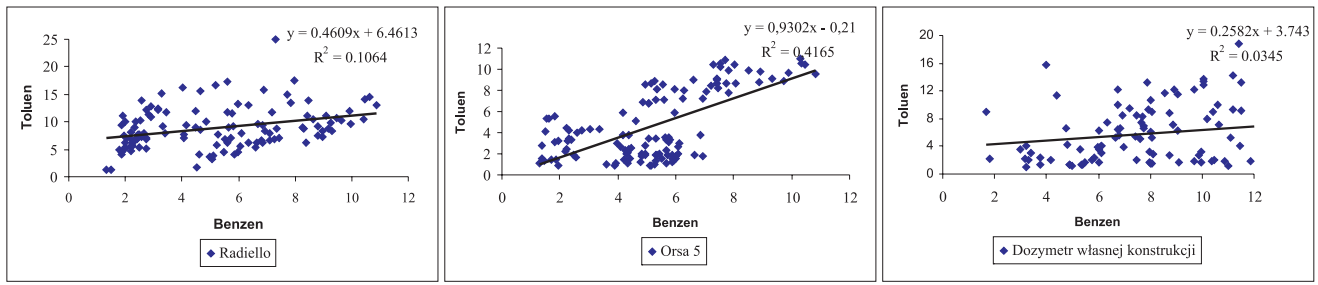
	Zima			Wiosna			Lato			Jesień		
	R*	O*	H-M*	R	O	H-M	R	O	H-M	R	O	H-M
B	5,38±0,44	5,76±0,78	5,0±2,9	7,2±1,3	7,5±1,3	8,55±0,27	2,43±0,10	3,93±0,30	6,70±0,61	5,7±1,4	3,71,1	8,7±1,0
T	6,01±0,72	4,6±1,9	8,8±1,2	11,2±1,2	9,02±0,64	10,2±1,3	8,72±0,25	2,23±0,25	4,6±1,5	9,440,78	2,83±0,28	2,30±0,11
E	2,32±0,64	4,4±2,2	4,0±1,0	5,03±0,27	9,60±0,58	9,0±1,7	3,96±0,32	1,89±0,15	4,23±0,99	4,670,32	2,49±0,035	5,6±3,3
ΣK	6,14±0,68	8,3±4,3	17,2±3,3	16,00±0,58	19,8±1,0	19,4±2,9	13,41±0,91	5,22±0,54	14,90±0,89	14,391,34	4,5±1,5	8,0±1,4

3.2 Analiza korelacji pomiędzy poziomami stężeń oznaczanych związków z grupy BTEX

Jednym z założeń przeprowadzonych badań jest próba zidentyfikowania źródeł pochodzenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym Trójmiasta i Tczewa. W celu stwierdzenia źródeł pochodzenia emisji związków z grupy BTEX, przeprowadzono analizę korelacji pomiędzy związkami z grupy BTEX. Analiza korelacji zakłada liniowy charakter zależności pomiędzy poziomami stężeń dwóch związków w przypadku tego samego źródła pochodzenia [15]. Zależności pomiędzy poziomami stężeń benzenu i toluenu przedstawiono na Rysunku 4. Zależności wyznaczono indywidualnie dla każdego typu dozymetru pasywnego.

Niskie wartości współczynników korelacji liniowej (r2) wyznaczone dla funkcji opisującej zmianę stężenia toluenu w funkcji zmiany stężenia benzenu (r2=0,106; r2=0,416; r2=0,035) odpowiednio dla dozymetrów pasywnych Radiello, Orsa 5 i dozymetru własnej konstrukcji wyposażonego w półprzepuszczalną membranę wykonaną z PDMS, sugerują brak zależności pomiędzy stężeniami tych związków (B-T). Na tej podstawie można stwierdzić, iż ruch uliczny (transport kołowy) nie jest jedynym źródłem pochodzenia tych związków w powietrzu atmosferycznym Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa. Podobne istnienie dodatkowych źródeł można stwierdzić, badając zależności pomiędzy pozostałymi analitami z grupy BTEX: toluen do etylobenzenu (T-E) (r2=0,463; r2=0,925; r2=0,543); toluen do m,p-ksylenu (T-X) (r2=0,533; r2=0,759; r2=0,187).

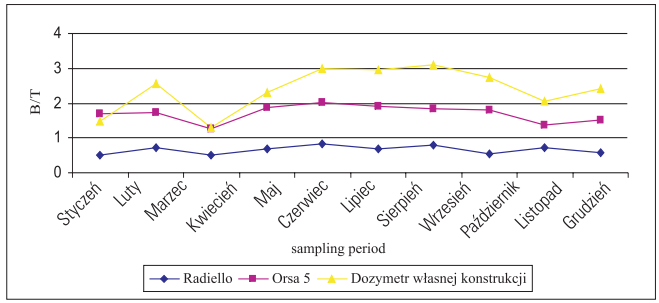
Wartości stosunków poziomów stężeń związków z grupy BTEX otrzymane podczas kampanii pomiarowych przedstawiono w Tabeli 12. Dla różnych europejskich miast, dla których ruch uliczny jest głównym źródłem związków z grupy BTEX, wartości te mieszczą się w granicach od 2 do 9 [16,17]. Otrzymane dla Aglomeracji Trójmiejskiej są niższe od podawanych w literaturze wartości (0,5÷3,1), potwierdzając istnienie dodatkowych źródeł emisji analitów z grupy BTEX (przemysł, paleniska domowe). Średnie wartości stosunków stężeń benzenu do toluenu dla 10 stacji monitoringowych, dla każdego typu dozymetru pasywnego indywidualnie (w poszczególnych okresach pomiarowych) przedstawiono na Rysunku 5. Szczegółowa analiza otrzymanych wartości pozwala zgrupować stacje monitoringowe o zbliżonych wartościach stosunków stężeń benzenu do toluenu, mogące świadczyć o tym samym źródle pochodzenia tych związków w powietrzu atmosferycznym (stacje numer 1-3, stacje numer 4-8, stacje numer 9-10).



Rysunek 4 Zależności pomiędzy wartościami stężeniem benzenu i toluenu zawartych w powietrzu atmosferycznym oznaczonych w wyniku zastosowania trzech próbników pasywnych wykorzystywanych na etapie pobierania próbek

Tabela 12 Stosunki poziomów stężeń związków z grupy BTEX otrzymane w wyniku zastosowania trzech typów próbników pasywnych na etapie pobierania próbek analitów

	Średnia			Maksimum			Minimum		
	R*	O*	H-M*	R	O	H-M	R	O	H-M
ΣK/T	1,40	2,25	2,86	2,43	3,19	3,57	0,83	1,39	1,92
B/T	0,66	1,71	2,39	0,83	2,03	3,10	0,49	1,27	1,28
E/T	0,47	0,97	0,86	0,81	1,10	1,07	0,29	0,85	0,70
B/ΣK	0,61	0,97	1,19	1,22	1,45	2,29	0,31	0,63	0,45
E/ΣK	0,33	0,63	0,38	0,37	1,01	0,56	0,30	0,32	0,27



Rysunek 5 Stosunki stężeń benzenu do toluenu zawartych w powietrzu atmosferycznym dla trzech próbników pasywnych wykorzystywanych na etapie pobierania próbek podczas kampanii monitoringowych

DYSKUSJA I WNIOSKI

Technika dozymetrii pasywnej jest relatywnie prostą i nie wymagającą znacznych nakładów finansowych techniką pobierania i wzbogacania analitów z próbek powietrza atmosferycznego przed etapem oznaczeń końcowych. Próbniki mogą być poddawane ekspozycji bez kontroli w odpowiednio długim okresie czasu. Uzyskane wyniki pomiarów mogą być źródłem informacji odnośnie otrzymania dokładnego obrazu rozkładu poziomu zawartości zanieczyszczeń i określenia średniego ważonego w czasie stężenia analitu. Oprócz tego możliwe staje się analizowanie trendów w zawartości zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym oraz identyfikacja miejsc, w których zostały przekroczone wartości poziomów zanieczyszczeń zawartych w obowiązujących przepisach prawnych. Dodatkowo, w szacowaniu wpływu zanieczyszczeń na zdrowie człowieka, średnie ważone stężenie w czasie analitów jest bardziej korzystne, niż stężenie chwilowe czy też średnie stężenie krótkookresowe, gdyż odzwierciedlają one długoterminowe oddziaływanie tych komponentów.

Otrzymane wartości średniorocznego stężenia benzenu dla wybranych do badań dozymetrów pasywnych niewiele przekraczają dopuszczalną wartość granicznego poziomu benzenu przewidzianego w dyrektywie unijnej. Wartości te mieszczą się w granicach marginesu tolerancji wynoszącego 10 μg m –3 dla średniego ważonego stężenia benzenu w odniesieniu do roku kalendarzowego. Na podstawie otrzymanych danych można również stwierdzić, iż na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa ruch uliczny nie jest jedynym źródłem związków z grupy BTEX. Brak korelacji pomiędzy oznaczonymi wartościami stężeń dla benzenu i toluenu, oraz niewielka zależność dla pozostałych monitorowanych związków potwierdza istotny wpływ zakładów przemysłowych, zlokalizowanych na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej, na poziom stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym.

PODZIĘKOWANIA

Praca była współfinansowana przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego w ramach projektu badawczego promotorskiego Nr N N305 2553 33.

LITERATURA

[1] Atkinson R., Atmos. Environ., 34, 2063 (2000).
[2] Oston R., Felin P., in: Volatile organics in the indoor environment: sources and occurrence. (ed. J.O. Nriagu), J.Wiley and Sons Inc. New York. (1992).
[3] Jones A.P., Atmos. Eviron., 33, 4535 (1999).
[4] Cohen Y., Volatile, ASTM STP, 1267, 7 (1996).
[5] Bergow J., Jermann E., Keles T., Koch T., Dunemann L., J. Chromatogr. A, 749, 181 (1996).
[6] Bruno P., Caputi M., de Gennaro G., de Rienzo M., Atmos. Environ., 39, 1347 (2005).
[7] Kozdroń-Zabiegała B., Zygmunt B., Namieśnik J., Chem. Anal., (Warsaw), 41, 209 (1996).
[8] Urbanowicz M., Zabiegała B., Orłowski C., Partyka M., Namieśnik J., Int. J. Environ. Health., 1, 268 (2007).
[9] Zabiegała B., Przyk E., Zygmunt B., Namieśnik J., Chem. Anal., (Warsaw,) 44, 215 (1999).
[10] Kot-Wasik A., Zabiegała B., Urbanowicz M., Dominiak E., Wasik A., Namieśnik J., Anal. Chim. Acta, 602, 141 (2007).
[11] Pfeffer H.U., Breuer L., J. Environ. Monit,. 2, 483 (2000).
[12] Oury B., Lhuillier F., Protois J.C., Moréle Y., J. Occup. Environ. Hyg., 3, 547 (2006).
[13] Zabiegała B., Górecki T., Namieśnik J., Anal. Chem., 75, 3182 (2003).
[14] European Commission, 2000. Directive 2000/69/EC of 16 November 2000 relating to limit values for benzene and carbon monoxide in ambient air. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:15:05:32000L0069:PL:PDF

[15] Fernández-Martínez G., López-Mahía P., Muniategui-Lorenzo S., Prada-Rodríguez D., Fernández-Fernández E., Water, Air, and Soil Pollut., 129, 267 (2001).
[16] Field R.A., Goldstone M.E., Lester J.N., Perry R., Atmos. Environ., 26A, 2983 (1992).
[17] Knobloch Th., Asperger A., Engewald W., Fresenius J. Anal. Chem., 359, 189 (1997).

SPIS SKRÓTÓW I AKRONIMÓW

Skrót/Akronim	Termin w języku angielskim	Termin w języku polskim
ARMAAG	Agency of Regional Air Quality Monitoring	Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej
AQMS	Air Quality Management System	systemów zarządzania jakością powietrza
BTEX	Benzene, Toluene, Ethylobenzene, Xylenes	benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny
DOAS	Differential Optical Absorption Spectroscopy	różnicowa optyczna spektroskopia absorpcyjna
ESTD	External Standard	metoda standardu zewnętrznego
EU	European Union	Unia Europejska
FID	Flame Ionization Detector	detektor płomieniowo-jonizacyjny
GC	Gas Chromatography	chromatografia gazowa
LOD	Limit of Detection	granica wykrywalności
LOQ	Limit of Quantification	granica oznaczalności
LZO		lotne związki organiczne
MS	Mass Spectrometry	sprktrometria mas
PDMS	Polidimetylosiloxane	polidimetylosiloksan
SR	Sampling Rate	szybkość pobierania analitów
TD	Thermal Desorption	desorpcja termiczna
TRI	Toxic Release Inventory	spis związków toksycznych
TWA	Time Weighted Average	średnie ważone w czasie stężenie

SPIS RYSUNKÓW

Rysunek 1 Wygląd pojedynczej osłony dla dozymetrów pasywnych poddawanych ekspozycji na stacjach monitoringowych Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa
Rysunek 2 Średnioroczne stężenia związków z grupy BTEX oznaczone w różnych punktach pomiarowych na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa z wykorzystaniem dozymetrii pasywnej na etapie pobierania analitów z powietrza atmosferycznego
Rysunek 3 Miesięczne fluktuacje średniego ważonego w czasie stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa (średnie stężenie dla 10 stacji pomiarowych)
Rysunek 4 Zależności pomiędzy wartościami stężeniem benzenu i toluenu zawartych w powietrzu atmosferycznym oznaczonych w wyniku zastosowania trzech próbników pasywnych wykorzystywanych na etapie pobierania próbek
Rysunek 5 Stosunki stężeń benzenu do toluenu zawartych w powietrzu atmosferycznym dla trzech próbników pasywnych wykorzystywanych na etapie pobierania próbek podczas kampanii monitoringowych

SPIS TABEL

Tabela 1 Oszacowane, średnie ważone dla populacji, ryzyko zachorowania na raka spowodowane narażeniem na oddziaływanie lotnych związków organicznych obecnych w środowisku na poziomie stężeń rzędu 1 ppb
Tabela 2 Charakterystyka dozymetrów pasywnych wykorzystywanych na etapie pobierania próbek powietrza atmosferycznego
Tabela 3 Charakterystyka punktów pobierania próbek analitów z powietrza atmosferycznego przy wykorzystaniu dozymetrów pasywnych
Tabela 4 Warunki meteorologiczne podczas kampanii monitoringowych
Tabela 5 Szczegóły warunków analizy GC-MS i GC-FID
Tabela 6 Parametry pracy desorbera termicznego
Tabela 7 Równania wykorzystywane do obliczenia stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym
Tabela 8 Wartość granicy wykrywalności i oznaczalności całej procedury analitycznej [$\mu g\ m^{-3}$]
Tabela 9 Średnioroczne ważone stężenia związków z grupy BTEX, uzyskane w wyniku zastosowania trzech typów dozymetrów pasywnych na etapie pobierania próbek analitów z powietrza atmosferycznego [$\mu g\ m^{-3}$]
Tabela 10 Średnioroczne stężenie związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa [$\mu g\ m^{-3}$]
Tabela 11 Sezonowe zmiany w poziomie średniego ważonego w czasie stężenia związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa (średnie stężenie dla 10 stacji pomiarowych) [$\mu g\ m^{-3}$]
Tabela 12 Stosunki poziomów stężeń związków z grupy BTEX otrzymane w wyniku zastosowania trzech typów próbników pasywnych na etapie pobierania próbek analitów

Metody indeksowania jakości powietrza

HALINA PYTA[1], KRYSTYNA SZYMAŃSKA[2]

[1] Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, 41-800 Zabrze, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34
[2] Fundacja ARMAAG, 80-761 Gdańsk, ul. Elbląska 66

The Methods of Air Quality Indexing

SUMMARY

Historical aspects of air quality categorization and its current state were described in the paper, discussing a few more popular formulae of index in detail. A state of works in the scope of standardizing the form of the index in Europe was summed up. The possibility of using an alternative formula, on the basis of the health risk factors was indicated. A proposal of such formula on the example of monitoring date from the station in Dąbrowa Górnicza was presented. The merits and the drawbacks of new index formula as well as modification possibilities were shown.

STRESZCZENIE

W artykule przedstawiono historyczne aspekty kategoryzacji jakości powietrza i stan aktualny, omawiając szczegółowo kilka bardziej popularnych formuł indeksu. Podsumowano stan prac nad ujednoliceniem postaci indeksu w Europie i zasygnalizowano możliwość wykorzystania alternatywnej formuły, na bazie wskaźników ryzyka zdrowotnego. Na przykładzie danych ze stacji monitoringu w Dąbrowie Górniczej przedstawiono propozycję takiej formuły, omówiono jej zalety, wady oraz możliwości modyfikacji.

Wstęp

Indeks jakości powietrza to komunikat o skażeniu powietrza przez podstawowe zanieczyszczenia, przekazywany opinii publicznej za pośrednictwem mediów lub łączy telekomunikacyjnych w celu ostrzegania przed sytuacjami, które mogą stanowić zagrożenie dla zdrowia. Komunikat o niebezpiecznym poziomie zanieczyszczenia atmosfery ma za zadanie ułatwić podjęcie decyzji np. o ograniczeniu czasu ekspozycji lub aktywności fizycznej na „świeżym" powietrzu. Indeks musi mieć zatem możliwie prostą formę, zrozumiałą dla niespecjalistów. Najczęściej wyraża się go liczbowo, oznacza określonym kolorem lub stosuje barwny piktogram. Indeks wylicza się dla zanieczyszczeń mierzonych automatycznie. Podlega on godzinowej lub dobowej aktualizacji i może dotyczyć bieżących albo prognozowanych poziomów stężeń. Powinien on zawierać wiarygodną informację o zanieczyszczeniu powietrza, w aspekcie potencjalnych zdrowotnych skutków ekspozycji. Od początku związek indeksu z ryzykiem zdrowotnym wyrażano pośrednio, poprzez nawiązanie do obowiązujących w danym kraju standardów imisyjnych, bazujących m.in. na wytycznych Światowej Organizacji Zdrowia. Przyjmując określony procent dopuszczalnego poziomu stężenia danego zanieczyszczenia, zakładano, że będzie on np. bezpieczny dla zdrowia, niebezpieczny dla wrażliwszej części populacji (dzieci, osób w podeszłym wieku, chorych na astmę itp.) albo niebezpieczny dla ogółu.

Pomysł indeksowania jakości powietrza pojawił się pod koniec lat 60. niemal równocześnie w USA i w Kanadzie, towarzysząc rozwojowi automatycznych systemów monitoringu [1,2]. Pierwsza formuła indeksu w dzisiejszym rozumieniu tego pojęcia powstała w 1976 r. i oznaczono ją akronimem PSI (Pollution Standard Index), później API (Air Pollution Index), a obecnie AQI (Air Quality Index). Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (US EPA) wprowadziła PSI celem ujednolicenia formy raportów o jakości powietrza. Zdefiniowanie PSI zostało poprzedzone badaniami w 55 zurbanizowanych obszarach USA i Kanady [3,4]. W pierwotnej wersji indeks wyliczano aż dla 14 zanieczyszczeń, po czym ograniczono ich liczbę do kilku, dla których zatwierdzono federalne standardy jakości powietrza (NAAQS). Wartości liczb kryterialnych dla poszczególnych zanieczyszczeń ustalano nie tyle w odniesieniu do NAAQS, co względem znacznie wyższych poziomów stężenia, tzw. SHL (Significant Harm Levels), uznanych za stwarzające zagrożenie dla zdrowia populacji. W pierwszej wersji indeks PSI objął następujące zanieczyszczenia: ozon O_3, tlenek węgla CO, dwutlenek siarki SO_2, dwutlenek azotu NO_2 oraz pył zawieszony PM10. W 1979 r. dokonano zmiany w sposobie indeksowania stężenia O_3, a w 1997 r. – kolejnej zmiany, wynikającej z wprowadzenia nowego czasu uśredniania dla standardów O_3 i PM10 oraz nowej normy dla PM2,5. W 1999 r. miały miejsce kolejne modyfikacje – odtąd indeks wyznaczano dla wszystkich obszarów „metropolitalnych" (powyżej 350 tys. mieszkańców), wprowadzono dodatkową kategorię uwzględniającą wrażliwe grupy populacji oraz zastosowano barwne skalowanie.

Wraz z rozwojem Internetu koncepcja indeksu jakości powietrza stała się popularna również poza Ameryką Północną, przy czym w większości przypadków formuły indeksów niewiele odbiegały od amerykańskiego pierwowzoru. Największe zróżnicowanie metod indeksowania jakości powietrza odnotowano w Europie. Niewiele w tym względzie zmieniło ustalenie jednakowych norm imisyjnych w krajach członkowskich Unii Europejskiej. Nie powiodła się pierwsza próba ujednolicenia indeksu jakości powietrza w Europie, podjęta w ramach projektu EMMA 5 PR w latach 1996-1998. W projekcie opracowano jednolity model wskaźnika jakości powietrza EFSAI (EMMA Forecasting Scale of Air–quality Indicator) dla SO_2, NO_2, O_3 i PM10, dostosowany do wartości granicznych, które miały docelowo obowiązywać w UE. Indeks EFSAI w zasadzie nie był później szerzej stosowany, poza czterema miastami, które wzięły udział w projekcie, tj. Genuą, Leicester, Madrytem i Sztokholmem. W latach 2004-2007 zrealizowano kolejny projekt pn. CITEAIR (Common Information to European Air) w ramach Programu INTERREG III. Projekt CITEAIR realizowany w Paryżu, Rzymie, Rotterdamie, Pradze i Leicester, ukierunkowany był na opracowanie nowych technik prezentacji danych o jakości powietrza. O ile w projekcie EMMA poświęcono wiele uwagi metodom prognozowania indeksu, to w CITEAIR skoncentrowano się na doprecyzowaniu formuły indeksu dla PM10, NO_2, O_3, CO i SO_2 oraz na popularyzacji idei projektu. W roku 2007, ostatnim realizacji projektu, do sieci CITEAIR dołączyło 16 miast, w tym cztery polskie: Gdańsk, Gdynia, Sopot i Tczew.

Porównując działania związane z indeksem jakości powietrza w Europie z tym, co dzieje się np. w Kanadzie, gdzie zainwestowano znaczne środki w badania epidemiologiczne, służące m.in. wypracowaniu nowej formuły indeksu, wydaje się, że działania te mają raczej charakter odtwórczy i generalnie zmierzają w złym kierunku.

Celem niniejszej pracy, w której zebrano podstawowe informacje nt. indeksu i aktualnych kierunków rozwoju koncepcji indeksowania jakości powietrza, jest popularyzacja tej idei w Polsce. W niniejszej pracy scharakteryzowano kilka wybranych formuł AQI i pokazano jak wybór formuły może wpływać na ocenę jakości powietrza. Ponadto przedstawiono rozwiązanie alternatywne do tradycyjnych formuł AQI określanych względem norm imisyjnych, w którym wykorzystuje się wskaźniki WHO względnego ryzyka zdrowotnego.

Indeks jakości powietrza - zasady ogólne

Od momentu pojawienia się do chwili obecnej indeks jakości powietrza określa się wyłącznie dla zanieczyszczeń mierzonych w automatycznych stacjach monitoringu, włączonych w system teletransmisji danych. Ogranicza to liczbę uwzględnianych zanieczyszczeń do kilku głównych substancji – pył zawieszony PM10, czasem PM2,5, sporadycznie TSP, SO_2, NO_2, O_3, CO, w Kanadzie dodatkowo – TRS, tj. całkowita siarka zredukowana, w niektórych landach Niemiec - dodatkowo C6H6. Nie oznacza to, że indeks wyliczany jest wyłącznie dla danych pomiarowych. Używa się go również w odniesieniu do wyników obliczeń rozprzestrzeniania. W pierwszym przypadku ocena ma zawsze charakter punktowy, a ekstrapolacja na obszar strefy oceny jakości powietrza dokonuje się przy założeniu, że stanowisko pomiarowe jest reprezentatywne dla tego obszaru. W drugim przypadku ocena ma charakter obszarowy.

Rodzaje zanieczyszczeń uwzględnianych przy wyliczaniu indeksu oraz czasy uśredniania wyników pomiarów są różne w różnych krajach. Np. francuski indeks ATMO określany jest wyłącznie dla czterech zanieczyszczeń, a kanadyjski indeks IQUA – dla ośmiu zanieczyszczeń, przy czym dla pyłu inhalabilnego wyznacza się aż dwa indywidualne indeksy, z których jeden odpowiada 24h stężeniu PM10, a drugi to 1h i 24h wskaźnik zamglenia COH jako miara zakłócenia widzialności, spowodowana obecnością aerozolu pyłowego. Aktualnie w Kanadzie wdrażana jest nowa formuła indeksu AQHI (Air Quality Health Index), w której uwzględnia się zaledwie trzy zanieczyszczenia – PM2,5, NO_2 i O_3. Generalnie wartości indeksów wylicza się dla stężeń krótkoterminowych - 1h, 8h lub 24h. Wynika to z podstawowej funkcji indeksu, który ma informować o bieżącej (aktualnej lub prognozowanej) sytuacji imisyjnej. Tylko w nielicznych przypadkach wyznacza się dodatkowo indeksy roczne. Przykładami takich rozwiązań są indeks kanadyjski (wyłącznie dla TSP, SO_2 i O_3), niemiecki LAQx (Badenia-Wirtembergia) i YACAQI opracowany w ramach projektu CITEAIR [5-7]. Indeksy roczne służą innym celom – umożliwiają ocenę długoterminową i pozwalają na dokonywanie porównania ogólnego stanu zanieczyszczenia powietrza w różnych miejscach.

Indeks może podlegać aktualizacji godzinowej i/lub dobowej. W zależności od rodzaju aktualizacji podstawą wyliczania indeksu mogą być różne parametry statystyczne: średnie stężenie 1h lub 15-min (SO_2 w brytyjskim AQI), średnia krocząca 8h lub 24h, maksimum dobowe1h lub 8h lub średnie stężenie 24h.

Aby zabezpieczyć się przed niedoszacowaniem ewentualnych skutków łącznego oddziaływania różnych zanieczyszczeń, regułą jest wyznaczanie indeksu cząstkowego dla każdego z zanieczyszczeń oddzielnie (sub-index) i przyjęcie najbardziej niekorzystnej wartości jako indeksu ogólnego dla danej lokalizacji. Gdy w strefie oceny jakości powietrza funkcjonuje więcej stacji monitoringu lub dane imisyjne pozyskiwane są na drodze obliczeniowej, wówczas możliwe jest ustalenie wspólnego indeksu w całej strefie. W tym celu stosuje się dwa rozwiązania. Pierwsze polega na przyjęciu ogólnego indeksu dla strefy na podstawie najbardziej niekorzystnego sub-indexu jednej ze stacji pomiarowych (np. ATMO w sieci AirParif). Drugie rozwiązanie polega na przyjęciu

najbardziej niekorzystnego indeksu cząstkowego różnych zanieczyszczeń (stosuje się również do wyników modelowania rozkładu zanieczyszczeń), ustalanego poprzez uśrednienie wartości stężenia we wszystkich stacjach strefy lub w stacjach określonego typu - oddzielnie w stacjach komunikacyjnych i stacjach tła miejskiego (np. belgijski AQI).

W konstrukcji poszczególnych indeksów występuje duże zróżnicowanie w zakresie bezwymiarowej skali oceny (najczęściej od 0 lub 1 do 10, 100 lub do 500), liczby klas (od 4 do 10) i granic przedziału stężenia przypisanego do danej klasy.

W większości przypadków klasę określa się wyłącznie na podstawie udziału procentowego stężenia o danym czasie uśredniania w odpowiednim stężeniu dopuszczalnym. W niektórych przypadkach do ustalania klasy indeksu cząstkowego dla danego zanieczyszczenia stosuje się proste formuły obliczeniowe (indeks AQI US EPA, kanadyjski indeks IQUA czy indeks CAQI zaproponowany w ramach projektu CITEAIR). Wyjątkiem wśród indeksów jest AQI wg Rheinischen Instituts für Umweltforschung an der Universität zu Köln (Nadrenia-Północna Westfalia) z uwagi na formułę stosowaną przy wyliczaniu indeksu ogólnego, jako średniej stężenia O_3, NO_2, PM10, SO_2, CO i C_6H_6, ważonej względem odpowiednich poziomów dopuszczalnych.

Wartościom liczbowym indeksów w kolejnych klasach przypisuje się zwykle nadany intuicyjnie kolor – od zielonego lub niebieskiego po czerwony lub purpurowy (zagrożenie zdrowia). Często poszczególnym kolorom przyporządkowuje się również opis potencjalnych skutków zdrowotnych, spowodowanych ekspozycją na określone stężenie danego zanieczyszczenia. W krajach, gdzie indeks jakości powietrza ma dłuższe tradycje, powstają rozbudowane portale informacyjno-edukacyjne, które nie tylko służą opinii publicznej, ale mogą być wykorzystane jako bazy wiedzy w systemach wspomagania decyzji administracyjnych [8-11].

Tradycyjna formuła indeksu, nawiązująca do standardów jakości nie uwzględnia synergetycznych, ani nawet addytywnych skutków oddziaływania współwystępujących zanieczyszczeń. Stąd coraz więcej opinii, krytykujących takie podejście, i propozycji rozwiązań alternatywnych, wykorzystujących w konstrukcji indeksu dostępne wskaźniki ryzyka zdrowotnego, lokalne statystyki nt. umieralności, hospitalizacji i przypadków ambulatoryjnego leczenia określonych schorzeń układu oddechowego i krążenia (przykład RPA i Kanady). Propozycję indeksu opartego na wskaźnikach WHO względnego ryzyka wzrostu śmiertelności na skutek zanieczyszczenia powietrza przedstawiono w dalszej części pracy.

Charakterystyka wybranych formuł indeksu

Poniżej omówiono kilka najbardziej popularnych indeksów jakości powietrza funkcjonujących w Europie oraz dla porównania AQI wg US EPA. Wykaz stron internetowych z informacją (w formie indeksu) o zanieczyszczeniu powietrza w różnych częściach świata zawiera [12].

Indeks brytyjski

W Wielkiej Brytanii indeks określa się dla danych pomiarowych, w ten sam sposób dla stacji miejskich, pozamiejskich i komunikacyjnych, uwzględniając następujące zanieczyszczenia: O_3, NO_2, SO_2, CO i PM10. Indeks wylicza się dla różnych czasów uśredniania wyników pomiarów, z aktualizacją godzinową i dobową. Podstawą wyliczania indeksu dla PM10 jest stężenie średnie kroczące obejmujące ostatnie 24h (wartość bieżąca dla indeksu godzinowego i maksymalna dla indeksu dobowego). Podstawą wyliczania indeksu dla CO jest 8h średnia krocząca (bieżąca dla indeksu godzinowego i maksymalna dla indeksu dobowego). Indeks dla O_3 wyliczany jest zarówno dla stężenia 1h, jak i dla 8h - średnia krocząca (wartość bieżąca dla indeksu godzinowego i maksymalna dla indeksu dobowego). Podstawą indeksu dla NO_2 jest stężenie 1h (wartość bieżąca dla indeksu godzinowego i maksymalna dla indeksu dobowego). Podstawą indeksu dla SO_2 jest maksymalne stężenie 15min. w ciągu doby dla indeksu dobowego i 1h bieżące stężenie SO_2 dla indeksu godzinowego.

Przyjęto 10-stopniową skalę indeksowania jakości powietrza, z podziałem na 4 kategorie zanieczyszczenia powietrza, od niskiego AQI = 1-3 po bardzo wysokie AQI = 10 (Tabela 1). Przy wysokim zanieczyszczeniu powietrza (AQI $\geq$ 7), o godz. 1600 generowana jest prognoza wartości indeksu na następną dobę, która następnego dnia o godz. 1100 podlega weryfikacji. W przypadku klasyfikacji stężenia PM10 istotna jest informacja o metodzie pomiarowej.

Tabela 1. Wartości indeksu UK AQI dla różnych zanieczyszczeń i czasów uśredniania

UK AQI	Kategoria indeksu	O_3	NO_2	SO_2	CO	PM10 graw.*	PM10 TEOM**
		8h/1h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	15min ($\mu g/m^3$)	8h ($\mu g/m^3$)	24h ($\mu g/m^3$)	
1	Niski Low	0-32	0-95	0-88	0-3,8	0-21	0-16
2		33-66	96-190	89-176	3,9-7,6	22-42	17-32
3		67-99	191-286	177-265	7,7-11,5	43-64	33-49
4	Umiarkowany Moderate	100-126	287-381	266-354	11,6-13,4	65-74	50-57
5		127-152	382-477	355-442	13,5-15,4	75-86	58-66
6		153-179	478-572	443-531	15,5-17,3	87-96	67-74
7	Wysoki High	180-239	573-635	532-708	17,4-19,2	97-107	75-82
8		240-299	636-700	709-886	19,3-21,2	108-118	83-91
9		300-359	701-763	887-1063	21,3-23,1	119-129	92-99
10	Bardzo wysoki Very high	≥360	≥764	≥1064	≥23,2	≥130	≥100

UWAGI do tabeli 3:
** PM10 graw. – dla stężenia PM10 mierzonego referencyjną metodą grawimetryczną (wagowo);*
*** PM10 TEOM – dla stężenia PM10 mierzonego metodą mikrowagi oscylacyjnej (Tapered Element Oscillating Microbalance).*

Indeks francuski

Indeks ATMO obowiązujący w sieci AirParif i w miastach liczących >100 tys. mieszkańców wyliczany jest jako wartość bieżąca i prognozowana dla każdej stacji w regionie oraz uogólniona dla regionu. Indeks aktualizowany jest wyłącznie co 24h. Dla każdego zanieczyszczenia (SO_2, PM10, NO_2 i O_3) wyliczany jest indywidualny indeks ATMO, który podlega uśrednieniu w regionie. Spośród tych średnich wybiera się najbardziej niekorzystny wskaźnik jako indeks ogólny dla całej sieci. Podstawą wyliczania ATMO dla PM10 jest stężenie średniodobowe, zanieczyszczeń dla zanieczyszczeń gazowych – maksimum 1h w ciągu doby.

Obowiązuje 10-stopniowa skala ATMO. Jakość powietrza może być bardzo dobra przy ATMO = 1 lub 2 po bardzo słaba przy ATMO = 10 (Tabela 2).

Tabela 2. Wartości indeksu ATMO dla różnych zanieczyszczeń i czasów uśredniania

ATMO	Kategoria indeksu	O_3	NO_2	SO_2	PM10
		1h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	24h ($\mu g/m^3$)
1	Bardzo dobry	0-29	0-29	0-39	0-9
2	Tres bon	30-54	30-54	40-79	10-19
3	Dobry	55-79	55-84	80-119	20-29
4	Bon	80-104	85-109	120-159	30-39
5	Średni Moyen	105-129	110-134	160-199	40-49
6	Mierny	130-149	135-164	200-249	50-64
7	Mediocre	150-179	165-199	250-299	65-79
8	Słaby	180-209	200-274	300-399	80-99
9	Mauvais	210-239	275-399	400-499	100-124
10	Bardzo słaby Tres mauvais	≥240	≥400	≥500	≥125

Indeksy niemieckie

W Niemczech nie obowiązuje jedna formuła indeksu. Poszczególne landy posiadają własne rozwiązania. Niżej omówiono dwa przykłady indeksów.

W przypadku indeksu LQI (Luftqualitätsindex) dla Dolnej Saksonii klasyfikacji podlegają wyniki pomiarów stężeń PM10, SO_2, NO_2, O_3 i CO. Podstawą wyliczania indeksu dla PM10 jest średnie stężenie 24h, dla SO_2, NO_2, O_3 - 1h maksimum dobowe, a dla CO – stężenie 8h, wyliczane jako maksimum dobowe ze średnich kroczących. LQI podlega aktualizacji dobowej. Wytyczono sześć kategorii LQI, od bardzo dobrej – LQI = 1 po bardzo złą – LQI = 6

Tabela 3. Wartości indeksu LQI dla różnych zanieczyszczeń i czasów uśredniania

LQI	Kategoria indeksu	NO_2	SO_2	CO	O_3	PM10
		1h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	8h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	24h ($\mu g/m^3$)
1	Bardzo dobry Sehr gut	0-24	0-24	0-0,9	0-32	0-9
2	Dobry Gut	25-49	25-49	1,0-1,9	33-64	10-19
3	Zadowalający Befriedigend	50-99	50-119	2,0-3,9	65-119	20-34
4	Dostateczny Ausreichend	100-199	120-349	4,0-9,9	120-179	35-49
5	Zły Schlecht	200-499	350-999	10,0-29,9	180-239	50-99
6	Bardzo zły Sehr Schlecht	≥500	≥1000	≥30	≥240	≥100

Innym przykładem indeksu używanego w Nadrenii-Północnej Westfalii jest AQI wg RIU (Rheinischen Instituts für Umweltforschung an der Universität zu Köln). Indeks jest wykorzystywany do wizualizacji aktualnych i prognozowanych wyników modelowania jakości powietrza w zakresie O_3, NO_2, PM10, SO_2, CO i C_6H_6 dla obszaru Niemiec i Europy (model EURAD). W indeksie nie wyznacza się indeksów cząstkowych dla poszczególnych zanieczyszczeń, ale wartość ogólną według następującego wzoru:

$$AQI = \frac{1}{6}\sum\left(\frac{O_3}{100} + \frac{NO_2}{80} + \frac{PM10}{50} + \frac{SO_2}{125} + \frac{CO}{10000} + \frac{C_6H_6}{5}\right)\times 100$$

Addytywna formuła obliczeniowa jest średnią ważoną stężeń średniodobowych odniesionych do odpowiednich wartości normatywnych i przypomina stosowany dawniej w Polsce tzw. wskaźnik toksyczności. Podobnie jak w Dolnej Saksonii (i w innych landach) wyróżniono sześć kategorii indeksu: bardzo dobry ($AQI < 10$), dobry ($AQI = 10 \div 20$), zadowalający ($AQI = 20 \div 30$), dostateczny ($AQI = 30 \div 50$), zły ($AQI = 50 \div 80$) i bardzo zły ($AQI > 80$).

Indeks projektu CITEAIR

CAQI (Common Air Quality Index) jest efektem próby unifikacji indeksu w Europie, podjętej w ramach projektu CITEAIR, na potrzeby zarządzania jakością powietrza w dużych miastach. Indeks wyliczany jest dla danych pomiarowych, niezależnie dla stacji komunikacyjnych i stacji tła miejskiego, z użyciem tych samych formuł i wg tych samych kryteriów klasyfikacji. Różnica polega na tym, że w przypadku stacji tła indeks wyliczany jest dla NO_2, PM10, O_3, CO i SO_2 (2 ostatnie zanieczyszczenia traktowane są jako dodatkowe), a w przypadku stacji komunikacyjnych - dla NO_2, PM10 i CO, traktując CO jak zanieczyszczenie dodatkowe.

CAQI podlega aktualizacji godzinowej i dobowej. Indeks godzinowy wylicza się w oparciu o aktualne 1h wartości stężenia zanieczyszczeń, z wyjątkiem CO, dla którego podstawą wyliczeń jest bieżąca wartość 8h średniej kroczącej. Indeks dobowy wylicza się dla maksymalnych 1h wartości stężenia w ciągu doby, a w przypadku CO – dla maksimum dobowego spośród 8h średnich kroczących.

Dobowy indeks CAQI wymaga następującej konwersji stężenia zanieczyszczeń [7]:

dla SO_2

$0 < [SO_2] < 100\ \mu g/m^3$	$CAQI = 1/2[SO_2]$
$100 < [SO_2] < 500\ \mu g/m^3$	$CAQI = 1/8[SO_2] + 37{,}5$
$[SO2] > 500\ \mu g/m^3$	$CAQI = 1/5[SO_2]$

dla NO_2

$0 < [NO_2] < 100\ \mu g/m^3$	$CAQI = 1/2[NO_2]$
$100 < [NO_2] < 200\ \mu g/m^3$	$CAQI = 1/4[NO_2] + 25$
$200 < [NO_2] < 400\ \mu g/m^3$	$CAQI = 1/8[NO_2] + 50$
$[NO_2] > 400\ \mu g/m^3$	$CAQI = 1/4[NO_2]$

dla O_3

$[O_3]$	$CAQI = 5/12[O_3]$

dla PM10

[PM10]	CAQI = [PM10]

dla CO

$0 < [CO] < 5000\ \mu g/m^3$	CAQI = 1/200[CO]
$5000 < [CO] < 10000\ \mu g/m^3$	CAQI = 1/100[CO]-25
$10000 < [CO] < 20000\ \mu g/m^3$	CAQI = 1/400[CO]+50
$[CO] > 20000\ \mu g/m^3$	CAQI = 1/200[CO]

Wydzielono 5 kategorii zanieczyszczenia powietrza, od bardzo niskiej CAQI = 0-25 po bardzo wysoką przy CAQI > 100 (Tabela 5).

Tabela 5. Wartości indeksu CAQI dla różnych zanieczyszczeń i czasów uśredniania

CAQI	Kategoria indeksu	NO_2	PM10	O_3	CO	SO_2
		1h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	8h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)
0-25	Bardzo niskie Very low	0-50	0-25	0-60	0-5	0-50
25-50	Niskie Low	50-100	25-50	60-120	5-7,5	50-100
50-75	Średnie Medium	100-200	50-75	120-180	7,5-10,0	100-300
75-100	Wysokie High	200-400	75-100	180-240	10,0-20,0	300-500
>100	Bardzo wysokie Very high	>400	>100	>240	>20,0	>500

Indeks amerykański

AQI wg U.S. EPA (Tabela 6) obejmuje 7 kategorii jakości powietrza: od dobrej AQI = 0÷50 po niebezpieczną dla zdrowia AQI = 301÷500. Indeks wylicza się dla O_3, PM2,5, PM10, CO, SO_2, i NO_2. Podstawą wyliczania indeksu jest średnie stężenie 24h (pył, SO_2), 8h (O_3, CO) lub 1h (O_3, NO_2). EPA AQI jest jednym z niewielu indeksów, w których ujęto stężenie pyłu respirabilnego PM2,5. W Europie PM2,5 uwzględnia się w indeksie wg NILU (Norwegian dla dużych miast w Szwecji i w Norwegii.

Indeks amerykański stanowił wzór do naśladowania w Europie (Włochy, Grecja) i na świecie [13-15]. Np. w Chinach wykorzystano nie tylko analogiczną formułę obliczeniową AQI, ale również podobną klasyfikację stężeń zanieczyszczeń.

Tabela 6. Wartości indeksu EPA AQI dla różnych zanieczyszczeń i czasów uśredniania

EPA AQI	Kategoria indeksu	O_3	O_3	PM2,5	PM10	CO	SO_2	NO_2
		8h (ppb)	1h (ppb)	24h ($\mu g/m3$)		8h (ppm)	24h (ppb)	1h (ppm)
0-50	Dobry Good	0-64	-	0,0-15,4	0-54	0,0-4,4	0-34	**
51-100	Umiarkowany Moderate	65-84	-	15,5-40,4	55-154	4,5-9,4	35-144	**
101-150	Niezdrowy dla grup wrażliwych Unhealthy for sensitive groups	85-104	125-164	40,5-65,4	155-254	9,5-12,4	145-224	**
151-200	Niezdrowy Unhealthy	105-124	165-204	65,5-150,4	255-354	12,5-15,4	225-304	**
201-300	Bardzo niezdrowy Very unhealthy	125-374	205-404	150,5-250,4	355-424	15,5-30,4	305-604	0,65-1,24
301-400	Niebezpieczny Hazardous	*	405-504	250,5-350,4	425-504	30,5-40,4	605-804	1,25-1,64
400-500		*	505-604	350,5-500,4	505-604	40,5-50,4	805-1004	1,65-2,04

** Gdy 8h stężenie O_3 przekracza 374 ppb, indeks AQI wylicza się na podstawie stężenia 1h.*

*** Dla NO_2 nie określono normy NAAQS, indeks wylicza się wyłącznie dla wartości AQI > 200.*

Indeks EPA AQI dla pojedynczego zanieczyszczenia wylicza się następująco [16]:

$$AQI = \frac{I_{Hi} - I_{Lo}}{BP_{Hi} - BP_{Lo}}(C_p - BP_{Lo}) + I_{Lo}$$

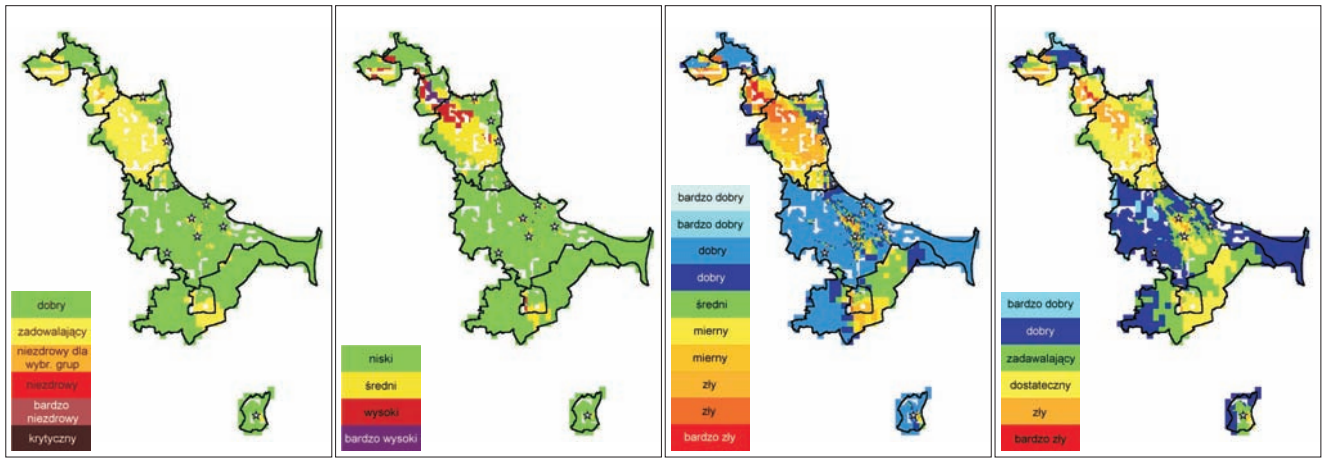
gdzie:
C – stężenie zanieczyszczenia;
BPHi – górna granica przedziału, w którym lokuje się wartość stężenia C;
BPLo – dolna granica przedziału, w którym lokuje się wartość stężenia C;
IHi – wartość AQI odpowiadająca BPHi;
ILo – wartość AQI odpowiadająca BPLo;

Stan jakości powietrza (indeks ogólny) charakteryzuje ten spośród cząstkowych AQI poszczególnych zanieczyszczeń, który przyjął najwyższą wartość.

Ocena jakości powietrza z użyciem różnych formuł indeksu
Wybór rodzaju indeksu może w istotny sposób wpływać na ostateczną ocenę stanu zanieczyszczenia powietrza.

Na Rysunku 1 pokazano różnice oceny jakości powietrza w obrębie Trójmiasta w dn. 21.03.2005 (źródło: opracowanie Spółki „Ekometria" wykonane na zlecenie Fundacji ARMAAG), z użyciem indeksu amerykańskiego, brytyjskiego, francuskiego i niemieckiego wg RIU. Mapy indeksów wykonano dla wyników rozkładu stężenia zanieczyszczeń uzyskanych w modelu CALMET/CALPUFF, z użyciem danych z inwentaryzacji emisji w Aglomeracji Gdańskiej i prognoz meteorologicznych ICMM Uniwersytetu Warszawskiego [17].

Widać, że oceny jakości powietrza uzyskane z użyciem dwóch pierwszych formuł, a zwłaszcza indeksu AQI wg U.S. EPA są znacznie łagodniejsze, niż w przypadku indeksu francuskiego i niemieckiego. Prawidłowość tę można wytłumaczyć następująco: indeks amerykański był konstruowany w oparciu o łagodniejsze standardy imisyjne i wysokie stężenia SHL. Indeks brytyjski był pierwszym indeksem, który powstał w Europie, kiedy nie obowiązywały jeszcze wspólne wytyczne w zakresie norm imisyjnych i siłą rzeczy nawiązywał klasyfikacją do amerykańskiego pierwowzoru. Francuski ATMO, a zwłaszcza niemiecki AQI wg RIU, powstały później na bazie doświadczeń z indeksem amerykańskim, kiedy znane były już propozycje standardów unijnych.



a) indeks amerykański b) indeks brytyjski c) indeks francuski d) indeks niemiecki wg RIU

Rys. 1. Przestrzenny indeks jakości powietrza dla Trójmiasta i Tczewa w dn. 21.03.2005 (oprac.: „Ekometria" Sp. z o.o.)

Indeks jakości powietrza a wskaźniki ryzyka zdrowotnego

Niekorzystne oddziaływanie na organizm człowieka głównych zanieczyszczeń powietrza przy krótkoterminowej ekspozycji objawia się różnymi dolegliwościami układu oddechowego i krążenia. Literatura przedmiotu zawiera liczne opisy przypadków niewydolności oddechowo-krążeniowej, ataków astmy, bronchitu, jak również zgonów z ww. przyczyn.

Określenie istotnych związków przyczynowo-skutkowych w przypadku zanieczyszczeń powietrza jest nader skomplikowane z uwagi na względnie niskie poziomy stężeń imisyjnych, zróżnicowaną wrażliwość osobniczą, efekt adaptacji oraz inne oddziaływania środowiskowe. Określenie związków przyczynowo-skutkowych realizowane jest dwojako – poprzez uzgodnienie toksykologicznych stężeń progowych, poniżej których nie obserwuje się niekorzystnych skutków zdrowotnych (tradycyjna podstawa ustalania standardów imisyjnych) lub przy użyciu funkcji prawdopodobieństwa wystąpienia określonych skutków zdrowotnych, przy założeniu, że nie istnieją bezpieczne dla zdrowia poziomy progowe. Badania WHO prowadzone w minionej dekadzie przemawiają za ostatnim podejściem. Stwierdzono, że w przypadku pyłu PM10 i PM2,5, jak również w przypadku O_3 nie istnieją poziomy, poniżej których nie obserwuje się negatywnych zdrowotnych skutków ekspozycji; z dużym prawdopodobieństwem dotyczy to również SO_2 i NO_2 [18, 19]. Zgodnie z obecnym stanem wiedzy, spośród głównych zanieczyszczeń atmosfery, jedynie w przypadku CO można mówić o istnieniu progowego poziomu stężenia w tradycyjnym toksykologicznym sensie.

Ciekawą propozycję, opartą na publikacjach WHO i dobrze udokumentowanych badaniach w 26 europejskich miastach, obejmujących ponad 30 mln osób, przedstawił Cairncross [20-21]. Konstruując indeks API na potrzeby systemu prognozy zanieczyszczenia atmosfery w Cape Town (RPA) wykorzystał on dobowe wskaźniki względnego ryzyka umieralności związanej ze stałym wzrostem stężenia (o 10 μg/m^3) głównych zanieczyszczeń atmosfery. Wybór zanieczyszczeń i czasów uśredniania stężeń, uwzględnianych w indeksie, był podyktowany dostępnością wskaźników względnego ryzyka umieralności. Wybór ogólnego wskaźnika umieralności jako kryterium ryzyka zdrowotnego wynikał z faktu, że spośród danych publikowanych przez WHO, zawierających wskaźniki umieralności (ogólny, na skutek niewydolności układu krążenia, na skutek niewydolności układu oddechowego) oraz wskaźniki zachorowalności (przypadki hospitalizacji związane z chorobami układu oddechowego i astmy oraz niezależnie - ze schorzeniami kardiologicznymi w populacji zróżnicowanej wiekowo) był to jedyny wskaźnik dostępny dla wszystkich zanieczyszczeń, uwzględnianych w indeksach jakości powietrza.

Niżej omówiono zmodyfikowaną wersję indeksu API zaproponowanego przez Cairncrossa, w której założono, że priorytetowym zanieczyszczeniem jest pył zawieszony PM10.

Dobowe wskaźniki WHO względnego ryzyka umieralności RR wskutek wzrostu stężenia zanieczyszczeń o 10 μg/m3 zestawiono w Tabeli 7 [18]. Wskaźnik dla CO zaczerpnięto z prac Schwartza [22].

Tabela 7. Względne ryzyko umieralności RR wg WHO przypadające na przyrost stężenia zanieczyszczeń 10 µg/m³ (dla CO – 10 mg/m³)

Zgony/100 tys.	PM10 śr. 24h	PM2,5 śr. 24h	SO2 śr. 24h	O3 maks. 8h	O3 maks. 1h	NO2 maks. 1h	CO maks. 8h
	RR (dolna - górna granica 95% przedziału ufności)						
1013	1,0074 (1,0062-1,0086)	1,015 (1,011-1,019)	1,004 (1,003-1,0048)	1,0051 (1,00023-1,0078)	1,0046 (1,0028-1,0066)	1,003 (1,0018-1,0034)	1,04 (b.d.)

Indeks zmodyfikowany API jest wyliczany dla średniodobowego stężenia PM10 lub PM2,5, dla średniodobowego stężenia SO_2, dla maksimum dobowego z 8h stężeń O_3 (średnia krocząca) lub dla maksimum dobowego z 1h stężeń O_3, dla maksimum dobowego z 1h stężeń NO_2 oraz dla maksimum dobowego z 8h stężeń CO (średnia krocząca). Za Cairncrossem założono stałość wskaźników ryzyka w całym zakresie zmienności stężenia. Przyjęto, że łączne ryzyko ekspozycji na ww. 5 zanieczyszczeń jest sumą ryzyka powodowanego przez każde z tych zanieczyszczeń niezależnie, zgodnie z równaniem:

$$(RR-1)_{og.} = \sum_i [(RR_i - 1)]$$

gdzie i = 1, 2 do 5 i oznacza numer kolejny zanieczyszczenia.

Tak więc, indeks ogólny API jest sumą pięciu indeksów cząstkowych PSI:

$$API = \sum_i PSI_i = \sum_i a_i \cdot C_i$$

gdzie:
ai – współczynnik proporcjonalności dla i-tego zanieczyszczenia, zależny od klasy stężenia;
Ci – stężenie i-tego zanieczyszczenia.

Podobnie jak w przypadku indeksu Cairncrossa, przyjęto 11 klas jakości powietrza, począwszy od klasy „0", przypisując każdej klasie poziom względnego ryzyka wzrostu umieralności wskutek wzrostu stężenia każdego spośród ww. zanieczyszczeń o wartość proporcjonalną do 10 μg/m3. Indeks „0" przypisano zerowemu stężeniu PM10 i pozostałych zanieczyszczeń oraz jednostkowemu poziomowi ryzyka względnego RR = 1. Indeks „1" przypisano niezerowym wartościom stężenia (20 μg/m3 dla PM10, 9,9 μg/m3 dla PM2,5, 37 μg/m3 dla SO_2 itd.) i poziomowi RR = 1,0148 (Tabela 9). Indeks „2" przypisano poziomowi RR = 1,0296 itd., co ΔRR = 0,0148. Indeks „10+" przypisano poziomowi RR > 1,148. Należy zaznaczyć, że wartości RR w pierwszej kolumnie Tabeli 9, jak i stężenia zanieczyszczeń przypisane kolejnym klasom, to wartości średnie, reprezentujące przedział zmienności. Wyjątek stanowi klasa oznaczona jako „10+", która ma charakter otwarty, tzn. zawiera poziomy stężeń przyporządkowane PSIi > 9 i wartościom RR wyższym niż dla klasy „9". Dzięki takiemu zabiegowi możliwa jest analiza przypadków o ekstremalnie wysokim API, co było niemożliwe w wersji zaproponowanej przez Cairncrossa. W celu przypisania każdemu przedziałowi RR odpowiedniej liczby reprezentującej klasę jakości powietrza przyjęto, że priorytetowym zanieczyszczeniem jest pył PM10 (w indeksie Cairncrossa – O_3). Zatem klasy jakości powietrza i przypisane do tych klas kryterialne poziomy ryzyka względnego RR ustalano względem stężenia PM10. Liczby kryterialne pozostałych zanieczyszczeń wyliczono proporcjonalnie do indywidualnych poziomów względnego ryzyka. Normatywne średniodobowe stężenie PM10=50 μg/m3 przypisano do klasy 3, jako dolną granicę tej klasy. Liczby kryterialne pozostałych klas dla PM10 zostały wyliczone proporcjonalnie. Wartość współczynnika ai = 0,05 dla PM10 wyliczono przyjmując PSIi = 3 dla Ci = 60 μg/m3.

$$PSI_i = a_i \cdot C_i \Rightarrow a_i = \frac{PSI_i}{C_i}$$

Wartości pozostałych współczynników ai wyliczono proporcjonalnie (Tabela 8).

Tabela 8. Współczynniki proporcjonalności ai wykorzystywane do określania PSIi

a_i (bezw.)						
PM10	PM2,5	SO_2	8h O_3	1h O_3	NO_2	CO
0,05	0,10135	0,02703	0,03446	0,03108	0,02027	0,27027

Tabela 9. Poziomy RR względnego ryzyka umieralności i liczby kryterialne stężenia zanieczyszczeń przypisane do kolejnych klas PSI

Wskaźnik RR (bezw)	Klasa PSI	PM10	PM2,5	SO_2	O_3	O_3	NO_2	CO
		24h ($\mu g/m^3$)	24h ($\mu g/m^3$)	24h ($\mu g/m^3$)	8h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	1h ($\mu g/m^3$)	8h ($\mu g/m^3$)
1	0	0	0	0	0	0	0	0
1,0148	1	20	9,9	37,0	29,0	32,2	49,3	3,7
1,0296	2	40	19,7	74,0	58,0	64,3	98,7	7,4
1,0444	3	60	29,6	111,0	87,1	96,5	148,0	11,1
1,0592	4	80	39,5	148,0	116,1	128,7	197,3	14,8
1,0740	5	100	49,3	185,0	145,1	160,9	246,7	18,5
1,0888	6	120	59,2	222,0	174,1	193,0	296,0	22,2
1,1036	7	140	69,1	259,0	203,1	225,2	345,3	25,9
1,1184	8	160	78,9	296,0	232,2	257,4	394,7	29,6
1,1332	9	180	88,8	333,0	261,2	289,6	444,0	33,3
>1,1480	10+	>200	>98,7	>370,0	>290,2	>321,7	>493,3	>37,0

Wyniki testu obliczeniowego z użyciem indeksu wykorzystującego wskaźniki WHO

Do testowania indeksu API wykorzystano 1h wyniki pomiarów stężenia zanieczyszczeń z 2006 r. ze stacji monitoringu powietrza zlokalizowanej w Dąbrowie Górniczej (reprezentatywna dla warunków tła miejskiego). Wyniki pomiarów zostały udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska (WIOŚ) w Katowicach. W stacji nie prowadzi się pomiarów stężenia PM2,5. Do celów analitycznych wygenerowano serie stężenia PM2,5, przyjmując udział tej frakcji pyłu w stężeniu PM10 w wysokości 67%. Udział PM2,5 w PM10 przyjęto na podstawie wyników prac statutowych prowadzonych w IPIŚ PAN (Instytut w Zabrzu.

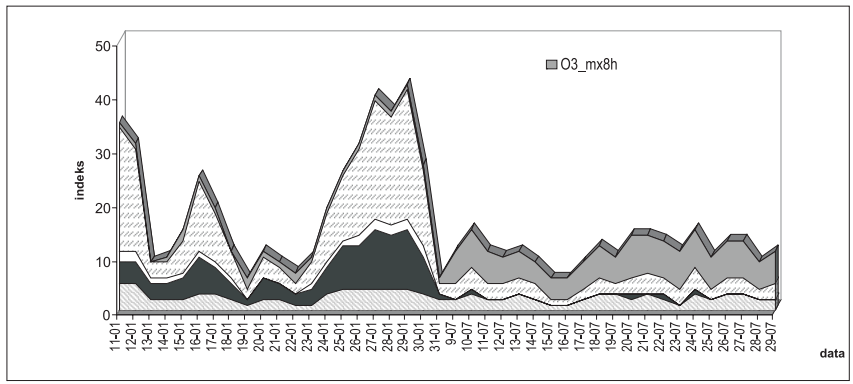
W Tabeli 10 zestawiono indeksy cząstkowe PSI dla poszczególnych zanieczyszczeń, a w Tabeli 11 – indeks ogólny API, raz wyliczony z uwzględnieniem PM10 i 8h stężenia O_3, drugi raz - z uwzględnieniem PM2,5 i 1h stężenia O_3.

Tabela 10. Indeks cząstkowy PSI dla danych o stężeniu zanieczyszczeń w Dąbrowie Górniczej z 2006 r.

Klasa	Liczba dni	PM10			PM2,5			SO_2		
PSI	Udział %	lato	zima	2006	lato	zima	2006	lato	zima	2006
0 (1)	liczba dni „0"	2	1	3	0	0	0	169	51	220
	% „0"	1,1	0,5	0,8	0,0	0,0	0,0	92,3	28,0	60,3
1 (1,0148)	liczba dni „1"	74	48	122	38	27	65	14	105	119
	% „1"	40,4	26,4	33,4	20,8	14,8	17,8	7,7	57,7	32,6
2 (1,0296)	liczba dni „2"	82	61	143	73	43	116	0	8	8
	% „2"	44,8	33,5	39,2	39,9	23,6	31,8	0,0	4,4	2,2
3 (1,0444)	liczba dni „3"	24	39	63	50	42	92	0	8	8
	% „3"	13,1	21,4	17,3	27,3	23,1	25,2	0,0	4,4	2,2
4 (1,0592)	liczba dni „4"	1	14	15	18	34	52	0	2	2
	% „4"	0,5	7,7	4,1	9,8	18,7	14,2	0,0	1,1	0,5
5 (1,0740)	liczba dni „5"	0	5	5	3	12	15	0	2	2
	% „5"	0,0	2,7	1,4	1,6	6,6	4,1	0,0	1,1	0,5
6 (1,0888)	liczba dni „6"	0	1	1	1	10	11	0	3	3
	% „6"	0,0	0,5	0,3	0,5	5,5	3,0	0,0	1,6	0,8
7 (1,1036)	liczba dni „7"	0	2	2	0	0	0	0	1	1
	% „7"	0,0	1,1	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3
8 (1,1184)	liczba dni „8"	0	0	0	0	1	1	0	2	2
	% „8"	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	1,1	0,5
9 (1,1332)	liczba dni „9"	0	2	2	0	2	2	0	0	0
	% „9"	0,0	1,1	0,5	0,0	1,1	0,5	0,0	0,0	0,0
10+ (>1,1480)	liczba dni „10+"	0	9	9	0	11	11	0	0	0
	% „10+"	0,0	4,9	2,5	0,0	6,0	3,0	0,0	0,0	0,0
Klasa	Liczba dni	8h O_3			NO_2			CO		
PSI	Udział %	lato	zima	2006	lato	zima	2006	lato	zima	2006
0 (1)	liczba dni „0"	0	21	21	9	6	15	167	136	303
	% „0"	0,0	11,5	5,8	5,0	3,7	4,4	100,0	75,1	87,1
1 (1,0148)	liczba dni „1"	1	82	83	117	86	203	0	41	41
	% „1"	0,5	45,1	22,7	65,0	53,4	59,5	0,0	22,7	11,8
2 (1,0296)	liczba dni „2"	34	56	90	52	61	113	0	4	4
	% „2"	18,6	30,8	24,7	28,9	37,9	33,1	0,0	2,2	1,1
3 (1,0444)	liczba dni „3"	89	19	108	2	6	8	0	0	0
	% „3"	48,6	10,4	29,6	1,1	3,7	2,3	0,0	0,0	0,0
4 (1,0592)	liczba dni „4"	38	4	42	0	2	2	0	0	0
	% „4"	20,8	2,2	11,5	0,0	1,2	0,6	0,0	0,0	0,0
5 (1,0740)	liczba dni „5"	20	0	20	0	0	0	0	0	0
	% „5"	10,9	0,0	5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6 (1,0888)	liczba dni „6"	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	% „6"	0,5	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7 (1,1036)	liczba dni „7"	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	% „7"	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8 (1,1184)	liczba dni „8"	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	% „8"	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9 (1,1332)	liczba dni „9"	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	% „9"	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
10+ (>1,1480)	liczba dni „10+"	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	% „10+"	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabela 11. Indeks ogólny API dla danych o stężeniu zanieczyszczeń w Dąbrowie Górniczej z 2006 r.

Klasa API	Liczba dni Udział %	API z PM10 i 8h O_3			API z PM2,5 i 1h O_3		
		lato	zima	2006	lato	zima	2006
0 (1)	liczba dni „0"	0	0	0	0	0	0
	% „0"	0,0	0,0	0,0	0.0	0.0	0.0
1 (1,0148)	liczba dni „1"	0	0	0	0	0	0
	% „1"	0,0	0,0	0,0	0.0	0.0	0.0
2 (1,0296)	liczba dni „2"	1	4	5	0	2	2
	% „2"	0,6	2,5	1,5	0.0	1.3	0.6
3 (1,0444)	liczba dni „3"	0	6	6	1	4	5
	% „3"	0,0	3,8	1,9	0.6	2.5	1.5
4 (1,0592)	liczba dni „4"	19	20	39	14	12	26
	% „4"	11,6	12,5	12,0	8.5	7.5	8.0
5 (1,0740)	liczba dni „5"	34	29	63	20	27	47
	% „5"	20,7	18,1	19,4	12.2	16.9	14.5
6 (1,0888)	liczba dni „6"	37	22	59	39	17	56
	% „6"	22,6	13,8	18,2	23.8	10.6	17.3
7 (1,1036)	liczba dni „7"	22	26	48	27	19	46
	% „7"	13,4	16,3	14,8	16.5	11.9	14.2
8 (1,1184)	liczba dni „8"	32	24	56	18	24	42
	% „8"	19,5	15,0	17,3	11.0	15.0	13.0
9 (1,1332)	liczba dni „9"	11	8	19	24	18	42
	% „9"	6,7	5,0	5,9	14.6	11.3	13.0
10+ (>1,1480)	liczba dni „10+"	8	21	29	21	37	58
	% „10+"	4,9	13,1	9,0	12.8	23.1	17.9



Rys. 2. Indeks ogólny API z zaznaczeniem udziału PSI dla poszczególnych zanieczyszczeń. Dąbrowa Górnicza, 11-31.01.2006 (smog) oraz 9-29.07.2006.

Na Rysunku 2, na przykładzie dwóch 3 tygodniowych serii pomiarów stężenia wykonanych w 2006 r. w styczniu (smog) i w lipcu, pokazano udział poszczególnych zanieczyszczeń (przypisanych im indeksów cząstkowych PSI) w uogólnionym indeksie API.

Porównując wyniki zestawione w obu tabelach, widać istotną różnicę pomiędzy klasyfikacją pojedynczej wartości stężenia, a klasyfikacją ogólnego stanu zanieczyszczenia powietrza, wyliczanego jako suma ważona stężenia pięciu zanieczyszczeń. O ile w przypadku PSI jedynie dla PM10, PM2,5 i SO_2 odnotowano kilka dni w roku zaliczonych do klasy 7, 8, 9 i 10+, to w przypadku API było to już ok. 50%. Względnie wysoki udział dni zaklasyfikowanych jako 10+ jest efektem smogu zimowego na początku 2006 r. Biorąc pod uwagę, że takie warunki obserwuje się coraz rzadziej, należy się spodziewać raczej bardziej wyrównanego rozkładu API w klasach od 7 do 10+.

Niewątpliwie pył (zwłaszcza PM2,5) jest odpowiedzialny za wysokie wartości API w sezonie zimowym, a O_3 (zwłaszcza 1h maksimum dobowe) – za podwyższone API w sezonie letnim. Udział pozostałych zanieczyszczeń można określić na przykładzie Rysunku 2. Warto odnotować znikomy wpływ CO na poziom API. Kontrolne obliczenia wykonane dla przypadku stacji komunikacyjnej w Częstochowie [23] również wykazały marginalne znaczenie CO. Tak więc wydaje się, że wykluczenie CO z formuły indeksu API nie spowoduje istotnych zmian wartości API, a może podnieść odsetek dni, dla których możliwe jest wyliczanie indeksu ogólnego z uwagi na wymaganą 100% kompletność pozostałych indeksów cząstkowych. Potrzeba porównywania indeksów w stacjach tła i stacjach komunikacyjnych, gdzie zwykle nie mierzy się stężenia O_3, wymaga formułowania indeksu API również w wersji bez uwzględnienia O_3.

Wyniki zestawione w Tabeli 11 pokazują, że pomimo przyjęcia możliwie najłagodniejszych kryteriów klasyfikacji PM10 (i PM2,5), w analizowanym ciągu danych nie odnotowano ani jednego przypadku stwarzającego minimalne ryzyko (<3%) wzrostu liczby zgonów na skutek wzrostu stężenia zanieczyszczeń powietrza. Z uwagi na brak dostępnych w systemie on-line danych o stężeniu PM2,5, zanieczyszczenie to winno być traktowane jako dodatkowe. Podobny status należy przypisać 1h maksimum dobowemu O_3.

Podsumowanie

W pracy przedstawiono ogólne zasady klasyfikacji stanu zanieczyszczenia atmosfery za pomocą wskaźnika nazywanego indeksem jakości powietrza (AQI). Szczegółowo omówiono koncepcje indeksowania jakości powietrza w oparciu o tradycyjne formuły, nawiązujące do standardów imisyjnych, na przykładzie kilku wybranych formuł. W Polsce, poza WIOŚ w Gdańsku, Katowicach i w Warszawie, nie wykorzystuje się indeksów do wizualizacji wyników pomiarów lub wyników modelowania stężenia zanieczyszczeń. Doświadczenia IPIŚ PAN [24] oraz Fundacji ARMAAG [17] pokazują, że stosowanie różnych formuł indeksu daje bardzo rozbieżne wyniki oceny. Wykorzystanie propozycji projektu CITEAIR (indeks CAQI) może stanowić problem dla wielu polskich miast, zwłaszcza na Śląsku, z uwagi na podwyższone stężenie PM10 i konieczność stosowania maksimum dobowego do wyliczania indeksu dla PM10. W pracy przedstawiono alternatywną propozycję indeksu API, wykorzystującą wskaźniki WHO względnego ryzyka wzrostu umieralności na skutek wzrostu stężenia zanieczyszczeń. Addytywna formuła API ujmuje sumujące się oddziaływania współwystępujących zanieczyszczeń, co było dotąd niemożliwe. Jakkolwiek wydaje się, że indeks API stanowi lepsze rozwiązanie niż podejście tradycyjne, to wciąż jest to uproszczony opis skumulowanego oddziaływania, który nie uwzględnia np. efektu synergii.

Uproszczeniem w formule indeksu API jest założenie o jednakowym oddziaływaniu jednostkowego wzrostu stężenia (o 10 μg/m3) w całym zakresie zmienności stężenia. Pomimo tych wszystkich zastrzeżeń wydaje się, że rozwój koncepcji indeksowania jakości powietrza powinien przebiegać w kierunku formuł, uwzględniających bezpośrednie oddziaływanie na zdrowie człowieka, na podstawie odpowiednio ukierunkowanych badań epidemiologicznych, jak dzieje się to na przykład w Kanadzie [25, 26].

LITERATURA

[1] Shenfeld L.: Note on Ontario's Air Pollution Index and Alert System. Journal of the Air Pollution Control Association, 1970, Vol. 20, s. 612-622.
[2] Babcock L. R.: A Combined Pollution Index Measurement of Total Air Pollution. Journal of the Air Pollution Control Association, 1970, Vol. 20, s. 653-659.
[3] Ott W. R., Thom G. C.: A Critical Review of Air Pollution Index Systems in the United States and Canada. Journal of the Air Pollution Control Association, 1976, Vol. 26, No. 5, s. 460-470.
[4] Ott W. R., Hunt W. F.: A Quantitative Evaluation of the Pollutant Standards Index. Journal of the Air Pollution Control Association, 1976, Vol. 26, s. 1051-1054.
[5] Hewings J.: Air Quality Indices: A Review. A report prepared for Environment Canada by Pollution Probe, October 2001.
[6] LfU Baden-Württemberg: Luftqualitatsindex fur langfristige Wirkungen (LAQx). LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2004.
[7] van den Elshout S., Leger K.: Comparing Urban Air Quality Across Borders. A review of existing air quality indices and the proposal of a common alternative. CITEAIR Component 3. Draft final version, November-2006.
[8] R. Beaumont i in.: Social awareness of air quality information. The Science of the Total Environment, 1999, Vol. 235, s. 319-329.
[9] Stuckey H.T., Sattler M.L.: Air quality In the 21st century: community outreach in North Central Texas. Environment International, 2003, Vol. 29, s. 341-346.
[10] Lindley S.J., Crabbe H.: What lies beneath? – issues in the representation of air quality management data for public consumption. The Science of the Total Environment, 2004, Vol. 334-335, s. 307-325.
[11] Lim L.L. i in.: Integrated decision support system for urban air quality assessment. Environmental Modelling and Software, 2005, vol. 20, s. 947-954.
[12] Pyta H., Szymańska K.: Indeks jakości powietrza. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów 5/2007, s. 121-129.
[13] Murena F.: Measuring air quality over large urban areas: development and application of an air pollution index at the urban area of Naples. Atmospheric Environment, 2004, Vol. 38, s. 6195-6202.
[14] Kassomenos P. i in.: Air-quality indicators for uniform indexing of atmospheric pollution over large metropolitan areas. Atmospheric Environment, 1999, Vol. 33, s. 1861-1879.

[15] Sharma M. i in.: Design of a website for dissemination of air quality index in India. Environmental Modeling & Software, 2003, Vol. 18, s. 405-411.
[16] US EPA: Guidance for reporting of daily air quality – Air Quality Index (AQI). Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC 27711, July 1999.
[17] Trapp W. i in.: Opracowanie przestrzennego indeksu jakości powietrza w aglomeracji trójmiejskiej i w mieście Tczewie. BSiPP „Ekometria" Sp. z o.o., Gdańsk, wrzesień 2005 r. (niepublikowane).
[18] World Health Organization Europe: Health impact assessment of air pollution in 26 European cities: air pollution and health - an European information system. Second-year report 2000-2001, APHEIS 2001.
[19] World Health Organization Europe: Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. WHO, Geneva 2006.
[20] Cairncross E. K., John J., Zunckel M.: Methodology for developing an air pollution index (API) for South Africa. Proceedings of World Congress on Environmental Health, Durban, South Africa, February 22-27, 2004.
[21] Cairncross E. K., John J.: Communicating air pollution exposure: A novel air pollution index system based on the relative risk of mortality associated with exposure to the common urban air pollutant. Proceedings of IUAPPA 13th Annual World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exibition, London, UK, August 22-27, 2004.
[22] Schwartz J.: Is carbon monoxide a risk factor for hospital admission for heart failure? American Journal of Public Health 85 (10), 1995, 1343-1345.
[23] Pyta H. Indeks zanieczyszczenia powietrza aerozolem pyłowym i jego gazowymi prekursorami. Sprawozdanie z pracy statutowej Zespołu NP-I za 2007 r. Zał. 6, IPIŚ PAN, Zabrze, styczeń 2008 (niepublikowane).
[24] Pyta H. Indeks zanieczyszczenia powietrza aerozolem pyłowym i jego gazowymi prekursorami. Sprawozdanie z pracy statutowej Zespołu NP-I za 2006 r. Zał. 6, IPIŚ PAN, Zabrze, styczeń 2007 (niepublikowane).
[25] Stieb D.M. i in.: Mortality and Cardiorespiratory Hospital Admissions in 11 Canadian Cities, 1998-2000: Application to a Reformulated Air Quality Index. Draft, June 13, 2003.
[26] Judek S., Jessiman B., Stieb D.M., Vet B.: Estimated Number of Excess Deaths in Canada due to Air Pollution. Application to a Reformulated Air Quality Index. Draft, August 30, 2004.

Prof. dr hab. inż Waldemar Wardencki
Politechnika Gdańska
Wydział Chemiczny
Gdańsk-Wrzeszcz

Gdańsk, 15.05.2008 r.

Recenzja pracy pt.:

Zastosowanie techniki dozymetrii pasywnej w monitorowaniu poziomu stężeń analitów z grupy BTXE w powietrzu atmosferycznym na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa

Autorzy: M. Urbanowicz, B. Zabiegała, K. Szymańska, J. Namieśnik

Celem niniejszej pracy było:
1. uzyskanie potwierdzenia, że technika dozymetrii pasywnej może być użytecznym narzędziem w monitorowaniu poziomu stężeń związków z grupy BTEX w powietrzu atmosferycznym,
2. przeprowadzenie 12 serii pomiarowych z wykorzystaniem techniki dozymetrii pasywnej z późniejszą analizą chromatograficzną w ocenie stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego na terenie Aglomeracji Trójmiejskiej i Tczewa,
3. porównanie dwóch typów dozymetrów pasywnych (jednego dyfuzyjnego i dwóch permeacyjnych).

W wyniku przeprowadzonych badań, których wyniki Autorzy przedstawili w czytelny i kompetentny sposób, uzyskali potwierdzenie celowości zastosowania dozymetrii pasywnej w ocenie stopnia narażenia zdrowia ludzi poprzez wyznaczenie średnich ważonych stężeń analitów z grupy BTEX, parametru, który lepiej odzwierciedla długoterminowe oddziaływanie zanieczyszczeń niż średnie stężenie krótkookresowe, wyznaczane technikami tradycyjnymi. Z kolei przeprowadzone serie pomiarowe pozwoliły na otrzymanie dokładnego rozkładu poziomu tych istotnych zanieczyszczeń, czyli analitów z grupy BTEX. Uzyskane wyniki umożliwiają analizowanie trendów w zawartości zanieczyszczeń i identyfikację miejsc, w których zostały przekroczone wartości stężeń dopuszczalnych, zgodnie z obowiązującymi przepisami prawnymi.

Przed opublikowaniem pracy proponuję wprowadzić drobne poprawki, a mianowicie:
1. ujednolicić znak dziesiętny, w obecnej formie naprzemienne stosuje się kropkę i przecinek,
2. ujednolicić sposób podawania cytowanej literatury, niektóre pozycje podane są w formie skrótów, inne - z pełnymi tytułami,
3. tekst wymaga też poprawek redakcyjnych, które zaznaczono w tekście pracy.

Wniosek końcowy:

Recenzowana praca spełnia w pełni warunki stawiane publikacjom naukowym. Może być opublikowana po wprowadzeniu sugerowanych poprawek. Jej odbiorcami będzie szerokie grono osób, zajmujących się ochroną środowiska.

Prof. dr hab. inż Waldemar Wardencki
Politechnika Gdańska
Wydział Chemiczny
Gdańsk-Wrzeszcz

Gdańsk, 15.05.2008 r.

Recenzja pracy pt.:
Metody indeksowania jakości powietrza
Autorzy: Halina Pyta, Krystyna Szymańska

Recenzowana pracy dotyczy zasad klasyfikacji stanu zanieczyszczeń atmosfery za pomocą wskaźnika nazywanego indeksem jakości powietrza i określanego skrótem AQI. Celem pracy jest zarówno popularyzacja tego sposobu określania stopnia zanieczyszczenia powietrza, jak i próba ujednolicenia systemu, gdyż stosowanie różnych formuł indeksu daje rozbieżne wyniki oceny. W tym celu Autorki przedstawiły w sposób kompetentny ewolucję kategoryzacji oraz alternatywną propozycję indeksu API, który wykorzystuje wskaźnik Światowej Organizacji Zdrowia (WHO), uwzględniający ryzyko wzrostu umieralności wskutek wzrostu stężenia zanieczyszczeń.

Praca jest napisana dobrym językiem, w sposób przejrzysty, dobrze udokumentowana w oparciu o 26 aktualnych i adekwatnych do tematyki pozycji literaturowych. Jej zaletą jest krytyczne podejście do różnych form indeksu jakości powietrza. Merytorycznie oceniam opracowanie bardzo wysoko. Przed ostateczną formą publikacji proponuję uwzględnić następujące zmiany:

1. s. 3, termin „respirabilny" (zastosowany zresztą przez Autorki na s. 8) bardziej się przyjął niż „inhalabilny",
2. wyjaśnić skróty TSP i TRS,
3. s. 11, przy cytowaniu prac wieloautorskich zaleca się w tekście dodać „ze współpr.", np. „Cairncross ze współpr.",
4. w spisie cytowanej literaturze należy podać wszystkich autorów a nie „i in.".
   Inne drobne uwagi redakcyjne zaznaczone w tekście.

Wniosek końcowy:

Przedstawiony materiał przedstawia wartościowy, usystematyzowany, klarownie przedstawiony materiał aktualnego zagadnienia, jakim jest wizualizacja stopnia zanieczyszczenia powietrza. Praca spełnia wszelkie warunki stawiane publikacjom naukowym. Jej odbiorcami będzie szerokie grono osób, zajmujących się ochroną środowiska.

SPIS TABEL

Tabela 1. Średni procent ważnych danych w sieci ARMAAG
Tabela 2. Ilość danych dla sezonu letniego 2007 w zwalidowanej serii rocznej
Tabela 3. Ilość danych dla sezonu grzewczego 2007 w zwalidowanej serii rocznej
Tabela 4. Kompletność serii pomiarowych ditlenku siarki w roku 2007
Tabela 5. Stężenia ditlenku siarki średniookresowe i średnioroczne[$\mu g/m^3$]
Tabela 6. Maksymalne stężenia ditlenku siarki średniodobowe[$\mu g/m^3$]
Tabela 7. Maksymalne stężenia dwutlenku siarki 1-godzinne[$\mu g/m^3$]
Tabela 8. Kompletność serii pomiarowych tlenków azotu w roku 2007
Tabela 9. Stężenia ditlenku azotu średniookresowe i średnioroczne [$\mu g/m^3$]
Tabela 10. Maksymalne stężenia ditlenku azotu 1-godzinne [$\mu g/m^3$]
Tabela 11. Stężenia tlenków azotu średnioroczne [$\mu g/m^3$]
Tabela 12. Kompletność serii pomiarowych pyłu PM10 w roku 2007
Tabela 13. Stężenia pyłu PM10 średniookresowe i średnioroczne
Tabela 14. Maksymalne stężenia pyłu PM10 średniodobowe
Tabela 15. Kompletność serii pomiarowych monotlenku węgla w roku 2007
Tabela16. Maksymalne stężenia monotlenku węgla 8-godzinne kroczące
Tabela 17. Kompletność serii pomiarowych ozonu w roku 2007
Tabela18. Maksymalne wartości stężeń ozonu 8-godzinnych w roku 2007
Tabela 19. Maksymalne wartości stężeń ozonu 1h w roku 2007
Tabela 20. Kompletność serii pomiarowych zanieczyszczeń specyficznych w roku 2007
Tabela 21. Stężenia węglowodorów aromatycznych (BTX i etylobenzen)
Tabela 22. Średnioroczne i maksymalne stężenia amoniaku i di tlenku węgla w 2007 roku
Tabela 23. Sprawność czujników meteorologicznych w [%] na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Tabela 24. Średnie wartości niektórych parametrów meteorologicznych w sezonie grzewczym i letnim
Tabela 25. Wartości ekstremalne średniodobowe wybranych parametrów meteorologicznych w sezonie grzewczym i letnim
Tabela 26. Średnie miesięczne i roczne temperatury w [^{0}C] powietrza na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Tabela 27. Maksymalne i minimalne terminowe temperatury powietrza na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Tabela 28. Minimalne terminowe wartości wilgotności względnej na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Tabela 29. Maksymalne i minimalne wartości ciśnienia atmosferycznego w [hPa] na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Tabela 30. Maksymalne terminowe prędkości wiatrów na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Tabela 31. Ocena jakości powietrza na podstawie wartości stężeń średniorocznych w 2007 roku
Tabela 32. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10 (Gdańsk)
Tabela 33. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10 (Gdynia)

Tabela 34. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10 (Sopot)
Tabela 35. Wartości percentyli z rocznych serii pomiarowych 24h wyników PM10 (Tczew)
Tabela 36. Średnioroczne stężenia wybranych zanieczyszczeń na poszczególnych stacjach monitoringu w Polsce
Tabela 37. Porównanie stężeń średniorocznych i maksymalnych średniodobowych
Tabela 38. Porównanie stężeń chwilowych

SPIS RYCIN

Ryc. 1. Rozmieszczenie stacji ARMAAG
Ryc. 2. Struktura systemu ENVIRO
Ryc. 3. Bieżące pomiary. Widok startowy na stacji CAS
Ryc. 4. Edytor konfiguracji systemu
Ryc. 5. Komponent do nadzoru bieżących kalibracji.
Ryc. 6. Wirtualny interfejs graficznego imitujący panel analizatora
Ryc. 7. Referencyjnypobornik pyłu VHS na stacji AM9
Ryc. 8. Zestaw do mobilnego pomiaru zanieczyszczeń komunikacyjnych
Ryc. 9. Imisja dwutlenku azotu na węźle Okopowa - Podwale Przedmiejskie – Wały Jagiellońskie - Armii Krajowej maj 2007 godz. 06:00-09:00
Ryc. 10. Imisja dwutlenku azotu na węźle Okopowa - Podwale Przedmiejskie – Wały Jagiellońskie - Armii Krajowej październik 2007 godz. 06:00-09:00
Ryc. 11. Widok zakładki raporty miesięczne
Ryc. 12. Widok zakładki analiza danych meteorologicznych
Ryc. 13. Widok zakładki analiza danych meteorologicznych
Ryc. 14. Panel bieżącej (co 1 godzinę) informacji o jakości powietrza indeks ATMOLUDEK
Ryc. 15. Zdjęcia z warsztatów CITEAIR W Gdańsku
Ryc. 16. Program warsztatów w Gdańsku 25 maja 2007
Ryc. 17 Plakat WSSE z warsztatów CITEAIR
Ryc. 18 Plakat IPIS PAN z warsztatów CITEAIR
Ryc. 19. Materiały pokonferencyjne z I Pomorskiej Konferencji z cyklu jakość powietrza.
Ryc. 20. Stężenia ditlenku siarki w sezonie grzewczym [$\mu g/m^3$]
Ryc. 21. Stężenia ditlenku siarki w sezonie letnim [$\mu g/m^3$]
Ryc. 22. Stężenia ditlenku siarki średnioroczne [$\mu g/m^3$]
Ryc. 23. Maksymalne stężenia ditlenku siarki średniodobowe [$\mu g/m^3$]
Ryc. 24. Przeciętne przebiegi stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacjach w Gdańsku [$\mu g/m^3$]
Ryc. 25. Przeciętne przebiegi stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacjach w Gdyni i Sopocie [$\mu g/m^3$]
Ryc. 26. Przeciętne przebiegi stężeń średniodobowych ditlenku siarki na stacji w Tczewie [$\mu g/m^3$]
Ryc. 27. Częstość występowania uśrednionych 24h wyników pomiarów stężeń dwutlenku siarki w określonych przedziałach stężeń
Ryc. 28. Maksymalne wartości stężeń 1-godzinnych dwutlenku siarki [$\mu g/m^3$]
Ryc. 29. Częstość występowania uśrednionych 1h wyników pomiarów stężeń dwutlenku siarki w określonych przedziałach stężeń
Ryc. 30. Stężenia dwutlenku azotu w sezonie grzewczym [$\mu g/m^3$]
Ryc. 31. Stężenia dwutlenku azotu w sezonie letnim [$\mu g/m^3$]
Ryc. 32. Stężenia dwutlenku azotu średnioroczne [$\mu g/m^3$]
Ryc. 33. Maksymalne stężenia dwutlenku azotu 1-godzinne [$\mu g/m^3$]
Ryc. 34. Częstość występowania uśrednionych 1h stężeń dwutlenku azotu w określonych przedziałach stężeń
Ryc. 35. Przeciętne przebiegi stężeń dwutlenku azotu 1-godzinnych
Ryc. 36. Stężenia tlenków azotu średnioroczne [$\mu g/m^3$]
Ryc. 37. Stężenia pyłu PM10 w sezonie grzewczym [$\mu g/m^3$] (stacja AM5 pył PM2,5)
Ryc. 38. Stężenia pyłu PM10 w sezonie letnim [$\mu g/m^3$] (stacja AM5 pył PM2,5)

Ryc. 39. Średnioroczne stężenia pyłu PM10 (stacja AM5 pył PM2,5) w 2007 roku [$\mu g/m^3$]
Ryc. 40. Maksymalne stężenia pyłu PM10 średniodobowe w okresie grzewczym i letnim (stacja AM5 pył PM2,5)
Ryc. 41. Uśrednione średniodobowe przebiegi stężeń pyłu PM10 w roku 2007 [$\mu g/m^3$]
Ryc. 42. Częstość występowania uśrednionych 24h wyników pomiarów stężeń pyłu PM10 w określonych przedziałach stężeń
Ryc. 43 Przeciętne tygodniowe poziomy stężeń pyłu PM10 na wybranych stacjach
Ryc. 44. Maksymalne stężenia monotlenku węgla 8-godzinne kroczące [$\mu g/m^3$]
Ryc. 45. Przebiegi stężeń monotlenku węgla 8h kroczących w stacjach sieci ARMAAG [$\mu g/m^3$]
Ryc. 46. Częstość występowania 8-godzinnych stężeń kroczących monotlenku węgla w określonych przedziałach wartości
Ryc. 47. Maksymalne stężenia ozonu 8-godzinne kroczącew sezonach letnim i grzewczym [$\mu g/m^3$]
Ryc. 48. Przebiegi dobowe stężeń ozonu 8-godzinnych kroczących w poszczególnych miesiącach roku 2007
Ryc. 49. Częstość występowania określonych poziomów stężeń ozonu w roku 2007 w odniesieniu do wartości 8-godzinnych kroczących
Ryc. 50. Zależność 1h stężeń ozonu od temperatury w okresie pomiarowym 01.01 - 31.12.2007
Ryc. 51. Strona główna projektu ozonweb
Ryc. 52. Mapa stężeń ozonu - ilość dni ze stężeniami powyżej progu informowania
Ryc. 53. Mapy stężeń ozonu – przykładowe prezentacje
Ryc. 54. Epizod smogowy LZO w dniach 21-22 lipca 2007 wraz z różą toluenu i warunkami meteorologicznymi
Ryc. 55. Epizod smogowy LZO w dniach 6 – 8 sierpnia 2007 wraz z różą toluenu i warunkami meteorologicznymi
Ryc. 56. Przebieg zmian stężeń średniodobowych ditlenku węgla na stacjach AM3 i AM4 w roku 2007
Ryc. 57. Przebiegi 24 h ditlenku siarki przy ul. Elbląskiej
Ryc. 58. Przebiegi 24 h ditlenku azotu przy ul. Elbląskiej
Ryc. 59. Przebiegi 24 h ozonu przy ul. Elbląskiej
Ryc. 60. Przebiegi 24 h benzenu przy ul. Elbląskiej
Ryc. 61. Rozmieszczenie stacji ARMAAG w Trójmieście i Tczewie oraz zakres pomiarów meteorologicznych
Ryc. 62. Średnie miesięczne temperatury powietrza na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Ryc. 63. Średnie miesięczne wartości wilgotności względnej na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Ryc. 64. Średnie miesięczne wartości ciśnienia atmosferycznego na poziomie morza w 2007 roku
Ryc. 65. Roczne róże wiatrów na stacjach AM2, AM5 oraz AM8
Ryc. 66. Roczne róże wiatrów na stacjach AM6 Sopot i AM7 Tczew
Ryc. 67. Roczne róże wiatrów na stacjach AM10, AM4 oraz AM9
Ryc. 68. Średnie miesięczne i roczne prędkości wiatru na stacjach ARMAAG w 2007 roku
Ryc. 69. Zmienność natężenia promieniowania słonecznego bezpośredniego na stacjach AM6 w Sopocie i AM9 w Gdyni Redłowie w 2007 roku
Ryc. 70. Zmienność natężenia promieniowania bezpośredniego na stacjach AM6 (Sopot) i AM9 (Gdynia Redłowo) w dniu 22 kwietnia 2007 r.
Ryc. 71. Średnioroczne wartości stężeń na stacjach sieci ARMAAG w 2007 roku a) dwutlenek siarki, b) dwutlenek azotu, c) pył PM10
Ryc. 72. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku siarki na stacjach ARMAAG w latach 2005-2007
Ryc. 73. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku siarki na stacjach w Gdańsku w sezonie grzewczym w latach 2005-2007
Ryc. 74. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku siarki na stacjach w Gdańsku w sezonie letnim w latach 2005-2007
Ryc. 75. Zmiany średniorocznych wartości stężeń dwutlenku azotu na stacjach ARMAAG w latach 2005-2007
Ryc. 76. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10na stacjach ARMAAG w latach 2005-2007
Ryc. 77. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdańsku w sezonie grzewczym w latach 2005-2007
Ryc. 78. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdańsku w sezonie letnim w latach 2005-2007

Ryc. 79. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku siarki na stacjach ARMAAG w Gdyni w latach 2005-2007
Ryc. 80. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku siarki na stacjach w Gdyni w sezonie grzewczym w latach 2005-2007
Ryc. 81. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku siarki na stacjach w Gdyni w sezonie letnim w latach 2005-2007
Ryc. 82. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku azotu na stacjach ARMAAG w Gdyni w latach 2005-2007
Ryc. 83. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10 na stacjach ARMAAG w latach 2005-2007
Ryc. 84. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdyni w sezonie grzewczym w latach 2005-2007
Ryc. 85. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Gdyni w sezonie letnim w latach 2005-2007
Ryc. 86. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku siarki na stacji ARMAAG w Sopocie w latach 2005-2007
Ryc. 87. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku siarki na stacji ARMAAG w Sopocie w sezonie letnim w latach 2005-2007
Ryc. 88. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku azotu na stacjach ARMAAG w Sopocie w latach 2005-2007
Ryc. 89. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10 na stacji ARMAAG w Sopocie w latach 2005-2007
Ryc. 90. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacji w Sopocie w latach 2005-2007
Ryc. 91. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku siarki na stacji ARMAAG w Tczewie w latach 2005-2007
Ryc. 92. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku siarki na stacji ARMAAG w Tczewie w sezonie letnim w latach 2005-2007
Ryc. 93. Zmiany stężeń średniorocznych dwutlenku azotu na stacjach ARMAAG w Tczewie w latach 2005-2007
Ryc. 94. Zmiany średniorocznych wartości stężeń pyłu PM10 na stacji ARMAAG w Tczewie w latach 2005-2007
Ryc. 95. Zmiany maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 na stacjach w Tczewie w latach 2005-2007
Ryc. 96. Stężenia pyłu PM10 na wybranych stacjach 13 lutego 2007
Ryc. 97. Stężenia pyłu PM10, NO_2 oraz O_3 na stacji AM8 13 marca 2007.
Ryc. 98. Stężenia pyłu PM10, NO_2 oraz O_3 n stacji AM8 26-27 kwietnia 2008
Ryc. 99. Prognoza imisji pyłu PM10 w dniu 13 lutego 2007
Ryc. 100. Prognoza imisji dwutlenku azotu w dniu 13 marca 2007
Ryc. 101. Prognoza imisji pyłu PM10 w dniu 13 marca 2007
Ryc. 102. Prognoza imisji dwutlenku azotu w dniu 26-27 kwietnia 2007
Ryc. 103. Prognoza imisji pyłu PM10 w dniu 26-27 kwietnia 2007.
Ryc. 104. Rozmieszczenie stacji automatycznego monitoringu atmosfery w Polsce.
Ryc. 105. Komunikat „indeksu jakości powietrza" w Dzienniku Bałtyckim
Ryc. 106. Średni godzinowy indeks pomiarowy dla poszczególnych substancji w roku 2007
Ryc. 107. Udział sub indeksów w indeksie ogólnym - stacja AM2
Ryc. 108. Udział sub indeksów w indeksie ogólnym - stacja AM8

Niniejszy raport wykonano ze środków
Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku
oraz dotacji Gmin Założycieli: Gdańska, Gdyni, Sopotu i Tczewa.

Fundacja ARMAAG
80-761 Gdańsk, ul.Elbląska 66
www.armaag.gda.pl

Wszelkie prawa zastrzeżone
ISBN 978-83-913904-2-9
Egzemplarz bezpłatny

Korekta: Maria Markiewicz
Opracowanie graficzne: Joanna Suska
Druk: DRUKARNIA WL