

Zarządzanie jakością powietrza

Daniela Ďurčanská, Marek Drličiak, Dušan Jandačka,
Jan Bitta, Vladislav Bízek, Ivana Foldynová, Daniel Hladký,
Andrea Hrušková, Lubor Hruška, Peter Chovanec, Pavel Machálek,
Irena Pavlíková, Michał Bonczyk, Ewa Krajny, Leszek Ośródk,
Krystian Skubacz, Paweł Urban, Małgorzata Wysocka

Wydawnictwo Uniwersytet Żyliński w Żylinie
EDIS – Centrum wydawnicze ŻU
2020



Niniejsza publikacja jest wynikiem wdrożenia projektu AIR TRITIA - CE1101 (Ujednolicone podejście do systemu zarządzania zanieczyszczeniem powietrza dla funkcjonalnych obszarów miejskich w regionie TRITIA), finansowanego przez Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego Interreg Central Europe.

Praca naukowa finansowana ze środków finansowych na naukę w latach 2018-2020 przyznanych na realizację projektu międzynarodowego współfinansowanego.

Redaktor naukowy prof. Ing. Karel Kovářík, CSc.

Recenzenci prof. dr. hab. inż. Jerzy Zwozdziak
RNDr. Jan Hovorka, Ph.D.

Za poziom naukowy, językowy i techniczny publikacji odpowiadają autorzy.

Wydawnictwo: Uniwersytet Żyliński w Żylinie / EDIS – Centrum
wydawnicze ŽU

© D. Ďurčanská, M. Drličiak, D. Jandačka, J. Bitta, V. Bízek, I. Foldynová, D. Hladký, A. Hrušková, L. Hruška, P. Chovanec, P. Machálek, I. Pavlíková, M. Bonczyk, E. Krajny, L. Ośródka, K. Skubacz, P. Urban, M. Wysocka, 2020

Zespół autorów uczestniczył w przygotowaniu monografii w zgodnie z następującym podziałem:

Rozdz. 1:

PhDr. Andrea Hrušková, Doc. Ing. Lubor Hruška, Ph.D., Ing. Ivana Foldynová, Ph.D., ACCENDO Ostrava
Ing. Vladislav Bízek, CSc., ACCENDO Ostrava, ČHMÚ ČR

Rozdz. 2:

Dr. Leszek Ośródka, Dr. Ewa Krajny, IMGW-PIB Warszawa

Rozdz. 3.1; 3.2 Doc. Ing. Daniela Ďurčanská, CSc., UNIZA Žilina

Rozdz. 3.3 Ing. Irena Pavlíková, VŠB - TU Ostrava, Wspólny Instytut Badań Jądrowych w Dubne, Federacja Rosyjska
RNDr. Jan Bitta, Ph.D., VŠB - TU Ostrava

Rozdz. 3.3.5; 3.3.6 Dr. hab. inż. Małgorzata Wysocka, Dr. hab. Krystian Skubacz, GIG Katowice

Rozdz. 3.4 Ing. Irena Pavlíková, VŠB - TU Ostrava, Wspólny Instytut Badań Jądrowych w Dubne, Federacja Rosyjska
Ing. Daniel Hladký, Ing. Pavel Machálek, VŠB - TU Ostrava, ČHMÚ ČR
RNDr. Jan Bitta, Ph.D., VŠB - TU Ostrava

Rozdz. 4.1 Ing. Marek Drličiak, PhD., UNIZA Žilina

Rozdz. 4.2 Ing. Jan Bitta, Ph.D., VŠB - TU Ostrava

Rozdz. 4.3 Dr. Leszek Ośródka, Dr. Ewa Krajny, IMGW-PIB Warszawa

Rozdz. 5.1, 5.2 Ing. Dušan Jandačka, PhD., UNIZA Žilina

Rozdz. 5.3 Dr. hab. Krystian Skubacz, Dr. hab. inż. Małgorzata Wysocka, Mgr. Paweł Urban, dr inż. Michał Bonczyk, GIG Katowice

Rozdz. 6.1; 6.2 Ing. Peter Chovanec Ph.D., VŠB - TU Ostrava

Ing. Irena Pavlíková, VŠB - TU Ostrava, Wspólny Instytut Badań Jądrowych w Dubne, Federacja Rosyjska

Rozdz. 6.3: Dr. Leszek Ośródka, Dr. Ewa Krajny, IMGW-PIB Warszawa

Rozdz. 7 doc. Ing. Daniela Ďurčanská, CSc., UNIZA Žilina

Spis treści

PRZEDMOWA	7
1 PODSTAWY STRATEGICZNEGO ZARZĄDZANIA JAKOŚCIĄ POWIETRZA.....	9
1.1 PODSTAWOWE POJĘCIA	11
1.2 ZASADY I METODA TWORZENIA STRATEGII	12
1.3 RAMY CZASOWE I TERYTORIALNE STRATEGII	16
1.4 PORÓWNANIE RAM PRAWNYCH REPUBLIKI CZESKIEJ, POLSKI I REPUBLIKI SŁOWACKIEJ W ZAKRESIE OPRACOWYWANIA STRATEGII	20
1.5 PODSTAWOWE PROCESY SPOŁECZNO - GOSPODARCZE W OBSZARZE TRITIA STRUKTURA OSADNICZA	24
1.6 TWORZENIE CZĘŚCI PROJEKTOWEJ STRATEGII ZARZĄDZANIA JAKOŚCIĄ POWIETRZA	30
1.7 LITERATURA	33
2 WPLYW WARUNKÓW METEOROLOGICZNYCH NA JAKOŚĆ POWIETRZA.....	35
2.1 LITERATURA	53
3 ŹRÓDŁA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA	55
3.1 PODSTAWOWE POJĘCIA	55
3.2 TRANSPORT DROGOWY	60
3.2.1 <i>Transport w obszarze zainteresowania.....</i>	<i>62</i>
3.2.2 <i>Zanieczyszczenie powietrza powodowane przez transport drogowy</i>	<i>65</i>
3.2.3 <i>Źródła pyłów</i>	<i>71</i>
3.2.4 <i>Emisje spalin z transportu</i>	<i>71</i>
3.2.5 <i>Emisje pochodzące z procesów innych niż spalanie paliw</i>	<i>72</i>
3.2.6 <i>Zanieczyszczenie powietrza spowodowane ruchem samochodowym w regionie TRITIA.....</i>	<i>75</i>
3.2.7 <i>Ocena i obliczenie emisji powodowane przez transport drogowy.....</i>	<i>78</i>
3.2.8 <i>Transport drogowy vs. zanieczyszczenie powietrza, podsumowanie</i>	<i>79</i>
3.3 LOKALNE URZĄDZENIA DO OGRZEWANIA	80
3.3.1 <i>Inwentaryzacja lokalnych źródeł ogrzewania w obszarze TRITIA</i>	<i>82</i>
3.3.2 <i>Bilans emisji lokalnych urządzeń do ogrzewania na terytorium TRITIA..</i>	<i>82</i>
3.3.3 <i>Wpływ lokalnych urządzeń do ogrzewania na jakość powietrza w regionie TRITIA.....</i>	<i>89</i>
3.3.4 <i>Prognoza wpływu lokalnych urządzeń do ogrzewania na jakość powietrza na terytorium TRITIA</i>	<i>96</i>
3.3.5 <i>Streszczenie, lokalne ogrzewanie budynków</i>	<i>105</i>

Zarządzanie jakością powietrza

3.3.6	Źródła niskiej emisji w polskiej części obszaru TRITIA	106
3.3.7	Podsumowanie.....	118
3.4	ŹRÓDŁA PRZEMYSŁOWE.....	120
3.4.1	Wykaz przemysłowych źródeł zanieczyszczenia powietrza na obszarze TRITIA.....	120
3.4.2	Bilans emisji źródeł przemysłowych na terytorium TRITIA	126
3.4.3	Oddziaływanie źródeł przemysłowych na jakość powietrza w regionie TRITIA	132
3.4.4	Prognoza wpływu przemysłowych źródeł na jakość powietrza na terytorium TRITIA.....	140
3.4.5	Streszczenie, źródła przemysłowe	148
3.5	LITERATURA	149
4	MODELOWANIE JAKOŚCI POWIETRZA.....	157
4.1	TRANSPORT	157
4.1.1	Model transportu	158
4.1.2	Wdrożenie wyników modelu ruchu	165
4.1.3	Baza danych dotyczących ruchu dla terytorium TRITIA	171
4.2	MODELOWANIE JAKOŚCI POWIETRZA.....	175
4.2.1	Model rozpraszania AQMS	176
4.2.2	Modele matematyczne przeznaczone dla ochrony powietrza	178
4.2.3	Modele oceny jakości powietrza na dużych obszarach.....	179
4.2.4	Model SYMOS'97.....	182
4.2.5	Systemy informacji geograficznej.....	183
4.2.6	System oceny środowiska	185
4.2.7	Procedura modelowania	195
4.3	KRÓTKOTERMINOWA PROGNOZA JAKOŚCI POWIETRZA DLA OBSZARU TRITIA ..	203
4.3.1	Wybór modelu prognostycznego	203
4.3.2	Teren badań	207
4.3.3	Opis metodyki modelowania.....	208
4.3.4	Przygotowanie danych predykcyjnych	209
4.3.5	Prognozowanie zanieczyszczeń	211
4.3.6	Indeks jakości powietrza jako podstawowa informacja o prognozie stężeń.....	217
4.3.7	Przykłady wyników i wizualizacja	219
4.3.8	Podsumowanie - możliwości rozwoju i rekomendacje dla innych zastosowań	225
4.4	LITERATURA	226
5	SPECJALISTYCZNE POMIARY PYŁU ZAWIESZONEGO W POWIETRZU.....	231
5.1	PODSTAWOWE POJĘCIA	232

Zarządzanie jakością powietrza

5.2	POMIAR, STĘŻENIE I ROZKŁAD PYŁU ZAWIESZONEGO W ŻYLINIE NA SŁOWACJI .	233
5.2.1	<i>Skład chemiczny pyłu zawieszonego i jego zastosowanie</i>	242
5.2.2	<i>Podsumowanie osiągniętych wyników</i>	258
5.3	ROZKŁADY ZIARNISTOŚCI AEROZOLI W WYBRANYCH PUNKTACH POLSKO-CZESKIEGO POGRANICZA	259
5.3.1	<i>Miejsca pomiarów</i>	262
5.3.2	<i>Metoda pomiaru</i>	264
5.3.3	<i>Wyniki pomiarów</i>	267
5.3.4	<i>Badania izotopowe</i>	276
5.3.5	<i>Podsumowanie</i>	278
5.4	LITERATURA	280
6	SYSTEM ZARZĄDZANIA JAKOŚCIĄ POWIETRZA (AQMS) ...	285
6.1	PODSTAWOWE POJĘCIA	286
6.2	OPIS TECHNICZNY SYSTEMU	286
6.2.1	<i>Jednolita baza danych z informacjami</i>	287
6.2.2	<i>Elastyczność systemu</i>	291
6.2.3	<i>Bezpieczeństwo i ochrona danych</i>	292
6.2.4	<i>Opis interfejsu użytkownika</i>	294
6.2.5	<i>Podsumowanie</i>	298
6.3	SYSTEM PREDYKCJI JAKOŚCI POWIETRZA	299
6.3.1	<i>Wybrane systemy predykcji zanieczyszczeń powietrza w Europie</i>	300
6.3.2	<i>Systemy predykcji zanieczyszczeń powietrza w Czechach, Słowacji i Polsce</i>	301
6.3.3	<i>Prognoza jakości powietrza na obszarze TRITIA</i>	303
6.4	LITERATURA	307
7	PODSUMOWANIE ZAGADNIENÍ	309
7.1	CONCLUSION AND SUMMARY OF THE ISSUE	314
	WYKAZ UŻYTYCH SYMBOLI I SKRÓTÓW	319
	ROZWIĄZANIA PROJEKTÓW	322

Przedmowa

Niniejsza praca zatytułowana „Zarządzanie jakością powietrza” jest wynikiem realizacji projektu Interreg Central Europe o nazwie „Ujednoczone podejście do systemu zarządzania zanieczyszczeniem powietrza dla funkcjonalnych obszarów miejskich w regionie TRITIA”.

Przedstawia ona wybrane problemy i wyzwania związane z zarządzaniem jakością powietrza, poprzez które stara się reagować na zmiany w zachowań społeczeństwie. Publikacja gromadzi opinie naukowców i instytucji badawczych trzech krajów z różnych dziedzin naukowych, zapewniając w ten sposób bardziej holistyczne podejście do tego samego tematu.

Dzięki temu praca ta może, w miarę możliwości, dotrzeć do szerszego grona odbiorców, czytelników, studentów i specjalistów. Czytelnik monografii otrzyma kompleksowy obraz i prezentację zarządzania jakością powietrza na poziomie teoretycznym i praktycznym.

Celem projektu AIR TRITIA było dostarczenie rozwiązań, które usprawniłoby lokalne i regionalne systemy zarządzania jakością powietrza, prezentację informacji opartych na konkretnych opiniach eksperckich i danych specjalistycznych, przedstawienie propozycji działań kompleksowych. Realizacja projektu miała na celu zwiększenie liczby opcji dla administracji publicznej w zakresie podejmowania decyzji i rozwiązywania problemów związanych z jakością powietrza. Umożliwi to realną pomoc w poprawie jakości powietrza na obszarach zanieczyszczonych w regionach, na które mogą mieć wpływ źródła z terenów sąsiednich.

W projekcie terytorium TRITIA obejmujmował obszar 4 regionów: Republikę Słowacką którą reprezentuje kraj żyliński, Republikę Czeską - kraj morawsko-śląski, Polskę - województwo śląskie i opolskie. Zadaniem projektu była propozycja kompleksowego rozwiązania problemu jakości powietrza w ujęciu transgranicznym oraz opracowanie i wdrożenie innowacyjnych narzędzi dla polityk krajowych we wszystkich trzech państwach w celu obniżenia zagrożenia zdrowia ludności.

Monografia „Zarządzanie jakością powietrza” jest wynikiem trzyletniej pracy międzynarodowego zespołu projektowego. Składa się z 7

Zarządzanie jakością powietrza

rozdziałów, których przygotowaniem zajęli się autorzy z 3 krajów i 5 instytucji:

Uniwersytet w Żylinie

VŠB - Uniwersytet Techniczny Ostrawa

ACCENDO - Centrum Nauki i Badań, Ostrawa

GIG - Główny Instytut Górnictwa, Katowice

IMGW – PIB Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa

Publikacja jest wielowątkowa i zawiera rozdziały zajmujące się zarówno stroną teoretyczną zagadnienia jak też, co najważniejsze, aspektami praktycznymi.

Pierwsza część monografii opisuje źródła zanieczyszczenia powietrza i założenia meteorologiczne dotyczące dyspersji zanieczyszczeń. Druga część przedstawia modelowanie i monitorowanie jakości powietrza. Na końcu opisano narzędzia zarządzania jakością powietrza.

Publikację zredagowali doc. Ing. Daniela Ďurčanská, CSc. i Ing. Dušan Jandačka, PhD.

W tym miejscu w imieniu zespołu autorów publikacji redaktorzy monografii pragną podziękować recenzentom za cenne rady i komentarze dotyczące publikacji:

prof. Ing. Karolovi Kovářikovi, CSc., redaktorowi naukowemu z Wydziału Inżynierii Lądowej z Uniwersytet w Żylinie, prof. dr. hab. inż. Jerzemu Zwoździakowi z Akademii Wojsk Lądowych – im. T.Kościuszki we Wrocławiu, RNDr. Janovi Hovorkovi, PhD., z Uniwersytetu Karola, w Pradze.

1 Podstawy strategicznego zarządzania jakością powietrza

W tym rozdziale opisano wprowadzenie do strategicznego zarządzania jakością powietrza na poziomie regionalnym i lokalnym. Jednocześnie wspomniane są zasady zarządzania strategicznego, które zostały zweryfikowane w ramach projektu: „Ujednolicone podejście do systemu zarządzania zanieczyszczeniem powietrza dla funkcjonalnych obszarów miejskich w regionie TRITIA” (dalej AIR TRITIA), nr CE1101. Jednym z kolejnych celów tego rozdziału jest pokazanie zasadniczych różnic w tworzeniu strategii w poszczególnych wymiarach terytorialnych, zdefiniowanie i uzasadnienie zakresu strategii (czasowych i terytorialnych). Wprowadzenie kontekstu legislacyjnego zarządzania strategicznego na poziomie samorządów terytorialnych. Opisanie podstawowych cech terytorium, w tym procesy gospodarcze i demograficzne, które mają bezpośredni wpływ na planowanie.

„Strategia zarządzania jakością powietrza” jest opracowywana w ramach projektu AIR TRITIA. Częścią strategii jest system zarządzania jakością powietrza (Air Quality Management System, zwany dalej AQMS), który obejmuje dane przestrzenne, wyniki analiz i modelowania, środki poprawy jakości powietrza i ich oddziaływanie. Informacje są dostępne za pośrednictwem interaktywnych interfejsów map. Strategia składa się z części analitycznej, projektowej, wdrożeniowej. W części projektowej formułuje się wizję, cel globalny, osie priorytetowe i cele szczegółowe, które są realizowane za pomocą **konkretnych środków** (patrz rysunek poniżej rys. 1.1).

Strategie dotyczące jakości powietrza, w przeciwieństwie do innych stałych strategii terytorialnych, muszą uwzględniać fakt, że powietrze jest elementem swobodnie poruszającym się ponad granicami państw i dlatego należy przyjąć w stosunku do niego podejście zintegrowane. Strategie są opracowane i wdrażane przez grupy sterujące we współpracy z partnerami docelowymi (organami publicznymi, zainteresowanymi grupami, dużymi przedsiębiorstwami) oraz platformami lokalnymi i regionalnymi.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 1.1 Struktura części projektowej [1.1]

Wyniki zarządzania strategicznego:

- 1/ Zalecenia o charakterze prawnym i nieprawnym na poziomie krajowym CZ, PL, SK
- 2/ Wspólna strategia na poziomie regionalnym (EUWT TRITIA)
- 3/ Strategie na lokalnym poziomie miast i ich funkcjonalnych obszarów miejskich (FUA)



Rys. 1.2 Trzy poziomy strategicznego podejścia w projekcie „AIR TRITIA” [1.1]

1.1 Podstawowe pojęcia

Strategia - podzielona jest na 3 części: analityczną, projektową, wdrożeniową. W części projektowej formułuje się wizję, cel globalny, osie priorytetowe i cele szczegółowe, które są realizowane za pomocą konkretnych środków.

Wizja - to opis pożądanego przyszłego stanu, który chcemy osiągnąć poprzez wdrożenie strategii. Dotyczy to strategii jako całości. Wizja powinna zostać spełniona w perspektywie długoterminowej.

Cele globalne - opracowują zdefiniowaną wizję strategii. Dają one konkretny (jasny, oparty na faktach i zrozumiały) opis przyszłego stanu, za którego pośrednictwem zrealizowana zostanie określona wizja. To podsumowanie wyników i wpływu poszczególnych celów. Osiągnięcie celów globalnych to kwestia perspektywy średnio- lub długoterminowej (co może nie nastąpić bezpośrednio po wdrożeniu Strategii).

Cele szczegółowe - cele rozwijają cel globalny w osiach priorytetowych polityki jakości powietrza.

Działania - definiują konkretne kroki prowadzące do osiągnięcia pożądanego celu szczegółowego. Działania przyjmują formę zaleceń i konkretnych propozycji.

Scenariusz - wybrane działania tworzą scenariusz, który będzie miał największy wpływ na jakość powietrza na danym terytorium.

Plan działania - Na podstawie wybranego scenariusza wraz ze zidentyfikowanymi możliwościami finansowymi zostanie opracowany plan działania do 2025 r. zawierający konkretne działania.

AQMS - System Zarządzania Jakością Powietrza (Air Quality Management System) jest systemem eksperckim obejmującym dane przestrzenne, wyniki analiz, wyniki modelowania zanieczyszczenia powietrza, działania mające na celu poprawę jakości powietrza i ich oddziaływanie.

Wartość graniczna - maksymalny dopuszczalny poziom zanieczyszczenia powietrza określony w odpowiedniej ustawie w sprawie powietrza lub przepisach wykonawczych.

1.2 Zasady i metoda tworzenia strategii

Poniżej znajduje się analiza podstawowych zasad opracowywania publicznych strategii ochrony środowiska w UE. Jedną z kluczowych zasad strategicznego rozwoju miast i regionów jest partnerstwo. Zasada partnerstwa zakłada ścisłą współpracę między organami publicznymi a sektorem prywatnym i wyższym na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym [1.2].

Tworzenie strategii na rzecz poprawy jakości powietrza podlega zasadzie „evidence based policy“, czyli polityki opartej na dowodach. Zasada ta została przyjęta pod koniec XX wieku, ponieważ utworzono wiele różnych organizacji, które poprzez swoje działania próbowały wpłynąć na organy decyzyjne. Był to także okres publicznego i politycznego sceptycyzmu, kiedy społeczeństwo kwestionowało decyzje władz publicznych, chyba że były poparte informacjami kluczowych ekspertów. Zatem potrzeba wdrożenia polityki opartej na dokładnych dowodach była logicznym rezultatem kilku czynników, w tym zwiększonej edukacji i świadomości społecznej, łatwej dostępności szerokiej gamy danych lub dostępności technologii informatycznych [1.3].

Od początku XXI wieku Komisja Europejska podjęła się stosowania zasady polityki opartej na dowodach przy ocenie i planowaniu wniosków legislacyjnych w celu maksymalizacji ich pozytywnego wpływu na gospodarkę, społeczeństwo i środowisko. Wynikiem tego zobowiązania jest stan wdrożenia procesów na szczeblu decyzyjnym Unii Europejskiej, które zapewniają trafność wniosków legislacyjnych poprzez ocenę potencjalnych skutków [1.4].

Celem polityki opartej na dowodach jest wykorzystanie informacji, które posiadamy lub możemy uzyskać, i przekształcenie ich w niezbędną wiedzę, aby usprawnić nasze przyszłe decyzje. Takie podejście sprzyja dokładnej analizie i ewaluacji ideologii, marketingu lub bezwładności obecnego stanu.

Oparte na dowodach podejście polityczne można podzielić na 4 kolejne zasady [1.5]:

1. Kompilowanie zestawów informacji na temat bieżącego stanu i tego, co może działać w przyszłości, w tym ocena kosztów i korzyści.

Zarządzanie jakością powietrza

2. Monitorowanie skuteczności decyzji podejmowanych za pomocą ocen wpływu.
3. Wykorzystanie wyników oceny do zmiany decyzji w kierunku najbardziej efektywnych opcji.
4. Wdrażanie innowacji i testowanie nowych podejść.

Zasada polityki opartej na dowodach jest niezbędna, aby zapewnić najlepsze możliwe wykorzystanie zasobów publicznych i osiągnąć jak najkorzystniejszy wpływ na życie populacji. Polityka oparta na dowodach jest skutecznym sposobem reagowania na ważne bieżące i przyszłe wyzwania na wszystkich szczeblach administracji rządowej i samorządowej, a jej właściwe stosowanie prowadzi do zwiększonej wydajności decydentów i wydawniej prowadzi do właściwych rozwiązań problemów społecznych, gospodarczych i środowiskowych.

W celu opracowania strategii zarządzania jakością powietrza dla EUWT TRITIA na lata 2020–2040 zdefiniowano następujące podstawowe zasady:

1. Podejście partnerskie
 - a. Wspólne kształtowanie środowiska naturalnego wraz ze społeczeństwem, podmiotami gospodarczymi i innymi podmiotami na terytorium TRITIA
 - b. Wspólna promocja jakości powietrza jako ważnej wartości na terytorium TRITIA
 - c. Tworzenie strategii przyjaznej dla użytkownika, nie tylko dla profesjonalistów, ale także dla społeczeństwa, dzięki temu, że język i przejrzysta wizualizacja obliczeń są do tego dostosowane.
2. Zintegrowane podejście obejmujące zasadę pomocniczości

Zarządzanie jakością powietrza

- a. Powietrze jest ponad granicami państw, regionów, miast, dlatego potrzebne jest zintegrowane podejście, które wykorzystuje hierarchiczne tworzenie dokumentów strategicznych: EUWT> Region> Miasto, w tym funkcjonalny obszar miejski.
3. Podejmowanie decyzji w oparciu o wiedzę i dowody (evidence based policy) wraz z zasadami monitorowania i oceny
 - a. Propozycje konkretnych środków - utworzenie bazy danych różnych środków i ocena skutków ich zastosowania, ocena kosztów i modelowanie oddziaływania na jakość powietrza.

Podejście hierarchiczne opiera się na zasadzie pomocniczości, kompetencjach władz lokalnych i regionalnych oraz zasobach finansowych, na które wpływa wielkość budżetów samorządów terytorialnych. Na poziomie regionalnym lub ponadregionalnym w ramach strategii preferowane są środki o dużym wpływie na całe terytorium o wyższych wymaganiach finansowych. Na poziomie lokalnym istnieje wiele działań o charakterze finansowym, które przynoszą natychmiastowe korzyści dla otoczenia. Strategie regionalne i lokalne są synergiczne i uzupełniają się.

Strategia obejmuje opracowanie i ocenę skuteczności scenariuszy - określenie najskuteczniejszej kombinacji środków i ocen oddziaływania - tworzenie różnych scenariuszy wpływu na jakość powietrza pod względem czasu i kosztów. Ocena ekonomiczna strategii administracji publicznej ma kluczowe znaczenie: **cele, środki ich realizacji i osiągnięte wyniki. Efektywność** staje się punktem odniesienia dla różnych działań. Chociaż efektywność jest często kojarzona z ekonomicznym aspektem oceny zjawiska, traci tutaj swoją czysto ekonomiczną treść. Często dochodzi do mylenia pojęcia efektywności, tj. skuteczności zainwestowanych zasobów i korzyści zyskane z wyników, z podobnym pojęciem „*Effectiveness*” - **sprawność** – wynik stosownego działania musi być zgodny z zamierzonym (zamierzonym) celem (np. w sytuacjach kryzysowych niezależnie od kosztów). Stosując kryterium sprawności oceniamy zgodność osiągniętego wyniku z zamierzonym celem, lub stopniem ich zgodności tylko w intencji

Zarządzanie jakością powietrza

decydującej o wdrożeniu docelowego rozwiązania określonego w strategii. Ostatnim kryterium jest gospodarność lub zachowanie efektywne ekonomicznie, czyli związek między celem a środkami do jego osiągnięcia. Maksymalizacja użyteczności jest określana jako efektywność, minimalizacja kosztów jako gospodarność lub opłacalność [1.6].

Analiza kosztów i korzyści (CBA – Cost – Benefit Analysis) służy do oceny ekonomicznej poszczególnych działań, jest ona niezbędnym narzędziem do oceny nowych planów inwestycyjnych i nowych wymaganych polityk. Przedmiotem analizy kosztów i korzyści jest identyfikacja i podsumowanie wszystkich kosztów i korzyści w celu oceny wpływu na wszystkie podmioty razem (tzw. perspektywa ogólnospołeczna). Analiza CBA obejmuje nie tylko przepływy pieniężne, ale także niepieniężne koszty i korzyści. Wskaźniki kryterialne służą do oceny konkretnych opcji proponowanej polityki. Celem metody CBA jest ocena wszystkich kosztów i korzyści związanych z proponowaną opcją w całym okresie jej użytkowania oraz wybranie najlepszej opcji na podstawie wyników.

Cały proces CBA można streścić w 6 podstawowych krokach [1.7]:

- Identyfikacja i właściwa definicja proponowanych wariantów.
- Identyfikacja związku przyczynowego wywołanego realizacją wariantu, ich lokalizacja w czasie i przypisanie nominalnych wartości pieniężnych.
- Identyfikacja możliwego oddziaływania na poszczególne grupy docelowe.
- Dyskontowanie wszystkich przepływów i obliczanie podstawowych wskaźników projektu.
- Analiza wrażliwości - weryfikacja wiarygodności wyników.

Istotą tej metody jest analiza wpływu inwestycji na zaangażowane podmioty, kwantyfikacja stwierdzonych efektów i przeniesienie ich do wspólnej jednostki liczbowej (najlepiej finansowej). Zasadniczo stosuje się wskaźniki: wartość bieżąca netto, wewnętrzna stopa zwrotu z ekonomicznych przepływów pieniężnych, wskaźnik rentowności i okres zwrotu [więcej na temat obliczeń 1.8].

1.3 Ramy czasowe i terytorialne strategii

Pod względem zakresu czasowego wszystkich strategii wybrano horyzont 2040 r. Powodem było uwzględnienie doświadczenia, że w krótszych horyzontach często wybierane są rozwiązania, które nie uwzględniają procesów długoterminowych, a decyzje podejmowane w długoterminowych analizach ekonomicznych są nieskuteczne. Okres zwrotu niektórych działań wynosi ponad 10 lat, dla których korzyści płynące z przepływów pieniężnych są równe kosztom inwestycji.

Podstawowymi ramami zasięgu terytorialnego strategii ponadregionalnej jest terytorium Europejskiego Ugrupowania Współpracy Terytorialnej TRITIA (zwane dalej EUWT TRITIA), a w przypadku strategii lokalnych zasięg terytorialny wybranych miast (patrz poniżej).

ROZGRANICZENIE INSTYTUCJONALNE EUWT TRITIA

EUWT TRITIA utworzono w dniu 25 lutego 2013 r. na podstawie decyzji Ministerstwa Spraw Zagranicznych Rzeczypospolitej Polskiej (MSZ) nr 1/2013 w sprawie zapisu EUWT TRITIA w Rejestrze europejskich ugrupowań współpracy terytorialnej prowadzonym przez MSZ. Podstawą prawną EUWT TRITIA jest ROZPORZĄDZENIE (WE) NR 1082/2006 PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 5 lipca 2006 r. w sprawie europejskiego ugrupowania współpracy terytorialnej (EUWT), które zostało wdrożone do polskiego ustawodawstwa za pomocą ustawy z dnia 7 listopada 2008 r. o europejskim ugrupowaniu współpracy terytorialnej.

Decyzję o utworzeniu EUWT TRITIA w 2009 r. podjęli przedstawiciele wyższych jednostek samorządów terytorialnych z kraju morawsko-śląskiego (CZ), województwa opolskiego (PL), województwa śląskiego (PL) i kraju żylińskiego (SK) a następnie podjęto kroki w celu utworzenia EUWT. Decyzję podjęto na podstawie pozytywnych doświadczeń regionów we współpracy transgranicznej i wpływu tej współpracy na poprawę jakości życia mieszkańców obszarów przygranicznych.

EUWT TRITIA została utworzona w celu ułatwienia i rozszerzenia współpracy transgranicznej, transnarodowej i międzyregionalnej między jej członkami w celu wzmocnienia spójności gospodarczej i społecznej, w szczególności poprzez realizację projektów lub programów współpracy terytorialnej mających następujące cele:

Zarządzanie jakością powietrza

1. Ułatwienie codziennego życia mieszkańców terytorium Ugrupowania.
2. Tworzenie spójności transgranicznej na poziomie całego terytorium.
3. Realizacja projektów wspólnego rozwoju strategicznego.

Aby osiągnąć te cele, EUWT wykonuje zadania mające na celu identyfikację, promowanie i wdrażanie programów współpracy terytorialnej, projektów i wspólnych decyzji w czterech głównych obszarach:

1. Transport
2. Gospodarka
3. Turystyka
4. Energetyka ze szczególnym uwzględnieniem odnawialnych źródeł energii

oraz w pięciu dodatkowych obszarach:

1. Kultura
2. Środowisko
3. Zasoby ludzkie, edukacja, w tym ścisła współpraca z uniwersytetami
4. Współpraca instytucji publicznych również w zakresie wymiany osób i doświadczeń na stażach międzynarodowych
5. Sport

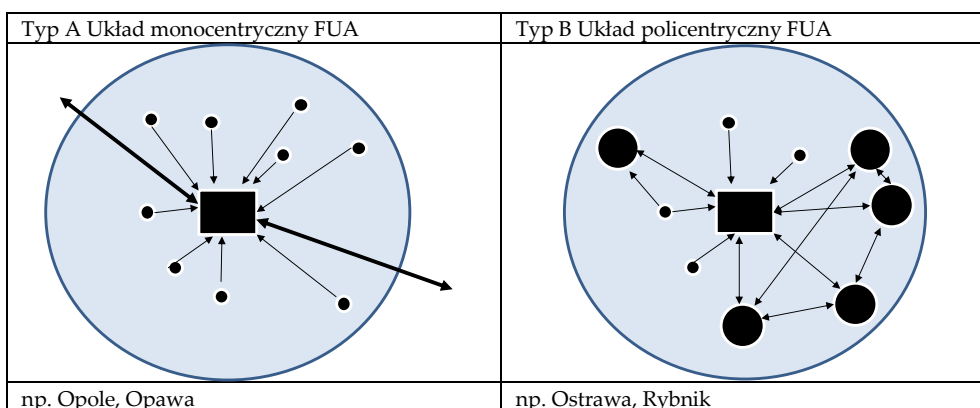
W dniu 1 stycznia 2018 r. województwo opolskie zakończyło swoje członkostwo w EUWT TRITIA, jednak obszar zainteresowania projektu AIR TRITIA, czyli także tych badań obejmuje również terytorium wszystkich założycieli.

Terytorialny zasięg strategii ponadregionalnej obejmuje obszar 4 wyższych jednostek samorządu terytorialnego, a mianowicie: województwo opolskie (PL), województwo śląskie (PL), kraj morawsko-śląski (CZ) i kraj żyliński (SK). Terytorium EUWT TRITIA zajmuje powierzchnię 34 069 km², a populacja wynosi ponad 7,4 miliona. Przez terytorium TRITIA przebiega korytarz transportowy Bałtyk-Adriatyk.

Zarządzanie jakością powietrza
ROZGRANICZENIE FUA

Jak już wspomniano, zasięg terytorialny strategii na poziomie lokalnym obejmuje obszar miejski, ale koncepcja **Funkcjonalnego Obszaru Miejskiego (Functional Urban Area, „FUA”)**, promowana przez EUROSTAT od 2004r., ma na celu określenie szerszego obszaru zainteresowania, z którym współpracują analityczne części strategii. Od 2013 r. koncepcję tą stosuje także OECD. FUA jest obszarem wyznaczonym na podstawie wspólnych cech geograficznych i silnych powiązań wewnętrznych. Przykładem obszaru funkcjonalnego jest duże miasto i okoliczne gminy. Rozgraniczenie obszarów miejskich opiera się na identyfikacji rdzeni miejskich na podstawie gęstości zaludnienia i rozgraniczenia okolic, których rynek pracy jest wysoce zintegrowany z rdzeniami miejskimi w oparciu o przepływ codziennych podróży do pracy. Zgodnie z metodologią OECD [1.9] sugeruje się klasyfikację funkcjonalnych obszarów miejskich na cztery typy według wielkości populacji:

1. małe obszary miejskie o populacji poniżej 200 000;
2. średnie obszary miejskie o liczbie mieszkańców od 200 000 do 500 000 mieszkańców;
3. obszary metropolitalne o liczbie ludności od 500 000 do 1,5 miliona;
4. duże obszary metropolitalne o populacji 1,5 miliona lub więcej.

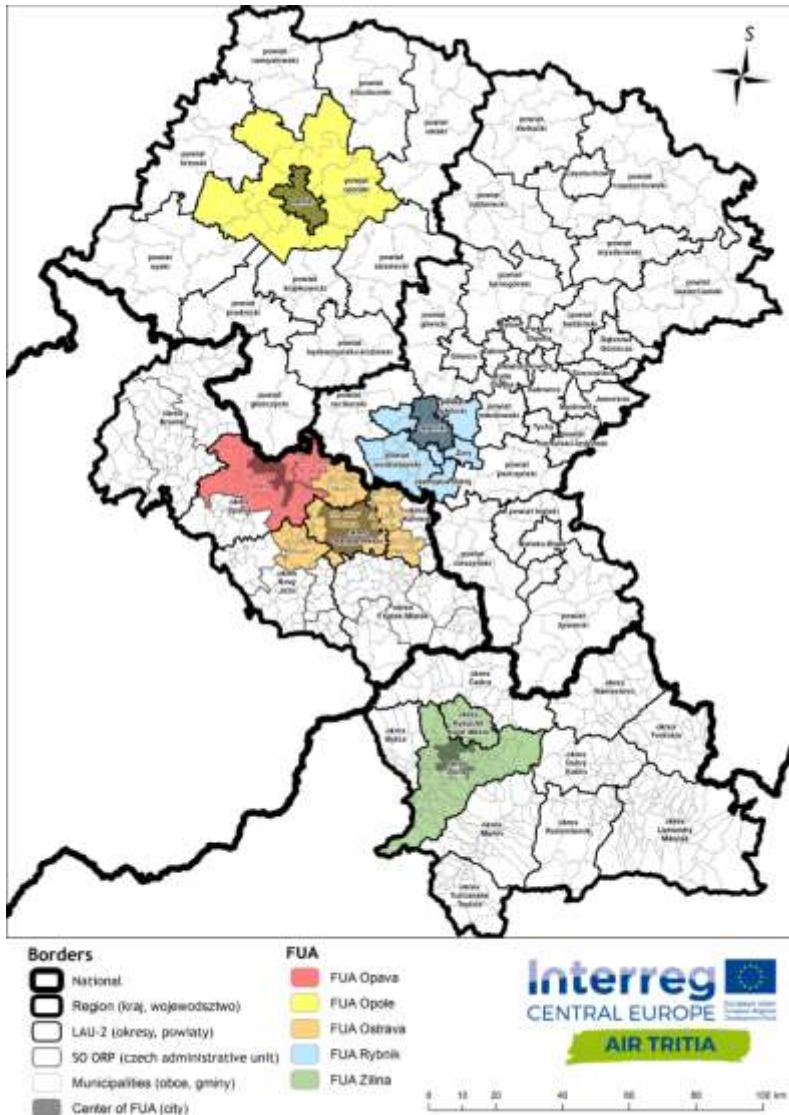


Rys. 1.3 Typy FUA [1.10]

Schematy podsumowują dwie różne sytuacje w obszarze o dużej gęstości, będące jednak całkowicie odmiennymi pod względem funkcji,

Zarządzanie jakością powietrza

gospodarki, zarządzania mobilnością, planowania przestrzennego i opracowania strategii rozwoju.



Rys. 1.4 Zdefiniowanie zasięgu terytorialnego strategii na poziomie lokalnym (Center of FUA) oraz FUA [1.10]

Modele stanowią teoretyczne uproszczenie, w zależności od liczby głównych centrów zlokalizowanych w FUA i od tego, czy centra te współpracują w ramach FUA, czy też specjalizują się w określonych działaniach, takich jak kształcenie uniwersyteckie, oraz od tego, czy wtórne

Zarządzanie jakością powietrza

centra zewnętrznej granicy FUA mają większą autonomię decyzyjną. Monocentryczne obszary miejskie są w zasadzie miastem i jego okolicami z otaczającym go krajobrazem miejskim, który jest ułożony wokół gęsto zaludnionego węzła o przeważnie historycznym rdzeniu. W celu zdefiniowania funkcjonalnego obszaru miejskiego brano pod uwagę dojazdy do pracy i szkoły jako kluczowe ogniwo integracyjne.

1.4 Porównanie ram prawnych Republiki Czeskiej, Polski i Republiki Słowackiej w zakresie opracowywania strategii

Wszystkie trzy kraje mają wystarczające ramy prawne dla skutecznego systemu oceny i zarządzania jakością powietrza. Struktura regulacji prawnych w Czechach i na Słowacji jest podobna (liczne szczegółowe przepisy), podczas gdy polskie ustawodawstwo opiera się na innej filozofii (ogólne kompleksowe prawo o ochronie środowiska).

- Republika Czeska: Ustawa o ochronie powietrza, dwa dekrety Ministerstwa Środowiska i jeden dekret rządowy
- Polska: Kompleksowa ustawa o ochronie środowiska (Prawo ochrony środowiska) i trzynaście rozporządzeń Ministra Środowiska
- Republika Słowacka: Ustawa o ochronie powietrza i osiem rozporządzeń Ministerstwa Środowiska

Ponadto w Republice Słowackiej przyjęto osobną ustawę o opłatach za zanieczyszczenie powietrza. Wykaz przepisów dotyczących ochrony powietrza w Czechach, Polsce i na Słowacji znajduje się w załączniku nr 1.

Prawodawstwo wszystkich trzech państw adaptuje dyrektywę 2008/50/WE w sprawie jakości otaczającego powietrza i czystszej powietrza dla Europy, dyrektywę 2004/107/WE w sprawie arsenu, kadmu, rtęci, niklu i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w powietrzu, dyrektywę 2010/75/UE, w sprawie emisji przemysłowych (przepisy szczególne: art. 28 - art. 70, załączniki IV - VIII), dyrektywę (UE) 2015/2193 w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza ze średnich obiektów energetycznego spalania, rozporządzenie Komisji (UE) 2015/1189 Zmieniające rozporządzenie (WE) nr 1189, wykonujące dyrektywę 2009/125/WE w odniesieniu do wymogów dotyczących eko-projektu dla kotłów na paliwo stałe oraz dyrektywę

Zarządzanie jakością powietrza

Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 w sprawie ograniczenia krajowych emisji niektórych zanieczyszczeń powietrza, zmieniającą dyrektywę 2003/35 i uchylającą dyrektywę 2001/81/WE. W przypadku dyrektywy 2010/75/UE wszystkie trzy państwa członkowskie skorzystały z możliwości opracowania przejściowych planów krajowych dla dużych źródeł spalania (o mocy cieplnej 50 MW lub większej).

Wszystkie trzy państwa wprowadziły, zgodnie z wymogami dyrektywy 2008/50/WE w sprawie jakości otaczającego powietrza i czystsze powietrze dla Europy, stałe **aglomeracje i strefy zarządzania jakością powietrza** obejmujących całe terytorium krajowe:

- Republika Czeska: 3 aglomeracje i 7 stref
- Polska: 12 aglomeracji o liczbie mieszkańców przekraczającej 250 000, 18 stref o liczbie mieszkańców powyżej 100 000 i 16 stref stanowiących resztę województw, nieuwzględnionych w miastach powyżej 100 000 mieszkańców i aglomeracjach
- Republika Słowacka: 2 aglomeracje i 8 stref

W Republice Słowackiej, na podstawie obecnego rozwoju jakości powietrza w stałych strefach i aglomeracjach, ogłaszane są tymczasowe obszary zarządzania jakością powietrza.

Wszystkie trzy kraje przyjęły **normy jakości powietrza** określone w dyrektywach 2008/50/WE i 2004/107/WE: dopuszczalne wartości (wartości docelowe) dla zdrowia ludzi odnośnie pyłu zawieszonego o frakcji PM₁₀ i PM_{2,5}, dwutlenku siarki (SO₂), dwutlenku azotu (NO₂), tlenku węgla (CO), benzenu i ołowiu (Pb), które należy obserwować „wszędzie i zawsze” (limit values) i wartości docelowe na poziomie gruntu dla ozonu (O₃), arsenu (As), kadmu (Cd), niklu (Ni) i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, wyrażonych jako benzo(a)piren, które należy stosować „w miarę możliwości” (target values). Czeskie ustawodawstwo ustanawia ściśle wartości graniczne (limit values) dla wszystkich wymienionych zanieczyszczeń i wymaga ich przestrzegania w tym obszarze.

Oprócz wymagań dyrektyw wszystkie trzy kraje ustanowiły inne progi indykatywne (społeczeństwo musi zostać poinformowane) i progi regulacyjne (natychmiastowe działania krótkoterminowe) dla pyłów zawieszonych PM₁₀, a Republika Czeska dodatkowo progi informacyjne dla dwutlenku siarki (SO₂) i dwutlenku azotu (NO₂).

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 1.1 Informacyjne i regulacyjne wartości graniczne

Typ	Materiał	Jednostka	RC	PL	RS
Informacyjna wartość graniczna	PM ₁₀	µg/m ³	100	100	100
	SO ₂	µg/m ³	250	-	-
	NO ₂	µg/m ³	200	-	-
Regulacyjna wartość graniczna	PM ₁₀	µg/m ³	150	300	150

Wszystkie trzy kraje przyjęły **wartości graniczne emisji** określone w dyrektywie 2010/75/UE (duże instalacje spalania, spalarnie odpadów, instalacje wykorzystujące rozpuszczalniki organiczne, instalacje ditlenku tytanu) i dyrektywie (UE) 2015/2193 w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza ze średnich obiektów energetycznego spalania. Ponadto Republika Czeska i Republika Słowacka wprowadziły limity emisji tlenku węgla dla wszystkich rodzajów dużych obiektów energetycznego spalania, niezależnie od zastosowanego paliwa.

Republika Czeska i Republika Słowacka ustanowiły **szczególne (technologiczne) limity emisji** i techniczne wymagania operacyjne dla szerokiej gamy określonych źródeł zanieczyszczenia powietrza, a także **ogólne limity emisji** (mające zastosowanie w przypadku, gdy nie określono konkretnego limitu emisji dla określonej kategorii źródeł).

Wszystkie trzy wprowadziły **opłaty za zanieczyszczenie powietrza**, ale na bardzo różne sposoby. W Republice Czeskiej emisje 4 substancji zanieczyszczających (SO₂, NO_x, pyły zawieszone, LZO) obciążone są zróżnicowanymi stawkami opartymi na oddziaływaniu zanieczyszczeń na zdrowie (od 66 EUR/t do 243 EUR/t). W Polsce nałożono opłaty za emisje 67 substancji zanieczyszczających o zróżnicowanych stawkach opartych na skutkach zdrowotnych (od 26 EUR/t do 91 000 EUR/t). W Republice Słowackiej opłatami obciążono 5 głównych substancji zanieczyszczających (cząstki stałe, SO₂, NO_x, CO, LZO) zaś 115 innych substancji zanieczyszczających rozdzielono na 4 grupy zgodnie z poziomem ryzyka dla zdrowia ludzi przy zróżnicowanych stawkach opłat (od 166 EUR/t do 1 238 EUR/t).

W Republice Czeskiej pod względem działania administracji państwowej na poziomie pojedynczych stacjonarnych źródeł zanieczyszczenia powietrza ustawodawstwo przyznaje największe uprawnienia władzom regionalnym. Gminy / władze gmin mają następujące kompetencje zgodnie z przepisami ustawy o powietrzu:

Zarządzanie jakością powietrza

- W razie potrzeby gminy wydają przepisy w formie **regulacji prawnych dotyczących sytuacji smogowej**.
- Władze gminy o rozszerzonych kompetencjach wydają **wiązącą opinię w sprawie lokalizacji, wykonania i użytkowania konstrukcji stacjonarnego źródła niewymienionego w załączniku nr 2 do ustawy w sprawie powietrza**.
- W celu ograniczenia zanieczyszczenia pochodzącego z transportu na swoim terytorium lub jego części rada gminy może, w drodze środka o charakterze ogólnym wydanego w ramach przekazanych kompetencji, ustanowić strefę z ograniczeniem eksploatacji drogowych pojazdów silnikowych („strefa niskoemisyjna”).
- Gmina może na podstawie dekretu określić **warunki spalania suchego materiału roślinnego** w otwartym palenisku w celu jego usunięcia lub zabronić jego spalania, jeżeli zapewni inny sposób jego usuwania, zgodnie z innym rozporządzeniem.
- Władze gminy o rozszerzonych uprawnieniach mają **prawo do kontroli działania stacjonarnych źródeł spalania**, a w przypadkach określonych ustawą mają prawo wejść do domu rodzinnego, w którym takie źródło się znajduje.
- W przypadku naruszenia obowiązków wynikających z ustawy o powietrzu władze gminy o rozszerzonych kompetencjach są uprawnione do **wprowadzenia środków zaradczych** lub wydania decyzji o zaprzestaniu eksploatacji źródła.
- Organ gminy o rozszerzonych kompetencjach omawia przestępstwa osób fizycznych, a w określonych przypadkach źródeł niewymienionych w załączniku nr 2 ustawy, także przestępstwa osób prawnych i osób fizycznych prowadzących działalność.

W Polsce największe kompetencje w zakresie ochrony powietrza przysługują starostom - czyli organem kierującym powiatem. Gminy mają następujące kompetencje zgodnie z przepisami dotyczącymi ochrony powietrza:

- Mogą nakładać obowiązek wykonania dodatkowych pomiarów emisji na operatora źródła.

Zarządzanie jakością powietrza

- W uzasadnionych przypadkach mogą zdecydować o obowiązku ograniczenia emisji również i dla źródła, dla którego nie jest wymagane zezwolenie.

W Republice Słowackiej, jeśli chodzi o funkcjonowanie administracji państwowej na poziomie pojedynczych stacjonarnych źródeł zanieczyszczenia powietrza, ustawodawstwo przyznaje największe uprawnienia władzom powiatowym (Okresný úrad), zwłaszcza władzom okręgowym w miastach powiatowych. Zgodnie z postanowieniami § 27 ustawy w sprawie powietrza gmina przekazana państwu w dziedzinie ochrony powietrza:

- uczestniczy w opracowaniu i wdrażaniu programu oraz zintegrowanego programu poprawy jakości powietrza i obejmuje środki podjęte w planowaniu przestrzennym,
- kontroluje spełnianie obowiązków małych operatorów źródeł,
- wydaje zatwierdzenie dla małych źródeł, w których może określić warunki ich działania,
- nakłada środki zaradcze na operatora małego źródła, jeżeli nie przestrzega obowiązków określonych w niniejszej ustawie i ogólnie obowiązujących przepisach dotyczących ochrony powietrza,
- nakłada kary na operatorów małych źródeł,
- może zarządzić ograniczenie lub zaprzestanie działalności małego źródła,
- może ustanowić ogólnie obowiązującą regulację stref ograniczania ruchu w mobilnych źródłach,
- może wyznaczyć, w oparciu o ogólnie obowiązujące rozporządzenie, na terytorium gminy lub części gminy strefy niskoemisyjnej,
- określa zakres i wymagania prowadzenia rejestrów małych źródeł,
- zarządza zaprzestanie działania małego źródła, jeżeli jest ono eksploatowane bez zgody, zgodnie z § 17 ustawy.

1.5 Podstawowe procesy społeczno - gospodarcze w obszarze TRITIA struktura osadnicza

Struktura mieszkalna obszaru zainteresowania przechodzi obecnie znaczący proces transformacji, spowodowany kilkoma wpływami. Mechanizmy tego procesu powodują transformację znanych dotychczas

Zarządzanie jakością powietrza

struktur społecznych. Podupadają tradycyjne obszary gospodarki i zanikają tradycyjne zawody ściśle związane z przestrzenią, szczególnie w regionach przemysłowych. Jednocześnie dochodzi do wzrostu różnic w obszarze, które znajdują również odzwierciedlenie w strukturze przestrzennej obszaru zamieszkałego. Podobnie jak w przeszłości, podmioty rozwoju regionalnego nie są ściśle związane z terytorium, ponieważ ich lokalizacje biznesowe znajdują się poza regionem. Procesy globalizacji ograniczają zatem możliwości regulowania procesów na terytorium przez administrację publiczną, co zwiększa presję na zarządzanie miastami / gminami w planowaniu przyszłego rozwoju terytorium i jego zrównoważonego rozwoju. Rozkład działalności gospodarczej w przestrzeni i ich struktura zmieniają się. Z jednej strony powstają nowe, obszary wykluczone społecznie, z drugiej zaś rośnie nieuregulowany rozwój procesu suburbanizacji wokół miast. Suburbanizacja ze względu na brak skutecznych instrumentów regulacyjnych charakteryzuje się wysokimi wymaganiami dotyczącymi przejęcia gruntów oraz kosztów budowy infrastruktury transportowej i technicznej. W porównaniu do zwartych zabudowań, tak zlokalizowane obiekty powodują znacznie większe zużycie energii, wody i ich straty w sieciach rozdzielczych. Mieszkający tu ludzie są znacznie bardziej zależni od korzystania z indywidualnego transportu samochodowego. Zmniejsza się łączna powierzchnia częściowo naturalnych ekosystemów, biocentrów i biokorytarzy oraz gleb odpowiednich do utrzymania zrównoważonego stopnia rolniczego, leśnego i rekreacyjnego użytkowania regionu. Obecne procesy koncentracji gospodarczej i dekoncentracji ludności „zacierają” granice miast. Na rozwój transportu ma wpływ policentryczny model osadnictwa aglomeracji ostrawskiej i aglomeracji górnośląskiej konurbacji [1.11]

Struktura osadnicza ma swoje historyczne korzenie w średniowieczu, kiedy miasta kształtują się na szerszym tle europejskich procesów urbanizacyjnych. Przekształcenie społeczeństw głównie wiejskich w miejskie nazywa się urbanizacją i jest jedną z wielkich przemian świata, w którym żyjemy. Urbanizacja jest częścią, w danej lokalizacji, wypadkową zmian społecznych, kulturowych, ekonomicznych i technologicznych. Pod względem wieku poszczególnych osad (lub pierwszej wzmianki o nich) struktura osadnicza terytorium klasyfikuje się do młodszych w porównaniu do innych terytoriów w Europie Środkowej. Kluczowym procesem, który wpłynął na dalszy rozwój struktury osadniczej terytorium, była

Zarządzanie jakością powietrza

industrializacja spowodowana odkryciem wielopłaszczyznowego węgla kamiennego w drugiej połowie XVIII wieku, a następnie założeniem hut i rozwój dalszej obróbki żelaza. W połowie XIX wieku ta fala uprzemysłowienia została wzmocniona przez budowę linii kolejowej z Wiednia do kopalni soli w polskiej Galicji, północna kolej cesarza Ferdynanda, gdzie odcinek Wiedeń-Bohumín oddano do użytku w 1847r.

Technologiczne wykorzystanie węgla we współczesnej metalurgii, energetyce, przemyśle chemicznym i transporcie spowodowało rozwój gospodarczy i stymulowało industrializację na niespotykaną dotąd skalę. Postępowała tak szybko, że układ urbanizacji, opóźniony w stosunku do interesów przemysłowych, nie był w stanie dostosować się do tego trendu. Rozwój górniczy przyniósł fragmentację osad, która zahamowała rozwój działalności formujących miasta. Wraz z rozwojem w przemyśle i górnictwie równie szybko rosła liczba mieszkańców. Zjawisko to stymulowało rozwój branży budowlanej w sektorze mieszkaniowym, w którym oprócz prywatnych przedsiębiorców uczestniczyli także właściciele kopalni i hut, którzy wynajmowali mieszkania służbowe pracownikom i urzędnikom. Te historyczne powiązania, wraz z budową nowych osiedli, nadal wpływają na obecną strukturę osiedli. [1.11]

W obszarze zainteresowania projektu AIR TRITIA znajdują się dwa miasta liczące prawie 300 000 mieszkańców - Katowice (PL) i Ostrawa (CZ). Największym miastem są Katowice, będące rdzeniem aglomeracji górnośląskiej, która obejmuje łącznie 19 miast z 2,1 milionami mieszkańców i 5 milionami aglomeracji katowickich (w tym Rybnik). W aglomeracji drugiego co do wielkości miasta w regionie, Ostrawy, mieszka prawie 1 milion mieszkańców (wraz z Opawą). Te aglomeracje miejskie, a także dwa inne ważne skupiska ludności, Opole (PL) i Żylna (SK), łączą intensywne relacje społeczno-gospodarcze. Aglomeracja (wraz z aglomeracją rybnicko-jastrzębską), ostrawska tworzą transgraniczny obszar metropolitalny [1.12].

We wszystkich krajach OECD Czechy charakteryzują się najmniejszymi gminami pod względem liczby ludności (średnio 1688 mieszkańców), a następnie Słowacja (1854 mieszkańców) a na trzecim miejscu jest Francja (1885 mieszkańców). W innych krajach OECD liczba ludności w jednostkach samorządów terytorialnych jest znacznie większa. Polska (średnio 15 507 mieszkańców), zajmująca 16 miejsce wśród 35 krajów, przeszła etap integracji, który zareagował na ogólny trend wyludnienia wsi

Zarządzanie jakością powietrza

i wzrostu zapotrzebowania na usługi w latach siedemdziesiątych ubiegłego wieku.

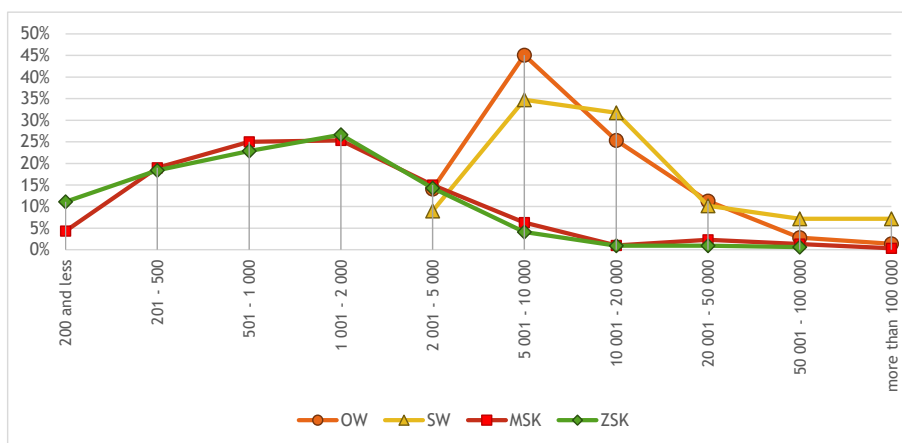


Rys. 1.5 Miasta powyżej 50 tys. mieszkańców w obszarze zainteresowania [1.10]

Obecnie gminy wiejskie mają zwykle od 2 000 do 9 000 mieszkańców, a także składają się z ponad 20 wsi i tzw. Sołectwa, jednostki samorządowej

Zarządzanie jakością powietrza

na poziomie wsi. Pomimo wspomnianej integracji, a może właśnie dzięki niej, pozycja gmin w Polsce jest bardzo silna, co znajduje odzwierciedlenie w zasadach konstytucyjnych wyrażonych w pierwszym tytule Konstytucji, w której zawarto jest decentralizacja władzy publicznej. Wielkość gmin wpływa również na ich zdolność do rozwiązywania problemów samorządowych na ich terytorium.



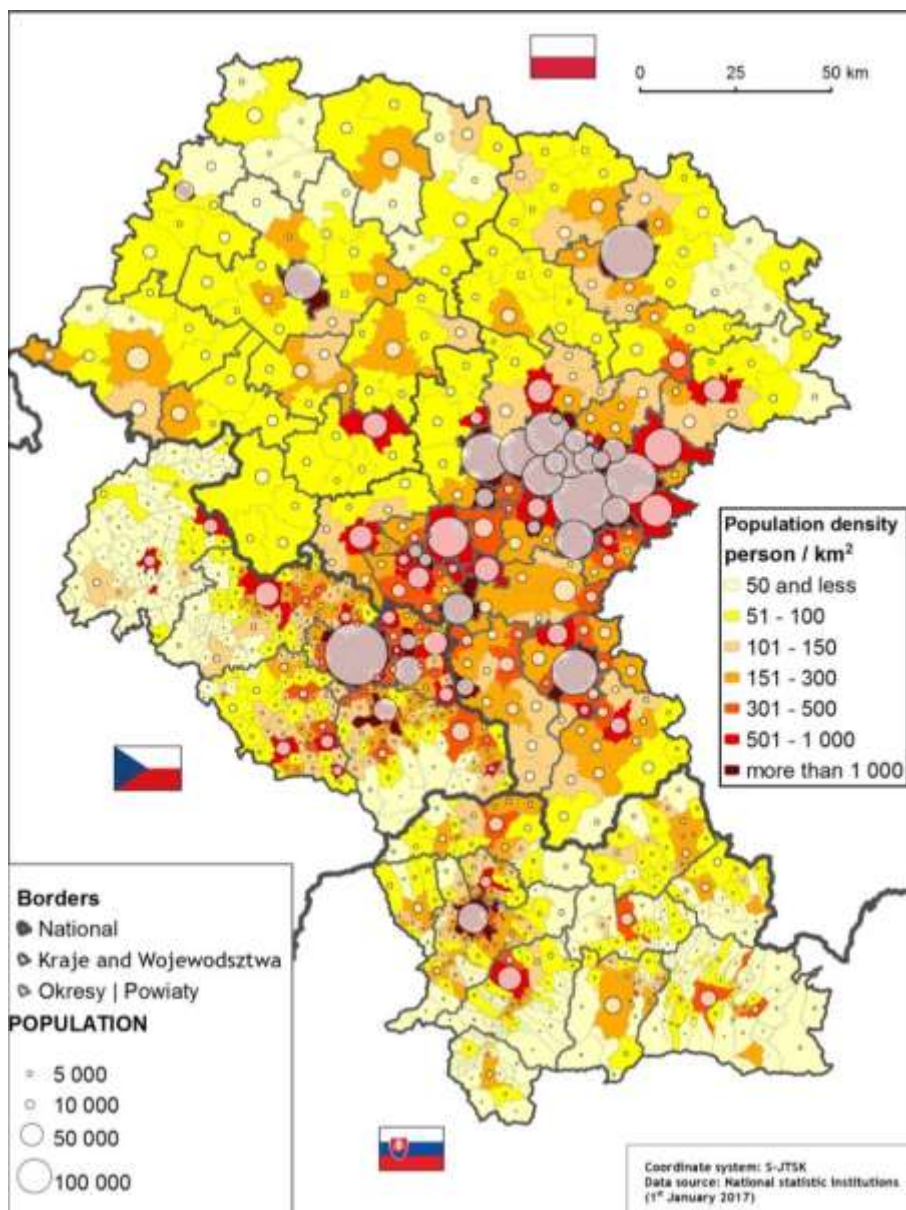
Rys. 1.6 Reprezentacja gmin w kategorii wielkości według liczby ludności na dzień 1 stycznia 2017 r. [1.10]

W województwie opolskim (OW) i śląskim (SW) nie ma gmin zamieszkałych przez mniej niż 2 000 mieszkańców, większość gmin obejmuje kategorie 5 000–10 000 mieszkańców, w OW takie gminy stanowią nawet 45% wszystkich gmin. Istotną różnicą wyróżniającą charakter demograficzny obu województw jest wyższy odsetek miast powyżej 50 000 i ponad 100 000 mieszkańców w WS, na który wpływ mają duże miasta aglomeracji katowickiej. Zupełnie inna sytuacja ma miejsce w krajach morawsko-śląskim (MSK) i żylińskim (ZSK), gdzie odsetek gmin w kategoriach wielkości poniżej 5000 mieszkańców wynosi około 90%.

Różnicę w strukturze tych dwóch regionów odgrywają głównie geomorfologia, płaski charakter płaskorzeźby w regionie ostrawsko-opawskim skutkowałą możliwością powstania aglomeracji ostrawskiej, natomiast w górzystym kraju żylińskim są tylko 2 miasta powyżej 50 000 mieszkańców (Żylinia i Martin). Powyższe odpowiada również odsetkowi mieszkańców zamieszkujących poszczególne kategorie wielkości gmin. Transgraniczna policentryczna aglomeracja Ostrawa-Katowice wpływa w takim stopniu na rozmieszczenie ludności, że w miastach liczących ponad

Zarządzanie jakością powietrza

100 tys. mieszkańców 49% zamieszkuje terytorium województwa śląskiego (5% mieszkańców województwa ma również wpływ w Częstochowie).



Rys. 1.7 Gęstość zaludnienia i liczba ludności w gminach na obszarze zainteresowania [1.10]

W MSK, lub samej Ostrawie, odsetek ten wynosi 24% mieszkańców całego regionu. W ZSK najważniejszymi skupiskami ludności są Żyliná i

Zarządzanie jakością powietrza

Martin, w których mieszka 20% mieszkańców regionu, w OW kluczowe jest miasto Opole (12% ludności) i Nysa z Kędzierzynom-Koźlem (w każdym z tych miast mieszka 6% mieszkańców regionu).

Analizując zmianę w dziesięcioletnim okresie według kategorii wielkości populacji w gminie, widać wyraźną tendencję spadkową w miastach powyżej 50 000 mieszkańców we wszystkich badanych regionach. W pozostałych 2 kategoriach wielkości od 20 000 do 50 000 mieszkańców i od 10 000 do 20 000 mieszkańców odnotowano spadek we wszystkich regionach z wyjątkiem województwa śląskiego, a w najmniejszych 2 kategoriach wielkości doszło do wzrostu w MSK i ZSK. Tylko w OW występuje spadek liczby ludności we wszystkich kategoriach wielkości gmin. W innych regionach identyfikowany jest typowy trend suburbanizacji, co znajduje odzwierciedlenie w spadku liczby mieszkańców większych miast w porównaniu z ich okolicami. W dużych miastach zlokalizowane są miejsca pracy i punkty usługowe, do których dojeżdżają mieszkańcy z okolic. Prowadzi to do intensyfikacji obciążenia ruchem i związanego z tym zanieczyszczenia powietrza. Ponadto rośnie liczba domów jednorodzinnych i związane z tym pojawienie się punktów ogrzewania, co również przyczynia się do zanieczyszczenia powietrza w porównaniu z bardziej rozpowszechnionym centralnym ogrzewaniem w miastach, w tym z wykorzystaniem ciepła odpadowego z zakładów przemysłowych.

1.6 Tworzenie części projektowej strategii zarządzania jakością powietrza

W części projektowej strategii używa się pojęć wartości, wizji, celów globalnych, osi priorytetowych, celów szczegółowych i działań, które są oparte na Metodologii przygotowywania strategii publicznych (1.1).

Wartość - pokazuje, co chcemy dzięki strategii wzmocnić u opinii publicznej i innych podmiotów. Jako przykład wybrano zdefiniowaną wartość dla EUWT TRITIA:

Jakość powietrza jest ważną wspólną wartością dla dalszego rozwoju regionu TRITIA, zarówno dla ludności, administracji publicznej, podmiotów gospodarczych i innych podmiotów na tym terytorium.

Zarządzanie jakością powietrza

Wizja - to opis pożądanego przyszłego stanu, który chcemy osiągnąć poprzez wdrożenie strategii. Dotyczy to strategii jako całości. Wizja powinna zostać spełniona w perspektywie długoterminowej, czyli w tym przypadku do roku 2040.

W 2040 r. powietrze będzie czyste w całym regionie TRITIA.

Cel globalny/ogólny - opracowuje zdefiniowaną wizję strategii. Dają one konkretny (jasny, oparty na faktach i zrozumiały) opis przyszłego stanu, za którego pośrednictwem zrealizowana zostanie określona wizja. To podsumowanie wyników i wpływu poszczególnych celów. Osiągnięcie celów globalnych to kwestia perspektywy średnio- lub długoterminowej (co może nie nastąpić bezpośrednio po wdrożeniu Strategii). W ramach strategii EGTC TRITA zdefiniowano dwa globalne cele:

G1 Osiągnąć jakość powietrza w taki sposób, aby nie przekraczano wartości dopuszczalnych dla wszystkich monitorowanych substancji na całym obszarze zainteresowania.

G2 Wpłynąć na zachowanie wszystkich pokoleń populacji w celu zwiększenia ochrony środowiska, zwłaszcza powietrza.

W przypadku G1 do oceny wyników ustalono wskaźnik: Odsetek osób mieszkających w miejscach o pogorszonej jakości powietrza, tj. w których przekroczona jest roczna wartość dopuszczalna dla następujących substancji: PM₁₀, PM_{2,5}, B(a)P, NO₂.

Ponadto strategia określa 3 osie priorytetowe (zwane dalej „OP”) o specjalnych celach (zwanych dalej „SC”), które opracowują cel globalny w perspektywie średnioterminowej do 2025 r.

OP A / Zarządzanie jakością powietrza

SC A1: Wdrożenie „Evidence – based management” (zarządzania opartego na dowodach), czyli monitorowania i oceny rozwoju jakości powietrza w oparciu o zmiany na terytorium, w celu poprawy jakości powietrza na całym terytorium w sposób skuteczny i długoterminowy.

OP B / Infrastruktura i środki przyczyniające się do poprawy jakości powietrza

Zarządzanie jakością powietrza

SC B1 Ograniczenie wpływu lokalnych źródeł ciepła na jakość powietrza.

SC B2 Zmniejszenie poziomu zanieczyszczenia pochodzących ze źródeł przemysłowych.

SC B3 Zmniejszenie wpływu transportu na jakość powietrza.

OP C / Odpowiedzialne ekologicznie podejście mieszkańców, przedsiębiorstw i instytucji

SC C1 Podnoszenie świadomości ekologicznej i zmiana zachowania.

Działania - definiują konkretne kroki prowadzące do osiągnięcia pożądaných celów szczegółowych. Działania przyjmą formę zaleceń i konkretnych propozycji skierowanych zarówno do obszarów prawnych lub pozaprawnych.

W ramach strategii dostępnych jest 90 rodzajów działań, z których można wybrać kombinacje w zależności od sytuacji, która odpowiada potrzebom miasta / kraju (regionu) / województwa. Preferowane działania są następnie opracowywane i modelowane w systemie AQMS.

Każde działanie jest opracowywane i przekształcane w przygotowany szablon (patrz przykład przetwarzania poniżej).

Oś priorytetowa	OP B / Infrastruktura i środki przyczyniające się do poprawy jakości powietrza
Specjalny cel	SC B1 Ograniczenie wpływu lokalnych źródeł ciepła na jakość powietrza
Kod działania	B1.1
Nazwa działania	Rozwój przyjaznej dla środowiska infrastruktury energetycznej - rozbudowa sieci i zachęta do połączenia
Opis działań	Celem tego typu działań jest stworzenie warunków do ograniczenia zużycia paliw stałych we wszystkich kategoriach stacjonarnych źródeł zanieczyszczeń poprzez podłączenie do systemów dystrybucji gazu ziemnego lub do centralnego systemu zaopatrzenia w ciepło. Władze regionów, miast i gmin będą nadal tworzyć warunki do rozwoju tych sieci, w szczególności ich szeroką rozbudowę, a także modernizację sieci dystrybucyjnych w już połączonych lokalizacjach.

Zarządzanie jakością powietrza

	Podstawowym zadaniem jest przede wszystkim zapewnienie odpowiednich ram finansowych, w szczególności poprzez wsparcie przygotowania wniosku o dofinansowanie z funduszy UE oraz terminowe przygotowanie odpowiednich inwestycji, a następnie ich faktyczną realizację. Władze krajów (regionów), miast i gmin utworzą również odpowiednie tło koncepcyjne dla dalszego rozwoju sieci ciepłowniczych i sieci gazu ziemnego (np. poprzez aktualizację Terytorialnej Polityki Energetycznej i dokumentacji planowania przestrzennego). Będą również stosować odpowiednie narzędzia administracyjne w celu wspierania rozwoju i wykorzystania przyjaznych dla środowiska źródeł energii.
Zanieczyszczenia objęte tymi działaniami	SO ₂ , NO _x , VOC, TZL, PM ₁₀ , PM _{2.5} oraz benzo(a)piren (według źródła energii)
Uzasadnienie działań	Działania są ważne dla zmniejszenia emisji (szczególnie w przypadku ogrzewania paliwem stałym).

Tworzenie części projektowej poszczególnych strategii odbywa się w ścisłej współpracy z miastami partnerskimi, regionami i województwami i jest tworzone przy stałej współpracy członków zespołu ekspertów projektu AIR TRITIA, nr CE1101 oraz przedstawicieli miast partnerskich, krajów i województw.

1.7 Literatura

- [1.1] HRUŠKA, L a kol. 2019. Strategia zarządzania jakością powietrza dla europejskiego ugrupowania współpracy terytorialnej TRITIA na lata 2020–2040. Cieszyn (Poland): ESÚS TRITIA, 2019.
- [1.2] EU. 2009. Biała księga Komitetu Regionów w sprawie wielopoziomowej administracji publicznej CONST - IV - 020. Brusel, 2009. 27 s.
- [1.3] WILSON, J. 2015. Evidence-based policy making in the European Commission. Oslo (Norway): CICERO, 2015. 70 s.
- [1.4] LEE, N., KIRKPATRICK, C. 2006. Evidence-based policy-making. in Europe: An Evaluation of European Commission Integrated Impact Assessments, Impact Assessment and Project Appraisal. 24:1, 23-33. Abingdon on Thames (United Kingdom): Taylor & Francis. 2006. 11 s.

Zarządzanie jakością powietrza

- [1.5] MILNER J., ELDRIDGE, M. 2016. From Evidence to Outcomes: Using Evidence to Inform Pay for Success Project Design. Washington, DC: Urban Institute, 2016. 11 s. Dostępne online: <http://urbn.is/2bY8Ddh>.
- [1.6] HENDRYCH, D. a kol. 2018. Nauki administracyjne. Teoria administracji publicznej, 4. akt. i uzupełnione wyd. Praha: ASPI, stan na 4. 4. 2018. 250 s. ISBN 978-80-7478-561-0.
- [1.7] PEARCE, D. 1998. Cost – benefit analysis and Environmental Policy. Oxford review of economic policy. 1998, roč. 14, č. 4, s. 84 – 100.
- [1.8] JÍLKOVÁ J. et al. 2011. Podręcznik narzędzi przydatnych do oceny polityki środowiskowej. Centrum RIA s.r.o. 2011, 139 s.
- [1.9] OECD 2013. Definicja funkcjonalnych obszarów miejskich (FUA) dla metropolitalnych baz danych OECD. Dostępne online: <https://www.oecd.org/cfe/regional-policy/Definition-of-Functional-Urban-Areas-for-the-OECD-metropolitan-database.pdf>
- [1.10] FOLDYNOVÁ, I.; a kol. 2018. Socio-Economic Study of the Area of Interest. Ostrava: ACCENDO, 2018. 107 s.
- [1.11] HRUŠKA-TVRDÝ, L. 2012. Zmiany w strukturze osadnictwa i ich wpływ na rozwój miast i regionów. Ostrava: ACCENDO – Centrum wiedzy i badań, o.p.s., 2012. ISBN: 978-80-904810-4-6.
- [1.12] METROBORDER – Cross-Border Polycentric Metropolitan Regions. Dostępne online: <https://www.espon.eu/programme/projects/espon-2013/targeted-analyses/metroborder-%E2%80%93-cross-border-polycentric-metropolitan>
- [1.13] SUCHODOLSKI, B. Zarys historii administracji samorządowej w Polsce. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu przyrodniczo-humanistycznego w Siedlcach, 2013. roč. 23, č. 96, 188 s.
- [1.14] PALÚŠ, I. Administracja publiczna w Europie Środkowej. Opawa: Uniwersytet Śląski w Opawie, Wydział Polityki Publicznej, 2015, 57 s.

2 Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza

Zanieczyszczenie powietrza związane jest z zasobami naturalnymi, przemysłem, obszarami zurbanizowanymi oraz z ruchem komunikacyjnym i jest niezależne od granic narodowych. Dlatego wielkim wyzwaniem terytorialnym w odniesieniu do skutecznego zarządzania jakością powietrza na obszarach jest ocena ich wpływu transgranicznego. W Europie Środkowej znajduje się co najmniej kilka regionów, w których występują tego typu problemy środowiskowe (zanieczyszczone powietrze w Republice Czeskiej, Niemczech i Polsce, silnie zurbanizowany region położony pomiędzy Wiedniem, Bratysławą i Budapesztem oraz obszar przemysłowy pomiędzy Polską, Czechami i Słowacją).

Szczególnym problemem w tym ostatnim regionie jest zanieczyszczenie pyłem zawieszonym a szerzej rzecz ujmując aerozolem. Istotne znaczenie w procesie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pyłowych mają warunki meteorologiczne.

Pył znajdujący się w atmosferze może mieć zarówno pochodzenie naturalne jak też i antropogeniczne. Jego naturalne źródła stanowią zanieczyszczenia biologiczne, sól morską, emisje wulkaniczne, procesy przemian jego gazowych prekursorów lub pylenie wtórne naturalnych powierzchni podłoża. Z kolei źródłem pyłu pochodzenia antropogenicznego jest spalanie biomasy, pyły ze spalania paliw kopalnych i wtórne pylenie z obszarów przekształconych antropogenicznie. Wtórna emisja pyłu pochodzi też z przemian jego gazowych prekursorów emitowanych do atmosfery w wyniku procesów antropogenicznych [2.15]. Pył zawieszony w atmosferze podlega wielu skomplikowanym procesom fizycznym i chemicznym. Większe cząstki pyłu sedymentują grawitacyjnie, mniejsze tworzą między innymi jądra kondensacji dla chmur i wyniku opadów atmosferycznych są wymywane z atmosfery. Jednocześnie niektóre cząstki pyłu pozostają w atmosferze przez dłuższy czas podlegając procesowi transportu poziomego i pionowego. Wreszcie wskutek przemian chemicznych z jego prekursorów gazowych powstaje on w atmosferze jako zanieczyszczenie wtórne [2.2]. W procesie tym biorą udział warunki meteorologiczne, które determinują wielkość jego stężeń w atmosferze. Ze względu na skomplikowany charakter związku czynników meteorologicznych z zanieczyszczeniem

Zarządzanie jakością powietrza

pyłowym niezwykle trudno wskazać jest jednoznaczne oddziaływania poszczególnych elementów meteorologicznych na stężenia pyłu zawieszonego.

Większość zanieczyszczeń pyłowych występuje w niższej części atmosfery zwanej warstwą graniczną atmosfery (WGA) lub inaczej planetarną warstwą graniczną czy warstwą tarciovą [2.7]. i jej chwilowe fizyczne uwarunkowania grają główną rolę w kształtowaniu się zanieczyszczeń pyłowych w atmosferze. Warstwa graniczna atmosfery definiowana jest jako część troposfery przylegająca bezpośrednio do powierzchni Ziemi i na którą bezpośrednio oddziałuje podłoże czyli tak zwana warstwa czynna powodująca zmianę jej parametrów w skali czasu rzędu godziny lub krótszym [2.8]. Wysokość tej warstwy zależy od położenia geograficznego, pory roku, pory dnia i przyjmuje wartości rzędu kilkuset metrów w nocy do kilku kilometrów w dzień nad poziomem gruntu (n.p.g.). Warstwa ta została podzielona na podwarstwy, ze względu na odmienne właściwości fizyczne. Bezpośrednio przylegającą do powierzchni Ziemi jest warstwa laminarna o wysokości kilku milimetrów, oddzielająca powierzchnię czynną od przypowierzchniowej warstwy turbulencyjnej. Wyżej do wysokości około 100 m rozciąga się wewnętrzna warstwa graniczna, zwana również warstwą przyziemną lub warstwą Prandtla. Powyżej do wysokości około 100 m występuje zewnętrzna warstwa graniczna zwana także warstwą skreću wiatru lub warstwą Ekmana, która graniczy z atmosferą swobodną. Za górną granicę WGA przyjmuje się zwykle poziom, powyżej którego wpływ warstwy czynnej zanika. Warstwa graniczna atmosfery w przeciwieństwie do atmosfery swobodnej charakteryzuje się znaczną turbulencyjnością przepływu powietrza oraz dobowymi zmianami elementów meteorologicznych. Pionowe uwarstwienie WGA, jej zmienność wysokości oraz czasowo-przestrzenna niejednorodność i niestacjonarność powoduje pionową wymianę turbulencyjną pędu, ciepła, wilgoci i innych substancji w niej się znajdujących [2.6]. Powoduje to, że silnym zmianom dobowym podlegają także zanieczyszczenia pyłowe.

Pionowa struktura WGA znacznie wpływa na warunki pogodowe i rozprzestrzenianie zanieczyszczeń powietrza w tym pyłu zawieszonego. Największe zmiany elementów meteorologicznych zachodzą w warstwie przyziemnej. Warstwa ta z jednej strony charakteryzuje się stałością

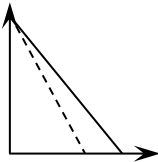
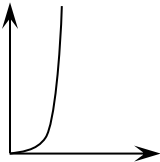

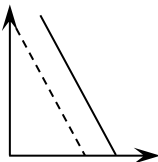
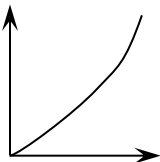

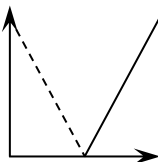
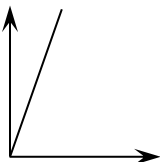
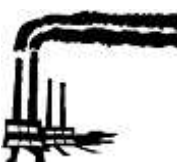
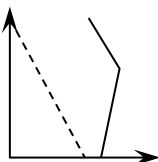
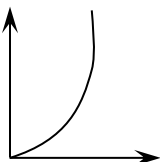

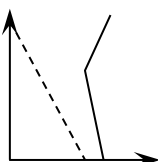
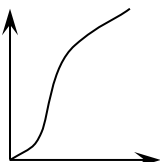

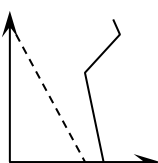
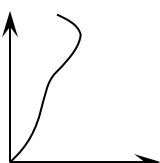

Zarządzanie jakością powietrza

strumieni turbulencyjnych, a z drugiej strony jej cechą są bardzo duże pionowe gradienty elementów meteorologicznych (temperatury, wiatru, wilgotności). W warstwie tej rozróżnia się podwarstwę przypowierzchniową inaczej określaną jako podwarstwę szorstkości oraz podwarstwę logarytmiczną [2.12]. Szorstkość powierzchni charakteryzuje aerodynamiczną cechę podłoża, decydującą o wielkości i intensywności wirów powstających w wyniku tarcia o powierzchnie przepływających nad nią cząstek powietrza. Liczbową miarą tej szorstkości jest parametr szorstkości z_0 , który jest funkcją wysokości elementów kształtujących podłoże i określa hipotetyczną wysokość, na której prędkość wiatru równa się zeru [2.16].

Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń pyłowych w atmosferze zależy od turbulencji atmosferycznej, zespołu elementów meteorologicznych i topograficznych oraz rodzaju źródła emisji i dynamicznego wyniesienia smugi zanieczyszczeń. Intensywność turbulencji w WGA charakteryzuje tak zwana pionowa stratyfikacja atmosfery, opisywana za pomocą parametru zwanego klasą stabilności atmosfery. Natomiast zasięg turbulencji charakteryzuje wielkość określaną jako wysokość warstwy mieszania [2.5].

Z punktu widzenia warunków rozprzestrzeniania zanieczyszczeń powietrza klasy A – D odpowiadają za sytuacje meteorologiczne sprzyjające dobrej wentylacji, a klasy E – F za sytuacje ze słabą wentylacją atmosfery. Podział ten jest oczywiście dość uproszczony i oddaje tylko wpływ ogólnej charakterystyki dwóch elementów meteorologicznych na warunki przewietrzania: wiatru i temperatury powietrza. W meteorologii zanieczyszczeń powietrza jednym z parametrów charakteryzujących szybkość rozprzestrzeniania się w WGA jest tak zwany współczynnik wentylacji. Wielkość ta definiowana jest jako iloczyn wysokości warstwy granicznej atmosfery (odpowiadającej wysokości warstwy mieszania) i średniej prędkości wiatru w tej warstwie. Współczynnik ten jest operacyjnie prognozowany przez niektóre służby zajmujące się między innymi osłoną meteorologiczną systemów monitoringu jakości powietrza na przykład jak przez Czeski Instytut Hydrometeorologiczny ČHMÚ [2.17] czy prowincję kanadyjską Kolumbię Brytyjską [2.13].

Zarządzanie jakością powietrza

Klasa stabilności atmosfery	Temperatura powietrza	Prędkość wiatru	Kształt smugi dymu	Równowaga atmosfery
A, B, C				Chwiejna (ang. <i>looping</i>)
D				Obojętna (ang. <i>coning</i>)
E, F – smuga w zasięgu warstwy inwersyjnej				Stąła (ang. <i>fanning</i>)
E, F – smuga nad warstwą inwersyjną dolną				Stąła (ang. <i>lofting</i>)
E, F – smuga pod warstwą inwersyjną dolną				Stąła (ang. <i>fumigation</i>)
E, F – smuga pod warstwą inwersyjną wzniesioną				Stąła (ang. <i>trapping</i>)

Rys. 2.1 Schematyczne przedstawienia kształtu smugi dymu z emitora punkowego oraz pionowych profili temperatury powietrza i prędkości wiatru (linia przerywana przedstawia gradient suchoadiabatyczny) [źródło [2.9], modyfikacja autorów rozdziału].

Zarządzanie jakością powietrza

Za warunki rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pyłowych w powietrzu atmosferycznym odpowiadają warunki meteorologiczne oddziaływujące w różnych skalach czasowo-przestrzennych. Skala ta określa czy występująca sytuacja wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza ma charakter globalny, regionalny czy lokalny (tab. 2.1).

Tab. 2.1 Przestrzenna i czasowa skala rozprzestrzeniania zanieczyszczeń [2.1].

Zasięg oddziaływania	Skala pozioma [km]	Skala pionowa [km]	Skala czasowa [godz.]	Skala problem
wewnętrzny	$10^2 - 10^1$	do 10^1	$10^1 - 10^0$ (minuty - godzina)	działalność usługowo - bytowa
lokalny	$10^1 - 10$	do 3	$10^1 - 10$ (minuty - godziny)	miasto / kraj
miejski	$10 - 10^2$	do 3	$10^0 - 10^2$ (godzina - kilka dni)	miasto / kraj
regionalny	$10^2 - 10^3$	do 15	$10 - 10^3$ (godziny - miesiąc)	województwo / kraj
kontynentalny	$10^3 - 10^4$	do 30	$10^2 - 10^4$ (kilka dni - miesiące)	kraj / świat
hemisfera	$10^4 - 2 \cdot 10^4$	do 50	$10^3 - 10^5$ (miesiąc - rok)	Świat
globalny	$4 \cdot 10^4$	do 50	$10^3 - 10^6$ (miesiące - lata)	Świat

Objaśnienie: źródło [2.11]- modyfikacja [2.1].

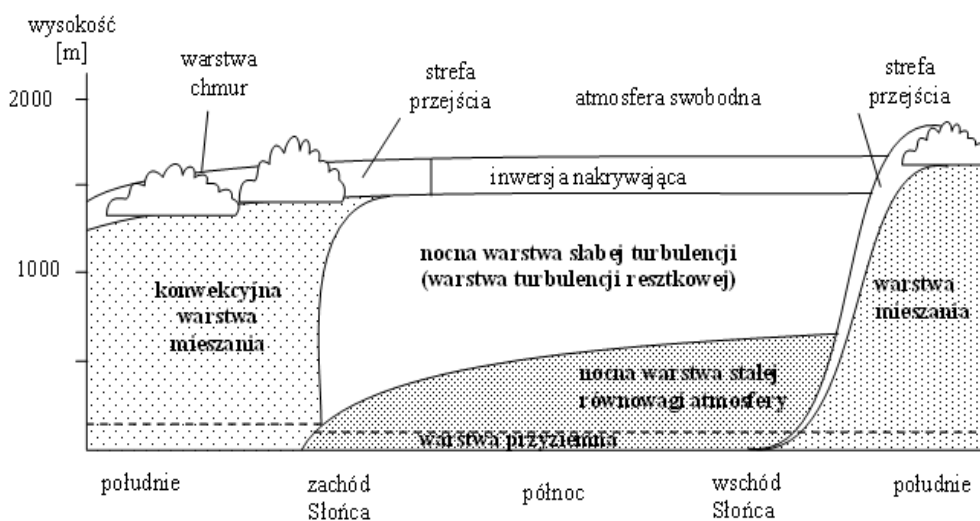
W warunkach pomiarów stężeń pyłu wykonywanych na stacjach Państwowego Monitoringu Środowiska obserwuje się najczęściej jego koncentracje będące skutkiem oddziaływania lokalnego i regionalnego. W modelowych warunkach meteorologicznych (typ pogody insolacyjno-radiacyjnej), gdy brak jest w wpływu ogólnej cyrkulacji atmosfery wykształca się charakterystyczny dobowy przebieg stanów stabilności atmosfery, z dobrze zaznaczoną klasą stałą i wybitnie stałą w nocy, przejściem porannym (wschód Słońca) z warstwą turbulencji resztkowej i podczas przejścia wieczornego (zachód Słońca) oraz rozwojem konwekcji (klasa stabilności chwiejna i wybitnie chwiejna) w ciągu dnia (Rys. 2.2).

Teoretyczny rozwój przebiegu ewolucji warstwy granicznej w ciągu dnia potwierdzają także badania empiryczne. Na rysunku 2.3 przedstawiono wyznaczony za pomocą sodaru pionowy przebieg klas stabilności atmosfery w przebiegu dobowym na tle jego teoretycznego przebiegu. Warto zwrócić na występowanie klas wysokiej stabilności (barwa czerwona – klasa F) w nocy, które świadczą o występowaniu inwersji

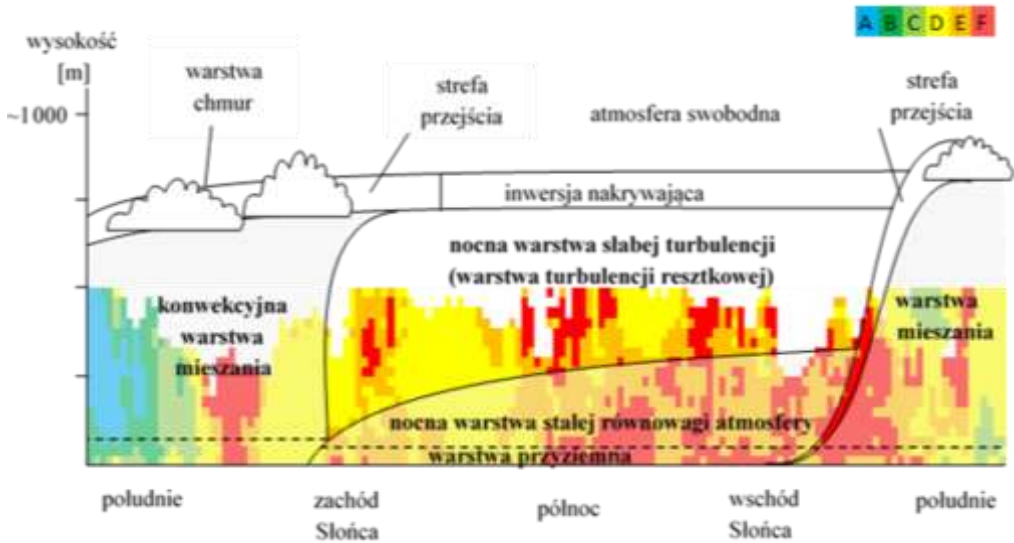
Zarządzanie jakością powietrza

temperatury. Inwersja pojawia się nie tylko przy ziemi ale również na pewnej wysokości nad jej powierzchnią. W nocy przy szczególnie silnej radiacji miazszość warstw inwersyjnych może dochodzić do 200 m nad poziomem gruntu. Inwersje temperatury związane z nocnym wypromieniowaniem ciepła z niższych warstw atmosfery są powszechne w warunkach górskich i podgórskich gdzie dna dolin są szczególnie narażone na to zjawisko. Biorąc pod obszar badań projektu AIR TRITIA można uznać, że ten czynnik meteorologiczny gra tu ważną rolę. Potwierdzają to badania radiometryczne (ciągły pomiar rozkładu temperatury powietrza do wysokości 1000 m np. gr metodą telemetryczną) wykonywany przez IMGW-PIB na stacji meteorologicznej w Raciborzu przy okazji realizacji projektu INTERREG VA PL-CZ AIR BORDER (rys. 2.3)

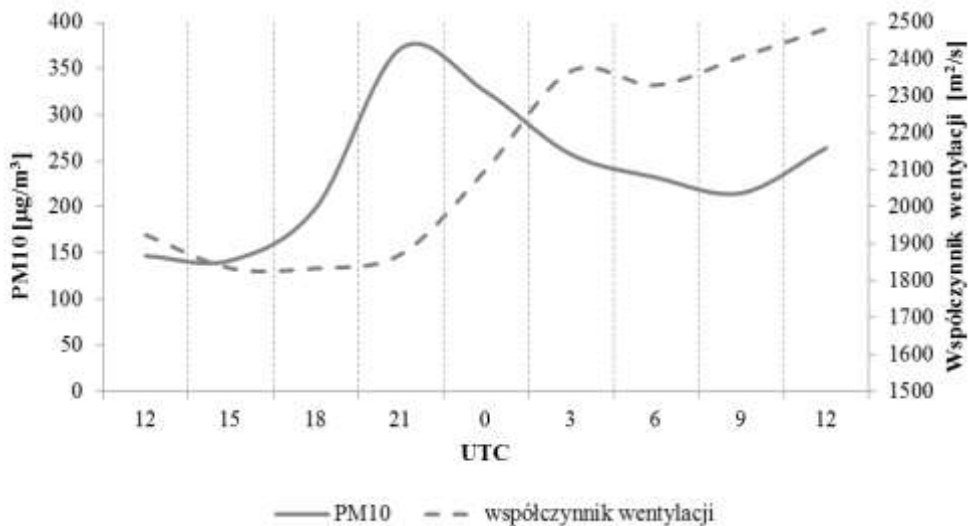
Takiej ewolucji warstwy granicznej towarzyszy również typowy przebieg stężeń pyłu PM₁₀ obserwowany na stacjach monitoringu jakości powietrza z maksimum stężeń w godzinach nocnych i minimum w godzinach popołudniowych (rys. 2.3).



Rys. 2.2 Schemat dobowego przebiegu struktury warstwy granicznej atmosfery [2.8].

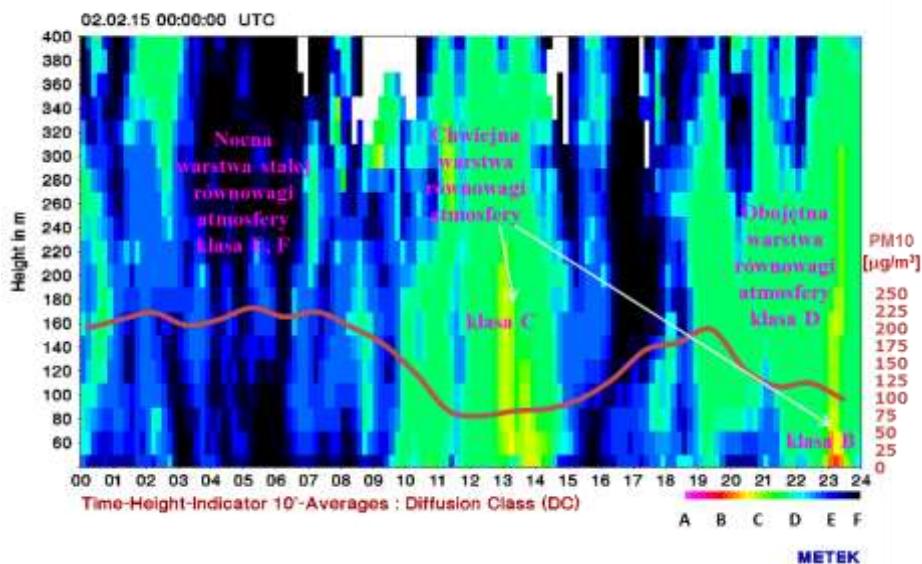


Rys. 2.3 Schemat dobowego przebiegu struktury warstwy granicznej atmosfery na tle wyznaczonych za pomocą sodaru klas stabilności [2.8].



Rys. 2.4 Przebieg zmierzonych stężeń PM₁₀ oraz prognozowany modelem meteorologicznym COSMO przez IMGW-PIB współczynnik wentylacji od godz. 12 UTC 23 stycznia 2013 r. do godz. 12 UTC 24 stycznia 2013 r. na stacji PMŚ Sosnowiec (woj. śląskie).

Zarządzanie jakością powietrza

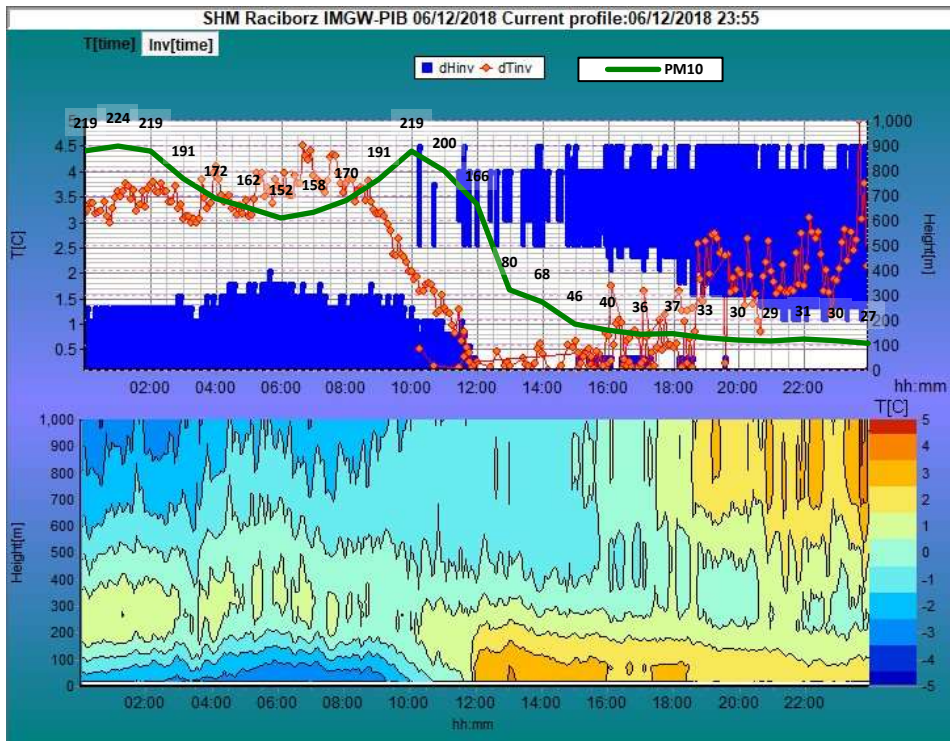


Rys. 2.5 Przebieg stężeń PM_{10} na stacji PMS Kraków-Nowa Huta na tle sodarogramu klas stabilności atmosfery z sondażu akustycznego Kraków-Bielany od godz. 0 UTC do 23 UTC 2 lutego 2015 roku.

Wpływ czynników termiczno-dynamicznych w warstwie granicznej atmosfery na stężenie zanieczyszczeń pyłowych jest także dobrze widoczny na danych pomiarowych. Do ich oceny nadają się dobrze sondáže aerologiczne, ale ze względu na ich niezbyt gęstą sieć i małą reprezentatywność przestrzenną w odniesieniu do warunków najniższej warstwy atmosfery nie znajdują zbyt częstego zastosowania. Lepsze wyniki daje zastosowanie metod teledetekcyjnych (np. sodar, ceilometr, wind profiler, radiometr) [2.4], które służą do badania struktur warstwy przyziemnej atmosfery. Na rysunku rys. 2.4 przedstawiono przebieg stężeń pyłu PM_{10} podczas epizodu lokalnego smogu zimowego, który wystąpił w Krakowie w dniu 2 lutego 2015 r. Prowadzone w tym dniu pomiary właściwości fizycznych pionowego słupa atmosfery przy wykorzystaniu sodaru wykazywały silną stabilność do wysokości 400 m n.p. gr. W tym samym czasie obserwowano wysokie stężenia pyłu PM_{10} . W godzinach przedpołudniowych wraz z ewolucją warstwy granicznej i zwiększeniem chwiejności atmosfery nastąpiło znaczne zmniejszenie stężeń pyłu zawieszonego. Następnie w godzinach wieczornych wzrastała stabilność atmosfery, co skutkowało ponownym wzrostem stężeń pyłu, aby wraz z

Zarządzanie jakością powietrza

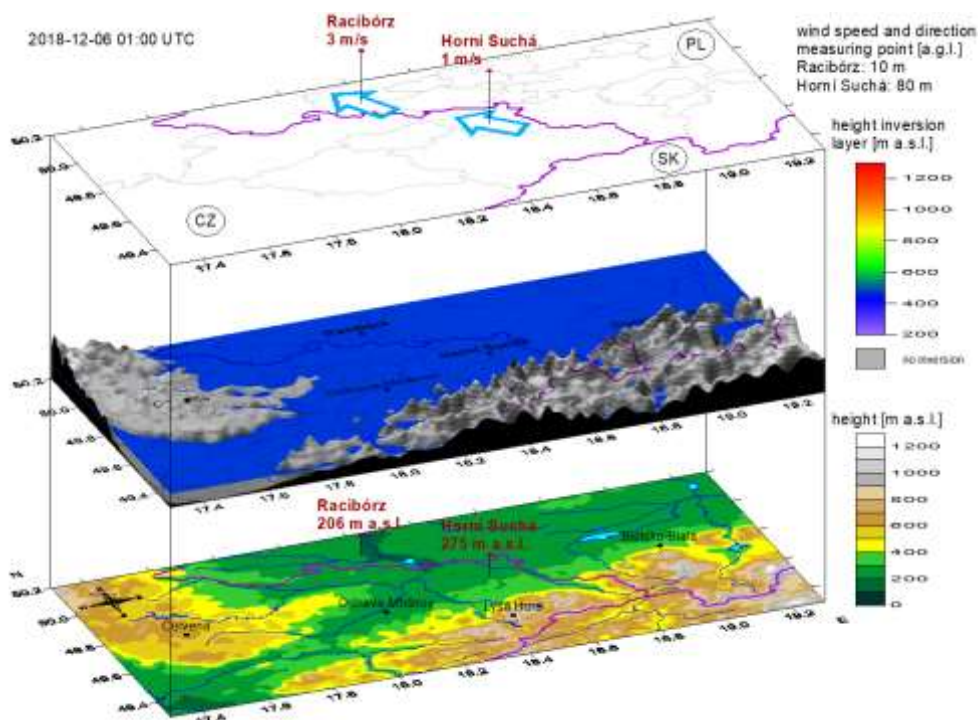
prześciem frontu około godziny 22 UTC atmosfera stała się obojętna a stężenie pyłu ponownie zmalało. Podobną sytuację można zaobserwować dokonując analizy przebiegu stężeń pyłu PM₁₀ na stacji w Raciborzu podczas epizodu wysokich stężeń w dniu 6 grudnia 2018 roku. Czynnikiem sprawczym wysokiej koncentracji pyłu PM₁₀ przy powierzchni Ziemi jest tutaj silna i bardzo gruba warstwa inwersji przyziemnej, która uwięźnia zanieczyszczenia pyłowe pochodzące głównie z niskiej emisji komunalnej w warstwie przyziemnej. W momencie gdy zanika inwersja przyziemna zanieczyszczenia pyłem PM₁₀ przy Ziemi spadają mimo, że nad warstwą normalnego rozkładu temperatury wytwarza się warstw inwersji wzniesionej (rys. 2.6).



Rys. 2.6 Przebieg stężeń pyłu PM₁₀ na tle pionowego rozkładu temperatury uzyskanego z radiometru. Racibórz 6 grudnia 2018 r. Rysunek górny przedstawia wysokość zalegania warstw inwersyjnych (niebieskie pionowe linie), wielkość skoku inwersji w °C (czerwona linia) i stężenia pyłu PM₁₀ w µg/m³ (zielona linia). Rysunek dolny przedstawia diagram rozkładu temperatury powietrza w pionie i w czasie. Wszystkie dane w czasie urzędowym. Źródło: IMGW- PIB. Dane uzyskane w ramach projektu AIR BORDER.

Zarządzanie jakością powietrza

O rozległości przestrzennej inwersji temperatury informuje rysunek rys. 2.7, który wizualizuje występowanie pierwszej warstwy inwersyjnej w dolinie górnej Odry i kotlinie Ostrawskiej o godzinie 2 czasu urzędowego tj. podczas maksimum stężeń pyłu PM_{10} w Raciborzu. Uwagę zwraca różnica prędkości wiatru dolnego w Raciborzu (wysokość wiatromierza 10 m np. gr) i Hornej Suchej (wysokość wiatromierza 80 m n p gr). wiatr w górnej części warstwy inwersyjnej ma niższą prędkość niż wiatr przyziemny.



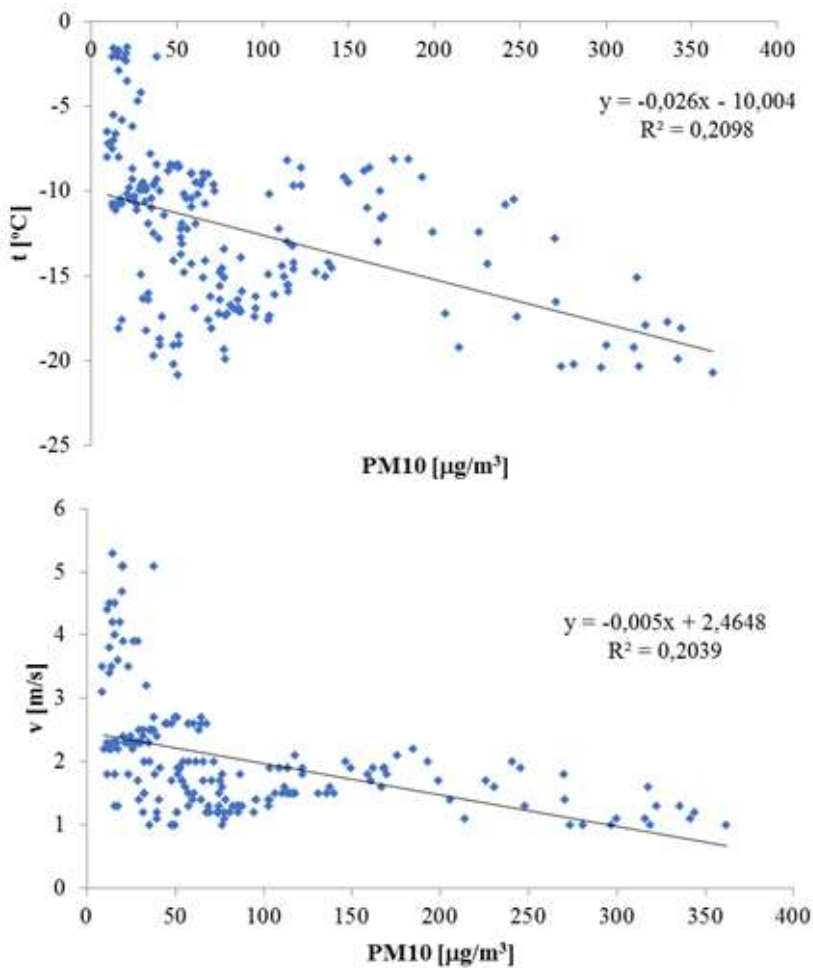
Rys. 2.7 Wizualizacja przestrzennego rozkładu warstwy inwersyjnej w dniu 6 grudnia 2018 roku w dolinie górnej Odry i Kotlinie Ostrawskiej podczas występowania maksimum stężeń pyłu PM_{10} w Raciborzu. Godzina 2.00 czasu urzędowego. Źródło: IMGW- PIB. Dane uzyskane w ramach projektu AIR BORDER.

Trzeba jednak wyraźnie podkreślić, że wpływ pojedynczych czynników meteorologicznych na stężenie pyłu PM_{10} w powietrzu zaznacza się dobrze w tylko przypadku pojedynczych epizodów wysokich jego stężeń. Spośród wielu zaistniałych epizodów wysokich stężeń pyłu obserwowanych w minionych 10 latach trudno znaleźć istnienie prostych

Zarządzanie jakością powietrza

zależności statystycznych pomiędzy stężeniami pyłu poszczególnymi elementami meteorologicznymi. Jednym z udokumentowanych takich przypadków jest epizod ze stycznia 2010 roku.

Na rysunku rys. 2.8 przedstawiono zależność stężenia pyłu PM_{10} od temperatury powietrza i prędkości wiatru podczas takiego epizodu w Sosnowcu w styczniu 2010 roku. Chwilowe stężenia pyłu są tu odwrotnie proporcjonalne zarówno do temperatury powietrza jak też i chwilowej prędkości wiatru.



Rys. 2.8 Współczynnik korelacji Pearsona między stężeniem PM_{10} a temperaturą powietrza i prędkością wiatru dla epizodu z okresu 21 – 28 stycznia 2010 r.

Zarządzanie jakością powietrza

Współczynnik korelacji Pearsona (poziom istotności $p < 0,001$) podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} w styczniu 2010 roku w Sosnowcu między godzinową temperaturą powietrza i prędkością wiatru, a chwilowym stężeniem PM_{10} wynosił odpowiednio $r=0,458$ i $r=0,452$. O ile wpływ warunków meteorologicznych na stężenie pyłu w warstwie przyziemnej atmosfery jest dobrze widoczny w pojedynczych przypadkach, o tyle stworzenie jasnego obrazu zależności pomiędzy elementami meteorologicznymi i zanieczyszczeniem pyłowym atmosfery w oparciu o materiał statystyczny jest trudniejsze.

Jak wyżej wspomniano zmienność stężeń pyłu w atmosferze jest wynikiem procesów fizycznych i chemicznych, które zachodzą pod wpływem kompleksu czynników meteorologicznych. Nie wnikając w mechanizm formowania się takich zależności można wskazać pojedyncze elementy meteorologiczne, które przynajmniej intuicyjnie mają wpływ na stężenie pyłu w atmosferze. W wyniku wieloletnich obserwacji stwierdzono, że poza warunkami stabilności termiczno-dynamicznej atmosfery są to:

- promieniowanie słoneczne;
- temperatura powietrza;
- wilgotność powietrza i opad atmosferyczny;
- warunki anemologiczne.

Dla oceny wpływu tych czynników meteorologicznych na stężenie pyłu zawieszonego PM_{10} dokonano analizy statystycznej wykorzystując dane pomiarowe stężeń pyłu PM_{10} ze stacji PMS dostępne w AirBase Europejskiej Agencji Środowiska oraz dane meteorologiczne z reprezentatywnych dla nich stacji PSHM IMGW-PIB z okresu 2008-2017 (tab. 2.2).

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 2.2 Współczynniki korelacji Pearsona między dobowymi stężeniami pyłu PM₁₀ na stacjach PMS a wybranymi dobowymi charakterystykami meteorologicznymi na reprezentatywnych stacjach IMGW-PIB dla okresu 2008 – 2017 ($p < 0,001$).

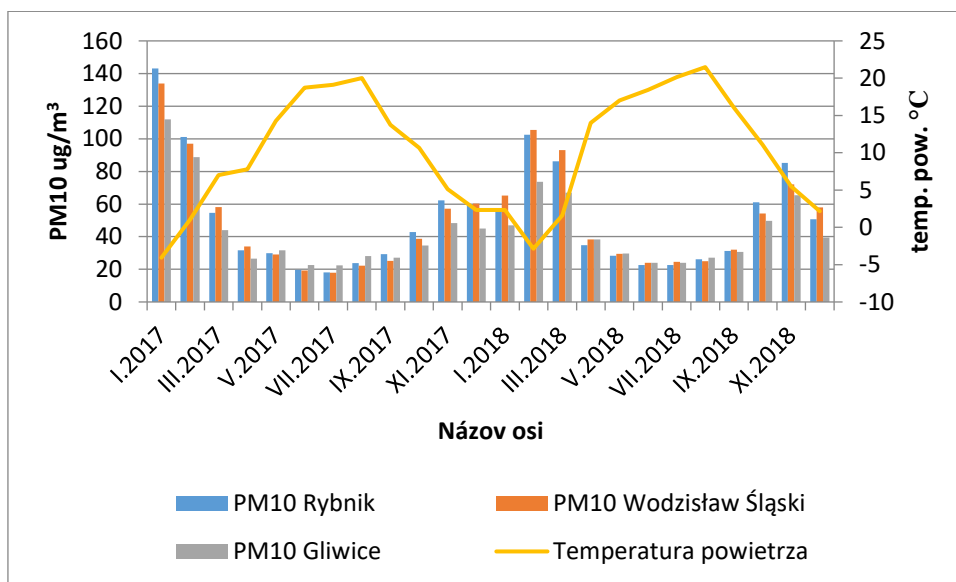
Element meteorologiczny	Rok (styczeń-grudzień)	Pora chłodna (styczeń-marzec, październik-listopad)	Pora ciepła (kwiecień-wrzesień)
Temperatura maksymalna powietrza	-0,299	-0,203	0,130
Temperatura minimalna powietrza	-0,415	-0,371	-0,124
Temperatura średnia powietrza	-0,358	-0,303	0,043
Temp. minimalna przy powierzchni gruntu	-0,426	-0,385	-0,155
Suma opadu atmosferycznego	-0,127	-0,155	-0,090
Wysokość pokrywy śnieżnej	0,241	0,179	0,029
Usłonecznienie	-0,101	0,071	0,138
Czas trwania mgły	0,227	0,208	0,088
Czas trwania opadu deszczu	-0,168	-0,184	-0,191
Czas trwania opadu śniegu	0,123	0,031	0,014
Wysokość podstawy chmur	0,122	0,204	0,324
Widzialność pozioma	-0,336	-0,242	-0,122
Kierunek wiatru	-0,115	-0,140	-0,138
Prędkość wiatru	-0,185	-0,291	-0,195
Ciśnienie pary wodnej	-0,315	-0,218	-0,140
Wilgotność względna powietrza	0,124	0,037	-0,230
Temperatura punktu rosy	-0,358	-0,249	-0,171
Ciśnienie atmosferyczne na poziomie morza	0,272	0,281	0,214

Z pośród badanych elementów meteorologicznych na pierwszy plan wysuwa się temperatura powietrza. Jej wpływ na stężenie pyłu zawieszonego przy powierzchni ziemi jest wielokierunkowy. Jeżeli przyjąć, że w warunkach obszaru TRITIA szczególnego znaczenia nabiera pył pochodzenia antropogenicznego, zwłaszcza dostający się do atmosfery w wyniku procesów spalania to można uznać, że temperatura powietrza wpływa odwrotnie proporcjonalnie na wielkość koncentracji pyłu zawieszonego. Dzieje się to z dwóch powodów:

- termicznego sterowania emisją;
- wpływu temperatury powietrza na kształtowanie się warunków równowagi termiczno-dynamicznej w WGA.

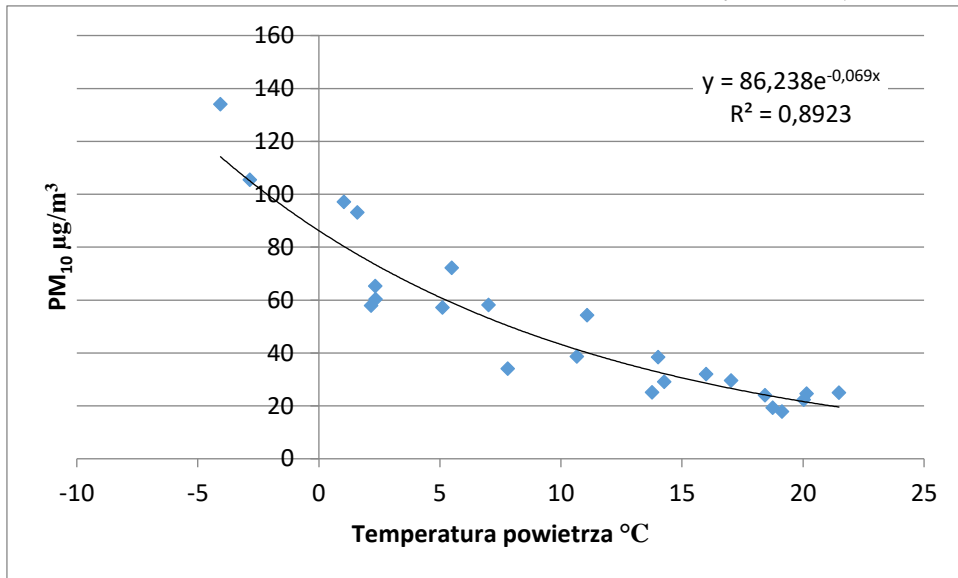
Zarządzanie jakością powietrza

Pierwszy z tych powodów ma podłoże socjalno-bytowe oraz gospodarcze i wynika ze zwiększenia emisji pyłów do atmosfery w procesie ogrzewania mieszkań i zwiększania się energochłonności procesów przemysłowych wraz ze spadkiem temperatury.



Rys. 2.9 Przebieg średnich miesięcznych stężeń pyłu PM_{10} w polskiej części obszaru TRITIA na tle warunków meteorologicznych w Raciborzu w latach 2017-2018.

Ilustrują to dobrze zależności średnich miesięcznych stężeń pyłu w zależności od średniej miesięcznej temperatury powietrza. Dla przykładu na rysunku rys. 2.9 pokazano przebieg miesięczny stężeń pyłu PM_{10} na stacjach PMS Wodzisław Śląski, Rybnik i Gliwice na tle średnich miesięcznych temperatur powietrza w Raciborzu. Nawet bez stosowania aparatu matematycznego można wyrażną zależność stężeń pyłu od temperatury - dowód na tzw. termiczne sterowanie emisją. W tym przypadku można określić zależność funkcyjną pomiędzy średniomiesięcznym stężeniem pyłu a temperaturą powietrza. Zależność ta nie jest liniowa a jej wizualizację dla stacji w Wodzisławiu Śląskim przedstawia rys. 2.10.



Rys. 2.10 Zależność stężeń PM₁₀ od temperatury powietrza – średnie miesięczne wartości z okresu 2017-2018.

Drugi - wpływ temperatury powietrza na kształtowanie się warunków równowagi termiczno-dynamicznej w WGA, w chłodnej porze roku (sezon grzewczy), związany jest z zespołem czynników meteorologicznych kształtującym pogodę nad badanym obszarem. W przypadku pogody cyklonalnej temperatura powietrza jest zazwyczaj wyższa (towarzyszy jej najczęściej większa prędkość wiatru, opady atmosferyczne ale i mniej stabilna klasa równowagi atmosfery). W takich warunkach emisje antropogeniczne pyłu są mniejsze niż podczas pogody wyżowej, a jednocześnie zwiększa się turbulencja w dolnej atmosferze. W przypadku pogody antycyklonalnej (w chłodnej porze roku) radiacyjne wychłodzenie przyziemnych warstw atmosfery powoduje, że temperatura powietrza jest niska, a zespół pozostałych czynników meteorologicznych (brak chmur, cisza atmosferyczna lub słaby wiatr) powoduje powstawanie stałej równowagi atmosfery w tym inwersji przyziemnych lub wzniesionych. W takich warunkach stężenia pyłu zawieszonego przy powierzchni ziemi są zazwyczaj wysokie.

Pomimo potwierdzonego obserwacjami znaczenia temperatury powietrza w kształtowaniu się stężeń pyłu zawieszonego badanie korelacji między tymi wielkościami nie potwierdza silnych zależności liniowych. W wyniku porównania dobowych stężeń pyłu PM₁₀ i wartościami średnich

Zarządzanie jakością powietrza

dobowych temperatur powietrza na odpowiadających im stacjach meteorologicznych uzyskuje się wartości korelacji Pearsona $r=-0,358$. W porze chłodnej współczynnik ten wynosi $r=-0,303$ a w porze ciepłej $r=0,043$. Wszystkie współczynniki są istotne statystycznie na poziomie istotności $p<0,001$. Spośród charakterystyk termicznych wyższe współczynniki korelacji Pearsona pyłu PM_{10} obserwuje się dla temperatury minimalnej (rok $r=-0,415$, pora chłodna $r=-0,371$, pora ciepła $r=-0,124$) i temperatury minimalnej przy powierzchni gruntu (rok $r=-0,426$, pora chłodna $r=-0,385$, pora ciepła $r=-0,155$). Mniejsze zależności stężeń pyłu od temperatury powietrza w ciepłej połowie roku niż w chłodnej świadczą o mniejszej roli temperatury w procesie sterowania emisją w tym czasie i większym udziale chwiejnych stanów atmosfery.

Dla ilustracji wpływu temperatury powietrza na proces termicznego sterowania emisją

Obieg wilgoci w dolnej atmosferze charakteryzowany parametrami wilgotności powietrza, opadem atmosferycznym i czasem trwania mgły ma dla stężeń pyłu PM_{10} podobnie jak temperatura także wpływ wielokierunkowy. Z zawartością pary wodnej w atmosferze wzrasta prawdopodobieństwo wystąpienia depozycji mokrej, zwłaszcza gdy zwiększeniu się wilgotności towarzyszy opad atmosferyczny. Powodować to będzie samooczyszczanie atmosfery i spadek stężeń pyłu. Jednak wysoka wilgotność powietrza bez formowania się opadu, ale przy tworzeniu się mgły może sprzyjać koncentracji pyłu, które stanowią jądra kondensacji dla drobinek wody. Tak więc parametry wilgotności powietrza przedstawiane samodzielnie w zależności od stężenia pyłu nie dają jasnego obrazu zależności statystycznych. Potwierdzają to niezbyt wysokie korelacje tych parametrów z pyłem PM_{10} . Spośród trzech badanych parametrów wilgotności powietrza (wilgotność względna, prężność pary wodnej, temperatura punktu rosy) najsilniejszy związek z PM_{10} obserwuje się z temperaturą punktu rosy i ciśnieniem pary wodnej (odpowiednio dla roku $r=-0,358$, $r=-0,315$, miesiące ciepłych $r=-0,248$, $r=-0,218$, miesiące chłodnych $r=-0,171$, $r=-0,140$). Wzrost ciśnienia pary wodnej i wzrost temperatury punktu rosy sprzyjają spadkowi stężeń pyłu zawieszonego. Wynika to prawdopodobnie z procesu wymywania cząstek pyłu w dniach o dużej wilgotności powietrza szczególnie wtedy, gdy zjawisku temu towarzyszy ciekły opad atmosferyczny o dłuższym czasie trwania (rok $r=-0,127$, $r=-0,168$,

Zarządzanie jakością powietrza

pora chłodna $r=-0,155$, $r=-0,184$, pora ciepła $r=-0,090$, $r=-0,191$). Z kolei czas trwania mgły wpływa na wzrost stężeń PM_{10} (rok $r=0,227$, pora chłodna $r=0,208$, pora ciepła $r=0,088$) co potwierdza tezę o wiązaniu się cząstek pyłu z wodą w procesie tworzenia się mgły. Sytuacja taka w chłodnej połowie roku może prowadzić do powstania epizodu smogowego. Spośród wszystkich czynników meteorologicznych wpływających na stężenie pyłu PM_{10} istotne znaczenie ma także wiatr. Profil wiatru podobnie jak profil temperatury odgrywa główną rolę w kształtowaniu się warunków stabilności atmosfery. Ma też jednak wiatr istotną rolę jako czynnik samodzielny. Długotrwałe cisze lub niskie prędkości wiatru (wiatr słaby do ~ 3 m/s), nawet w warunkach atmosfery obojętnej termicznie sprzyjają koncentracji zanieczyszczeń pyłowych. Z kolei od granicznej prędkości około > 5 m/s zachodzi zjawisko unosu wtórnego cząstek pyłu PM_{10} z powierzchni naturalnych i antropogenicznych. Na szczęście ma ono najczęściej charakter krótkookresowy i nie wpływa znacząco na wzrost średniodobowych stężeń pyłu. Stąd analiza warunków anemologicznych powinna być zawsze brana pod uwagę przy opisywaniu meteorologicznego tła jakości powietrza. Niestety badania związku stężeń PM_{10} z prędkością wiatru na całej populacji danych nie dają silnych statystycznie związków. Zarówno dla całego roku jak też chłodnej i ciepłej pory wzrost prędkości wiatru (mierzonego standardowo na wysokości 10 – 14 m n.p.g.) wpływa na zmniejszenie stężeń pyłu (współczynnik korelacji wynosi odpowiednio $r= -0,185$, $r= -0,291$, $r=-0,195$). Wiatr należy traktować jako wektorowy element meteorologiczny i prędkość wiązać z kierunkiem. Niestety w przypadku analizy wpływu wektora wiatru mierzonego na standardowej wysokości wiatromierza na stężenie pyłu zawieszzonego problematyczne jest operowanie kierunkiem wiatru. Charakterystyka pola wiatru szczególnie w terenie silnie urzeźbionym, o wysokim współczynniku szorstkości wskazuje na dużą chaotyczność strumieni ruchu powietrza, co wyklucza zastosowanie tej charakterystyki. W tym przypadku dobrze się jest posłużyć kierunkami napływu mas powietrza przy wykorzystaniu kalendarza typów cyrkulacji lub zastosowaniu metod wyznaczania trajektorii ruchu cząsteczek powietrza. Pierwsza z metod pozwala na wyznaczenie źródła pochodzenia mas powietrza i nakreśla sektor napływu. W większości przypadków sytuacje podwyższonych koncentracji zanieczyszczeń pyłowych występują przy napływie mas powietrza polarno-kontynentalnego (Pk) z sektora wschodniego, przy dominującej strefowej cyrkulacji atmosfery. Druga z

Zarządzanie jakością powietrza

metod badanie napływu cząstek powietrza na receptor przy wykorzystaniu tak zwanych trajektorii wstecznych jest bardzo obrazowa, ale musi być ostrożnie stosowana. Dotyczy to szczególnie badania wpływu kierunku napływu mas powietrza nad obszar objęty wysokimi koncentracjami pyłu w chłodnej porze roku i co do którego zachodzi podejrzenie, że źródłem podwyższonych stężeń jest emisja antropogeniczna. Do sytuacji takich dochodzi najczęściej w warunkach równowagi silnie stałej, gdy od powierzchni ziemi rozpościera się warstwa inwersyjna lub występuje inwersja wzniesiona (rys. 2.1). W warstwie inwersyjnej (lub pod nią) kumulują się zanieczyszczenia pochodzące ze źródeł lokalnych lub odległych, ale transportowane bez udziału mas powietrza swobodnej atmosfery.

Tak więc ilościowa ocena wpływu elementów meteorologicznych na stężenie pyłu zawieszonego w atmosferze mimo pozornie znanych zależności nie jest łatwa. W szczególności analiza taka nie może się opierać na prostych związkach statystycznych. Jak przedstawiono powyżej, pomijając epizody smogowe, zależności te są nieliniowe, a stężenie pyłu w atmosferze jest wynikiem oddziaływania zespołu czynników meteorologicznych. Badania tych związków należy zatem prowadzić na przykład w oparciu o analizę wielowymiarową. Metodykę tę wykorzystano m.in. w typologii regionalnych epizodów wysokich stężeń pyłu w polskiej części obszaru TRITIA gdzie wykorzystując analizę skupień wyodrębniono dwa typy epizodów o różnym tle meteorologicznym. Analiza elementów meteorologicznych towarzysząca tym typom epizodów nie potwierdza istnienia prostej zależności pomiędzy stężeniem pyłu PM₁₀ a badanymi elementami meteorologicznymi (tab. 2.3).

Tab. 2.3 Podstawowe cechy epizodów wysokich stężeń pyłu zawieszonego na podstawie klasyfikacji dla polskiego obszaru AIR TRITIA

Element meteorologiczny	Epizodu PM ₁₀	
	Typ I	Typ II
ciśnienie atm. na poziomie stacji [hPa]	991	987
temperatura powietrza [°C]	-3,0	-10,0
prędkość wiatru [m/s]	~1,5	~1,5
kierunek wiatru	S	NE
wilgotność powietrza [%]	82	76
opad atmosferyczny	bez opadów	bez opadów
średnie 24 godz. stężenie PM ₁₀	199	174

Stosowana metoda analizy wielowymiarowej i metod eksploracji danych pozwala na precyzyjniejsze opisanie związków pomiędzy warunkami meteorologicznymi a zanieczyszczeniami pyłowymi w atmosferze i umożliwia na krótkoterminowe prognozowanie jakości powietrza [2.10], ale nie zastąpi badań eksperymentalnych właściwości fizykochemicznych pyłu a także pomiarów pól i profili meteorologicznych w warstwie granicznej atmosfery koniecznych do weryfikacji istniejących modeli fizycznych tych zjawisk.

2.1 Literatura

- [2.1] ARYA S.P., 1999. Air pollution meteorology and dispersion. Oxford University Press, Oxford
- [2.2] FALKOWSKA A., LEWANDOWSKA A., 2009. Aerozole i gazy w atmosferze ziemskiej – zmiany globalne. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk
- [2.3] MARKOWICZ K.M., FLATAU P.J., KARDAS A.E., REMISZEWSKA J., i in., 2008. Ceilometer Retrieval of the Boundary Layer Vertical Aerosol Extinction Structure. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 25, 928–944.
- [2.4] MARKOWICZ K.M., FLATAU P.J., RAMANA M.V., CRUTZEN P.J., RAMANATHAN V., 2002. Absorbing Mediterranean aerosols lead to a large reduction in the solar radiation at the surface. *Geophysical Research Letters*, doi:10.1029/2002GL015767.
- [2.5] OKE T.R., 1987. Boundary layer climates. 2nd ed. Routledge Taylor & Francis Group, Methuen
- [2.6] PANOFKY H.A., DUTTON J.A. (eds.), 1984. Atmospheric turbulence.
- [2.7] Models and methods for engineering application. Wiley & Sons, New York.
- [2.8] SORBJAN Z., 1983. Turbulencja i dyfuzja w dolnej atmosferze. PWN, Warszawa.
- [2.9] STULL B.S., 1988. An introduction to Boundary Layer Meteorology Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- [2.10] ZANNETTI P., 1990. Air pollution modelling. Theories, computational methods and available software. Computational Mechanics Publications, Southampton, and Van Nostrand Reinhold, New York.
- [2.11] ZIEMIAŃSKI M., OŚRÓDKA L. (red.), 2012. Zmiany klimatu a monitoring i prognozowanie stanu środowiska atmosferycznego.

Zarządzanie jakością powietrza

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut
Badawczy, Warszawa

- [2.12] STERN and all, 1984 , Fundamentals of Air Pollution, Academic Press,
1984. Pp. 530
- [2.13] GARRATT, J.R., 1992: The Atmospheric Boundary Layer. Cambridge
University Press, 316 pp
- [2.14] <http://www.bcairquality.ca/readings/ventilation-index.html>.
- [2.15] HEWITT, C.N., JACKSON, A.V.: Atmospheric science for
environmental scientists Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 2009, 300 pp
- [2.16] LETTAU, 1969 Shortwave radiation climatology' University of
Wisconsin at Madisom
- [2.17] <http://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ov/aladin/results/ala.html#veind>

3 Źródła zanieczyszczenia powietrza

Źródła zanieczyszczenia powietrza można podzielić na źródła stacjonarne i mobilne. Stacjonarne źródło to spójna technicznie, niepodzielna jednostka lub czynność, która powoduje lub może powodować zanieczyszczenie powietrza. Pod pojęciem stacjonarnego źródła emisji rozumie się zatem stacjonarne źródło, w którym paliwa są spalane w celu wykorzystania uwolnionego ciepła. Źródło mobilne można zdefiniować jako samobieżną lub przenośną jednostkę techniczną, wyposażoną w silnik spalinowy, jeżeli służy on własnemu napędowi lub jest zintegrowany, jako integralna część wyposażenia technologicznego. Do celów opisanych w niniejszej publikacji za źródło uważa się pojedynczy komin, wylot źródła stacjonarnego lub układu wydechowego źródła mobilnego.

3.1 Podstawowe pojęcia

Aerozol - mieszanina cząstek stałych i ciekłych zawieszonych w ośrodku gazowym. Wielkość cząstek aerozolu waha się w zakresie od 0,001 do 100 μm .

Aerozole ultradrobne – cząstki o średnicy mniejszej niż 0.1 μm

Aerozole drobne – cząstki o średnicy poniżej 2.5 μm

Aerozole grube – cząstki o średnicy od 2.5 do 10 μm [3.35]

Depozycja - osadzanie zanieczyszczeń na powierzchni.

Emisje - uwalnianie zanieczyszczeń do powietrza.

Granica emisji - maksymalny dopuszczalny poziom zrzutu zanieczyszczeń do powietrza ze źródła zanieczyszczenia.

Grawimetryczna metoda pomiarowa - wyznaczenie masy metodą ilościowej analizy osadów.

Imisje - zanieczyszczenia występujące w przyziemnej części atmosfery i niekorzystnie wpływające na zdrowie ludzi, przyrodę i materiały.

Granice imisji - najwyższe dopuszczalne stężenie zanieczyszczenia zawartego w powietrzu.

Metoda pomiaru - sposób pomiaru danej wielkości fizycznej.

Zarządzanie jakością powietrza

Monitorowanie - systematyczne pomiary elementów środowiska za pomocą urządzeń pomiarowych.

Powietrze - powietrze z otoczenia w troposferze, z wyjątkiem powietrza w wewnętrznych pomieszczeniach budynków.

Produkcja zanieczyszczeń - tworzenie zanieczyszczeń uwalnianych do powietrza.

Dyspersja zanieczyszczeń - spadek stężenia zanieczyszczeń wskutek transportu zanieczyszczeń przez wiatr.

Techniczne środki monitorowania - przyrządy i urządzenia przeznaczone do systematycznego monitorowania elementów środowiska.

Jakość powietrza - stopień zanieczyszczenia powietrza określony na podstawie pomiarów lub prognoz, odniesionych do przyjętych wskaźników,

Gospodarka niskoemisyjna - gospodarka charakteryzującą się przede wszystkim oddzieleniem wzrostu emisji gazów cieplarnianych od wzrostu gospodarczego, głównie poprzez ograniczenie wykorzystania paliw kopalnych.

Niska emisja (emisja rozproszona) - emisja produktów spalania paliw stałych, ciekłych i gazowych do atmosfery ze źródeł emisji (emitorów) znajdujących się na wysokości nie większej niż 40 m, głównie z lokalnych kotłowni i domowych źródeł ciepła.

Stale paliwa kopalne – węgiel kamienny, węgiel brunatny, koks, brykiety z węgla kamiennego, brykiety z węgla brunatnego, drewno, paliwa odpadowe stałe.

Lokalne urządzenia do ogrzewania - stacjonarne źródła spalania przeznaczone do lokalnego ogrzewania indywidualnej przestrzeni życiowej (domów i mieszkań) o nominalnej mocy cieplnej <300 kW (termin jest oparty na [3.35]).

Zanieczyszczenia - bezpośrednio lub pośrednio spowodowane działalnością człowieka, wprowadzaniem do powietrza substancji, które mogą być szkodliwe dla zdrowia ludzkiego, niekorzystnie wpływają na jakość środowiska, powodują szkody w dobrach materialnych lub

Zarządzanie jakością powietrza

zmniejszając lub pogarszając wartość środowiska i inne uzasadnione zastosowania środowiska).

Zanieczyszczenie powietrza oznacza uwolnienie zanieczyszczeń (emisji) do atmosfery. Substancje te wpływają na środowisko bezpośrednio lub po zmianach chemicznych. Zanieczyszczenie powietrza to ilość emisji w danym miejscu lub obszarze, wyrażona w [t/dzień] lub [t/rok].

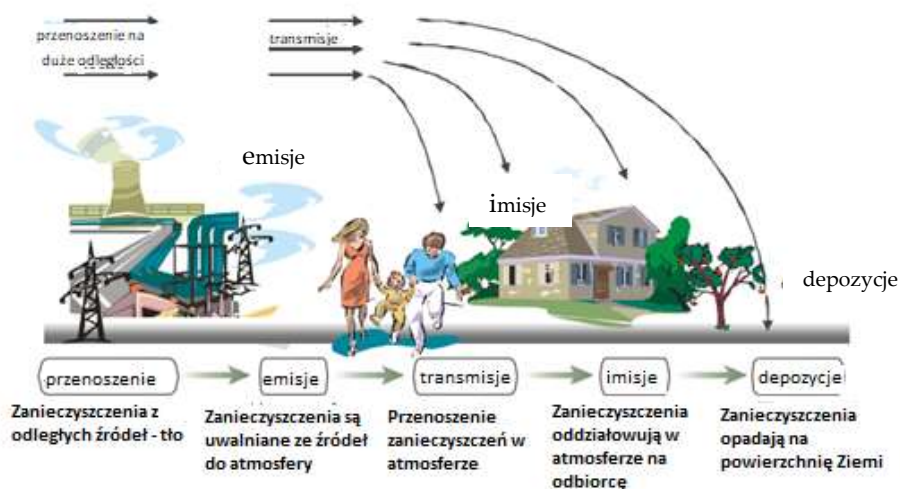
Tab. 3.1 Podział źródeł zanieczyszczeń powietrza [3.1]

Kryterium podziału	Źródło	Opis
Według pochodzenia	Naturalne	Źródła naturalne: aktywność wulkaniczna i biologiczna, aktywność burzowa
	Antropogeniczne	Związane z działalnością człowieka: przemysł, rolnictwo, transport, utylizacja odpadów, produkcja ciepła i energii elektrycznej
Według lokalizacji	Przyziemne	Bezpośrednio blisko powierzchni ziemi: działalność rolnicza, składowiska odpadów, kamieniołomy, lokalne ogrzewanie, transport samochodowy
	Wyższe	Substancje są emitowane na pewnej wysokości nad powierzchnią ziemi: kominy elektrowni, ciepłowni, zakładów przemysłowych
	Wysokościowe	Transport lotniczy
Zgodnie z umową	Punktowe	Kominy
	Liniiowe	Szlaki komunikacyjne z transportem
	Powierzchniowe	Miasto jako całość, strefa przemysłowa, kamieniołom powierzchniowy, składowisko odpadów
	Objętościowe	Związane z katastrofami: wybuch nuklearny
Zgodnie ze mobilnością	Stacjonarne	Nie zmieniają swojej pozycji w przestrzeni i czasie: ciepłownie, zakłady przemysłowe
	Mobilne	Ruchome, zmieniające swoje położenie w czasie i przestrzeni: transport drogowy, kolejowy, lotniczy i wodny
Według czasu trwania	Ciągłe	Ciągła produkcja zanieczyszczeń: emisje CO ₂ , NO _x , SO ₂ z elektrowni
	Nieciągłe	Przerywana ciągłość produkcji zanieczyszczeń: samochód - jazda, parkowanie

Zanieczyszczenie powietrza oznacza obecność w powietrzu substancji szkodliwych (imisje). Imisja staje się emisją po przeniesieniu, dyspersji i reakcjach fizyko-chemicznych, w które wchodzi w atmosferze (rys. 3.1). Wskaźnik zanieczyszczenia powietrza to ilość imisji (stężenie) w danym miejscu, wyrażona w [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

Zarządzanie jakością powietrza

Zanieczyszczenia w atmosferze, które podlegają różnym przemianom fizycznym i chemicznym i nie wpływają na obiekty biosfery, nazywane są transmisjami. Depozycją nazywa się zanieczyszczenia, które występują na powierzchni Ziemi po bezwładnym lub grawitacyjnym oddzieleniu od atmosfery [3.1].



Rys. 3.1 Przenoszenie zanieczyszczeń w atmosferze [3.1]

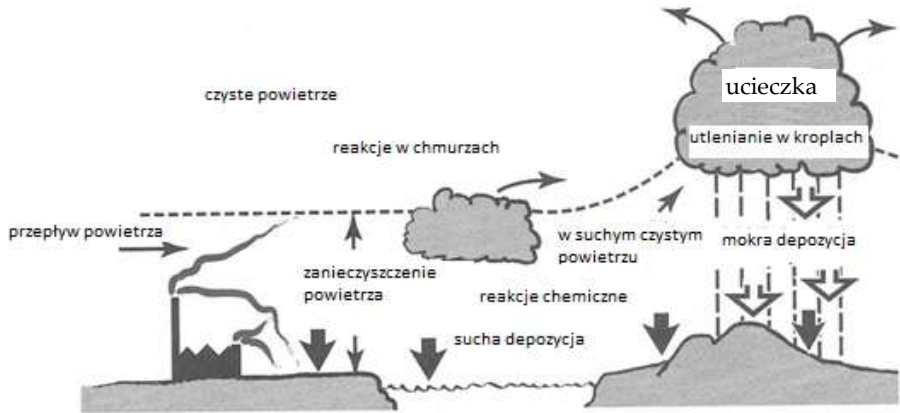
W wyniku przemian, którym podlegają substancje w atmosferze, od początkowej emisji zanieczyszczenia ze źródła poprzez transmisję i rozproszenie na duże odległości w wyniku procesów meteorologicznych, transformację w wyniku reakcji chemicznych, depozycja atmosferyczna powoduje znaczny spadek substancji w atmosferze. Depozycja w atmosferze jest ważnym procesem, który znacznie przyczynia się do samooczyszczenia atmosfery. Usuwa substancje emitowane do atmosfery lub powstające w wyniku reakcji chemicznych. W innych sferach (hydrosfera, pedosfera, kriosfera, biosfera) są one często istotnym źródłem zanieczyszczeń.

Depozycję można zdefiniować jako transfer lub przepływ substancji z atmosfery do powierzchni Ziemi, wyrażony jako masa substancji zanieczyszczającej na jednostkę powierzchni w pewnej jednostce czasu ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$, $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$).

Depozycja ma składnik **suchy** i **mokry** (rys. 3.2). **Składnik mokry** wiąże się z opadami i osadami atmosferycznymi - (deszcz, śnieg, grad). Opady usuwają z atmosfery cząsteczki gazowe i pyłowe. Składnik suchy

Zarządzanie jakością powietrza

reprezentuje depozycję substancji pyłowych i gazów. W trakcie depozycji dochodzi do bezpośredniego przeniknięcia substancji z atmosfery do roślinności, gleby, oceanów. Depozycja sucha jest znacznie wolniejsza niż depozycja mokra, ale w zachodzi w sposób ciągły, podczas gdy depozycja mokra ma charakter epizodyczny [3.2].



Rys. 3.2 Przenoszenie zanieczyszczeń do atmosfery [3.1]

Większość problemów z jakością powietrza atmosferycznego można przypisać źródłom, które uwalniają zanieczyszczenia do powietrza, w tym źródłom punktowym (elektrownie, jednostki przemysłowe), źródłom lokalnym (np. liczne małe źródła zanieczyszczenia powietrza na dużym obszarze, takie jak lokalne ciepłownie), źródła mobilne (np. transport drogowy, ale także lotniczy) i źródła naturalne (np. pożary, wulkany ...). Po uwolnieniu substancje zanieczyszczające powietrze podlegają przemianom chemicznym i fizycznym, które określają, kiedy, gdzie i jak przemieszczają się przez środowisko.

W zależności od ich właściwości chemicznych i fizycznych, niektóre zanieczyszczenia osadzają się na powierzchni ziemi w pobliżu swoich źródeł, podczas gdy inne pozostają w powietrzu przez wiele godzin, dni lub lat.

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 3.2 Odsetek ludności miejskiej narażonej na wyższe stężenia zanieczyszczeń powietrza zgodnie z dyrektywą w sprawie jakości powietrza z 2016 r. [3.3]

Kraj	PM ₁₀ dzienna wartość graniczna	O ₃ wartość docelowa	NO ₂ roczna wartość graniczna
Austria	2	14	2
Belgia	0	0	3
Czechy	12	44	1
Polska	59	2	1
Słowacja	1	0	0
Niemcy	<1	3	5
Węgry	2	0	2
Chorwacja	99	81	3
UE-28	13	12	7
<5%	5 – 50 %	50 – 75 %	>75%

3.2 Transport drogowy

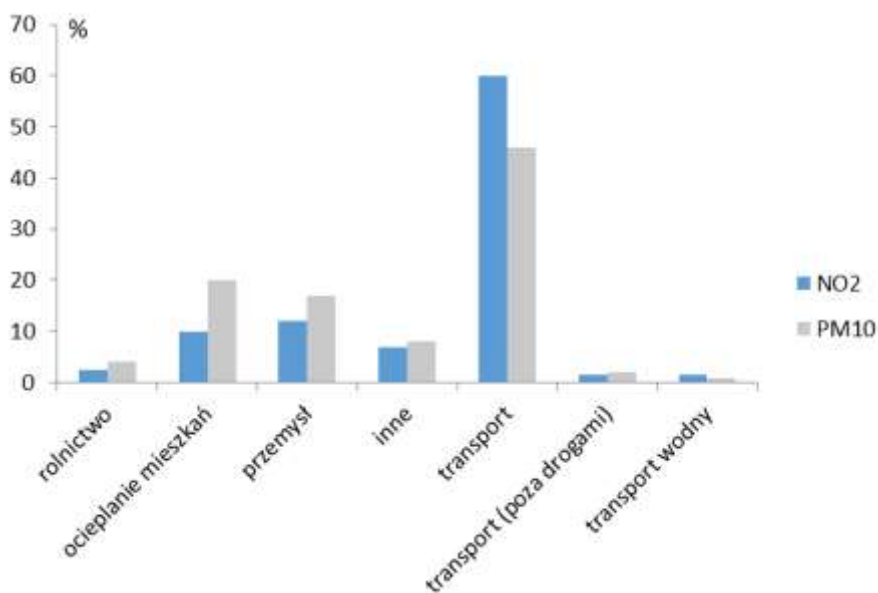
W ostatnich dekadach transport stał się ważnym czynnikiem wpływającym zarówno pozytywnie, jak i negatywnie, na środowisko ludzkie. Obliczanie wpływu transportu na środowisko musiałoby obejmować zanieczyszczenia powstające podczas produkcji środków transportu, podczas budowy i eksploatacji dróg, w tym ich komponentów, takich jak obiekty i wyposażenie, a także zanieczyszczenia pochodzące z soli drogowej, ścierania opon i nawierzchni dróg itp.

Najpoważniejszym problemem jest zanieczyszczenie powietrza przez emisje, szczególnie ze względu na ich znaczący wpływ na zdrowie ludzi, w szczególności w dużych miastach o wysokim natężeniu transportu drogowego. Szacuje się, że jednostka masy emisji spalin samochodowych w dużych aglomeracjach jest 10 razy wyższa niż wytwarzana przez inne źródła (przemysł, ogrzewanie). Główną przyczyną emisji zanieczyszczeń z silników pojazdów do otaczającego powietrza jest spalanie paliwa. Gazy spalinowe z pojazdów silnikowych zawierają wiele substancji chemicznych w różnych stężeniach, mających różny wpływ na zdrowie ludzi. Do atmosfery przedostają się przede wszystkim tlenki azotu (NO_x), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (PAH) i tlenki węgla, w szczególności tlenek węgla (CO). Problemem jest stały wzrost ilości gazów przyczyniających się do efektu cieplarnianego: dwutlenku węgla (CO₂), a zwłaszcza podtlenku azotu (N₂O). Do innych substancji, które zasługują na uwagę należą cząstki stałe (platyna (Pt), pallad (Pd) i rod (Rh)).

Zarządzanie jakością powietrza

Transport drogowy jest sektorem gospodarczym, który rośnie na całym świecie powodując wzrost większości wskaźników (zużycie paliwa / energii, liczba samochodów i wydajność transportu), por. rys. 3.3 co negatywnie oddziałuje na środowisko i zdrowie ludzkie. Prawodawstwo UE stara się, poprzez wyznaczenie celów, które powinny zostać osiągnięte, maksymalnie ograniczyć emisje z transportu i ich niekorzystne oddziaływanie na środowisko poprzez przyjęcie zintegrowanego pakietu środków przeciwdziałających zmianom klimatu.

Emisje z unijnego sektora transportu nie zostaną ograniczone w takim stopniu, aby ograniczyć ich wpływ na środowisko i klimat w Europie. Emisje gazów cieplarnianych z transportu wzrosły w ciągu ostatnich trzech lat, po 2016 r., a średnia emisja CO₂ z nowych samochodów osobowych wzrosła po raz pierwszy w 2017 r. Sektor pozostaje znaczącym źródłem zanieczyszczenia powietrza, w szczególności pyłu zawieszzonego (PM) i dwutlenku azotu [3.4].



Rys. 3.3 Sektory objęte środkami zgłoszonymi przez państwa członkowskie UE-28 dla PM₁₀ i NO₂ (produkcja Z w %) [3.4]

Zarządzanie jakością powietrza

3.2.1 Transport w obszarze zainteresowania

W ciągu ostatnich pięciu lat, od 2013 do 2017 r., doszło do wzrostu liczby zarejestrowanych samochodów osobowych w Słowacji, Czechach i Polsce. Najwyższy wzrost w tym okresie odnotowano na Słowacji (18%), a następnie w Czechach i Polsce [3.5].

Ponadto w oparciu o pasażerki transport lądowy oraz transport towarowy w poszczególnych krajach można stworzyć częściowy obraz i porównanie, udział całkowitego śródlądowego transportu pasażerskiego tylko w Czechach wzrósł o 1,7 punktu procentowego (pp) od 2007 r., zaś na Słowacji spadł o 2,8 pp a w Polsce o 7,8 pp. W UE udział również wzrósł o 0,2 pp. Od 2007 r. udział śródlądowego transportu towarowego w UE spadł o 0,9 punktu pp. Spadek został odnotowany we wszystkich ww. krajach. W Czechach o 6,0 pp, na Słowacji o 8,4pp, a w Polsce spadek wyniósł 11,6 pp.

Jednak w celu poprawy ogólnej sytuacji transportowej, a tym samym przyczynienia się do poprawy jakości powietrza w regionie, konieczne jest zapewnienie usług transportu publicznego dla większości ludności w miastach i na obszarach wiejskich. W krajach rozpatrywanego terytorium całkowity udział transportu publicznego waha się od średnio 15% w Czechach do 15,8% na Słowacji aż do 24,7% w Polsce [3.6], por. rys. 3.4.

Transport publiczny wciąż nie stanowi wystarczającej konkurencji w stosunku do transportu samochodowego indywidualnego. Najwyższą liczbę zarejestrowanych samochodów osobowych w UE w 2017 r. odnotowano w Niemczech z 46 milionami samochodów. W ciągu pięciu lat, od 2013 do 2017 r., doszło do wzrostu liczby zarejestrowanych samochodów osobowych. Najwyższy wzrost w tym okresie w UE odnotowano na Słowacji (18%), a następnie w Czechach i Polsce.

Tab. 3.3 Charakterystyka transportu drogowego w badanych krajach, 2017 r., Źródło: Eurostat

Kraj	Łączna liczba pojazdów w kraju	Długość dróg i autostrad km	Długość autostrad km (2017)
Słowacja	2 223 117	17 970	482
Czechy	5 538 222	55 756	1240
Polska	22 503 579	422 300	1640

Zarządzanie jakością powietrza

TRANSPORT PUBLICZNY

2016

Odsetek autobusów, w tym autokarów i trolejbusów oraz pociągów o łącznej wydajności śródlądowego transportu osobowego w osobokilometrach



ŚRÓDLĄDOWY TRANSPORT TOWAROWY

odsetek transportu kolejowego i śródlądowego transportu wodnego w tonokilometrach



DOSTĘPNOŚĆ TRANSPORTU PUBLICZNEGO WEDŁUG STOPNIA URBANIZACJI, 2012

odsetek ludności, która stwierdziła duże lub bardzo duże problemy z dostępnością do transportu publicznego

Tereny wiejskie



Miasta

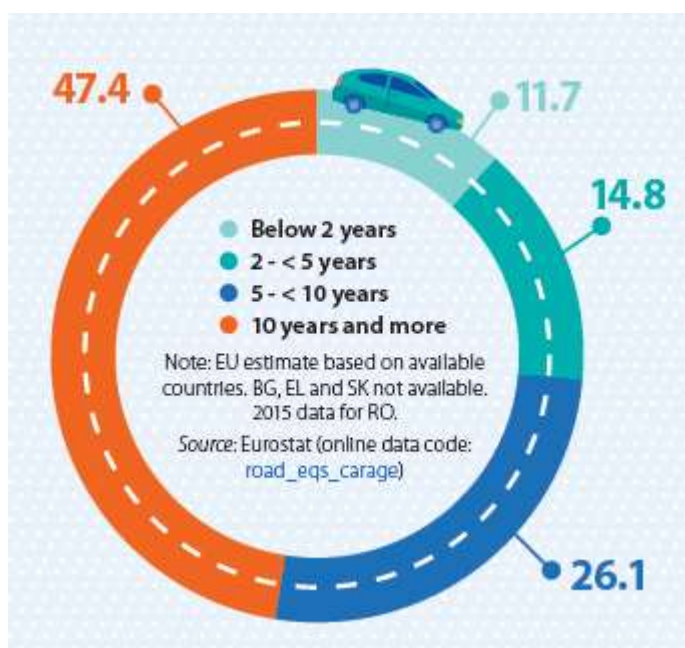


Rys. 3.4 Połączenia transportowe, usługi transportowe terytorium [3.6]

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 3.4 Charakterystyka transportu drogowego w rozpatrywanym terytorium TRITIA [3.5]

Kraj / województwo	Ilość SO (samochodów osobowych)/ 1000 mieszkańców (2017)	Stopień dostępności transportu publicznego liczba pojazdów / 1000 mieszkańców	Wydajność transportu towarowego mln tkm
żyliński	355	1,6	2,733
morawsko-śląski	423	1,9	5,840
opolskie	634	2,5	4,001
śląskie	551	2,8	2,011
UE-28	506	1,8	--



Rys. 3.5 Odsetek samochodów osobowych w UE według wieku pojazdu, r. 2016 [3.5] (jasnoniebieski poniżej 2 lat, pomarańczowy - wiek 10 lat i więcej)

Nowsze pojazdy są bardziej przyjazne dla środowiska, mają niższe zużycie paliwa i niższy poziom emisji spalin. Wzrasta również liczba pojazdów elektrycznych i hybrydowych. W 2016 r. prawie połowa (47,4%) wszystkich samochodów osobowych w UE (Bułgaria, Grecja i Słowacja nie dostarczyły danych) miała co najmniej 10 lat, co stanowi duży kontrast w porównaniu z jedynie 11,7% pojazdów mających mniej niż dwa lata.

Zarządzanie jakością powietrza

W ostatnich dekadach transport stał się ważnym czynnikiem wpływającym zarówno pozytywnie, jak i negatywnie, na środowisko ludzkie. Obliczanie wpływu transportu na środowisko musiałoby obejmować zanieczyszczenia powstające podczas produkcji środków transportu, podczas budowy i eksploatacji dróg, w tym ich komponentów, takich jak obiekty i wyposażenie, a także zanieczyszczenia pochodzące z soli drogowej, ścierania opon i nawierzchni dróg itp. Istotny wpływ na zanieczyszczenie środowiska ma również składowanie i transport paliw.

3.2.2 Zanieczyszczenie powietrza powodowane przez transport drogowy

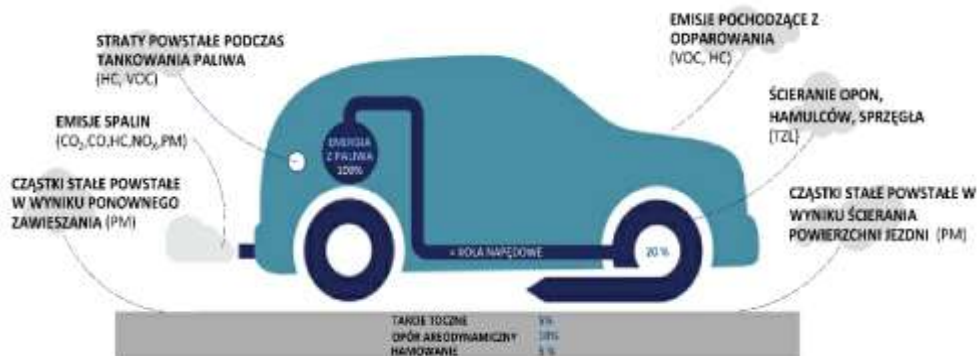
Najpoważniejszym problemem jest zanieczyszczenie powietrza przez emisje, szczególnie ze względu na ich znaczący wpływ na zdrowie ludzi, w szczególności w dużych miastach o wysokim natężeniu transportu drogowego. Szacuje się, że jednostka masy emisji spalin samochodowych w dużych aglomeracjach jest 10 razy większa, niż wytwarzana przez inne źródła (przemysł, ogrzewanie). Przyczyną emisji substancji zanieczyszczających powietrze z silników pojazdów jest spalanie paliwa. Gazy spalinowe z pojazdów silnikowych zawierają wiele substancji chemicznych w różnych stężeniach, mających różny wpływ na zdrowie ludzi. Do atmosfery przedostają się przede wszystkim tlenki azotu (NO_x), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (PAH) i tlenki węgla, w szczególności tlenek węgla (CO). Wpływ transportu drogowego na ilość emisji dwutlenku siarki (SO_2) i ołowiu (Pb) można uznać za mniej znaczący, biorąc pod uwagę modernizację floty samochodowej. Problemem jest jednak stały wzrost ilości gazów przyczyniających się do efektu cieplarnianego: dwutlenku węgla (CO_2), a zwłaszcza podtlenku azotu (N_2O). Inne substancje, które zasługują na uwagę w badaniach, to węglowodory aromatyczne i heterocykliczne, aldehydy, fenole, ketony, smoła, sadza i tzw. metale z grupy platyny, takie jak platyna (Pt), pallad (Pd) i rod (Rh) [3.19].

Dwie najważniejsze substancje zanieczyszczające powietrze i pochodzące z transportu drogowego to dwutlenek azotu (NO_2) i drobny pył ($\text{PM}_{2,5}$) (rys. 3.6). Drobna frakcja $\text{PM}_{2,5}$ stanowi 40–80% stężenia masowego PM_{10} w powietrzu atmosferycznym w Europie. Podczas gdy emisje spalin z pojazdów spadają od 1990 r. ze względu na postęp technologiczny pojazdów, jak na przykład instalowanie filtrów cząstek stałych, zwiększają się emisje cząstek stałych niezwiązanych z spalinami, a powstające w

Zarządzanie jakością powietrza

wyniku zużycia hamulca, opon, nawierzchni drogi, karoserii czy elementów dróg. Źródła emisji cząstek stałych niezwiązanych z spalinami stanowią znaczną część całkowitej emisji cząstek stałych z pojazdów - około połowy PM_{10} i jednej trzeciej pyłu $PM_{2,5}$.

Unia Europejska przyjęła dla różnych substancji zanieczyszczających powietrze, w tym NO_x i PM , tzw. Euronormy w celu zmniejszenia emisji spalin z samochodów osobowych. Euronormy ustalają różne limity dla pojazdów napędzanych benzyną i olejem napędowym w odniesieniu do poszczególnych zanieczyszczeń. Należy mieć na uwadze, że Euronormy z czasem ulegają zaostrzeniu. Na przykład pojazd z silnikiem Diesla przetestowany zgodnie z najnowszą technologią Euro 6 może emitować jedynie 3% ilości pyłów, które mogły być emitowane przez pojazd z silnikiem Diesla testowany 20 lat temu, zgodnie z normą Euro 1. Od 2000 r. emisje tlenków azotu (NO_x) z samochodów benzynowych znacznie spadły, ale u pojazdów z silnikiem Diesla nie zaobserwowano podobnego spadku. Silniki Diesla bez wydajnego oczyszczania emitują duże ilości dwutlenku azotu (NO_2). Tlenek azotu tworzy główną część emisji NO_x . Niewielka część emisji NO_x jest emitowana bezpośrednio jako NO_2 , zwykle 5-10% dla większości źródeł spalania. Wyjątkiem są pojazdy z silnikiem Diesla. Zazwyczaj wytwarzają większe ilości proporcje NO_2 , bo aż 70% NO_x to NO_2 .



Rys. 3.6 Emisje i wydajność pojazdów [3.16]

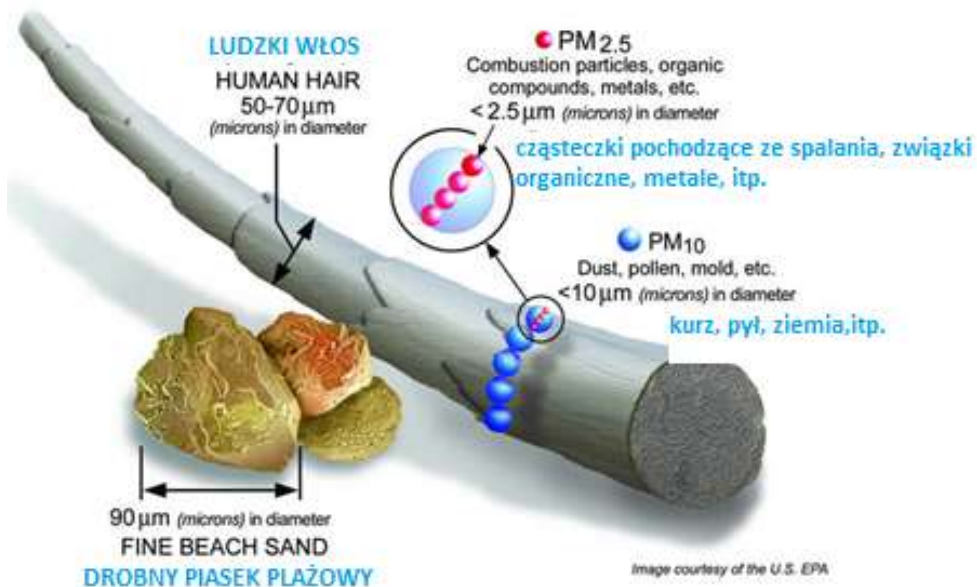
Aerozole drobne cząsteczki aerozolu (PM_{10} , $PM_{2,5}$) i ozon w warstwie przyziemnej stanowią obecnie główne priorytety ochrony powietrza w Europie. W wielu krajach europejskich problemem jest przestrzeganie w miastach ścisłych wartości dopuszczalnych dla PM_{10} i $PM_{2,5}$. Pyły (PM) mogą pochodzić ze źródeł naturalnych lub antropogenicznych. Źródła naturalne

Zarządzanie jakością powietrza

obejmują sól morską, pył ze skorupy ziemskiej, pyły i popiół wulkaniczny. Źródła antropogeniczne obejmują głównie spalanie paliwa w elektrowniach ciepłych, lokalne ogrzewanie gospodarstw domowych i spalanie paliwa w pojazdach. Głównymi źródłami w miastach są emisje spalin pojazdów, ponowne uniesienie pyłu drogowego i ogrzewanie domów za pomocą drewna lub węgla. Są to źródła o niskiej emisji do powietrza, poniżej 20 metrów, mające istotny wpływ na poziom koncentracji wdychanych zanieczyszczeń.

Skład chemiczny zanieczyszczeń (węgiel organiczny i pierwiastkowy, pył mineralny, aerozol morski, cząstki wtórne, zwłaszcza siarczany i azotany, metale ciężkie i inne substancje) jest zróżnicowany. Tło regionalne w miastach podwyższa transport, szczególnie silniki diesla, lokalny przemysł i ogrzewanie, resuspensja cząstek drogowych i inne źródła.

Podstawowym warunkiem ograniczenia zanieczyszczenia jest znajomość tego, skąd pochodzi zanieczyszczenie pyłem (źródło zanieczyszczenia) oraz w jakim stopniu jest ono szkodliwe dla środowiska. Określenie pyłu (PM) obejmuje szeroki zakres rozmiarów cząstek o średnicach od kilku nanometrów (nm) do około 100 mikrometrów (μm).

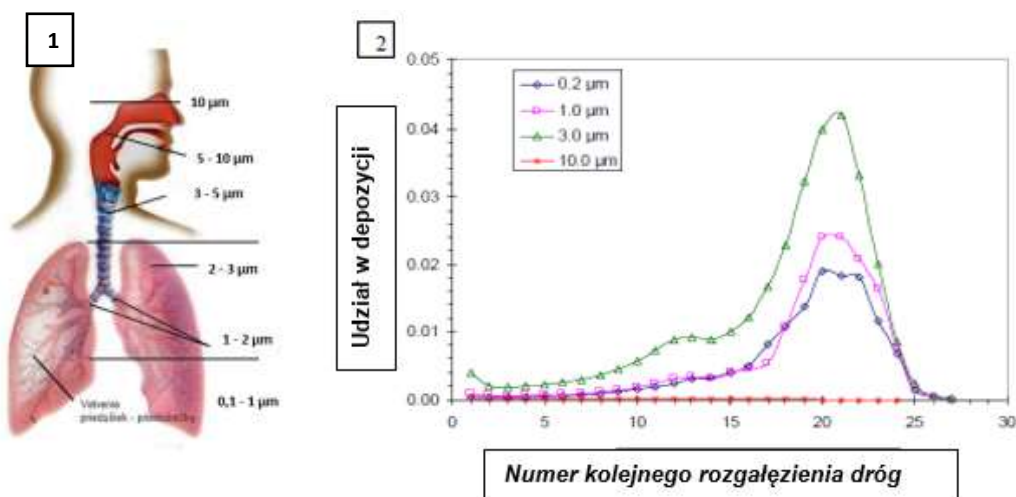


Rys. 3.7 Przedstawienie wielkości pyłów w porównaniu z ludzkim włosiem

Zarządzanie jakością powietrza

PM charakteryzują się specyficznymi właściwościami fizycznymi (kształt, rozmiar, ładunek elektryczny, powierzchnia cząstek i rozpuszczalność) oraz właściwościami chemicznymi (składniki nieorganiczne i organiczne), które zależą od ich źródła, mechanizmu powstawania i innych warunków (odległość od źródła, warunki meteorologiczne). Najważniejszą cechą fizyczną, charakteryzującą zanieczyszczenia pyłowe, jest proporcja frakcji o poszczególnych rozmiarach cząstek.

Pył gruby PM to cząsteczki o średnicy 2,5 - 10 μm (coarse particles $\text{PM}_{2,5-10}$). Cząstki tej frakcji powstają w wyniku mechanicznego ścierania i wirowania pyłu. Ich głównym źródłem w powietrzu jest przede wszystkim pył przemysłowy, oraz działalność budowlana, transport i zawieszony pył drogowy. Ta frakcja obejmuje również różne cząstki biotyczne, takie jak bakterie, pyłki i cząsteczki roślinne. Bardzo ważnym źródłem tych pyłów są również procesy spalania węgla z lokalnego ogrzewania, a także spalanie oleju napędowego [3.10, 3.13].



Rys. 3.8 Podział depozycji pyłów o różnych rozmiarach w układzie oddechowym (1) i depozycja pyłu w płucach (2) [autor, 3.14]

Pył drobny PM to cząsteczki o średnicy poniżej 2,5 μm (fine particles $\text{PM}_{2,5}$). Jest to drobna frakcja wdychalna oznaczana symbolem $\text{PM}_{2,5}$. Cząstki te powstają w wyniku reakcji chemicznych, zarodkowania, kondensacji emisji gazowych na powierzchni utworzonych cząstek lub koagulacji

Zarządzanie jakością powietrza

najdrobniejszych cząstek. Głównym źródłem tych cząstek jest spalanie paliwa, drewna, węgla, produkcja chemiczna, przemiana NO_x i SO_2 w atmosferze oraz przemiana substancji organicznych [3.10, 3.13].

Liczne badania naukowe opisują, iż pyły są źródłem różnorodnych problemów zdrowotnych. Przenikanie pyłów do płuc jest uzależnione od ich wielkości. Ogólnie rzecz biorąc, im mniejsze cząsteczki wdychamy, tym głębiej penetrują one nasze płuca.

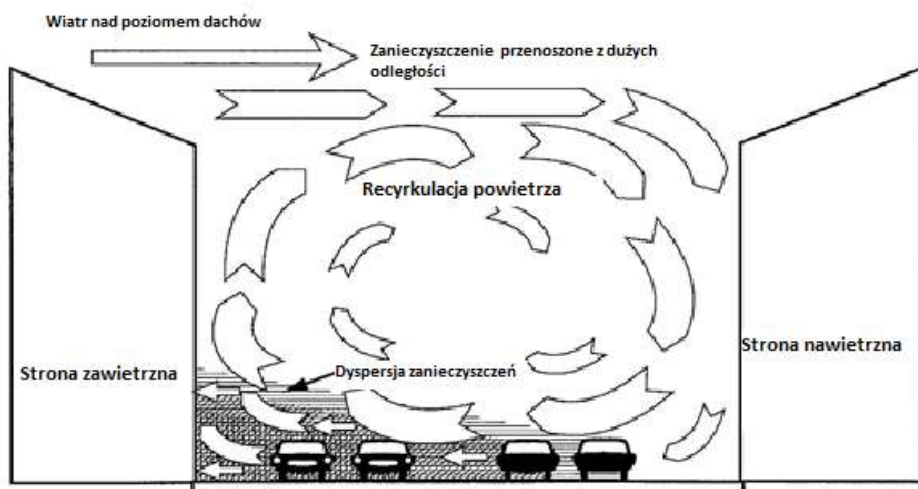
Podstawowym warunkiem ograniczenia zanieczyszczenia jest poznanie pochodzenia zanieczyszczenia pyłem (źródło zanieczyszczenia) oraz stopnia jego szkodliwości dla środowiska. W powietrzu obecne są zanieczyszczenia pochodzące z różnych źródeł. (rys. 3.9). Analiza rozmiaru, kształtu i składu chemicznego poszczególnych cząstek umożliwia identyfikację ich źródeł. Cechy mieszaniny zanieczyszczeń determinują nie tylko właściwości poszczególnych cząstek, ale również takie czynniki jak czas i odległość, na jakie są transportowe oraz warunki i zjawiska meteorologiczne. Obecnie przyjmuje się, że drobne pyły $\text{PM}_{2.5}$ i ozon w warstwie przyziemnej są za bardzo niekorzystne pod względem wpływu na zdrowie. Ich długotrwałe działanie i wysoki poziom w powietrzu mogą prowadzić do wielu problemów zdrowotnych.



Rys. 3.9 Źródła zanieczyszczeń pyłowych powietrza [3.9, 3.10]

Zarządzanie jakością powietrza

Poza obszarem zabudowanym (droga prowadząca przez szeroki obszar bez sztucznych zabudowań), dyspersja zanieczyszczeń wytwarzanych przez transport drogowy, zależy od kierunku i prędkości wiatru, morfologii terenu i obecności naturalnych stanowisk roślinnych. podlega rzeczywistym właściwościom dyspersji (kierunek i prędkość wiatru) oraz kształtowi otaczającego terenu z różnymi naturalnymi stanowiskami z roślinnością. W obszarach miejskich, najwyższe poziomy zanieczyszczenia powietrza występują w tak zwanych kanionach ulicznych, gdzie rozcieńczenie zanieczyszczenia pochodzącego z ruchu drogowego jest ograniczone obecnością budynków otaczających ulicę. Ponadto mamy do czynienia z zanieczyszczeniem powietrza, które ma miejsce w bezpośrednim sąsiedztwie źródła.



Rys. 3.10 Schematyczna ilustracja rozpraszania zanieczyszczeń w kanionie ulicznym [3.11]

Najbardziej charakterystyczną cechą przepływu wiatru przez kanion uliczny jest tworzenie wiru, w którym kierunek wiatru na poziomie ulicy znajduje się powyżej poziomu dachów. Na epicentrum zanieczyszczenia komunikacyjnego na ulicy wpływa wiatr wirujący w stronę zawietrzną, podczas gdy w nawietrznej stronie na zanieczyszczenie ma wpływ jedynie powietrze, które powoduje recyrkulację na ulicy (rys. 3.10).

3.2.3 Źródła pyłów

Transport drogowy stanowi liniowe źródło zanieczyszczenia w przestrzeni, często bezpośrednio na poziomie otaczającego terenu. Zanieczyszczenia liniowe, w szczególności pyły zawieszone na powierzchniach dróg, podlegają również takim samym czynnikom wpływającym na ich rozproszenie, jak zanieczyszczenia z innych źródeł. Zanieczyszczenia obecne są w granicach dróg i parkingów. Jednocześnie zanieczyszczenia te są przenoszone przez wiatr, a ze względu na właściwości fizyczne cząstek, intensywność i siłę wiatru, morfologie, otaczając ego teren oraz wpływy innych czynników, są rozpraszane w różnych odległościach od źródła - drogi.

Obecnie głównymi lokalnymi źródłami zanieczyszczenia powietrza pyłem w miastach są:

- spaliny samochodowe,
- resuspensja cząstek stałych z nawierzchni drogowych (zanieczyszczone samochody, materiał do posypywania dróg, kurz, brud na poboczu drogi, ...),
- unoszenie pyłów pochodzących z transportu (ścieranie opon, okładzin hamulcowych i nawierzchni drogowych ...),
- pył mineralny pochodzący z prac budowlanych w mieście lub w pobliżu miasta,
- erozja wiatrowa z nieutwardzonych powierzchni,
- lokalne instalacje grzewcze na paliwo stałe,
- małe i średnie lokalne źródła przemysłowe bez odpowiedniej technologii separacji;

3.2.4 Emisje spalin z transportu

Emisje spalin należą do najważniejszych źródeł zawieszonych cząstek stałych zawieszonych w powietrzu. Wśród wytwarzanych cząstek dominują frakcje drobne i ultradrobne. Cząstki emitowane z silników pojazdów obejmują cząstki organiczne, nieorganiczne i sadzę. Powstają w procesach spalania paliwa, szczególnie w niezbyt optymalnych warunkach. Związane są z obecnością zanieczyszczeń w paliwie, dodatków do paliw i olejów smarowych, ścieraniem powierzchni silniki, oraz cząstek wchodzących do silnika z wlotem powietrza. Cząsteczki organiczne powstają głównie w wyniku niepełnego spalania paliwa lub olejów smarowych. Substancje

Zarządzanie jakością powietrza

nieorganiczne (metale) są omówione w związku z innymi procesami, opisanymi w innej części monografii. Emisje z silników benzynowych charakteryzują się wysokim stężeniem bardzo drobnych cząstek. Powstawanie sadzy wiąże się głównie z samochodami z silnikiem Diesla (w szczególności z samochodami ciężarowymi). W zależności od warunków spalania cząstki sadzy mogą osiągnąć rozmiar większy niż 2,5 μm i tym samym zaliczać się do frakcji grubej.

Oprócz emisji cząstek drobnych i grubych spaliny zawierają również prekursorzy związków rakotwórczych w formie gazu, tworzące cząstki wtórne w atmosferze. Należą do nich w szczególności NO_x , które są jednym z najważniejszych zanieczyszczeń powietrza emitowanych przez transport drogowy. Tlenki azotu mogą stanowić od jednej trzeciej do połowy cząstek drobnej frakcji [3.28, 3.29].

Na całkowite emisje i właściwości emitowanych cząstek stałych znaczny wpływ mają takie czynniki, jak typ samochodu, masa, prędkość, stosowane paliwo, ustawienia silnika, skuteczność usuwania cząstek spalin, wiek i stan techniczny samochodu, warunki drogowe, ogólny teren i konserwacja. Kolejnym czynnikiem niekorzystnie wpływającym na emisje z transportu jest zimny rozruch silnika w okresach chłodnych.

3.2.5 Emisje pochodzące z procesów innych niż spalanie paliw

Głównym źródłem zanieczyszczeń transportowych są procesy zachodzące podczas spalania paliw. Emisje pochodzące z innych procesów, niż spalanie paliw, mają również wpływ na całkowitą emisję zanieczyszczeń powodowanych transportem. Podczas gdy emisje ze spalania maleją wraz z modernizacją floty samochodowej, to emisje pochodzące z procesów innych, niż spalanie paliw, wciąż pozostają na tym samym poziomie i będą rosły wraz ze wzrostem natężenia ruchu.

Emisje te pochodzą: ze ścierania opon, ścierania okładzin hamulcowych, ścierania powierzchni dróg czy pyłu drogowego.

Ścieranie opon

Ścieranie opon jest prawdopodobnie największym czynnikiem przyczyniającym się do emisji zanieczyszczeń pochodzących z procesów innych niż spalanie paliw. Ponieważ powstałe cząsteczki są cząstkami mechanicznymi, należą do grupy grubej frakcji zanieczyszczeń. Tworzą one

Zarządzanie jakością powietrza

część pyłu drogowego. Dostają się do powietrza w wyniku turbulencji wiatrowych, a także turbulencji spowodowanych przejeżdżającymi pojazdami.

Wraz ze wzrostem prędkości pojazdu liczba cząsteczek powstałych ze ścierania rośnie, a ich średnia wielkość maleje [3.30].

Ścieranie okładzin hamulcowych

Ścieranie hamulców jest kolejnym ważnym źródłem emisji pochodzących z procesów innych, niż spalanie paliw. Podstawowe typy hamulców w zależności od rodzaju konstrukcji to hamulce tarczowe, hamulce bębnowe i hamulce dyskowe. Ze względu na fakt, iż fizyczne wymagania dotyczące materiału tego typu hamulców są różne, również ich skład chemiczny jest zróżnicowany. Materiał pochodzący ze ścierania hamulca tarczowego praktycznie w całości uwalnia się do środowiska, w przeciwieństwie do hamulców bębnowych, w których 11% materiału pozostaje w okładzinie. Ścieranie hamulców na przednich kołach stanowi 70% całkowitego ścierania.

Skład chemiczny emitowanych cząstek ze ścierania hamulców zależy od składu materiału okładziny hamulcowej, a także od temperatury, w której cząsteczki powstają. W skład materiału okładzin hamulcowych wchodzi szeroki zakres metali, głównie żelaza (do 40%) i WWA. Ponadto w emitowanych cząsteczkach wykryto również związki organiczne i nieorganiczne oraz węgiel elementarny. Wysoka temperatura podczas hamowania odpowiada za zwiększoną zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) [3.31].

Ścieranie powierzchni dróg

Emisje pochodzące ze ścierania nawierzchni dróg są trudniejsze do zdefiniowania i opisu, niż emisje pochodzące ze ścierania okładzin hamulcowych i opon. Wynika to głównie ze złożoności budowy chemicznej asfaltu (jeśli jest to nawierzchnia asfaltowa), oraz z faktu, że cząstki powstałe w wyniku ścierania jezdni są trudne do odróżnienia od cząstek ponownie unoszonych. Z tego powodu dotychczasowe wyniki charakteryzują się dużym stopniem niepewności [3.33].

Zarządzanie jakością powietrza

Pył drogowy

Pył z jezdni jest głównym źródłem cząstek frakcji gruboziarnistej. Pył z jezdni stanowią głównie cząsteczki oddzielone mechanicznie od powierzchni jezdni (cząstki asfaltu, pył glebowy). Inne źródła obejmują wyżej wymienione emisje z procesów innych niż spalanie paliw. Sadza emitowana z silników Diesla stanowi bardzo istotne źródło. Do innych uwzględnianych źródeł cząstek pyłu drogowego należą cząstki materiału chemicznego (środki do odladzania w postaci krystalicznej lub w postaci roztworu) i materiał obojętny (kruszywo o wielkości ziarna maks. 8 mm) do posypywania dróg w zimie, nieczystości opadające z pojazdów i straty transportowanego materiału. Wszystkie te cząstki, ze względu na swoje rozmiary, szybko osiadają na powierzchni drogi i w pobliżu swoich źródeł. Są uwalniane ponownie do powietrza przez ponowne zawieszenie spowodowane turbulentnym przepływem powietrza, które jest wywołane przez przejeżdżające pojazdy, ale także z powodu wiatru [3.32, 3.33].

Ponowne unoszenie pyłu

Ponowne unoszenie to proces, w którym cząstki pyłu osadzone początkowo na powierzchni ziemi, a także na powierzchniach powstałych w wyniku działalności człowieka (gleba, chodniki, drogi, dachy budynków, parapety itp.) dostają się ponownie do atmosfery z powodu turbulencji spowodowanych ruchem samochodowym lub wiatrem. Ponowne unoszenie cząstek stałych resuspensiji TSP (ang. total suspended particles - całkowity pył zawieszony) i PM₁₀ w powietrzu.

Proces resuspensiji można zdefiniować jako odrywanie się cząstek od powierzchni na poziomie ziemi i ich transport na poza nią. Ponowne unoszenie może również nastąpić z powodu silnego przepływu powietrza, sił mechanicznych lub spadania drobnych cząsteczek. Ogólnie rzecz biorąc, dochodzi do ponownego unoszenia się pyłowego materiału, który już osadził się na powierzchni za pomocą wiatru lub podczas kontaktu z powierzchnią kół pojazdu. Stwierdzono, iż ponowne unoszenie cząsteczek odbywa się w dwóch etapach. Cząstki najpierw poruszają się za pomocą siły oporowej, powodując zmniejszenie siły przyczepności powierzchni z powodu jej szorstkości. Następnie siła nośna unosi cząsteczki z powierzchni do wolnej atmosfery [3.27].

Zarządzanie jakością powietrza

Prędkość, kształt pojazdu i jego wysokość nad powierzchnią drogi mają znaczący wpływ na ponowne unoszenie pyłu drogowego, głównie ze względu na intensywność turbulencji indukowanej przez przejeżdżający pojazd. Wielkość osadzanych cząstek i topografia powierzchni drogi są również czynnikami wpływającymi na ponowne unoszenie.

3.2.6 Zanieczyszczenie powietrza spowodowane ruchem samochodowym w regionie TRITIA

Wszystkie państwa w obszarze zainteresowania regionu TRITIA podobnie definiują wartość dopuszczalną, zgodnie z prawodawstwem europejskim jako najwyższy dopuszczalny poziom zanieczyszczenia powietrza określony w odpowiedniej ustawie o jakości powietrza, lub odpowiednio w przepisach wykonawczych. Wartości graniczne i dopuszczalna częstotliwość ich przekroczeń dla zanieczyszczeń ocenianych w ramach strategii przedstawiono w tabeli tab. 3.5.

Tab. 3.5 Wartości graniczne dla ochrony zdrowia ludzi [3.23–3.25]

Zanieczyszczenia	Czas uśredniania	Wartość graniczna emisji [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
PM ₁₀	24 godziny	50 (maksymalna liczba przekroczeń w ciągu roku 35x)
	1 rok kalendarzowy	40
PM _{2,5}	1 rok kalendarzowy	25 (dla SR od 1.1.2020: 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
NO ₂	1 godzina	200 (maksymalna liczba przekroczeń w ciągu roku 18x)
	1 rok kalendarzowy	40
Benzo(a)piren w PM ₁₀	1 rok kalendarzowy	0,001

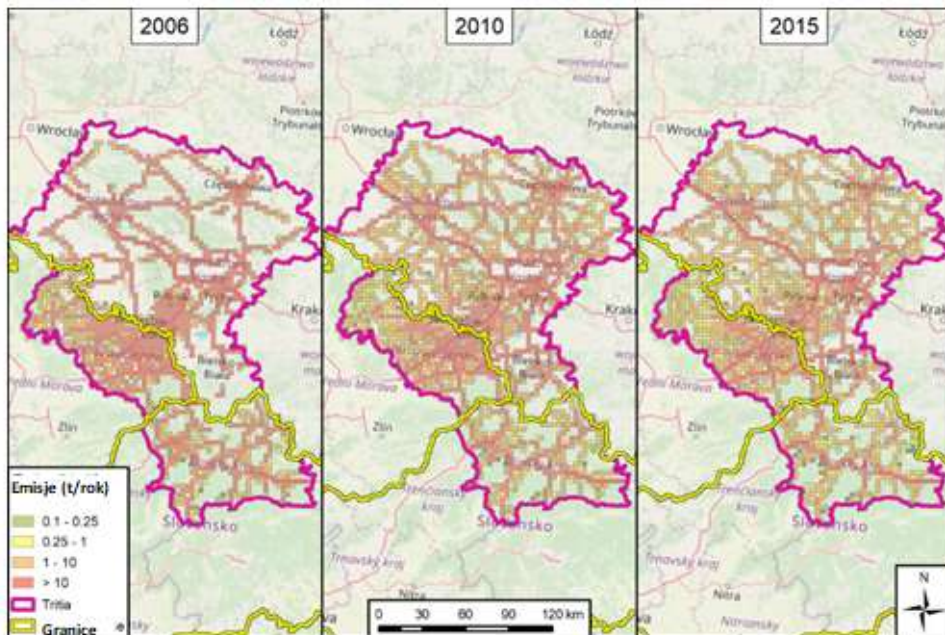
Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 3.6 Emisje pochodzące z transportu drogowego w regionie TRITIA [3.34]

Zanieczyszczenia		PM ₁₀ [t/rok]	PM _{2,5} [t/rok]	NO _x [t/rok]	B(a)P [kg/rok]
Transport drogowy na terenie kraju morawsko - śląskim	2006	2234,8	1838,2	29042,6	3,0
Transport drogowy na terenie województwa śląskiego		2458,8	2023,7	34693,5	3,3
Transport drogowy na terenie województwa opolskiego		671,9	553,6	9684,0	0,8
Transport drogowy na terenie kraju żylińskiego		1107,2	911,3	15229,4	1,5
Transport drogowy na terytorium TRITIA		6472,7	5326,8	88649,5	8,7
Transport drogowy na terenie kraju morawsko - śląskim	2010	1088,8	877,5	13247,8	2,8
Transport drogowy na terenie województwa śląskiego		1766,7	1434,7	23583,1	4,4
Transport drogowy na terenie województwa opolskiego		536,9	434,8	7385,4	1,3
Transport drogowy na terenie kraju żylińskiego		573,4	463,6	7355,0	1,4
Transport drogowy na terytorium TRITIA		3965,8	3210,7	51571,3	9,9
Transport drogowy na terenie kraju morawsko - śląskim	2015	513,2	399,8	5950,9	2,0
Transport drogowy na terenie województwa śląskiego		1081,4	855,9	13045,7	4,4
Transport drogowy na terenie województwa opolskiego		343,7	272,5	4209,1	1,3
Transport drogowy na terenie kraju żylińskiego		300,8	236,1	3572,1	1,2
Transport drogowy na terytorium TRITIA		2239,0	1764,3	26777,8	9,0

Zarządzanie jakością powietrza

Transport drogowy jest istotnym źródłem zanieczyszczenia powietrza w niektórych częściach regionu. Określenie emisji na potrzeby tego projektu oparto na Modelu transportu opracowanym w ramach projektu AIR TRITIA. Model ten został oparty na krajowym natężeniu ruchu drogowego w latach 2005–2015 oraz dokumentach strategicznych, które miasta uczestniczące w projekcie przetworzyły [3.34]. Emisje z samego transportu obliczono za pomocą programu MEFA v. 13 (ATEM), lub odpowiednio wersja 02 (w przypadku benzo(a)pirenu). Niepewność przy określaniu emisji z transportu stanowi resuspensja. Do kolejnej niepewności zalicza się przejazd pojazdów na odcinkach, które nie zostały uwzględnione w krajowym spisie powszechnym i gdzie nie mam możliwości obliczania częstotliwości przejazdu pojazdów.



Rys. 3.11 Zmiany rozkładu emisji pochodzących z emisji NO_x z transportu drogowego w regionie TRITIA

Ocena poziomu zanieczyszczenia powietrza w tym projekcie opiera się na monitorowaniu stężeń zanieczyszczeń w atmosferze na poziomie gruntu w sieci stacji pomiarowych oraz na modelowaniu matematycznym (patrz rozdział 4.2). Podczas oceny poziomu zanieczyszczenia powietrza

Zarządzanie jakością powietrza

monitorowany jest związek między wykrytymi wartościami imisji, a odpowiednimi limitami imisji (patrz system AQMS na stronie internetowej).

3.2.7 Ocena i obliczenie emisji powodowane przez transport drogowy

Ustawodawstwo krajowe dotyczące monitorowania emisji stanowi kontynuację ustawodawstwa na poziomie europejskim, które określa wymóg przeprowadzania pomiarów emisji [3.20]. Ustawodawstwo określa wymagania dotyczące monitorowania, metodologii, częstotliwości i procedury oceny. W celu opracowania i wdrożenia skutecznej strategii zarządzania jakością powietrza, niezbędne jest posiadanie wiarygodnych informacji na temat poziomu zanieczyszczenia powietrza.

W rozdz. 3.2.6. przedstawiono wyniki modelowania matematycznego. Dalsze informacje są uzyskiwane w oparciu o:

- monitoring emisji; lub
- inwentaryzację emisji i źródeł zanieczyszczenia powietrza;

Emisji pochodzące ze źródeł mobilnych nie można uzyskać poprzez inwentaryzację z Krajowej Inwentaryzacji Emisji - KOBiZE. Są one szacowane od 1990 r. na podstawie obliczeń. Do obliczenia emisji z transportu drogowego stosuje się metodę COPERT, do obliczania zanieczyszczeń z samochodów, zalecaną Konwencją Europejskiej Komisji Gosp. zej Organizacji Narodów Zjednoczonych. Opiera się on na liczbie poszczególnych typów samochodów, liczbie przejechanych kilometrów i zużyciu poszczególnych rodzajów paliwa. W 2002 r. dokonano przeliczenia emisji zanieczyszczeń z transportu drogowego w nowej wersji programu - COPERT III, która zawiera najnowszą wiedzę w tej dziedzinie [3.21]. Oprócz emisji z transportu drogowego obliczane są również emisje z transportu kolejowego, lotniczego i morskiego. Po 2004 r. bilans emisji cząstek stałych z transportu drogowego został uzupełniony zgodnie z wymogami zmienionej metodologii EMEP / CORINAIR2. Zgodnie z wymogami sprawozdawczymi emisje te zostały uzupełnione w obliczeniach dotyczących emisji pochodzących ze ścierania (ścieranie nawierzchni, opon i okładzin hamulcowych) i resuspensję osadów. Do obliczeń wykorzystano

metodologię i współczynniki emisji zalecane przez metodologię EMEP [3.22].

Ocena jakości powietrza jest wykonywana zgodnie z obowiązującymi przepisami. Na Słowacji i w Czechach przepisy są prawie identyczne [3.23, 3.24], w Polsce występuje niewielkie odchylenie legislacyjne [3.25].

3.2.8 Transport drogowy vs. zanieczyszczenie powietrza, podsumowanie

Największymi problemami towarzyszącymi transportowi drogowemu w miastach są rosnące natężenie ruchu drogowego oraz zapotrzebowanie na miejsca parkingowe.

Istnieje kilka rozwiązań tych problemów, ale wszystkie są skomplikowane, wymagają środków finansowych ze strony samorządu i wymuszają zmiany poglądów i postaw ludzi:

- ograniczenie transportu indywidualnego poprzez oferowanie innych opcji transportu, w szczególności dobrego transportu publicznego,
- przejście na elektromobilność,
- korzystanie ze wspólnej gospodarki, świadczenie usług w ramach społeczności, wspólne korzystanie z samochodów, car sharing,
- rozwój ruchu pieszego i rowerowego na krótkie odległości w połączeniu z transportem publicznym.

Zainteresowanie użytkowników pojazdami elektrycznymi i hybrydowymi typu plug-in rośnie, lecz wciąż jest to niski odsetek w porównaniu z całkowitą liczbą pojazdów (tab. 3.7).

Bez względu na dzisiejszą formę elektromobilności, musimy na nią liczyć w przyszłości. Należy jednak pamiętać, że każdy pojazd elektryczny będzie nadal wytwarzał cząstki pochodzące ze ścierania, które będą podlegały resuspensji. Dlatego najlepszym sposobem na ograniczenie emisji z transportu jest ograniczenie natężenia transportu drogowego do zakresu niezbędnego.

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 3.7 Wzrost sprzedaży pojazdów elektrycznych w latach 2016-2017,
źródło: Rocznik Elektromobilność 2019

	2017	2016	% zmiana
UE	97 571	63 479	53,7
Francja	24 910	21 752	-
Holandia	9 897	4 268	131,9
Niemcy	25 056	11 410	119,6
Norwegia	33 025	24 222	36,3
Austria	5 433	3 826	42,0
Czechy	307	200	53,5
Polska	439	108	306,5
Słowacja	209	59	254,2

3.3 Lokalne urzędy do ogrzewania

Lokalne urzędy do ogrzewania są jednym z najważniejszych źródeł zanieczyszczeń powietrza w regionie TRITIA, głównie pod względem emisji cząstek stałych i benzo(a)pirenu. Wynika to z charakteru obszarów blisko centrów przemysłowych i dostępności węgla, który jest nadal najczęściej stosowanym paliwem do ogrzewania gospodarstw domowych w polskiej części regionu (patrz rozdział 3.6).

Gospodarstwa domowe korzystające z własnych kotłów grzewczych ogrzewaczy nie podlegają prawnemu obowiązkowi zgłaszania takiego faktu. Ich jedynym obowiązkiem jest eksploatacja tych urządzeń zgodnie z warunkami eksploatacji tych instalacji.

Ponadto, czeska ustawa o ochronie powietrza [3.35] wprowadza regularne kontrole kotłów (dotyczy to kotłów na paliwo stałe o nominalnej mocy cieplnej powyżej 10 kW), które powinny być przeprowadzane co trzy lata i powinny być wykonywane przez profesjonalnie wykwalifikowaną osobę. Podobny obowiązek wprowadzono na Słowacji [3.36]. Kotły są sprawdzane na podstawie mocy znamionowej powyżej 20 kW, częstotliwość kontroli (od 2 do 15 lat) jest określana na podstawie mocy kotła i rodzaju używanego paliwa.

Od 1 września 2022 r. ustawa czeska będzie zabraniała eksploatacji starych kotłów na paliwo stałe, które są znajdują się w klasie niższej niż 3 (zgodnie z ČSN EN 303-5 [3.37]). Ponadto, zarówno Republika Czeska, jak i Polska nakładają zakaz produkcji i wprowadzania do obrotu starych kotłów nieekologicznych zgodnie z europejskimi wymogami ekoprojektu [3.39]. Od

Zarządzanie jakością powietrza

2018 r. Republika Czeska zezwala tylko na kotły klasy 4 i wyższej klasy emisji, a od 2020 r., podobnie jak Polska, od 2019 r., zezwala na kotły klasy 5 emisji [3.35], [3.37], [3.38].

Ponadto, tzw. „Uchwały antysmogowe” województwa śląskiego i opolskiego wprowadzają zakaz spalania węgla brunatnego, szlamu węglowego, pyłu węglowego (tzw. flotokonzentratu lub szlamu) i mokrego drewna. Preferowanym rodzajem ogrzewania domowego jest centralne ogrzewanie lub ogrzewanie gazowe. Jeżeli nie jest to wykonalne z powodów ekonomicznych lub technicznych, dopuszczalne jest lokalne ogrzewanie paliwami stałymi (węgiel lub drewno), ale tylko przy użyciu kotłów 5 klasy emisji. Uchwała przewiduje trzy wiążące terminy wymiany starych kotłów w zależności od ich wieku. Użytkownicy urządzeń starszych niż 10 lat (licząc od daty produkcji) muszą wymienić je na 5 klasę do końca 2021 r. Użytkownicy kotłów mających od 5 do 10 lat powinni je wymienić do końca 2023 r., zaś użytkownicy najmłodszych kotłów, mają czas do końca 2025 r. (lub do 2027 r. w przypadku kotłów klasy 3 i 4 wymienionych w ramach poprzednich dotacji). Do 2027 r. ogrzewanie gospodarstw domowych w województwie śląskim i opolskim powinno być zapewnione przez centralne ogrzewanie, urządzenia do ogrzewania gazowe lub na paliwo stałe klasy 5.

W Czechach, Polsce i ostatnio również na Słowacji można uzyskać wsparcie finansowe na wymianę przestarzałych kotłów.

W Czechach ma to formę dofinansowania zakupu kotłów [3.42] (tzw. kotlíkové dotace). Ostatnie wezwanie do wymiany w Czechach miało miejsce w 2019 r. i nie obejmowało już kotłów węglowych, tylko kotły na biomasę, pompy ciepła i gazowe kotły kondensacyjne.

Do tej pory w Polsce dopłaty do wymiany kotłów nie były tak scentralizowane jak w Czechach. W województwie opolskim dotacja odbywa się w ramach Programu ograniczenia zanieczyszczeń powietrza w sposób ciągły w latach 2016 - 2020. Miasto Opole finansuje wymianę w ramach programu Czyste powietrze - Oddech dla Opola [3.43]. W województwie śląskim w przeszłości można było sfinansować pożyczkę na wymianę starego urządzenia do ogrzewania z Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Od 2018 r. działa centralny program CZYSTE POWIETRZE 2019, w ramach którego możliwe będzie pobieranie dotacji do 2029 r. Program zarządzany jest przez poszczególne

Zarządzanie jakością powietrza

wojewódzkie fundusze ochrony środowiska i gospodarki wodnej i możliwe jest finansowanie nie tylko wymiany samego kotła, ale także kosztów obniżenia charakterystyki energetycznej budynków [3.44]. Obywatele w Czechach mają podobną szansę w ramach programu Nowe Zielone Światło dla Oszczędności (Nová zelená úsporám) [3.45].

Słowacja zaczęła wspierać wymianę kotłów w tym roku, a dokładniej jesienią 2019 r., dofinansowanie na zakup kotła powinno być dostępne już w roku 2020 [3.46]. Wymiana na Słowacji dla gospodarstw domowych nie będzie obejmować kotłów węglowych, a jedynie gazowe kotły kondensacyjne.

3.3.1 Inwentaryzacja lokalnych źródeł ogrzewania w obszarze TRITIA

Na potrzeby tej strategii emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania obliczono zgodnie z metodologią Czeskiego Instytutu Hydrometeorologicznego (ČHMÚ) [3.47], [3.48], w parciu o informacje ze Spisu Powszechnego Ludności i Mieszkań (2001, 2011) oraz późniejsze wykazy (patrz rozdział 3.5). Do obliczeń na terytorium Słowacji wykorzystano również dokumenty utworzone w ramach projektu AIR PROGRES CZECHO-SLOVAKIA [3.49] oraz dokumenty pobrane ze Słowackiego Instytutu Hydrometeorologicznego (SHMÚ). Obliczenia przeprowadzono przy użyciu wskaźników emisji i metodologii ustanowionych przez Wyższą Szkołę Górniczą - Uniwersytet Techniczny w Ostrawie (VŠB - TUO) [3.50], [3.51].

3.3.2 Bilans emisji lokalnych urządzeń do ogrzewania na terytorium TRITIA

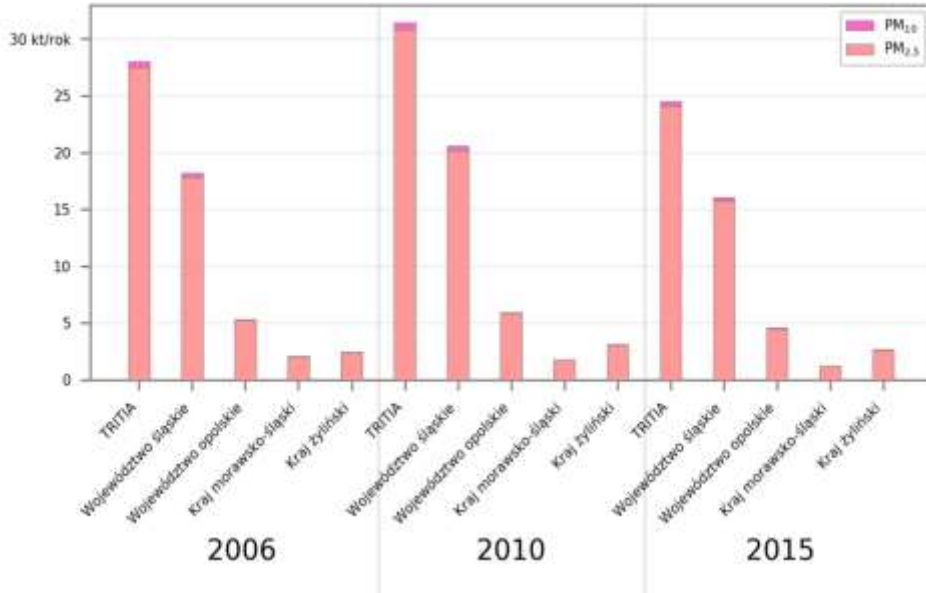
Z analizowanych danych wynika, że w latach 2006, 2010 i 2015 wszystkie zainteresowane kraje (regiony) i województwa (kraj morawsko-śląski, województwo śląskie i opolskie, kraj żyliński), a tym samym cały region TRITIA, zmniejszył emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania. (Patrz wykresy podsumowujące obr. 3.12 – 3.13). Ten pozytywny trend znalazł również odzwierciedlenie w jakości powietrza (patrz rozdział 3.4).

Emisje pyłu zawieszonego PM

Porównanie całkowitych emisji pyłu zawieszonego PM z lokalnych urządzeń do ogrzewania w poszczególnych krajach i województwach

Zarządzanie jakością powietrza

pokazuje, że lokalne urządzenia do ogrzewania z województwa śląskiego mają największy wpływ na emisje tego zanieczyszczenia. (Patr. rys. 3.12).



Rys. 3.12 Emisje PM₁₀ i PM_{2,5} z lokalnych urządzeń do ogrzewania w TRITIA

Emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania z województwa śląskiego stanowią około $\frac{2}{3}$ wszystkich emisji PM wytwarzanych przez lokalne urządzenia do ogrzewania w całym regionie TRITIA (65%). Emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania w województwie opolskim stanowią 19% całkowitego bilansu emisji PM. Emisje z krajów (regionów) morawo-śląskiego i żylińskiego stanowiły od 5% do 11% całkowitego bilansu pyłów zawieszonych w monitorowanych latach (5% w 2015 r. w regionie morawo-śląskim i 11% w 2015 r. w żylińskim).

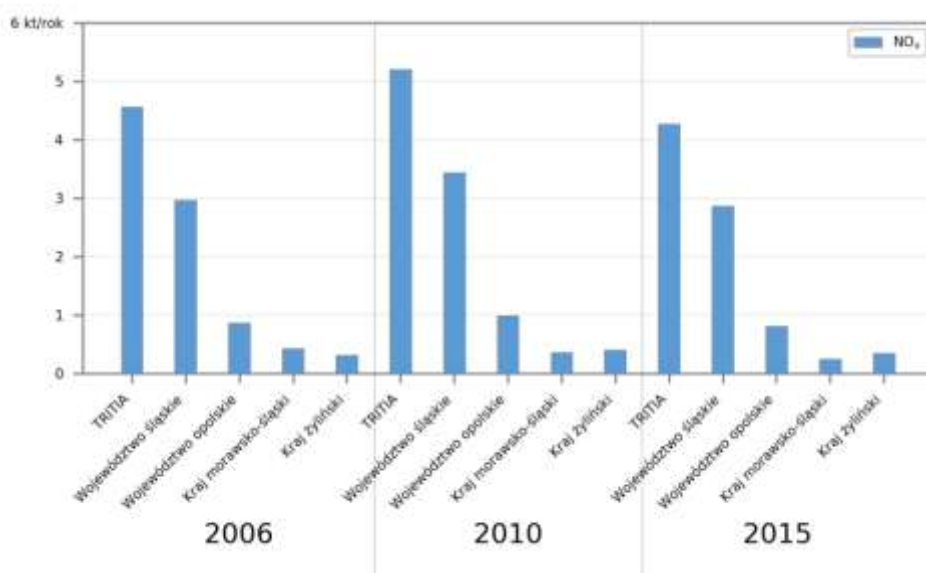
Oceniając zanieczyszczenia w poszczególnych latach, należy również wziąć pod uwagę warunki meteorologiczne w danym roku (patrz rozdział 2), ponieważ bilans emisji z lokalnych urządzeń grzewczych opiera się na liczbie dni grzewczych i średniej temperaturze w sezonie grzewczym [3.46], [3.47]. Zasadniczo im dłuższy i mroźniejszy rok, tym wyższa emisja z lokalnych urządzeń do ogrzewania. W analizowanym okresie jest to widoczne w bilansie za 2010 r., kiedy warunki temperaturowe były niekorzystne (patrz rozdział 2), a emisje z lokalnych instalacji grzewczych były łącznie najwyższe.

Zarządzanie jakością powietrza

W dekadzie między 2006 a 2015 r. emisje PM z lokalnych urządzeń do ogrzewania w regionie TRITIA ogólnie spadły o 13%. Porównanie rok do roku pokazuje spadek emisji PM w województwie śląskim o 12%, w województwie opolskim o 14%. Emisje PM z lokalnych urządzeń do ogrzewania w kraju morawsko-śląskim spadły najbardziej, czyli o 41%, w 2010 r. (w porównaniu z 2006 r.), w przeciwieństwie do innych części regionu TRITIA. Trend ten odzwierciedla pozytywny wpływ zastąpienia starych obiektów energetycznego spalania nowymi o niższej emisji. Wyjątkami od ogólnej tendencji są emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania w kraju żylińskim, co można wytłumaczyć tym, że wymiana kotłów na Słowacji nie jest wspierana dofinansowaniem, a po drugie, doszło podczas inwentaryzacji (2015 r.) do udoskonalenia struktury paliw.

Emisje NO_x

Te same wnioski można wyciągnąć z porównania ilości emisji NO_x wytwarzanych przez lokalne urządzenia do ogrzewania w krajach i województwach. Także w przypadku tego zanieczyszczenia lokalne urządzenia do ogrzewania z województwa śląskiego w największym stopniu przyczyniają się do emisji. Zobacz rys. 3.13.



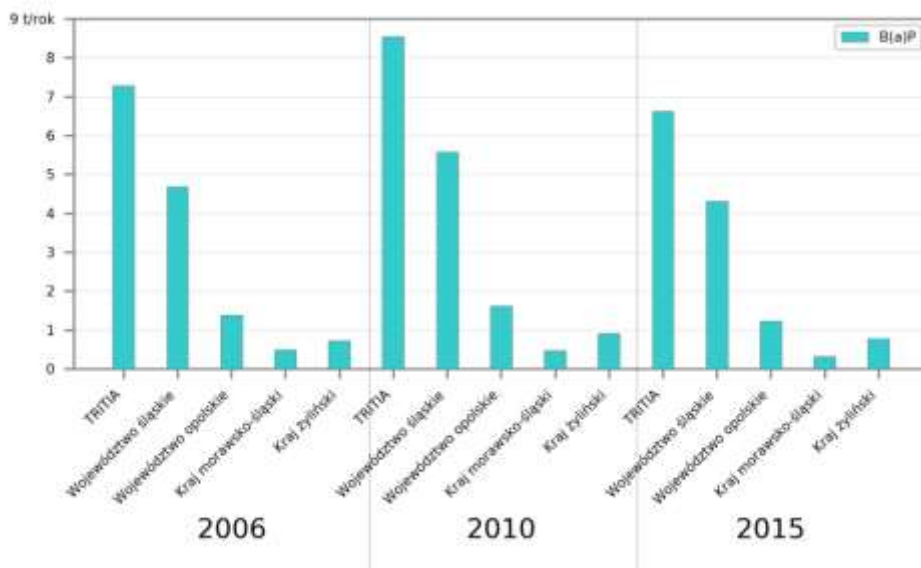
Rys. 3.13 Emisje NO_x z lokalnych rządzeń do ogrzewania w TRITIA

Zarządzanie jakością powietrza

Ponownie, emisje lokalnych urządzeń do ogrzewania z województwa śląskiego stanowią około 2/3 wszystkich emisji NO_x wytwarzanych przez lokalne ogrzewanie w regionie TRITIA (65% - 67%). Emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania w województwie opolskim stanowią 19% całkowitego bilansu emisji NO_x. Emisje z krajów morawsko-śląskiego i żylińskiego stanowiły od 6% do 9% całkowitego bilansu NO_x w monitorowanych latach (6% w 2015 r. w kraju morawsko-śląskim i 9% w 2006 r.).

W przypadku porównania międzyrocznego, w latach 2006-2015 emisja NO_x wytwarzana przez lokalne urządzenia do ogrzewania spadła o 6%. W 2010 r. można zaobserwować niewielki wzrost w znacznej części regionu TRITIA (z wyjątkiem kraju morawsko-śląskiego) w porównaniu z 2006 r., w przedziale 14–16% (patrz wyżej). W monitorowanej dekadzie emisje NO_x z lokalnych urządzeń do ogrzewania w kraju morawsko-śląskim spadły najbardziej, aż o 43%. Trend ten odzwierciedla pozytywny wpływ zastąpienia starych obiektów energetycznego spalania nowymi o niższej emisji. W samym kraju żylińskim w badanym okresie wzrost emisji (zob. powyżej) jest ponownie zauważalny.

Emisje benzo(a)pirenu



Rys. 3.14 Emisje B(a)P z lokalnego ogrzewania w TRITIA

Zarządzanie jakością powietrza

Łączne emisje benzo(a)pirenu z lokalnych urządzeń do ogrzewania również wykazują stopniowy spadek w monitorowanych latach, pomimo pewnego wzrostu w 2010 r. Zobacz rys. 3.14.

Porównanie całkowitych ilości emisji benzo(a)pirenu z lokalnego ogrzewania w poszczególnych regionach i województwach pokazuje, że województwo śląskie ma największy udział w emisji benzo(a)pirenu. **Emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania z województwa śląskiego odpowiadają za około 2/3 wszystkich emisji benzo(a)pirenu wytwarzanych przez lokalne ogrzewanie w regionie TRITIA (65%).**

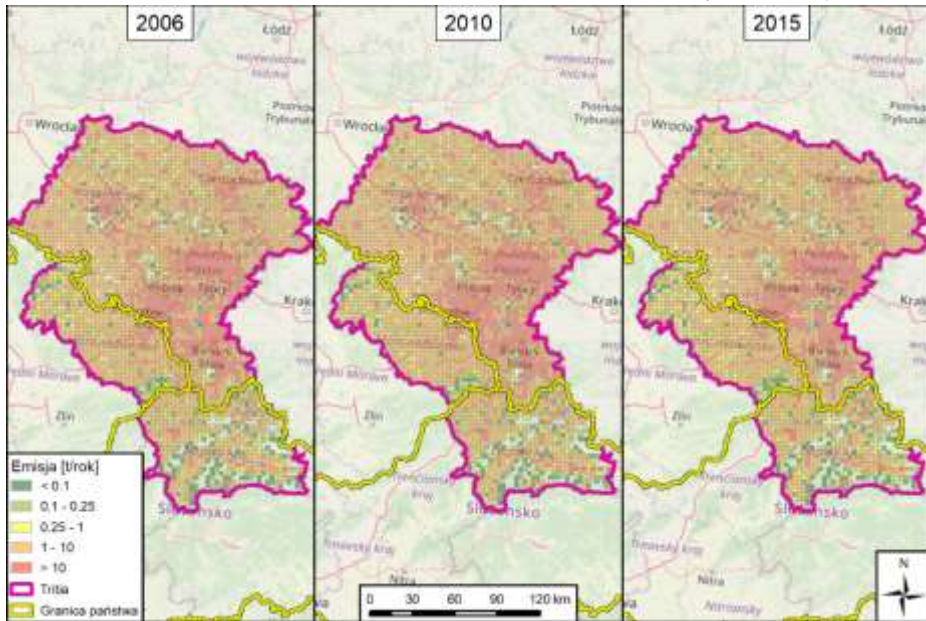
Udział emisji benzo(a)pirenu z województwa opolskiego ponownie wynosi 19% w latach monitorowanych. Emisje benzo(a)pirenu z lokalnego ogrzewania w kraju morawsko-śląskim spadły we wszystkich monitorowanych latach i stanowiły od 7% do 5% łącznej emisji wytwarzanej w regionie TRITIA przez lokalne ogrzewanie. Z drugiej strony udział emisji z lokalnych urządzeń do ogrzewania w kraju żylińskim nieznacznie wzrósł (o 2%) w badanym okresie.

Porównanie międzyroczne w monitorowanych latach pokazuje spadek o 9% emisji benzo(a)pirenu z lokalnego ogrzewania w latach 2006–2015. Decydujący wpływ na ten spadek miał spadek emisji benzo(a)pirenu w kraju morawsko-śląskim, który w badanym okresie wynosił 36%. Porównaj z 3.3.2.

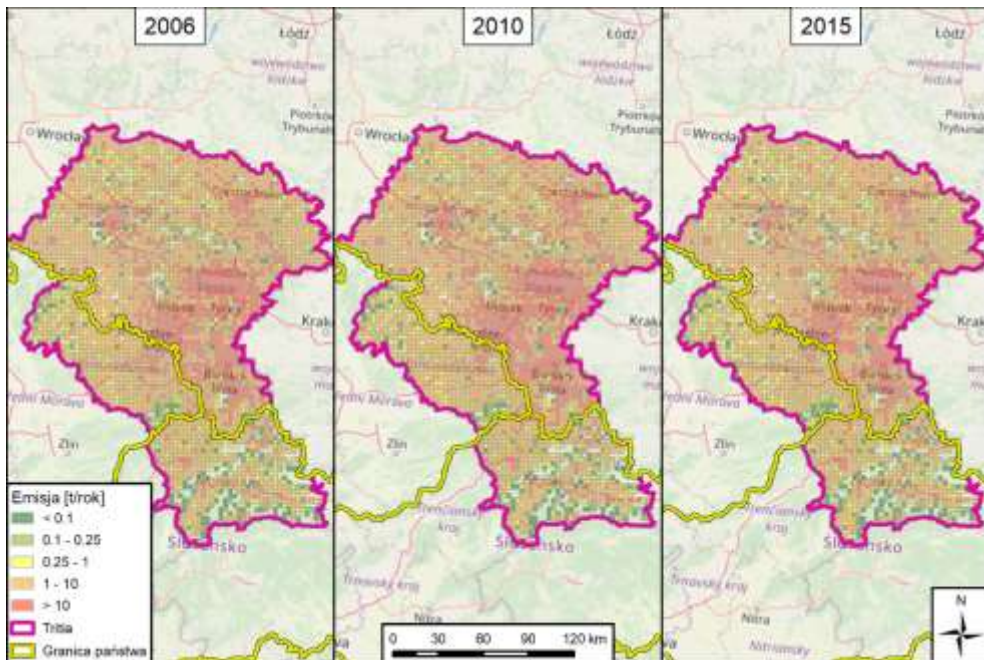
Przestrzenna dystrybucja emisji z lokalnych urządzeń do ogrzewania w regionie TRITIA

Ilość emisji ze źródeł zanieczyszczenia powietrza można oszacować dla poszczególnych obszarów, stosując tak zwane kwadraty emisji, które w ten sposób reprezentują ich rozkład przestrzenny na danym obszarze. Emisje z lokalnych urządzeń do ogrzewania są wyświetlane za pomocą kwadratów emisji o boku 3 km dla całego regionu TRITIA w rys. 3.15 – 3.18.

Przestrzenny rozkład emisji z lokalnego ogrzewania pokazuje koncentrację wysokich emisji w miejscach o gęstym zaludnieniu. Jednocześnie mapy pokazują miejsca, w których do ogrzewania wykorzystuje się paliwo stałe. Rozkład emisji w poszczególnych latach pokazuje również spadek emisji w regionie morawsko-śląskim.

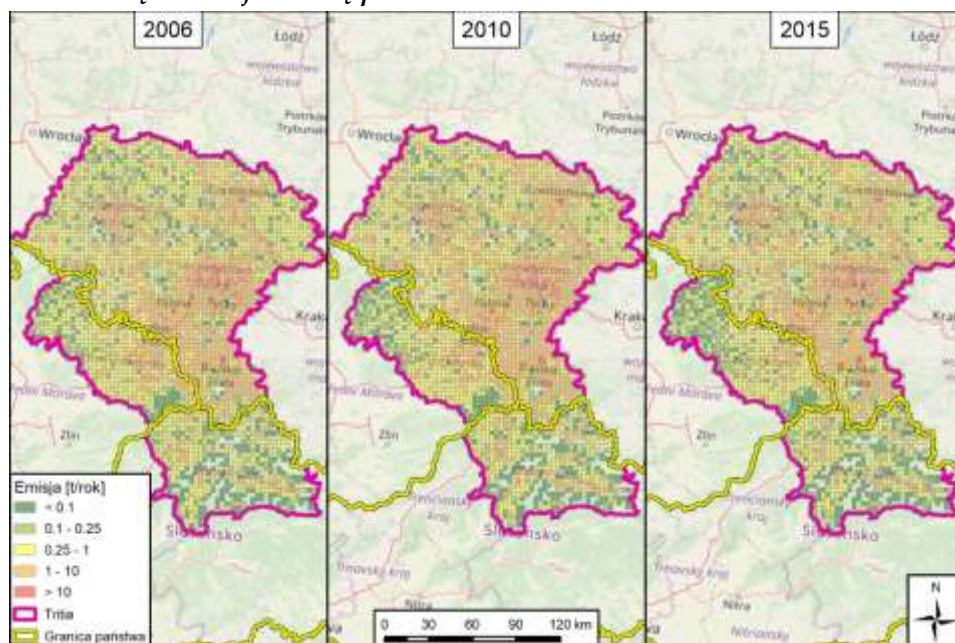


Rys. 3.15 Rozwój dystrybucji emisji PM_{10} z lokalnych urzędów do ogrzewania w regionie TRITIA

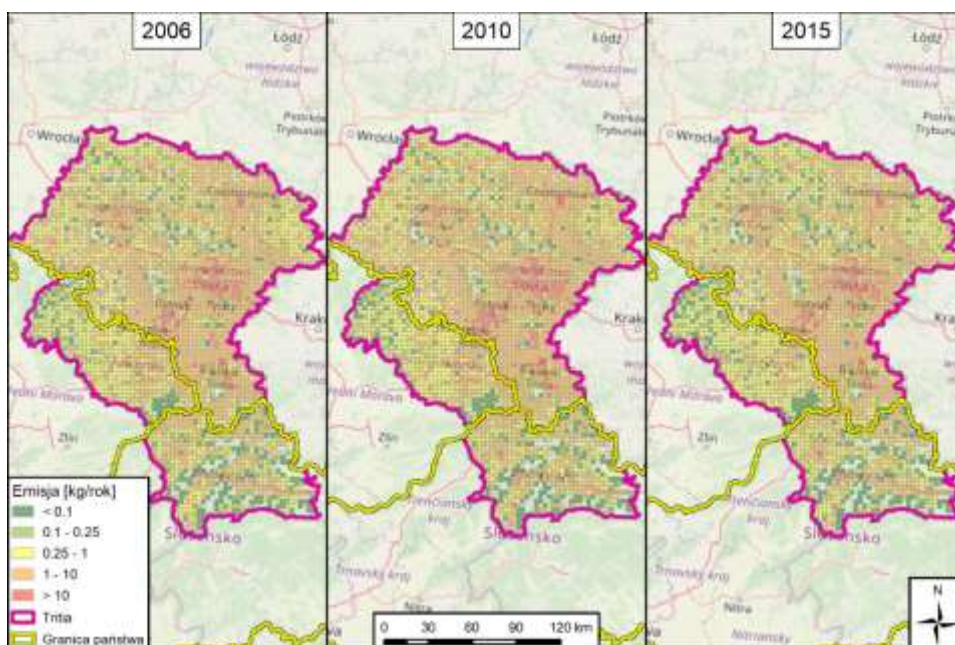


Rys. 3.16 Rozwój dystrybucji emisji $PM_{2.5}$ z lokalnych urzędów do ogrzewania w regionie TRITIA

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 3.17 Rozwój dystrybucji emisji NO_x z lokalnych urzędzeń do ogrzewania w regionie TRITIA



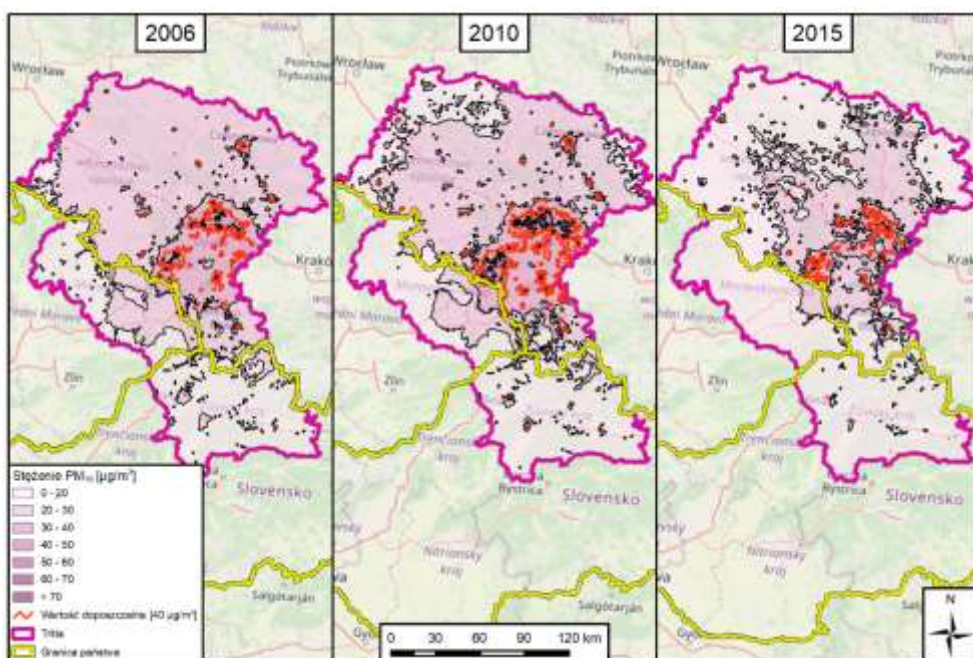
Rys. 3.18 Rozwój dystrybucji emisji B(a)P z lokalnych urzędzeń do ogrzewania w regionie TRITIA

3.3.3 Wpływ lokalnych urządzeń do ogrzewania na jakość powietrza w regionie TRITIA

Ocena wpływu lokalnych urządzeń do ogrzewania na zanieczyszczenie powietrza opiera się na modelowaniu matematycznym i późniejszych analizach (patrz rozdział 4.5).

Zanieczyszczenie PM z lokalnego ogrzewania

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń pyłów zawieszonych PM₁₀ wykazały, że w latach 2006-2015 poziom zanieczyszczenia powietrza z lokalnych urządzeń do ogrzewania spadł. Wyniki modelowania prezentuje



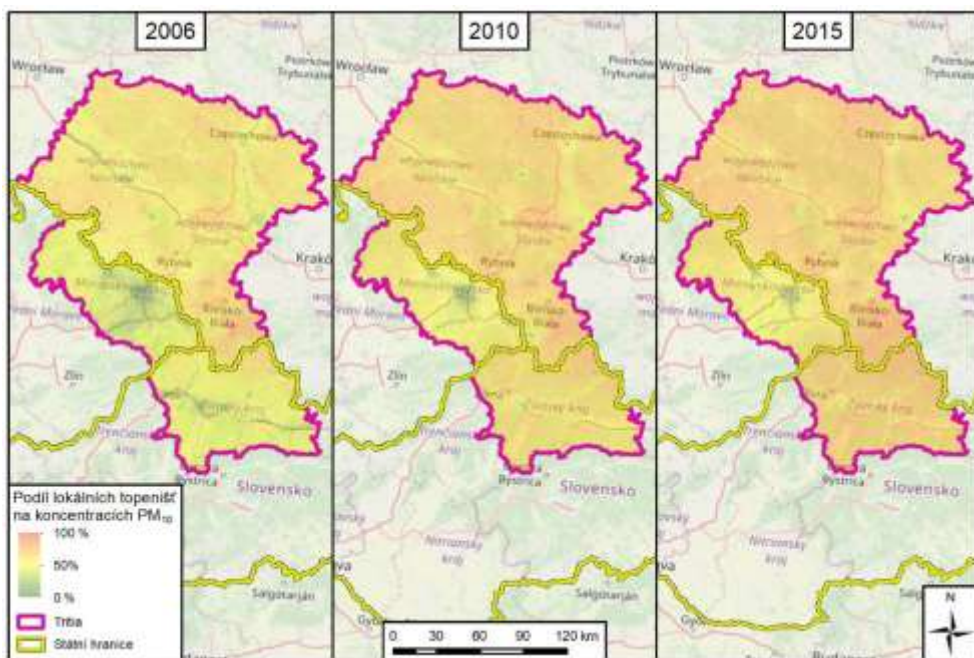
Rys. 3.19 Średnie roczne stężenia PM₁₀ z lokalnego ogrzewania w 2006, 2010 i 2015 r. w regionie TRITIA

Uwaga: Średnie roczne stężenia zilustrowane na mapach pokazują nie tylko udział lokalnych urządzeń do ogrzewania, ale także ogólną sytuację imisji, jeśli źródła te działają w regionie wraz z innymi źródłami nieantropogenicznymi i niezorganizowaną emisją (z tłem).

Zarządzanie jakością powietrza

W roku 2015, w aglomeracji Katowice i w Rybniku stwierdzono przekroczenie rocznej wartości dopuszczalnej, wynoszącej $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [3.35], [3.52], [3.53] zanieczyszczeń ze źródeł z lokalnego ogrzewania. Jednak obszar, w którym ich udział przekracza $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, uległ ograniczeniu. Należy także wziąć pod uwagę fakt, że pod względem rozproszenia zanieczyszczeń, w roku 2015 odnotowano najkorzystniejszą sytuację meteorologiczną, w porównaniu do wszystkich rozważanych lat, a zima była stosunkowo ciepła i krótka (patrz rozdział 2).

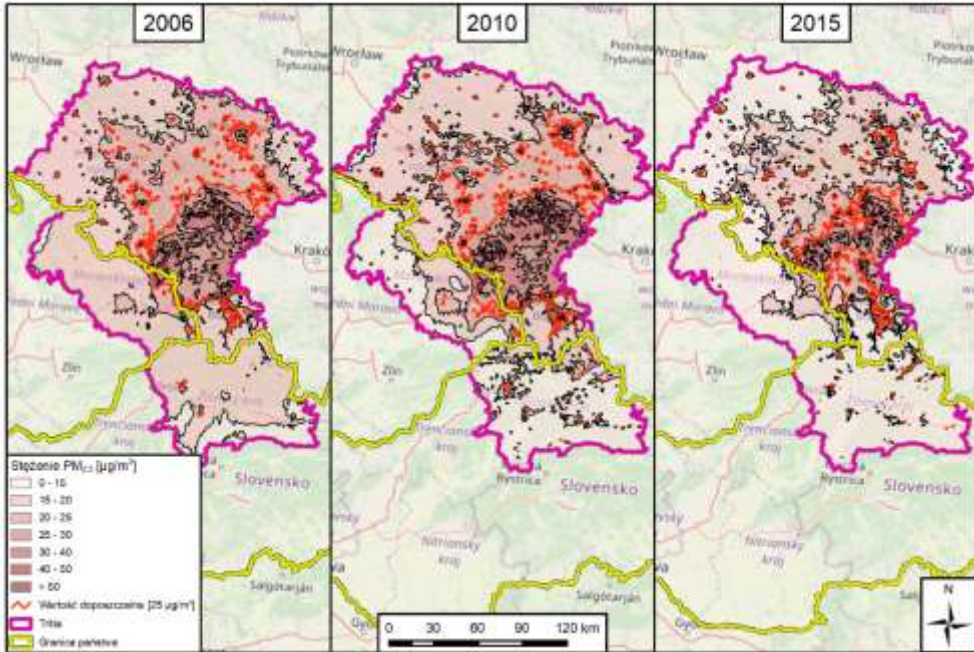
Analiza wyników modelowania średnich rocznych stężeń PM_{10} z lokalnych urządzeń do ogrzewania pokazuje, że źródła te obszarowo przeważają nad innymi grupami źródeł modelowanych (źródła przemysłowe i transport). Zobacz rys. 3.20.



Rys. 3.20 Podział zanieczyszczeń powietrza pochodzących z lokalnego ogrzewania wyrażonych jako średnie roczne stężenia PM_{10} w latach 2006, 2010 i 2015 w regionie TRITIA

Uwaga: Podział zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych imisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważone wpływy innych grup źródeł.

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń pyłów zawieszonych $PM_{2.5}$ pokazują, podobnie jak w przypadku cząstek PM_{10} , spadek zanieczyszczeń powietrza z lokalnego ogrzewania i podobny rozkład przestrzenny w monitorowanych latach 2006 i 2015. Zobacz rys. 3.21.



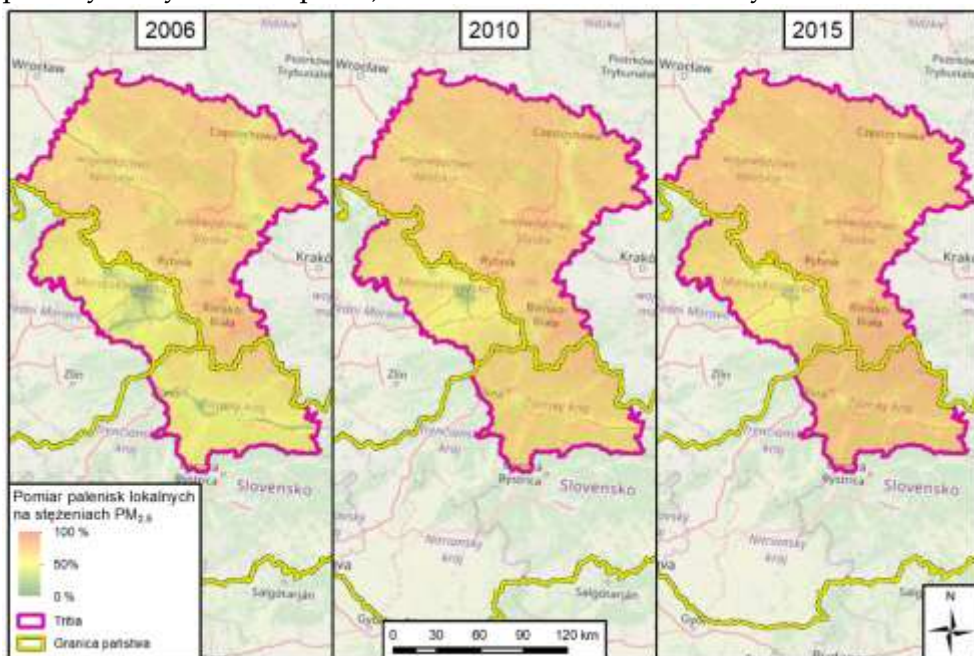
Rys. 3.21 Średnie roczne stężenia $PM_{2.5}$ z lokalnego ogrzewania w 2006, 2010 i 2015 r. w regionie TRITIA

Uwaga: Średnie roczne stężenia zilustrowane na mapach pokazują nie tylko udział lokalnych urządzeń do ogrzewania, ale także ogólną sytuację imisji, jeśli źródła te działają w regionie wraz z innymi źródłami nieantropogenicznymi i niezorganizowaną emisją (z tłem).

W roku 2015 w aglomeracji Katowice i Rybnik-Jastrzębie Zdrój obnotowano przekroczenie rocznej wartości dopuszczalnej $25 \mu g \cdot m^{-3}$ [3.35], [3.52], [3.53]. Jednak w tym przypadku obszar przekroczenia rocznej wartości dopuszczalnej był większy, niż w przypadku PM_{10} . W odniesieniu do rocznej wartości dopuszczalnej $20 \mu g \cdot m^{-3}$, która obowiązywać będzie od 2020 r. [3.35], [3.52], [3.53], obszar przekroczenia byłby jeszcze bardziej rozległy i obejmowałby całą aglomerację katowicką i rybnicko-jastrzębską.

Analiza wyników modelowania średnich rocznych stężeń $PM_{2.5}$ z lokalnego ogrzewania sugeruje podobne wnioski, jak w przypadku cząstek PM_{10} (patrz wyżej). **Lokalne urządzenia do ogrzewania obszarowo**

Zarządzanie jakością powietrza
przeważają nad innymi grupami modelowanych źródeł (źródeł przemysłowych i transportu) na terenie TRITIA. Zobacz rys. 3.22.



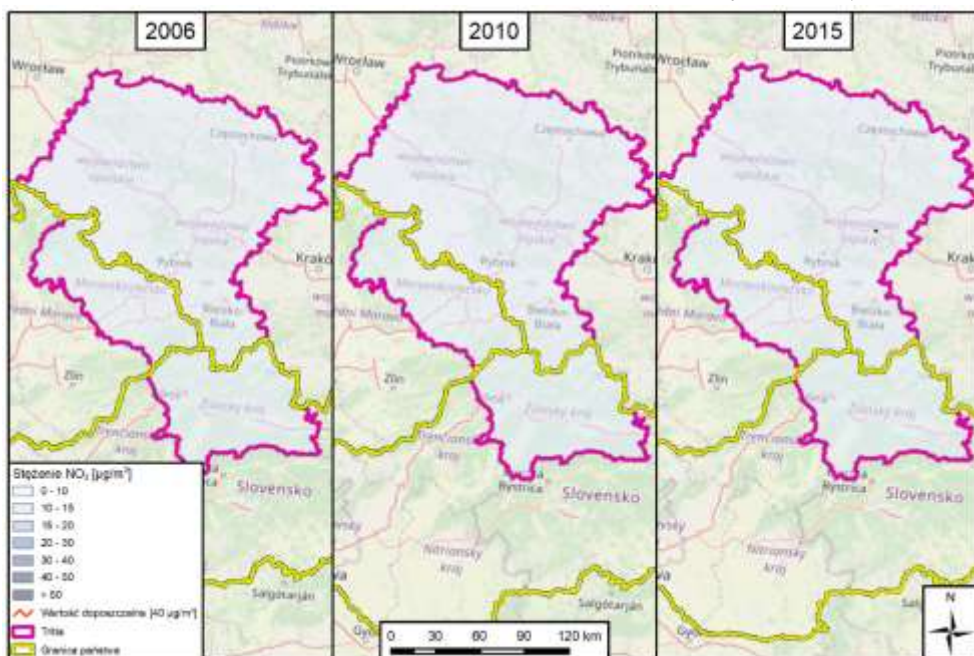
Rys. 3.22 Podział zanieczyszczeń powietrza pochodząca z lokalnego ogrzewania wyrażony jako w średnie roczne stężenia PM_{2.5} w latach 2006, 2010 i 2015 na terenie TRITIA

Uwaga: Podział zanieczyszczeń ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych imisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważony wpływ innych grup źródeł.

Z punktu widzenia zarządzania jakością powietrza istotne jest zatem znaczne ograniczenie emisji PM z lokalnych urządzeń do ogrzewania, szczególnie w województwie śląskim.

Zanieczyszczenie NO₂ pochodzące z lokalnego ogrzewania

Wyniki modelowania stężeń NO₂ wykazały, że wpływ lokalnych urządzeń do ogrzewania na jakość powietrza jest nieistotny (dla tego zanieczyszczenia). Zobacz rys. 3.23. Udział NO₂ z lokalnego ogrzewania stanowi maksymalnie 1/10 rocznej wartości dopuszczalnej 40 µg.m⁻³ [3.35], [3.52], [3.53].



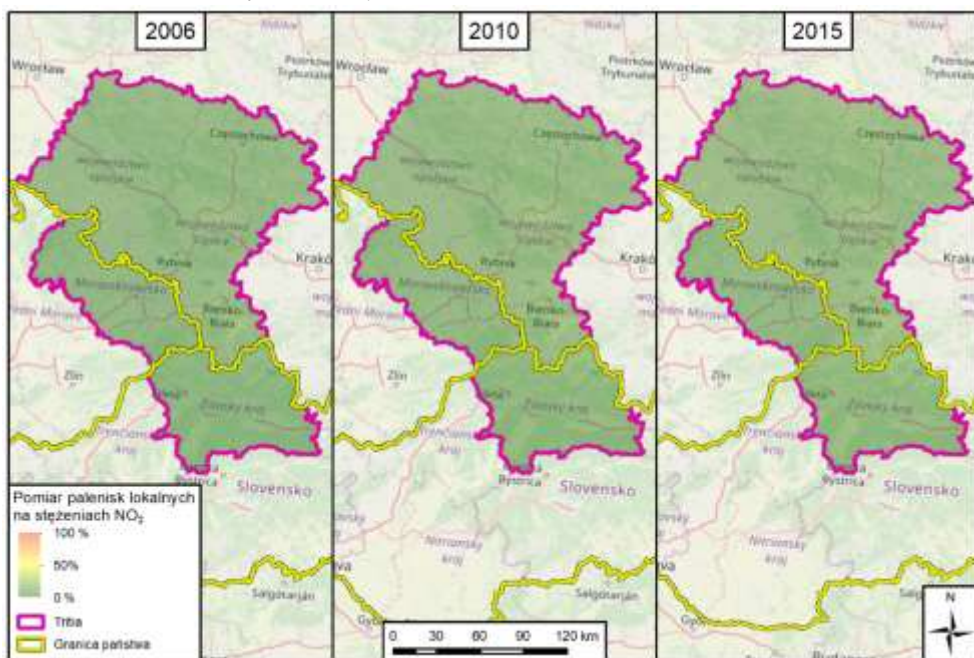
Rys. 3.23 Średnie roczne stężenia NO_2 z lokalnego ogrzewania w 2006, 2010 i 2015 r. na terenie TRITIA

Uwaga: Średnie roczne stężenia pokazane na mapach pokazują nie tylko udział lokalnych urządzeń do ogrzewania, ale także ogólną sytuację imisji, jeśli źródła te działają w regionie wraz z innymi źródłami nieantropogenicznymi i niezorganizowaną emisją (z tłem).

Z analizy wyników modelowania średnich rocznych stężeń NO_2 wynika również, że udział lokalnych urządzeń do ogrzewania jest znikomy w porównaniu z innymi grupami modelowanych źródeł w całym terytorium TRITIA. Sytuacja jest przedstawiona na rys. 3.24.

Dlatego ograniczenie emisji z lokalnego ogrzewania będzie oznaczało zmniejszenie całkowitego obciążenia zanieczyszczeniem NO_2 , do maksymalnie 10%.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 3.24 Podział zanieczyszczeń powietrza pochodząca z lokalnego ogrzewania przedstawiona w średnich rocznych stężeniach NO₂ w latach 2006, 2010 i 2015 w regionie TRITIA

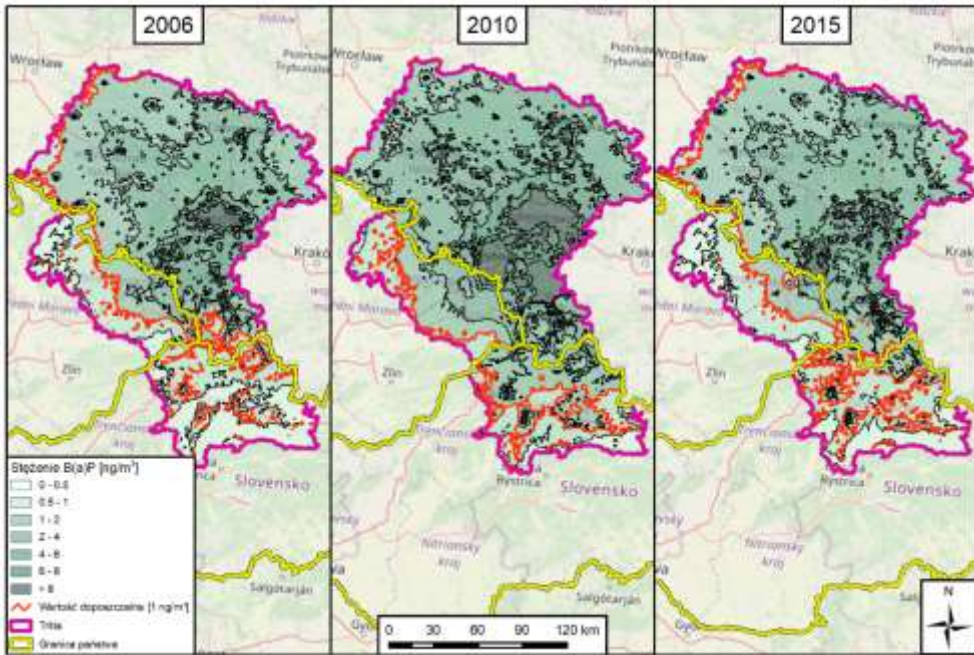
Uwaga: Podział zanieczyszczeń ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych imisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważone znaczenie dla innych grup źródeł.

Zanieczyszczenie benzo(a)pirenem pochodzące z lokalnego ogrzewania

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń benzo(a)pirenu wykazały, że jedynie z powodu lokalnych urządzeń do ogrzewania, w większości regionu TRITIA docelowa wartość dopuszczalna 1 ng.m⁻³ została obszarowo przekroczona [3.35], [3.52], [3.53].

Zarządzanie jakością powietrza

Z wyników modelowania jasno wynika również, że w latach 2006–2015 obszar zanieczyszczeń zmalał. Zobacz rys. 3.25. Należy także wziąć pod uwagę fakt, że pod względem rozproszenia zanieczyszczeń w roku 2015 odnotowano najkorzystniejszą sytuację meteorologiczną, w porównaniu do wszystkich uwzględnianych lat, a zima była stosunkowo ciepła i krótka (patrz rozdział 2).

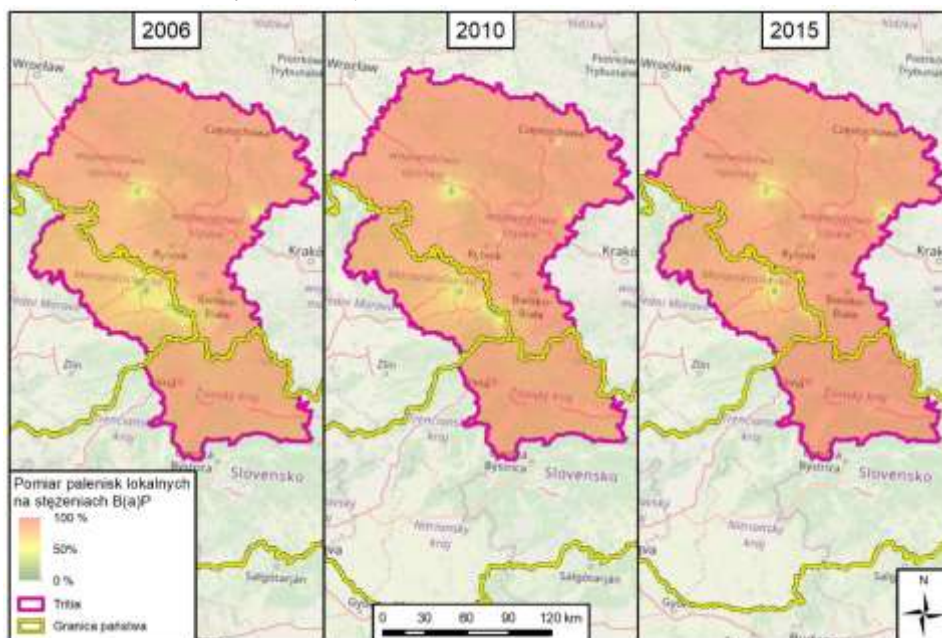


Rys. 3.25 Średnie roczne stężenia benzo(a)pirenu z lokalnych urządzeń do ogrzewania w latach 2006, 2010 i 2015 na terytorium TRITIA

Uwaga: Średnie roczne stężenia zilustrowane na mapach pokazują jedynie udział samych lokalnych urządzeń do ogrzewania; nie uwzględnia się wpływu źródeł nieantropogenicznych lub innych nieokreślonych źródeł dla tego zanieczyszczenia w regionie.

Analiza wyników modelowania wyraźnie pokazuje, że lokalne ogrzewanie stanowi dominującą przyczynę nadmiernego zanieczyszczenia benzo(a)pirenem w regionie TRITIA (z wyjątkiem otoczenia koksowni). Zobacz rys. 3.26.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 3.26 Udział zanieczyszczeń powietrza z lokalnego ogrzewania: średnie roczne stężenia benzo(a)pirenu w latach 2006, 2010 i 2015 na terytorium TRITIA.

Uwaga: Podział zanieczyszczeń ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych imisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważone wpływy innych grup źródeł.

Z wyników modelowania tego zanieczyszczenia jasno wynika, że w celu wyraźnej redukcji nadmiernego zanieczyszczenia benzo(a)pirenem należy obszarowo ograniczyć jego emisję z lokalnego ogrzewania.

3.3.4 Prognoza wpływu lokalnych urządzeń do ogrzewania na jakość powietrza na terytorium TRITIA

Lokalne urządzenia do ogrzewania są dominującym źródłem nadmiernego zanieczyszczenia powietrza, względem całkowitego obciążenia zanieczyszczeniem w analizowanym regionie pyłem zawieszonym i benzo(a)pirenem (patrz rozdział 3.3.3). Dlatego konieczne jest ograniczenie emisji z tych źródeł, w celu zapewnienia zgodności z przepisami dotyczącymi jakości powietrza. Szczególny nacisk należy położyć na ograniczenie emisji z lokalnego ogrzewania w województwie

Zarządzanie jakością powietrza

śląskim, które wpływają również na jakość powietrza w innych częściach terytorium TRITIA, poza samym województwem.

Redukcję emisji z lokalnych systemów grzewczych można przeprowadzić na następujące podstawowe sposoby:

- Przejście z lokalnego ogrzewania na scentralizowane.
- Wymiana stosowanych paliw stałych na gaz.
- Wymiana przestarzałych technicznie kotłów na paliwo stałe na kotły klasy 5 emisji.
- Przejście na źródła bezemisyjne.
- Zmniejszenie energochłonności a tym samym strat ciepła.

Rozważono kilka opcji ograniczenia emisji pochodzących z lokalnego ogrzewania na terytorium TRITIA, w niniejszej publikacji zostaną przedstawione:

1. Opcja (Varianta 1) - Zmniejszenie strat ciepła w budynkach o 20%.
2. Opcja (Varianta 2) - Wymiana kotłów na paliwo stałe na kotły klasy 5 - szacowany stanu na 2025 r. (w odniesieniu do powyższych wymagań legislacyjnych i programów dotacji oczekuje się wymiany 80% kotłów w Czechach, 50% w Polsce i 20% na Słowacji).
3. Opcja (Varianta 3) - Wymiana wszystkich kotłów na paliwo stałe na kotły klasy 5 (przy zachowaniu istniejącej struktury zużytych paliw).

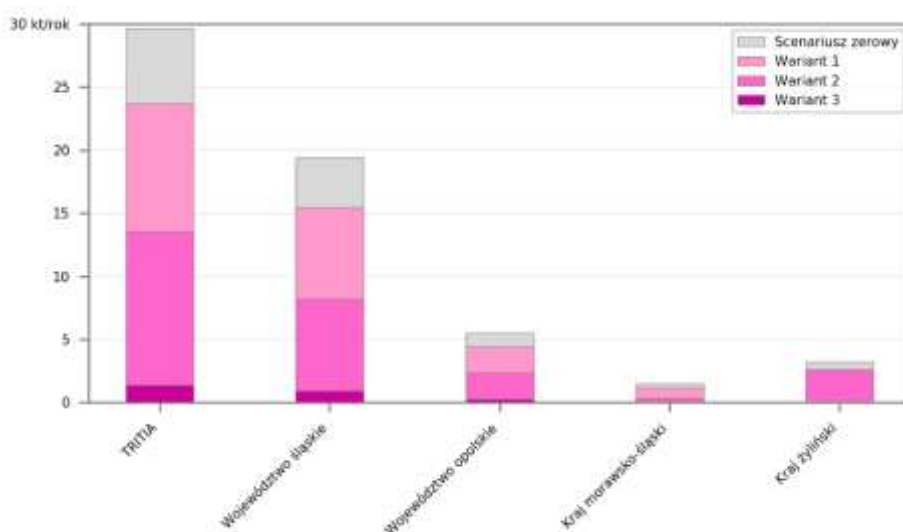
Obliczenia redukcji emisji dla wszystkich wariantów oparto na przeprowadzonej inwentaryzacji (patrz rozdział 3.3) z wykorzystaniem metodologii Czeskiego Instytutu Hydrometeorologicznego [3.47] oraz współczynników emisji i metodologii ustalonych przez VŠB-TUO [3.50], [3.51]. Wszystkie warianty porównano z tak zwanym scenariuszem zerowym. W tym scenariuszu wykorzystuje się dane o lokalnym ogrzewaniu w roku 2015 i najbardziej niekorzystnej sytuacji meteorologicznej w monitorowanych latach (2010). Jak wspomniano powyżej, emisje z lokalnych kominków zależą również od warunków klimatycznych w danym roku i rozproszenia zanieczyszczeń w warunkach

Zarządzanie jakością powietrza

meteorologicznych (patrz rozdział 2). Dlatego wybrano sytuację meteorologiczną, która była najbardziej niekorzystna pod tym względem w monitorowanych latach.

Obniżenie emisji PM pochodzącej z lokalnego ogrzewania

Dla poszczególnych wariantów redukcji emisji z lokalnych urządzeń do ogrzewania przeprowadzono obliczenia emisji PM. Poniżej przedstawiono emisji PM₁₀ z lokalnego ogrzewania dla poszczególnych opcji.



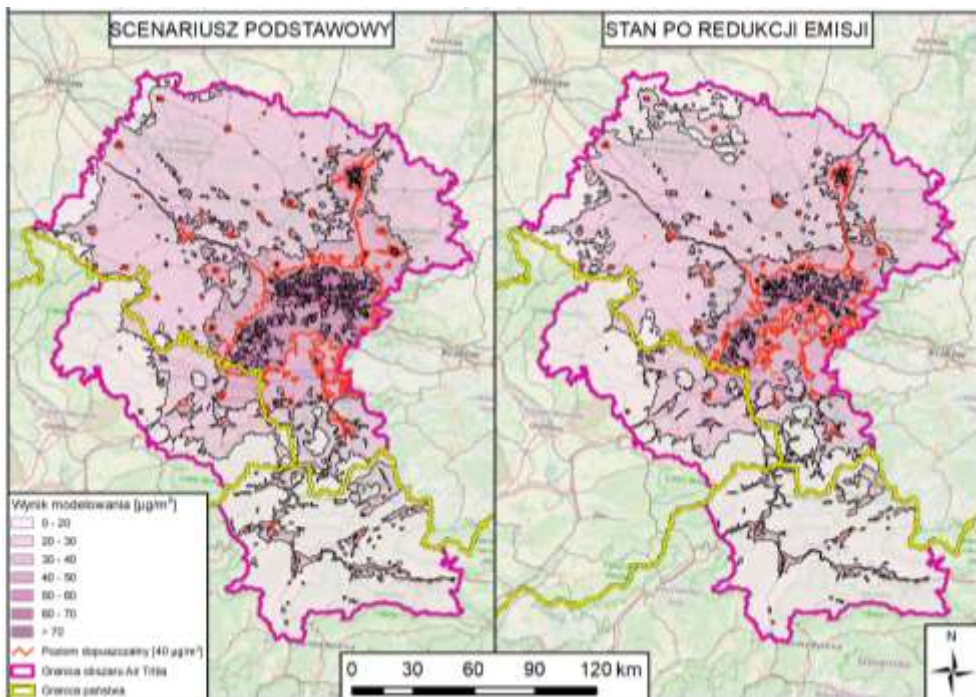
Rys. 3.27 Emisje PM₁₀ z lokalnych kominków w TRITIA dla poszczególnych opcji redukcji

Wpływ ograniczenia emisji z lokalnych urządzeń do ogrzewania na jakość powietrza oceniono za pomocą modelowania matematycznego średnich rocznych stężeń (patrz rozdział 4.5). W celu porównania oddziaływania proponowanej redukcji emisji na jakość powietrza zamodelowano tzw. scenariusz zerowy. W tym scenariuszu zastosowano dla wszystkich lokalnych urządzeń do ogrzewania emisje skorygowane na podstawie danych za 2015 r. do warunków klimatycznych w 2010 r. i najbardziej niekorzystnej sytuacji meteorologicznej w analizowanych latach (2010 r.).

Zarządzanie jakością powietrza

Następnie przedstawiono wynik modelowania oddziaływania redukcji emisji PM₁₀ z lokalnego ogrzewania na poziom średnich rocznych stężeń PM₁₀ z lokalnego ogrzewania dla poszczególnych wariantów.

Wyniki modelowania pokazują, że obszarowe zmniejszenie strat ciepła w budynkach o 20% (Opcja 1), a także częściowe zastąpienie kotłów na paliwo stałe kotłami klasy 5 (Opcja 2), ma pozytywny wpływ na zmniejszenie udziału lokalnych urządzeń do ogrzewania w całkowitej. Jednak w obu przypadkach pozostają stosunkowo duże obszary w Katowicach, aglomeracji Rybnik-Jastrzębie Zdrój i Częstochowie, na których tylko lokalne urządzenia do ogrzewania spowodowałyby przekroczenie rocznej wartości dopuszczalnej.

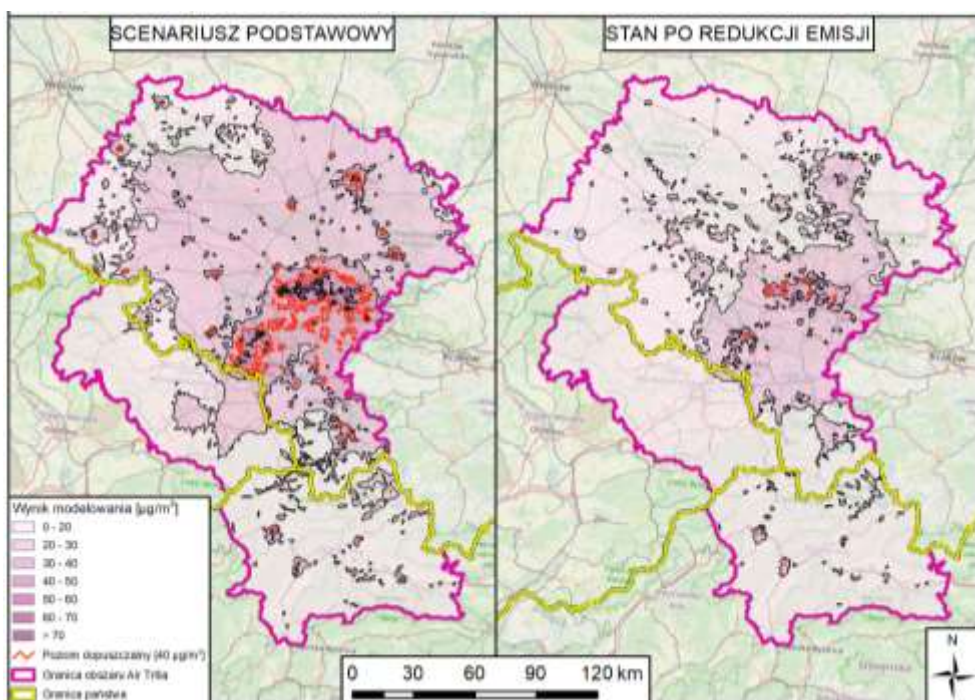


Rys. 3.28 Wpływ zmniejszenia o 20% strat ciepła w budynkach (Opcja 1) na średnie roczne stężenia PM₁₀ pochodzące z lokalnego ogrzewania

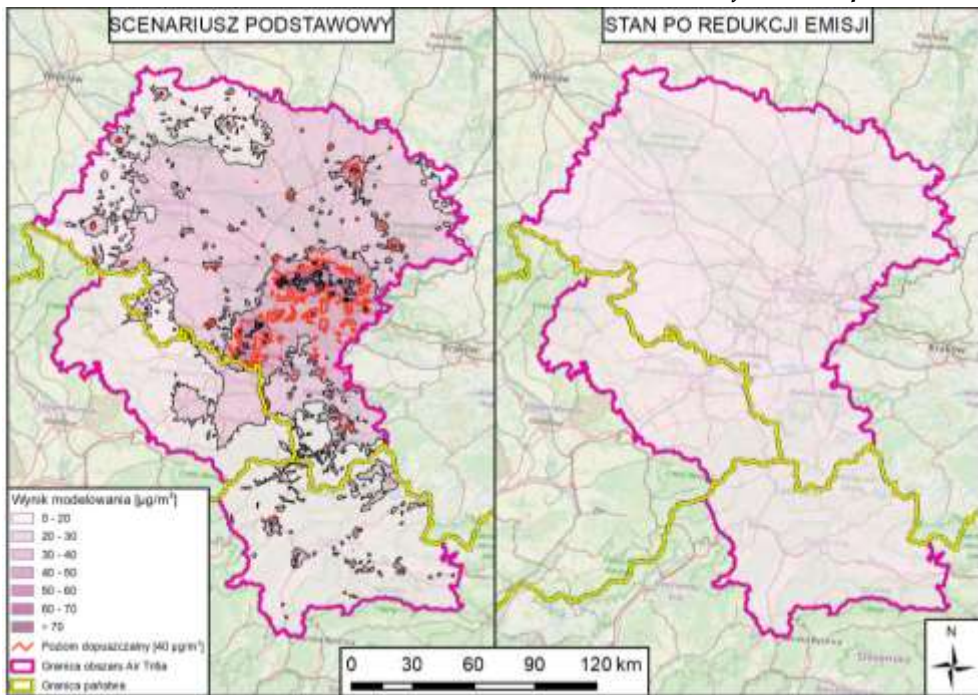
Uwaga: Mapa po lewej, o nazwie „Scenariusz zerowy”, pokazuje modelowane średniego rocznego stężenia PM₁₀ pochodzącego z lokalnych urządzeń do ogrzewania na terytorium TRITIA na podstawie danych za 2015 r., z emisjami dla warunków klimatycznych z 2010 r. oraz najbardziej niekorzystnych rocznych warunków meteorologicznych (2010 r.). Mapa po prawej, zatytułowana „Stan po wdrożeniu działań”, pokazuje wynik modelowania po redukcji emisji zgodnie z odpowiednią opcją.

Zarządzanie jakością powietrza

Dlatego, aby zmniejszyć całkowite stężenia PM_{10} poniżej wartości dopuszczalnej, zgodnie z wynikami modelowania konieczne jest zastosowanie obszarowej wymiany kotłów na paliwo stałe na kotły klasy 5 (Opcja 3). Zobacz rys. 3.30 a rys. 3.31. W przypadku wdrożenia takiego działania wartość dopuszczalna zostanie przekroczona tylko lokalnie, w centrach miast o dużym natężeniu ruchu samochodowego oraz w pobliżu dużych przedsiębiorstw przemysłowych. Podobnym efektem byłoby także połączenie tego działania z przejściem na centralne ogrzewanie, gazyfikację lub wprowadzenie bezemisyjnych źródeł ciepła.



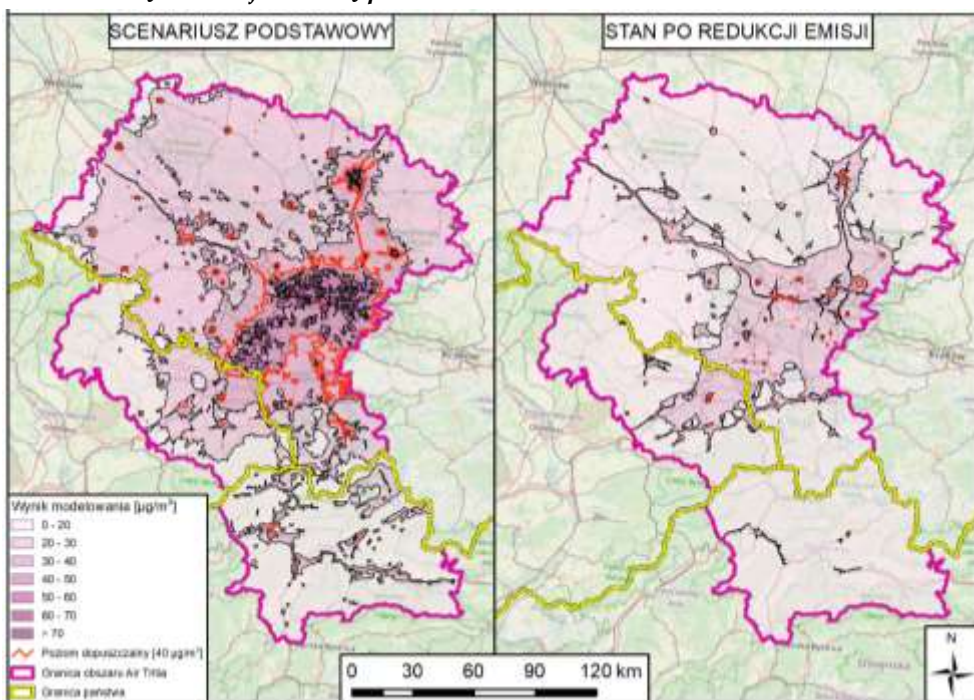
Rys. 3.29 Wpływ częściowej wymiany kotłów na kotły klasy 5 (Opcja 2) na średnie roczne stężenia PM_{10} z lokalnego ogrzewania



Rys. 3.30 Wpływ kompletnej wymiany kotłów na kotły klasy 5 (Opcja 3) na średnie roczne stężenia PM_{10} z lokalnego ogrzewania

Uwaga: Mapa po lewej, o nazwie „Scenariusz zerowy”, pokazuje modelowane średniego rocznego stężenia PM_{10} pochodzącego z lokalnych urządzeń do ogrzewania na terytorium TRITIA na podstawie danych za 2015 r., z emisjami dla warunków klimatycznych z 2010 r. oraz najbardziej niekorzystnych rocznych warunków meteorologicznych (2010 r.). Mapa po prawej, zatytułowana „Stan po wdrożeniu działań”, pokazuje wynik modelowania po redukcji emisji zgodnie z odpowiednią opcją.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 3.31 Wpływ całkowitej wymiany kotłowni na kotły klasy 5 (Opcja 3) na średnie roczne stężenia PM_{10} w regionie TRITIA

Opcje redukcji emisji pyłów zawieszonych PM_{10} pochodzących z lokalnych urządzeń do ogrzewania zostały obliczone i modelowane również dla pyłów zawieszonych $PM_{2,5}$ i uzyskano bardzo podobne wyniki.

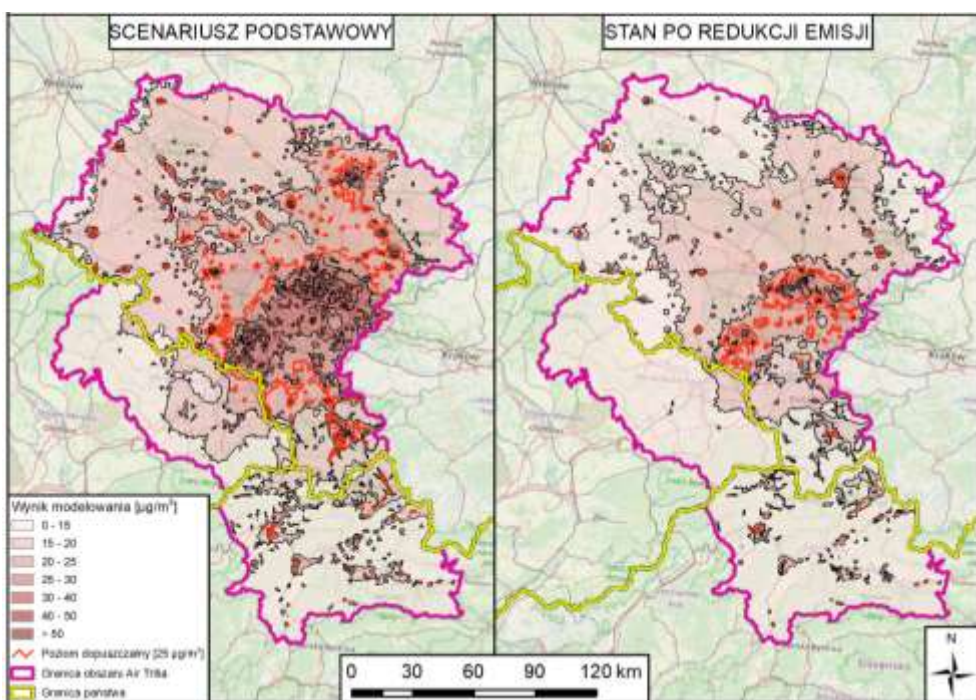
Analogiczne wnioski, jak w przypadku modelowania wpływu tych działań na średnie roczne stężenia PM_{10} , można również wyciągnąć dla frakcji $PM_{2,5}$. Modelowany wpływ obszarowej wymiany kotłowni na paliwo stałe na kotły klasy 5 (Opcja 3) na ogólną sytuację emisji $PM_{2,5}$ w regionie TRITIA przedstawiono na rys. 3.32.

Na modelowanych wynikach ponownie widać, że dla obszarowej redukcji stężeń $PM_{2,5}$ konieczne jest zastosowanie obszarowej wymiany kotłowni na kotły klasy 5 (Opcja 3). Jeśli jednak zastosuje się takie działania, roczna wartość dopuszczalna będzie nadal przekraczana, szczególnie w centrach dużych miejscowości, gdzie wpływ lokalnego ogrzewania jest połączony z intensywnym ruchem samochodowym. Według modelowania, do przekroczenia doszłoby również w pobliżu znaczących źródeł przemysłowych. W przypadku tego zanieczyszczenia należy również wziąć

Zarządzanie jakością powietrza

pod uwagę, że od 2020 r. obowiązywać będzie roczna wartość dopuszczalna $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a zatem obszar przekroczenia byłby większy niż podano.

Dlatego w przypadku tego zanieczyszczenia działania ograniczające należy połączyć z innym działaniem, mającym na celu redukcję emisji z lokalnego ogrzewania, jak przejście na centralne ogrzewanie, gazyfikacja lub wprowadzenie bezemisyjnych źródeł ciepła. W połączeniu ze działaniami dotyczącymi transportu samochodowego, możliwe będzie osiągnięcie stężeń poniżej ustalonej rocznej wartości dopuszczalnej w znacznej części regionu TRITIA.



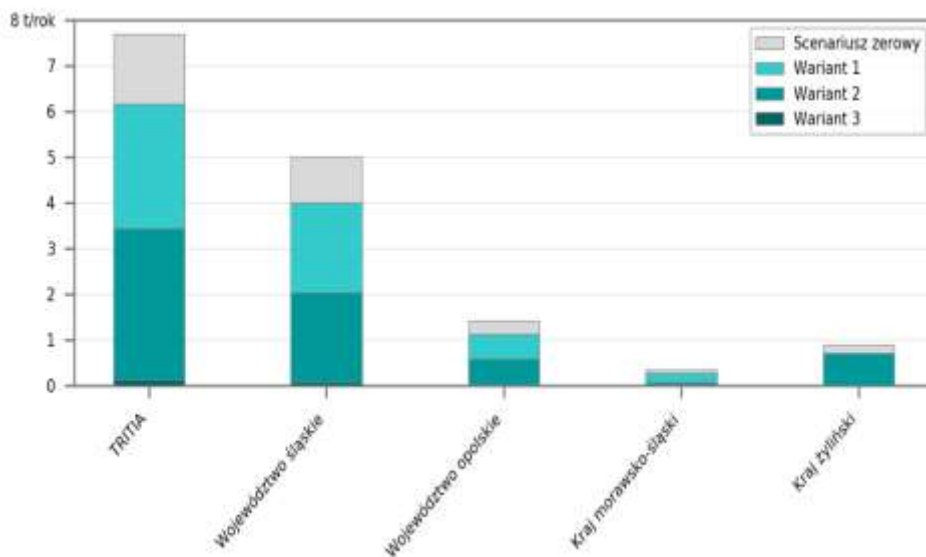
Rys. 3.32 Wpływ całkowitej wymiany kotłów dla 5. klasy (Opcja 3) na średnie roczne stężenia $\text{PM}_{2.5}$ na terytorium TRITIA

Zmniejszenie emisji benzo(a)pirenu z lokalnego ogrzewania

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń benzo(a)pirenu wykazały, że nadmierne zanieczyszczenie benzo(a)pirenem na terytorium TRITIA (z wyjątkiem okolic koksowni) jest spowodowane przez lokalne urządzenia do ogrzewania, zwłaszcza z polskiej części regionu (patrz rozdział 3.3.3 a rys. 3.26). Dlatego redukcja emisji benzo(a)pirenu z lokalnych urządzeń do ogrzewania jest nieunikniona.

Zarządzanie jakością powietrza

Dla poszczególnych opcji redukcji emisji z lokalnych urządzeń do ogrzewania obliczono emisje benzo(a)pirenu (patrz wyżej). Poniżej przedstawiono podsumowanie emisji benzo(a)pirenu z lokalnego ogrzewania dla poszczególnych opcji.



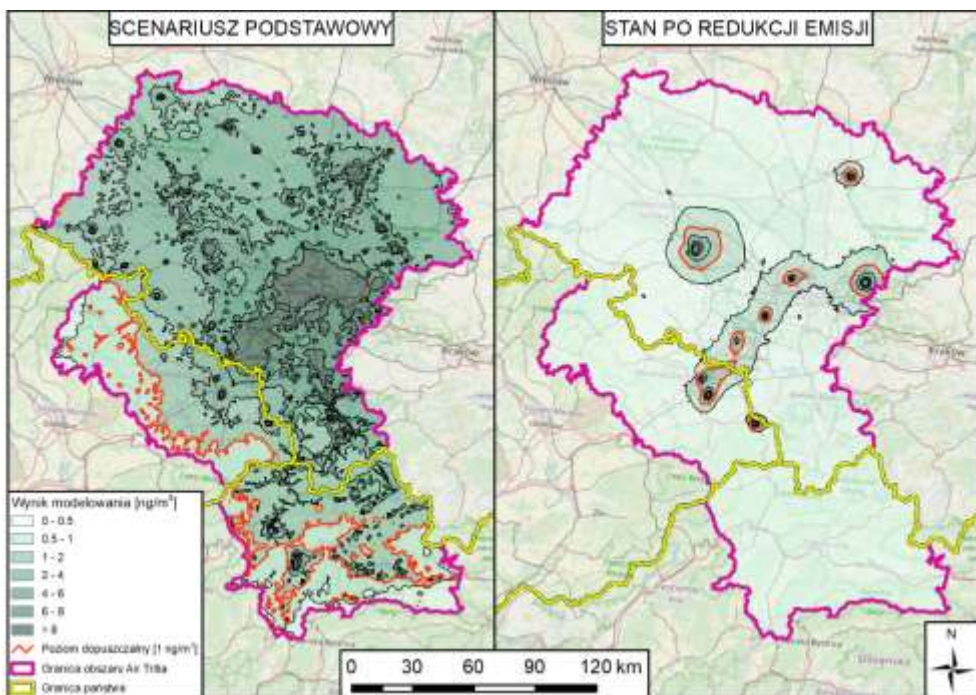
Rys. 3.33 Emisje benzo(a)pirenu z lokalnych urządzeń do ogrzewania w TRITIA dla poszczególnych opcji

Wpływ redukcji emisji został ponownie oceniony przy użyciu modelowania matematycznego średnich rocznych stężeń (patrz rozdział 4.5) przy użyciu scenariusza zerowego.

Wynik modelowania pokazuje, że 20% obszarowego zmniejszenia strat ciepła w budynkach (Opcja 1), a także częściowe zastąpienie kotłów na paliwo stałe kotłami klasy 5 (Opcja 2), ma pozytywny wpływ na całkowitą emisję benzo(a)pirenu w regionie. Jednak nawet po wprowadzeniu tych miar, zgodnie z wynikami modelowania, docelowa wartość dopuszczalna dla benzo(a)pirenu zostałaby przekroczona w większości regionu TRITIA. Częściowa wymiana kotłów na paliwo stałe miałaby znaczący wpływ na zmniejszenie obciążenia zanieczyszczeniem powietrza (Opcja 2).

Z wyników modelowania poszczególnych wariantów wynika, że w celu zmniejszenia całkowitych stężeń benzo(a)pirenu w większości regionu

TRITIA poniżej docelowej wartości granicznej, konieczne jest zastosowanie obszarowej wymiany kotłów na kotły klasy 5 (Opcja 3). Zobacz rys. 3.34.



Rys. 3.34 Wpływ całkowitej wymiany kotłów na kotły klasy 5 (Opcja 3) na średnie roczne stężenia benzo(a)pirenu w regionie TRITIA

Wyniki modelowania pokazują, że całkowita wymiana kotłów na kotły klasy 5 (Opcja 3) oznaczałaby zmniejszenie udziału lokalnych urządzeń grzewczych poniżej $0,5 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ w większości regionu TRITIA. Wynik pokazuje również, że aby osiągnąć wartość docelową dla całego terytorium TRITIA, konieczne jest połączenie tych działań z redukcją emisji z koksowni. W przypadku pozostałych miejsc o wartości przekraczającej wartość docelową dla benzo(a)pirenu, są to miejsca znajdujące się właśnie w pobliżu koksowni. Zobacz rozdział 3. 3.

3.3.5 Streszczenie, lokalne ogrzewanie budynków

Lokalne urządzenia grzewcze stanowią główne źródło zanieczyszczenia powietrza cząsteczkami zawieszonymi oraz benzo(a)pirenem w regionie TRITIA, w wyniku czego następuje przekroczenie rocznych lub docelowych wartości granicznych poszczególnych zanieczyszczeń. Według wyników modelowania, jedynie

Zarządzanie jakością powietrza

ograniczenie emisji PM i benzo(a)pirenu pozwoli na zachowanie norm jakości powietrza. Będzie to możliwe po wymianie pieców na urządzenia spełniające wymagania emisyjne określone dla klasy 5 (około 5% do 2015 r.). W przypadku PM_{2,5}, w celu zachowania rocznego limitu 20 µg / m³ należałoby dodatkowo zredukować emisję przez zwiększenie udziału ciepła systemowego w ogrzewaniu, gazu i bezemisyjnych urządzeń grzewczych. Powyższe działania w połączeniu z działaniami dotyczącymi transportu samochodowego, umożliwią utrzymanie stężeń zanieczyszczeń poniżej ustalonej rocznej wartości granicznej w przeważającym obszarze regionu TRITIA.

Jeśli emisje z lokalnych urządzeń grzewczych nie zostaną zmniejszone, nie będzie możliwe osiągnięcie ustawowych limitów w regionie TRITIA [3.35, 3.52, 3.53], a tym samym zmniejszenia zagrożenia dla zdrowia, wynikającego ze zwiększonego zanieczyszczenia powietrza cząstkami zawieszonymi i benzo(a)pirenem.

3.3.6 Źródła niskiej emisji w polskiej części obszaru TRITIA

Międzyrządowy Zespół do spraw Zmian Klimatu, działający od 1988 r. pod auspicjami ONZ, opublikował w 2014 r. piąty raport o zmianach klimatu na Ziemi. Stwierdza w nim, że prawdopodobieństwo wpływu działalności człowieka na ocieplanie się klimatu, od połowy ubiegłego wieku, wynosi ponad 95%. Państwa członkowskie Unii Europejskiej przyjęły tzw. pakiet energetyczno-klimatyczny, w ramach którego określono trzy cele. Pierwszym z nich jest zwiększenie efektywności energetycznej o 20%, drugim zwiększenie udziału energii ze odnawialnych źródeł w bilansie energetycznym do 20%, trzecim redukcja emisji gazów cieplarnianych o 20%. Wszystkie trzy cele mają zostać osiągnięte do końca 2020 r.

Jakość powietrza - stopień zanieczyszczenia powietrza określony na podstawie pomiarów lub prognoz, odniesionych do przyjętych wskaźników,

Gospodarka niskoemisyjna - gospodarka charakteryzująca się przede wszystkim oddzieleniem wzrostu emisji gazów cieplarnianych od wzrostu gospodarczego, głównie poprzez ograniczenie wykorzystania paliw kopalnych.

Zarządzanie jakością powietrza

Niska emisja (emisja rozproszona) - emisja produktów spalania paliw stałych, ciekłych i gazowych do atmosfery ze źródeł emisji (emitorów) znajdujących się na wysokości nie większej niż 40 m, głównie z lokalnych kotłowni i domowych źródeł ciepła.

Stale paliwa kopalne – węgiel kamienny, węgiel brunatny, koks, brykiety z węgla kamiennego, brykiety z węgla brunatnego, drewno, paliwa odpadowe stałe.

Źródła ogrzewania mieszkań

W Polsce Rada Ministrów przyjęła 16 sierpnia 2011 r. Założenia Narodowego Programu Rozwoju Gospodarki Niskoemisyjnej, którego głównym celem jest rozwój gospodarki niskoemisyjnej, rozumianej jako działalność, która ma na celu rozwój gospodarczy i poprawę warunków życia ludzi na terenie gmin. Główna teza dokumentu odnosi się do założenia, że lokalne działania spełniają zasady niskoemisyjności. Rozwój gospodarki niskoemisyjnej jest możliwy, jeśli istnieje niezbędna wiedza, zgromadzona na podstawie informacji przekazanych przez gminy, na temat:

- gdzie i ile zużywamy energii,
- co możemy zrobić, żeby wykorzystywać energię efektywniej i emitować mniej gazów cieplarnianych,
- jakie źródła energii odnawialnej można wykorzystać do produkcji energii.

Z tego względu w latach 2013-2015 gminy opracowały plany gospodarki niskoemisyjnej (PGN), będące dokumentami o charakterze strategicznym, które określają szczegółowo metody dochodzenia do gospodarki niskoemisyjnej na poziomie lokalnym. Wskazują, między innymi na konkretne działania, które władze lokalne i ewentualnie sektory prywatne podejmą, aby osiągnąć cele określone w przyjętym pakiecie klimatyczno-energetycznym do 2020 roku:

- redukcja emisji gazów cieplarnianych;
- zwiększenie udziału energii pochodzącej z źródeł odnawialnych;
- podniesienie efektywności energetycznej,
- **poprawa jakości powietrza na obszarach, na których odnotowano przekroczenia poziomów dopuszczalnych stężeń w powietrzu i**

Zarządzanie jakością powietrza
realizowane są programy ochrony powietrza (POP) oraz plany działań krótkoterminowych (PDK).

W dokumentach PGN gminy przedstawiają główne źródła zanieczyszczeń powietrza na swoich terenach. Szczególny nacisk kładziony jest na ocenę wpływu emisji ze źródeł rozproszonych – kotłowni, pieców palenisk domowych (tzw. niska emisja). W niektórych gminach, tam, gdzie jest to istotne – analizowane są wpływy emisji przemysłowej.

Pogranicze polsko-czesko-słowackie od lat znajduje się w czołówce europejskich obszarów pod względem złego stanu jakości powietrza atmosferycznego. W województwie śląskim opracowano dokumenty i strategię na rzecz rozwoju gospodarki niskoemisyjnej (Polityka gospodarki niskoemisyjnej dla Województwa śląskiego, uchwała Zarządu Województwa Śląskiego nr 668/108/V/2016 z dnia 19.04.2016 r.). Najważniejsze śląskie dokumenty, w których odniesiono się do problemów zanieczyszczeń powietrza powodowanych m.in. emisją z sektora komunalno-bytowego to:

- 1. Strategia rozwoju województwa śląskiego „ŚLĄSKIE 2020+”,** kierunek 6. *Wspieranie wdrożenia rozwiązań ograniczających niską emisję oraz zużycie zasobów środowiska i energii w przedsiębiorstwach, gospodarstwach domowych, obiektach i przestrzeni użyteczności publicznej.*
- 2. Program Ochrony Środowiska dla województwa śląskiego do roku 2019 z uwzględnieniem perspektywy do roku 2024, w którym m.in. wyznaczono cele krótkoterminowe dotyczące poprawy jakości powietrza - Sukcesywna redukcja emisji zanieczyszczeń z sektora komunalno-bytowego do poziomu nie powodującego negatywnego oddziaływania na jakość powietrza.**
- 3. Program Ochrony Powietrza dla terenu województwa śląskiego mający na celu osiągnięcie poziomów dopuszczalnych i docelowych substancji w powietrzu oraz pułapu stężenia ekspozycji. Wśród działań na rzecz poprawy jakości życia mieszkańców województwa, szczególnie ochronę ich zdrowia i życia, wskazuje się diagnozę stanu jakości powietrza w województwie śląskim oraz wyznaczenie obszarów występowania przekroczeń dopuszczalnych norm stężeń średniorocznych pyłu PM₁₀, 24-godzinnych pyłu PM₁₀, pyłu PM_{2,5},**

Zarządzanie jakością powietrza

średniorocznych benzo(a)pirenu, średniorocznych dwutlenku azotu, 24-dwutlenku siarki.

Inwentaryzacja źródeł emisji komunalnej w polskiej części obszaru TRITIA

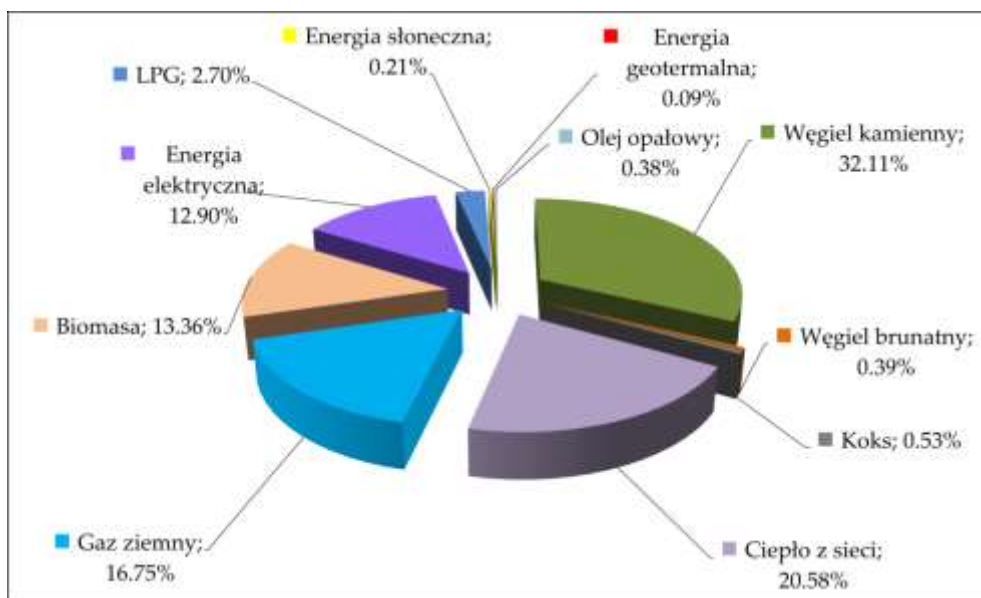
Pośród wielu działań podejmowanych dla poprawy jakości powietrza mieszczą się projekty realizowane wspólnie przez partnerów z Polski, Czech i Słowacji. Jednym z takich projektów jest projekt o akronimie AIR TRIRIA (Ujednolicone podejście do systemu zarządzania zanieczyszczeniem powietrza dla funkcjonalnych obszarów miejskich w regionie TRITIA), którego podstawowym celem jest opracowanie efektywnego sposobu zarządzania jakością powietrza na poziomie regionalnym Czech, Polski i Słowacji, z możliwością zastosowania rozwiązań również w innych krajach Wspólnoty Europejskiej, w których występują podobne problemy ekologiczne. W ramach realizacji projektu AIR TRITIA wykonano między innymi inwentaryzację nośników energii, wykorzystywanych do ogrzewaniem budynków mieszkalnych oraz stosowanych technik grzewczych. Źródłem informacji były głównie Plany Gospodarki Niskoemisyjnej poszczególnych gmin województwa śląskiego (177 dokumentów) i opolskiego (71 dokumentów).

Największe obciążenie powietrza atmosferycznego emisjami w obszarze pogranicza powoduje spalanie paliw stałych – węgla kamiennego, miału węgla kamiennego, mułów węgla kamiennego, flotokoncentratów, koksu, ekogroszku, drewna opałowego i biomasy. O wielkości emisji substancji szkodliwych, powodowanych spalaniem paliw stałych, decyduje wiele czynników, spośród których najważniejsze to: rodzaj paliwa i jego wartość opałowa, zawartość popiołu i oczywiście sprawność urządzenia wykorzystywanego do spalania [3.56]. Informacje dotyczące sytuacji w gminach województw śląskiego i opolskiego porównano z sytuacją w całym kraju. Jak podaje Główny Urząd Statystyczny, podstawowym źródłem energii w gospodarstwach domowych w Polsce są paliwa stałe [3.57].

Na rysunku rys. 3.35 przedstawiono strukturę zużycia energii w gospodarstwach domowych w 2015 r. w Polsce, na podstawie danych opracowanych przez Główny Urząd Statystyczny. W 33% paliwem był węgiel kamienny, węgiel brunatny i koks. W drugiej kolejności gospodarstwa domowe korzystały najczęściej z ciepła sieciowego, gdzie

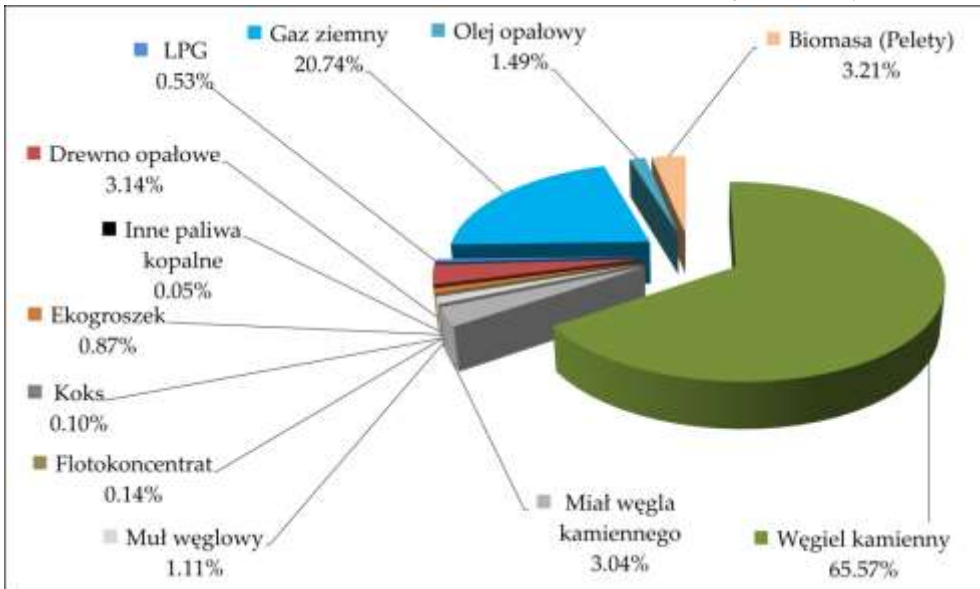
Zarządzanie jakością powietrza

odsetek wynosił około 21%, a następnie z gazu ziemnego, około 17%. Energia elektryczna stanowiła około 13% zużywanej energii, jednak mniej więcej połowa tego udziału jest związana z oświetleniem i zasilaniem urządzeń elektrycznych.

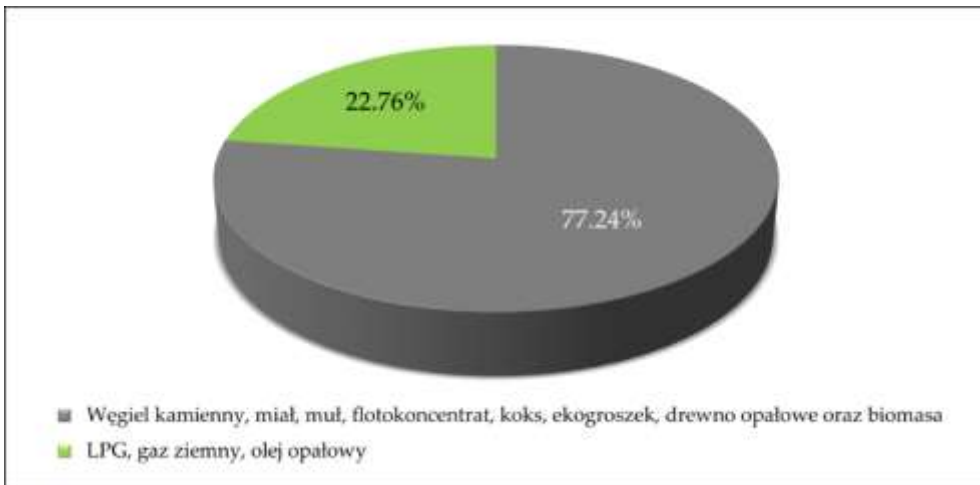


Rys. 3.35 Zużycie nośników energii w gospodarstwach domowych w Polsce w 2015 r.
(Źródło: GUS: zużycie energii w gospodarstwach domowych w 2015 r.)

Dokumenty PGN bardziej szczegółowo specyfikują spalane paliwa, niż pokazują to dostępne dane ze źródeł Głównego Urzędu Statystycznego. Na rysunku rys. 3.36 przedstawiono udział nośników energii w całkowitym zużyciu energii na ogrzewanie mieszkań w województwie śląskim, z pominięciem ciepła sieciowego czy energii elektrycznej. Spośród wskazanych źródeł energii około 70% stanowi węgiel, jego produkty pochodne i odpady ze wzbogacania. Z drewna opałowego, którego niska jakość często powoduje wzmożoną emisję czynników szkodliwych podczas procesu spalania, produkuje się 3,14% energii zużywanej na ogrzewanie mieszkań. Wykorzystanie mułów, miałów węglowych i flotokonzentratów nie przekracza 5%. Należy jednak pamiętać, że niskojakościowe paliwa węglowe, często spalane w przestarzałych piecach i kotłach, w sposób istotny przyczyniają się do emisji zanieczyszczeń powietrza.



Rys. 3.36 Udział poszczególnych źródeł w całkowitym zużyciu energii na ogrzewanie mieszkań w województwie śląskim



Rys. 3.37 Udział źródeł w zużyciu energii na ogrzewanie mieszkań w województwie śląskim

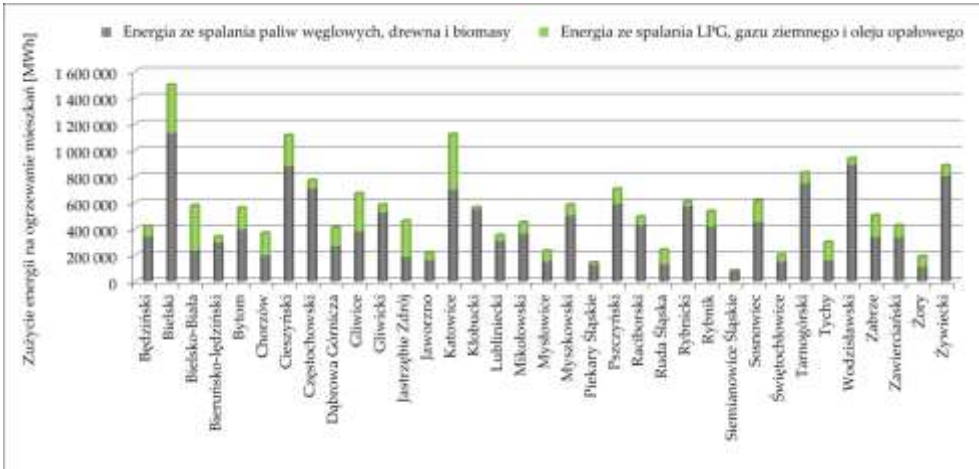
Na rysunku 3.37 przedstawiono strukturę zużycia energii na ogrzewanie mieszkań w podziale na dwie grupy nośników energii. W pierwszej znalazły się paliwa węglowe (węgiel kamienny, miał węgla kamiennego, muły, flotokoncentraty, koksy, ekogroszek), drewno opałowe i biomasa, a w drugiej takie nośniki jak LPG, gaz ziemny i olej opałowy.

Zarządzanie jakością powietrza

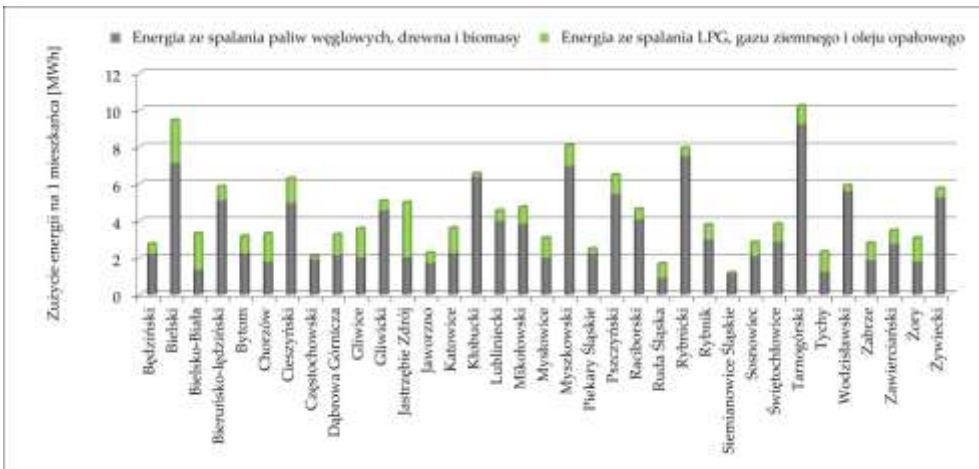
W województwie śląskim sumaryczna wielkość energii zużywanej do ogrzewania mieszkań, której nośnikami są stałe paliwa węglowe, drewno opałowe i biomasa wynosi 77%. Jedynie około 23% energii pochodzi ze źródeł, które w mniejszym stopniu obciążają środowisko czyli olej opałowy, gaz ziemny i LPG. Udział pozostałych źródeł w ogrzewaniu mieszkań takich na przykład jak energia elektryczna czy geotermalna jest znikomy.

Zużycie energii w poszczególnych powiatach województwa śląskiego jest bardzo zróżnicowane (rys. 3.38). Różnice wynikają głównie z wielkości powierzchni powiatu, liczby mieszkańców, rodzaju i wieku zabudowy oraz wielu innych czynników. Nietrudno zauważyć, że w powiatach o charakterze wiejskim, zużycie energii jest większe, niż w powiatach miejskich. Wynika to najpewniej z faktu, że w miastach znaczna część mieszkańców mieszka w zabudowie blokowej, gdzie ciepło dostarczane jest systemowo, budynki na ogół są docieplone, a powierzchnia mieszkań mniejsza, niż w przypadku domów jednorodzinnych. We wsiach dominuje budownictwo jednorodzinne z wysokim udziałem budynków starych, nie spełniających kryteriów energooszczędności. Rysunek rys. 3.39 pokazuje zużycie energii na głowę mieszkańca w powiatach województwa śląskiego. W powiatach wiejskich, z dominującą zabudową rozproszoną zużycie energii *per capita* jest znacznie większe, niż w powiatach miejskich. Najniższe zużycie energii jest w miastach. W miastach udział energii nie pochodzącej z paliw węglowych i drewna opałowego jest wyższy, niż w powiatach. Udział procentowy energii ze źródeł innych, niż paliwa węglowe i drewno opałowe w całkowitej energii zużywanej na ogrzewanie budynków w powiatach województwa śląskiego, przedstawiono na rysunku rys. 3.40. Liderami wykorzystania nośników energii, których spalanie emituje do powietrza mniej zanieczyszczeń są miasta. W pięciu z nich (Jastrzębie Zdrój, Bielsko-Biała, Dąbrowa Górnicza, Ruda Śląska, Tychy i Gliwice) ponad 50% zużywanej energii pochodzi ze źródeł niewęglowych, mniej obciążających emisjami środowisko. Z drugiej strony w aż 7 powiatach udział paliw innych, niż węgiel nie przekracza 10%.

Zarządzanie jakością powietrza

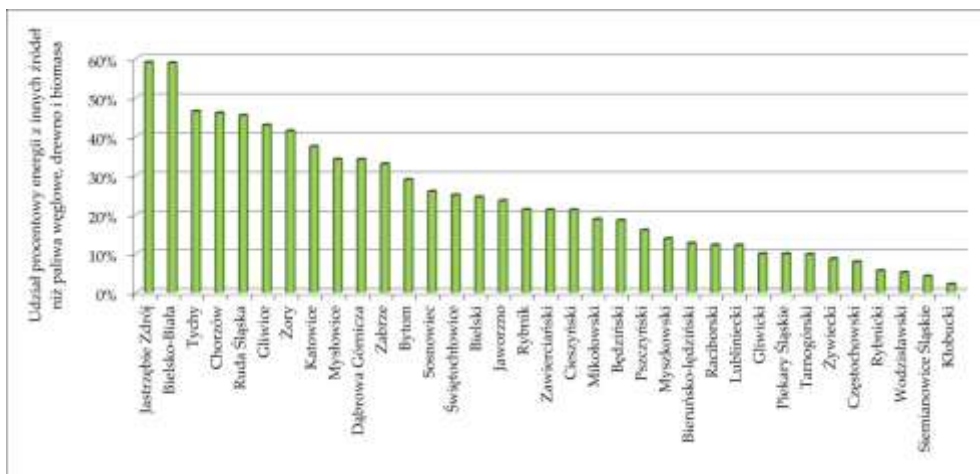


Rys. 3.38 Zużycie energii na ogrzewanie mieszkań w powiatach województwa śląskiego

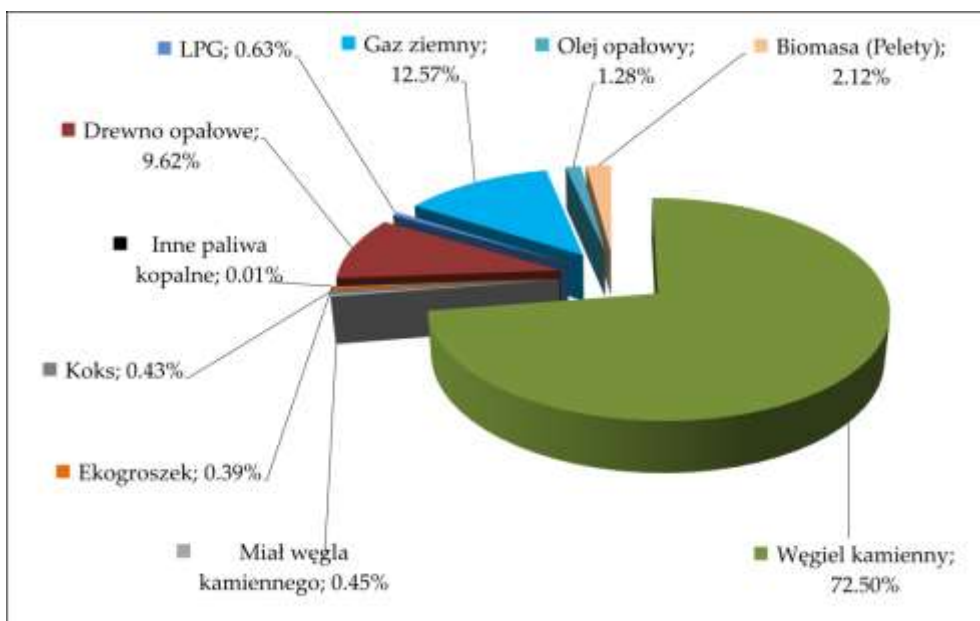


Rys. 3.39 Zużycie energii na ogrzewanie mieszkań na 1 mieszkańca w powiatach województwa śląskiego

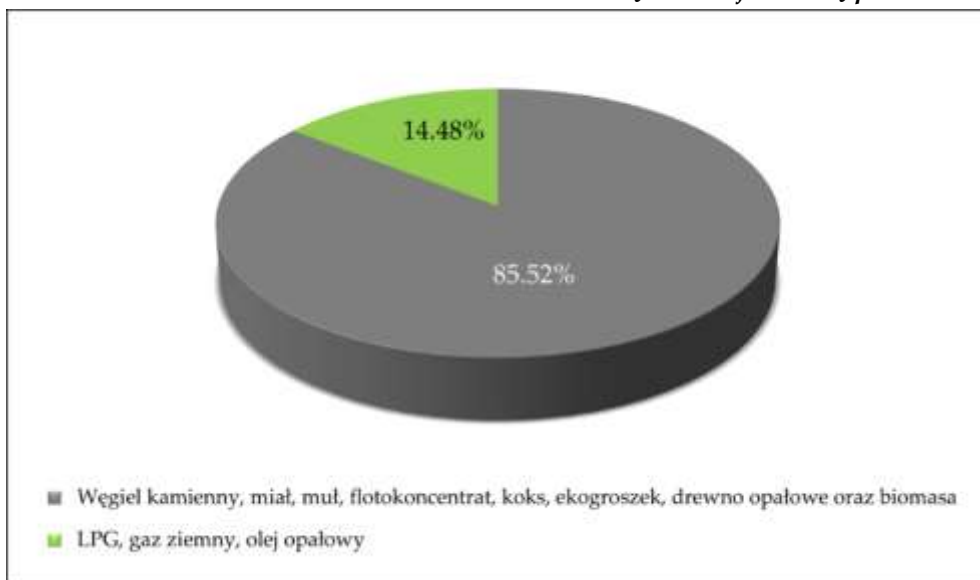
Zarządzanie jakością powietrza



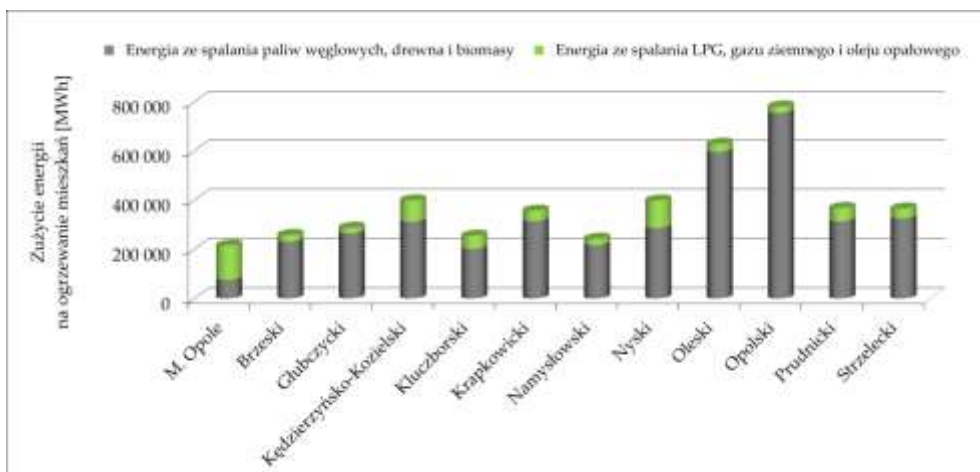
Rys. 3.40 Udział energii pochodzącej ze źródeł innych niż paliwa węglowe, drewno opałowe i biomasa w poszczególnych powiatach województwa śląskiego



Rys. 3.41 Struktura nośników energii w całkowitym zużyciu energii [MWh] na ogrzewanie mieszkań w województwie opolskim

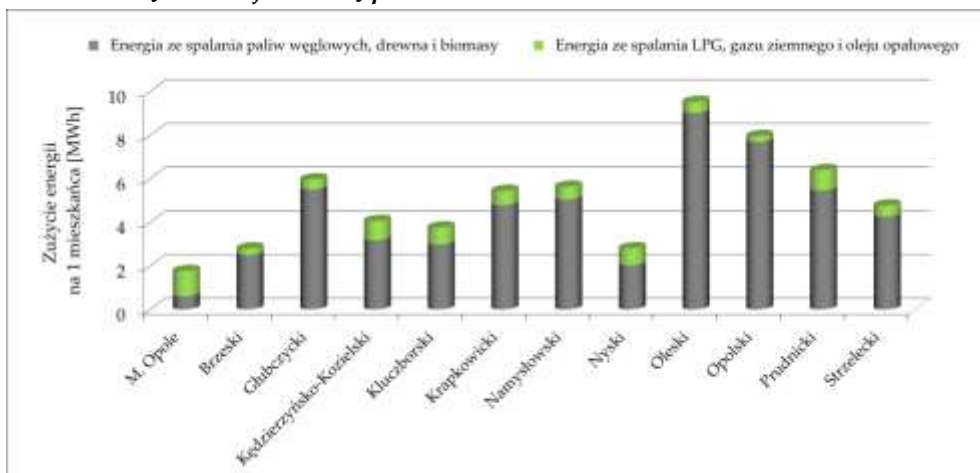


Rys. 3.42 Udział źródeł w zużyciu energii na ogrzewanie mieszkań w województwie opolskim

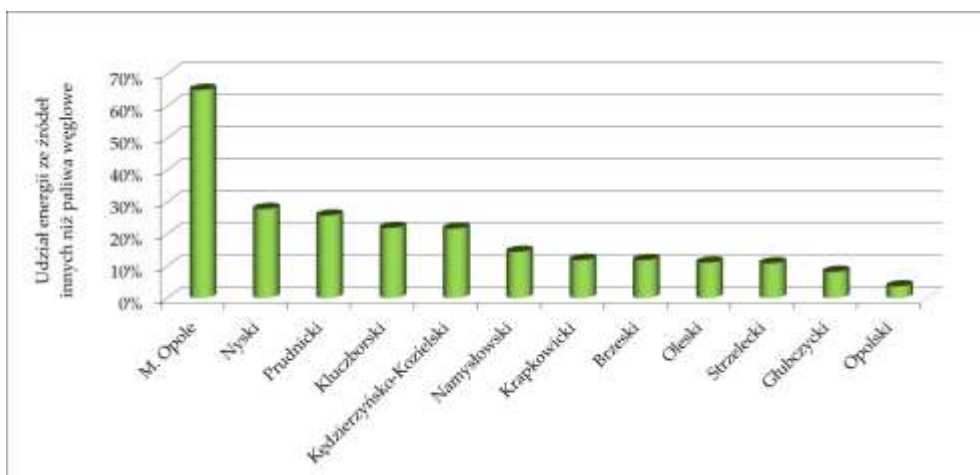


Rys. 3.43 Zużycie energii na ogrzewanie mieszkań w powiatach województwa opolskiego

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 3.44 Zużycie energii na ogrzewanie mieszkań na 1 mieszkańca w powiatach województwa opolskiego

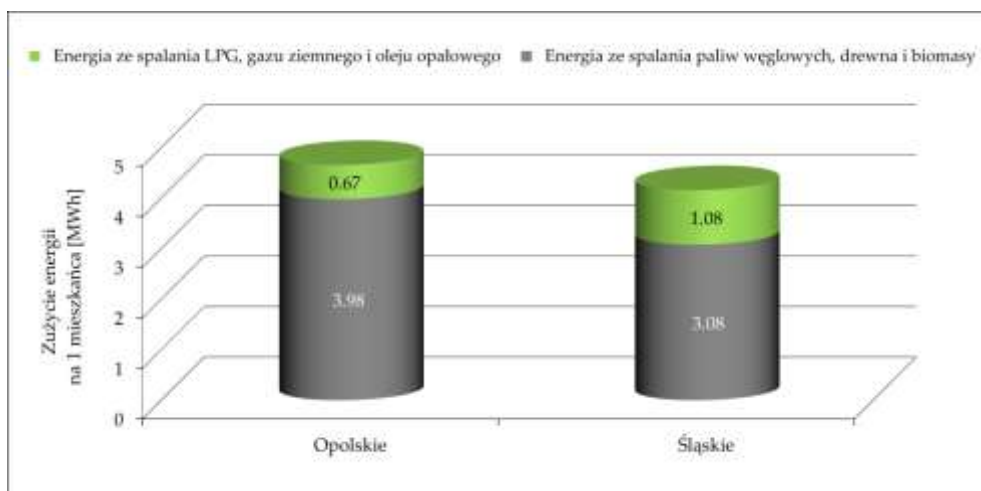


Rys. 3.45 Udział energii pochodzącej ze źródeł innych niż paliwa węglowe, drewno opałowe i biomasa w poszczególnych powiatach województwa opolskiego

W województwie opolskim udział węgla kamiennego w produkcji energii do ogrzewania budynków jest jeszcze wyższy, niż w województwie śląskim i wynosi 72,5% (rys. 3.41). Sumując wszystkie paliwa węglowe, czyli również muły i miały węgla kamiennego, koks, ekogroszek oraz drewno opałowe i biomasę uzyskuje się 85,5% energii, a takie paliwa jak olej opałowy, gaz ziemny i LPG stanowią 14,5% (rys. 3.42). Analizując zużycie energii w poszczególnych powiatach można zauważyć, że całkowite zużycie energii w województwie opolskim jest niższe, niż w województwie śląskim

Zarządzanie jakością powietrza

(rys. 3.43). Zużycie energii na 1 mieszkańca w żadnym z powiatów województwa opolskiego nie jest niższe, niż 1MWh, w większości powiatów waha się między 2 MWh, a 6 MWh. Natomiast w województwie śląskim, w 1 mieście na prawach powiatu zużycie energii jest niższe, niż 1 MWh, a większości przypadków mieści się między 2, a 4 MW/h (rys. 3.44). Opole jest jedynym powiatem, w którym udział paliw spalanych w gospodarstwach domowych innych, niż węgiel, przekracza 60%. W pozostałych powiatach wykorzystanie niewęglowych nośników waha się między ok. 4%, a ok. 28% (rys. 3.45).



Rys. 3.46 Porównanie zużycia energii, pochodzącej z różnych źródeł, na ogrzewanie mieszkań w województwie śląskim i opolskim, w przeliczeniu na 1 mieszkańca

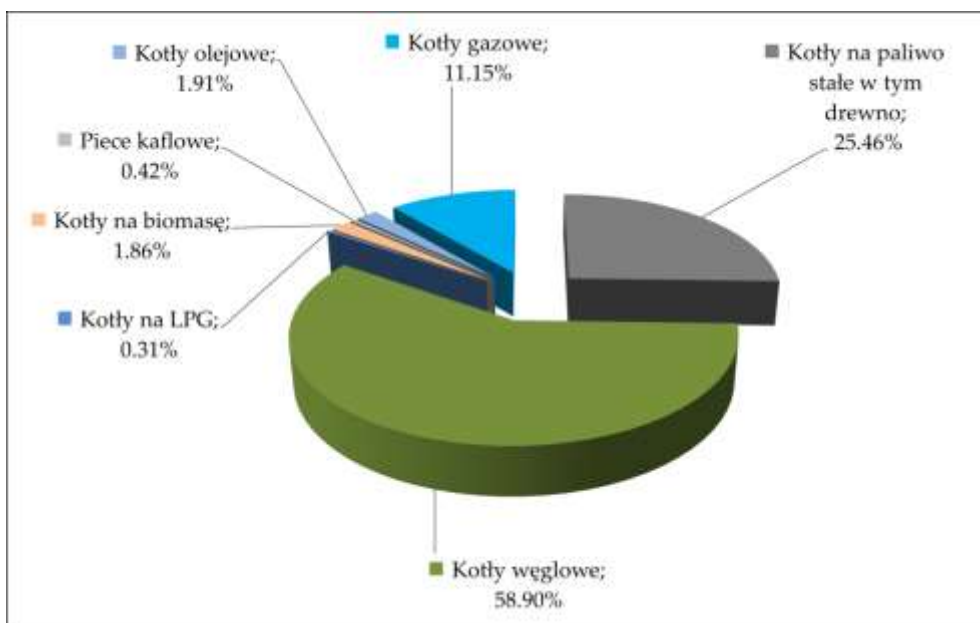
Na rysunku rys. 3.46 przedstawiono porównanie zużycia energii w przeliczeniu na głowę mieszkańca w rozróżnieniu na stałe paliwa węglowe oraz drewno i pozostałe paliwa w województwie opolskim i śląskim. Przynajmniej przyczyną różnic w strukturze zużycia energii w obu województwach jest większy udział gospodarstw wiejskich i zabudowy jednorodzinnej w województwie opolskim w porównaniu z województwem śląskim.

Analiza technik grzewczych w polskiej części obszaru TRITIA

O wielkości emisji w procesie grzewczym decyduje m.in. rodzaj urządzenia (techniki ogrzewania) i jego sprawność. Na rysunkach rys. 3.47 i rys. 3.48 pokazano procentowy udział poszczególnych urządzeń grzewczych w gospodarstwach domowych z pominięciem ciepła

Zarządzanie jakością powietrza

systemowego. Diagramy te uzyskano w oparciu o wyniki ankiet uzyskanych podczas tworzenia planów PGN. Niestety nie wszystkie dokumenty PGN zawierały pełne i wyczerpujące informacje. Brak było na przykład tych danych w odniesieniu do takich miast jak Opole czy Katowice. W zdecydowanej większości gospodarstw, które dostarczyły informacje o stosowanych technikach grzewczych do ogrzewania mieszkań, wykorzystywane są kotły węglowe. Udział kotłów węglowych stanowi około 60% wszystkich rodzajów urządzeń grzewczych w obydwu województwach. Kotły na paliwo stałe, w tym na drewno i biomasę, pod względem udziału procentowego zajmują drugą pozycję. Chociaż drewno i biomasa nie pogarszają ogólnego bilansu emisji dwutlenku węgla do atmosfery i w konsekwencji nie wpływają negatywnie na zmiany klimatyczne, to jednak ich spalanie powoduje również większą emisję zanieczyszczeń, niż spalanie takich paliw jak gaz, olej opałowy czy LPG.



Rys. 3.47 Ogrzewanie mieszkań wg technik ogrzewania w województwie śląskim

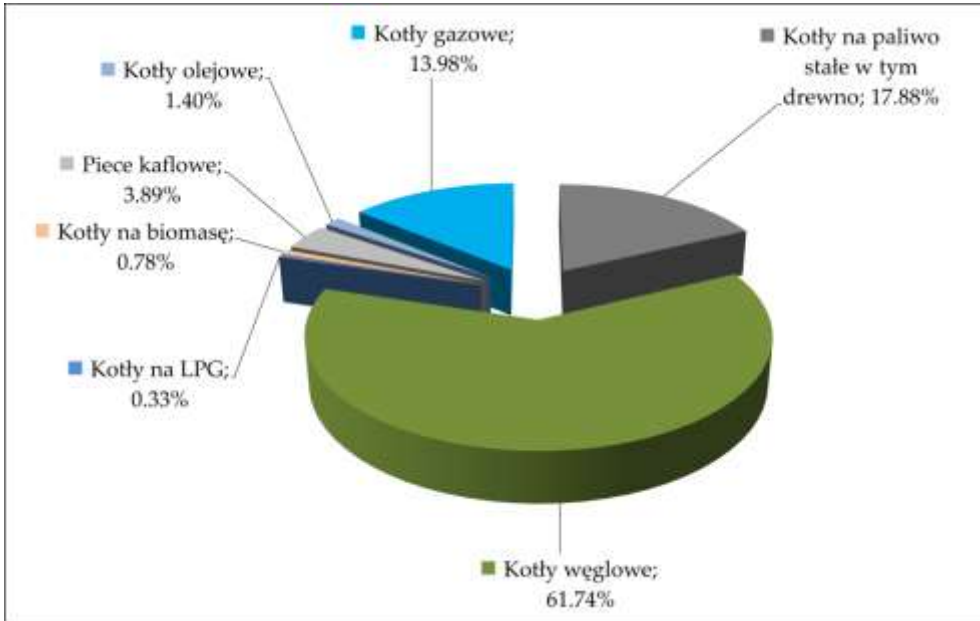
3.3.7 Podsumowanie

W dużych miastach takich jak Opole, Katowice, Jastrzębie Zdrój, Ruda Śląska ponad 50% energii zużywanej na ogrzewanie mieszkań nie jest związana z spalaniem węgla w kotłach przydomowych. Źródłem jest w tym przypadku ciepło systemowe. W mniejszych miastach oraz powiatach o

Zarządzanie jakością powietrza

charakterze wiejskim dominującym źródłem energii są kopalne paliwa stałe, drewno i biomasa.

W miastach o przeważającym udziale jednorodzinnej zabudowy oraz w powiatach o charakterze wiejskim wykorzystanie stałych paliw węglowych i drewna osiąga około 80% w całkowitym bilansie energetycznym.



Rys. 3.48 Ogrzewanie mieszkań wg technik ogrzewania w województwie opolskim

W związku z tym, że podstawowym paliwem stosowanym w obu województwach do ogrzewania mieszkań jest węgiel, udział kotłów węglowych w strukturze urządzeń grzewczych jest dominujący. Często są to stare kotły pozaklasowe lub klasy 3 i 4. W porównaniu do kotłów klasy 5, kotły klasy 3 mogą emitować nawet około czterech razy więcej pyłu, a kotły klasy 4 - 50% więcej pyłu. Formalnie od pewnego czasu dozwolona jest w Polsce sprzedaż kotłów o nominalnej mocy do 500 kW, przeznaczonych do spalania stałych paliw wyłącznie takich, które spełniają kryteria określone dla kotłów klasy 5. Dla kotłów z automatycznym załadunkiem paliwa oznacza to, że graniczna emisja CO₂ wynosi nie więcej, niż 500 mg/m³, wartość graniczna emisji pyłu wynosi nie więcej, niż 40 mg/m³, a wartość graniczna emisji gazowych zanieczyszczeń organicznych nie więcej, niż 20 mg/m³. Trudno jednak prognozować jak szybko zwiększać się będzie w

Zarządzanie jakością powietrza

przebiegu kolejnych lat udział kotłów klasy 5 w strukturze urządzeń grzewczych.

3.4 Źródła przemysłowe

Aby skutecznie zarządzać jakością powietrza na obszarze ponadnarodowym, potrzebna jest jedna baza informacji, umożliwiająca szczegółową ocenę obecnej sytuacji. W oparciu o wiedzę dotyczącą obecnej sytuacji, można zaprojektować odpowiednie środki i modelować ich wpływ na poprawę jakości powietrza.

Region TRITIA charakteryzuje się specyficznymi problemami nadmiernego zanieczyszczenia powietrza [3.58], które są ściśle związane z koncentracją przemysłu na Górnym Śląsku i regionie ostrawskim. Obszar ten jest historycznie obciążony wielowiekową eksploatacją węgla kamiennego i przemysłem ciężkim - energetyką, koksowniami, produkcją żelaza i stali [3.59], [3.60]. Koncentracja działalności przemysłowej przyniosła ze sobą gęste osadnictwo, co wiąże się ze znacznymi emisjami z lokalnych urządzeń do ogrzewania, szczególnie w polskiej części, gdzie węgiel jest tradycyjnie najczęściej używanym paliwem (patrz rozdział 3.3). Ocena wpływu źródeł przemysłowych na jakość powietrza w regionie wydaje się zatem być jednym z kluczowych punktów na podstawie, których będzie stworzony projekt wspólnego podejścia w celu poprawy niezadowolającej jakości powietrza i poprawy warunków życia miejscowej ludności.

3.4.1 Wykaz przemysłowych źródeł zanieczyszczenia powietrza na obszarze TRITIA

Ocenę długoterminowego wpływu źródeł przemysłowych na jakość powietrza dokonano za pomocą modelowania średnich rocznych stężeń w latach 2006, 2010 i 2015 (patrz rozdział 4.5). Dane z 2015 r. były w momencie przeprowadzania tego zadania (2018 r.) najnowszymi dostępnymi danymi o źródłach zanieczyszczenia powietrza na terytorium wszystkich trzech państw strefy TRITIA. Oceny zanieczyszczenia dokonano dla cząstek PM₁₀ i PM_{2,5}, NO₂ i benzo(a)pirenu (B(a)P).

Dane dotyczące przemysłowych źródeł zanieczyszczenia powietrza są gromadzone i przetwarzane na różne sposoby i w różnej jakości w poszczególnych krajach. Niesie to ze sobą wiele pułapek i wyzwań

Zarządzanie jakością powietrza

związanych z przetwarzaniem i ujednolicaniem danych w formie użytecznej do oceny wpływu tego rodzaju źródeł na jakość powietrza w regionie. W przypadku tysięcy źródeł konieczne było obliczenie brakujących emisji (zwłaszcza PM_{2,5} i benzo(a)pirenu), skorygowanie niepoprawnych lub brakujących danych (emisje, parametry techniczne źródła) i właściwe zlokalizowanie źródła tam, gdzie wytwarzana jest emisja.

Proces sprawdzania, korekty i ponownego obliczania emisji, dodatkowej lokalizacji i dodawania parametrów technicznych jest pracochłonny i czasochłonny w przypadku tak dużej powierzchni i dużej liczby źródeł. Jednak praca ta jest konieczna w celu przygotowania danych do oceny jakości powietrza przy użyciu modelowania o tej samej jakości dla wszystkich części regionu. Wyniki modelowania udziału zanieczyszczeń w opracowanych w taki sposób źródłach przemysłowych gwarantują również porównywalność z wynikami modelowania udziału zanieczyszczeń z niskich źródeł, takich jak transport i ogrzewanie lokalne.

Źródła przemysłowe na czeskiej części terytorium

Dane o źródłach zanieczyszczenia powietrza są przechowywane w Republice Czeskiej w Rejestrze Źródeł Emisji i Zanieczyszczeń Powietrza (REZZO) zarządzanym przez Czeski Instytut Hydrometeorologiczny (ČHMÚ) [3.63]. Podstawę tej bazy danych stanowią dane ze zbiorczych zapisów operacyjnych zgłoszonych do Zintegrowanego Systemu Obowiązku Składania Informacji za dany rok [3.64].

Do 2012 r. dane dotyczące przemysłowych źródeł zanieczyszczenia powietrza były rejestrowane zgodnie z ustawą o ochronie powietrza nr 86/2002 Sb. [3.35] w rozróżnieniu między bardzo dużymi i dużymi źródłami zanieczyszczenia powietrza (REZZO 1) i średnimi źródłami zanieczyszczenia powietrza (REZZO 2).

W 2012 r. weszła w życie ustawa nr 201/2012 Sb o ochronie powietrza [3.61]. Bilans emisji pochodzących z monitorowanych punktowych przemysłowych źródeł stacjonarnych na kolejne lata jest sporządzony w strukturze zawartej w załączniku nr 2 do wspomnianej ustawy lub zgodnie z dekretem wykonawczym nr 415/2012 Sb [3.63].

Przemysłowe źródła stacjonarne REZZO 1 i 2 monitorowane zgodnie z załącznikiem nr 11 do dekretu nr 415/2012 Sb. [3.63] podzielone na źródła podlegające pełnemu zgłoszeniu zbiorczych zapisów operacyjnych (REZZO

Zarządzanie jakością powietrza

1) oraz źródła wykorzystujące uproszczone procedury zgłaszania (REZZO 2 - kotły gazowe i olejowe do 5 MW mocy i pompownie).

Struktura danych otrzymanych z tej bazy danych jest eksportowana na cele modelowania, które jest zalecany przez Ministerstwo Środowiska Republiki Czeskiej SYMOS'97 [3.65], [3.66]. Baza danych REZZO dysponuje współrzędnymi źródła lub adresem obiektu. Zgodnie z doświadczeniem zyskanym podczas wcześniejszych badań lokalizacja została sprawdzona i udoskonalona za pomocą fotografii lotniczych, lub lokalnej rewizji.

Aby ocenić jakość powietrza w regionie TRITIA za pomocą modelowania, opracowano dane dotyczące przemysłowych źródeł zanieczyszczeń (kategorie REZZO 1 i REZZO 2), które znajdują się zarówno w kraju morawsko-śląskim, jak i w kraju ołomunieckim i zlińskim (w celu uwzględnienia ewentualnego przenoszenia zanieczyszczeń na odległości z tych źródeł).

Analiza emisji przemysłowych źródeł zanieczyszczenia powietrza przedstawiła, że wykazane emisje benzo(a)pirenu z koksowni w 2015 r. były niezwykle niskie. Wykazany stosunek benzo(a)pirenu związany z produkcją był znacznie niższy niż w przypadku BAT (patrz rozdział 1.5). Emisje jednostkowe wynosiły około 4 mg.t⁻¹, w porównaniu do 7,3 mg.t⁻¹ wprowadzonych w BAT [3.73]. Podobnie modelowanie testowe przeprowadzone na 2015 r. wykazało znaczny spadek zanieczyszczenia powietrza w pobliżu tych źródeł (tj. niedoszacowane emisje). Wręcz przeciwny był stan była w 2010 r. (odpowiednio w 2006 r.). Tutaj indywidualne emisje z koksowni wahały się od 450 do 750 mg.t⁻¹, w przeciwieństwie do 63 mg.t⁻¹ zalecanych (od 2007 r.) dla zaawansowanych technologii przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US-EPA) [3.67]. Aby zaradzić tej sytuacji, emisje benzo(a)pirenu z koksowni zostały ponownie obliczone w wybranych przypadkach z uwzględnieniem współczynników emisji US-EPA i modelowania wstecznego. Tę samą procedurę zastosowano następnie w przypadku koksowni i innych źródeł w Polsce.

Źródła przemysłowe po polskiej stronie terytorium

Dane o źródłach zanieczyszczenia powietrza w Polsce gromadzi KOBiZe (Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami), który jest jednostką organizacyjną Instytutu Ochrony Środowiska - Państwowego

Zarządzanie jakością powietrza

Instytutu Badawczego w Warszawie [3.46]. Wykaz emisji jest przygotowywany do celów statystyki krajowej, wymagań Unii Europejskiej i zobowiązań wynikających z konwencji międzynarodowych [3.47].

W celu oceny zanieczyszczeń za rok 2015 r. oraz częściowo 2010, wykorzystano z bazy danych KOBiZE. Dane historyczne za 2006 i 2010 r. były niekompletne. W związku z tym uzupełniono je danymi z bazy danych władz wojewódzkich, bazy danych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska, zwanej dalej WIOŚ, w szczególności wyników projektu AIR SILESIA [3.48].

Do oceny jakości powietrza w regionie TRITIA za pomocą modelowania przetworzono dane dotyczące przemysłowych źródeł zanieczyszczeń, zlokalizowanych zarówno w województwie opolskim, śląskim, jak i małopolskim (w celu uwzględnienia oczekiwanego przenoszenia zanieczyszczeń z tych źródeł na dalekie odległości).

Analiza danych o przemysłowych źródłach zanieczyszczenia powietrza wykazała znaczące błędy w emisjach, które należało wyeliminować z dalszych prac. Dane zostały dostarczone z emisjami cząstek stałych i NO_x (kompletność w przypadku około 90% pozycji). Emisje PM₁₀ zgłoszono dla około 26% źródeł, emisje PM_{2,5} były zasadniczo nieobecne (4% wartości). Te same braki wykazano przy benzo(a)pirenie lub wielopierścieniowych węglowodorzach aromatycznych (WWA). Niektóre z dostarczonych danych były błędne (setki kg/rok z elektrowni lub odwrotnie kg/rok z koksowni), lub ich brakowało (wskazane z 15% źródeł zanieczyszczenia powietrza).

Po pierwsze, skorygowano dużą liczbę zduplikowanych danych dotyczących emisji (całkowita suma emisji w dostarczonych danych była kilkakrotnie wyższa niż oficjalnie zgłoszona). Wydaje się, że te duplikaty wystąpiły podczas przypisywania emisji do poszczególnych otworów wentylacyjnych podczas eksportu bazy danych. Indywidualnym instalacjom odprowadzającym przypisano zatem taki sam poziom emisji, co całkowita emisja źródła, w ten sposób doszło do ich pomnożenia. Wykluczenie zapisu wielokrotnej emisji przeprowadzono w kilku etapach, w zależności od stopnia znaczenia źródeł. Dane zgłoszone w Europejskim Rejestrze Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (E-PRTR) wykorzystano do wyeliminowania podwójnych zapisów dotyczących najważniejszych

Zarządzanie jakością powietrza

źródeł zanieczyszczenia powietrza (energetyka, duże technologie przemysłowe) [3.49]. Następnie wykluczono pozornie zduplikowane dane dla mniej istotnych źródeł, a na koniec zapisy z emisjami o niewielkim znaczeniu. W sumie odrzucono ponad 2500 zapisów, z których większość dotyczy emisji grubego pyłu zawieszonego.

Ponadto analiza danych wykazała, że do obliczenia brakujących wartości emisji cząstek stałych PM i benzo(a)pirenu duża liczba niezbędnych danych jest niekompletna lub całkowicie jej brakuje (rodzaj i kategoria źródła, produkcji, zastosowanego sprzętu do redukcji emisji).

Aby obliczyć brakujące wartości emisji cząstek PM, określono najpierw rodzaj źródła (spalanie, technologia spalania, technologia inna, niż spalanie), rodzaj paliwa, pojemność (wkład cieplny) i kategorię. Następnie określono parametry obliczania emisji grubego pyłu zawieszonego i cząstek PM zgodnie z czeską metodologią obliczania udziału frakcji PM₁₀ i PM_{2,5} w emisji cząstek stałych [3.50], a następnie obliczono brakujące emisje.

Do obliczenia brakujących wartości emisji benzo(a)pirenu zastosowano kilka metod, w zależności od dostępności danych potrzebnych do obliczeń. Część brakujących emisji benzo(a)pirenu obliczono jako odsetek zgłoszonych emisji WWA zgodnie z metodologią Europejskiej Agencji Środowiska (EEA) [3.51]. W przypadku braku WWA, obliczono emisje benzo(a)pirenu na podstawie wskaźników emisji zastosowanych przez ČHMÚ (na podstawie pomiarów) i związanych z produkcją, gdzie informacje o zdolnościach produkcyjnych obliczonych na podstawie innych zgłoszonych emisji (zazwyczaj na podstawie NO_x) i ich prognozowanych wskaźniki emisji lub produkcję śledzono ze źródeł publicznych. W przypadku źródeł spalania emisje obliczono na podstawie współczynników emisji związanych ze zużyciem paliwa, obliczonych na podstawie objętości spalin i przyjętej wartości opałowej [3.52].

Szczególną metodę obliczania emisji benzo(a)pirenu zastosowano w produkcji aluminium (NICROMET SP. Z O.O. S.K.A.), który nie działa na terenie Republiki Czeskiej. Brakujące emisje benzo(a)pirenu obliczono na podstawie zgłoszonych emisji WWA i stosunków WWA / NO_x. Emisje porównano następnie z danymi E-PRTR.

Zarządzanie jakością powietrza

Obliczanie benzo(a)pirenu przy użyciu wartości emisji WWA pociąga za sobą pewną niepewność, ponieważ zakłada, że suma WWA, zgodnie z metodologiami EOG, obejmuje tylko 4 WWA [3.51].

Oprócz ponownego obliczenia brakujących wartości emisji benzo(a)pirenu, skorygowano również istniejące emisje, ponieważ w danych występowały oczywiste błędy. W przypadku mało prawdopodobnych danych wartość została zastąpiona wartością obliczoną zgodnie z powyższą procedurą.

W większości przypadków dane były dostarczane z parametrami technicznymi potrzebnymi do modelowania. W przypadku źródeł, w których brakowało parametrów (lub najwyraźniej były one nieprawidłowe), uzupełnienia przeprowadzono zgodnie z podobnymi typami źródeł na danym terytorium. Dostarczone dane były zlokalizowane głównie na współrzędnych obiektu, dlatego na terenie całej polskiej części przeprowadzono dodatkowe lokalizacje poszczególnych źródeł z wykorzystaniem GIS i zdjęć lotniczych.

Źródła przemysłowe na słowackiej części terytorium

Na Słowacji dane dotyczące źródeł zanieczyszczenia powietrza są przechowywane w ramach Krajowego Systemu Informacji o Emisji (Národný Emisný Informačný Systém - NEIS) [3.53]. NEIS jest zarządzany przez Słowacki Instytut Hydrometeorologiczny (SHMÚ). Za pośrednictwem tego systemu SHMÚ, zgodnie z obowiązkiem wynikającym z prawa słowackiego [3.54], zapewnione jest ciągłe gromadzenie i przetwarzanie danych o źródłach zanieczyszczenia powietrza, gromadzenie i przetwarzanie danych o operacjach objętych ustawą o zintegrowanej prewencji (część powietrza) [3.55] oraz opracowanie inwentaryzacji emisji zanieczyszczeń uwalnianych do powietrza.

W celu oceny jakości powietrza w regionie TRITIA za pomocą modelowania przetworzono dane dotyczące przemysłowych źródeł zanieczyszczeń zlokalizowanych na terytorium województwa żylińskiego.

Dane z SHMÚ zostały dostarczone w postaci obszernej bazy danych, zawierającej wszystkie stacjonarne monitorowane źródła. Została ona dostarczona w strukturze odpowiadającej czeskiemu eksportowi danych do modelowania według metodologii SYMOS'97 [3.43], [3.44]. Zawierała

Zarządzanie jakością powietrza

zestaw źródeł i poszczególnych instalacji odprowadzających z kategoryzacją zgodną z przepisami [3.54] i emisjami cząstek NO_x, PM i grubego pyłu zawieszonego. Dane uzupełniające stanowiły dane dotyczące zużycia paliwa i nakładu ciepła, które następnie wykorzystano do obliczenia emisji benzo(a)pirenu z wykorzystaniem współczynników emisji związanych z ciepłem paliwa [3.52] (zgodnie z zaleceniem SHMÚ).

Na koniec przeprowadzono dodatkową lokalizację, ponieważ baza danych NEIS zawiera w większości przypadków tylko współrzędne obiektu, a nie poszczególne instalacje odprowadzające.

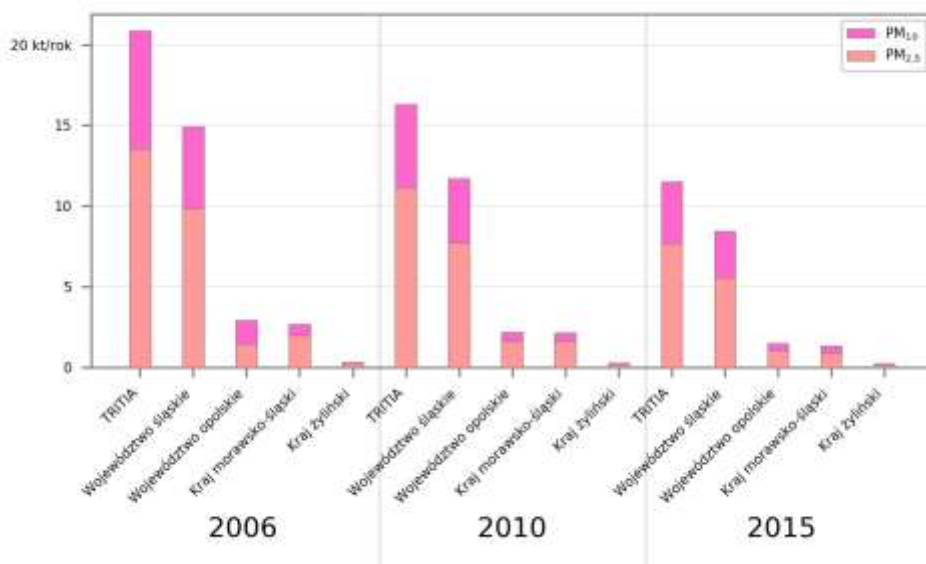
3.4.2 Bilans emisji źródeł przemysłowych na terytorium TRITIA

Z przetworzonych danych wynika, że w latach 2006, 2010 i 2015 wszystkie zainteresowane kraje (regiony) i województwa (kraj morawsko-śląski, województwo śląskie i opolskie, kraj żyliński), a tym samym cały region TRITIA, zmniejszył emisje ze źródeł przemysłowych zanieczyszczenia powietrza. Zobacz wykresy podsumowujące rys 3.49 – 3.51. Ten pozytywny trend znalazł również odzwierciedlenie w jakości powietrza (patrz rozdział 3.3.3).

Emisje pyłu zawieszonego PM

Porównanie całkowitych emisji pyłu zawieszonego PM ze źródeł przemysłowych w poszczególnych krajach i województwach pokazuje, że największy udział emisji tego zanieczyszczenia ma województwo śląskie. Patrz rys. 3.49.

Emisje z województwa śląskiego odpowiadają za około ¾ wszystkich emisji PM₁₀ wytwarzanych przez źródła przemysłowe w całym regionie TRITIA (72% w 2006 i 2010 r., 73% w 2015 r.). Bilans jest podobny dla cząstek PM_{2,5} (70% w 2006 i 2010 r., 73% w 2015 r.). Emisje źródeł z województwa opolskiego i kraju morawsko-śląskiego stanowiły 11% - 15% całkowitego bilansu cząstek stałych w monitorowanych latach (11% było takie samo pod względem emisji PM w regionie morawsko-śląskim w 2015r.; 15% w emisji PM_{2,5} w roku 2010 w województwie opolskim). Emisje z regionu żylińskiego mają najmniejszy udział w całkowitym bilansie emisji PM, jest on stabilny na poziomie około 2%.



Rys. 3.49 Emisje PM₁₀ i PM_{2.5} ze źródeł przemysłowych na terytorium TRITIA

Porównanie poszczególnych analizowanych lat pokazuje **spadek emisji PM w latach 2006–2010 o około 20% w całym regionie TRITIA** (od 16% w województwie opolskim w ramach emisji PM_{2.5} do 29% w regionie żylińskim również w ramach emisji PM_{2.5}). **W latach 2010–2015 emisje PM zmniejszyły się o około 30% w całym regionie TRITIA** (od 28% emisji PM w województwie śląskim do 45% w kraju morawsko-śląskim w ramach emisji PM_{2.5}). Wyjątkiem był kraj żyliński, w którym emisje PM₁₀ ze źródeł przemysłowych zmniejszyły się o 10% (a w przypadku PM_{2.5} nawet mniej). W dekadzie między monitorowanymi latami 2006 a 2015 r. emisje PM ze źródeł przemysłowych w regionie TRITIA spadły o około połowę. (Z wyjątkiem regionu żylińskiego, gdzie spadek wyniósł około 30%).

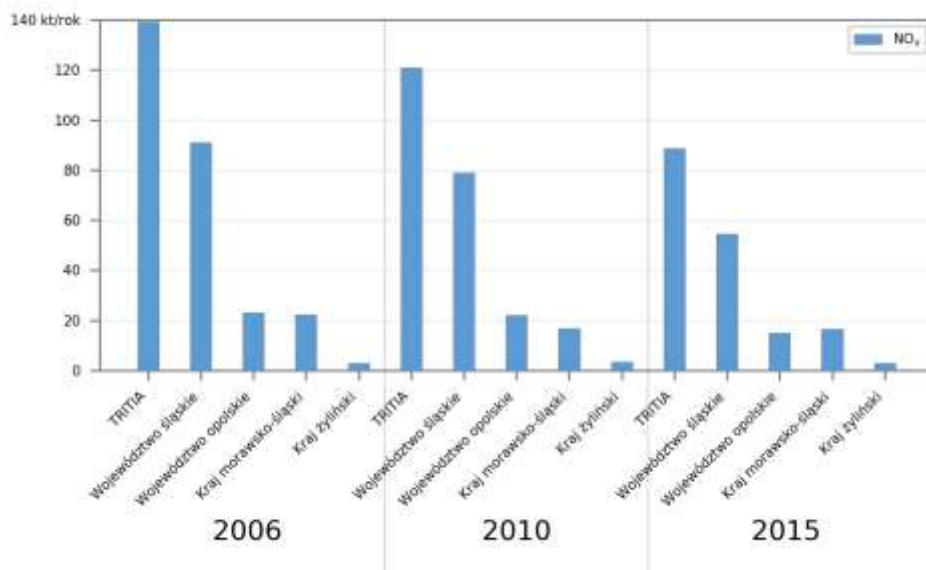
Emisje NO_x

Podobne wnioski można wyciągnąć z porównania ilości emisji NO_x wytwarzanych przez źródła przemysłowe w poszczególnych krajach i województwach. Także w przypadku tego zanieczyszczenia pochodzącego ze źródła przemysłowego to województwo śląskie ma największy udział w całkowitym bilansie emisji. Patrz rys. 3.50.

Emisje z województwa śląskiego odpowiadają za około ¾ wszystkich emisji NO_x wytwarzanych przez źródła przemysłowe w całym

Zarządzanie jakością powietrza

regionie TRITIA (65% w 2006 i 2010 r., 61% w 2015 r.). Emisje ze źródeł z województwa opolskiego i kraju morawsko-śląskiego stanowiły 14% - 19% całkowitego bilansu NO_x w monitorowanych latach (14% w 2010r.w kraju morawsko-śląskim; 19% w 2015r.). Emisje z kraju żylińskiego mają najmniejszy udział w całkowitym bilansie emisji NO_x, jest on na poziomie około 2%.



Rys. 3.50 Emisje NO_x ze źródeł przemysłowych w TRITIA

Porównanie rok do roku pokazuje spadek wytwarzanych emisji NO_x, chociaż tendencja nie jest tak jednorodna jak w przypadku emisji PM. Na całym terytorium TRITIA całkowita emisja NO_x ze źródeł przemysłowych zmniejszyła się o 13% w latach 2006–2010, a o 27% w latach 2010–2015.

W monitorowanej dekadzie między 2006 a 2015 rokiem nastąpił spadek o ponad 1/3 całkowitej emisji NO_x w całym regionie (najwyższy spadek odnotowano w województwie śląskim o 40%, najmniejszy w regionie żylińskim o 7%).

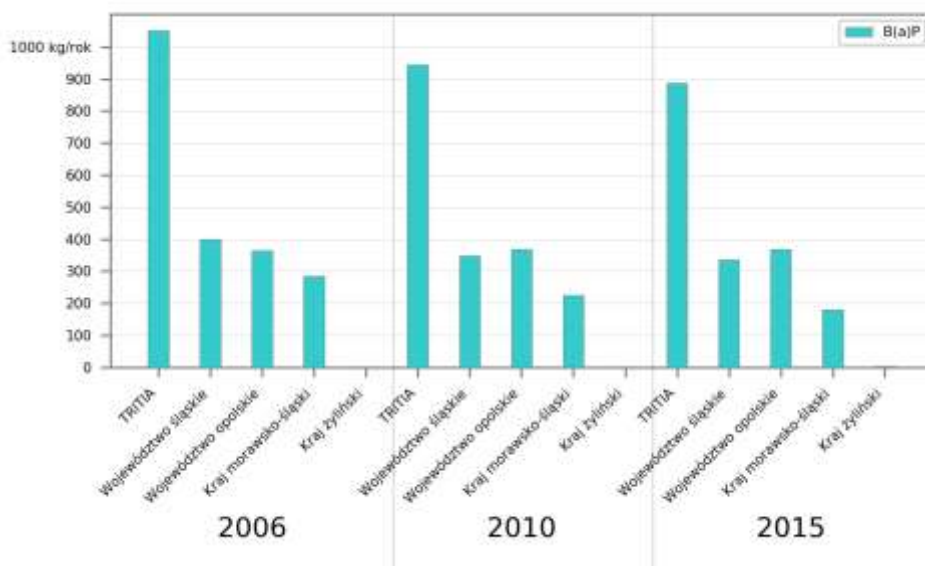
Emisje benzo(a)pirenu

Bilans emisji benzo(a)pirenu ze źródeł przemysłowych wykazuje również tendencję spadkową w monitorowanych latach, ale dużo wolniejszą, niż w przypadku innych omawianych zanieczyszczeń PM i NO_x. Patrz rys. 3.51.

Zarządzanie jakością powietrza

Porównanie całkowitych ilości emisji benzo(a)pirenu ze źródeł przemysłowych w poszczególnych krajach i województwach pokazuje, że najbardziej znaczący udział w emisji benzo(a)pirenu **ma województwo śląskie i opolskie**.

Województwo śląskie odpowiadało za około 38% całkowitej emisji przemysłowej benzo(a)pirenu w regionie w monitorowanych latach, a województwo opolskie odpowiadało za od 35% (w 2006 r.) do 41% (w 2015 r.). Z drugiej strony udział emisji benzo(a)pirenu z kraju morawsko-śląskiego spadł z 27% (w 2006 r.) do 20% (w 2015 r.). Udział emisji z regionu żylińskiego jest znikomy dla tego zanieczyszczenia.



Rys. 3.51 Emisje B(a)P ze źródeł przemysłowych w TRITIA

Porównanie międzyroczne w monitorowanych latach pokazuje spadek emisji B(a)P ze źródeł przemysłowych o 16% w latach 2006–2015 (o 10% między 2006 a 2010 r., oraz o 6% między 2010 a 2015 r.). Decydujący wpływ na ten spadek miało ograniczenie przemysłowej emisji benzo(a)pirenu w kraju morawsko-śląskim, która w tej dekadzie wynosiła 37% .

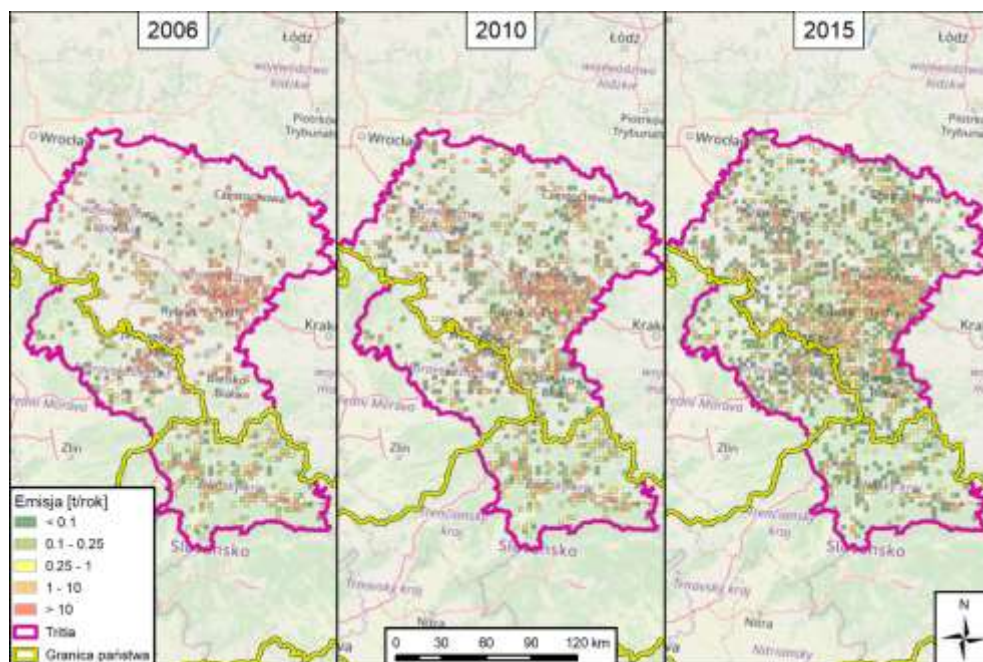
Oceniając bilans emisji benzo(a)pirenu, należy również wziąć pod uwagę fakt, że określenie tych emisji dla najważniejszych producentów

Zarządzanie jakością powietrza

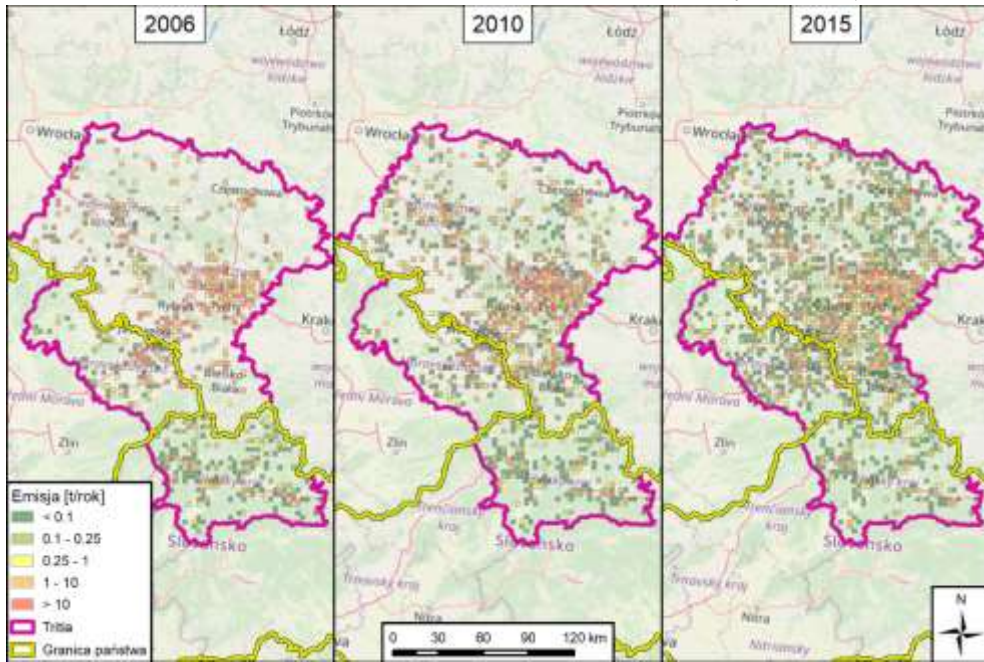
przemysłowych (koksowni) opiera się głównie na obliczeniach, a zatem wiąże się z pewną niepewnością.

Przestrenny rozkład emisji przemysłowych w regionie TRITIA

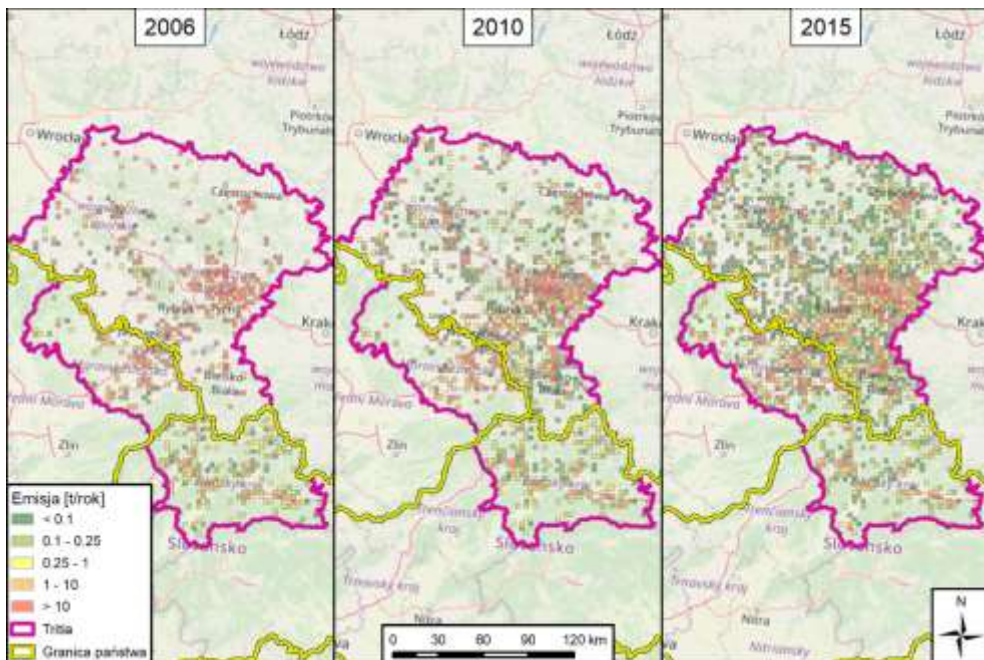
Ilość emisji ze źródeł zanieczyszczenia powietrza można również wyrazić na obszar, stosując tak zwane kwadraty emisji, które w ten sposób reprezentują ich rozkład przestrzenny na danym obszarze. Emisje przemysłowe są wyświetlane za pomocą kwadratów emisji o boku 3 km dla całego regionu TRITIA w rys. 3.52 – 3.55.



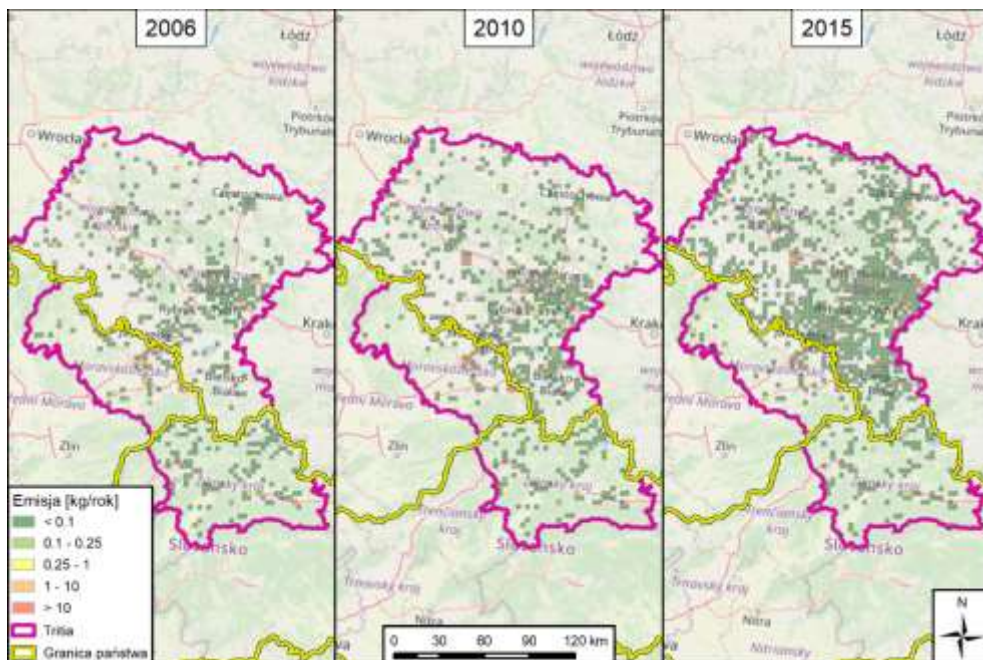
Rys. 3.52 Rozwój dystrybucji emisji przemysłowych PM_{10} w regionie TRITIA



Rys. 3.53 Rozwój dystrybucji emisji przemysłowych $PM_{2.5}$ w regionie TRITIA



Rys. 3.54 Rozwój dystrybucji emisji przemysłowych NO_x w regionie TRITIA



Rys. 3.55 Rozwój dystrybucji przemysłowych emisji B(a)P w regionie TRITIA

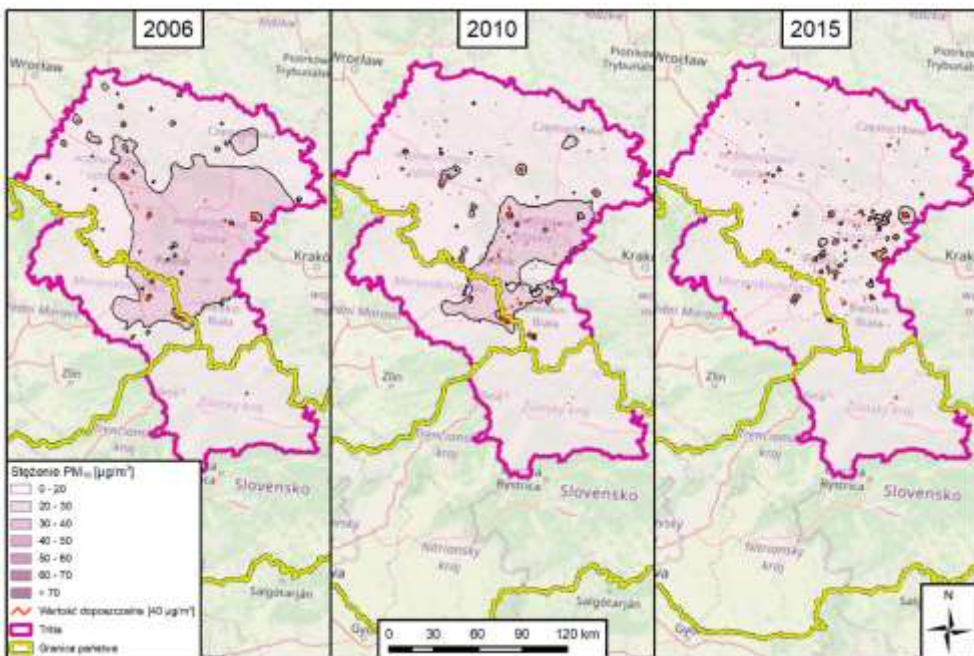
Przestrzenny rozkład emisji przemysłowych pokazuje pozycję najważniejszych klastrów przemysłowych w regionie oraz rozwój emisji w tych klastrach w monitorowanych latach. Jednocześnie zmiany w sposobie inwentaryzacji polskich źródeł przemysłowych są widoczne w dystrybucji. W 2006 r. (a częściowo także w 2010 r.) emisje były dostępne tylko ze znaczących zakładów emisyjnych. Podczas gdy w 2015 r. wykaz został już udostępniony przez KOBiZE, a zatem dane są bardziej szczegółowe i bardziej podobne do sposobu rejestracji w Czechach i na Słowacji [3.46]. Zmianę w inwentaryzacji można również prześledzić po stronie czeskiej, kiedy nowa ustawa lotnicza [3.38] zmieniła również raportowanie emisji do ISPOP [3.41].

3.4.3 Oddziaływanie źródeł przemysłowych na jakość powietrza w regionie TRITIA

Ocena wpływu źródeł przemysłowych na zanieczyszczenie powietrza opiera się na modelowaniu matematycznym i późniejszych analizach (patrz rozdział 4.5).

Zanieczyszczenie PM pochodzące ze źródeł przemysłowych

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń pyłów zawieszonych PM₁₀ wykazały, że w monitorowanych latach 2006-2010 i 2015 poziom zanieczyszczenia powietrza ze źródeł przemysłowych stopniowo spada. Przekroczenie rocznej wartości dopuszczalnej wynoszącej 40 µg.m⁻³ [3.61], [3.76], [3.78] spowodowało, że źródła te w 2015 r. wystąpiły tylko lokalnie, w swojej okolicy, czyli w odległości setek metrów od terenu firm. Należy także wziąć pod uwagę fakt, że pod względem rozproszenia zanieczyszczeń, w roku 2015 odnotowano najkorzystniejszą sytuację meteorologiczną w porównaniu do wszystkich rozważanych lat (patrz rozdział 2). Wyniki modelowania prezentuje rys. 3.56.

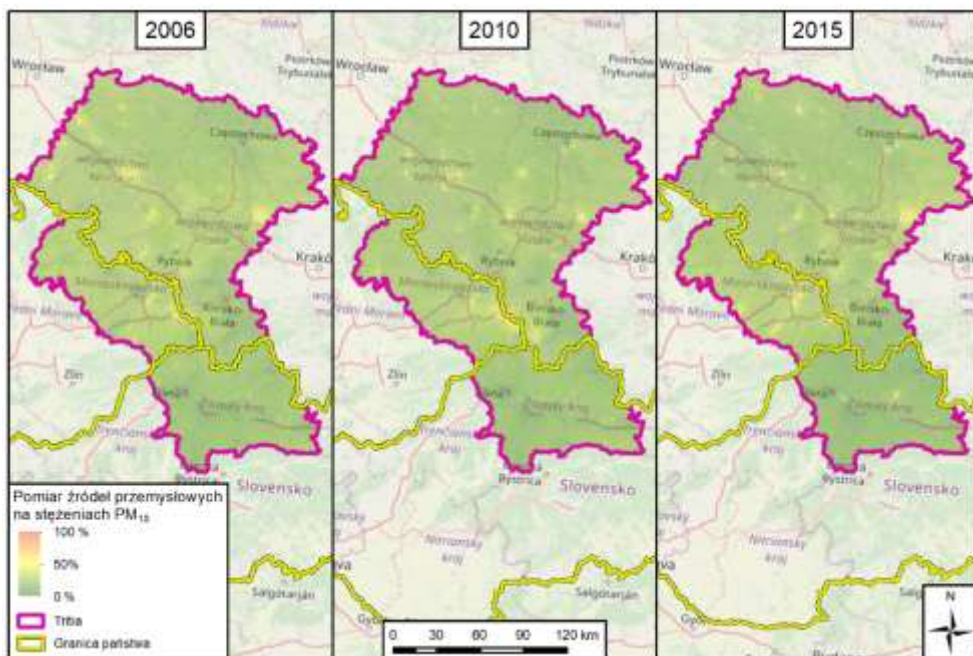


Rys. 3.56 Średnie roczne stężenia PM₁₀ ze źródeł przemysłowych w 2006, 2010 i 2015 r. w regionie TRITIA

Uwaga: Średnie roczne stężenia pokazane na mapach pokazują nie tylko udział źródeł przemysłowych, ale także ogólną sytuację imisji, jeśli źródła te działają w regionie wraz z innymi źródłami nieantropogenicznymi i nieorganizowaną emisją.

Zarządzanie jakością powietrza

Analiza wyników modelowania średnich rocznych stężeń PM_{10} ze źródeł przemysłowych pokazuje, że należy się spodziewać, że źródła te przeważą nad innymi grupami modelowanych źródeł (lokalne ogrzewanie i transport), szczególnie w pobliżu dużych zakładów przemysłowych. Patrz rys. 3.57.



Rys. 3.57 Podział zanieczyszczeń powietrza pochodząca ze źródeł przemysłowych wyrażony jako średnie roczne stężenia PM_{10} w latach 2006, 2010 i 2015 na terenie TRITIA

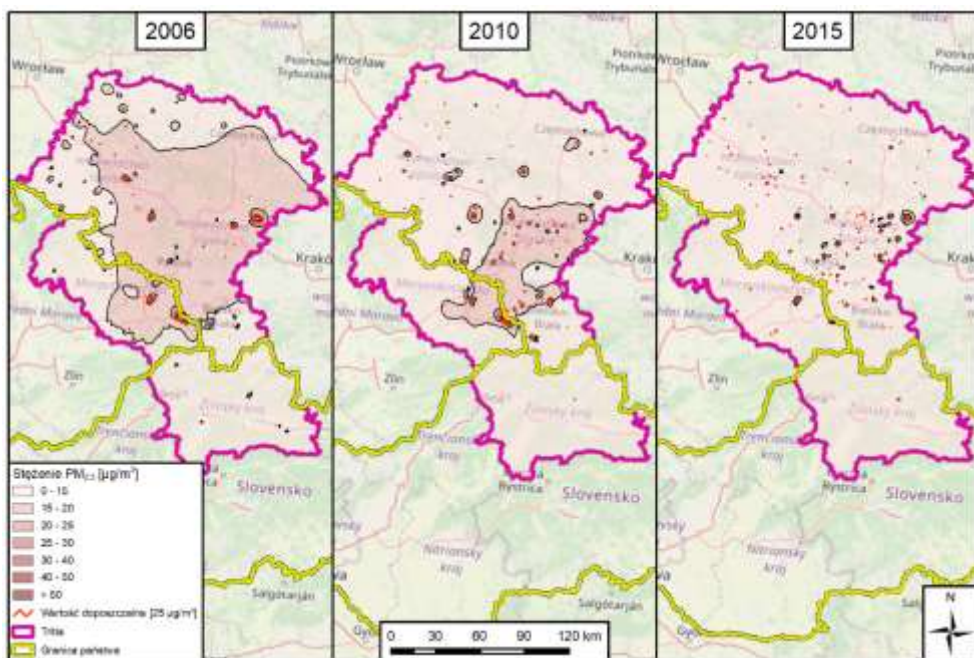
Uwaga: Podział zanieczyszczeń ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych imisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważony wpływ innych grup źródeł.

W Czechach są to głównie huty w Ostrawie i Trzyńcu (ArcelorMittal Ostrava a.s. (obecnie Liberty Ostrava a.s. i Třinecké Železárny a.s.) oraz koksownia w Ostrawie (OKK Koksovny, a.s.). W Polsce wpływ źródeł przemysłowych jest szczególnie widoczny w pobliżu zakładu w Dąbrowie Górniczej (ArcelorMittal Poland S.A.), w pobliżu koksowni (Częstochowa, Czerwionka-Leszczyny, Dąbrowa Górnicza, Wodzisław Śląski i Zabrze) oraz większych obiektów energetycznego spalania (elektrownie, ciepłownie). Największym źródłem emisji PM_{10} w województwie opolskim jest instalacja azotowa w Kędzierzynie Koźlu (Zakłady Azotowe Kędzierzyn

Zarządzanie jakością powietrza

S.A.), koksownia w Zdzieszowicach (ArcelorMittal Poland S.A.) i cementownia w Opolu (Cement Odra S.A.). W kraju żylińskim najbardziej widoczny wpływ ma Kovohutě w Dolnym Kubinie.

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń pyłów zawieszonych $PM_{2.5}$ pokazują w trakcie monitorowanych lat 2006, 2010 i 2015, podobnie jak w przypadku cząstek PM_{10} , spadek zanieczyszczeń powietrza ze źródeł przemysłowych i podobny rozkład przestrzenny. Przekroczenie rocznej wartości dopuszczalnej wynoszącej $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [3.61], [3.76], [3.78] spowodowało, że źródła te wystąpiły tylko lokalnie, w swojej okolicy, czyli w odległości kilku kilometrów od terenu firm. Patrz rys. 3.58.



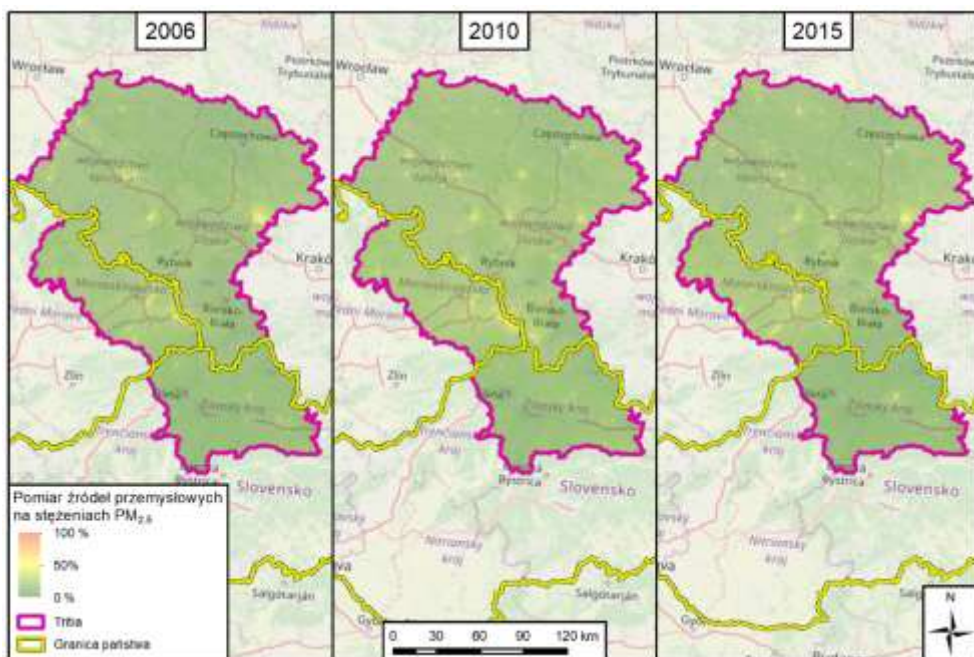
Rys. 3.58 Średnie roczne stężenia $PM_{2.5}$ ze źródeł przemysłowych w 2006, 2010 i 2015 r. w regionie TRITIA

Uwaga: Średnie roczne stężenia zilustrowane na mapach pokazują nie tylko udział źródeł przemysłowych, ale także ogólną sytuację imisji, jeśli źródła te działają w regionie wraz z innymi źródłami nieantropogenicznymi i niezorganizowaną emisją.

Analiza wyników modelowania średnich rocznych stężeń $PM_{2.5}$ ze źródeł przemysłowych sugeruje podobne wnioski, jak w przypadku cząstek PM_{10} (patrz wyżej). Zgodnie z oczekiwaniami źródła te przeważają nad

Zarządzanie jakością powietrza

innymi grupami źródeł modelowanych (lokalne ogrzewanie i transport), szczególnie w pobliżu dużych zakładów przemysłowych. Patrz rys. 3.59.



Rys. 3.59 Podział zanieczyszczeń powietrza pochodząca ze źródeł przemysłowych przedstawiona w średnich rocznych stężeniach PM_{2,5} w latach 2006, 2010 i 2015 na terenie TRITIA

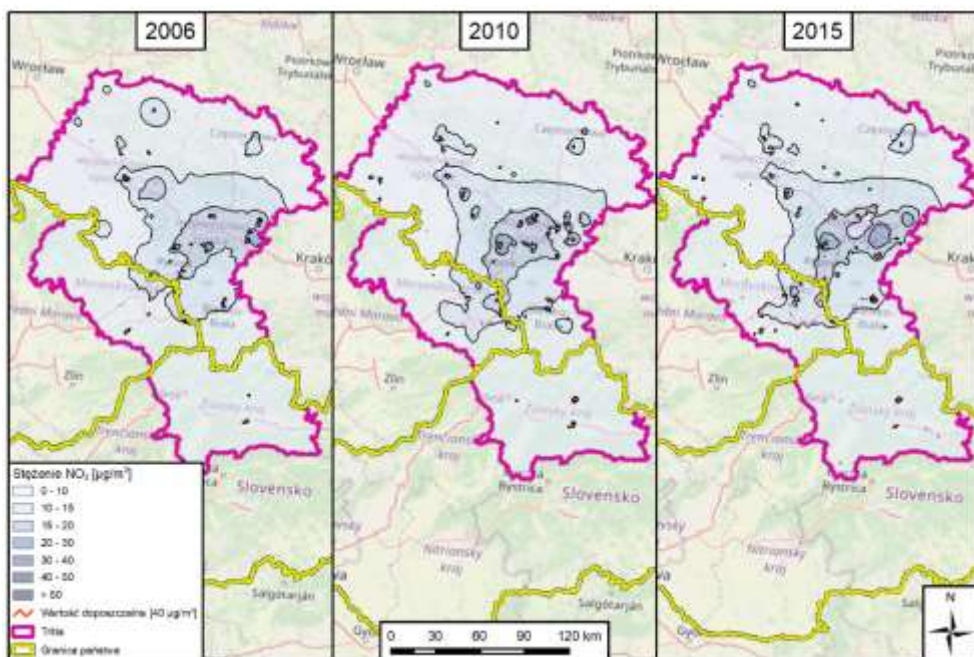
Uwaga: Podział zanieczyszczeń ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych emisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważony wpływ innych grup źródeł.

Z perspektywy zarządzania jakością powietrza, ograniczenie emisji PM ze źródeł przemysłowych będzie zatem oznaczać lokalne, ale znaczące zmniejszenie obciążenia zanieczyszczeniem powietrza. Ponieważ źródła te często znajdują się na gęsto zaludnionych obszarach w regionie, taki środek będzie miał również wpływ na zmniejszenie zagrożeń dla zdrowia, wynikających ze zwiększonego obciążenia zanieczyszczeniem powietrza.

Zanieczyszczenie NO₂ ze źródeł przemysłowych.

Wyniki modelowania stężeń NO₂ wykazały, że w monitorowanych latach 2006, 2010 i 2015 roczna wartość dopuszczalna 40 µg.m⁻³ [3.61], [3.76],

[3.78] została przekroczona z powodu tych źródeł tylko lokalnie. Patrz rys. 3.60.



Rys. 3.60 Średnie roczne stężenia NO_2 ze źródeł przemysłowych w 2006, 2010 i 2015 r. w regionie TRITIA

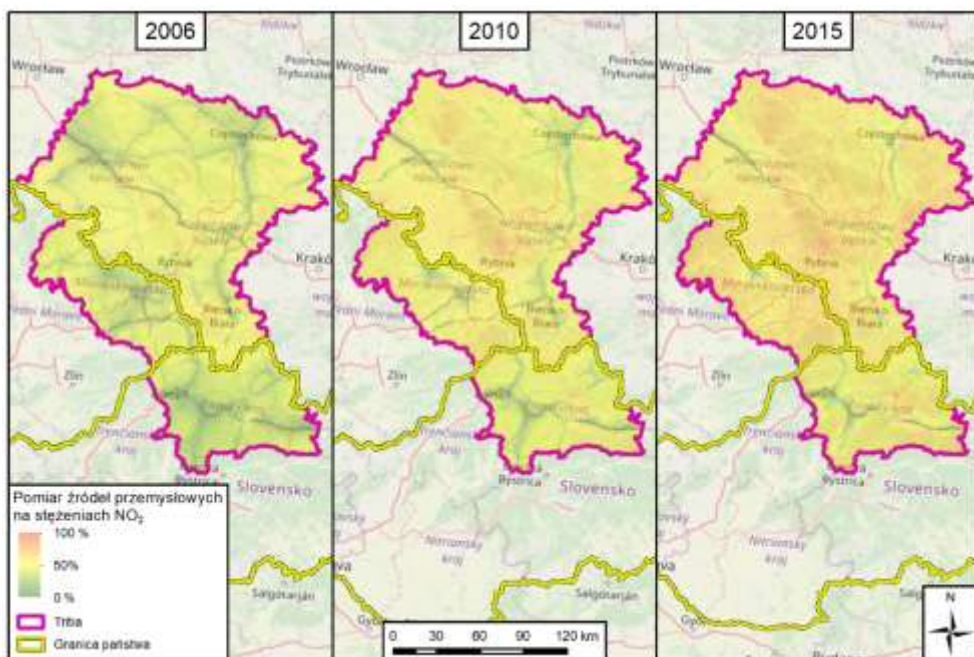
Uwaga: Średnie roczne stężenia pokazane na mapach pokazują nie tylko udział źródeł przemysłowych, ale także ogólną sytuację imisji, jeśli źródła te działają w regionie wraz z innymi źródłami nieantropogenicznymi i niezorganizowaną emisją.

Analiza wyników modelowania średnich rocznych stężeń pokazuje, że spośród grup modelowanych źródeł emisji tego zanieczyszczenia, źródła przemysłowe przeważają nad całym terytorium regionu TRITIA. Sytuacja jest wynika z rys. 3.61. Dodatkowe analizy wykazały, że w czeskiej części regionu źródła przemysłowe z Polski przeważają nad źródłami lokalnymi w wyżej położonych częściach Beskidu Morawsko-Śląskiego i Hrubego Jeseníka.

Głównymi przemysłowymi źródłami zanieczyszczenia powietrza spowodowanymi emisjami NO_x są głównie technologie spalania (zwłaszcza elektrownie i ciepłownie o wysokiej wydajności). Podsumowując, można stwierdzić, że biorąc pod uwagę charakter tych źródeł, przyczyniają się one

Zarządzanie jakością powietrza

do zanieczyszczenia w niskich stężeniach, ale na dużym obszarze. Wszelkie ograniczenia emisji będą zatem miały podobny efekt.



Rys. 3.61 Podział zanieczyszczeń powietrza pochodząca ze źródeł przemysłowych przedstawiona w średnich rocznych stężeniach NO₂ w latach 2006, 2010 i 2015 na terenie TRITIA

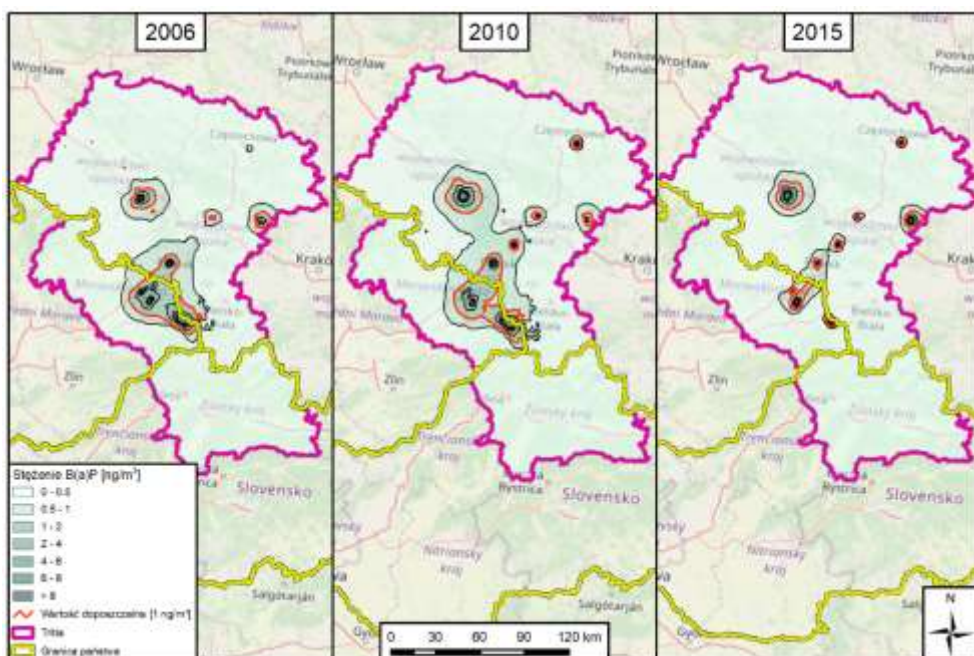
Uwaga: Podział zanieczyszczeń ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych emisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważony wpływ innych grup źródeł.

Zanieczyszczenie benzo(a)pirenem pochodzące z ze źródeł przemysłowych.

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń benzo(a)pirenu wykazały, że jedynie z powodu źródeł przemysłowych, w większości regionu TRITIA docelowa wartość dopuszczalna 1 ng.m⁻³ [3.61], [3.76], [3.78] została obszarowo przekroczona. W przypadku tego najbardziej niebezpiecznego zanieczyszczenia obszar, w którym stwierdzono przekroczenia jest największy i stosunkowo gęsto zaludniony. (Porównaj powyże 3.4.3)

Zarządzanie jakością powietrza

Z wyników modelowania jasno wynika również, że w monitorowanych latach 2006, 2010 i 2015 nastąpiło zauważalne zmniejszenie, w którym występują przekroczenia wartości dopuszczalnych obszaru dzięki ograniczeniu emisji z czeskich koksowni. Patrz rozdział 3.8. Również w tym przypadku należy wziąć pod uwagę fakt, że pod względem rozproszenia zanieczyszczeń w roku 2015 odnotowano najkorzystniejszą sytuację meteorologiczną, w porównaniu do wszystkich uwzględnianych lat (patrz rozdział 2).

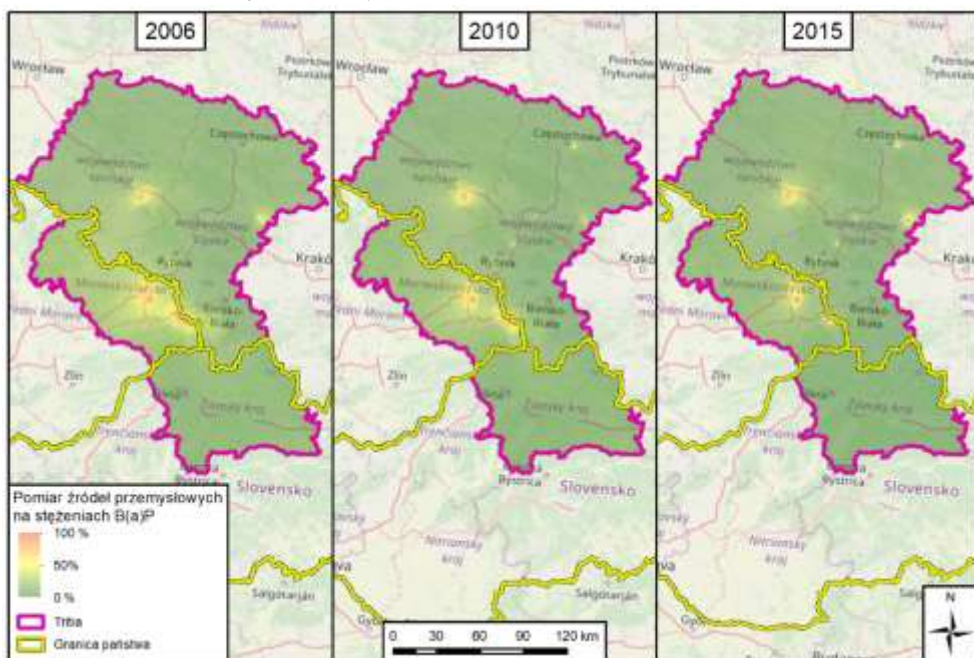


Rys. 3.62 Średnie roczne stężenia benzo(a)pirenu ze źródeł przemysłowych w 2006, 2010 i 2015 r. w regionie TRITIA

Uwaga: Średnie roczne stężenia pokazane na mapach pokazują jedynie udział samych źródeł przemysłowych; nie oczekuje się wpływu źródeł nieantropogenicznych lub innych nieokreślonych źródeł dla tego zanieczyszczenia w regionie.

Nadmierne zanieczyszczenie benzo(a)pirenem ze źródeł przemysłowych jest spowodowane głównie emisjami z czeskich i polskich koksowni. W Czechach są to koksownie w Ostrawie i Trzyńcu. W Polsce zanieczyszczenie powodują koksownie w Częstochowie, Czerwionce-Leszczyny, Dąbrowie Górniczej, Wodzisławiu Śląskim, Zabrze i polskich Zdieszowicach. Jak pokazano, źródła te przeważają nad innymi źródłami zanieczyszczenia powietrza w ich otoczeniu.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 3.63 Podział zanieczyszczeń powietrza pochodząca ze źródeł przemysłowych przedstawiona w średnich rocznych stężeniach B(a)P w latach 2006, 2010 i 2015 na terenie TRITIA

Uwaga: Podział zanieczyszczeń ze źródeł pokazuje, w jakim stopniu ta grupa źródeł dominuje w łącznych imisjach modelowanych na podstawie wszystkich grup źródeł. Im bardziej czerwony kolor, tym większy wpływ danej grupy źródeł, im bardziej zielony, tym mniejszy jego wpływ. Żółte odcienie wskazują na w miarę zrównoważony wpływ innych grup źródeł.

Z wyników modelowania tego zanieczyszczenia wynika, że w celu wyraźnej redukcji nadmiernego zanieczyszczenia benzo(a)pirenem należy ograniczyć jego emisję z koksowni. Chociaż określenie emisji benzo(a)pirenu z koksowni, a tym samym modelowanie jej wpływu na jakość powietrza, wiąże się z pewną niepewnością, jej wpływ na jakość powietrza w otoczeniu jest bezsporny również w odniesieniu do wyników analiz monitorowania zanieczyszczenia powietrza.

3.4.4 Prognoza wpływu przemysłowych źródeł na jakość powietrza na terytorium TRITIA

Przemysłowe źródła zanieczyszczenia powietrza nie są dominujące pod względem całkowitego obciążenia imisyjnego regionu TRITIA (por. rozdział 3.2), jednak ich wpływ jest tak znaczący lokalnie, że jeśli stężenia

Zarządzanie jakością powietrza

zawieszonych cząstek stałych i benzo(a)pirenu mają zostać zmniejszone poniżej odpowiednich limitów prawnych [3.61], [3.76], [3.78], wówczas konieczne jest ograniczenie emisji z tych źródeł.

Za pomocą znaczących i osiągalnych technologicznie i prawnych [3.77], [3.79], [3.80], [3.81] działań prowadzących do znacznego ograniczenia przemysłowych emisji wytwarzanych zanieczyszczeń, należy dostosować istniejące technologie przemysłowe do najlepszych dostępnych technik BAT (Best Available Techniques).

W rozumieniu dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych [3.62] terminy te zdefiniowano następująco:

Techniki oznaczają zarówno zastosowaną technologię, jak i sposób, w jaki sprzęt jest zaprojektowany, zbudowany, obsługiwany, konserwowany i wycofywany z eksploatacji.

Dostępne techniki są rozumiane, jako te opracowane w zakresie, w jakim można je wdrożyć w odpowiednim przemyśle w ekonomicznie i technicznie dopuszczalnych warunkach, biorąc pod uwagę koszty i korzyści, pod warunkiem, że są one dostępne dla operatora urządzenia na rozsądnych warunkach, niezależnie od tego, czy są używane, czy produkowane na danym terytorium.

Najlepsze oznaczają najskuteczniejsze techniki pod kątem osiągnięcia wysokiego poziomu ochrony środowiska, jako całości.

Najlepszymi dostępnymi technikami określa się najbardziej wydajny i zaawansowany etap rozwoju działań i ich metod operacyjnych, wykazującym praktyczną przydatność techniki, jako podstawy do ustalania dopuszczalnych wielkości emisji i innych warunków pozwolenia, których celem jest zapobieganie lub, jeżeli nie jest to wykonalne, redukcja emisji, a tym samym unikanie negatywnych skutków dla środowiska jako całości [3.62].

Podsumowanie BAT znajduje się w dokumentach referencyjnych BREF (ang. Best available techniques Reference document), opracowanych dla poszczególnych kategorii działalności przemysłowej [3.82].

Zarządzanie jakością powietrza

Redukcja emisji PM ze źródeł przemysłowych

Obliczenia redukcji emisji po obszarowym zastosowaniu BAT oparto na dokonanym spisie (patrz rozdział 3.9). Wszystkie źródła przemysłowe, które wytwarzały emisje grubych pyłów zawieszonych, zostały wybrane w 2015 r. Pomimo podanej objętości powietrza i emisji obliczono stężenie wyjściowe grubego pyłu zawieszonego. Jeżeli stężenie wyjściowe nie odpowiadało BAT [3.82] dla danej technologii, wówczas zostało ono obniżone zgodnie z BAT. Podczas gdy górną granicę stężeń wyjściowych zastosowano dla mniej znaczących źródeł, a środkową granicę dla bardziej znaczących źródeł, redukcję można było realnie osiągnąć do 2030 r. Zatem wynikowa sytuacja nadal pozostawia margines dla dalszych redukcji emisji do poziomu BAT lub poniżej tego poziomu. W związku z tym stężenia ponownie przeliczono na emisje pyłu zawieszonego, lub PM_{10} i $PM_{2,5}$.

W ten sposób całkowite emisje PM_{10} zostały obniżone o 51% w województwie śląskim, 29% w Opolu i 11% w kraju żylińskim w porównaniu do 2015 r. Całkowite emisje $PM_{2,5}$ zostały obniżone o 45% w województwie śląskim, 25% w Opolu i 12% w kraju żylińskim w porównaniu do 2015 r.

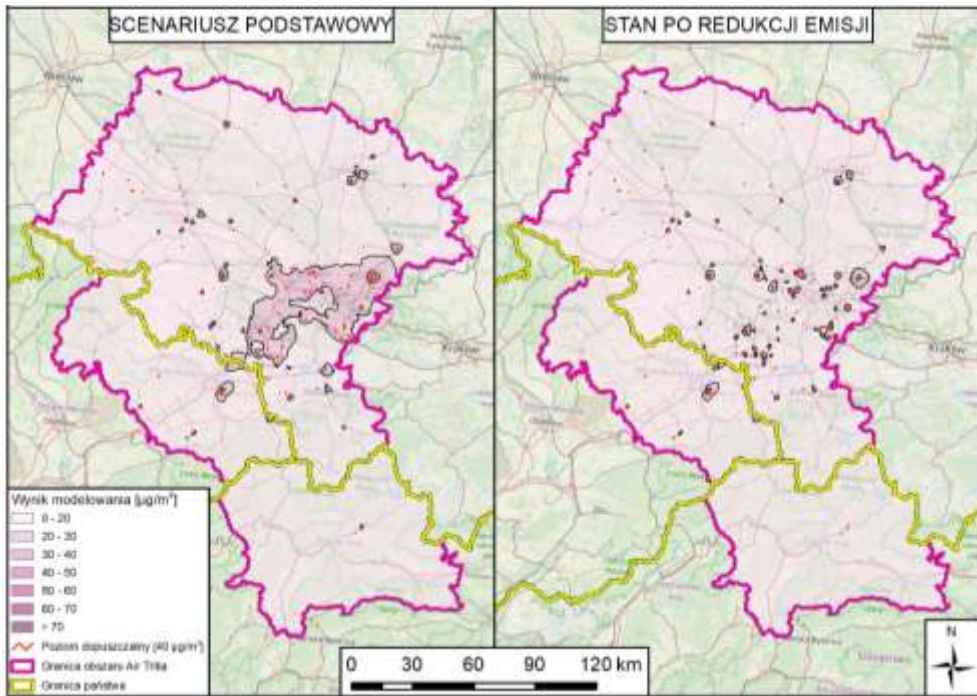
Wpływ redukcji emisji oceniono za pomocą modelowania matematycznego średnich rocznych stężeń (patrz rozdział 4.5). W celu porównania oddziaływania proponowanych działań na jakość powietrza stworzono tzw. scenariusz zerowy. W tym scenariuszu dla wszystkich źródeł wykorzystuje się najnowsze emisje (2015 r.) oraz najbardziej niekorzystną sytuację meteorologiczną w monitorowanych latach (2010 r.). Ponieważ warunki meteorologiczne, oprócz ilości emisji, mają decydujący wpływ na sytuację imisyjną (patrz rozdział 2), wybrano rzeczywistą sytuację meteorologiczną, która była wyjątkowo niekorzystna dla rozproszenia zanieczyszczeń.

Przedstawiono wynik modelowania wpływu wdrażania BAT na technologie polskie i słowackie na średnie roczne stężenia PM_{10} ze źródeł przemysłowych.

Wpływ wprowadzenia BAT jest dość oczywisty w polskiej części regionu. Rozległy obszar w aglomeracjach katowickiej i rybnicko-jastrzębskiej, w którym źródła przemysłowe, zgodnie z modelowaniem, przyczyniają się do obciążenia imisyjnego zawieszonych cząstek PM_{10} 10–20

Zarządzanie jakością powietrza

$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, byłyby ograniczone do otoczenia ważnych przedsiębiorstw przemysłowych. Ponadto liczba miejsc, w których wpływ tych źródeł jest tak znaczny, że same przekraczają roczną wartość dopuszczalną dla PM_{10} , zostałyby zmniejszona. Na Słowacji działania ten miałby lokalny wpływ na poprawę sytuacji w zakresie zanieczyszczenia powietrza w Dolnym Kubinie.

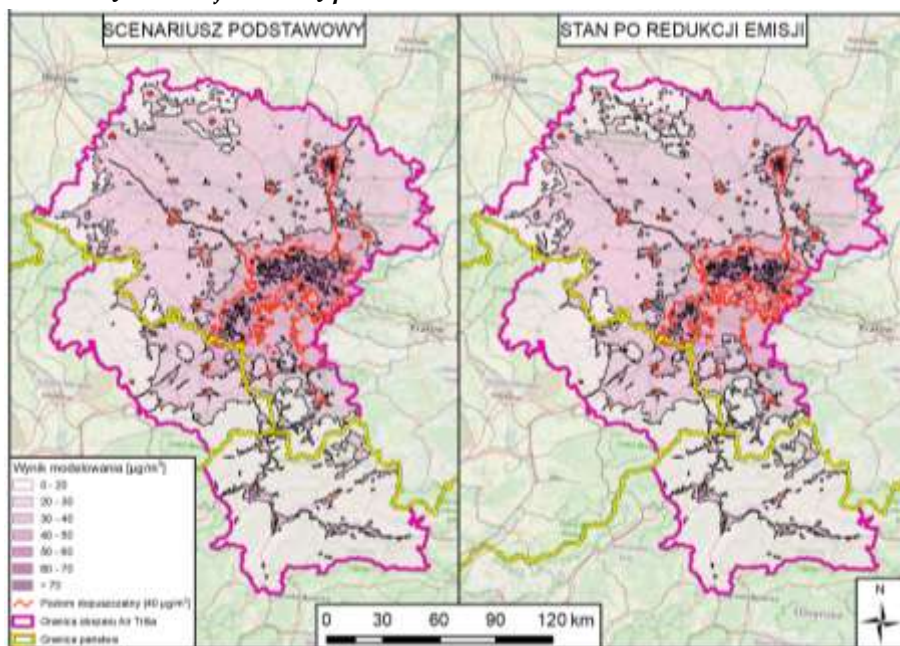


Rys. 3.64 Wpływ zastosowania BAT na średnie roczne stężenia PM_{10} ze źródeł przemysłowych

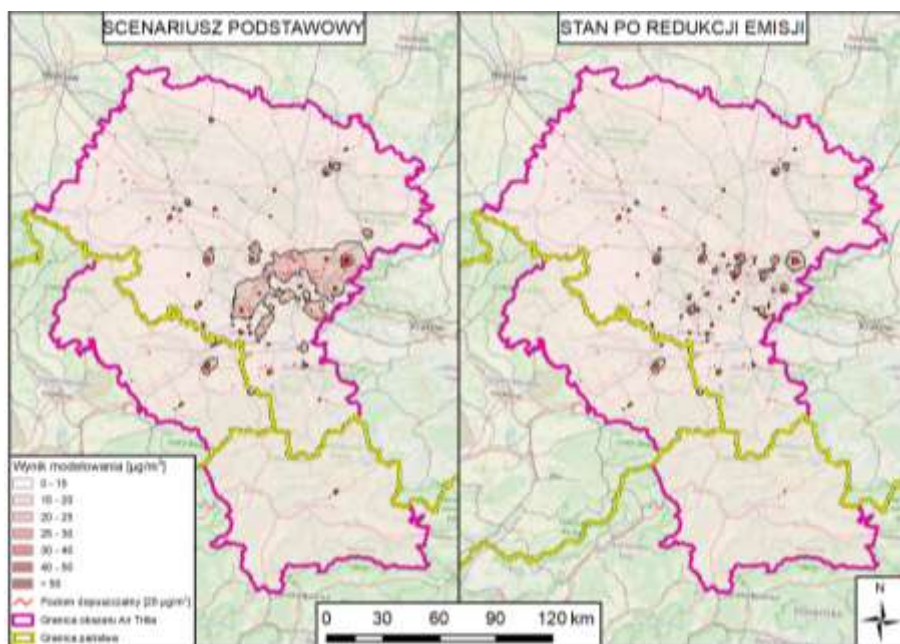
Uwaga: Mapa po lewej, o nazwie „Scenariusz zerowy”, pokazuje modelowane średniego rocznego stężenia PM_{10} ze źródeł przemysłowych na terytorium TRITIA z obecnymi emisjami (2015 r.), oraz z najbardziej niekorzystnymi rocznymi warunkami pogodowymi (2010). Mapa po prawej, nazwana „Stan po wdrożeniu działań”, pokazuje wynik modelu po wprowadzeniu BAT w wybranych źródłach przemysłowych w Polsce i na Słowacji.

Pokazuje modelowany wpływ wprowadzenia BAT w polskich i słowackich źródłach przemysłowych na ogólną sytuację zanieczyszczenia powietrza. Modelowane wyniki pokazują, że ta miara pozytywnie przyczyni się do zmniejszenia średnich rocznych stężeń PM_{10} w województwie śląskim.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 3.65 Wpływ zastosowania BAT na średnie roczne stężenia PM₁₀ na terytorium TRITIA



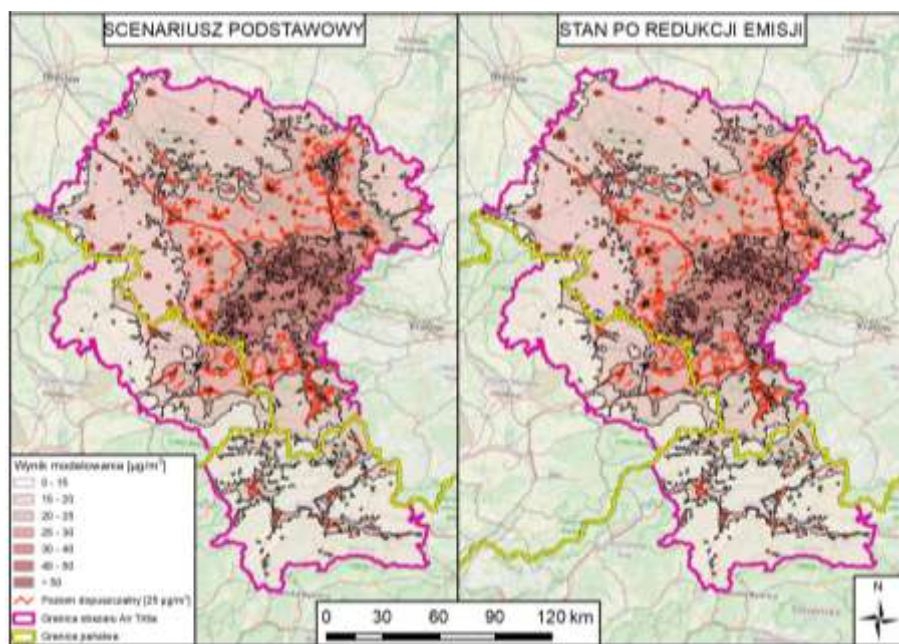
Rys. 3.66 Wpływ zastosowania BAT na średnie roczne stężenia PM_{2.5} ze źródeł przemysłowych

Zarządzanie jakością powietrza

Uwaga: Mapa po lewej, o nazwie „Scenariusz zerowy”, pokazuje modelowane średniego rocznego stężenia $PM_{2.5}$ ze źródeł przemysłowych na terytorium TRITIA z obecnymi emisjami (2015 r.), oraz z najbardziej niekorzystnymi rocznymi warunkami pogodowymi (2010). Mapa po prawej, nazwana „Stan po wdrożeniu działań”, pokazuje wynik modelu po wprowadzeniu BAT we wszystkich ważnych źródłach przemysłowych w Polsce i na Słowacji.

Środki mające na celu zmniejszenie emisji cząstek zawieszonych PM_{10} ze źródeł przemysłowych zostały również modelowane dla cząstek zawieszonych $PM_{2.5}$ z bardzo podobnymi wynikami. Analogiczne wnioski, jak w przypadku modelowania wpływu tych działań na średnie roczne stężenia PM_{10} , można również wyciągnąć dla frakcji $PM_{2.5}$. Modelowany wpływ środków redukcji zanieczyszczeń $PM_{2.5}$ ze źródeł przemysłowych pokazano na rys. 3.66.

Modelowany wpływ wprowadzenia BAT w polskich i słowackich źródłach przemysłowych na ogólną sytuację imisji $PM_{2.5}$ pokazuje rys. 3.67. Na podstawie modelowanych wyników ponownie widać, że ta miara pozytywnie przyczyni się do zmniejszenia średnich rocznych stężeń $PM_{2.5}$ w województwie śląskim.



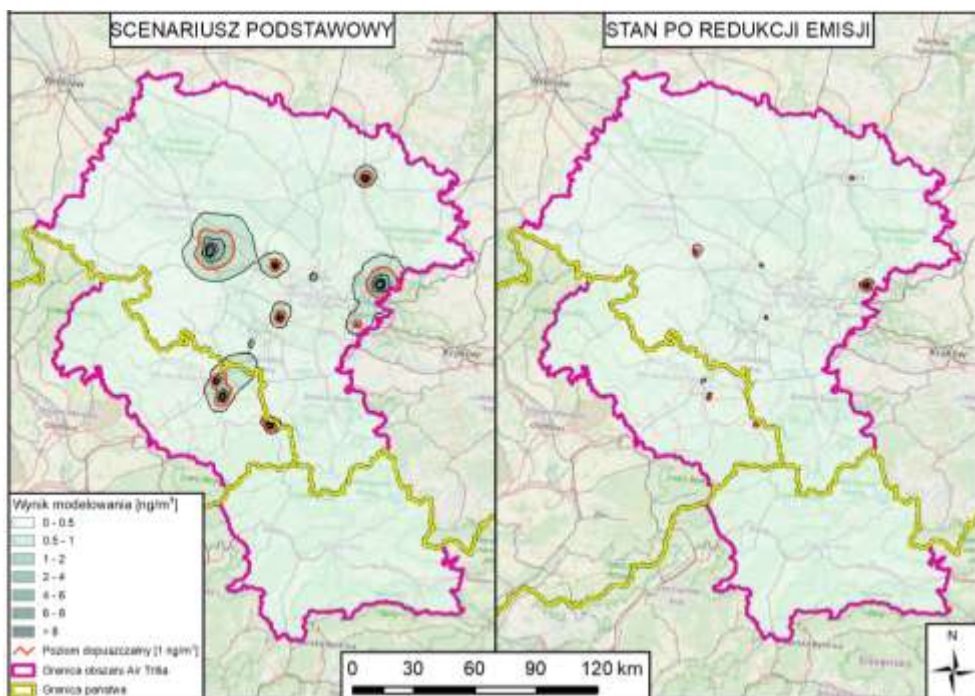
Rys. 3.67 Wpływ zastosowania BAT na średnie roczne stężenia $PM_{2.5}$ na terytorium TRITIA

Zarządzanie jakością powietrza

Redukcja zanieczyszczeń benzo(a)pirenem pochodzące z ze źródeł przemysłowych.

Wyniki modelowania średnich rocznych stężeń benzo(a)pirenu ze źródeł przemysłowych wykazały, że źródłem ponadnormatywnych zanieczyszczeń są koksownie (patrz rozdział 3.3). Dlatego w regionie TRITIA zmniejszono emisje benzo(a)pirenu dla wszystkich tych źródeł.

Obliczenia redukcji emisji benzo(a)pirenu z koksowni dokonano na podstawie inwentaryzacji (patrz rozdział 3.4). Współczynnik emisji związany z produkcją zastosowano dla wszystkich koksowni. Emisję właściwą oszacowano na $7,3 \text{ mg}\cdot\text{t}^{-1}$ [3.62], [3.82]. Polska koksownia Dębieńsko została całkowicie usunięta w celu redukcji, zamknięto ją w 2018r.



Rys. 3.68 Wpływ ograniczenia emisji z koksowni na średnie roczne stężenie B(a)P ze źródeł przemysłowych

Uwaga: Mapa po lewej, o nazwie „Scenariusz zerowy”, pokazuje modelowane średniego rocznego stężenia B(a)P ze źródeł przemysłowych na terytorium TRITIA z obecnymi emisjami (2010 r.), oraz z najbardziej niekorzystnymi rocznymi warunkami pogodowymi (2010). Mapa po prawej, zatytułowana „Stan po wdrożeniu działań”, pokazuje wynik modelu po redukcji emisji z koksowni.

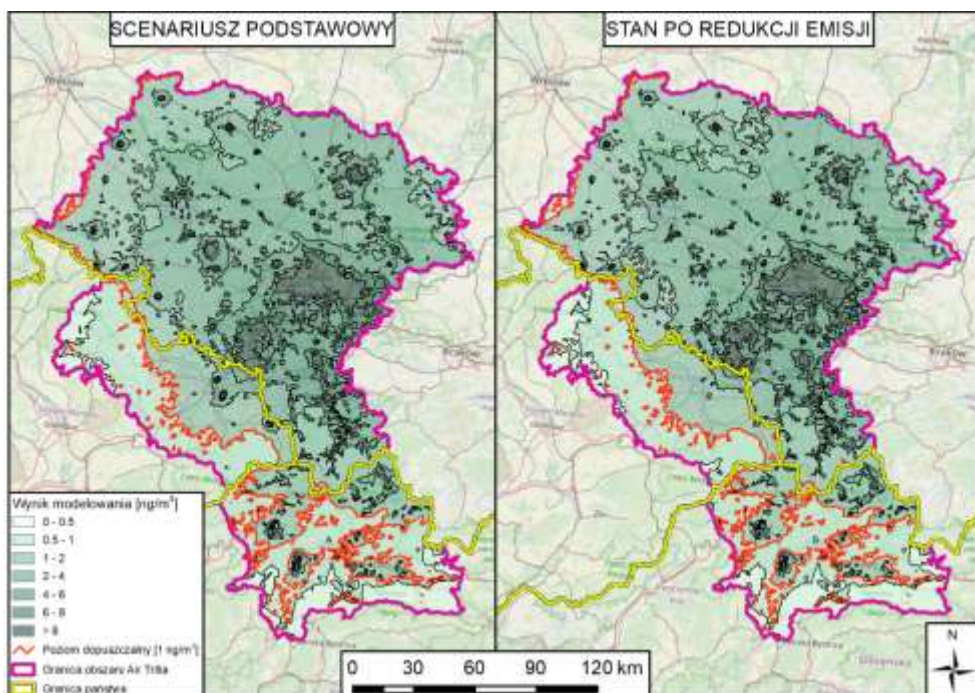
Zarządzanie jakością powietrza

Całkowita emisja benzo(a)pirenu z koksowni została zmniejszona w porównaniu do stanu z roku 2015 o 89% w województwie śląskim, 87% w Opolu i 86% w kraju morawsko-śląskim.

Wpływ redukcji emisji z koksowni został ponownie oceniony przy użyciu modelowania matematycznego średnich rocznych stężeń (patrz rozdział 4.5) przy użyciu scenariusza zerowego.

Podano wynik modelowania wpływu ograniczenia emisji z koksowni na średnie roczne stężenia benzo(a)pirenu ze źródeł przemysłowych.

Chociaż koksownie nie są dominującym źródłem benzo(a)pirenu pod względem ogólnej sytuacji imisji w regionie TRITIA, przyczyniają się do przekroczenia wartości docelowej w promieniu kilku kilometrów od instalacji, w zależności od wielkości produkcji i stanu technicznego.



Rys. 3.69 Wpływ zastosowania BAT na średnie roczne stężenia PM_{10} na terytorium TRITIA

Po proponowanym zmniejszeniu emisji benzo(a)pirenu we wszystkich koksowniach ich wpływ stałby się tylko lokalnym problemem pod względem sytuacji imisyjnej. Roczny limit imisji zostałyby przekroczone z

Zarządzanie jakością powietrza

powodu samego źródła, jednak tylko w bezpośrednim sąsiedztwie większych koksowni. W przypadku koksowni o niższych mocach produkcyjnych (koksownia Ostrava Svoboda i polski CARBO-KOKS) ich wpływ na środowisko zmniejszyły się w średnich rocznych stężeniach poniżej 1 ng.m^{-3} .

Wpływ redukcji emisji benzo(a)pirenu w polskich i czeskich koksowniach na ogólną sytuację zanieczyszczenia powietrza pokazano na rys. 3.69.

Z rys. 3.69 wynika, że przedstawione działania miałyby wyraźnie pozytywny wpływ na sytuację imisyjną w szerszym otoczeniu koksowni. Jednak ze względu na występowanie lokalnych kominków w średnich rocznych stężeniach benzo(a)pirenu obszar przekroczenia docelowej wartości dopuszczalnej dla benzo(a)pirenu pozostałby zasadniczo niezmieniony, ale znacznie zmniejszyłyby się w hot-spotach wokół koksowni.

3.4.5 Streszczenie, źródła przemysłowe

Przetwarzanie danych o przemysłowych źródłach zanieczyszczeń w regionie TRITIA, wykazało znaczne różnice w jakości inwentaryzacji źródeł na terytorium poszczególnych krajów. W niektórych przypadkach dane dotyczące emisji są niedostępne lub budzące wątpliwości. Parametry techniczne i lokalizacja źródeł są również niepełne. Z tego powodu zaleca się zwrócenie większej uwagi na gromadzone dane o emisjach w procesie zarządzania jakością powietrza w Polsce i na Słowacji.

Zgodnie z wynikami projektu, przemysłowe źródła zanieczyszczenia powietrza w regionie TRITIA przekraczają dozwolone roczne lub docelowe limity imisji, szczególnie lokalnie, nawet do kilku kilometrów w ich otoczeniu. Chociaż pod względem ogólnej sytuacji imisji w regionie TRITIA PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, NO_x i benzo(a)piren nie są dominującymi źródłami zanieczyszczeń, często ich wpływ zaznacza się w gęsto zaludnionych obszarach. Dlatego konieczne jest utrzymanie działań zmierzających do ograniczania ich emisji. Wyniki modelowania pokazują, że w celu ograniczenia lokalnych przekroczeń dopuszczalnych wartości PM i benzo(a)pirenu, w zależności od wielkości produkcji, stanu technicznego obiektu i stosowanej technologii, istotne jest nie tylko dostosowanie ich do BAT, ale także ograniczenie emisji do niższych limitów BAT.

3.5 Literatura

- [3.1] BRANIŠ, M., PIVNIČKA, K. 1994. Wprowadzenie do badań środowiska. Praga: Karolinum, 1994. 141 s. ISBN 80-7066-945-4.
- [3.2] BRANIŠ, M., HUNOVÁ, I. a kol. 2009. atmosfera i klimat. Aktualne problemy ochrony powietrza. Praga: Karolinum, 2009. 351 s. ISBN 978-80-246-1598-1.
- [3.3] Raport EPA 2018/11/29 Environmental indicator report 2018 > Environment and health > Outdoor air quality in urban areas
- [3.4] Air quality in Europe - 2018 report, EEA, EEA , European Environment Agency , ISBN 978-92-9213-989-6 , doi: 10.2800/777411
- [3.5] Statistical Atlas Eurostat regional yearbook 2018
- [3.6] Kraje Grupy Wyszehradzkiej. Wybrane wskaźniki zrównoważonego rozwoju agendy 2030, ISBN 978-80-8121-746-3, Urząd Statystyczny Republiki Słowackiej, 2019
- [3.7] ĎURČANSKÁ, D. a kol.: Ekologiczne aspekty transportu drogowego. Uniwersytet w Żylinie, EDIS - Centrum wydawnicze Uniwersytetu w Żylinie, 2015, ISBN 978-80-554-1000-5, 296 s.
- [3.8] GRICE, S. et al. 2009. Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe. In Atmospheric Environment [online]. 2009, vol. 43, issue 13
- [3.9] JANDAČKA, D. 2013. Wpływ transportu drogowego na obecność cząstek stałych: rozprawa doktorska. Żylinia: Uniwersytet w Żylinie, 2012. str. 134.
- [3.10] THORPE, A., & HARRISON, R. M., 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. In Science of the Total Environment, 400(1-3), 270-282.
- [3.11] BERKOWICZ, R., 1998 Street Scale Models. In Urban Air Pollution Aspects. Kluwer Academic Publishers, p. 223-251, ISBN 0-7923-5502-4
- [3.12] US EPA Environmental Protection Agency. 2019.
- [3.13] KIM, K., KABIR, E., & KABIR, S., 2015. A review on the human health impact of airborne particulate matter. In Environment International, 74, 136-143.
- [3.14] HOFMANN, Werner. Deposition and clearance of inhaled particles in the human lung. Lecture from Basic Aerosol Science: Summer School, 2015.

Zarządzanie jakością powietrza

- [3.15] Canadian Council of Ministers of the Environment, "What is Smog?", CCME.ca 28.09.2011. Dostępny na: http://web.archive.org/web/20110928160543/http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1257_e.pdf
- [3.16] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2016. Sygnały EEA 2016: W kierunku czystej i inteligentnej mobilności. Transport drogowy i środowisko w Europie. EEA, Kopenhaga, 2016. str.72
- [3.17] GRICE, S. et al., 2009. Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe. Atmospheric Environment. 43 (13), pp. 2154-2167
- [3.18] ĎURČANSKÁ, D. a kol.: Problemy środowiskowe jednostek osadniczych. Podręcznik uniwersytecki, Uniwersytet w Żylinie, EDIS – centrum wydawnicze Uniwersytetu z Żylinie 2019, 257 str., ISBN 978-80-554-1590-1.
- [3.19] JANDAČKA, D., ĎURČANSKÁ, D., BUJDOŠ, M. 2017. The contribution of road traffic to particulate matter in air pollution in the vicinity of an urban road. In Transportation research, Part D: Transport and environment. ISSN 1361- 9209, 2017, vol. 50, p. 397-408
- [3.20] Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe
- [3.21] NTZIACHRISTOS. L., SAMARAS, Z., 2000: COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors, version 2.1. , november 2000, EEA
- [3.22] EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook, EEA, edition 2002
- [3.23] Vyhláška MŽP ČR č. 330/2012 Sb. Dekret w sprawie metody oceny ewaluacji poziomu zanieczyszczenia, zakresu informowania społeczeństwa o poziomie zanieczyszczenia oraz w sytuacjach pojawienia się smogu
- [3.24] Dekret MŚ RS nr. 244/2016 Z.z. w sprawie jakości powietrza
- [3.25] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska i Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu.
- [3.26] Metodologia obliczania emisji cząstek stałych z zawieszenia w transporcie drogowym [online]. Praga: CENEST, s. r. o., prosinec 2015. 154 s.

Zarządzanie jakością powietrza

- [3.27] HAUCK, H. 1998. Revision of ambient air quality standards for PM Toxicol.
- [3.28] SOLOMON, P.A., FALL, T., SAMON, L., CASS, G.R., GRAY, H.A., DAVIDSON, A. 1989. Chemical characteristics of PM₁₀ aerosol collected in the Los Angeles area. J. Air Poll. Contr. Assoc.
- [3.29] CHOW et al. 1995. Source apportionment of wintertime PM₁₀ at San Jose, California. J. Environ. Enginner.
- [3.30] DANIS, M.L. 1974. Rubber dust from the normal wear of tyres. Rubber Chemistry and Technology.
- [3.31] ROGGE, V. F., HILDEMANN, L. M., MAZUREK, M.A., CASS, G. R. 1993. Sources of fine organic aerosol. 3. Road dust, tyre debris and organometallic brake lining. Dust: roads as sources and sinks. Environmental Science and Technology.
- [3.32] NICHOLSON, K. W. 1998. Review article: a review of particle resuspension. Atrmons. Environ.
- [3.33] FULLOVÁ, D. 2017. Wpływ składu mieszanki asfaltowej na mechaniczne oddzielanie cząstek stałych od drogi: rozprawa doktorska. Żylinia: SvF, Uniwersytet w Żylinie, 2017.
- [3.34] Strategia zarządzania jakością powietrza dla Europejskiego ugrupowania współpracy terytorialnej TRITIA na lata 2020–2040, projekt 2019
- [3.35] REPUBLIKA CZESKA. Ustawa nr 201/2012 Sb., o ochronie powietrza In: Sbíрка zákonů. 2. 5. 2012. ISSN 1211-1244.
- [3.36] REPUBLIKA SŁOWACKA. Ustawa o regularnych przeglądach systemów ogrzewania i klimatyzacji oraz o zmianie ustawy nr 455/1991 Zb. w sprawie licencjonowania handlu (ustawa o licencjach handlowych), z późniejszymi zmianami. In Słowacki Dziennik ustaw. 11. 10. 2012.
- [3.37] ČSN EN 303-5. Kotły do centralnego ogrzewania - Część 5: Kotły systemów centralnego ogrzewania na paliwo stałe, ręczne i automatyczne, o znamionowej mocy cieplnej nieprzekraczającej 500 kW - Terminologia, wymagania, badania i znakowanie. Praha: Komitet Normalizacji Technicznej, Metrologii i Testów Państwowych, 2013, 72. Znak referencyjny: 075303.
- [3.38] RZECZYPOSPOLITA POLSKA. Rozporządzenie Ministra Przedsiębiorczości i Technologii z dnia 21 lutego 2019 r. zmieniające

Zarządzanie jakością powietrza

- rozporządzenie w sprawie wymagań dla kotłów na paliwo stałe. In: Dziennik Ustaw. 25. 2. 2019. ISSN 0867-3411.
- [3.39] UNIA EUROPEJSKA. Rozporządzenie Komisji (UE) 2015/1189 z dnia 28 kwietnia 2015 r. wdrażające dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/125 / WE w odniesieniu do wymagań dotyczących ekoprojektu dla kotłów na paliwo stałe. In: Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. 21. 7. 2015. ISSN 1725-5074.
- [3.40] WOJEWÓDZTWO ŚLĄSKIE. Uchwała sejmiku nr V/36/1/2017 w sprawie wprowadzenia na obszarze województwa śląskiego ograniczeń w zakresie eksploatacji instalacji, w których następuje spalanie paliw. 7. 5. 2017. Dostępny na: <https://archiwum-bip.slaskie.pl/dokumenty/2017/04/10/1491823372.pdf>
- [3.41] WOJEWÓDZTWO ŚLĄSKIE. Uchwała sejmiku nr XXXII/367/2017 w sprawie wprowadzenia na obszarze województwa śląskiego ograniczeń w zakresie eksploatacji instalacji, w których następuje spalanie paliw. 26. 9. 2017. Dostępny na: <https://bip.opolskie.pl/wp-content/uploads/2017/09/367-uch-antysmogowa-1.pdf>
- [3.42] Dofinansowanie zakupu kotłów [online]. Praha: Państwowy Fundusz Ochrony Środowiska [patrz 13. 11. 2019]. Dostępny na: <https://www.sfzp.cz/dotace-a-pujcky/kotlikove-dotace/>
- [3.43] Czyste powietrze - Oddech dla Opola: Dotacje celowe ze środków budżetu Miasta Opola na realizację zadań z zakresu ochrony środowiska, w ramach "Programu czyste powietrze - oddech dla Opola"
- [3.44] Program CZYSTE POWIETRZE [online]. © 2019 WFOŚiGW w Katowicach [patrz 13. 11. 2019]. Dostępny na: <https://www.wfosigw.katowice.pl/program-czyste-powietrze.html>
- [3.45] Nowe Zielone Światło dla Oszczędności [online]. [online]. Praha: Państwowy Fundusz Ochrony Środowiska [patrz. 13. 11. 2019]. Dostępny na: <https://www.sfzp.cz/dotace-a-pujcky/nova-zelena-usporam/>
- [3.46] Przeznaczenie 35 milionów euro na bardziej ekologiczne ogrzewanie gospodarstw domowych [online]. © MŽP SR, 1. 10. 2019 [vid. 13. 11. 2019]. Dostępny na: <https://www.minzp.sk/spravy/2019/oktober/nakologickesie-vykurovanie-domacnosti-poputuje-35-milionov-eur.html>

Zarządzanie jakością powietrza

- [3.47] MODLÍK Miloslav, Aleš BUFKA, František HOPAN a Jiří HORÁK. Metodologia inwentaryzacji emisji ze spalania paliw w gospodarstwach domowych. Czeski Instytut Hydrometeorologiczny, b.d. 45 s.
- [3.48] MACHÁLEK, Pavel a Jiří MACHART. Skorygowany bilans emisji ogrzewania mieszkań małymi źródłami od 2006 r. Milevsko: Czeski Instytut Hydrometeorologiczny, 2009. 8 s.
- [3.49] AIR PROGRES CZECHOSLOVAKIA: Wyniki [online]. Wyższa Szkoła Górnicza - Uniwersytet Techniczny w Ostrawie i Uniwersytet w Żylinie, 2014. Dostępny na:
<http://apcs.vsb.cz/index.php?page=sekce/vysledky.php>
- [3.50] HOPAN, František a Jiří HORÁK. Raport nr 34/14: Obliczanie współczynników emisji zanieczyszczeń dla lat 2001–2013 i trzech wariantów dla 2022 r. na podstawie danych eksperymentalnych i statystycznych. Ostrava: Wyższa Szkoła Górnicza - Uniwersytet Techniczny w Ostrawie, Centrum badań energii. 5.5.2014. 13 s.
- [3.51] HOPAN, František a Jiří HORÁK. Raport nr 77/13 Metodologia określania „masy” rodzaju paliwa i rodzaju obiektu energetycznego spalania do obliczania współczynników emisji specyficznych emisji zanieczyszczeń. Ostrava: Wyższa Szkoła Górnicza - Uniwersytet Techniczny w Ostrawie, Centrum badań energii. 29.12.2013. 16 s.
- [3.52] REPUBLIKA SŁOWACKA. Ustawa nr 137/2010 o ochronie powietrza. In: Zbierka zákonov Slovenskej republiky. 8. 4. 2010. ISSN 2644-4674.
- [3.53] RZECZYPOSPOLITA POLSKA. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 roku w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu. In: Dziennik Ustaw. 18. 9. 2012. ISSN 0867-3411.
- [3.54] BUBNÍK, Jiří aj. SYMOS'97: SYMOS'97 -System modelowania stacjonarnego źródła: Podręcznik metodologiczny. Praha: Czeski Instytut Hydrometeorologiczny, 1998. 60 s.
- [3.55] Dodatek nr 1 do Podręcznika metodologicznego Wydziału Ochrony Powietrza Ministerstwa Środowiska Republiki Czeskiej w sprawie obliczania zanieczyszczenia powietrza ze źródeł punktowych, obszarowych i mobilnych „SYMOS'97” opublikowany w Dzienniku Ministerstwa Środowiska, tom 3, rocznik 1998, 15.4.1998. Dziennik

Zarządzanie jakością powietrza

- Ministerstwa Środowiska, 2003, rocz. XIII, nr. 4, s. 1-6. ISSN 0862-9013.
- [3.56] JUDA-REZLER, K., TOCZKO, B. (red.) 2016. Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu pyłem zawieszonym w Polsce, Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska, 2016. 279 s. ISBN 978-83-61227-73-1.
- [3.57] Główny Urząd Statystyczny: Zużycie energii w gospodarstwach domowych w 2015 r.
- [3.58] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Air quality in Europe – 2019 report. Copenhagen (Denmark): European Environment Agency, 2019. 99 s. ISBN 978-92-9480-088-6.
- [3.59] CABALA, Jerzy M.; CMIEL, Stanislaw R.; IDZIAK, Adam F. Environmental impact of mining activity in the Upper Silesian Coal Basin (Poland). *Geologica Belgica*, 2004.
- [3.60] KLUSÁČEK, P. Downsizing of bituminous coal mining and the restructuring of steel works and heavy machine engineering in the Ostrava region. *Moravian Geographical Reports*, 2005, 13.2: 3-12.
- [3.61] REPUBLIKA CZESKA. Ustawa nr 201/2012 Sb., o ochronie powietrza. In: *Sbírka zákonů*. 2. 5. 2012. ISSN 1211-1244.
- [3.62] UNIA EUROPEJSKA. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola, przekształcenie). In: *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*. 24. 11. 2010. ISSN 1725-5074.
- [3.63] REPUBLIKA CZESKA. Dekret nr 415/2012 Sb. w sprawie dopuszczalnego poziomu zanieczyszczenia i jego wykrywania oraz w sprawie wdrożenia niektórych innych przepisów ustawy o ochronie powietrza. In: *Sbírka zákonů*. 30. 11. 2012. ISSN 1211-1244.
- [3.64] Integrowany System Obowiązku Składania Informacji [online]. Ministerstwo Środowiska Republiki Czeskiej, 2019 [cit. 2019-11-06]. Dostępne online: <http://www.ispop.cz>
- [3.65] BUBNÍK, Jiří aj. SYMOS'97: System modelowania stacjonarnego źródła: Podręcznik metodologiczny. Praha: Czeski Instytut Hydrometeorologiczny, 1998. 60 s.
- [3.66] Dodatek nr 1 do Podręcznika metodologicznego Wydziału Ochrony Powietrza Ministerstwa Środowiska Republiki Czeskiej w sprawie obliczania zanieczyszczenia powietrza ze źródeł punktowych, obszarowych i mobilnych „SYMOS'97” opublikowany w *Dzienniku*

Zarządzanie jakością powietrza

- Ministerstwa Środowiska, tom 3, rocznik 1998, 15.4.1998. Dziennik Ministerstwa Środowiska, 2003, rocz. XIII, č. 4, s. 1-6. ISSN 0862-9013.
- [3.67] Emission Factors Documentation for AP-42, Section 12.2, Coke Production, Final report. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC 27709, červenec 2007. 244 s.
- [3.68] Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami [online]. Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy, 2019 [cit. 2019-11-06]. Dostępne online: <http://www.kobize.pl>
- [3.69] EUROPEJSKA KOMISJA GOSPODARCZA NARODÓW ZJEDNOCZONYCH. Konwencja w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości. (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution). Genewa, Szwajcaria. 13. 11. 1979.
- [3.70] AIR SILESIA: Wyniki [online]. Ostrava, 2013 [cit. 2019-11-06]. Dostępne online: http://www.air-silesia.eu/cz/a1170/V_stupy.html
- [3.71] European Pollutant Release and Transfer Register [online]. Copenhagen (Denmark): European Environment Agency, 2019 [cit. 2019-11-06]. Dostępne online: <https://prtr.eea.europa.eu/>
- [3.72] Załącznik 2: Metodologia obliczania udziału frakcji PM₁₀ i PM_{2,5} w emisji cząstek stałych oraz obliczania udziału emisji NO₂ v NO_x. Dziennik Ministerstwa Środowiska, 2013, roč. XIII, nr 8, s. 67-69.
- [3.73] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories. Copenhagen (Denmark): European Environment Agency, 2016. 24 s., 2 załączniki. ISBN 978-92-9213-806-6. Dostępne online: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>
- [3.74] MODLÍK, Miroslav. Współczynniki emisji metali ciężkich i TZO z procesów spalania. Praha: Czeski Instytut Hydrometeorologiczny, 2017. 15 s.
- [3.75] NEIS: Inwentaryzacja emisji średnich i dużych stacjonarnych źródeł zanieczyszczenia powietrza RS [online]. Słowacki Instytut Hydrometeorologiczny [cit. 2019-11-06]. Dostępne online: <https://neisrep.shmu.sk/>
- [3.76] REPUBLIKA SŁOWACKA. Ustawa nr 137/2010 Z. z. o ochronie powietrza In: Dziennik Ustaw RS. 8. 4. 2010. ISSN 2644-4674.

Zarządzanie jakością powietrza

- [3.77] REPUBLIKA SŁOWACKA. Ustawa nr 245/2003 Sb. o zintegrowanym zapobieganiu i kontroli zanieczyszczenia środowiska oraz o zmianie i uzupełnieniu niektórych ustaw. In: Dziennik Ustaw RS. 19. 6. 2003. ISSN 2644-4674.
- [3.78] RZECZYPOSPOLITA POLSKA. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 roku w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu. In: Dziennik Ustaw. 18. 9. 2012. ISSN 0867-3411.
- [3.79] REPUBLIKA CZESKA. Ustawa nr 76/2002 Sb., o zintegrowanym zapobieganiu In: Sbíрка zákonů. 5. 2. 2002. ISSN 1211-1244.
- [3.80] RZECZYPOSPOLITA POLSKA. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. In: Dziennik Ustaw. 18. 4. 2016. ISSN 0867-3411.
- [3.81] RZECZYPOSPOLITA POLSKA. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 sierpnia 2014 r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości. In: Dziennik Ustaw. 2. 9. 2014. ISSN 0867-3411.
- [3.82] Dokumenty referencyjne dotyczące najlepszych dostępnych technik (BREF) [online]. Ministerstwo Przemysłu i Handlu [cit. 2019-11-09]. Dostępny online: <https://www.mpo.cz/ippc/bref/--143226/>
- [3.83] BARON P. A., WILLEKE K: Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications , 2.nd edition, John Wiley & Sons, New York, 2001; Tranlation: P. Dohányosová, L. Kubincová, J. Smolík, J. Schwarz, V. Ždímal; Czech Aerosol Society, 2007

4 Modelowanie jakości powietrza

Istnienie wiarygodnej prognozy ruchu drogowego jest warunkiem prawidłowej oceny wpływu środków transportu. Istotną korzyścią jest możliwość porównania przyszłych scenariuszy z lub bez realizacji działań z obecną sytuacją.

4.1 Transport

Transport to zamierzony ruch (jazda, płynięcie, lot) środków transportu na drodze lub działalność środków transportu realizujących transport. Wynikiem transportu jest **przewóz** - faktyczne przemieszczenie rzeczy lub osób. Specyfika przewozu polega na tym, że jest on wykonywany materialnymi środkami (środkami transportu), ale sam w sobie ma charakter niematerialny. Przewóz jest usługą, której nie można określić ilościowo [4.1].

Podział transportu

Ruch środków transportu można podzielić według różnych aspektów. W poniższej części przedstawiono podział celów projektu AirTritia.

W zależności od przedmiotu transportu rozróżnia się:

- transport pasażerski,
 - indywidualny transport osobowy (motocykl, samochód osobowy),
 - transport publiczny (autobus, pociąg, samolot),
- transport towarowy.

Według zakresu:

- transport krajowy,
 - transport lokalny,
 - transport wewnątrzregionalny,
 - transport eksterytorialny,
- transport międzynarodowy (transport zagraniczny).

Zarządzanie jakością powietrza

Z punktu widzenia relacji drogi (trasy) konkretnego pojazdu do obszaru, poszczególne trasy dzielimy na [4.2]:

- **trasa źródłowa** - trasa pojazdu, która powstała w obszarze miejskim monitorowanej siedziby i jest kontynuowana poza granicą obszaru miejskiego,
- **trasa docelowa** - trasa pojazdu, która powstała poza granicą obszaru miejskiego monitorowanej siedziby i kończy się w obszarze miejskim monitorowanej siedziby,
- **trasa tranzytowa** - trasa pojazdu, która powstała przed granicą obszaru miejskiego monitorowanej siedziby i ma swoje przedłużenie poza granicami obszaru miejskiego - wjazd jednostki do poszczególnych stanowisk lub wyjazd ze stanowiska z poszczególnych stanowisk.

4.1.1 Model transportu

Model transportu jest próbą naśladowania rzeczywistego procesu transportu na podstawie znanych wzorców ustalonych na podstawie analizy. Modelowanie polega na kalibracji (testowaniu modeli) w celu osiągnięcia wystarczającej dokładności wyników modelu do rzeczywistości w sieci drogowej i walidacji (dokładności) modelu w opisie procesu transportu na monitorowanym obszarze. Najczęściej stosowany proces modelowania transportu obejmuje:

- **określenie popytu na transportu** natężenie ruchu źródłowego i docelowego na monitorowanym obszarze, natężenie ruchu tranzytowego - zaleca się wdrożenie kryteriów społeczno-ekonomicznych lub innych kryteriów opisowych, które wyjaśniają kryteria poszczególnych stref, np. podstawowe dane na temat gospodarstw domowych, osób w gospodarstwie domowym i podróży przebytych przez każdą osobę w dniu badania - tzw. mobilność ludności,
- **podział relacji na przemieszczanie** ukierunkowanie strumieni transportowych na monitorowanym obszarze - dla poszczególnych rodzajów transportu kierunek transportu wyznacza się osobno, dzieląc obszar na strefy transportowo-miejskie,

- **klasyfikacja relacji transportowej według użytych środków transportu** jest to podział strumieni transportowych - określenie udziału dróg, np. podział na transport indywidualny i masowy - podział pracy transportowej,
- **alokacja obciążenia** na trasy i odcinki sieci transportowych - celem jest zaprojektowanie optymalnej sieci poszczególnych systemów transportowych na okres projektu.

Hierarchia modeli

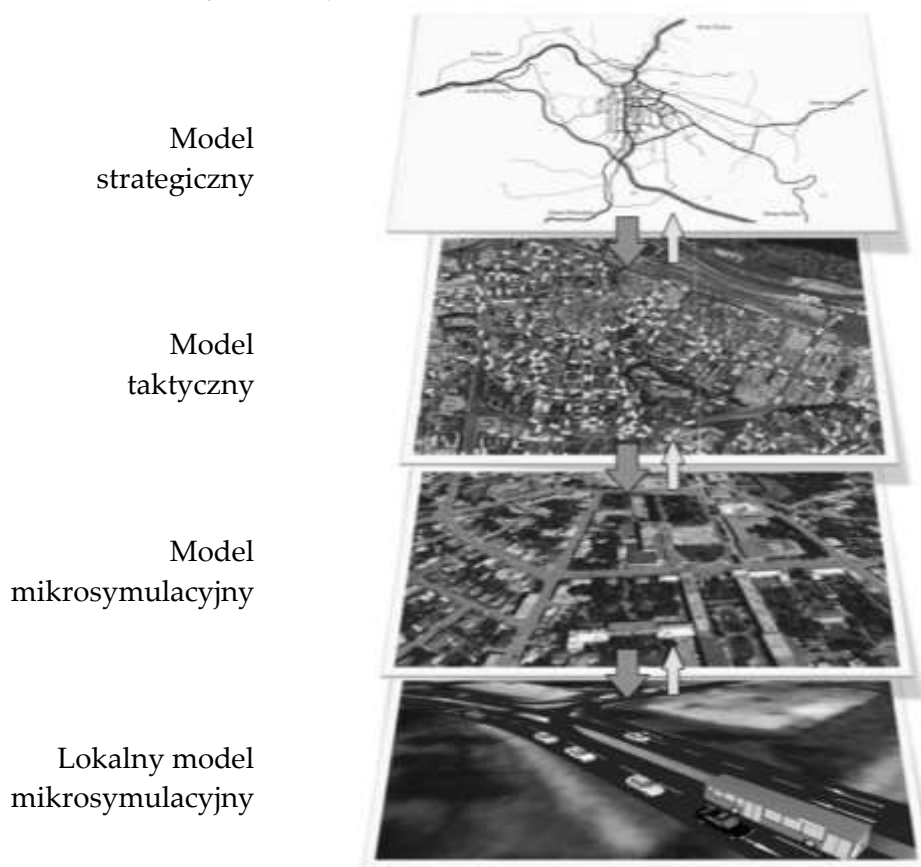
Modelowanie transportu odbywa się na różnych poziomach kompletności i zasięgu, od szerszego terytorium (regionów) do mikroskopijnych modeli określonych węzłów transportowych. Przykład hierarchii modelu transportu w kraju żylińskim pokazano na poniższym rysunku, który odzwierciedla potrzebę wymiany danych na różnych poziomach modeli transportu, zapewniając w ten sposób spójność danych. [4.4].

Model strategiczny (makroskopowy) - z reguły obejmuje bardzo duże obszary (kraje, regiony, miasta z obszarami zainteresowania i strefami zasięgu). Celem tego modelu jest modelowanie bilansu poszczególnych trybów transportu. Biorąc pod uwagę wielkość obszaru, sieć dróg jest modelowana na poziomie zagregowanym. Popyt na ruch jest zazwyczaj określany w oparciu o liczbę podróży poszczególnych obywateli, których ilości pochodzą z danych demograficznych (spis ludności, domów i mieszkań) oraz przeprowadzonych badań [4.4].

Model taktyczny (mezoskopowy) - ten typ modelu ruchu jest tworzony w celu przewidywania możliwych zmian w sieci transportowej. Wybór środków transportu nie jest specjalnie modelowany, ponieważ dane wejściowe modelu pochodzą z modelu strategicznego [4.4].

Model mikrosymulacyjny (mikroskopowy) - model symuluje ruch poszczególnych pojazdów w sieci drogowej poprzez precyzyjne określenie zachowania kierowców w ruchu drogowym. Z tego punktu widzenia jest to główna różnica w stosunku do modeli strategicznych, taktycznych i lokalnych, w których wszystkie pojazdy zachowują się jednakowo [4.4].

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 4.1 Hierarchia modeli transportu [4.4]

Lokalny model mikroskopowy - poziom modelu ruchu koncentruje się szczegółowo na dokładnym wyrażeniu przepustowości poszczególnych węzłów i skrzyżowań. Modele skrzyżowań koncentrują się głównie na geometrycznym rozmieszczeniu skrzyżowań lub sterowaniu ich sygnalizacją świetlną [4.4]

Podział modeli według natężenia i rodzaju ruchu

Model unimodalny - zajmuje się tylko jednym rodzajem transportu. Dotyczy np. modeli transportu drogowego lub publicznego. Przetwarzanie takiego modelu jest zwykle łatwiejsze ze względu na brak algorytmu decyzyjnego do wyboru środka transportu [4.3].

Model unimodalny umożliwia symulację zmian w kierowaniu natężenia ruchu w sieci transportowej, w tym oszacowanie obciążenia

ruchem. Brak wyboru środka transportu ogranicza możliwość przewidywania zmian popytu. Często brakuje modelu powstania i rozmieszczenia dróg, dlatego należy to zrekompensować obszernymi danymi empirycznymi dotyczącymi źródeł i miejsc docelowych dróg (matryca relacji przewozowych). Z tego powodu modele transportu publicznego lub drogowego nie są wykorzystywane w prognozach średnio- i długoterminowych. Model jest skalibrowany do aktualnego stanu popytu i podaży ruchu zgodnie z analizami dotyczącymi ruchu drogowego. Każda zmiana natężenia ruchu jest spowodowana jedynie zmianą trasowania dróg. Modele unimodalne mogą być stosowane w technologicznie zamkniętych środkach transportu, czyli w szczególnych przypadkach transportu drogowego, wodnego lub kolejowego. Ich stosowanie zaleca się tylko w przypadku mikrosymulacji lub modeli makroskopowych o zrównoważonym i stałym rozkładzie prac transportowych [4.3].

Modele multimodalne - oceniają więcej niż jeden rodzaj transportu i odzwierciedlają zmiany zapotrzebowania na transport wynikające z konkurencji między poszczególnymi rodzajami transportu. Przykładami są modele strategiczne, w których zakłada się wybór pomiędzy samochodem, transportem publicznym, spacerem lub jazdą na rowerze. Innym przykładem są modele transportu towarowego, w których oprócz transportu drogowego modeluje się również transport kolejowy lub wodny. Model multimodalny porównuje podaż poszczególnych rodzajów transportu za pomocą wskaźnika ogólnych kosztów podróży. W przypadku transportu pasażerskiego wskaźnik ten łączy dane dotyczące czasu podróży (zwykle obejmuje również oczekiwanie na połączenie i oczekiwanie na rozpoczęcie kolejnej czynności), przesiadki, opłaty za przejazd, opłaty za transport publiczny oraz opłaty i koszty transportu indywidualnego. W przypadku transportu towarowego w obliczeniach można uwzględnić wrażliwość towarów na czas i koszty, dostępność stacji przeładunkowej lub terminalu. Rezultatem jest kompleksowy wskaźnik, który pomaga uczestnikom ruchu w podjęciu decyzji o wyborze trasy, wyborze miejsca docelowego (destynacji) czy środka transportu. Na podstawie tych danych wejściowych model oblicza natężenie ruchu dla różnych rodzajów transportu i dzieli je między całkowitą ilość przewożonych osób i objętość towarów [4.3].

Zarządzanie jakością powietrza

Proces tworzenia modelu ruchu

Tworzenie modelu ruchu składa się z następujących etapów:

Definicja celu modelu ruchu - cel modelu ruchu opiera się na charakterystyce badania / analizy, dla której model jest tworzony. Charakter, zakres i złożoność modelu ruchu powinny odpowiadać celowi modelu. W tej początkowej fazie należy również wziąć pod uwagę przyszłe zastosowanie modelu ruchu, ponieważ model zwykle jest wykorzystywany nie tylko do jednego badania.

Struktura modelu (zasięg modelowanego obszaru, liczba i rodzaje transportu, z uwzględnieniem czasu, sposobu modelowania dróg, natężenia rozkładu ruchu) - w zależności od celu modelu wyprowadzane są szczegóły modelu i sposób modelowania ruchu.

Dane wejściowe - struktura modelu określa zakres i charakter niezbędnych danych wejściowych. Ich gromadzenie lub tworzenie musi nastąpić przed wdrożeniem samego modelu transportu. Gromadzenie i sporządzanie danych to najbardziej wymagająca część tworzenia modelu pod względem czasu i środków finansowych.

Kalibracja (precyzowanie) - kalibracja modelu jest wyspecjalizowaną czynnością podczas tworzenia modelu transportu. Utworzony model ruchu jest kalibrowany zgodnie z uzyskanymi empirycznie danymi. W niektórych przypadkach dobra znajomość lokalnych warunków może być bardzo przydatna dla kalibracji.

Walidacja (weryfikacja)- jest to proces testowania dokładności skalibrowanego modelu poprzez porównanie jego wyników z wynikami uzyskanymi przez gromadzenie danych w terenie. Testy są przeprowadzane na niezależnej próbie danych, przy czym dane użyte do walidacji różnią się od danych użytych do kalibracji. Wyniki walidacji stanowią kryterium jakości modelu i jako takie muszą zostać przedłożone użytkownikowi modelu. Dane walidacyjne są podobne do danych kalibracyjnych, ponieważ są wskaźnikami weryfikującymi strukturę i przestrzenny rozkład popytu na transport.

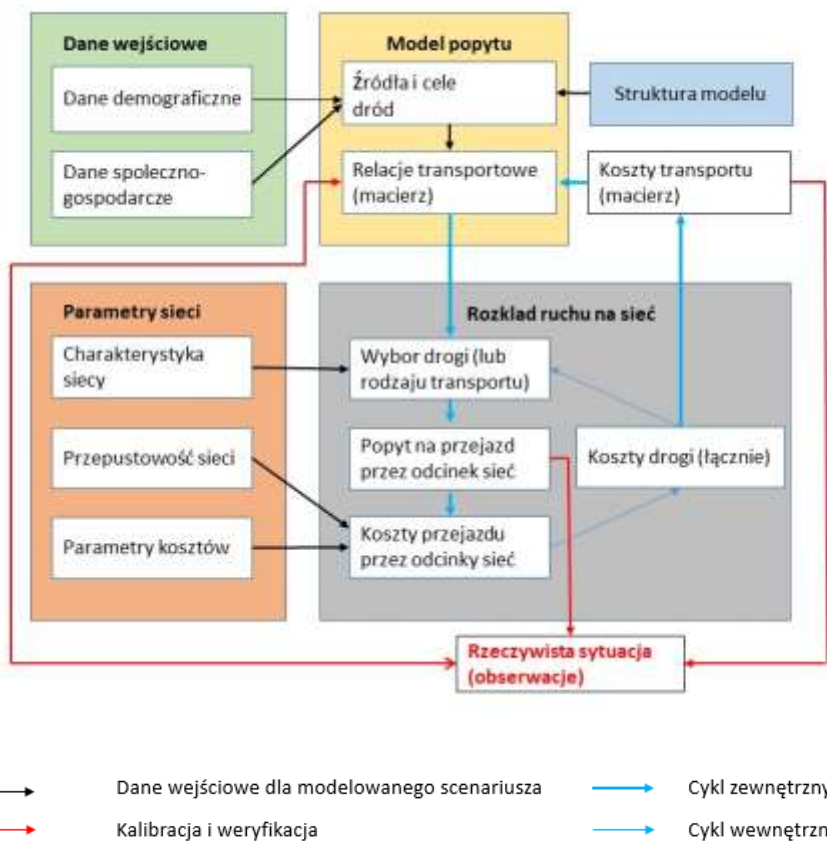
Prognozowanie (założenie) - podstawowym założeniem dla stworzenia prognozy rozwoju ruchu w przypadku scenariusza zerowego (rozwój sytuacji bez środków) lub scenariusza projektowego jest ważność

Zarządzanie jakością powietrza

(słuszność) modelu w odniesieniu do bieżącego stanu. Parametry wejściowe scenariuszy zerowego i projektowego muszą być zdefiniowane przez użytkownika lub przez zgłaszającego model we współpracy z twórcą, który uwzględnia te parametry (rozwój oferty transportowej i kosztów transportu, rozwój popytu na transport i podstawowe dane społeczno-gospodarcze) [4.3].

Struktura modelu ruchu

Na rysunku przedstawiono standardową strukturę modelu ruchu:



Zdroj: autor, Department for Transport, 2014a

Rys. 4.2 Struktura modelu ruchu [4.3]

Zarządzanie jakością powietrza

Czterostopniowy model ruchu

Najczęściej stosowana struktura tworzenia modelu ruchu w praktyce oparta jest na teorii czterostopniowego modelu ruchu.

1. generacja podróży (Trip Generation),
2. rozkład przestrzenny podróży (Trip Distribution)
3. podział zadań przewozowych (Mode Choice),
4. rozkład ruchu na sieć (Traffic Assignment).

Generacja podróży

Celem jest określenie osobno dla każdej strefy ruchu i każdego modelowanego okresu wielkości podróży rozpoczynających się i kończących się w danej strefie. Ilość rozpoczynających się podróży w danej strefie reprezentuje dostępność strefy. Ilość końcowych podróży w danej strefie reprezentuje atrakcyjność strefy.

Rozkład przestrzenny podróży

Celem jest stworzenie macierzy podróży dla każdej pary stref ruchu (z uwzględnieniem kierunku podróży), warstwy popytu i modelowanego okresu. Ogólnie rzecz biorąc, wraz ze wzrostem odległości (kosztów podróży) między potencjalnym źródłem a końcem podróży, maleje prawdopodobieństwo generowania podróży. Współczynnik tego prawdopodobieństwa jest określony przez tzw. funkcję zniechęcającą. Parametry funkcji zniechęcającej należy ustalić w taki sposób, aby modelowany rozkład przestrzenny podróży w zależności od ich długości odpowiadał ustaleniom empirycznym z badań, czy z innych źródeł.

Podział zadań przewozowych

Celem jest podział macierzy relacji podróży powstałych, jako część rozkładu podróży na osobne macierze dla różnych rodzajów podróży uwzględnionych w modelu ruchu. Wybór środka transportu ma zastosowanie w przypadku modeli multimodalnych. W przypadku modeli unimodalnych krok ten nie jest konieczny.

Rozkład ruchu na sieć

Podczas fazy rozkładu ruchu dochodzi do podziału relacji ruchu na określone trasy i odcinki sieci transportowej. Celem jest określenie popytu (obciążenia ruchem) i wysokości kosztów ogólnych dla poszczególnych odcinków sieci transportowej.

Parametry sieci transportowej

Zakres, szczegółowość i rodzaj infrastruktury transportowej uwzględnionej w modelu ruchu zależą od struktury modelu i rodzaju zadania, jakie ma spełniać dany model. Zasadniczo konieczne jest uwzględnienie infrastruktury transportowej dla wszystkich modelowanych rodzajów transportu lub rodzajów transportu, które zostaną przydzielone do sieci transportowej [4.3].

4.1.2 Wdrożenie wyników modelu ruchu

Projekt AIRTRITIA wykorzystuje dane wyjściowe z bazy danych obciążonej sieci drogowej modeli transportu częściowego. Do przetworzenia bazy danych transportu w ramach projektu wykorzystano liczne dokumenty.

Monitorowane funkcjonalne obszary miejskie zostały objęte modelami lokalnego ruchu w miastach:

- Żylna,
- Ostrawa,
- Opawa,
- Rybnik,
- Opole.

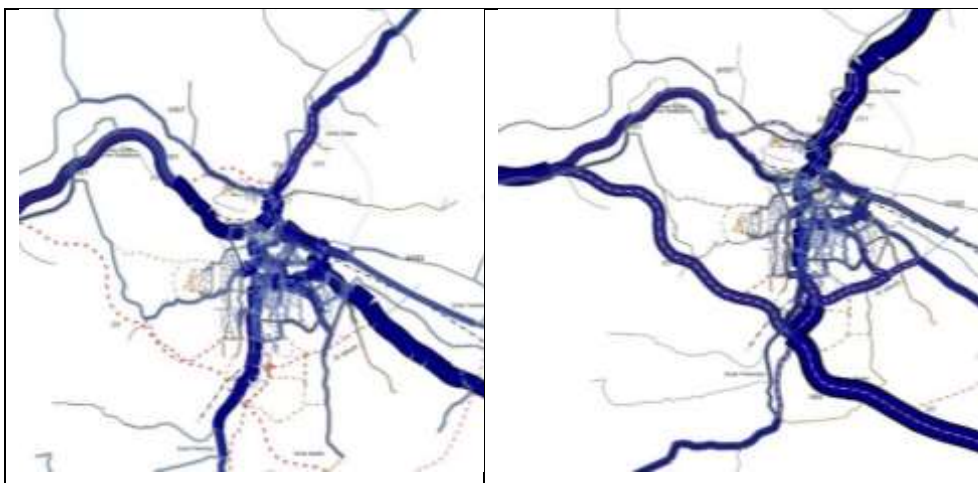
Żylna

Obecny stan infrastruktury drogowej na Żylinie charakteryzuje się stosunkowo gęstą siecią dróg, ale z niskim odsetkiem dróg wyższej klasy (autostrady i drogi ekspresowe). Łączna długość dróg w Żylinie wynosi 322,794 km według Bazy danych o drogach na dzień 1 stycznia 2018 r., co stanowi wzrost tylko o 11 km w ciągu ostatnich 10 lat. Z łącznej długości dróg 77,630 km tworzy klasa I, 53 806 km klasa II i 177,397 km klasa III. Autostrady tworzą jedynie 13,961 km.

Zarządzanie jakością powietrza

Ukończenie budowy autostrady D1 na odcinkach Hričovské Pohradie - Lietavská Lúčka - Dubná Skala i D3 na odcinku Budatín - Brodno stanowi dla transportu samochodowego istotny element rozwoju infrastruktury. Wszystkie odcinki są obecnie w budowie, lecz nie ma pewności, że zostaną ukończone w planowanym terminie. Po ich zakończeniu cały ruch tranzytowy miasta Žiliny zostanie przekierowany na wyżej wspomniane odcinki autostrad, co znacznie zmniejszy obciążenie podstawowej sieci komunikacji (skr. ZÁKOS) Równie istotnym elementem dla poziomu jakości sieci KM i jej skrzyżowań jest realizacja połączenia II / 583 do I / 18 w pobliżu Strečna.

Bardzo ważnym elementem infrastruktury drogowej jest pierwsza część IV. skrzyżowania o ruchu okrężnym jako przeniesienia I/64 z autostrady do drogi I/18 w miejscowości Šibenice. ZÁKOS należy rozszerzyć o przedłużenie ul. 1 maja aż po ul. Lavobrežnú z połączeniem i przebudową ul. Uhoľnej. Jednocześnie konieczne jest zajęcie się relokacją dworca autobusowego i stworzeniem zintegrowanego terminalu. Część tych działań jest już na etapie przygotowań.



Rys. 4.3 Model ruchu miasta Žilina - rok 2015 (po lewej) i 2045 (po prawej)

Podstawą rozwiązania transportowego w stanie perspektywicznym jest wdrożenie nadrzędnej sieci drogowej, tj. sieci autostrad z łącznicami autostradowymi i drogami łączącymi miejską sieć komunikacyjną z nadrzędną siecią drogową. System ten obejmuje proponowane zmiany i modyfikacje dróg klasy I oraz utworzenie czwartej obwodnicy miasta. Proponowany system transportu częściowo zmieni organizację ruchu w

Zarządzanie jakością powietrza

mieście, przekieruje ruch tranzytowy z wewnętrznej przestrzeni miasta i poprzez modyfikację istniejącego szkieletu transportu, a jego dodanie zgodnie z propozycją planu zagospodarowania przestrzennego miasta (ÚPN - M) zoptymalizuje ogólny stan transportu drogowego. System transportu proponuje uzupełnienie planu miasta o hierarchiczny system obszarów transportu statycznego, miejskiego i podmiejskiego transportu publicznego, tras rowerowych, tras spacerowych i obszarów. Sugeruje położenie i pojemność parkingów buforowych.

Przebudowa torów kolejowych, w szczególności przeniesienie placu rozrządowego, zwalnia ceną przestrzeń, którą można przeznaczyć do innych celów. ÚPN - M proponuje całkowitą przebudowę pasażerskiego dworca kolejowego.

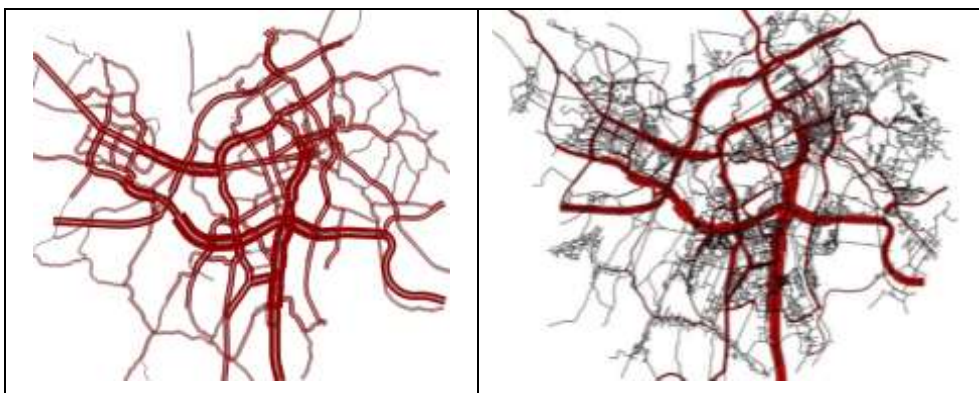
Przykład modelu ruchu w mieście Żylna przedstawiono na rys. 4.3.

Ostrawa

Ostrawa leży na skrzyżowaniu podstawowych szlaków komunikacyjnych (motyw tzw. „Krzyż Śląski”). Miasto połączone jest drogami I klasy w ośmiu kierunkach z głównymi celami aglomeracji. Istniejącą sieć drogową zostanie udoskonalona przez już częściowo zbudowaną autostradę D1, która prowadzi z Brna przez Ostrawę i łączy się z polską autostradą A1 prowadzącą przez Katowice do Gdańska (Helsinki). Na terenie Ostrawy istnieje ważnym węzeł kolejowy. W Ostrawie obsługiwany jest dalekobieżny i podmiejski transport kolejowy, zarówno pasażerski, jak i towarowy. Przez miasto przebiega kilka ważnych linii: linia ČD 270, będąca jest częścią trasy II i III tranzytowego korytarza kolejowego (Austria - RS - Polska i Niemcy - RC - Słowacja). Znaczne skrócenie czasu podróży między Pragą, Brnem i Ostrawą zapewni w przyszłości linia kolei dużych prędkości, która będzie konkurować z transportem drogowym czy nawet lotniczym. Region ostrawski ma szansę na rozwój kolejowego transportu towarowego, powstają tam nowe strefy przemysłowe. Transport publiczny jest w większości zapewniany przez Dopravný podnik (przedsiębiorstwo transportu publicznego) miasta Ostrawa. Dotyczy to eksploatacji tramwajów, trolejbusów i autobusów. Miejski transport publiczny oraz podmiejski transport autobusowy i kolejowy realizowane są w ramach zintegrowanego systemu transportowego ODIS w regionie kraju morawsko-śląskiego [4.6].

Zarządzanie jakością powietrza

Plan zagospodarowania przestrzennego miasta Ostrawa ma na celu budowę 330 km ścieżek rowerowych. Z czego obecnie dostępnych jest około 190 km. Priorytetem w nadchodzącym okresie jest przede wszystkim połączenie Ostrawy ze szlakiem Greenway Kraków-Morawa-Wiedeń poprzez budowę odcinka wzdłuż Odry. Trwają także przygotowania innych tras wzdłuż rzek Ostrawica, Opawa i Łucyna. Równie ważne jest uzupełnienie brakujących połączeń w obszarach miejskich i podmiejskich. Międzynarodowy port lotniczy Ostrawa im. Leoša Janáčka jest największym regionalnym portem lotniczym, który może przewozić ponad milion pasażerów rocznie. Zapewnia loty krajowe i międzynarodowe, posiada wyposażenie umożliwiające obsługę ładunków lotniczych, w tym sprzęt do magazynowania. Lotnisko jest dostępne dla ruchu drogowego, w tym środków transportu publicznego.



Rys. 4.4 Model ruchu miasta Ostrawa - rok 2015 (po lewej) i 2025 (po prawej)

W obliczeniach modelowych udział indywidualnego transportu samochodowego spada o 3% w porównaniu do 2014 r. W 2025 r. Stosunkowo znaczącym sukcesem jest niewielki wzrost udziału transportu publicznego [4.6].

Model ruchu miasta Ostrawy pokazano na rys. 4.4.

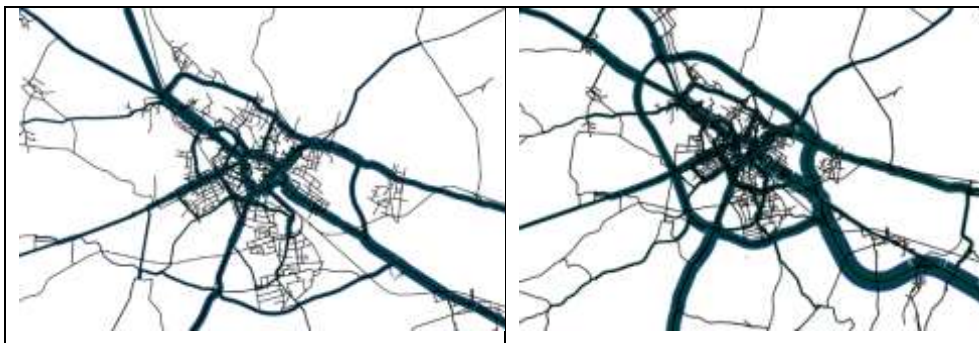
Opawa

Transport samochodowy jest integralną częścią naszego społeczeństwa, zarówno obecnie, jak i w najbliższej przyszłości. Oczekuje się, iż w Opawie nieznacznie wzrośnie popyt na transport samochodowy. Bez ukierunkowania ruchu, dojdzie do wzmocnienia negatywnego wpływu transportu na ludność, szczególnie w obszarze hałasu i poczucia zagrożenia.

Zarządzanie jakością powietrza

Natomiast emisje z transportu zostaną w przyszłości zmniejszone dzięki wyższej wydajności przyjaznych środowisku napędów samochodowych.

Koncepcja projektowa przewiduje definicję podstawowej sieci komunikacyjnej (ZÁKOS) 6, która przede wszystkim pełni funkcję transportową. Poza ZÁKOS zdefiniowane są drogi dojazdowe. Podział ten jest ważny dla projektowych elementów komunikacji i organizacji ruchu. Wybrane drogi dojazdowe w kompleksach mieszkalnych są przeznaczone do utworzenia stref 30.



Rys. 4.5 Model ruchu miasta Opawa -rok 2015 (po lewej) i 2045 (po prawej)

Priorytetem na 2020 r. jest budowa obwodnicy północnej i południowej, zmniejszenie liczby pasów ruchu na ulicach Těšínská i skrzyżowania Zámocký za pomocą znaków drogowych i drobnych zmian konstrukcyjnych na korzyść pasów dla ścieżek rowerowych. Jest to zmniejszenie liczby pasów ruchu na ulicy Praskova, w zgodzie z rozwiązaniem ruchu publicznego, rowerowego i pieszego. Kolejnym priorytetem jest budowa skrzyżowań o ruchu okrężnym lub sygnalizacji świetlnej na skrzyżowaniach zbiegu dróg. Konieczne jest rozwiązanie skrzyżowania Oblúková x Rybárska pod względem bezpieczeństwa ruchu i planowanego skrzyżowania Krnovská x Vančurova pod względem przepustowości sieci [4.7].

Model ruchu miasta Opawa pokazano na rys. 4.5.

Rybnik

Na obszarze aglomeracji Rybnik i jej terytorium funkcjonalnego są administracyjne (w rozumieniu administracyjnym) następujące trasy:

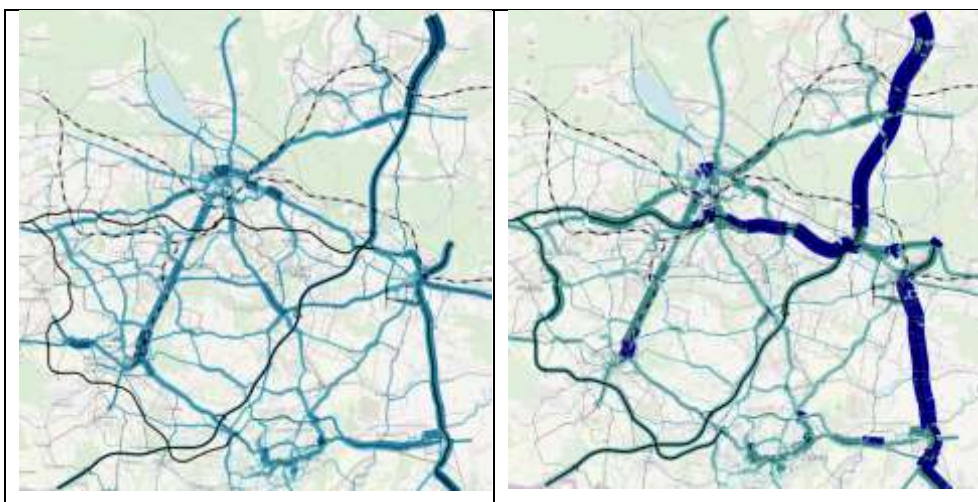
- Autostrada A1

Zarządzanie jakością powietrza

- Drogi krajowe nr 78 i 81
- Drogi wojewódzkie nr 920, 924, 925, 929, 930, 932, 933, 935, 936, 937 938.

Centrum Rybnika składa się z dróg lokalnych z sekcją 1x2 i dróg wewnętrznych (czarna i szara). Następujące ulice tworzą pierwszą autostradę miejską: Władysława Reymonta, Kotucza, Wyzwolenia oraz Sybiraków. Hierarchia systemu drogowego jest poprawna. Drogi zapewniają transport między rybnickimi podregionami, zapewniając ciągłość z drogami wyższych kategorii technicznych: głównymi (zwykle wojewódzkimi) i głównymi przyspieszonego ruchu (DK78) [4.9].

Przykład modelu ruchu miasta Rybnik pokazano na rys. 4.6.



Rys. 4.6 Model ruchu miasta Rybnik -rok 2015 (po lewej) i 2025 (po prawej)

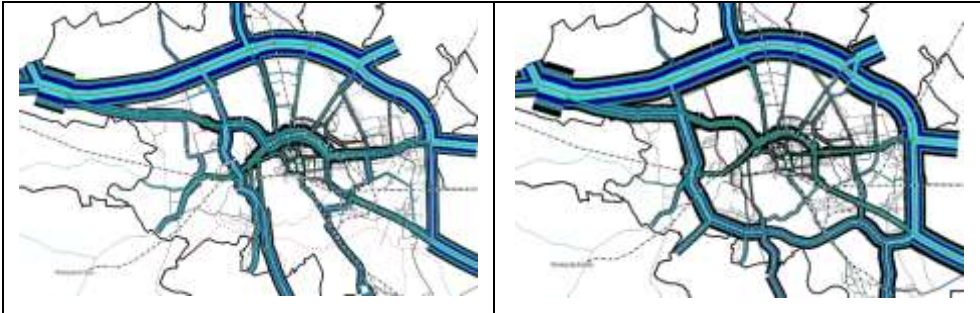
Opole

Większość ruchu w mieście Opole opiera się na indywidualnym ruchu samochodowym. Dlatego stan techniczny istniejących dróg oraz ruch uliczny w mieście są niezwykle ważne [4.8].

Przed 1 stycznia 2017 r. w granicach administracyjnych Opola istniały 3 drogi krajowe, 4 wojewódzkie, 7 dróg powiatowych i 575 dróg gminnych. Do głównych szlaków komunikacyjnych Opola należą następujące drogi krajowe i wojewódzkie: DK45, DK46, DK94C, DW414, DW423, DW435, DW454. Dodatkowy system sieci drogowej i transportowej miasta Opole składa się z międzynarodowych i krajowych dróg wojewódzkich, położonych w pobliżu miasta Opola:

Zarządzanie jakością powietrza

- Autostrada A4 - droga międzynarodowa i E40 łącząca południową część Polski z Niemcami i Ukrainą,
- Droga wojewódzka nr 429, używany przez linie autobusowe MZK łącząca Wawelno (DW 435) z DK45 przez Komprachcice i Prószków.



Rys. 4.7 Model ruchu miasta Opole - rok 2015 (po lewej) i 2045 (po prawej)

Przykład modelu ruchu w mieście Opole przedstawiony na rys. 4.7.

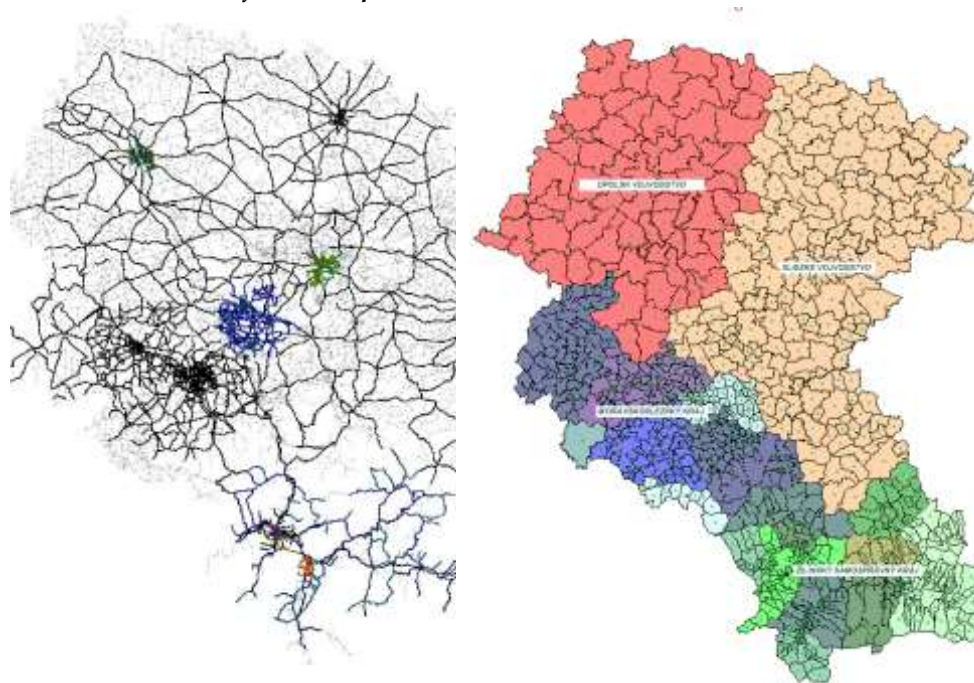
4.1.3 Baza danych dotyczących ruchu dla terytorium TRITIA

Przedstawione modele ruchu obejmują obszar, który charakteryzuje nie tylko samo miasto, ale także cały funkcjonalny obszar miejski. Modele zostały następnie połączone we wspólną sieć komunikacji drogowej ze wzajemnym powiązaniem odcinków. Wynikowy model ruchu drogowego przedstawiono na poniższym rysunku.

Na podstawie dokumentów sieci dróg GIS, w których zdefiniowano poszczególne odcinki sieci, przeanalizowano całe terytorium TRITIA . Odcinki określono na podstawie metodologii Krajowego Spisu Transportu Drogowego (SK, CZ, PL).

Model ruchu opracowano w programie PTV Visum. Program umożliwia szczegółowe przetwarzanie sieciowe terytorium, posiada ponadto kompleksowe funkcje analizy i prezentacji, interfejs do programu GIS i moduły programu do analizy oddziaływania na środowisko. Model ruchu obszaru modelowanego został opracowany osobno dla części słowackiej (model ruchu drogowego dla regionu samorządowego Żylina - ŽSK), osobno dla części czeskiej i polskiej (model ruchu drogowego dla regionu morawsko-śląskiego), a także dla poszczególnych miast.

Zarządzanie jakością powietrza

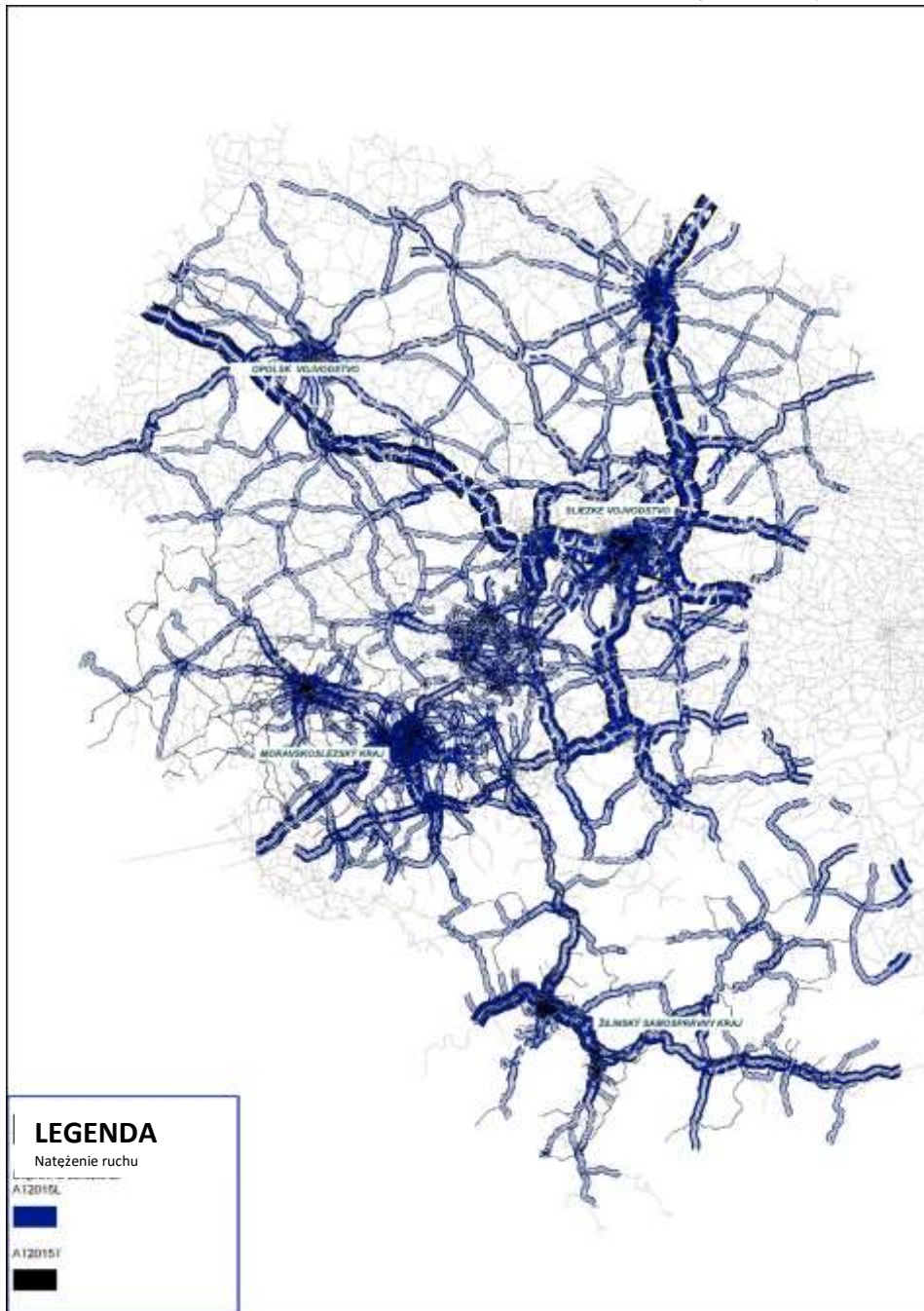


Rys. 4.8 Sieć dróg na danym obszarze

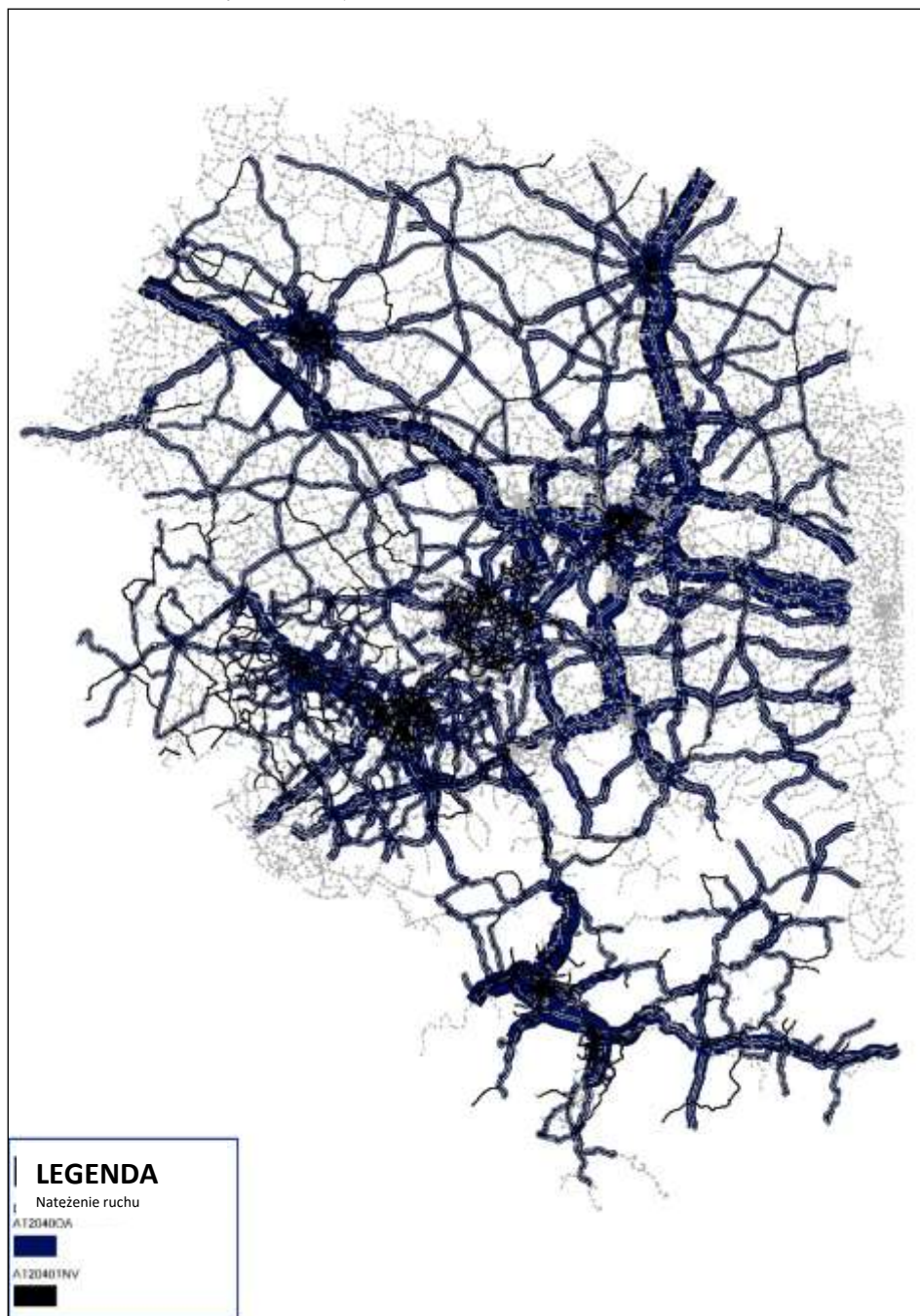
Po przetworzeniu wszystkich danych opracowano wynik (.shp), który importowano do modelu AQM. Dla każdej odcinka wyeksportowano następujące dane:

- natężenie transportu pasażerskiego [pojazd./24h],
- natężenie lekkiego transportu towarowego [pojazd./24h],
- natężenie transportu towarowego [pojazd./24h],
- natężenie ruchu autobusowego [pojazd./24h],
- prędkość [km/h],
- liczba pasów ruchu.

Końcowe wyniki obciążonej ruchem sieci drogowej pokazano na poniższych rysunkach, które przedstawiają dzienne obciążenie w 2015 i 2045 r.



Rys. 4.9 Dane dotyczące ruchu dla terytorium TRITIA, rok 2015



Rys. 4.10 Dane dotyczące ruchu dla terytorium TRITIA, rok 2045

4.2 Modelowanie jakości powietrza

Zgodnie z [4.11] model jest strukturą, reprezentacją lub opisem zaprojektowanym w celu zademonstrowania kształtu, struktury lub działania przedmiotu, urządzenia, systemu lub zjawiska.

Jak wynika z powyższej definicji, każdy model jest pewnego rodzaju uproszczeniem lub abstrakcją określonego przedmiotu lub zjawiska, która zachowuje wszystkie jego podstawowe właściwości dla danej problematyki, umożliwiając jej lepsze zrozumienie i badanie. Ogólna zasada wykorzystania „modeli” w odkrywaniu świata i nabywaniu umiejętności jest powszechnie stosowana nie tylko przez ludzi, ale także przez inne organizmy wyższe (np. upozorowane polowanie w przypadku kotowatych) i jest podstawowym i naturalnym sposobem poznawania świata.

Zastosowane modele można podzielić na dwie kategorie w zależności od sposobu ich wdrożenia:

- Modele fizyczne;
- Modele abstrakcyjne.

Modele fizyczne są zgodne z tymi modelami klasyfikacji, które przedstawiają badaną rzeczywistość za pomocą materialnych obiektów i urządzeń. Przykłady modeli fizycznych stosowanych w praktyce obejmują:

- Zabawki dla dzieci (np. lalka - model dziecka, samochodzik - model samochodu);
- obszary szkolenia wojskowego (model pola bitwy);
- symulatory (model statku kosmicznego, samolotu, samochodu itp.);
- globusy i mapy (modele świata) itp.

Modele abstrakcyjne odpowiednio reprezentują badaną rzeczywistość w postaci wzorów, algorytmów, diagramów itp. Podklasą modeli abstrakcyjnych są modele matematyczne, które wykorzystują wzory matematyczne i równania do reprezentowania rzeczywistych zjawisk. Modele matematyczne są coraz częściej stosowane w różnych dziedzinach działalności człowieka. Jako przykłady można podać:

- Fizykę (np. Prawo Archimedesesa, prawa Newtona, mechanika ciała sztywnego, mechanika kontinuum, równania Maxwella);

Zarządzanie jakością powietrza

- budowa maszyn i urządzeń;
- ekonomia (analizy rynku, prognozy rozwoju gospodarczego);
- socjologia (zachowania tłumu, modele behawioralne, modele interakcji społecznych);
- biologia (rozwój i interakcja populacji);
- ochrona środowiska (powodzie, erozja gleby, rozprzestrzenianie się szkodliwych substancji itp.).

4.2.1 Model rozpraszania AQMS

Model rozpraszania AQMS opiera się na matematycznym modelowaniu rozpraszania zanieczyszczeń powietrza. Jego celem jest modelowanie zależności między źródłami zanieczyszczenia powietrza a powierzchniowym rozkładem zanieczyszczenia powietrza w badanym obszarze.

Czynniki wpływające na dyspersję zanieczyszczeń w powietrzu

Czynniki wpływające na stężenie zanieczyszczeń można podzielić na trzy grupy:

- czynniki źródłowe;
- czynniki powietrzne;
- czynniki innego środowiska.



Rys.4.11 Dyspersja zanieczyszczeń powietrza [4.12]

Czynniki źródłowe:

Emisje pochodzące ze źródła w największym stopniu wpływają na stężenie zanieczyszczeń w powietrzu. Na rozkład stężeń mają wpływ cechy geometryczne źródła i właściwości fizyczne emisji. Charakterystyka geometryczna opisuje postać źródła. W przypadku modelowania źródła są reprezentowane przez punkty, linie, powierzchnie lub objętości.

Fizycznymi właściwościami emisji są w szczególności ilość ciepła zawartego w emisji, gęstość emisji, stan poszczególnych frakcji, wielkość i kształt cząstek. Ważnymi parametrami są również charakterystyki przepływu emisji ze źródła, takie jak średnia prędkość przepływu lub kierunek wydzielania [4.12].

Czynniki powietrzne:

Atmosfera jest dynamicznym środowiskiem, którego parametry zmieniają się w czasie i przestrzeni, niektóre w wysokim stopniu losowości. Temperatura powietrza, wiatr, opady atmosferyczne i wilgotność powietrza są głównymi czynnikami wpływającymi na rozpraszanie zanieczyszczeń w powietrzu.

Atmosfera nagrzewa się od słońca. Jednak promieniowanie słoneczne bezpośrednie tylko w nieznacznym stopniu nagrzewa atmosferę. Powietrze jest ogrzewane głównie przez promieniowanie słoneczne pośrednie, przez kontakt z powierzchnią ziemi, którą ogrzewa promieniowanie słoneczne. Poszczególne cząstki powietrza mogą przenosić ciepło do wyższych warstw atmosfery. Dla rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze istotna jest stratyfikacja termiczna lub zależność temperatury powietrza od wysokości [4.12].

Wiatr jest podstawowym elementem meteorologicznym opisującym przepływ powietrza w określonym punkcie atmosfery w danym czasie w odniesieniu do powierzchni Ziemi. Wiatr jest środkiem transportu wody i innych substancji w atmosferze, w tym zanieczyszczeń. W zależności od ukształtowania terenu kierunek i prędkość wiatru mogą się znacznie różnić nawet na niewielkich odległościach [4.12].

Opady atmosferyczne mają pozytywny wpływ na zmniejszenie stężenia zanieczyszczeń w powietrzu. Ich wkład w eliminację zanieczyszczeń z atmosfery można pozytywnie ocenić, jednak bezpośrednią

Zarządzanie jakością powietrza

negatywną konsekwencją tego procesu jest powstawanie tzw. kwaśnego deszczu. W przypadku substancji gazowych prędkość ich wymywania zależy od ich właściwości chemicznych. Mniejsze cząstki aerozolu są lepiej absorbowane przez śnieg, większe przez deszcz [4.12].

Inne czynniki:

Do innych czynników, które mają wpływ na dyspersję zanieczyszczeń należą teren i sytuacja topologiczna. Ukształtowanie terenu ogranicza przepływ, a sytuacja topograficzna wpływa na przepływ w warstwie granicznej głównie ze względu na rozmiar i rodzaj chropowatości powierzchni [4.13].

4.2.2 Modele matematyczne przeznaczone dla ochrony powietrza

Istnieje wiele modeli matematycznych stosowanych w dziedzinie ochrony powietrza. Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (US EPA) dzieli modele matematyczne na następujące kategorie:

- modele empiryczne;
- modele statystyczne (stochastyczne);
- modele Gaussa;
- modele numeryczne [4.14].

Modele empiryczne to klasa modeli, która opiera się na abstrakcji zarejestrowanego zachowania badanego zjawiska w zależności od okoliczności, dlatego są tworzone na podstawie doświadczenia - empiryzmu. Modele empiryczne znajdują zastosowanie w dziedzinie ochrony powietrza głównie jako modele prognostyczne. Modele te są zwykle oparte na sieciach neuronowych [4.15, 4.16], analizie szeregów czasowych [4.17, 4.18] lub regresji [4.19]. Zaletą modeli empirycznych jest ich względnie niewielkie wymaganie dotyczące danych wejściowych. Ich wadą jest przede wszystkim związek z danymi wejściowymi, gdzie zależności matematyczne w modelu zależą od danych wejściowych. Dlatego wynikowe sformułowanie matematyczne modelu empirycznego jest unikalne dla każdej lokalizacji.

Modele statystyczne (stochastyczne) opierają się na założeniu, że obserwowane zjawiska mają charakter zmiennej losowej. Ta zmienna losowa może zostać rozłożona na część deterministyczną i część losową

(szum). Celem obliczeń modelu jest rozdzielenie tych dwóch składników za pomocą odpowiednio dobranych metod statystycznych. Modele statystyczne są stosowane głównie w dziedzinie ochrony powietrza jako tak zwane modele receptorowe. Modele receptorowe służą do wykrywania czynników chorobotwórczych w miejscu pomiaru (receptora). [4.20, 4.21] Ograniczeniem modeli receptorów jest to, że analizują one tylko miejsce pomiaru.

Modele gaussowskie zakładają transport emisji ze źródła ciągłego w stałym jednorodnym polu prędkości wiatru bez przestrzennych warunków ograniczających. Sam transport odbywa się w kierunku wiatru przez konwekcję oraz w kierunkach prostopadłych do niego przez dyfuzję, która jest spowodowana turbulencjami w atmosferze i jest wyrażana statystycznie za pomocą normalnego rozkładu (Gaussa). Przestrzenne warunki ograniczające, zwłaszcza wpływ nierówności terenu, są uwzględnione w modelu za pomocą współczynników korekcyjnych. Najbardziej znanymi modelami tego typu są CALINE3 [4.22] i ADMS-Urban [4.23].

Modele Puff są wyższą wersją modeli Gaussa. Różnica polega na usunięciu założenia o stałym wycieku emisji ze źródeł. Wręcz przeciwnie, zakładają one, że emisje są uwalniane ze zmienną intensywnością emisji, przy stałych wartościach strumienia emisji w określonych odstępach czasu. Przykładem modelu puff jest model CALPUFF [4.24] i RIMPUFF [4.25].

Modele numeryczne oparte są na numerycznym rozwiązaniu równań opisujących przepływ powietrza. Przy założeniu znajomości pola prędkości wiatru można obliczyć numerycznie ruch poszczególnych cząstek zanieczyszczeń. Ta kategoria modeli nosi nazwę modeli Langrange'a (np. [4.26]). Drugą możliwością jest włączenie równania transportu dla zanieczyszczenia lub zanieczyszczeń bezpośrednio do układu równań opisujących przepływ powietrza i rozwiązanie tych równań przy użyciu odpowiedniego kodu CFD (Computational Fluid Dynamics) [4.27].

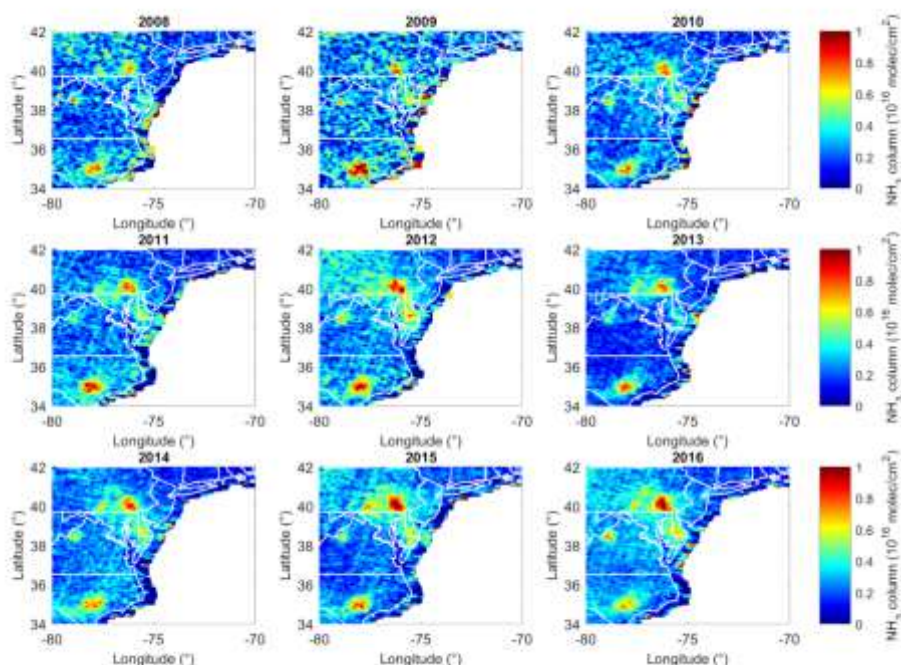
4.2.3 Modele oceny jakości powietrza na dużych obszarach

Do oceny jakości powietrza na świecie stosuje się kilka różnych modeli:

- Modele oparte na teledetekcji;

Zarządzanie jakością powietrza

- modele oparte na interpolacji danych pochodzących z monitoringu emisji;
- modele oparte na analizie przestrzennej;
- modele dyspersji zanieczyszczeń powietrza.



Rys. 4.12 Rozwój stężeń NH_3 we wschodnich Stanach Zjednoczonych, źródło NASA 4. [4.28]

Do oceny obecnego stanu powietrza można wykorzystać zdjęcia satelitarne Ziemi w skali globalnej. Zarówno NASA [4.28], jak i ESA [4.29] działają na orbicie ziemskich satelitów teledetekcyjnych, które mierzą poziomy pył zawieszonych, tlenków azotu, dwutlenku siarki, tlenku węgla, metanu, amoniaku lub ozonu w warstwie przyziemnej.



Rys. 4.13 Stężenie NO_2 na obszarach miejskich, źródło ESA [4.29]

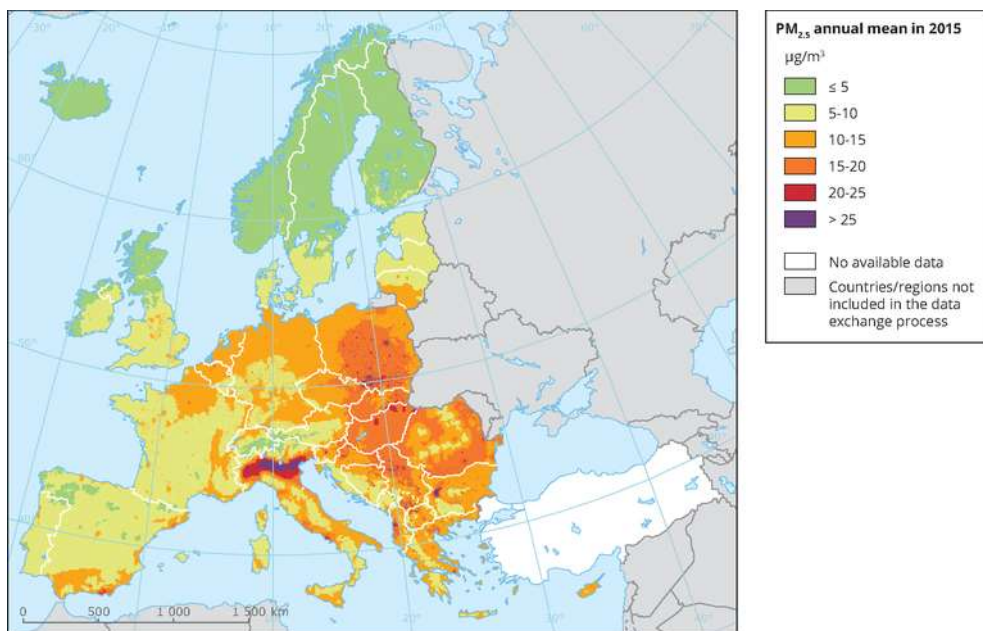
Modele oparte na interpolacji danych z monitorowania zanieczyszczenia powietrza oparte są na pomiarach w sieci monitorowania zanieczyszczenia powietrza, tj. pomiarach punktowych. Wartości stężeń zanieczyszczeń uzyskane w stacjach pomiarowych zanieczyszczenia powietrza podlegają interpolacji się na całym obszarze zainteresowania za pomocą odpowiednio dobranej metody interpolacji, zwanej najczęściej Krigingiem. [4.30, 4.31, 4.32]. Zaletą tej procedury są jej niskie wymagania obliczeniowe i niskie dane wejściowe do obliczeń. Główne wady tej procedury obejmują w szczególności to, że nawet stosunkowo bliskie stacje monitorowania zanieczyszczenia powietrza mogą znacznie różnić się swoim charakterem (stacje w tle, stacje ruchu, stacje przemysłowe itp.), a tym samym ich reprezentatywnością przestrzenną. Nierozważne zastosowanie może prowadzić do mylących wyników, w których pomijane są obszary o wysokich stężeniach zanieczyszczeń, jedynie dlatego, że w okolicy nie ma stacji pomiaru zanieczyszczenia powietrza lub wręcz przeciwnie, zjawisko lokalnego znaczenia (rzędu setek metrów na kilometry) dla dużych obszarów jest uwidocznione przez interpolację.

W celu przewyciężenia tych wad metody interpolacji autorzy badań uwzględniają inne czynniki, które mają niekwestionowany wpływ na stężenia zanieczyszczeń. Obliczenia obejmują dane dotyczące lokalnych znaczących źródeł emisji, statystycznego rozkładu kierunku wiatru,

Zarządzanie jakością powietrza

pokrycia terenu i innych. Obliczenia są następnie realizowane w formie analizy przestrzennej. Dla tego typu modelu powstał termin Land Use Regression Models (LUR) [4.33, 4.34, 4.35].

Ostatnią, ale prawdopodobnie najczęściej stosowaną metodą jest modelowanie dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu. Ze względu na ich złożoność obliczeniową nie stosuje się tutaj modeli Eulera opartych na numerycznym rozwiązaniu równań przepływu płynu. Do tego typu modelowania stosuje się prostsze modele Lagrange'a [4.36, 4.37] lub Gaussa [4.38]. Modele typu Lagrange'a są zwykle powiązane z wybranym modelem prognozy meteorologicznej, który zapewnia modelowi Lagrange'a dane dotyczące pola prędkości wiatru.



Rys. 4.14 Średnie roczne stężenia PM_{2.5} w UE w 2015 r. [4.39]

Zasadniczym ograniczeniem stosowania modeli dyspersji do modelowania na dużych obszarach jest wysoka złożoność obliczeniowa zastosowanych modeli, dlatego stosowana jest tylko stosunkowo zgrubna sieć obliczeniowa z krokiem rzędu kilometrów lub dziesiątek kilometrów.

4.2.4 Model SYMOS'97

System modelowania źródeł stacjonarnych został opublikowany w 1998 r. w Dzienniku Urzędowym Ministerstwa Środowiska [4.40].

Metodologia opisuje model gaussowski model rozproszenia dymu, 3 klasy prędkości wiatru i klasyfikację stabilności według Bubnika i Koldowskiego, czyli 5 klas stabilności. Metodologia umożliwia obliczenie zanieczyszczenia powietrza substancjami gazowymi i pyłami ze źródeł punktowych, liniowych i obszarowych. Oblicza zanieczyszczenie z wielu źródeł, określa charakterystykę zanieczyszczenia w gęstej geometrycznej sieci punktów odniesienia i w ten sposób umożliwia określenie podstawy ilustracyjnego przetwarzania kartograficznego wyników obliczeń. Obliczenia uwzględniają zarówno depozycję na sucho i mokro oraz transformację zanieczyszczeń przy użyciu jednego współczynnika tłumienia.

Metodologię SYMOS'97 uzupełniono o dwie specjalne procedury obliczania zanieczyszczenia powietrza - w inwersjach i bezwietrznych warunkach oraz w określaniu rozpraszania emisji emitowanych z chłodni kominowych elektrowni ciepłych. Te dwie procedury nie są powszechnie stosowane w praktyce.

4.2.5 Systemy informacji geograficznej

Systemy informacji geograficznej (GIS) to technologia informacyjna z powodzeniem stosowana w wielu dziedzinach działalności człowieka, gdzie jest niezwykle skutecznym narzędziem do pozyskiwania, zarządzania, analizy i prezentacji danych przestrzennych.

- W praktyce istnieje pewna dwuznaczność w znaczeniu terminu GIS. Pojęcie GIS może bowiem mieć kilka znaczeń. Dokładniejszy opis terminu GIS jest możliwa dzięki analizie terminu Systemy informacji geograficznej:
- Geo oznacza, że GIS działa z danymi i informacjami związanymi z Ziemią, dla których znana jest jego lokalizacja w przestrzeni kosmicznej. Jednak ten związek z powierzchnią Ziemi jest restrykcyjny. Z tego powodu w niektórych definicjach słowo geograficzne zastępuje się bardziej ogólnym terminem przestrzennym.
- Pod kątem graficznym oznacza to, że GIS wykorzystuje środki do graficznej prezentacji danych i wyników analizy oraz graficznej komunikacji z użytkownikiem.
- Informacje oznaczają, że gromadzenie, przechowywanie, analiza i synteza danych mogą być przeprowadzane za pomocą GIS w celu

Zarządzanie jakością powietrza

uzyskania nowych informacji potrzebnych do podejmowania decyzji, zarządzania, planowania, modelowania itp.

- System oznacza, że GIS reprezentuje integrację zasobów technicznych i programowych, danych, przepływów pracy, personelu, użytkowników itp. w jednym urządzeniu [4.41].

GIS odnosi się również do programów, które umożliwiają tworzenie, analizę i / lub prezentację danych przestrzennych.

Wzajemne połączenie modeli matematycznych i GIS

Modele matematyczne rzeczywistych zjawisk można uznać za szczególny rodzaj technologii geoinformacyjnych. Wynika to z faktu, że modele te działają z danymi przestrzennymi. Z tego powodu jest w zasadzie możliwe wykorzystanie GIS do rozwiązania trzech podstawowych obszarów problemów związanych z modelowaniem matematycznym, które muszą zostać rozwiązane przy każdej realizacji modeli w programie. Są to:

- Przygotowanie danych wejściowych.
- Reprezentacja danych oraz algorytmizacja modelu.
- Wizualizacja i analiza wyników modelowania.

Środki oferowane przez GIS można z powodzeniem wykorzystać do rozwiązania każdego problemu. W zależności od stopnia wykorzystania GIS w rozwiązywaniu wyżej wymienionych problemów związanych z modelowaniem matematycznym, wzajemne połączenie modeli matematycznych z GIS można podzielić na trzy poziomy:

- GIS służy do wizualizacji i analizy wyników modelowania.
- GIS służy również do przygotowania danych wejściowych.
- Cały proces modelowania jest realizowany w GIS.

W pierwszym przypadku zasoby GIS są wykorzystywane zasadniczo jako „usługa zewnętrzna” w nawiązaniu do samego modelowania. Niektóre komercyjne rozwiązania programowe wykorzystują zredukowaną wersję oprogramowania GIS do wyświetlania wyników modelowania jako dodatkowego modułu programu.

Dzięki zastosowaniu GIS podczas przygotowania danych wejściowych do modelowania, skupienie procesu modelowania przenosi się

Zarządzanie jakością powietrza

na stronę GIS, stwarza to sytuację odmienną od pierwszego przypadku, w którym większa część procesu modelowania jest wykonywana w środowisku GIS, a model realizowany w inny sposób jest tutaj wykorzystywany jako „czarna skrzynka” obliczająca wyniki na podstawie przygotowanych danych wejściowych.

W przypadku rozległej klasy modeli podczas wykonywania obliczeń właściwe lub bezpośrednio konieczne jest stosowanie analiz przestrzennych. W takich przypadkach konieczny jest wybór między realizacją modelu matematycznego w GIS a bezpośrednim zaprogramowaniem niezbędnych analiz przestrzennych. Główne zalety korzystania z GIS polegają na tym, że istnieją ogólne i łatwe w użyciu reprezentacje danych o realnych zjawiskach, a szeroki zakres narzędzi analitycznych (zwykle bardzo skutecznych) jest wstępnie przygotowany do tych reprezentacji danych. Wadą korzystania z GIS jest głównie stosunkowo wolne wyliczanie wyrażeń matematycznych w porównaniu do powszechnie używanych programów lub języków programowania (np. Matlab, Fortran lub C ++).

Rozwój połączeń modeli matematycznych z GIS jest obecnie prowadzony z dwóch kierunków na poziomie produktów komercyjnych. Producenci oprogramowania do modelowania matematycznego włączają moduły GIS do swoich programów (Effects [4.42], Soundplan [4.43], Symos'97 v.2006 [4.44]). Z drugiej strony producenci oprogramowania GIS rozszerzają swoje oprogramowanie o moduły zawierające aplikacje modeli matematycznych (ArcHydro [4.45]). Innym sposobem łączenia GIS z innymi programami jest udostępnienie funkcji oprogramowania dla GIS poprzez interfejs aplikacji (API). Funkcje GIS można następnie uruchomić za pomocą innego oprogramowania.

4.2.6 System oceny środowiska

Aby ocenić długoterminowy stan powietrza w zanieczyszczonych lokalizacjach, konieczne jest objęcie wszystkich źródeł zanieczyszczenia powietrza, które mają wpływ na jakość powietrza na badanym obszarze. Źródła te mogą mieć znaczenie lokalne tylko ze względu na ich oddziaływanie (ruch drogowy, lokalne ogrzewanie) lub znacząco wpłynąć na duże obszary (energia lub inne technologie przemysłowe). Dlatego konieczne jest określenie modelowanych obszarów w taki sposób, aby obejmowały one wystarczająco szerokie otoczenie znaczących źródeł, a

Zarządzanie jakością powietrza

jednocześnie modelowanie z wystarczającym stopniem szczegółowości, które ma na celu uchwycić wpływ źródeł o znaczeniu lokalnym z wystarczającą szczegółowością. Zazwyczaj dotknięte lokalizacje to gęsto zaludnione obszary z dużą liczbą źródeł zanieczyszczenia powietrza o różnym charakterze.

Z reguły wymagane jest przeprowadzenie oceny jakości powietrza na dużym obszarze, na który wpływa duża liczba źródeł zanieczyszczenia powietrza o różnym charakterze, a modelowanie należy przeprowadzić bardzo szczegółowo. Podobnie jak w przypadku każdego większego modelowania, konieczne jest zajęcie się trzema podstawowymi obszarami istotnych komplikacji:

- Przygotowanie, zarządzanie, interpretacja, wizualizacja i analiza danych wejściowych i wyjściowych modelowania matematycznego;
- czasochłonne obliczenia;
- automatyzacja, powtarzalność i dokumentacja procesu.

Każda procedura lub system obliczeniowy muszą przeanalizować i odnosić się do tych obszarów.

Ponieważ praktycznie wszystkie dane wejściowe i wyjściowe są danymi przestrzennymi, wysoce właściwe jest stosowanie GIS do obsługi danych modelowania wejściowego i wyjściowego. W trakcie prac użyto oprogramowania dla GIS ArcGIS 10.5, które pozwala na operacje z danymi przestrzennymi i ich analizę za pomocą graficznego interfejsu użytkownika, ponadto umożliwia automatyzację tych procesów w języku programowania Python za pomocą interfejsu aplikacji *arcpy*.

Czasochłonność obliczeniowa dla modelowania matematycznego dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu jest wysoka, pomimo względnej prostoty zastosowanego modelu SYMOS'97. Rozwiązaniem tego problemu jest podzielenie każdego zadania obliczeniowego na wiele mniejszych podzadań, które są następnie liczone jednocześnie na wielu węzłach klastra równoległego.

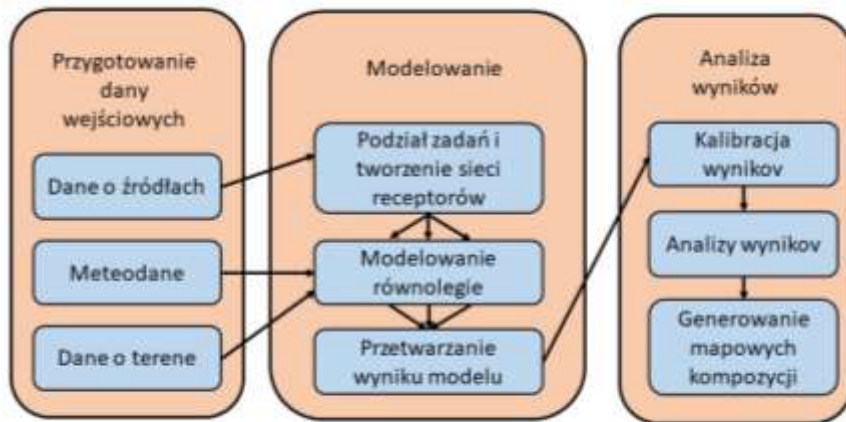
Automatyzacja procesu we wszystkich fazach modelowania realizowana jest za pomocą skryptów w języku programowania Python, które automatycznie wykonują kroki modelowania. Cały proces modelowania jest podzielony na jak najmniejszą liczbę partycji logicznych,

Zarządzanie jakością powietrza

a dla każdej części tworzony jest osobny skrypt. Pozwala to na ciągłe monitorowanie wyników każdego etapu modelowania, a w niektórych przypadkach możliwe jest wybranie jednego z kilku wariantów skryptu (np. podczas tworzenia receptorów). Powtarzalność i dokumentacja procesu są gwarantowane przez rejestrację sekwencji poleceń modelowania w osobnym pliku tekstowym, z którego są one kopiowane do linii poleceń terminala w razie potrzeby, a tym samym wykonywane. Jest zatem oczywiste, że w ten sposób możliwe jest zachowanie całej procedury, w dowolnym momencie, łatwo ją powtórzyć i stosunkowo łatwo jest znaleźć błąd w procedurze.

Cały system modelowania został nazwany ADMoSS i został już użyty w kilkunastu projektach oceny jakości powietrza na rozległych obszarach [4.46 - 4.54]. W projektach tych zweryfikowano skuteczność opisanej poniżej procedury.

Proces modelowania można podzielić na kilka logicznych kroków, które się ze sobą stopniowo wiążą. Ogólną procedurę modelowania pokazano na poniższym schemacie.



Rys. 4.15 Schemat procedury modelowania

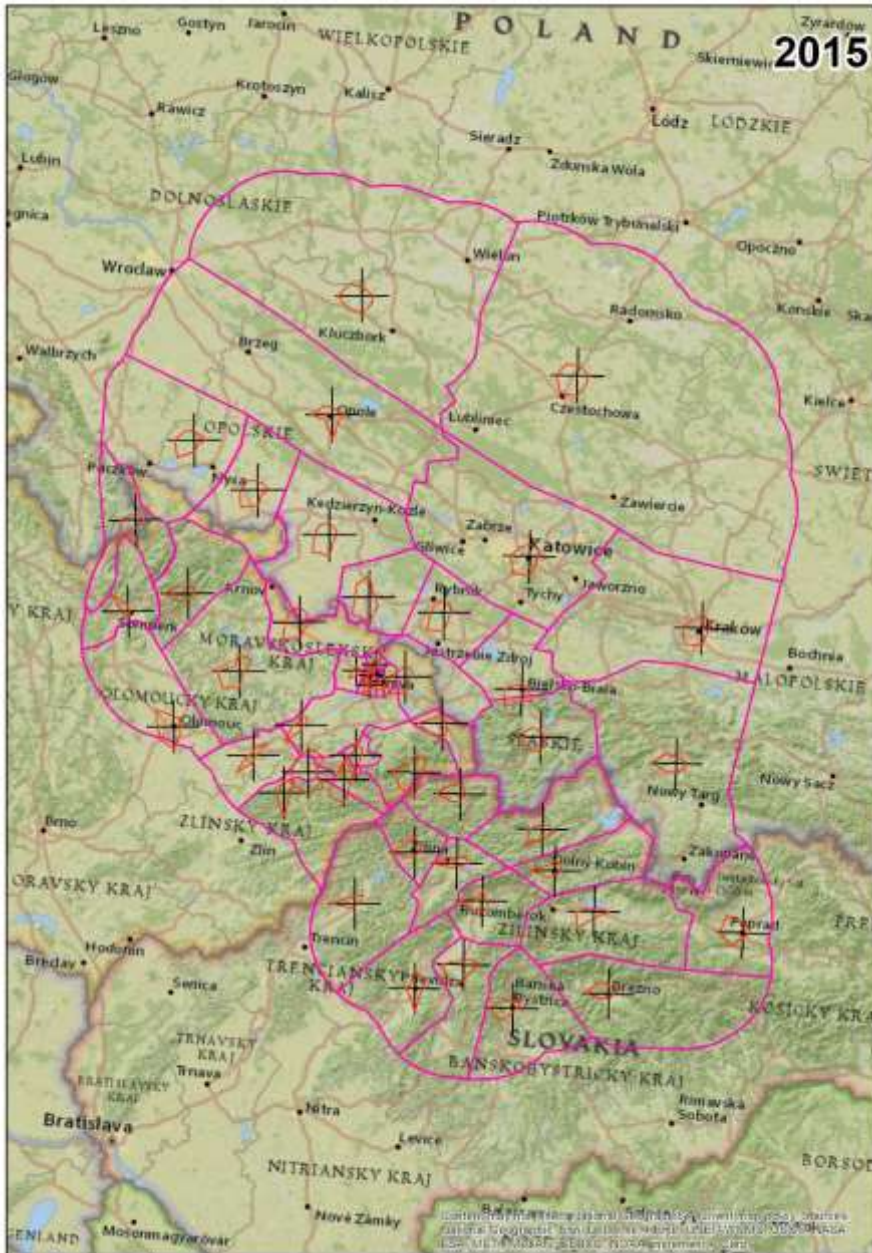
Zarządzanie jakością powietrza

Dane dotyczące terenu oraz dane meteorologiczne

Dane dotyczące rzeźby terenu zostały na cele projektu zaczerpnięte z cyfrowego modelu terenu EU-DEM v1.0 opublikowanego przez EEA [4.55]. Modelowany obszar objęto cyfrowym modelem terenu z cięciem poziomicowym 25 metrów.

Dane meteorologiczne są wprowadzane do SYMOS'97 w postaci stabilnej róży wiatrów. Są to statystycznie przetwarzane dane dotyczące istotnych zjawisk meteorologicznych (kierunek wiatru, prędkość wiatru, stabilność temperatury powietrza). Wartości w stabilnej róży wiatrów opisują procentowe prawdopodobieństwo wystąpienia sytuacji meteorologicznej określone przez kierunek wiatru (8 kierunków + niestabilność), klasę prędkości wiatru (3 klasy) i klasę stabilności powietrza (5 klas).

Składnik przestrzenny danych meteorologicznych jest określony na podstawie lokalizacji stacji meteorologicznej lub obszaru, dla którego dana jest stabilna róża wiatrów. GIS umożliwia, w razie potrzeby, zdefiniowanie tego obszaru, który jest w dużej mierze zależny od ukształtowania terenu. Obszar zainteresowania jest w tym przypadku podzielony na zestaw terytoriów, z których każdy ma swoją własną stabilną różę. Na potrzeby projektu dane te uzyskano z CHMI w postaci 46 stabilnych róż dla każdego modelowanego roku.



Rys. 4.16 Podział modelowanego obszaru i przyporządkowanie danych meteorologicznych

Zarządzanie jakością powietrza

Dane dotyczące źródeł zanieczyszczenia powietrza

Następny rozdział zostanie poświęcony przygotowaniu danych o antropogenicznych źródłach zanieczyszczenia powietrza. Źródła te można podzielić zgodnie z metodą pozyskiwania i przetwarzania danych na trzy podstawowe kategorie:

- Źródła przemysłowe;
- lokalne ogrzewanie mieszkań;
- transport samochodowy.

Dane dla każdego ze źródeł należących do tych kategorii są przechowywane w różny sposób, dlatego konieczne jest również przetwarzanie każdej kategorii w określony sposób.

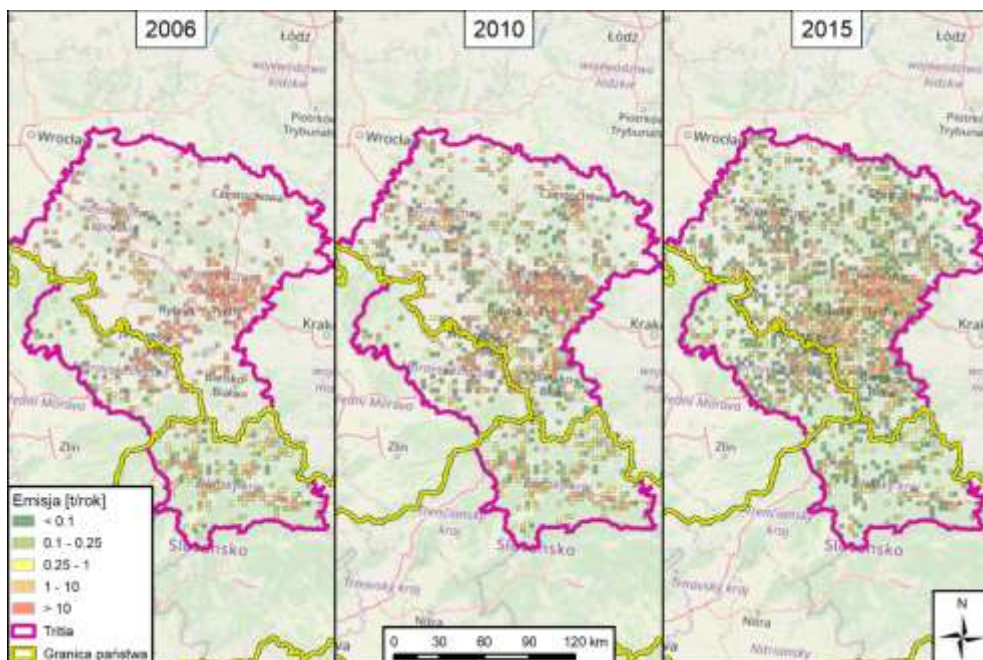
Źródła przemysłowe

W kontekście tej pracy źródła przemysłowe są rozumiane jako wszystkie źródła eksploatowane w ramach działalności gospodarczej. Dane dotyczące przemysłowych źródeł zanieczyszczenia powietrza są dostępne u odpowiednich organów administracyjnych, które gromadzą je na podstawie rocznych raportów operatorów źródeł. Dane o źródłach przemysłowych dostarczane są w formie tabeli eksportowanej z odpowiedniej bazy danych, w której przechowywane są wszystkie dane niezbędne do modelowania dyspersji zanieczyszczeń z tej grupy źródeł.

W przypadku Republiki Czeskiej organem administracyjnym jest Czeski Instytut Hydrometeorologiczny - ČHMÚ (baza danych REZZO), w Słowacji - Słowacki Instytut Hydrometeorologiczny - SHMÚ (baza danych REZZO), a dla Polski IOŚ-PIB (baza danych KOBIZE). Przestrzenny charakter tych danych wynika z położenia kominów / otworów wentylacyjnych. W tych danych występuje duża liczba błędów, dlatego należy dokonać kontroli lokalizacji źródeł.

Dodatkowa lokalizacja źródła jest zasadniczo możliwa na dwa sposoby. Pierwszym z nich jest pozycjonowanie źródeł w środowisku GIS za pomocą cyfrowo przetworzonych zdjęć lotniczych (ortofotomapa). Drugą możliwością dodatkowej lokalizacji źródeł jest skorzystanie z lokalnej kontroli, w której za pomocą upoważnionego pracownika operatora określa

się lokalizację źródła, która jest następnie zaznaczana na mapie lub namierzona przez GPS.



Rys. 4.17 Emisyjne kwadraty z emisją PM_{10} pochodzącą ze źródeł przemysłowych

Lokalne ogrzewanie mieszkań

Lokalne punkty ogrzewania mieszkań są źródłami energii przeznaczonymi do lokalnego ogrzewania przestrzeni dla indywidualnych mieszkań (domów i bloków). Stanowią one ważną grupę źródeł zanieczyszczenia powietrza ze względu na dużą ilość, lokalizację bezpośrednio w obszarach mieszkalnych, stosunkowo niskie kominy, moce cieplne, zużyte paliwa i niższą jakość instalacji paleniskowych.

Ustawa nie nakłada na operatorów pieców obowiązku powiadomiania ich istnieniu. Jedynym nałożonym na nich obowiązkiem prawnym jest eksploatacja źródeł zanieczyszczenia powietrza zgodnie z warunkami eksploatacji tych instalacji. Operator pieca nie ma obowiązku zgłaszania rodzaju i zużycia paliwa, dlatego nie ma obszernej bazy danych zawierającej takie dane lub informacje o lokalizacji tych obiektów. Ze względu na znaczenie tych źródeł podczas prac nad opracowano metodologię analizy ich rozmieszczenia na terenie zabudowanym, obliczania ich emisji i reprezentowania ich za pomocą sieci rozproszonych źródeł w oparciu o dane

Zarządzanie jakością powietrza

ze spisu powszechnego ludności i mieszkań (SPLM). Wynika to z faktu, że na większym terytorium nie da się bezpośrednio zlokalizować kominów lokalnych punktów ogrzewania mieszkań, ponieważ istnieją ich tysiące do dziesiątek tysięcy, a nie istnieją żadne dane na temat poszczególnych kominów. Proces przygotowania źródeł niepunktowych składa się z kilku etapów:

- Analiza rozmieszczenia lokalnych punktów ogrzewania mieszkań;
- obliczanie emisji z lokalnych punktów ogrzewania mieszkań;
- reprezentacja lokalnych punktów ogrzewania na podstawie źródeł obszarowych;

Na początku, przy użyciu technologii geoinformacyjnych, przeprowadzana jest analiza rozmieszczenia domów mieszkalnych. W tej analizie za dom mieszkalny uważa się każdy budynek w wybranym obszarze, do którego przypisany jest adres, a jednocześnie jego powierzchnia jest mniejsza niż określona wartość. Ze względu na odmienny charakter obszaru zabudowanego, monitorowany obszar można podzielić na kilka części i dla każdego z nich określić własną wartość graniczną powierzchni domu. Tak wybrany lokalny punkt ogrzewania można uzupełnić odrębnym wyborem budynków, na przykład za pomocą ortofotomapy.

Dane ze spisu powszechnego ludności i mieszkań (SPLM) są wykorzystywane do obliczania emisji z lokalnych punktów ogrzewania. Dane te są zlokalizowane przestrzennie w Czechach i na Słowacji w podstawowych jednostkach administracyjnych (PJA). PJA odpowiada średnio obszarom zamieszkałym przez 1000 mieszkańców. W Polsce dane te są zlokalizowane w gminach. W przypadku miast, dane są podzielone na obszary, w których dominuje miejski charakter zabudowy, a wiejski charakter zabudowy.

W spisie powszechnym wymieniono liczbę domów jednorodzinnych (DJ) i domów wielorodzinnych (DW) dla każdej PJA. Ponadto można uzyskać informacje na temat rodzaju ogrzewania, rodzajów zużytego paliwa, średniej powierzchni mieszkań i domów.

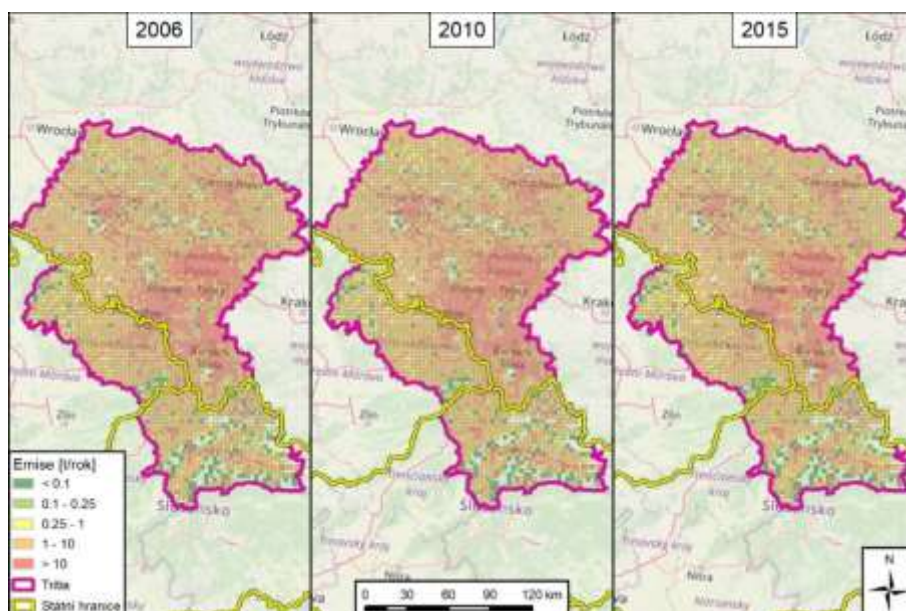
Metodologię ČHMÚ stosuje się do obliczania emisji [4.57, 4.58]. Metodologia oparta jest na bilansie cieplnym. Aby ogrzać 1 m² domu w

Zarządzanie jakością powietrza

sezonie grzewczym, wymagana jest pewna ilość ciepła, którą musi pokryć energia chemiczna zawarta w paliwach do lokalnego pieca, która zależy od wartości opałowej paliwa. Na podstawie wiedzy o strukturze zużycia paliwa dla określonego obszaru i wartości opałowej poszczególnych rodzajów paliwa można następnie obliczyć całkowite zużycie paliwa.

Na podstawie zużycia, struktury paliwa i współczynników emisji (emisje wynikające ze spalania jednostki paliwowej) można obliczyć emisje związane z jednostką terytorialną, z którą związane są wejściowe dane statystyczne.

Obliczone emisje rozkładają się równomiernie na warstwę reprezentującą lokalny punkt ogrzewania. Tak przyporządkowane dane dotyczące emisji należy przedstawić do celów modelowania za pomocą regularnej sieci kwadratowej ze źródłami o powierzchni 100 m. Wartości emisji w każdej komórce tej sieci odpowiadają sumie obliczonych emisji z domów rodzinnych, których centra znajdują się w tej komórce. Każda z komórek sieci tworzy następnie źródło zanieczyszczenia powietrza o kwadratowym obszarze (patrz rys. 4.18).



Rys. 4.18 Emisyjne kwadraty z emisji PM₁₀ w lokalnych punktach ogrzewania mieszkań

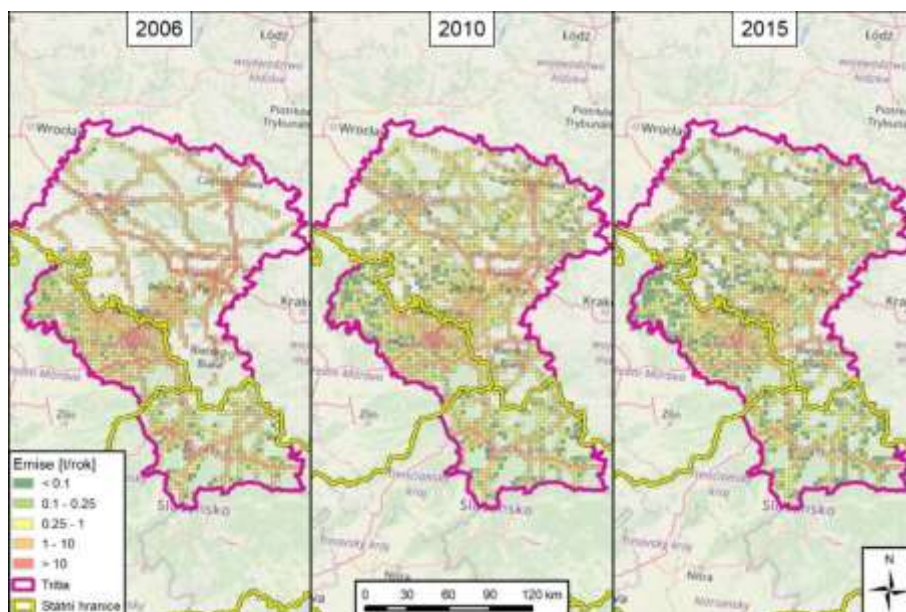
Zarządzanie jakością powietrza

Transport samochodowy

Ruch samochodowy, zwłaszcza w miastach, stanowi ważne źródło zanieczyszczenia powietrza. Określenie emisji pochodzących z tych mobilnych źródeł polega głównie na ocenie danych dotyczących wielkości emisji z transportu samochodowego oraz jej struktury i natężenia. Źródłem tych danych był model ruchu Uniwersytetu w Żylinie.

Dane wejściowe do obliczenia emisji to dane dotyczące natężenia ruchu, podzielone strukturalnie w sposób bardziej szczegółowy na liczbę przejeżdżających samochodów, lekkich i ciężkich ciężarówek oraz informacje o prędkości przejeżdżających samochodów.

Ilość emisji z samochodów zależy od wielu parametrów, takich jak parametry techniczne pojazdu (typ silnika), zastosowane paliwo, rodzaj i stan techniczny drogi, tryb jazdy, natężenie ruchu na różnych odcinkach drogi w okolicy.



Rys. 4.19 Emisyjne kwadraty z emisji PM_{10} w ruchu samochodowym

Emisje z pojazdów określa się na podstawie pomiarów lub obliczeń współczynników emisji. W transporcie współczynnik emisji [$g \cdot km^{-1} \cdot pojazd^{-1}$] jest wyrażony jako wielkość wskazująca ilość zanieczyszczeń

pozostawionych przez przejeżdżający pojazd w powietrzu po pokonaniu 1 km. Źródłem danych o wskaźnikach emisji są wyniki Instytutu Badań Pojazdów Samochodowych opublikowane w metodologii MEFA [4.59]. Ich wartość w danym roku zależy od rozwoju technicznego i legislacyjnego w transporcie drogowym i kategorii pojazdów.

4.2.7 Procedura modelowania

Prawdopodobnie najpoważniejszym czynnikiem ograniczającym w procesie modelowania dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu jest jego złożoność obliczeniowa. Skutecznie zastosowanym rozwiązaniem tego problemu okazał się podział zadań obliczeniowych na większą liczbę mniejszych, prostszych podzadań, które są następnie liczone jednocześnie na wielu równoległych procesorach klastrowych.

Podział zadań obliczeniowych

Zastosowany model matematyczny SYMOS'97 jest modelem typu „źródło-receptor”, bądź obliczenia stężeń zanieczyszczeń są określane na podstawie wprowadzonego zestawu źródeł i obliczane w określonym zestawie punktów odniesienia, zwanych receptorami. Samo obliczenie polega na policzeniu dla każdej pary źródło-receptor udziału zanieczyszczenia z wybranego źródła w miejscu wybranego receptora. Całkowite zanieczyszczenie w miejscu receptora odpowiada następnemu sumie wkładów każdego źródła.

Do podziału zadań obliczeniowych w systemie ADMoSS wybrano procedurę dzielenia źródeł na zestawy mniejszych zadań, w których źródła zostały podzielone na grupy według ich lokalizacji. Podział ten odpowiada rzeczywistej sytuacji, w której całkowite zanieczyszczenie powietrza wynika z łącznego wpływu poszczególnych źródeł. Ponadto podział ten ma kilka zalet, które zostaną opisane poniżej.

Podczas modelowania na dużych obszarach mogą wystąpić znaczące zmiany w charakterze terenu, a w rezultacie tego także różne kierunki i natężenia wiatru, a zatem różne charakterystyki meteorologiczne w różnych częściach modelowanego obszaru. Obszar zainteresowania można podzielić na zbiór identycznych meteorologicznie obszarów, którym przypisano własną specyficzną stabilną różę wiatrów. (patrz rys. 4.16).

Zarządzanie jakością powietrza

Wybór sieci receptorów

Ponadto przestrzenny podział źródeł umożliwia usprawnienie procesu modelowania poprzez wybór receptorów. Jedynie lokalny wpływ jest charakterystyczny dla transportu, lokalnego ogrzewania i niektórych technologii przemysłowych. Oznacza to, że znaczące zmiany stężeń zanieczyszczeń występują tylko w pobliżu źródeł. Właściwość ta, wraz z przestrzennym podziałem źródeł, umożliwia stworzenie własnego zestawu receptorów dla każdego źródła.

Dla każdego zestawu receptorów tworzy się dwuczęściowa sieć receptorów. Pierwsza część, która obejmuje strefę otaczającą źródła, to regularna gęsta sieć receptorów. Druga część składa się z regularnej rzadkiej sieci receptorów, pokrywającej resztę rozpatrywanego obszaru poza strefą otaczającą. Za pomocą tej procedury można uzyskać szczegółowe informacje na temat wartości zanieczyszczenia w obszarze, w którym wartości te gwałtownie się zmieniają, kontrolując jednocześnie poziomy zanieczyszczenia w całym obszarze zainteresowania (patrz rys. 4.20).

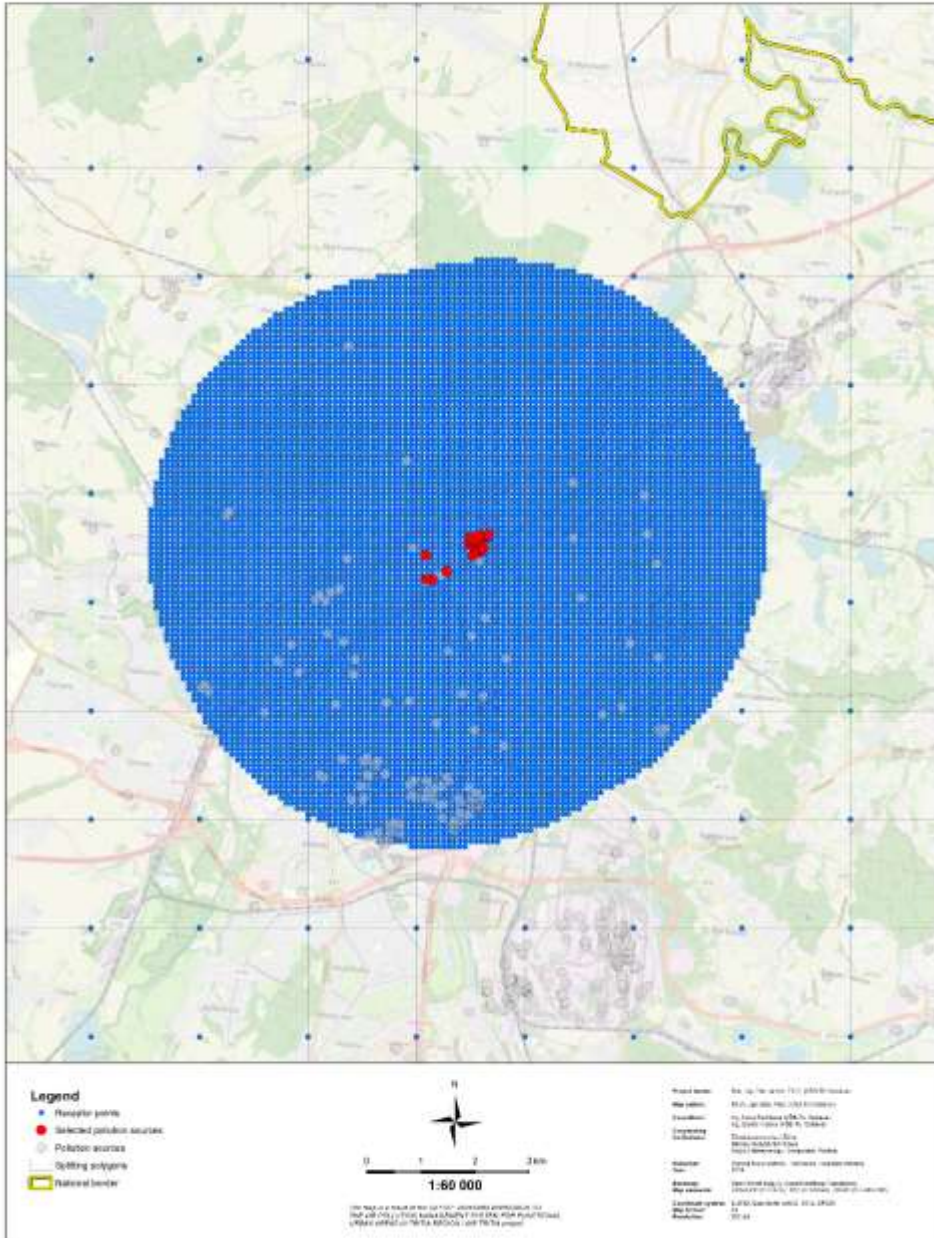
W porównaniu z powszechnie stosowaną techniką, w której cały obszar obliczeniowy jest pokryty gęstą siecią receptorów, oczywiste jest, że przy takim samym wymaganym stopniu szczegółowości proces ten jest znacznie mniej skomplikowany pod względem liczby receptorów, i krótszego czasu obliczeniowego

Modelowanie równoległe

W celu obliczenia stężeń w projekcie wykorzystano równoległe superkomputery Solomon [4.60] i wirtualne superkomputery obsługiwane przez Metacentrum Cesnet [4.61].

Zadania obliczeniowe są wprowadzane do kolejki zadań w harmonogramie zadań, gdzie są stopniowo wykonywane na dostępnych wolnych węzłach obliczeniowych określonego klastra. Status kolejki zadań można monitorować za pomocą interfejsu internetowego. Możliwe było również wykonanie ponad 200 równoległych obliczeń podzadań jednocześnie.

RECEPTOR MESH EXAMPLE



Rys. 4.20 Demonstracja tworzenia obliczeniowej sieci receptorów

Zarządzanie jakością powietrza

Przetwarzanie wyników

Wyniki są przetwarzane tak, by wynik każdego podzadania został konwertowany na warstwę punktową, w której pozycja punktów odpowiada pozycji receptorów mających wartości obliczonych stężeń zanieczyszczeń w tabeli atrybutów. Następnie po interpolacji tworzona jest siatka cyfrowa (format ESRI Grid) z wybranym odstępem obejmującym cały modelowany obszar. Suma wyników podzadań przetworzonych w ten sposób tworzy wynik całkowity.

Korekta wyników modelowania

Zaletą reprezentacji wyników w formacie danych przestrzennych jest możliwość łatwej korekty wyników modelowania. Aby poprawić wynik modelowania w tym przypadku korzystnie jest skorzystać z wyników pomiaru in situ, zwykle są to dane z monitorowania zanieczyszczenia powietrza.

Podczas rozwiązywania projektów oceny całkowitego obciążenia zanieczyszczeniem powietrza na dużych obszarach [4.46, 4.47] porównano wyniki modelowania i pomiaru zanieczyszczenia powietrza. Wynik tego porównania był taki, że wyniki modelowania przy użyciu SYMOS'97 nie zgadzały się z pomiarami. Wynikało to z dwóch głównych okoliczności:

- Modelowanie nie uwzględnia wszystkich znaczących źródeł zanieczyszczenia powietrza;
- wyniki modelowania uzyskane przez obliczenia przy użyciu metodologii SYMOS'97 są zaniżone.

Do źródeł nieuwzględnionych należą głównie źródła naturalne, źródła pośrednio związane z działalnością człowieka (zanieczyszczenia wtórne, pył itp.), a także źródła trudne do wychwycenia (przesyłanie na duże odległości i ponad graniczne, działalność budowlana, sprzęt rolniczy itp.). Wszystkie te fakty można włączyć do modelu w postaci wartości „tła” (zwykle stałej lub liniowej), która jest doliczana do ogólnych wyników modelowania. Wartości „tła” są zwykle szacowane na podstawie wartości imisji na stacjach terenowych odpowiadających badanemu obszarowi. Nawet po tym wzroście wyników modelowania nie ma osiągnięcia zgodności między wynikami modelowania a pomiarami w terenie.

Zarządzanie jakością powietrza

$[imisje_skorygowane] = [koeficient_zaniżona\ wartość] * [imise_modelowanie] + [tło]$

Jeśli na monitorowanym obszarze znajduje się więcej stacji pomiarowych, współczynnik można określić, na przykład jako średnią arytmetyczną współczynników poszczególnych stacji pomiarowych lub można oszacować „rozkład przestrzenny” współczynnika przez interpolację między stacjami pomiarowymi.

Analiza wyników

Jedną z największych zalet stosowania GIS w modelowaniu matematycznym jest możliwość korzystania z ich narzędzi analitycznych. Narzędzia te zapewniają szeroki zakres opcji badań i analiz.

Prezentacja wyników

Podstawowym i do pewnego stopnia oczywistym narzędziem analitycznym, które jest często zaniedbywane w teorii, jest przedstawienie wyników modelowania. Samo wyświetlanie wyników, zarówno w oprogramowaniu GIS, jak i w postaci danych kartograficznych, umożliwia pierwszą podstawową analizę wyników. Wyświetlając wyniki modelowania można bardzo łatwo zidentyfikować miejsca o najwyższych stężeniach zanieczyszczeń w modelowanym obszarze a także charakter ich rozmieszczenia, co umożliwia identyfikację obszarów problematycznych i doświadczony obserwator często może oszacować źródła pogorszenia jakości powietrza.

Do prezentacji wyników modelowania również odpowiednim środkiem są wyniki map (kartograficzne). Zdjęcia z wynikami map działają bardzo skutecznie jako uniwersalny środek komunikacji, który można wykorzystać do komunikowania się z osobami niebędącymi ekspertami w danej dziedzinie oraz z ogółem społeczeństwa.

Przewaga i procentowy wpływ grup źródeł

Operacje matematyczne (arytmetyczne) z danymi rastrowymi są bardzo skutecznym narzędziem analitycznym dla GIS. Zatem przewagę wybranej grupy źródeł lub, bardziej szczegółowo, na przykład, procent poszczególnych grup źródeł w całkowitym zanieczyszczeniu powietrza, można bardzo w prosty sposób określić w wynikach modelowania.

Zarządzanie jakością powietrza

Umożliwia to ustalenie źródła tego stanu na obszarach o pogorszonej jakości powietrza i jednocześnie obliczenia procentowego stopnia ich wpływu. Umożliwia to skupienie uwagi na najważniejszych podmiotach zanieczyszczających w kolejnych analizach. Jako przykład można wymienić wynik przedstawiony na poniższej kompozycji mapy.

Ocena obciążenia ludności zanieczyszczeniem powietrza

Metodą, która już korzysta z narzędzi analitycznych GIS w analizie wyników modelowania, jest ocena obciążenia ludności zanieczyszczeniem powietrza w badanej lokalizacji. Ta procedura łączy dane dotyczące gęstości zaludnienia z wynikami modelowania. Dane dotyczące gęstości zaludnienia zostały w projekcie reprezentowane przez dane dotyczące liczby mieszkańców mieszkających pod poszczególnymi adresami.

Monitorowanie relacji emisji - imisji

Jedną z największych zalet modelowania matematycznego jest możliwość zbadania wpływu różnych wariantów możliwych środków w zakresie emisji na ogólną sytuację imisji („co, jeśli”). Przykłady tego rodzaju analizy obejmują:

- Ocena wpływu zmiany struktury paliwa w lokalnych punktach ogrzewania;
- ocena wpływu wymiany kotłów w lokalnych punktach ogrzewania
- ocena wpływu nowych dróg na jakość powietrza;
- ocena wpływu zmian we flocie samochodowej na jakość powietrza;
- ocena wpływu środków na źródła przemysłowe;
- określenie lokalnych pułapów emisji dla źródeł przemysłowych.

Przykład oceny środków dla jakości powietrza przedstawiono na dwóch poniższych mapach.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 4.23 Wpływ wymiany kotła na stężenia B(a)P.



Rys. 4.24 Wpływ wymiany kotła i modernizacji koksowni na stężenia B(a)P.

4.3 Krótkoterminowa prognoza jakości powietrza dla obszaru TRITIA

Niezadowolająca jakość powietrza w regionie TRITIA szczególnie w zakresie pyłu zawieszonego spowodowała, że jednym z głównych założeń projektu AIR TRITIA było przygotowanie i wdrożenie narzędzia do krótkoterminowej prognozy jakości powietrza na tym obszarze. Celowi temu służył osobny pakiet roboczy, który obok diagnozy pola emisji zanieczyszczeń miał na celu wypracowanie metodyki prognozy krótkoterminowej dla miast partnerskich projektu (Rybnik, Opole, Opava, Ostrava i Żylna). W wyniku prac nad projektem zaproponowano prognozę jakości powietrza w zakresie stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} i $PM_{2.5}$ agregowaną do postaci prognozowanych godzinowych wartości wskaźnika jakości powietrza CAQI.

4.3.1 Wybór modelu prognostycznego

Matematyczne modele rozprzestrzeniania zanieczyszczeń powietrza (modele dyspersji) są podstawowym środkiem oceny i prognozowania jakości powietrza być podstawą programów ochrony środowiska, a przede wszystkim są doskonałym środkiem interpretacji i rozumienia zjawisk oraz czynników sterujących rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń pyłowych i gazowych.

Generalizując modele rozprzestrzeniania zanieczyszczeń powietrza można podzielić na modele deterministyczne, oparte na zastosowaniu, ogólnie rzecz biorąc, równań ciągłości masy, ruchu i pędu (uwzględnienie konwekcji i dyfuzji) oraz modele empiryczne (nazywane także modelami stochastycznymi). Wśród modeli deterministycznych można wyróżnić modele objętościowe (modele Eulera), w których człony dyfuzyjne modeli deterministycznych są pomijane [4.67].

Najpełniejszym opisem matematycznym dyspersji zanieczyszczeń powietrza są modele oparte na prawach konwekcji i dyfuzji, uwzględniające wiele charakterystyk atmosfery oraz struktury źródeł i terenu, nad którym następuje rozprzestrzeniania zanieczyszczeń. Modele objętościowe rozpatrują propagację zanieczyszczeń jako mieszanie gazów w ograniczonej objętości powietrza określoną warstwą mieszania, prędkością wiatru i innymi czynnikami.

Zarządzanie jakością powietrza

Modele statystyczne uwzględniają natomiast autokorelację stężeń oraz wpływ tzw. czynników atmosferycznych na stężenie zanieczyszczeń w danym (wybranym) obszarze. Jak łatwo zauważyć, te trzy rodzaje modeli traktują zanieczyszczenia powietrza w różnych ujęciach przestrzennych (punkt, objętość) i czasowych (chwila, odcinek czasu).

Modele grupy konwekcji i dyfuzji mają z kolei najlepszą podbudowę teoretyczną oraz dużą dokładność przewidywania stężeń w punktach, jeżeli rozpatruje się wpływ pojedynczych źródeł we względnie nieskomplikowanej przestrzeni (teren odkryty, niezabudowany itp.) Stosowanie tych modeli w warunkach wielkomiejskich przy wielu istotnych źródłach zanieczyszczeń jest trudno weryfikowalne i może służyć do oszacowań lub wskazywania kierunków albo obszarów podwyższonych koncentracji stężeń [4.65], [4.62].

Te ostatnie z wymienionych wyżej zadań potrafią realizować także modele stochastyczne, które mogą być pewną odmianą modeli objętościowych. Modele statystyczne nie wiążą zanieczyszczeń powietrza bezpośrednio z ich emisją ze źródeł i uzależniają poziom zanieczyszczeń od warunków meteorologicznych i charakterystyk terenu .

Spośród wielu modeli deterministycznych stosowanych zarówno do diagnozy jak też i prognozy rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pyłowych jest model CALPUFF.

Model CALMET/CALPUFF został opracowany przez Sigma Research Corporation (SRC), stanowiącą część Earth Tech. Inc. z Kalifornii. Model CALPUFF [4.62] jest Lagrange'owskim modelem obłoku ostatniej generacji. W obliczeniach dyspersji zanieczyszczeń uwzględnia on rzeźbę terenu oraz czasową i przestrzenną zmienność warunków meteorologicznych w trzech wymiarach, co powoduje, iż opis procesu jest zdecydowanie dokładniej odwzorowany niż przy zastosowaniu modeli smugi (model Pasquille'a).

Model CALMET/CALPUFF przygotowano z myślą o analizie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w skali regionalnej, choć może z powodzeniem być stosowany również na obszarach silnie zurbanizowanych. Model ten odznacza się dużą wrażliwością na przestrzenne charakterystyki środowiska oraz zmienność pola meteorologicznego, a w badaniach mających na celu wyznaczenie zmienności przestrzennej i czasowej stężeń zanieczyszczeń w skalach

Zarządzanie jakością powietrza

regionu i ponadregionalnych jest znakomitym narzędziem pozwalającym na uwzględnienie nie tylko dużej ilości emitorów, ale i skomplikowanych charakterystyk środowiska przyrodniczego. Istotny jest również fakt, że model CALPUFF posiada bardzo nowoczesny i rozbudowany moduł rozprzestrzeniania się pyłu, w tym frakcji PM₁₀, PM_{2,5} i mniejszej, a uzyskiwane w ramach obliczeń rezultaty były walidowane i wykorzystywane w wielu pracach na całym świecie.

Warunkiem uzyskania wiarygodnej informacji o przestrzennym rozkładzie stężeń jest przygotowanie przede wszystkim:

- dokładnej bazy danych o emisji z analizowanego obszaru,
- sekwencyjnych szeregów czasowych danych meteorologicznych pozwalających na pełne wykorzystanie preprocesora meteorologicznego CALMET [4.62], który na podstawie informacji o rzeźbie i użytkowaniu terenu oraz na podstawie wyników pomiarów ze stacji meteorologicznych naziemnych i z dolnej warstwy troposfery wyznacza wartości parametrów meteorologicznych w węzłach siatki pól meteorologicznych,
- odpowiednich warstw GIS z informacjami o terenie (rzeźba i użytkowanie terenu, szorstkość, albedo, fazy fenologiczne pokrywy roślinnej) oraz z wartościami parametrów meteorologicznych w węzłach siatki pól meteorologicznych (temperatura, prędkość i kierunek wiatru, wilgotność, ciśnienie, opad, zachmurzenie).

Krótkoterminowa prognoza jakości powietrza oparta o model CALPUFF wymaga jak wspomniano dokładnej bazy emisji ponadto ze względu na wielkość obszaru modelowania musi korzystać z wydajnego oprzyrządowania obliczeniowego. Szczególnie pierwszy z tych warunków w przypadku obszaru TRITIA jest trudny do spełnienia ze względu na różny stopień dokładności danych emisyjnych. Należy przypomnieć, że na większości obszaru najistotniejsze znaczenie ma emisja komunalna, której inwentaryzacja jest niezwykle trudna i w poszczególnych krajach obszaru TRITIA wykonywana różnymi metodami.

Zarządzanie jakością powietrza

W związku z tym dla dla obszaru TRITIA zaproponowano inny model prognozy jakości powietrza oparty o zaawansowane metody statystyczne (data mining) i bazujący na numerycznej prognozie pogody.

Data mining (zgłębianie danych) jest to to proces analityczny, przeznaczony do badania dużych zasobów danych w poszukiwaniu regularnych wzorców oraz systematycznych współzależności pomiędzy zmiennymi, a następnie do oceny wyników poprzez zastosowanie wykrytych wzorców do nowych podzbiorów danych. Finalnym celem data mining jest najczęściej prognoza np. zachowań klientów, wielkości sprzedaży, ale także zaistnienia pewnych zjawisk fizycznych. Proces data mining składa się z trzech zasadniczych etapów:

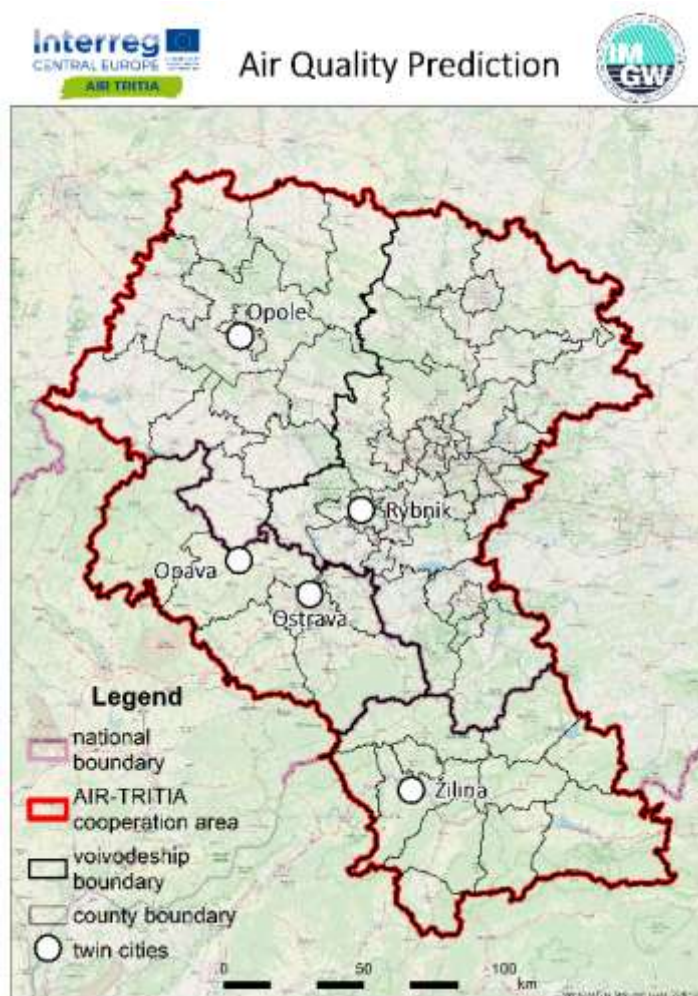
- ✓ wstępnej eksploracji,
- ✓ budowania modelu wraz z oceną i weryfikacją
- ✓ wdrożenia i stosowania modeli dla nowych danych, w celu uzyskania przewidywanych wartości lub klasyfikacji

Zgłębianie danych (data mining) jest często traktowane jako "zagadnienie z pogranicza statystyki, sztucznej inteligencji [AI] oraz badania baz danych" [4.64] , które do niedawna nie było powszechnie akceptowane jako obszar zainteresowań dla statystyków, a nawet uznawane było przez niektórych za "niepożądane słowo w statystyce" [4.64] . Jednak ze względu na swą praktyczną użyteczność, to podejście badawcze przyjmuje charakter głównego i gwałtownie rozwijającego się obszaru (także w statystyce), w którym dokonuje się istotny postęp w zakresie teorii i praktyki. Metoda ta jest także stosowana w inżynierii środowiska. [4.64, 4.69]

W szczególności zastosowana metoda wykorzystuje znajomość pomiarów stężeń zanieczyszczeń i rozumowania przez analogię – podobna pogoda, podobne zanieczyszczenia. Wymaga ona znacznych danych historycznych, imisyjnych i pogodowych. Jak zostanie to w niniejszym rozdziale wykazane, nie wiążą się one silnie z obszarem prognozowania. Wyniki historycznych pomiarów imisji można odtworzyć z zależności regresyjnych lub przez podobieństwo pokrycia terenu.

4.3.2 Teren badań

Teren badań obejmuje obszar TRITIA z tym, że krótkoterminowa prognoza jakości powietrza ogranicza się do miast partnerskich biorących udział w projekcie AIR TRITIA (Rybnik, Opole, Opawa, Ostrava i Żylna). Miasta te są traktowane jako punkt a prognoza realizowana jest na stację państwowego monitoringu jakości powietrza położoną w mieście. W przypadku gdy w danym mieście jest więcej stacji pomiarowych prognoza dotyczy tej znajdującej się najbliżej centrum.



Rys. 4.25 Teren badań AIR TRITIA

Zarządzanie jakością powietrza

4.3.3 Opis metodyki modelowania

Idea prognozy

Idea prognozy stężeń zanieczyszczeń opiera się na następujących założeniach:

- ✓ pogoda (elementy meteorologiczne) dobrze określa jakość powietrza (imisję),
- ✓ prognozy pogody są wystarczająco podobne do rzeczywistej pogody.

Wieloletnie badania warunków meteorologicznych i stężeń zanieczyszczeń, głównie pyłowych, wykazały duże zależności jakości powietrza od wartości pewnych elementów meteorologicznych. Najbardziej istotne to temperatura powietrza, prędkość i kierunek wiatru, opad atmosferyczny, wilgotność względna i bezwzględna powietrza, ciśnienie atmosferyczne, zachmurzenie, występowanie mgły, pionowa stratyfikacja temperatury powietrza, występowanie inwersji (patrz rozdział 2). Pogoda, w szczególności temperatura, steruje emisją oraz określa warunki dyspersji zanieczyszczeń. Wymienione wyżej elementy można odnaleźć w numerycznej prognozie COSMO-LM. Prognoza ta obejmuje kolejne trzy doby i jest aktualizowana co 6 godzin.

Przy dużej liczbie posiadanych prognoz, co najmniej 5, lat można znaleźć wystarczająco dużo poprawnych prognoz.

Założenia prognozy

Prognoza jakości powietrza opiera się o następujące założenia:

- ✓ *Cel predykcji* (prognozy jakości powietrza) – 72 godzinny (3 kolejne doby) przebieg poziomu zanieczyszczeń powietrza.
- ✓ *Miejsce predykcji* jest to konkretny punkt (miasto). Do prognozowania wybrano pięć miast - Opawa, Opole, Ostrawa, Rybnik, Żylna
- ✓ *Dane predykcyjne* potrzebne do wykonania prognozy eksploracyjnej
 - aktualna numeryczna prognoza pogody dla miejsca predykcji
 - zbiór historycznych prognoz pogody z okresu kilku lat (5 lub więcej) z okolicy miejsca predykcji.

- ciąg pomiarów stężeń zanieczyszczeń w tych samych terminach, w których dane są historyczne prognozy pogody i najlepiej bliskie miejsca predykcji.

4.3.4 Przygotowanie danych predykcyjnych

Prognozy pogody

Do predykcji wykorzystywana jest mezoskalowy model numerycznej prognozy pogody COSMO-LM. Model COSMO to niehydrostatyczny model prognozowania atmosferycznego o ograniczonym obszarze. Został zaprojektowany zarówno do operacyjnej numerycznej prognozy pogody (NWP), jak i do różnych zastosowań naukowych w skali mezo- β i mezo- γ . Model COSMO oparty jest na równaniach termohydodynamicznych opisujących przepływ ściśliwy w wilgotnej atmosferze. Równania modelu są formułowane w postaci obróconych współrzędnych geograficznych i uogólnionego terenu po współrzędnej wysokości. Różne schematy parametryzacji uwzględniają różnorodne procesy fizyczne. Model ten powstał w niemieckiej służbie meteorologicznej i został zaimplementowany m.in. w IMGW-PIB. Obecnie jest wyliczany także w Polsce. Domena modelu obejmuje teren badań – obszar TRITIA.

Dla potrzeb prognozy jakości powietrza w regionie TRITIA dostępne są prognozy pogody COSMO-LM z lat 2013-2018. Zbiór tych danych poddano wstępnej analizie aby usunąć wyraźnie nieprawidłowe prognozy. Prognozy pogody były generowane dla wielu punktów Polski, Czech i Słowacji. Należało wybrać te punkty, które są blisko stacji synoptycznych i porównać prognozy z pomiarami. Warunkami odrzucenia prognozy pogody jako niewiarygodnej są:

- różnica średniodobowej temperatury większa niż 3 C° (szczególnie w przypadku ujemnych temperatur)
- średniodobowa prognozowana wartość prędkości wiatru większa (mniejsza) o 2 m/s od rzeczywistej (szczególnie w zakresie prędkości 0-4 m/s)
- brak opadu atmosferycznego w prognozie, opad w rzeczywistości lub odwrotnie (szczególnie deszczu)

W ten sposób odrzucono ok 10% prognoz.

Zarządzanie jakością powietrza

Dane o zanieczyszczeniach

Uzyskanie wszystkich danych o zanieczyszczeniach z wszystkich miejsc predykcji okazało się do tej pory niewykonalne. Tylko dwie lokalizacje mają komplet tych danych – Opole i Rybnik. Dla Ostrawy i Opawy dostępne dane były z lat 2006-2011. Dla tego samego okresu i lat następnych dostępne są dane o zanieczyszczeniach z polskich stacji Państwowego Monitoringu Powietrza. To wystarczyło aby z zależności regresyjnych uzyskać wartości dla lat 2013-2018. Osobno przeprowadzono analizę regresyjną dla okresu letniego i zimowego. Współczynniki korelacji wielokrotnej wynosiły około 0.8 .

Dla Żyliny brak było jakichkolwiek historycznych danych imisyjnych . Dla odtworzenia tych danych wykorzystano podobieństwo emisji, w sensie pokrycia terenu, do Żyliny. Przyjęto obszar podobieństwa pokrycia jako koło o promieniu 5 km. Jako środek koła każdorazowo wybrano stację monitoringową. Dla Żyliny to *Žilina, Obežná*

Obszar podzielono na 8 sektorów. Dla każdego sektora obliczono średnie pokrycie. W pokryciu uwzględniono parametry przedstawione w tabeli tab. 4.1.

Tab. 4.1 Atrybuty terenu wykorzystane w metodzie podobieństwa dla odtworzenia warunków imisyjnych stacji monitoringu jakości powietrza.

Atrybut terenu	Jednostka
Szorstkość terenu	[m]
Lasy i zadrzewienia	% obszaru
Niska emisja	% obszaru
Łąki i niska zieleń	% obszaru
Zabudowa mieszkalno-usługowa	% obszaru
Tereny przemysłowe	% obszaru
Tereny komunikacyjne	% obszaru
Nieużytki	% obszaru
Wody powierzchniowe	% obszaru
Obszary rolnicze	% obszaru

Jako stacje, które miały służyć do oszacowania imisji w Żylinie, wybrano Żywiec, Bielsko-Biała, Trzyniec. Dla Trzyńca podobnie jak dla Ostrawy i Opawy odtworzono pomiary przy pomocy zależności regresyjnej.

Zarządzanie jakością powietrza

Następnie dla każdej godziny z lat 2013-2018 zidentyfikowano sektor z którego wiał wiatr. Podstawą były pomiary wiatru w Bielsku-Białej i Żywcu. W ten sposób określono z jakiego sektora wiał wiatr w Żylinie i wybrano sektory najbardziej podobne, w sensie pokrycia, w lokalizacjach z znaną imisją. Uwzględniając porę doby, miesiąc i kierunek wiatru uśredniono znane wartości stężeń zanieczyszczeń, przypisując średnią Żylinie.

Po przygotowaniu danych otrzymano dla każdego terminu z okresu lat 2013-2018 i dla każdego z pięciu miast prognozę pogody i zmierzony lub odtworzony 24-godzinny przebieg stężeń zanieczyszczeń. Jakość prognozy można bez trudu polepszyć zastępując odtworzone wartości stężeń rzeczywistymi pomiarami (szczególnie w przypadku Opawy i Ostrawy).

4.3.5 Prognozowanie zanieczyszczeń

Wybrany model prognozowania eksploracyjnego zawiera pewną liczbę parametrów. Ich wartości dobierane są na podstawie poprzednich doświadczeń i aktualizowane po porównaniu prognozy z pomiarami, jeżeli są one dostępne. W skrócie zbiór tych parametrów będziemy nazywać plikiem konfiguracyjnym.

Etapy prognozy dla jednego miasta :

- Wybór historycznych danych o zanieczyszczeniach i historycznych prognoz pogody.
- Pobranie aktualnego meteogramu dla punktu prognozy. Meteogram zawiera współrzędne geograficzne punktu prognozy pogody i może służyć do kontroli poprawności.
- Opracowanie meteogramu.
- Dla każdego prognozowanego zanieczyszczenia:
 - ✓ wyznaczenie listy dat w których meteogram w punkcie prognozy jest podobny do historycznego w tym samym punkcie (LDP) Listy te wyznacza się osobno dla trzech dób (dzisiaj, jutro, pojutrze). Maksymalny rozmiar listy ustala się w pliku konfiguracyjnym

Zarządzanie jakością powietrza

- ✓ na podstawie LDP w danej dobie odczytywane są historyczne wartości stężeń prognozowanego zanieczyszczenia
 - ✓ agregacja w każdej dobie prognozy poziomu zanieczyszczenia do jednej wartości, a następnie uzyskanie prognozowanego przebiegu stężenia zanieczyszczenia w ciągu trzech dób.
 - ✓ generowanie pliku z prognozowanym przebiegiem stężeń zanieczyszczeń i wykresami wraz z publikacją na stronie internetowej
- *Etap 1) Wybór historycznych danych o zanieczyszczeniach i historycznych prognoz pogody*

W stan wybiera się stężenia PM₁₀ i PM_{2,5} oraz prognozy pogody COSMO-LM z lat 2013-2018.

- *Etap 2) Pobranie aktualnego meteogramu dla punktu prognozy .*

Meteogram jest to plik tekstowy zawierający dane punktu prognozy oraz samą prognozę. Z informacji koniecznych do wczytania (wyróżniono istotne informacje):

a. *** Model: COSMO *** Start of the forecast: WED
11.12.2013 00 UTC

Data i godzina startu prognozy – do kontroli czy otrzymano właściwe prognozy.

28) LAT (dgr): **50.238**

29) LON (dgr): **19.044**

Szerokość i długość geograficzna – położenie punktu prognozy. W dalszym ciągu będą oznaczane literami greckimi, odpowiednio φ , λ .

Linie 32-110 jako właściwa prognoza od zerowej godziny prognozy (start prognozy) do 78.

Tabela tab. 4.2 zawiera informację o liniach 3) do 22) z meteogramu, odpowiadających odpowiednim kolumnom we właściwej prognozie.

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 4.2 Linie meteogramu COSMO LM wykorzystywane w procesie prognozy jakości powietrza

Nr parametru	Nr linii	Parametr prognozowany	jednostka
0	3	Godzina prognozy	
1	4	Ciśnienie atmosferyczne	hPa
2	5	Kierunek wiatru na wysokości 10m	°
3	5	Prędkość wiatru na wysokości 10m	m/s
4	6	Kierunek wiatru na 500 m	°
5	6	Prędkość wiatru na 500 m	m/s
6	7	Kierunek wiatru na 700 hPa	°
7	7	Prędkość wiatru na 700 hpa	m/s
8	8	Kierunek wiatru na 850 hpa	°
9	8	Prędkość wiatru na 850 hpa	m/s
10	9	Kierunek wiatru na 950 hpa	°
11	9	Prędkość wiatru na 950 hpa	m/s
12	10	Temperatura przy gruncie	°C
13	11	Temperatura na wysokości 2m	°C
14	12	Temperatura punktu rosy na 2m	°C
15	13	Temperatura na 30m	°C
16	14	Temperatura na 850 hpa	°C
17	15	Temperatura na 700 hpa	°C
18	16	Temperatura na 500 hpa	°C
19	17	Zachmurzenie nieba z piętra niskiego	Oktant
20	17	Zachmurzenie nieba z piętra średniego	Oktant
21	17	Zachmurzenie nieba z piętra wysokiego	Oktant
22	17)a.	Mgła	Oktant
23	18	Dolna granica prądu konwekcyjnego	hPa
24	19	Górna granica prądu konwekcyjnego	hPa
25	20	Opad deszczu	mm
26	21	Opad śniegu	mm
27	22	Zawartość wody w śniegu	m

Zarządzanie jakością powietrza

➤ Etap 3. Opracowanie meteogramu

Oryginalną prognozę nazywano prognozą surową. Jej elementy oznaczono $P_i(h)$, $i=0, \dots, 27$, $h=0, \dots, 78$ (i – numer parametr, h – godzina prognozy). Dla porównania z warunkami historycznymi część parametrów przelicza się według następujących zasad:

- Parametry dotyczące kierunku wiatru należy przekształcić z współrzędnych biegunowych (azymut wiatru) do współrzędnych kartezjańskich. Jeżeli przez k_w oznaczymy kierunek wiatru (numer parametru 2) to zastosujemy wzory
- $u = -\cos(2\pi k_w / 360)$ $v = -\sin(2\pi k_w / 360)$
- Kolumnę związaną z linią o numerze 17 (HML) trzeba rozbić na 3 oddzielne liczby.
- Opad zarówno deszczu jak śniegu w prognozie surowej jest podany narastająco.
- Z wzorów empirycznych (patrz niżej) oblicza się parametry wilgotnościowe na podstawie temperatury powietrza na 2 m (nr parametru 13) oraz temperatury punktu rosy na 2m (nr parametru 14)

Powyższe zasady prowadzą do wyznaczenia prognozy porównywanej z historycznymi prognozami. Elementy prognozy przekształconej oznacza się $F_i(h)$, $i=0, \dots, 12$, $h=0, \dots, 71$ (i – numer parametr, h – godzina prognozy).

$$F_0(h) = h \quad (\text{godzina})$$

$$F_1(h) = P_1(h) \quad (\text{ciśnienie atmosferyczne})$$

$$F_2(h) = -\cos(2\pi P_2(h) / 360) \quad (\text{składowa południkowa kierunku wiatru na 10m})$$

$$F_3(h) = -\sin(2\pi P_2(h) / 360) \quad (\text{składowa równoleżnikowa kierunku wiatru na 10m})$$

$$F_4(h) = P_3(h) \quad (\text{prędkość wiatru na 10m})$$

$$F_5(h) = P_{13}(h) \quad (\text{temperatura powietrza na 2 m})$$

Zarządzanie jakością powietrza

$F_6(h)=P_{14}(h)$ (temperatura punktu rosy na 2 m)

$F_7(h)=\max \{P_{19}(h), P_{20}(h), P_{21}(h)\}$ (zachmurzenie całkowite)

$F_8(h)=\max\{P_{19}(h), P_{20}(h)\}$ (zachmurzenie niskie)

$F_9(h)= 6.1078 \cdot 10^{\frac{AT_d}{T_d+B}}$ (ciśnienie pary wodnej)

$$A = \begin{cases} 7.5 & \text{dla wody} \\ 9.5 & \text{dla lodu} \end{cases}$$

$$B = \begin{cases} 237.5 & \text{dla wody} \\ 265.5 & \text{dla lodu} \end{cases}$$

(4.1)

$F_{10}(h)= 100 \cdot \left(\frac{112 - 0.1 \cdot T + T_d}{112 + 0.9 \cdot T} \right)^8$ (wilgotność względna)

(4.2)

Gdzie $T=P_{13}(h)$,

$T_d=P_{14}(h)$

$F_{11}(0)=0$, $F_{11}(h)=P_{25}(h)- P_{25}(h-1)$ dla $h>0$ (suma opadu deszczu za ostatnią godzinę)

$F_{12}(0)=0$, $F_{12}(h)=P_{26}(h)- P_{26}(h-1)$ dla $h>0$ (suma opadu śniegu za ostatnią 3 godzinę)

Otrzymuje się w ten sposób macierz F o 13 kolumnach i 72 wierszach.

➤ *Etap 4.1. Wyznaczenie LDP listy dat w których meteogram w punkcie prognozy jest podobny do historycznego w tym samym punkcie.*

Prognozy historyczne zostały przygotowane na początku opracowane w podobny sposób jak aktualny meteogram, i oznacza się je F_{dmr} , gdzie d – dzień, m – miesiąc, r – rok. Przeglądamy zbiór prognoz historycznych i obliczamy podobieństwo prognozy F i prognozy historycznej F_{dmr} .

Zarządzanie jakością powietrza

Pojęcie podobieństwa prognoz pogody do rzeczywistej sytuacji meteorologicznej oparte jest na pojęciu odległości ułamkowej. Współczynnik podobieństwa wyraża się wzorem:

$$dist(F, F_{dmr}) = \sqrt[k]{\sum_{i=0}^{23} \sum_{j=1}^{12} w_{ij} \cdot |F^{ij} - F_{dmr}^{ij}|^{1/k}} \quad (4.3)$$

gdzie $[w_{ij}]$ (plik konfiguracyjny) jest macierzą dodatnich wag i będzie elementem konfiguracji. Nazwa ułamkowa została wykorzystana, ponieważ wskazane jest dla tak dużych zestawów danych użycie potęgi $k < 1$ (plik konfiguracyjny). Wybieramy dILDLP (plik konfiguracyjny) dla których macierz F_{dmr} jest najbardziej podobna (najmniejsza odległość) do macierzy F . Wartość dILDLP będzie rzędu 20-50.

- *Etap 4.2. Odczytywane historycznych wartości stężeń prognozowanego zanieczyszczenia na podstawie LDP w danej dobie*

Lista LDP jest zbiorem terminów w których w danym mieście, w ciągu jednej doby, była obserwowana pogoda zbliżona do aktualnej prognozy pogody. Zatem w tej dobie jakość powietrza powinna być podobna do zaobserwowanej w tym terminie (dmr)

W tej fazie algorytmu inicjuje się 24 elementową tablicę list StZan na których gromadzone są historyczne wartości stężeń zanieczyszczenia. Użycie list jest konieczne ze względu na pojedyncze braki pomiarów.

Po zakończeniu etapu 4.2. dokonywane jest sprawdzenia dla każdej godziny h długości list StZan[h], $h=0,..,23$. W przypadku gdy liczba ich elementów jest mała - mniejsza niż minZan (plik konfiguracyjny) zwiększa się wartość dILDLP o 10 i wraca do etapu 4).1.

- *Etap 4.3. Agregacja w każdej dobie prognozy poziomu zanieczyszczenia do jednej wartości, a następnie uzyskanie prognozowanego przebiegu stężenia zanieczyszczenia w ciągu 3 dób.*

Oblicza się wartości dla każdej godziny h w dobie, $h=0,..,23$

$Sr(h)=StZan[h].Average$

$Mx(h)=StZan[h].Max$

Następnie wyznacza nieskorygowaną wartość prognozy stężeń zanieczyszczeń

$$St(h) = \alpha * Sr(h) + \beta * Mx(h)$$

gdzie α , β są parametrami (plik konfiguracyjny)

Najczęściej spełnione są warunki $\alpha \geq 0$, $\beta \geq 0$, $\alpha + \beta = 1$. W działaniu operacyjnym dobór tych parametrów jest kluczowy. $St(h)$ jest średnią ważoną średnich i ekstremalnych obserwowanych stężeń w przeszłości.

- *Etap 4.4. Generowanie pliku z prognozowanym przebiegiem stężeń zanieczyszczeń i wykresami wraz z publikacją na stronie internetowej.*

Na tym etapie prognozy generowany jest zbiór plików wyjściowych w postaci prognozowanych przebiegów stężeń pyłu PM_{10} i $PM_{2,5}$ a także prognozowany przebieg wartości godzinnych i dobowych wskaźnika jakości powietrza. Docelowo wskaźnik ten oparty będzie o indeks europejski jakości powietrza (European Air Quality Index- EAQI) jednak na razie ze względu na brak odniesienia tegoż indeksu do prognoz godzinowych wykorzystywane jest indeks CAQI.

4.3.6 Indeks jakości powietrza jako podstawowa informacja o prognozie stężeń.

Dla szybkiej analizy warunków jakości powietrza obok wartości bezwzględnych pomierzonych lub prognozowanych stosuje się często tzw. indeks jakości powietrza. Stanowi alternatywę do wykorzystywania wartości bezwzględnych stężeń zanieczyszczeń. Ta szeroko stosowana w świecie metoda ma coraz większe znaczenie i w Europie. Jej powodzenie wynika między innymi z ograniczonej wiedzy społeczeństwa na temat zanieczyszczeń powietrza i przyzwyczajenia ludzi do posługiwania się piktogramami w komunikacji społecznej. Intuicyjnie kolor zielony, żółty czy czerwony są postrzegane jako sygnalizacja pozytywnego lub negatywnego stanu. Fakt ten wykorzystano przypisując wartościom bezwzględnych indeksów różne kolory. Zwykle AQI wylicza się jednocześnie dla kilku zanieczyszczeń. Stan jakości powietrza charakteryzuje ten spośród cząstkowych AQI, który przyjął największą (najbardziej niekorzystną) wartość.

Na świecie funkcjonuje wiele indeksów dotyczących jakości powietrza, ich tworzenie rozpoczęto wraz z utworzeniem pierwszych sieci automatycznego monitoringu. Obecnie dąży się do ujednoczenia podejścia w obszarach posługujących się jednolitymi standardami.

Zarządzanie jakością powietrza

Jakość powietrza w krajach Unii Europejskiej klasyfikuje się stosując tzw. wspólny indeks jakości powietrza CAQI (*Common Air Quality Index*). Jego formuła została określona na potrzeby porównywania jakości powietrza w różnych miastach Europy. Indeks ten posługuje się Europejska Agencja Środowiska [4.71] w ramach systemu udostępniania informacji o jakości powietrza Eye On Earth.

Wspólny wskaźnik jakości powietrza CAQI jest wyliczany jednocześnie dla NO₂, PM₁₀, O₃, CO, SO₂. W tabeli tab. 4.3 podano odpowiadające poszczególnym klasom indeksu CAQI zakresy stężeń zanieczyszczeń. Klasy 1-3 dotyczą powietrza o zadowalającej jakości, tj. o zanieczyszczeniu niestwarzającym zagrożenia dla zdrowia ludzi. Klasy 4 i 5 oznaczają powietrze złej jakości – o poziomie zanieczyszczenia stwarzającym zagrożenie zdrowotne szczególnie dla grup wrażliwych (klasa 4) lub całej populacji (klasa 5). Zostały opracowane trzy różne indeksy w celu umożliwienia porównania w trzech różnych skalach czasu:

- Indeks godzinowy :

który opisuje aktualną (dzisiejszą) jakość powietrza, na podstawie godzinowych wartości aktualizowanych co godzinę,

- Dzienny indeks:

co oznacza wczorajszą ogólną sytuację jakości powietrza, na podstawie wartości dobowych i aktualizowany raz na dobę,

- Roczny indeks :

który reprezentuje ogólne warunki jakości powietrza w mieście przez cały rok w porównaniu do europejskich norm jakości powietrza. Indeks ten oparty jest na średnich rocznych porównywanych do rocznych wartości dopuszczalnych, aktualizowany raz w roku.

Tab. 4.3 Sposób indeksowania, czasu uśredniania i przedziały stężeń zanieczyszczeń dla CAQI

Wskaźnik CAQI		Typ stacji													
		tło miejskie										komunikacyjna			
		Zanieczyszczenie (µg/m ³)													
		obligatoryjne				fakultatywne				obligatoryjne		fakultatywne			
Kategoria	Klasa	NO ₂	PM ₁₀	O ₃	PM _{2,5}	CO	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	CO	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	CO
		1 godz.	1 godz.	24 godz.	1 godz.	1 godz.	24 godz.	8 godz. średnia krocząca	1 godz.	1 godz.	1 godz.	24 godz.	1 godz.	24 godz.	8 godz. średnia krocząca
0-25	1 bardzo niski	0-50	0-25	0-15	0-60	0-15	0-10	0-5000	0-50	0-50	0-25	0-15	0-15	0-10	0-5000
25-50	2 niski	51-100	26-50	16-30	61-120	16-30	11-20	5001-7500	51-100	51-100	26-50	16-30	16-30	11-20	5001-7500
50-75	3 średni	101-200	51-90	31-50	121-180	31-55	21-30	7501-10000	101-300	101-200	51-90	31-55	31-55	21-30	7501-10000
75-100	4 wysoki	201-400	91-180	51-100	181-240	56-110	31-60	10001-20000	301-500	201-400	91-180	51-100	56-110	31-60	10001-20000
> 100	5 bardzo wysoki	> 400	>180	>100	> 240	>110	> 60	> 20000	> 500	> 400	>180	>100	>110	> 60	> 20000

Od niedawna w Europie stosuje się także Europejski Indeks jakości Powietrza (European Air Quality Index- EAQI) jednakże do czasu wprowadzenia odniesienia tegoż indeksu do prognoz godzinowych w prognozie wykorzystywany jest wskaźnik CAQI.

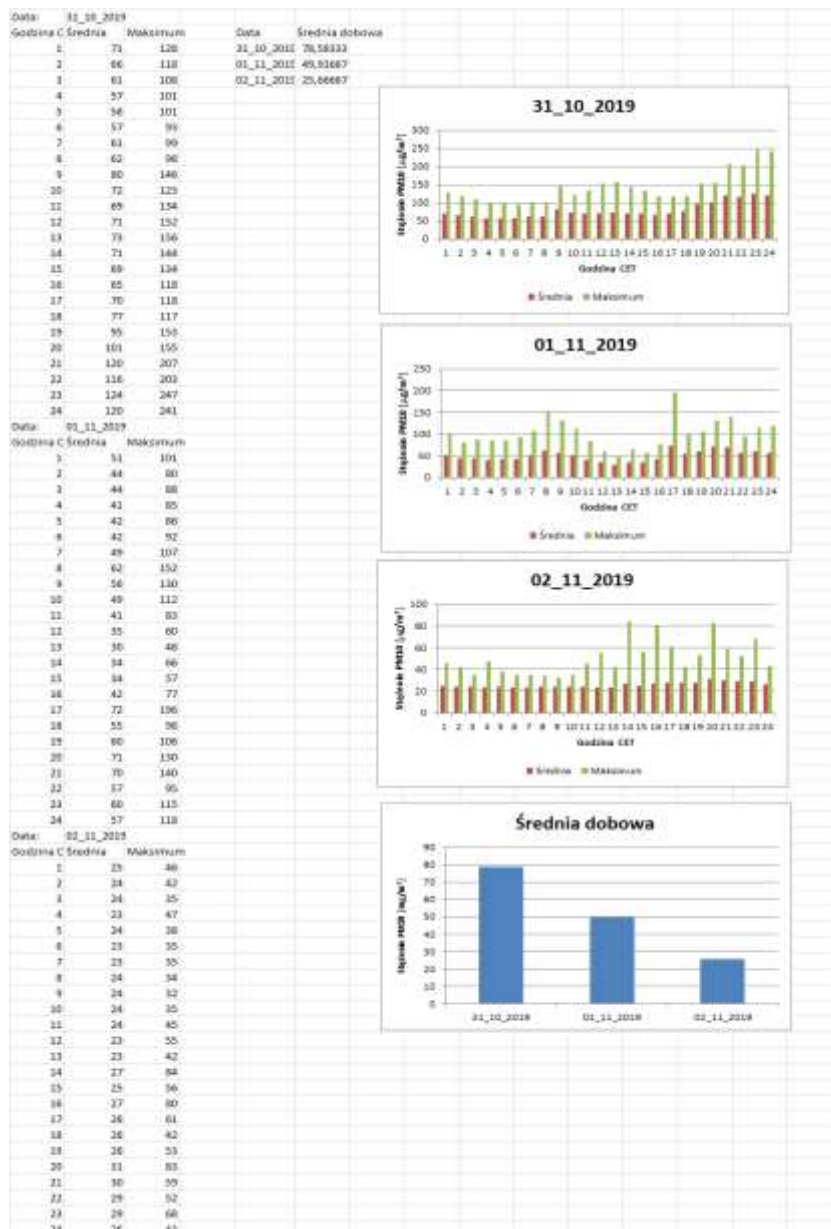
4.3.7 Przykłady wyników i wizualizacja

Krótkoterminowa prognoza jakości powietrza dla obszaru TRITIA jest generowana codziennie około godziny 9.00 czasu urzędowego a jej wizualizacja przedstawiana jest w dwóch postaciach:

- ✓ wizualizacji w arkuszu kalkulacyjnym Excel przebiegu stężeń średnich i najwyższych oczekiwanych (maksymalnych w poszczególnych godzinach horyzontu prognozowania) – patrz rys. 4.26. Produkt ten jest przekazywany bezpośrednio do służb ochrony powietrza w miastach partnerskich oraz analizowany przez zespół realizujący projekt,

Zarządzanie jakością powietrza

- ✓ map prognozowanego przebiegu godzinowego wskaźnika CAQI udostępnianych na stronach internetowych projektu AIR TRITIA. (patrz rys. 4.27 - 4.29).



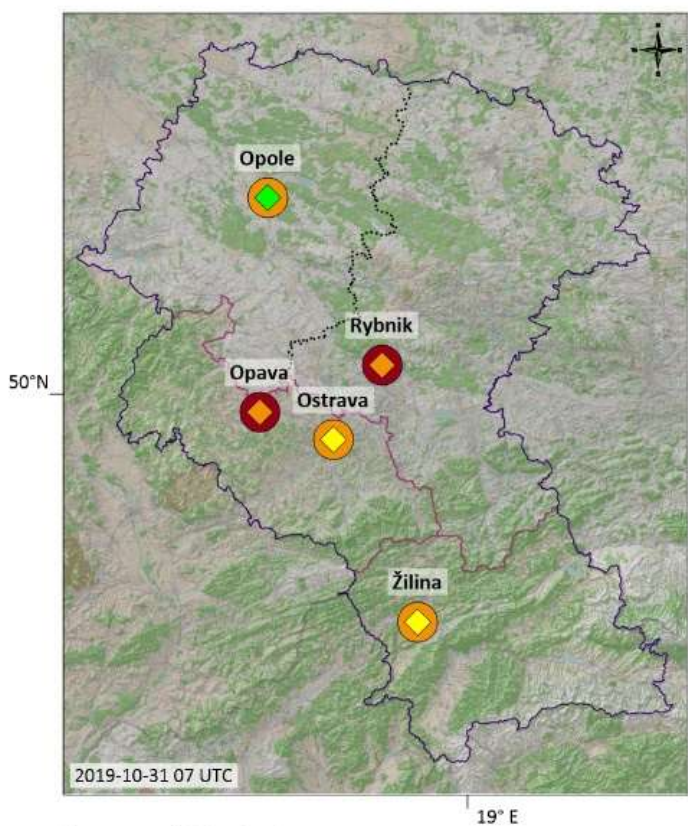
Rys. 4.26 Przykład prognozy dla Opola z dnia 31 października 2019

Zarządzanie jakością powietrza

Przedstawiono tu przykład arkusza programu Excel dla prognozy i wizualizacji stężeń zanieczyszczeń godzinowych i dobowych. Dla innych miast dokumenty wyglądają podobnie (Rys. 4.26).



Air Quality Prediction

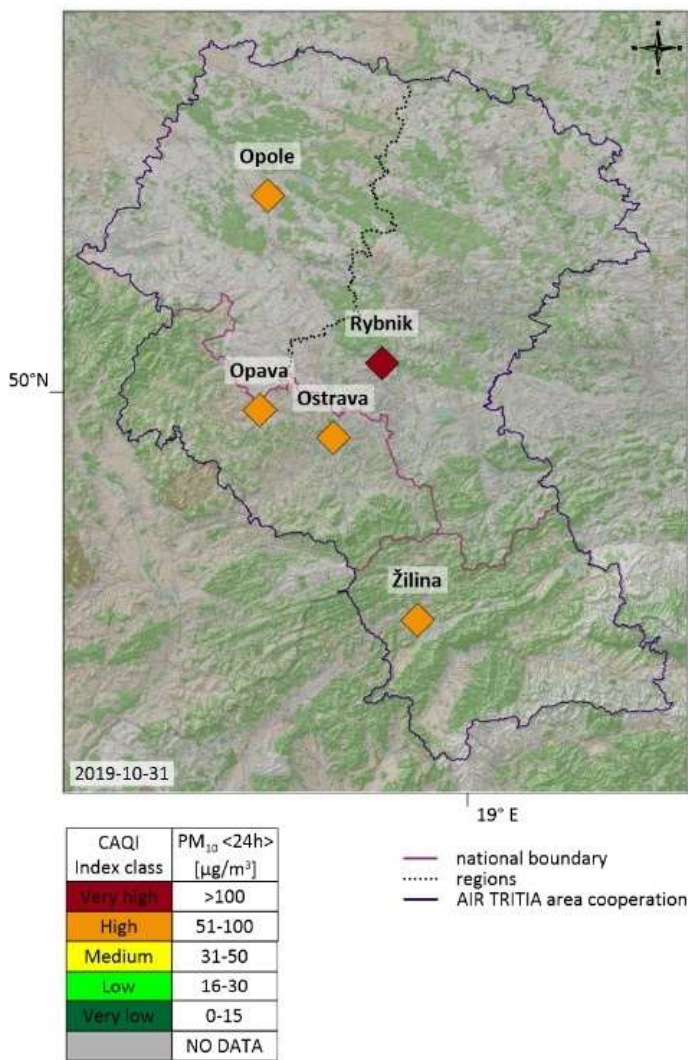


CAQI Index class	PM ₁₀ <1h> [µg/m ³]
Very high	>180
High	91-180
Medium	51-90
Low	26-50
Very low	0-25
	NO DATA

- national boundary
 - regions
 - AIR TRITIA area cooperation
- PM10 prediction
- maximal
 - ◇ average

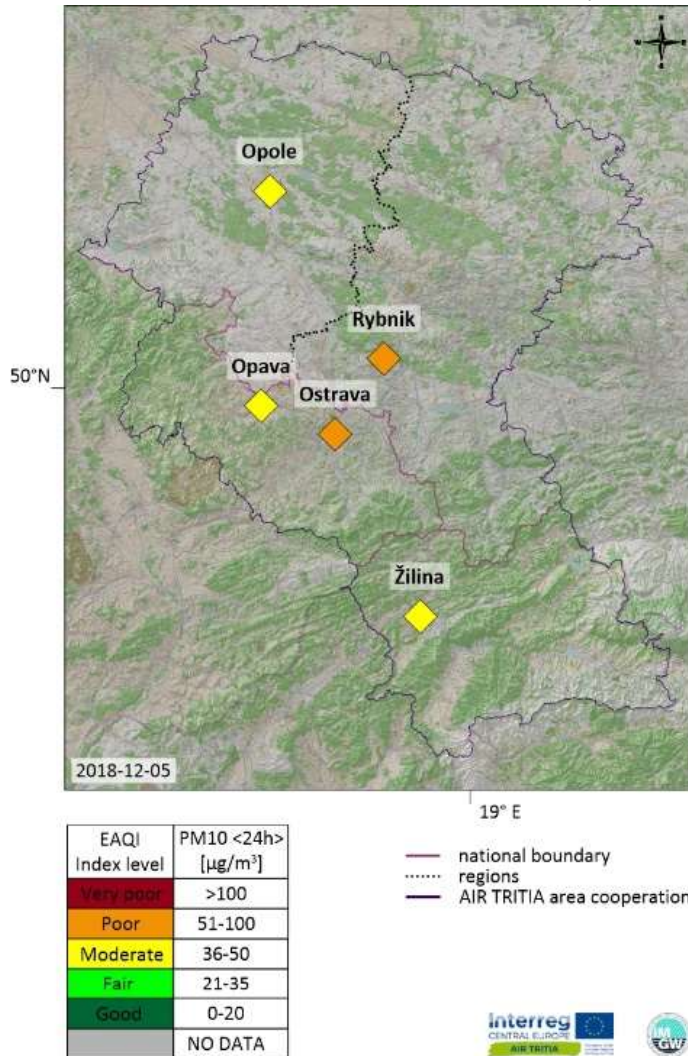
Sources: http://www.airqualitynow.eu/about_indices_definition.php

Rys. 4.27 Wizualizacja godzinowej prognozy CAQI dla obszaru TRITIA



Sources: http://www.airqualitynow.eu/about_indices_definition.php

Rys. 4.28 Wizualizacja dobowej prognozy CAQI dla obszaru TRITIA (na pierwszy dzień prognozy)



Rys. 4.29 Wizualizacja dobowej prognozy EAQI dla obszaru TRITIA (na pierwszy dzień prognozy)

Weryfikacja i sprawdzalność modelu

Dla weryfikacji modelu prognozowania wybrano okres 1.01.2019 do 30.06.2019 r. Jest to okres testowy, gdyż dane z niego nie wchodziły w algorytm predykcji. Ponadto upłynął dostateczny czas dla weryfikacji danych. Aby uzyskać bardziej scalony obraz wyników prognozowania, wykorzystano prognozowane stężenia dobowe, które porównano przy

Zarządzanie jakością powietrza

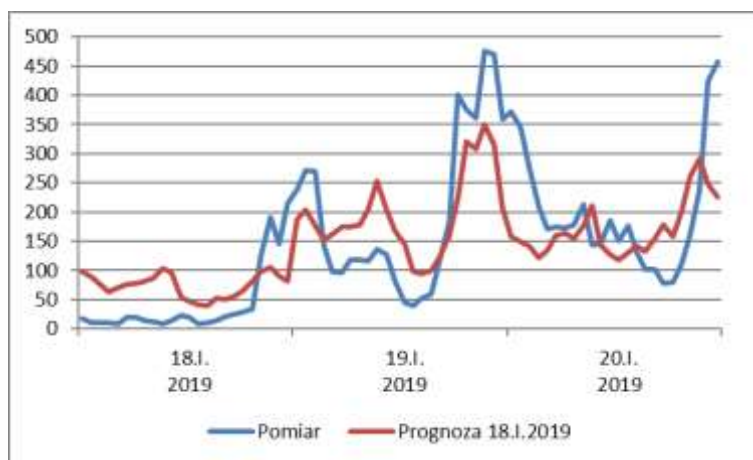
pomocy regresji liniowej z danymi pomiarowymi. Podsumowanie zawiera tabela tab. 4.4.

Tab. 4.4 Sprawdzalność prognozy stężeń dobowych PM_{10} dla miast obszaru AIR TRITIA reprezentowana współczynnikiem determinacji.

Miasto	Współczynnik determinacji		
	Dzisiaj	Jutro	Pojutrze
Opawa	0,572	0,477	0,496
Opole	0,662	0,468	0,5
Ostrawa	0,514	0,47	0,438
Rybnik	0,793	0,647	0,482
Żylna	0,533	0,48	0,508

Jak wynika z tabeli tab. 4.4 jakość prognozy spada z czasem. Najwyższe wartości współczynników determinacji są osiągane przy prognozach na dzisiaj. Jakość prognoz najwyższa jest dla Rybnika i Opola, gdyż posługiwano się dokładnymi danymi. Porównując prognozę dla Żyliny z prognozami miast czeskich nie dostrzeżono istotnych różnic. Świadczy to o równowartości odtwarzania pomiarów zanieczyszczeń przez podobieństwo pokryć oraz metodami regresyjnymi.

Aby zilustrować prognozę jednogodzinną wybrano Rybnik w okresie 18-20.01. 2019r. (rys. 4.30), na początku którego stężenia zaczynają rosnać, potem są jednymi z najwyższych w roku 2019, a na koniec spadają.



Rys. 4.30 Porównanie prognozy stężeń godzinowych PM_{10} z pomiarem dla Rybnika podczas epizodu smogowego w dniach 18-20.01.2019 roku.

4.3.8 Podsumowanie - możliwości rozwoju i rekomendacje dla innych zastosowań

Prognoza jakości powietrza oparta o zbliżoną do opisywanej metodyki była stosowana z powodzeniem w latach 2005 -2018 w Regionalnym Systemie Prognoz Jakości Powietrza realizowanym przez zespół IMGW-PIB dla potrzeb Śląskiego Wojewódzkiego Inspektora Ochrony Środowiska. Jej nieco zmodyfikowana odmiana jest do dziś wykorzystywana na obszarze pogranicza polsko- czeskiego jako wynik realizacji projektu AIR SILESIA realizowanego w ramach perspektywy finansowej UE z lat 2010-2014. Jest również podobna metodyka prognozy zaimplementowana jako wynik realizacji projektu ISOK [4.70].

Przez cały czas funkcjonowania prognoza ewoluowała zyskując nowe funkcjonalności i zwiększając dokładność. Jednak jak każda prognoza warunków fizycznych pozostaje obarczona błędem. Jej twórcy dokładają wszelkich starań aby błąd ten był jak najmniejszy. Każde nowe zastosowanie pozwala na identyfikację obszarów działań do eliminacji tych błędów. Ponad roczne testowe funkcjonowanie prognozy dla celów projektu AIR TRITIA skłoniło do wyciągnięcia kolejnych wniosków w sprawie poprawy jakości prognozy.

Jej poprawę można osiągnąć na wiele sposobów:

- ✓ Posługiwanie się danymi zmierzonymi , a nie odtworzonymi
- ✓ Poprawa parametrów modelu (żmudne obliczenia)
- ✓ Zastąpienie historycznych prognoz przez pomiary parametrów meteorologicznych na stacji synoptycznej
- ✓ Poprawę algorytmu obliczania podobieństwa sytuacji meteorologicznej aktualnej do historycznych
- ✓ Częstsze odnawianie prognoz, zamiast co 24 godziny, co 6 godzin.

Zaproponowana metodyka może służyć dla prognozowania różnych zanieczyszczeń, na różnych obszarach. Potrzebne jest tylko odpowiednie przygotowanie danych do prognozowania.

4.4 Literatura

- [4.1] SCHLOSSER, Tibor 2007. Słownik inteligentnych systemów transportowych. Združenie IDS Slovensko, 2007. ISBN 978-80-969788-8-5.
- [4.2] Ministerstwo Transportu, Budownictwa i Rozwoju Regionalnego RS TP 102 Obliczanie przepustowości dróg, 2015
- [4.3] Ministerstwo Transportu i Budownictwa RS, Przewodnik metodologiczny dotyczący kompilacji modeli transportu i prognoz ruchu, 01.01. 2019, (<https://www.mindop.sk/ministerstvo-1/doprava-3/dopravne-modelovanie/metodika-dopravneho-modelovania-a-dopravných-prognóz>)
- [4.4] ČELKO, J., ĎURČANSKÁ, D. a kol., Planowanie ruchu, Žilinská Univerzita v Žiline, EDIS, 2015
- [4.5] PUM miasta Żyliny, 2015
- [4.6] PUM miasta Ostrawa, AF-CITYPLAN s.r.o., 2015
- [4.7] Plan zrównoważonej mobilności miejskiej Opawa Model ruchu miasta Opawy, UDIMO 2015
- [4.8] Plan zrównoważonego rozwoju publicznego transportu zbiorowego dla miasta Opola, November 2013
- [4.9] Studium transportowe aglomeracji Rybnickiej, International Management Services Sp. z o. o., VIA VISTULA Franek I Sapoń Sp. J., 2015
- [4.10] ĎURČANSKÁ, D. A KOL.: Road Transport and the Environment. Publisher University of Žilina, 2019, ISBN 978-80-554-1632-8, 276 p.
- [4.11] Model. Wikipedia, free encyclopedia. [Online] 2006. <http://en.wikipedia.org/wiki/Model>.
- [4.12] JANČÍK, P. Geoinformační technologie pro řízení kvality ovzduší - habilitační práce. Ostrava: VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, 2003.
- [4.13] KOPÁČEK, J. a BEDNÁŘ, J. Jak vzniká počasí. Praha: Karolinum, 2005. 80-246-1002-7.
- [4.14] Guideline on Air Quality Model. US EPA.
- [4.15] ATAKAN, K., a další. An online air pollution forecasting system using neural networks, 34 s. 592–598. Environmnet International. 2008.

- [4.16] BRUNELLI, U. et al. Two-days ahead prediction of daily maximum concentrations of SO₂, O₃, PM₁₀, NO₂, CO in the urban area of Palermo, Italy, 41 s. 2967–2995. *Environment International*. 2007.
- [4.17] PRAGATI, S., AVINASH, C. a KAUSHIK, S. C. Forecasts using Box–Jenkins models for the ambient air quality data of Delhi City. *Environmental Monitoring and Assessment* . 2008, 157, stránky 105–112.
- [4.18] JEH-NAN, P. a SU-TSU, C. Monitoring long-memory air quality data using ARFIMA model. *Environmetrics*. 2008, 19, stránky 209–219.
- [4.19] HOI, K.I., YUEN, K.V. a MOK, K.M. Prediction of daily averaged PM₁₀ concentrations by statistical time-varying model. *Atmospheric Environment*. 2009, 43, stránky 2579–2581.
- [4.20] CHAVENT, M. et al. PCA- and PMF-based methodology for air pollution sources identification and apportionment. *Environmetrics*. 2009, 20, stránky 928–942.
- [4.21] CASELLI, M., GENNARO, DEN a G., IELPO, P. A comparison between two receptor models to determine the source apportionment of atmospheric pollutants. *Environmetrics*. 2006, 17, stránky 507–516.
- [4.22] CALINE3 - A Versatile Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Levels Near Highways and Arterial Streets. Washington D.C. : US EPA, 1979. str. 34.
- [4.23] ADMS-Urban model. [Online] Cambridge Environmental Research Consultants, 2010. <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-Urban-model.html>.
- [4.24] The CALPUFF Modeling System. [Online] The Atmospheric Studies Group, 2010.
- [4.25] RIMPUFF - Risoe Mesoscale PUFF model. [Online] Technical university of Denmark, 2008.
- [4.26] OETTL, D., ALMBAUER, R.A. a STURM, P.J. A new method to estimate diffusion in stable, low-wind conditions. *Journal of Applied Meteorology*. 2001, 40 (2), stránky 259–268.
- [4.27] PLATOŠ, P. Aplikace modelu proudění v oblasti ekologie - disertační práce. Ostrava : VŠB-TU Ostrava, 2009.
- [4.28] Air Quality Observations from Space, NASA, 2019 [Online] <https://airquality.gsfc.nasa.gov/>
- [4.29] United Space in Europe – Air quality, ESA, 2019 [Online]

Zarządzanie jakością powietrza

- [4.30] BEELEN, R., a další. Mapping of background air pollution at a fine spatial scale across the European Union. *Science of the Total Environment*. 2009.
- [4.31] Air quality maps since 2001. *Air and Air Pollution Control*. [Online] Umwelt Bundes Amt, 2011. <http://www.umweltbundesamt.de/luft-e/immissionssituation/idaten.htm>.
- [4.32] Data and maps. EEA web page. European Environmental Agency, 2010.
- [4.33] ARAIN, M.A., a další. The use of wind fields in a land use regression model to predict air pollution concentrations for health exposure studies. *Atmospheric Environment*. 2007.
- [4.34] BRIGGS, D.J. a et.al. Mapping urban air pollution using GIS: A regression-based approach. *International Journal of Geographical Information Science*. 1997.
- [4.35] VIENNEAU, D., DE HOOGH, K. A BRIGGS, D. A GIS-based method for modelling air pollution exposures across Europe. *Science of the Total Environment*. 2009.
- [4.36] PM₁₀ Forecast. Prev'Air web page. [Online] Prev'Air, 2011. http://www.prevail.org/en/prevision_pm10.php.
- [4.37] Air Pollution - SOER-2010 Part B. EEA Web Development project. [Online] European Environmental Agency, 2010.
- [4.38] Maps of Air Quality Across Scotland. *Air Quality in Scotland*. [Online] The Scottish Government, 2011.
- [4.39] PM_{2.5} annual mean in 2015, European Environmental Agency, 2019
- [4.40] BUBNÍK, J., a další. SYMOS'97 Systém modelování stacionárních zdrojů. Praha : Český hydrometeorologický ústav, 1998, 80-85813-55-6.
- [4.41] Co je to GIS? Centrum informačních technologií Ostravské univerzity. [Online] 2002. <http://cit.osu.cz/gis/CoJeToGIS.php>.
- [4.42] Effects, Damage, Effects plus, Effects GIS; Version 5.5. Apeldoorn : TNO Safety software, 2003.
- [4.43] Soundplan User manual.: Braunstein+Berndt GmbH / SoundPLAN LLC, 2005.
- [4.44] SYMOS'97, uživatelská příručka. Praha: Idea Envi, 2010.
- [4.45] ArcHydro resource center. ESRI. [Online] 2010. <http://resources.esri.com/arcHydro/>.

Zarządzanie jakością powietrza

- [4.46] JANČÍK, P. aj. Místní program zlepšení kvality ovzduší pro město Ostrava. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2004.
- [4.47] Rozptylová studie pro správní území města Přerova. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2004.
- [4.48] Rozptylová studie II pro město Opava. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2007.
- [4.49] Rozptylová studie pro obec s rozšířenou působností Kopřivnice. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2006.
- [4.50] Systém řízení kvality ovzduší pro město Olomouc, 17 publikací. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2005-2010.
- [4.51] Modelování rozptylu znečišťujících látek pro Program ke zlepšení kvality ovzduší města Plzně. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2007.
- [4.52] Rozptylová studie pro Frenštát pod Radhoštěm. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2008.
- [4.53] Analýza kvality ovzduší pro město Ostrava. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2008.
- [4.54] Vliv opatření u významných průmyslových zdrojů na kvalitu ovzduší v Moravskoslezském kraji - případová studie. Ostrava : VŠB-TUO, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství, Katedra ochrany životního prostředí v průmyslu, 2010.
- [4.55] EU-DEM v1.0. European Environmental Agency, [Online] 2018. <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem>
- [4.56] TZURNAS, CH. Vliv plynofikace lokálních topenišť na kvalitu ovzduší v městské zástavbě - diplomová práce. Ostrava : VŠB-TUO, 2005.
- [4.57] MACHÁLEK, P. a MACHART, J. Emisní bilance vytápění bytů malými zdroji. Milevsko : ČHMÚ, 2001.

Zarządzanie jakością powietrza

- [4.58] MACHÁLEK, P. a MACHART, J. Upravená emisní bilance malými zdroji od roku 2006. Milevsko : ČHMÚ, 2007.
- [4.59] Program MEFA. ATEM - Ateliér ekologických modelů. [Online] 2006. [Citace: 20. 12 2010.] <http://www.atem.cz/mefa.html>.
- [4.60] IT4Innovations – National Supercomputing Center, VŠB-TU Ostrava, 2019 [Online] <https://www.it4i.cz/?lang=en>
- [4.61] Metacentrum, Cesnet 2019 [Online] <https://metavo.metacentrum.cz/>
- [4.62] Earth Tech. Inc., 2006. Development of the Next Generation Air Quality Models for Outer Continental Shelf (OCS) Applications Final Report: Volume 2, CALPUFF Users Guide, (CALMET and Preprocessors), March 2006.
- [4.63] MARKIEWICZ M.T.: 2004, Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa
- [4.64] PREGIBON, D. (1997). Data Mining. Statistical Computing and Graphics, 7, 8Tumidajski T i in. 2009, Modele stochastyczne zanieczyszczeń powietrza
- [4.65] Scire i in., 2000a; A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model (Version 5) Earth Tech, Inc.196 Baker Avenue Concord, MA 01742
- [4.66] ZIEMIAŃSKI M., OŚRÓDKA L. (red.), 2012. Zmiany klimatu a monitoring i prognozowanie stanu środowiska atmosferycznego. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa w aglomeracjach przemysłowych, Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, T.11, Bydgoszcz
- [4.67] TUMIDAJSKI T, i in., 2009, Modele stochastyczne zanieczyszczeń powietrza w aglomeracjach przemysłowych, Rocznik Ochrona Środowiska 11, 543-554
- [4.68] <http://www.cosmo-model.org/content/model/general/default.htm> dostep 5.11.2019
- [4.69] https://www.statsoft.pl/textbook/stathome_stat.html?https%3A%2F%2Fwww.statsoft.pl%2Ftextbook%2Fstdatmin.html dostep 5.11.2019
- [4.70] https://imgw.isok.gov.pl/imap_imgw/?gpmmap=gpmZPow dostep 5.11.2019
- [4.71] <http://www.airqualitynow.eu/index.php>

5 Specjalistyczne pomiary pyłu zawieszonego w powietrzu

Obecnie głównymi priorytetami ochrony powietrza w Europie są drobne cząstki aerozolu atmosferycznego (PM₁₀ - aerozol atmosferyczny o średnicy aerodynamicznej $\leq 10 \mu\text{m}$, PM_{2,5} - aerozol atmosferyczny o średnicy aerodynamicznej $\leq 2,5 \mu\text{m}$) i ozonu w warstwie przyziemnej. W wielu krajach europejskich problemem jest utrzymanie stężeń pyłów w miastach poniżej wartości dopuszczalnych dla PM₁₀. Pyły PM_{2,5} (PM₁₀) są przenoszone na duże odległości i wywierają niekorzystny wpływ na środowisko naturalne, a ich pochodzenie należy w dużej mierze wiązać z czynnikami antropogenicznymi. Skład chemiczny (węgiel organiczny i pierwiastkowy, pył mineralny, aerozol morski, cząstki wtórne, zwłaszcza siarczany i azotany, metale ciężkie i inne substancje) jest również zróżnicowany. Tło regionalne w miastach zwiększa transport, szczególnie silniki diesla, lokalny przemysł i ogrzewanie oraz cząstki pyłu powtórnie porywane z powierzchni jezdni. Zasadniczo toksyczność cząstek wzrasta wraz z ich malejącymi wymiarami.

Podstawowym warunkiem ograniczenia zanieczyszczenia jest określenie źródła pyłu oraz stopnia jego szkodliwości dla środowiska. PM obejmuje cząstki stałe i ciekłe o wielkości od 1 nm do 100 μm , które utrzymują się w powietrzu dostatecznie długo żeby nazwać je aerozolami.. Aerozole występują w atmosferze w postaci złożonej heterogenicznej mieszaniny zróżnicowanej pod względem wielkości i składu chemicznego cząstek. PM charakteryzują się specyficznymi właściwościami fizycznymi (kształt, rozmiar, ładunek elektryczny, powierzchnia cząstek i rozpuszczalność) oraz właściwościami chemicznymi (składniki nieorganiczne i organiczne), które zależą od ich źródła, mechanizmu powstawania i innych warunków (odległość od źródła, warunki meteorologiczne). Spośród właściwości fizycznych bardzo duże znaczenie ma rozkład ziarnowy emitowanych cząstek.

Głównymi źródłami zanieczyszczenia powietrza na obszarach miejskich są emisje spalin, reemisja cząstek z powierzchni dróg i ogrzewanie gospodarstw domowych drewnem i węglem [5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5]. Aerozole powstające podczas ruchu kołowego oddziałują niekorzystnie zwłaszcza na

Zarządzanie jakością powietrza

ludność obszarów miejskich, a ich stężenia osiągają niejednokrotnie alarmujące wielkości [5,6].

W 2013 r. sektor transportu w UE przyczynił się do 13% całkowitej emisji cząstek PM₁₀ i 15% emisji cząstek stałych PM_{2,5}. Drobna frakcja PM_{2,5} stanowi 40–80% stężenia masowego PM₁₀ w powietrzu atmosferycznym w Europie.

Zakres oddziaływania pyłu zawieszonego na zdrowie populacji jest bardzo duży. Przede wszystkim jednak wpływa on na układ oddechowy i sercowo-naczyniowy. Problem ten dotyczy całej populacji, ale wrażliwość na zanieczyszczenia może się różnić w zależności od kondycji zdrowotnej lub wieku. Wykazano, że ryzyko zwiększa się wraz z czasem ekspozycji i niewiele jest wyników badań, które wskazywałyby na istnienie jakiegoś progu, poniżej którego cząstki stałe nie miałyby negatywnego wpływu na zdrowie. W rzeczywistości dolna granica zakresu stężeń, dla których wykazano niekorzystne skutki zdrowotne, nie jest znacząco wyższa niż stężenie tła oszacowane na 3 do 5 µg / m³ dla cząstek mniejszych niż 2,5 µm (PM_{2,5}) w Stanach Zjednoczonych i Europie Zachodniej. Dane epidemiologiczne wskazują, że niekorzystne skutki zdrowotne pojawiają się zarówno po krótkotrwałej jak i długotrwałej ekspozycji na zanieczyszczenia powietrza.

Frakcja PM₁₀ reprezentuje cząstki, które mogą przedostawać się do układu oddechowego wywierając niekorzystny wpływ zwłaszcza na ludność obszarów miejskich. Obejmuje cząstki drobne, o rozmiarach do 2,5 um oraz cząstki grube z przedziału rozmiarów 2,5 do 10 um.

Frakcja gruboziarnista powstaje głównie w wyniku procesów mechanicznych, takich jak prace budowlane i ponowne wzbijanie się pyłu drogowego, natomiast frakcja drobna pochodzi głównie podczas spalania. W środowiskach miejskich występują obie frakcje, zarówno gruba, jak i drobna, ale ich udział różni się w miastach na całym świecie ze względu na ukształtowanie terenu, meteorologię i źródła PM [5.6].

5.1 Podstawowe pojęcia

Jakość powietrza – stopień zanieczyszczenia powietrza określony na podstawie pomiarów lub prognoz, odniesionych do przyjętych wskaźników jakości.

Rozkłady ziarnowe – stężenie aerozoli w funkcji ich rozmiarów.

Cząstki pierwotne (Primary particle) – Aerozole ciekłe lub stałe emitowane do atmosfery bezpośrednio ze źródeł naturalnych oraz antropogenicznych.

Cząstki wtórne (Secondary particle) – Aerozole ciekłe i stałe powstające w atmosferze wskutek przemian chemicznych zanieczyszczeń gazowych.

Cząstki (Particle) - niewielkie pojedyncze obiekty z klasy aerozoli, mające rozmiar od 1 nanometra do 100 mikrometrów; mogą być chemicznie jednorodne lub heterogeniczne; mogą występować w postaci cząstek stałych lub ciekłych lub z obu jednocześnie.

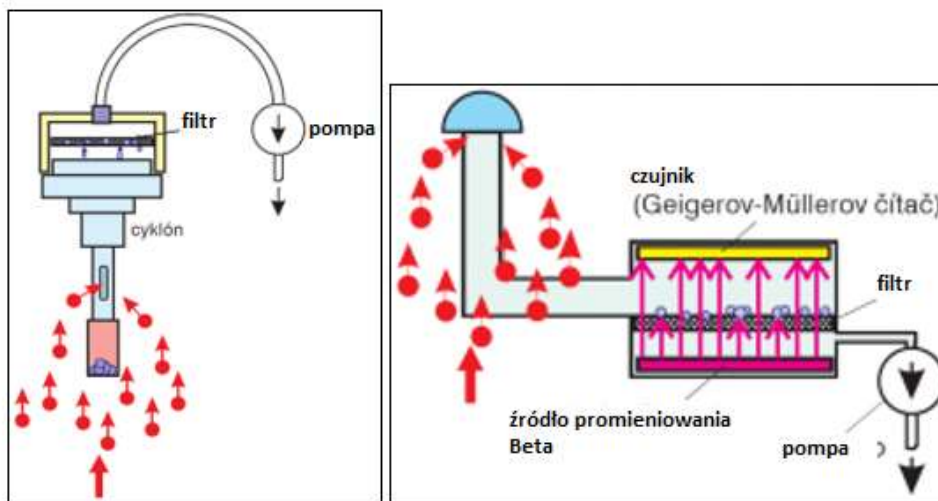
PM_{xx} („Particulate matter“) - stężenie masowe aerozolu PM_{xx}, gdzie xx jest górną granicą wielkości cząstek w mikrometrach; na przykład PM₁₀, PM_{2,5} [5.44].

5.2 Pomiar, stężenie i rozkład pyłu zawieszonego w Żylinie na Słowacji

Urządzenia do pomiaru stężenia pyłu zawieszonego w powietrzu, tzw. pyłomierze (angl. dust concentration monitor), pracują w oparciu o różne metody pomiaru. Metody te można podzielić według stosowanej zasady fizycznej na następujące grupy:

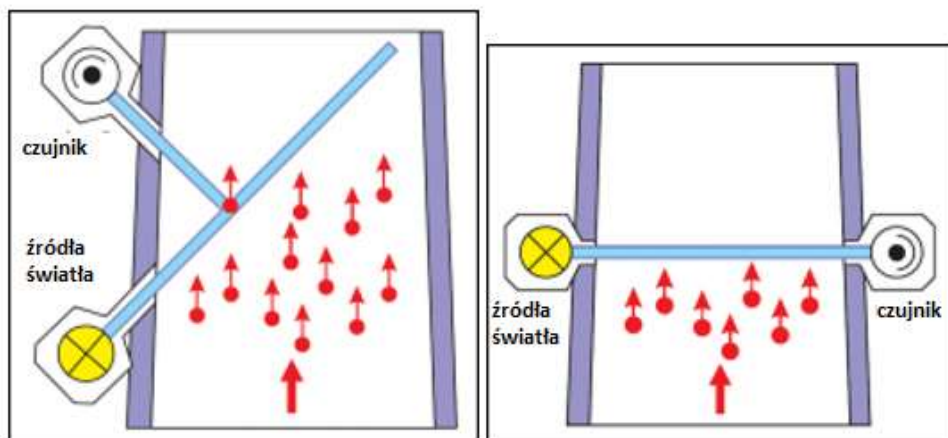
- **metoda grawimetryczna:** stosowana jako metoda referencyjna do kalibracji pyłomierzy, jednak nie jest przeznaczona do ciągłych pomiarów, ponieważ nie dostarcza informacji o stężeniu pyłu w powietrzu w poszczególnych interwałach pomiarowych, a jedynie wartość bilansową dla całego okresu pomiarowego; masa zebranego pyłu jest równa różnicy masy filtra wychytującego przed i po pobraniu próbki, a zakres pomiaru zależy od dokładności mikrowag oraz zastosowanego próbnika (rys. 5.1),

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.1 Metoda gravimetryczna (po lewej) i metoda radiometryczna (po prawej) pomiaru pyłu zawieszonego [5.8]

- **optyczne metody pomiaru stężenia pyłu** (w oparciu o zjawiska transmisji i rozpraszania światła; zakres pomiarowy można regulować w granicach od $0,1 \mu\text{g} / \text{m}^3$ do $200 \text{mg} / \text{m}^3$ (w zależności od konkretnego producenta) (rys. 5.2).



Rys. 5.2 Optyczne metody pomiaru stężenia pyłu oparte na rozpraszaniu światła (po lewej) i jego transmisji (po prawej) [5.8]

- **Metoda absorpcji promieniowania β :** jest to metoda podobna do metody grawimetrycznej; różnica polega na tym, że dwukrotnemu pomiarowi podlegają wiązki promieniowania β - przed i po pobraniu próbki, dzięki czemu osiąga się stosunkowo wysoką dokładność pomiaru. Jest to jednak dość kosztowna metoda pomiaru (rys. 5.1). Jest to jednak dość kosztowna metoda pomiaru.

Metodę grawimetryczną i optyczną zastosowano również do szeroko zakrojonych pomiarów jakości powietrza w mieście Żylinia (rys. 5.3). Pomiary jakości powietrza w Żylinie koncentrowały się na pyłach zawieszonych o różnych frakcjach PM_{10} , $PM_{2,5}$ i PM_1 . Celem było określenie stanu stężeń pyłu zawieszonego w różnych porach roku, jego rozprzestrzeniania się, a także określenie potencjalnego źródła na podstawie składu chemicznego pyłu.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.3 Stacje pomiarowe w Żyline

Pomiary jakości powietrza wykonywano na każdej stacji pomiarowej przez 7 dni w następujących odstępach czasu:

- stacja pomiarowa, Plac A. Hlinku: 22-28 lutego 2018 r.,
- stacja pomiarowa, ul. Komenského: 01-07 marca 2018 r.,
- stacja pomiarowa, uli. Košická: 19-25 kwietnia 2018 r.,
- stacja pomiarowa, ul. Univerzitná: 14-20 listopada 2017 r.,
- stacja pomiarowa, ul. Štrková: 9-15 maja 2018 r.,
- stacja pomiarowa, ul. Vysokoškolákov: 9-15 kwietnia 2019 r.

Zgodnie z normą PN EN 12341 (2016) do ustalenia ilości pyłów zawieszonych obecnych w otaczającym powietrzu zastosowano metodę referencyjną (metodę grawimetryczną). Próbki powietrza przeprowadzono przy użyciu próbników o małej objętości (LECKEL LVS3, próbniki o małej objętości, firmy Sven Leckel Ingenieurbüro GmbH) (rys. 5.4a). Wykorzystano w sumie trzy sztuki. Jednocześnie monitorowano trzy frakcje cząstek, a mianowicie PM_{10} , $PM_{2,5}$ i PM_1 . Próbkę cząstek stałych zbierano na filtrach przez 24 godziny (10:00 - 10:00 następnego dnia). Ostatecznie, stosując tę metodę, uzyskaliśmy siedem 24-godzinnych stężeń dla każdej frakcji PM w każdym z monitorowanych miejsc (łącznie 126 wystawionych filtrów). Pyły zawieszane zebrano na filtrach nitrocelulozowych o średnicy 47 mm przy stałym przepływie powietrza $2,3 \text{ #Nm}^3/\text{h}$ dla standardowych

Zarządzanie jakością powietrza

warunków 101,325 kPa i 0°C, a następnie określono masę pyłów zawieszonych w powietrzu, jako różnicę między wagą filtra z zebranym pyłem, a wagą czystego filtra. Grubą frakcją $PM_{2.5-10}$ określono jako różnicę między frakcjami PM_{10} i $PM_{2.5}$. Wszystkie filtry (próbki zanieczyszczeń o grubej frakcji) poddano elementarnej analizie chemicznej.



Rys. 5.4 Próbnik o małej objętości LECKEL LVS 3 (metoda grawimetryczna) - a) i Fidas 200 (metoda optyczna) - b)

Zastosowano również metodę optyczną do oznaczenia godzinowego stężenia pyłu zawieszonego (PM_{10} , $PM_{2.5}$ i PM_1). Do ciągłego pomiaru zastosowano spektrometr cząstek Fidas® 200 od firmy Palas® (rys. 5.4b). Czujnik aerozolu jest optycznym spektrometrem aerozoli, który określa rozmiar cząstek poprzez analizę pojedynczych cząstek za pomocą światła rozproszonego w oparciu o teorie Lorenza-Mie. Poszczególne cząstki poruszają się w optycznie zróżnicowanej objętości pomiarowej, która jest jednorodnie oświetlona białym światłem. Każda cząstka powoduje rozproszenie impulsu świetlnego, który jest wykrywany pod kątem od 85 ° do 95 °. Liczbę cząstek mierzy się na podstawie liczby rozproszonych impulsów świetlnych. Poziom rozproszony impuls świetlny jest miarą średnicy wielkości cząstek. W sumie dla każdej frakcji cząstek w każdym z miejsc pomiaru uzyskano 168 godzinowo uśrednionych wyników stężeń (razem 3024 godzinowych stężeń).

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.5 Stężenia cząstek stałych i parametry meteorologiczne podczas pomiarów jakości powietrza w Żylinie (1-dniowy limit PM_{10} $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i roczny limit $PM_{2,5}$ od 1 stycznia 2020 r. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Do oceny stężenia pyłów zawieszonych i rozprzestrzeniania się wykorzystano wyniki metody optycznej, tj. godzinne stężenia pyłów zawieszonych PM_{10} , $PM_{2,5}$ i PM_1 oraz odpowiednie średnie stężenia (rys. 5.5, 6). Znajomość aktualnych stężeń pyłu zawieszonego wykorzystywana jest głównie do oceny stanu jakości powietrza (porównanie z wartościami dopuszczalnymi dla PM_{10} lub $PM_{2,5}$), do określenia indeksu jakości powietrza, który jest związany z możliwym zagrożeniem dla zdrowia populacji [5.9] oraz do planowania środków niezbędnych w sytuacji kiedy niekorzystne parametry jakości powietrza utrzymują się przez dłuższy czas. Rozprzestrzenianie się pyłu zawieszonego dostarcza informacji o udziale poszczególnych frakcji cząstek w atmosferze. Szczególną uwagę zwraca się na udział $PM_{2,5}$.

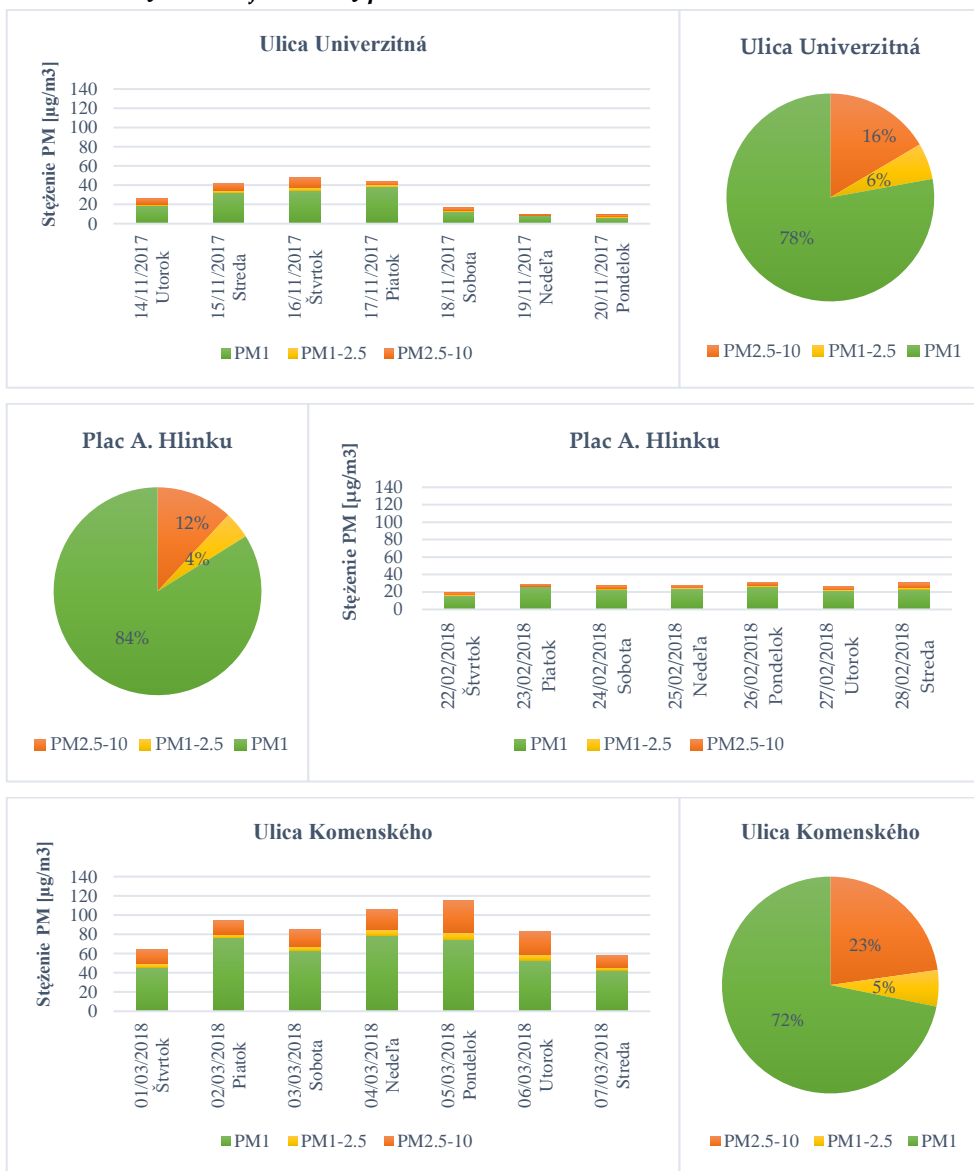
Jako przykład można przytoczyć wyniki pomiarów w Żylinie. Najwyższe stężenia pyłu zawieszonego zmierzono na stacji pomiarowej przy ulicy Komenského. Średnie stężenie PM_{10} w trakcie całego okresu pomiarowego wyniosło $86,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w tym $PM_{2,5}$ $66,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a dla PM_1 $62,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wyższe stężenia cząstek stałych były spowodowane z jednej strony transportem drogowym i trwaniem sezonu grzewczego, a z drugiej niską

Zarządzanie jakością powietrza

temperaturą i inwersja. Średnie stężenie pyłu zawieszonego zmierzone na Placu A. Hlinka dla PM₁₀ wyniosło 27,2 µg/m³, dla PM_{2,5} 23,9 µg/m³, a dla PM₁ 22,8 µg/m³. Podczas tych pomiarów odnotowano niską temperaturę powietrza, ale jednocześnie wyższą prędkość wiatru (nietrwałe rozwarstwienie atmosferyczne). Średnie stężenie pyłu zawieszonego dla całego okresu pomiaru na stacji pomiarowej na ulicy Košická dla PM₁₀ wyniosło 27,0 µg/m³, dla PM_{2,5} 12,6 µg/m³, a dla PM₁ 9,2 µg/m³ (rys. 5.5, 5.6). Podczas pomiarów temperatura była stosunkowo wyższa, podobnie jak i prędkość wiatru (nietrwałe rozwarstwienie atmosferyczne). Średnie stężenie pyłu zawieszonego dla całego okresu pomiaru na stacji pomiarowej na ulicy Univerzitná dla PM₁₀ wynosiło 27,9 µg/m³, dla PM_{2,5} 23,3 µg/m³, a dla PM₁ 21,7 µg/m³. Średnie stężenie cząstek stałych dla całego okresu pomiaru na stacji pomiarowej na ulicy Štrková dla PM₁₀ wynosiła 22,9 µg/m³, dla PM_{2,5} 11,0 µg/m³, a dla PM₁ 8,1 µg/m³. Na ulicy Vysokoškolských średnie stężenia dla okresu pomiaru dla PM₁₀ wynosiły 34,2 µg/m³, dla PM_{2,5} 25,2 µg/m³, a dla PM₁ 23,7 µg/m³ (rys. 5.5, 5.6).

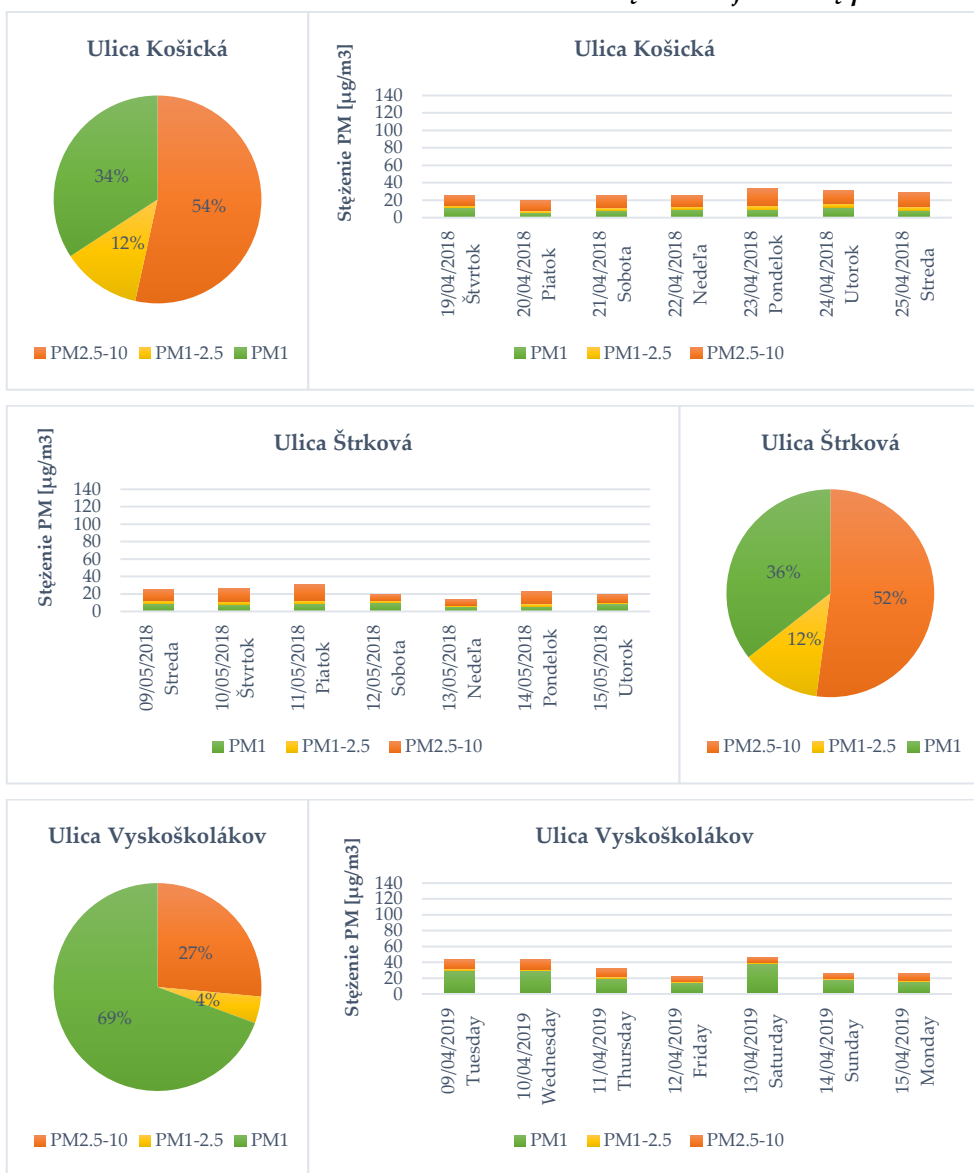
Rozprzestrzenianie się pyłu zawieszonego również różniło się w wybranych miejscach pomiaru. Frakcja PM_{2,5-10} była najwyraźniej reprezentowana na ulicy Košická, stanowiąc 54% całkowitej frakcji PM₁₀, zaś na ulicy Štrkova stanowiła 52% całkowitej frakcji PM₁₀. Było to następstwem intensywnego ruchu drogowego i do resuspensji pyłu drogowego spowodowanej w szczególności dużym ruchem towarowym (rys. 5.6).

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.6 Stężenie i dystrybucja pyłu zawieszonego w funkcjonalnych obszarach miejskich Żyliny

Na ulicy Komenského udział grubego pyłu $\text{PM}_{2.5-10}$ stanowił 23%, na Placu A. Hlinki tylko 12%, a na ulicy Univerzitná 16% całkowitej frakcji PM_{10} (rys. 5.6). Wysoki udział drobnego pyłu $\text{PM}_{2.5}$ w tych trzech stacjach pomiaru jest głównie skutkiem niskich temperatur, zaś na ulicach Komenského i Univerzitná pogarszających się warunków dyspersji.



Rys. 5.6 Stężenie i dystrybucja pyłu zawieszonego w funkcjonalnych obszarach miejskich Żyliny - kontynuacja

W tych warunkach może wystąpić proces wtórnego powstawania cząstek, szczególnie drobnej frakcji, podczas którego następuje transformacja zanieczyszczeń gazowych do aerozolu ciekłego i stałego. W porównaniu ze stacjami pomiarowymi odpowiednio na ulicy Košická czy Štrková wyższy udział drobnej frakcji PM_{2,5} w całkowitej frakcji PM₁₀ można

Zarządzanie jakością powietrza

zaobserwować na ulicy Vysokoškolákov, co wiąże się z bardziej intensywnym ogrzewaniem mieszkań. Stężenia frakcji drobnej $PM_{2,5}$ były wyższe w weekendy i odwrotnie, stężenia pyłu grubego $PM_{2,5-10}$ w weekendy były niższe niż w dni powszednie. Pył gruby $PM_{2,5-10}$ dostaje się do atmosfery wskutek transportu drogowego - resuspensja, szczególnie w dni powszednie. Wzrost pyłu drobnego $PM_{2,5}$ w weekendy może być spowodowany niższymi nocnymi temperaturami, co wiąże się z bardziej intensywnym ogrzewaniem mieszkań.

5.2.1 Skład chemiczny pyłu zawieszonego i jego zastosowanie

Cząstki zawierają różne pierwiastki i związki. W kolejnej fazie pomiarów jakości powietrza w Żylinie skupiliśmy się na pomiarze wybranych pierwiastków chemicznych we frakcjach PM_{10} , $PM_{2,5}$ i PM_1 . Skoncentrowaliśmy się na monitorowaniu 15 wybranych przez nas pierwiastków, które mogą wskazywać na źródło pochodzenia zanieczyszczeń (Mg, Al, Si, K, Ca, S, Cr, Cu, Fe, Cd, Sb, Ba, Pb, Ni, i Zn). Każdy z tych metali może pochodzić z określonego źródła [5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.10, 5.11, 5.12].

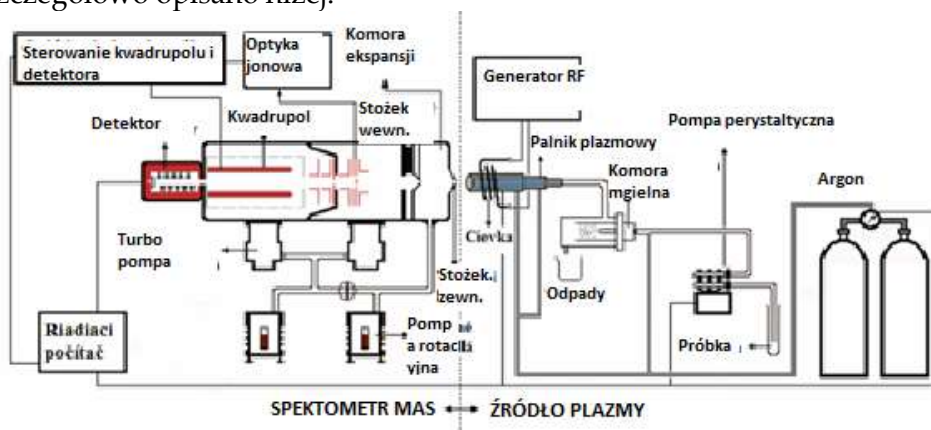
Zastosowano metody spektroskopowe (spektrometria mas sprzężona z plazmą wzbudzaną indukcyjnie - ICP-MS) w celu identyfikacji i określenia ilości pierwiastków chemicznych w próbkach pyłu zawieszonego. Analizy 126 filtrów (42 filtrów dla każdej frakcji PM) i określenie pierwiastków obecnych we frakcjach PM_{10} , $PM_{2,5}$ i PM_1 przeprowadzono zgodnie z PN EN 14902 (2006).

Cząstki zostały wychwycone na filtrach membranowych nitrocelulozowych i wykorzystane do określenia pierwiastków. Filtry rozmieszczono w pojemnikach teflonowych z kwasem azotowym (HNO_3) w temperaturze $230^\circ C$, stosując wysokotemperaturowy i wysokociśnieniowy system do mikrofalowego rozkładu SW-4 (Berghof, Niemcy). Próbkę przeniesiono i przed określeniem pierwiastka odpowiednio rozcieńczono do ICP-MS typu potrójny kwadrupol (Agilent 8800 Triple Quadrupole ICP-MS, Japonia). Testy przeprowadzono w laboratorium Centrum Badań i Transport Research Center w Brnie w Czechach.

Indukcyjnie sprzężona spektrometria masowa plazmy jest analityczną techniką spektralną łączącą ICP (Inductively coupled plasma - plazma wzbudzana indukcyjnie) jako źródło dodatnio naładowanych cząstek (np. Li +, Ag +) i MS (Mass spectrometry) w celu wykrycia tych cząstek.

Zarządzanie jakością powietrza

Spektrometria mas w połączeniu z ICP jest najczęściej kwadrupolem (ICP Q-MS lub zwykle tylko ICP MS), sektorowym (ICP SF-MS) i TOF (ICP TOF-MS, „time-of-flight”). Główna różnica tkwi w rozdzielczości, tj. możliwości urządzenia pomiarowego do rozróżnienia dwóch sąsiadujących mas atomowych. Rozdzielczość podano jako wartość $R = m/\Delta m$ (m to wartość nominalna zmierzonej masy, a Δm to szerokość piksu przy 5% jego wysokości). Dla konwencjonalnego kwadrupola ICP MS wartość ta nie przekracza 200-300, dla spektrometrów TOF waha się w zakresie 2000, a najlepszą rozdzielczość uzyskuje sektorowe ICP MS (do 10000). Technologia kwadrupolowa ICP MS została wykorzystana w badaniach, które szczegółowo opisano niżej.

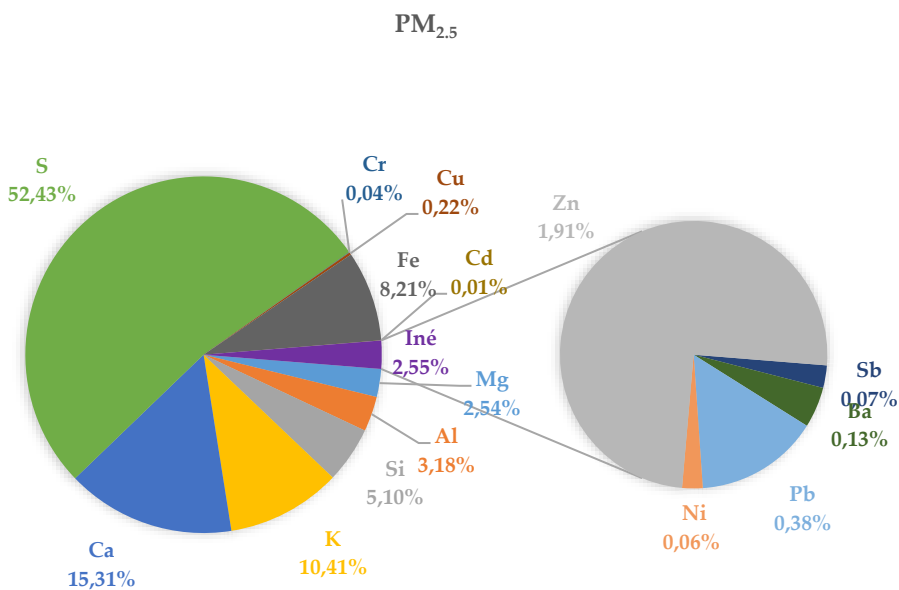
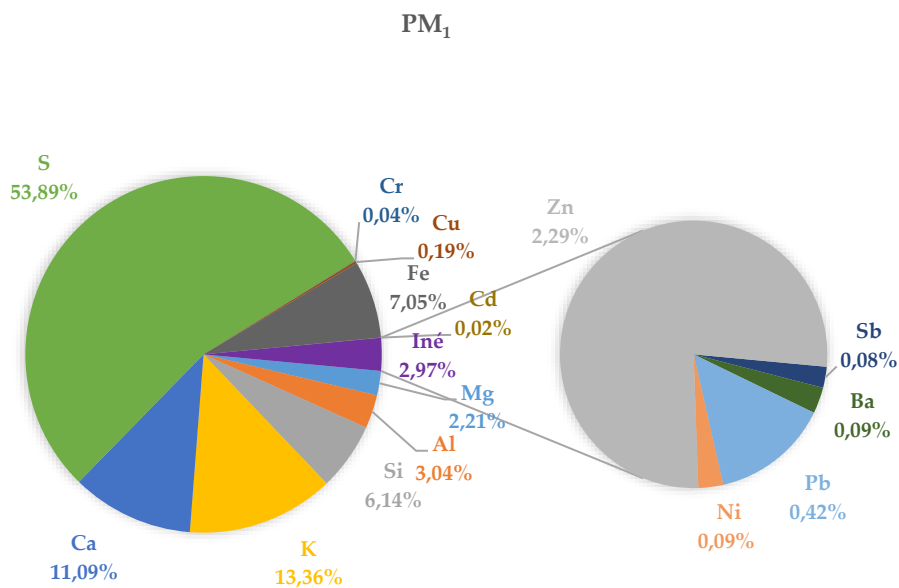


Rys. 5.7 Podstawowe elementy spektrometru mas z plazmą wzbudzaną indukcyjnie [5.13]

Stężenia pierwiastków chemicznych we frakcjach PM (PM_{10} , $PM_{2,5}$ i PM_1) określono za pomocą ICP-MS. Reprezentację poszczególnych pierwiastków chemicznych dla frakcji PM w środowisku miejskim można zaobserwować na przykładzie pomiarów wykonanych w mieście Żylna. Największy udział (ponad 10%) w całkowitym stężeniu pierwiastków chemicznych występował w frakcji $PM_{2,5}$ dla pierwiastków S, Ca, K a w frakcji $PM_{2,5-10}$ dla Ca, Si, Fe (rys. 5.8).

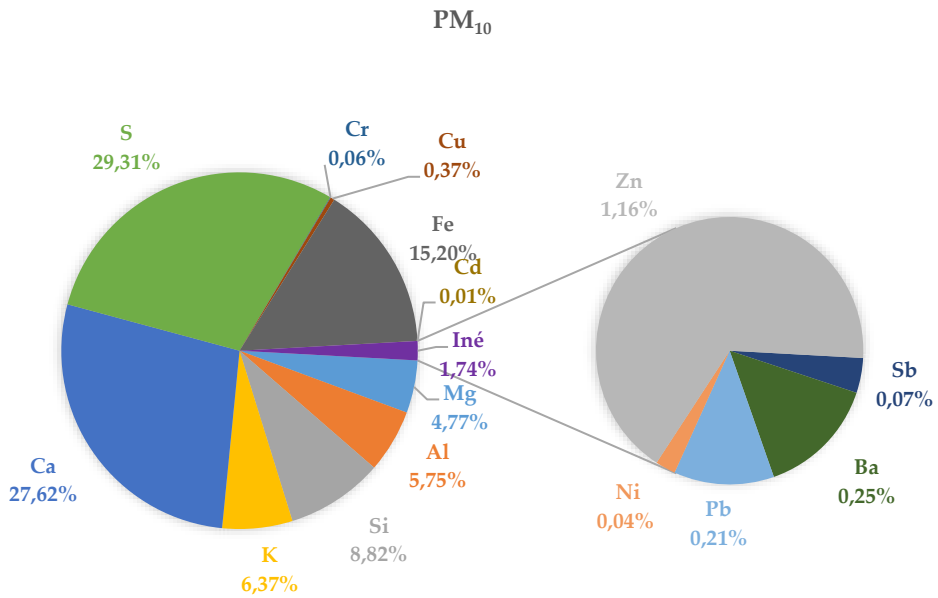
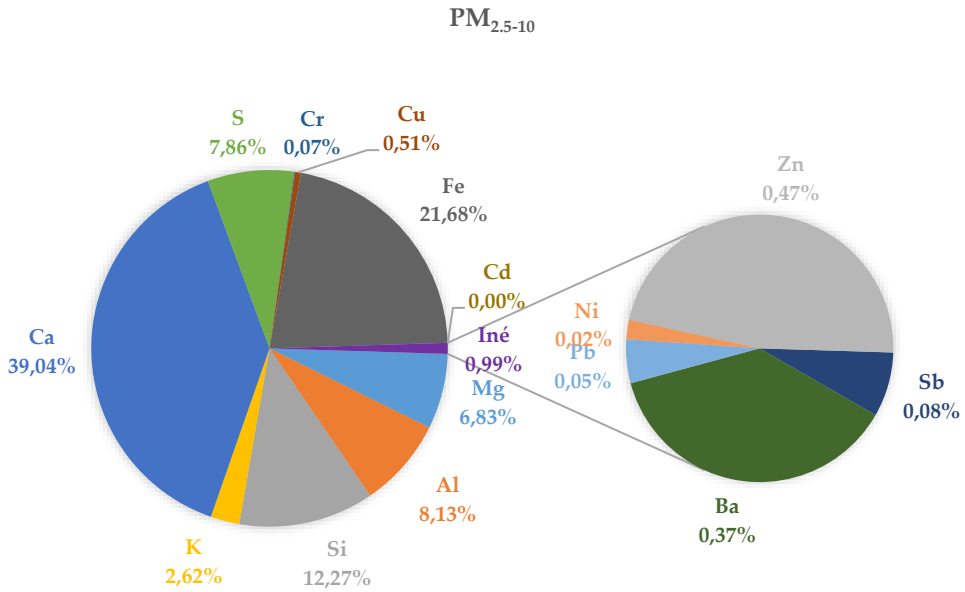
W pyłe grubym $PM_{2,5-10}$ (> 60%) silnie reprezentowanych jest kilka pierwiastków, w szczególności Mg, Al, Si, Ca, Cr, Cu, Fe i Ba (rys. 5.9). Pierwiastki silnie reprezentowane w pyłe drobnym $PM_{2,5}$ (> 60%) to K, S, Cd, Pb, Ni i Zn (rys. 5.9).

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.8 Reprezentacja pierwiastków chemicznych w poszczególnych frakcjach PM ustalona na podstawie pomiarów jakości powietrza w Żylinie

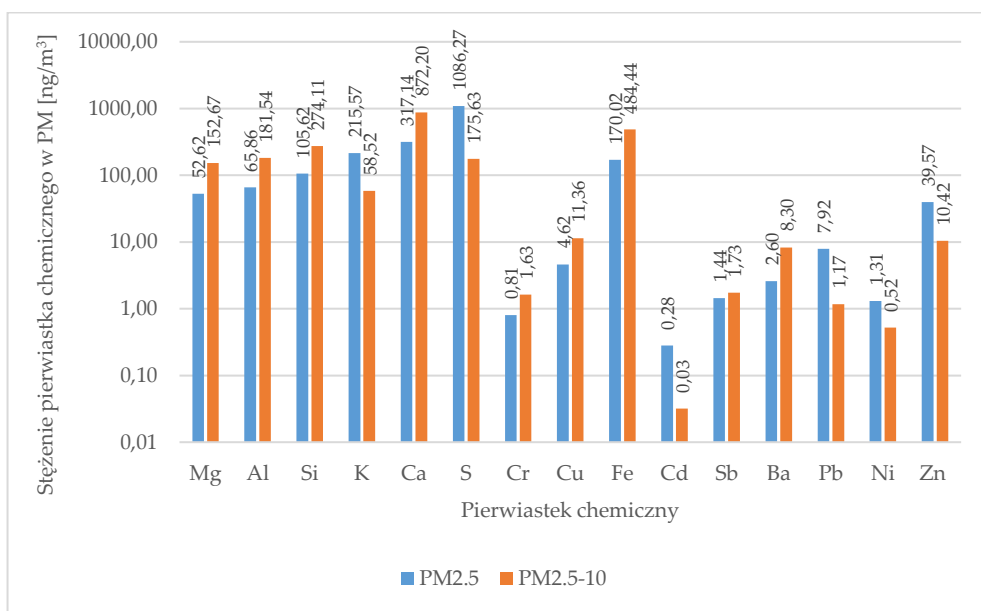
Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.8 Reprezentacja pierwiastków chemicznych w poszczególnych frakcjach PM ustalona na podstawie pomiarów jakości powietrza w Żylinie - kontynuacja

Zarządzanie jakością powietrza

Pierwiastki o większym udziale we frakcji PM_{2,5-10} mogą być generowane głównie podczas mechanicznego ścierania i resuspcencji pyłu z powierzchni dróg. Z kolei pierwiastki, które mają znaczący udział we frakcji PM_{2,5} mogą powstawać podczas procesów spalania w wysokich temperaturach [5.2].



Rys. 5.9 Średnie stężenia pierwiastków chemicznych w wybranych frakcjach PM określone podczas pomiarów w Żylinie

Ustalenie składu chemicznego cząstek stałych pozwala przede wszystkim na identyfikację źródeł ich pochodzenia. Wielowymiarowe metody statystyczne, takie jak analiza głównych składowych - PCA i analiza czynnikowa - FA zadaniem analizy statystycznej jest znalezienie korelacji między występowaniem poszczególnych pierwiastków co jest podstawą do dość precyzyjnego wskazania źródła ich pochodzenia.

Analiza głównych składowych - PCA

Celem analizy głównych składowych (Principal component analysis) jest przede wszystkim uproszczenie opisu grupy znaków zależnych liniowo lub skorelowanych, tj. rozkład źródłowej macierzy danych na macierz strukturalną i macierz szumu. W PCA znaki nie są podzielone na zmienne zależne i niezależne tak, jak ma to miejsce w przypadku regresji. Technikę tę

Zarządzanie jakością powietrza

można opisać jako metodę liniowego przekształcania oryginalnych znaków w nowe, nieskorelowane zmienne zwane głównymi składowymi (GK). Każda główna składowa reprezentuje liniową kombinację oryginalnych znaków. Podstawową cechą każdej głównej składowej jest stopień zmienności, tj. dyspersja. Główne elementy są uszeregowane według ważności, tj. według zmniejszającej się dyspersji, od największej do najmniejszej. Większa część informacji o zmienności oryginalnych danych skupia się na pierwszym GS, a najmniejsza część informacji zawarta jest w ostatniej składowej. Z reguły, jeśli jakkolwiek oryginalny znak ma niewielką dyspersję lub nie ma jej wcale, nie jest w stanie przyczynić się do rozróżnienia między obiektami.

Standardowe zastosowanie PCA ma na celu redukcję wymiaru zadania, tj. redukcję liczby znaków bez dużej utraty informacji, przy użyciu tylko kilku pierwszych GS. To zmniejszenie wymiaru zadania nie dotyczy liczby oryginalnych znaków. Jest to szczególnie przydatne do wyświetlania danych wielowymiarowych. Zakłada się, że niewykorzystane główne składowe zawierają niewielką ilość informacji, ponieważ ich dyspersja jest zbyt mała [5.14].

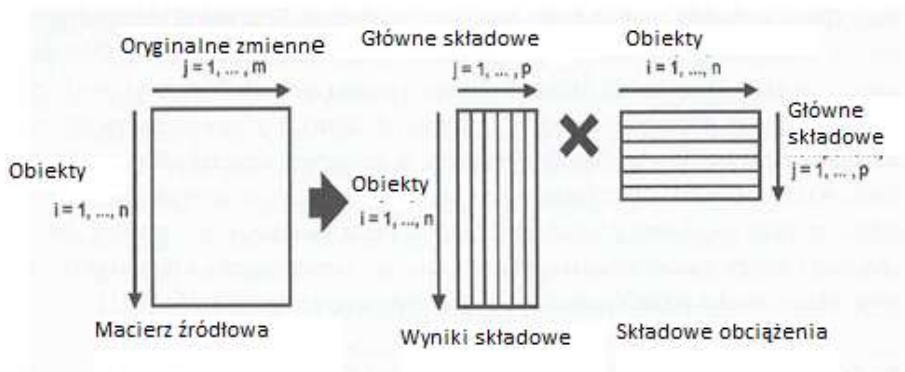
Głównym celem PCA jest przekształcenie oryginalnych znaków x_j , $j = 1, \dots, m$, w mniejszą liczbę ukrytych zmiennych y_j . Ukryte zmienne mają odpowiednie właściwości: są znacznie mniejsze, odzwierciedlają prawie całą zmienność pierwotnych znaków i są nieskorelowane ze sobą. Zmienne ukryte są nazywane głównymi składowymi i są liniowymi kombinacjami zmiennych pierwotnych: pierwsza GS y_1 opisuje największą część zmienności, tj. dyspersji oryginalnych danych, druga GS y_2 opisuje największą część dyspersji nie zawartą w y_1 itp. Z matematycznego punktu widzenia pierwsza GS jest liniową kombinacją znaków wejściowych, która obejmuje największą dyspersję między wszystkimi pozostałymi liniowymi kombinacjami. Różnica między współrzędnymi obiektów w oryginalnych znakach a w głównych składowych, tj. utrata informacji przez rzut na mniejszą liczbę wymiarów, nazywana jest stopniem dokładności przekładu modelu PCA lub błędem modelu PCA. Na rys. 5.10 zilustrowano tę sytuację schematycznie wraz z zastosowanym oznaczeniem [5.14, 5.15].

Dla pierwszej GS zasada wygląda następująco:

$$y_1 = \sum_{j=1}^m v_{1j} x_j, \quad (5.1)$$

Zarządzanie jakością powietrza

gdzie: x_j oryginalny znak, zmienna wejściowa, $j = 1, \dots, m$,
 v_{ij} współczynniki wektorów własnych [5.14, 5.15].



Rys. 5.10 Schemat obliczeń macierzy w PCA

Wagi składowe, obciążenia - zależność między X i GS

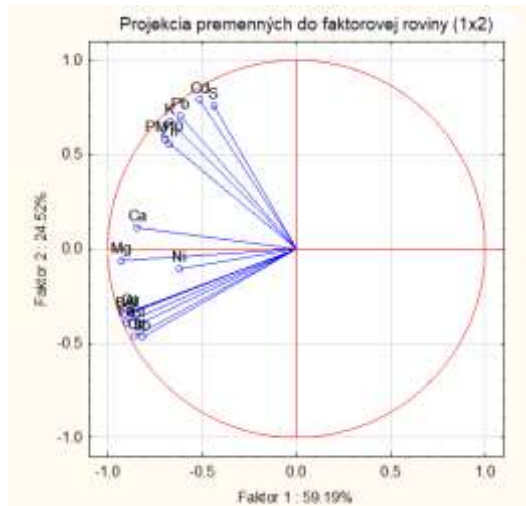
GS to odpowiednio skalowane wektory w przestrzeni znaków. Dowolna GS reprezentuje liniową kombinację wszystkich wektorów m w przestrzeni znaków, tj. wektory jednostkowe wzdłuż każdej osi pierwotnego elementu w przestrzeni m -wymiarowej. Kombinacja liniowa w każdej GS będzie zawierać m współczynników p_{ka} , gdzie k oznacza indeks m -tego znaku, zaś a jest indeksem kierunku GS. Na przykład p_{23} oznacza współczynnik dla drugiego znaku w kombinacji liniowej, który tworzy GS₃. Współczynniki te nazywane są wagami składowymi. Wagi dla wszystkich głównych składowych tworzą macierz P . Macierz ta jest w rzeczywistości macierzą transformacji, która przesuwa oryginalne znaki macierzy źródłowej X do nowych zmiennych utajonych, czyli głównych składowych. Wektory wag, czyli kolumny w macierzy P , są prostopadłe.

Wagi wskazują na związek między oryginalnymi znakami m i GS. Tworzą pomost między przestrzenią oryginalnych znaków a przestrzenią GS. Wagi odnoszą się do cosinusów kierunkowych każdej GS względem układu osi oryginalnych znaków.

Na wykresie wag składowych (rys. 5.11) p dla GS₁ i GS₂ zamiast obiektów znajdują się ich znaki. W ten sposób można badać zależności i podobieństwa między znakami. Niniejszy wykres pokazuje również, w jaki

Zarządzanie jakością powietrza

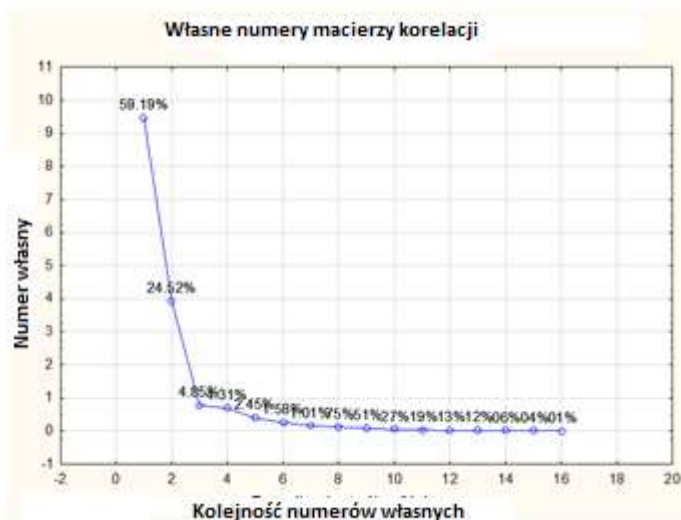
spółbieżny każdy oryginalny znak ma wkład dla każdej GS. Należy zauważyć, że główne elementy reprezentują liniową kombinację wektorów jednostkowych oryginalnych znaków. Wagi składowe przedstawiają współczynniki w tych liniowych kombinacjach. Każdy oryginalny znak może przyczynić się do więcej niż jednej GS. Oś x pokazuje, w jaki sposób poszczególne oryginalne znaki przyczyniają się do pierwszej GS. Analogicznie na osi y można zobaczyć, w jaki sposób poszczególne znaki przyczyniają się do drugiej GS. Niektóre znaki wykazują wagę dodatnią, wówczas są dodatnimi współczynnikami w kombinacji liniowej, podczas gdy inne wykazują wagę ujemną. Jeśli na wykresie wag składowych występują znaki blisko siebie, oznacza to, że silnie się ze sobą korelują. Jeśli sytuacja jest odwrotna, znaki są od siebie oddalone, czyli nie korelują.



Rys. 5.11 Rzutowanie zmiennych na płaszczyznę GS1 i GS2 z pomiarów w Żylinie

Każda GS przyczynia się do ujawnienia oryginalnej informacji w znakach za pomocą pewnego procentowego udziału. Podstawą przy wyborze liczby GS do opisu oryginalnej dyspersji znaków jest wartość krytyczna masy składowej, która powinna ≥ 1 . W przypadku pomiarów dokonanych w Żylinie odpowiednio były 2 główne składowe, mianowicie GS1 o wadze składowej 9,5 charakteryzująca 59,3% pierwotnej dyspersji danych i GS2 o masie składowej 3,9 i charakteryzującej 24,4% pierwotnej dyspersji danych (rys. 5.12).

Zarządzanie jakością powietrza



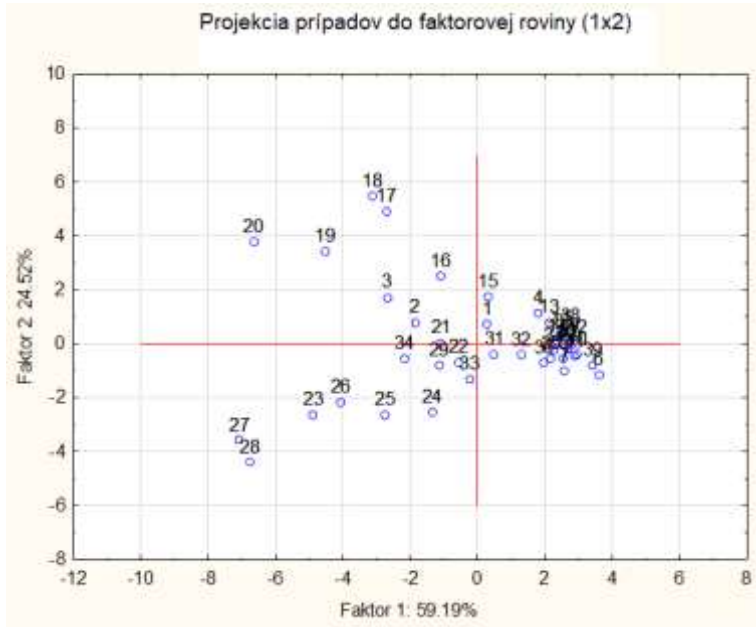
Rys. 5.12 Wykres osypiskowy z wykorzystaniem PCA z pomiarów w Żylinie

Wynik składowe - współrzędne obiektów w przestrzeni GS

Współrzędne każdego obiektu na osiach GS nazywane są wynikami. Rzut i -tego obiektu na GS_1 oznacza wynik t_{i1} . Rzut tego samego obiektu na GS_2 oznacza wynik t_{i2} itp. Każdy obiekt ma swój zestaw wyników składowych $t_{i1}, t_{i2}, \dots, t_{ip-1}$. Wartości wyników są takie same jak liczba głównych składowych.

Macierz wszystkich wyników dla wszystkich obiektów nazywa się macierzą wyników T . Wynik dla pojedynczego obiektu w tej macierzy tworzy jeden rząd. Kolumny w tej macierzy są ortogonalne. Wektor wyniku jest kolumną w macierzy T i zawiera wynik dla jednej GS.

Jednym z najważniejszych wykresów metody GS jest wykres składowego wyniku (rys. 5.13). Jest to reprezentacja dwóch wektorów wyników wykreślonych w układzie osi kartezjańskiej, w zależności pierwszego od drugiego. Wektory wyniku przedstawiają reprezentacje obiektów na GS. Wykreślenie wektorów wyników odpowiada wykreśleniu obiektów w przestrzeni GS. Najczęściej stosowanym wykresem w wielowymiarowej analizie danych jest wektor zależności wyniku GS_1 vs. od wyniku GS_2 . Łatwo to zrozumieć, ponieważ istnieją dwa kierunki, wzdłuż których klastry obiektów wykazuje największą (HK_1) i drugą co do wielkości (HK_2) dyspersję [5.14].



Rys. 5.13 Rzutowanie przypadków na płaszczyznę HK1 i HK2 z pomiarów w Żylinie

Analiza czynnikowa - AC

Analiza czynnikowa (Factor analysis) jest wielowymiarową techniką badania wewnętrznych zależności i relacji, czyli korelacji i ujawnienia podstawowej struktury źródłowej macierzy danych. Odnosi się to do analizy struktury wewnętrznych relacji między dużą liczbą oryginalnych znaków przy użyciu zestawu mniejszych ukrytych zmiennych, czynników. Najpierw identyfikowane są czynniki, a następnie każdemu czynnikowi przypisuje się treść, zwykle fizyczną, co oznacza, że każdy oryginalny znak jest wyjaśniony przez wybrany czynnik. Istnieją dwa podstawowe cele analizy czynnikowej, a mianowicie podsumowanie i redukcję danych. Podsumowując dane, analiza czynnikowa wykorzystuje czynniki do wyjaśnienia i ułatwienia zrozumienia danych o znacznie mniejszej ilości ukrytych zmiennych niż liczba oryginalnych znaków. Redukcję danych osiąga się poprzez kwantyfikację wyniku dla każdego czynnika, a następnie zastąpienie oryginalnych znaków nowymi ukrytymi zmiennymi - czynnikami.

Podobnie jak metoda PCA, AC jest jedną z metod redukcji wymiarów, czyli zmniejszenia liczby oryginalnych znaków. W AC zakładamy, że każdy znak wejściowy może być wyrażony jako liniowa kombinacja niewielkiej liczby wspólnych ukrytych czynników i pojedynczego określonego

Zarządzanie jakością powietrza

współczynnika. W przeciwieństwie do PCA, w AC staramy się wyjaśnić zależność znaków. Wady tej metody to przede wszystkim konieczność wybrania wielu wspólnych czynników przed faktyczną analizą [5.14, 5.15].

Zacznijmy od macierzy XR wymiarów $n \times m$ znormalizowanych danych $XR_{ij} = (x_{ij} - x_j) / s_j$, gdzie x_{ij} są elementami oryginalnej źródłowej macierzy danych X. Ponieważ prawie zawsze dokonuje się standaryzacji, pomińmy symbol R. Macierz $X = XR$ zawiera m kolumn znaków X_1, \dots, X_m oraz n rzędów obiektów. Wszystkie cechy mają średnią wartość 0 i dyspersję równą 1 w odniesieniu do standaryzacji, a ponadto ich kowariancje są w rzeczywistości sparowanymi współczynnikami korelacji. Załóżmy, że $x_i^T = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{im})^T$ to jeden ogólny i -ty obiekt dla danego znaku z macierzą korelacji R.

Ten obiekt jest reprezentowany w modelu AC przez następujące relacje.

$$\begin{aligned}x_1 &= a_{11}F_1 + a_{12}F_2 + \dots + a_{1p}F_p + e_1 \\x_2 &= a_{21}F_1 + a_{22}F_2 + \dots + a_{2p}F_p + e_2 \\&\quad \cdot \\&\quad \cdot \\&\quad \cdot \\x_m &= a_{m1}F_1 + a_{m2}F_2 + \dots + a_{mp}F_p + e_m\end{aligned}\tag{5.2}$$

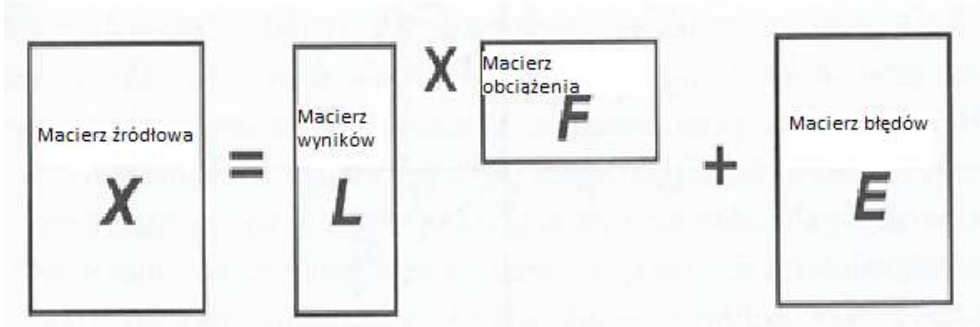
Gdzie F_1, F_2, \dots, F_p jest p wybranych wspólnych czynników, które indukują korelacje między m oryginalnych znaków. Współczynniki mają średnią wartość zero i jednostkową dyspersję, e_1, e_2, \dots, e_m są specyficznymi (błędny)mi czynnikami, które przyczyniają się tylko do rozproszenia poszczególnych znaków. Współczynniki a_{ij} nazywane są obciążeniami czynnikowymi i -tego znaku na j -tym wspólnym współczynniku F_j , współczynniki te reprezentują elementy macierzy czynnikowego obciążenia.

W postaci macierzowej otrzymujemy model AC:

$$\mathbf{X} = \mathbf{\Lambda} \times \mathbf{F} + \mathbf{E}.\tag{5.3}$$

Zarządzanie jakością powietrza

Macierz F nazywana jest macierzą czynnikową. Ponadto zakładamy, że wektory losowe F i E są nieskorelowane. Schemat zapisu macierzowego AC pokazano na rys. 5.14.



Rys. 5.14 Schemat obliczeń macierzowych analizy czynnikowej.

Wspólny element h_i^2 jest częścią wariancji związaną z zastosowanymi czynnikami (wyjaśniona część dyspersji).

Unikalność u_i^2 jest częścią wariancji związanej z elementem błędu (pozostała zmienność).

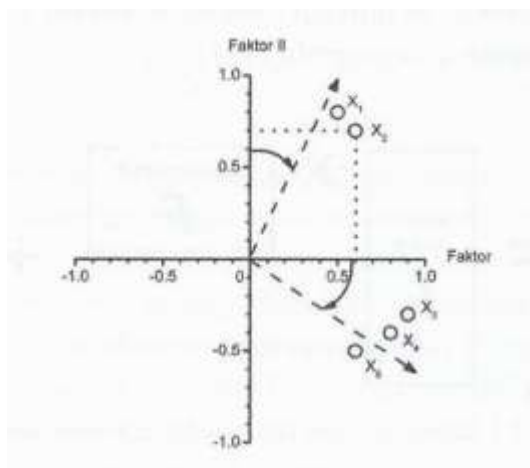
Podstawowym zadaniem AC jest zatem wyznaczenie macierzy czynnikowych obciążeń Λ i wartości wspólnych elementów h_i^2 , $i = 1, \dots, m$. Istnieje wiele sposobów ich wyliczenia. Rozwiązanie to nazywa się początkową ekstrakcją czynnika. Po obliczeniu pierwszych oszacowań czynników, macryca czynnikowa jest obrócona, a odpowiadające czynniki są kwantyfikowane, aby poprawić wyjaśnienie oryginalnych znaków. Wiele metod AC wymaga wcześniejszej znajomości liczby wspólnych czynników p . Jeśli tak nie jest, liczbę p należy ustalić jedną z metod stosowanych w PCA, na przykład przy użyciu wykresu wartości własnych. Ponieważ wyniki liczbowe w dużej mierze zależą od wybranej liczby p . Wiele użytkowników wykonuje analizy z kilkoma różnymi wartościami p [5.14, 5.15].

Rotacja czynnikowa

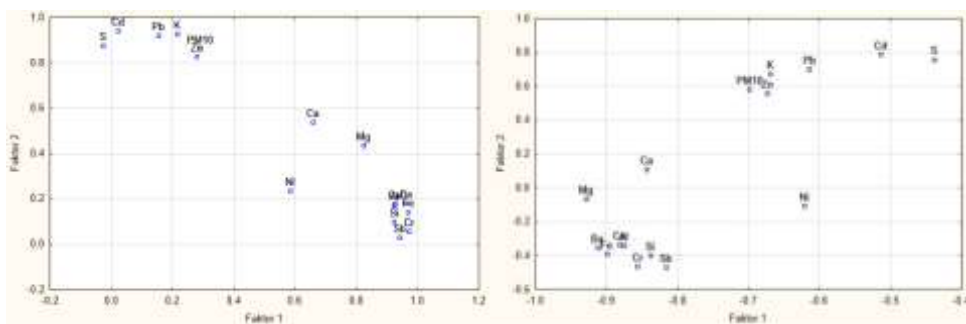
Jej głównym celem jest wywodzenie z danych czynników wspólnych, które można łatwo wyjaśnić i nazwać. Wstępne oszacowanie czynników jest jednak często trudne do wyjaśnienia. Wynika to z faktu, że większość czynników jest skorelowana z wieloma znakami. Ponieważ jednym z celów analizy czynnikowej jest precyzyjna identyfikacja znaczących czynników obejmujących opis oryginalnych danych, okazuje się, że rotacja (obrót)

Zarządzanie jakością powietrza

czynników jest ważną transformacją oryginalnych znaków, które będą łatwiejsze do wyjaśnienia. Obrócone współczynniki są idealnie dobrane tak, że niektóre obciążenia osiągają wysokie wartości, zbliżone do ± 1 , a pozostałe są bardzo niskie, prawie zerowe. Pożądane jest, aby każdy znak osiągał wysokie obciążenia przy tylko jednym współczynniku, czyli aby był *czynnikowo czysty* (rys. 5.15).



Rys. 5.15 Zasada rotacji czynnikowej



Rys. 5.16 Zastosowanie rotacji czynnikowej na wykresach czynnikowego obciążenia Czynnika 1 w stosunku do Czynnika 2 (rotacja varimax w lewo i bez rotacji w prawo) do pomiarów jakości powietrza w Żylinie

Celem jest przekształcenie oryginalnej, trudnej do wyjaśnienia macierzy z nienazwanymi czynnikami w nową, obróconą formę, w której czynniki są łatwiejsze do nazwania i w których oryginalne znaki są przeważnie czynnikowo czyste. Macierz można przedstawić na *wykresie czynnikowego obciążenia* (rys. 5.16). Obracanie osi współrzędnych czynników F_1 i F_2 o 90° nazywa się *rotacją ortogonalną*. Obracanie osi współrzędnych

Zarządzanie jakością powietrza

czynników o kąt inny niż 90° nazywa się *rotacją nieortogonalną*. Celem obrócenia czynników jest uzyskanie prostszej struktury, która jest łatwiejsza do wyjaśnienia i cechuje się większą przejrzystością czynników. Oznacza to, że każdy czynnik musi mieć niezerowe obciążenia tylko dla kilku oryginalnych znaków. Pomoże to podczas wyjaśniania i nazywania czynników. Byłoby również właściwe, aby każdy oryginalny znak miał niezerowe obciążenie tylko dla kilku czynników, najlepiej jednego. Stanowi to dowód na fakt, że czynniki mogą się od siebie różnić. Jeśli kilka czynników ma wysokie obciążenia na tym samym znaku, wówczas trudniej jest zdecydować, czym faktycznie się różnią.

Różne metody odwracania czynników mogą prowadzić do identyfikacji różnych czynników, ponieważ wiele algorytmów używa *metody varimax* do rotacji ortogonalnej, co minimalizuje liczbę znaków wykazujących wysoki współczynnik obciążenia. Nowe osie czynników są wybierane przez przechodzenie przez klastry znaków (rys. 5.16). Kolejną metodą jest *metoda quartimax*, która minimalizuje liczbę czynników potrzebnych do opisania oryginalnych cech, i wreszcie *metoda equimax*, która jest kombinacją dwóch poprzednich metod. [5,15]

W procesie analizy czynnikowej (AC) szacuje się tzw. obciążenia czynnikowe poszczególnych zmiennych (zanieczyszczeń) dla danego czynnika. Obciążenia czynnikowe są w rzeczywistości wyrazem korelacji między poszczególnymi zmiennymi a czynnikami nabytymi. Na podstawie wartości obciążeń czynnikowych można określić dla każdego czynnika grupę zmiennych, które są z nim najściślej skorelowane. I odwrotnie, poprzez obciążenia czynnikowe, współczynnik wpływu na każdą z poszczególnych zmiennych jest przypisywany do zidentyfikowanego czynnika. Zmienne o najwyższych obciążeniach czynnikowych dla danego czynnika są również decydujące w interpretacji tego współczynnika. Macierz danych służy jako dane wejściowe do obliczeń, których rzędy odpowiadają pojedynczym pomiarom (próbkom), a kolumny zmiennym, czyli zmierzonym zanieczyszczeniom. W przypadku tych zmiennych konieczne jest wybranie tych zanieczyszczeń, które charakteryzują spodziewane źródła zanieczyszczenia.

Podstawową zasadą analizy czynnikowej jest to, że każdą z obserwowanych zmiennych losowych X_j ($j = 1, \dots, p$) można wyrazić jako sumę liniowej kombinacji mniejszej liczby nieobserwowalnych

Zarządzanie jakością powietrza

(hipotetycznych) zmiennych losowych F_1, \dots, F_m - tzw. wspólnych czynników i innego źródła zmienności E_j ($j = 1, \dots, p$) - czyli określonego (pozostałego) elementu.

Zakładamy, że model jest prawdziwy:

$$X_j = \sum_{k=1}^m \lambda_{jk} F_k + E_j, j = 1, \dots, p, \quad (5.4)$$

gdzie:

λ_{jk} oznacza wagę czynnikową (obciążenie) k-tego współczynnika odpowiadającego j-tej wartości j i k-temu czynnikowi, $k = 1, \dots, m$,

F_k k-ty współczynnik,

E_j jest przypadkowym odchyleniem od dokładnego modelu odpowiadającym j-tej wartości, $j = 1, \dots, s$.

Zmienne X_1, \dots, X_p są znormalizowane, tj. mają zerową średnią i jednostkowe rozpraszanie.

Metody te zastosowano do uzyskanych danych o stężeniach wybranych pierwiastków chemicznych w pyłach zawieszonych PM_{10} z pomiarów w mieście Żylinia w celu ustalenia potencjalnego źródła PM_{10} .

Obciążenie czynnikowe związane ze zmiennymi można wyjaśnić jako korelację między czynnikami a zmiennymi. Reprezentują najważniejsze informacje, na których opiera się interpretacja czynników.

Kombinacja tych dwóch metod (PCA i AC) pozwala osiągnąć minimalną liczbę ukrytych zmiennych z maksymalną oryginalną informacją - PCA, a następnie wykorzystuje minimalną liczbę ukrytych zmiennych dla AC (czynniki) i osadza w nich oryginalne znaki (pierwiastki chemiczne).

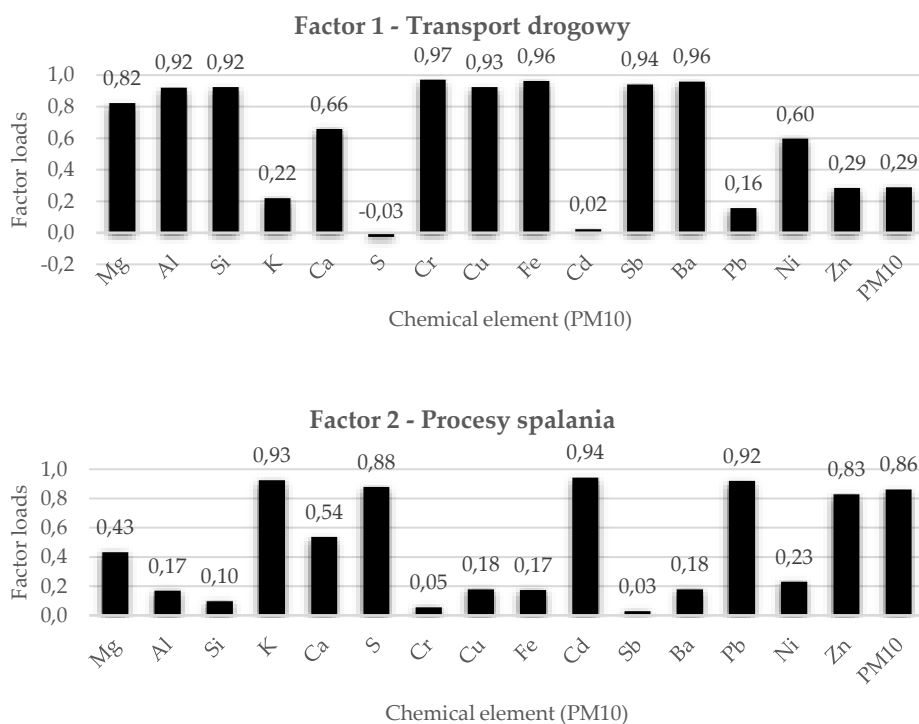
Do statystycznej oceny pomiarów wykonanych w Żylinie zastosowano wielowymiarowe analizy statystyczne z wykorzystaniem PCA i AC [5.14, 5.15, 5.16, 5.17, 5.18, 5.19, 5.20, 5.20, 5.21]. Dane wejściowe w celu zidentyfikowania możliwych źródeł PM_{10} obejmowały stężenia określonych pierwiastków chemicznych (ng/m³). Macierz danych składała się z 16 zmiennych (pierwiastków chemicznych) i 42 obiektów (pomiarów) dla wszystkich stanowisk pomiarowych (miasto Żylinia). Przetwarzano wielowymiarowe analizy statystyczne i identyfikację źródła dla PM_{10} .

Każdy czynnik składa się z kilku elementów (znaków). Wartości bliskie lub przekraczające 0,7 wybrano, jako najbardziej krytyczne

Zarządzanie jakością powietrza

obciążenia czynnikowe. Na podstawie reprezentacji elementów w określonych czynnikach (znaczące obciążenia czynnikowe $>0,7$) można wymienić te czynniki (rys. 5.17).

Proces interpretacji (nazywania) każdego czynnika jest bardzo trudny. Wynika to głównie z tego, że różne źródła PM są mieszane w atmosferze, a pierwiastki chemiczne mogą pochodzić z różnych źródeł. Interpretacja czynników jako źródeł PM₁₀ opiera się zatem głównie na wiedzy na temat ocenianego obszaru oraz na potencjale niektórych źródeł w zakresie tworzenia specjalnie ocenianych zmiennych w tym obszarze. Nazwę każdego czynnika skonfrontowano także z możliwością wkładu źródeł w ciągu roku. Uwzględniono również zmienność stężeń pierwiastków chemicznych w różnych frakcjach PM. Pierwszy czynnik jest najważniejszy i najdokładniej odzwierciedla pochodzenie pyłów zawieszonych PM₁₀ w obszarze monitorowania (rys. 5.17).



Rys. 5.17 Ładunki czynnikowe poszczególnych pierwiastków chemicznych do określonych czynników (źródła pyłów zawieszonych PM₁₀) za pomocą AC

5.2.2 Podsumowanie osiągniętych wyników

Monitorowanie zanieczyszczenia powietrza w Żylinie koncentrowało się na stałych zanieczyszczeniach o frakcji PM₁₀, PM_{2,5} i PM₁. Te stałe cząstki zawierają różne pierwiastki chemiczne, których rozkład w poszczególnych frakcjach stałych cząstek może wskazywać na obecność i skład ich źródeł. Przeprowadzona ocena wybranych pierwiastków chemicznych wykazała, że niektóre z nich znajdują się głównie w pyłe drobnym PM_{2,5}: K, S, Cd, Pb, Ni, Zn i niektóre we pyłe grubym PM_{2,5-10}: Mg, Al, Si, Ca, Cr, Cu, Fe, Sb, Ba. W pyłe drobnym PM_{2,5} najważniejszym pierwiastkiem była siarka, a biorąc pod uwagę naturę tworzenia drobnych cząstek PM_{2,5}, można założyć, że spalanie jest źródłem wchodzącym do tworzenia pyłów. W pyłe grubym PM_{2,5-10} wyraźnie występowały pierwiastki wapnia i żelaza, a cząstki o tych rozmiarach mogą powstawać, w szczególności podczas ścierania się różnych elementów transportu drogowego i nawierzchni drogowych i dostają się do powietrza przez ponowne zawieszenie. Rozważania te zostały również poparte przeprowadzonymi wielowymiarowymi analizami statystycznymi (PCA, FA), które ujawniły wewnętrzne związki między wybranymi pierwiastkami chemicznymi. Pierwiastki chemiczne zostały podzielone na dwa potencjalne źródła pyłów zawieszonych PM₁₀ w następujący sposób: Czynniki 1: Mg, Al, Si, Ca, Cr, Cu, Fe, Sb, Ba i Czynniki 2: K, S, C, Pb, Zn. Macierz wejściowa do wielowymiarowych analiz statystycznych zawierała wszystkie uzyskane dane, dotyczące stężeń pierwiastków chemicznych, które pochodziły ze wszystkich pomiarów w mieście Żylinia.

Istnieją jasne i szeroko rozpowszechnione dowody na to, jakie oddziaływanie na zdrowie może mieć ekspozycja na szereg substancji zanieczyszczających powietrze. Podczas gdy informacje o pojedynczych przypadkach wysokiego zanieczyszczenia mogą wypełniać pierwsze strony gazet, to długotrwałe i ciągłe narażenie na nawet niskie stężenia zanieczyszczeń powietrza ma o wiele bardziej szkodliwy wpływ na zdrowie ludzi. Poszczególne substancje zanieczyszczające powietrze mogą mieć różne skutki zdrowotne. Tlenki azotu, pyły zawieszane (PM₁₀ i PM_{2,5}), tlenki siarki, tlenek węgla i różne metale ciężkie, takie jak kadm, ołów i rtęć są emitowane w spalinach samochodowych. Ponadto chemiczne prekursorzy substancji w spalinach mogą reagować w atmosferze, tworząc ozon. Wreszcie, z powodu ścierania się opon i hamulców, do atmosfery są uwalniane pyły zawieszane i metale ciężkie, które osadzają się na drodze, a

następnie są uwalniane do atmosfery pod wpływem działania przejeżdżających samochodów. Narażenie na te zanieczyszczenia może mieć bardzo specyficzny wpływ na zdrowie ludzi, ogólnie oddziałuje na narządy wewnętrzne, układ nerwowy i krew, powodując niektóre choroby, jak choroby płuc (i prowadzi do problemów z oddychaniem), a także zawały serca, astmę, niepokój, osłabienie i zmęczenie lub może je pogorszyć [EEA, 2016]. Zadaniem badania w tym obszarze jest przede wszystkim wyjaśnienie występujących stanów jakości powietrza i ich zmian. Zwiększone stężenie pyłów zawieszonych stanowi duży problem, szczególnie w obszarach miejskich. Jednak pewien stan jakości powietrza odzwierciedla skład źródeł zanieczyszczenia na tym obszarze, mając na uwadze, że zmianę na lepszą jakość powietrza można osiągnąć poprzez odpowiednie podejście do tego problemu i wykorzystanie wyników badań i projektów, takich jak AirTritia.

5.3 Rozkłady ziarnistości aerozoli w wybranych punktach polsko-czeskiego pogranicza

Wyniki badań z ostatnich dwudziestu lat wskazują wyraźnie na znaczący negatywny wpływ niewielkich cząstek na organizm ludzki, a zwłaszcza na układ oddechowy. Udowodniono, że inhalacja niektórych substancji obecnych w powietrzu w postaci cząstek ultradrobnych (to znaczy o rozmiarach mniejszych niż $0.1 \mu\text{m}$) prowadzi nawet do indukcji nowotworów płuc. W takiej jednak sytuacji trudno jest ocenić zagrożenie ze strony tak małych cząstek stosując zwykle metody grawimetryczne ze względu na ich znikomy udział w masowej koncentracji nawet jeśli dokonuje się pomiaru $\text{PM}_{2.5}$ czy PM_1 . Ponadto wyniki wielu prac epidemiologicznych wskazują, że ocena zagrożenia dla układu oddechowego jest bardziej właściwa, jeśli jest prowadzona na podstawie pomiaru rozkładu ziarnowego koncentracji cząstek zamiast oceny sumarycznego stężenia masowego [5.23, 5.24, 5.25, 5.26]. Z tych powodów badania ziarnistości aerozoli wykonane w dwóch lokalizacjach: w rejonie stacji meteorologicznej w Raciborzu (Polska) oraz nieczynnego szybu František w miejscowości Horní Suchá (Czechy), do pewnego stopnia uzupełniały inne przedsięwzięcia prowadzone w projekcie AirTritia. Pomiary zostały wykonane z pomocą dwóch spektrometrów cząstek w zakresie rozmiarów od kilkunastu nanometrów do $20 \mu\text{m}$ i były prowadzone w sposób ciągły przez 7 dni roboczych w okresie letnim i jesiennym. Obejmowały więc również klasę cząstek ultradrobnych. W jednym z miejsc

Zarządzanie jakością powietrza

spektrometry zostały ulokowane na szczycie szybu František, a następnie u jego podstawy co pozwoliło na porównanie transportu aerozoli na dwóch różnych wysokościach.

Wykorzystana aparatura pomiarowa umożliwiła pomiary rozkładów ziarnowych aerozoli o rozmiarach od kilkunastu nanometrów do około 20 μm . Badaniami została zatem objęta niemal cała frakcja respirabilna z wyłączeniem cząstek poniżej dolnego progu detekcji o rozmiarach nieprzekraczających kilkunastu nanometrów. W przypadku aerozoli większych niż kilkaset nanometrów ich stężenie zwykle maleje wraz ze zwiększającą się średnicą. Ze względu na procesy przemian jakie zachodzą w atmosferze rozróżnia się cząstki w stanie nukleacji powstające podczas procesów spalania lub w wyniku kondensacji gorących gazów oraz cząstki w stanie akumulacji powstające w wyniku koagulacji tych pierwszych lub kondensacji różnych związków chemicznych na występujących w atmosferze aerozoluach [5.27]. Cząstki w stanie nukleacji nie utrzymują się zbyt długo w atmosferze. Ich rozmiary są mniejsze od 100 nm, z maksymalnymi stężeniami w przedziale 10 - 30 nm. Ulegają przemianom i tworzą większe aerozole lub, ze względu na duży współczynnik dyfuzji i zwiększoną ruchliwość są wychwytywane na powierzchniach przedmiotów (plate-out). Cząstki w stanie akumulacji mogą mieć rozmiary od poniżej 100 nm do 3 μm [5.28]. Utrzymują się długo w atmosferze gdyż ich ruchliwość jest znacznie mniejsza od cząstek w stanie nukleacji, a ich rozmiary nie są na tyle duże, aby następowało ich szybkie grawitacyjne osadzanie. Największe aerozole, tzw. cząstki grube o rozmiarach powyżej 2.5 μm powstają w wyniku ścierania i kruszenia. W transporcie drogowym ich źródłem jest ścieranie się opon i okładzin hamulców. Mogą też być cząsteczkami soli z mórz i oceanów lub dostawać się do atmosfery w wyniku unoszenia pyłu z powierzchni przez wiatr.

Powszechnie stosuje się podział cząstek na następujące klasy: cząstki ultradrobne o średnicy mniejszej niż 0.1 μm , drobne o średnicy poniżej 2.5 μm , grube o średnicy od 2.5 do 10 μm oraz bardzo grube o średnicy większej niż 10 μm . W opracowaniu liczebność cząstek drobnych ograniczono jednak do przedziału 0.1 μm do 2.5 μm tak, aby odróżnić je od cząstek ultradrobnych.

Zarządzanie jakością powietrza

Na obszarach miejskich stężenie może sięgać kilkudziesięciu bilionów cząstek w metrze sześciennym, osiągając szczególnie duże wartości w pobliżu ciągów komunikacyjnych. W tabeli tab. 5.1 przedstawiono wyniki pomiarów, wykonanych nieopodal Katowic w pobliżu ruchliwej trasy: stężenie cząstek ultradrobnych w porze dziennej w okresie letnim wynosiło około $112 \cdot 10^9$ cząstek/ m^3 i było kilkunastokrotnie większe niż stężenie wszystkich pozostałych frakcji [5.29].

Tab. 5.1 Stężenia cząstek w rejonie Katowic i na terenach podmiejskich

Miejsce pomiaru	Cząstki ultradrobne 0.004 - 0.1 μm (m^3)	Pozostałe frakcje 0.1 - 20 μm (m^3)
Droga nr 81 (Woszczycze)	$112 \cdot 10^9$	$8 \cdot 10^9$
Miasto Katowice (Osiedle Paderewskiego)	$15 \cdot 10^9$	$8 \cdot 10^9$
Tereny pozamiejskie (Raclawice)	$3 \cdot 10^9$	$2.5 \cdot 10^9$

Zdeponowane w układzie oddechowym aerozole oddziałują negatywnie na ludzki organizm. Większe aerozole mimo mniejszej liczebności niż cząstki ultradrobne mają znacznie większą powierzchnię, nawet w ujęciu sumarycznym i dlatego przez długi czas badania szkodliwego oddziaływania na zdrowie dotyczyły tych właśnie obiektów. Nie bez przyczyny. Istnieje bezsprzeczny związek między powstawaniem pylicy płuc, a pracą w atmosferze o wysokiej koncentracji pyłów. Grupą zawodową szczególnie narażoną na tę chorobę są górnicy w kopalniach węgla kamiennego, gdzie ma miejsce mechaniczne urabianie górotworu prowadzące do powstawania stosunkowo dużej koncentracji większych aerozoli. Zachorowalność na pylicę płuc w polskim górnictwie węgla już od wielu lat utrzymuje się na bardzo wysokim poziomie, wielokrotnie wyższym aniżeli w innych rodzajach górnictwa, takich jak na przykład pozyskiwanie rud metali [5.30]. Bardziej współczesne badania zmieniły jednak pogląd, że tylko aerozole o stosunkowo dużej powierzchni są szkodliwe. Małe cząstki posiadają bowiem zdolność wnikania do tkanki śródmiąższowej płuc skąd przedostają się do krwi stając się przyczyną generatywnych mutacji [5.31, 5.32, 5.33]. Zauważono również ich obecność w centralnym układzie nerwowym i w wątrobie już po kilkunastu godzinach od ich wchłonięcia [5.34]. Ponadto niewielkie aerozole są efektywnie przechwytywane w układzie oddechowym ze względu na dużą ruchliwość co prowadzi do ich akumulacji w tkankach układu oddechowego. Inne procesy wychwytywania aerozoli wskutek

Zarządzanie jakością powietrza

występowania sił bezwładności czy sedimentacji grawitacyjnej mają znaczenie tylko dla większych obiektów. Bezwładnościowy mechanizm objawia się wyraźnie dla większych szybkości oddychania i cząstek o średnicach powyżej 4 μm . Rola sedimentacji zaś wzrasta, kiedy wydłuża się czas retencji powietrza w układzie oddechowym, a średnica cząstek wynosi 0.1 - 4 μm [5.35].

Nie tylko jednak wielkość aerozoli i efektywność depozycji w układzie oddechowym ma znaczenie. Wyniki badań opublikowane przez Environmental Protection Agency (USA) czy M.A. McCawleya, M.S. Kenta i M.T. Berakisa [5.23, 5.24] wskazują, że lepszym parametrem oceny zagrożenia jest nie ocena masowego stężenia cząstek, lecz ich liczbowa koncentracja. Również inni autorzy zwracają uwagę, że zwłaszcza w warunkach środowiskowych bardziej miarodajnym wskaźnikiem jest ocena koncentracji cząstek i jej rozkład ziarnowy niż sumaryczna koncentracja masowa [5.25, 5.26], gdzie ze względu na znikomo małą masę cząstek ultradrobnych niemożliwym jest masowa ocena tej frakcji metodami grawimetrycznymi.

Do substancji, które mogą występować w postaci cząstek ultradrobnych należą TiO_2 , sadza powstająca w wyniku niepełnego spalania węgla, w tym również ze spalania oleju napędowego. Dwutlenek tytanu (TiO_2) jest na przykład powszechnie stosowany do produkcji sensorów, w układach elektronicznych, w katalizatorach i jako biel tytanowa. W formie cząstek ultradrobnych powodują zwłóknienie tkanek w płucach oraz stają się przyczyną chronicznego zapalenia płuc i indukcji nowotworów płuc [5.36, 5.37, 5.38, 5.39]. Z bardziej powszechnie występujących materiałów bardzo niebezpieczny pod tym względem jest również teflon (PTFE).

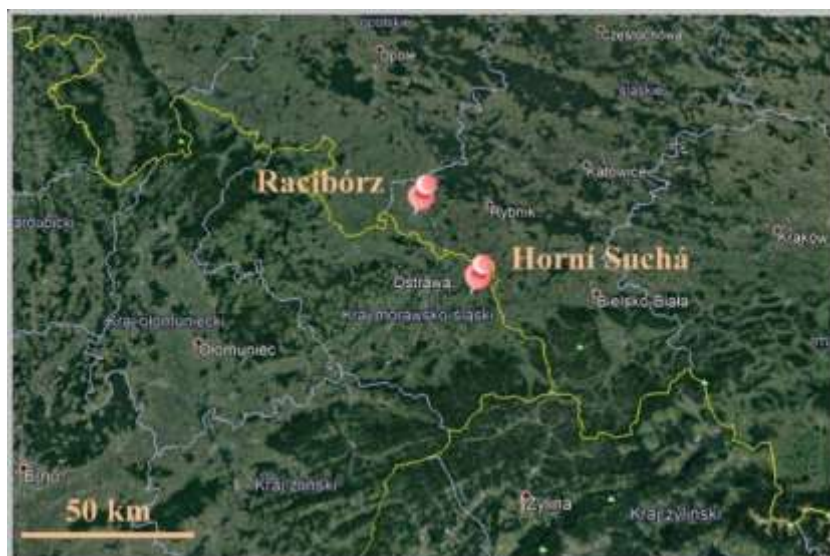
Wykonane pomiary są więc ważnym uzupełnieniem pozostałych ocen wykonanych w ramach projektu AirTritia, gdyż przedział pomiarowy w dużej mierze obejmował również klasę cząstek ultradrobnych, szczególnie niebezpiecznych dla zdrowia. W jednym zaś z miejsc oznaczono rozkład ziarnowy na dwóch różnych poziomach wysokości, co pozwoliło na ocenę różnic w transporcie aerozoli o różnych rozmiarach.

5.3.1 Miejsca pomiarów

Charakterystykę miejsc pomiaru wraz z opisem warunków podczas ich prowadzenia zawiera tabela tab. 5.2. Pomiary wykonano w dwóch

Zarządzanie jakością powietrza

lokalizacjach, na stacji meteorologicznej w Raciborzu, Polska oraz w rejonie szybu František w miejscowości Horní Suchá, Czechy (rys. 5.18).



Rys. 5.18 Lokalizacja miejsc pomiaru

Tab. 5.2 Opis miejsc pomiaru

Miejsce	Współrzędne geograficzne		Czas pomiaru
Szyb František, Horní Suchá, Czechy	E 18.473970°	N 49.805135°	23.05 - 30.05.2018 08.06 - 15.06.2018 09.11 - 16.11.2018
Szyb František jest nieczynny od 2002 r. Wznosi się na wysokość 86 m, a teren wokół osiąga 279 m n.p.m. W pierwszym i drugim okresie pomiaru wykonano na szczycie szybu oraz przy jego podstawie. W tym czasie temperatura i ciśnienie wahały się w przedziale 9 - 26 °C i 973 - 978 mbar (dzień) oraz 11 - 28 °C i 973 - 978 mbar (noc), a podczas drugiego okresu w przedziale 13 - 28 °C i 973 - 983 mbar (dzień) oraz 13 - 20 °C i 972 - 983 mbar (noc). W dniu 27.05.2018 i 29.05.2019 miały miejsce burze z silnym wiatrem i opadami. Podczas trzeciego okresu rozkłady ziarnowe zmierzono również przy podstawie szybu. W tym czasie temperatura i ciśnienie wahała się w zakresie 2 - 17 °C, 980 - 1001 mbar (dzień) oraz 1 - 9 °C i 981 - 1001 mbar (noc). Opady deszczu nie występowały.			
Stacja meteorologiczna, Racibórz, Polska	E 18.190930°	N 50.060435°	15.05 - 22.05.2018 31.10 - 09.11.2018
Stacja meteorologiczna jest położona na wysokości 208 m n.p.m, na peryferiach Raciborza. Stację otaczają w większości pola uprawne, a częściowo osiedle domków jednorodzinnych. W pierwszym okresie pomiarowym temperatura i ciśnienie wahały się w zakresie 11 - 21 °C i 983 - 1000 mbar (dzień) oraz 6 - 14 °C i 983 - 999 mbar (noc), a w drugim okresie pomiarowym w zakresie 4 - 19 °C i 991 - 1004 mbar (dzień) oraz 3 - 15 °C i 992 - 1002 mbar (noc). Brak było opadów. Dodatkowe aerozole mogły być wytwarzane podczas sporadycznie prowadzonych prac polowych i porządkowych.			

Zarządzanie jakością powietrza

Stacja meteorologiczna znajduje się na peryferiach miasta Racibórz. Jest to rozległy teren, który od wschodu graniczy z osiedlem domów jednorodzinnych, a w pozostałej części przylega do terenów rolniczych. Z tego powodu dodatkowe aerozole mogły być generowane również podczas sporadycznie prowadzonych prac polowych (rys. 5.19).

W bezpośrednim otoczeniu szybu František znajdują się przedsiębiorstwa, które zagospodarowały teren byłej kopalni. W kierunku północno-wschodnim w odległości około 500 m jest położone wysypisko śmieci. W bezpośrednim sąsiedztwie brak jest budynków komunalnych lub jednorodzinnych. Obydwa miejsca pomiarowe w linii prostej dzieli dystans 35 km.



Rys. 5.19 Stacja pomiarowa w Raciborzu z spektrometrami cząstek SMPS i APS na stanowisku (foto: autor)

5.3.2 Metoda pomiaru

Badania rozkładów ziarnowych aerozoli zostały wykonane przy pomocy dwóch spektrometrów Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) i Aerodynamic Particle Sizer (APS) firmy TSI (USA), które zostały przedstawione na rysunku (rys. 5.20). Pierwszy z nich jest przeznaczony do wyznaczania rozkładów ziarnowych mniejszych cząstek w zakresie do 1 μm . Zakres ten można jednak do pewnego stopnia regulować zmieniając natężenie przepływu powietrza podlegającego analizie. Większa prędkość powietrza obniża dolną granicę zakresu pomiarowego. W tej bowiem

Zarządzanie jakością powietrza

sytuacji straty spowodowane dyfuzją cząstek stają się mniejsze w porównaniu do sytuacji kiedy strumień powietrza wolniej przemieszcza się w układzie pomiarowym. Przepływ powietrza podczas badań ustalono na poziomie $0.3 \text{ dm}^3/\text{min}$, co umożliwiło detekcję cząstek od około 14 nm do 711 nm. Cały zakres pomiarowy jest podzielony na około 105 - 110 kanałów. Większe cząstki, które nie miały podlegać w tym spektrometrze analizie były wychwytywane przez impaktor o średnicy 0.0508 cm ustawiony na wejściu do układu pomiarowego. Spektrometr SMPS jest dość złożonym układem pomiarowym, w którego skład wchodzi klasyfikator elektrostatyczny EC 3080, różnicowy analizator ruchliwości DMA 3081 (Long DMA) oraz kondensacyjny licznik cząstek CPC 3785. Strumień powietrza zasysany przez układ pomiarowy po przejściu przez impaktor jest kierowany do kolumny zawierającej źródło promieniowania beta krypton Kr-85. Źródło jonizuje powietrze wewnątrz kolumny, w konsekwencji w wyniku oddziaływania aerozolu ze zjonizowanym powietrzem ustala się stan równowagi ładunkowej i bipolarny rozkład ładunków dodatnich i ujemnych. Następnie powietrze dociera do kolumny z położoną centralnie elektrodą, w której zmienia się stopniowo napięcie. Wraz z sukcesywnie następującymi zmianami napięcia kolejne partie naładowanych aerozoli o określonych rozmiarach posiadają trajektorie pozwalającą na osiągnięcie szczeliny usytuowanej w dole kolumny DMA skąd przedostają się do licznika cząstek (CPC). Prawidłowa selekcja aerozoli jest możliwa pod warunkiem, że strumień powietrza przepływający wzdłuż elektrody jest laminarny, co jest zapewnione tylko wtedy kiedy oczyszczony w tym celu strumień powietrza łączący się w kolumnie DMA z strumieniem zawierającym aerozole jest dziesięć razy silniejszy, Oznacza to, że natężenie przepływu oczyszczonego powietrza powinno wynosić $3 \text{ dm}^3/\text{min}$. W liczniku cząstek (CPC) następuje kondensacja pary wodnej na aerozolah, dzięki czemu ich rozmiary stają się dostatecznie duże żeby zostały wykryte przez optyczny system laserowy. Podczas transportu powietrza wewnątrz układu pomiarowego aerozole, zwłaszcza te o niewielkich rozmiarach, są częściowo wychwytywane na ściankach przewodów, co należy traktować jako straty. Oprogramowanie umożliwia ocenę tych strat i zastosowanie odpowiedniej korekty w oparciu o wartości parametrów pomiaru, temperaturę i ciśnienie powietrza oraz długość przewodów.

Drugi ze spektrometrów, spektrometr APS jest znacznie prostszym urządzeniem i służy do pomiaru rozkładów ziarnowych aerozoli, których

Zarządzanie jakością powietrza

średnice aerodynamiczne zawierają się w przedziale około 0.5 - 20 μm . Informacja o zarejestrowanych cząstkach jest przechowywana w 52 kanałach. Powietrze jest zasysane do układu pomiarowego ze stałym natężeniem 5 dm^3/min , po czym strumień zostaje podzielony na dwie strugi w proporcji 4:1. Większa struga powietrza po oczyszczeniu w układzie filtrującym z aerozoli łączy się z powietrzem transportującym aerozole i dzięki temu są one utrzymywane w centrum strumienia powietrza. Cząstki o mniejszej bezwładności są przyspieszane bardziej niż większe cząstki. W rezultacie im mniejszy jest czas przelotu tym mniejsza średnica aerodynamiczna. Czas ten jest mierzony z pomocą dwóch wiązek laserowych, co po porównaniu z krzywą kalibracyjną pozwala określić średnicę aerodynamiczną aerozoli.



Rys. 5.20 Spektrometry Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) i Aerodynamic Particle Sizer (APS)

Każdy pojedynczy cykl pomiarowy polegający na wielokrotnym skanowaniu całego dostępnego zakresu rozmiarów trwał 1 godzinę i był powtarzany przez cały okres pomiarowy trwający 7 dni. Koncentracje cząstek uzyskiwane z pomocą spektrometru SMPS są przedstawiane w postaci funkcji średnic ruchliwości, a w APS w funkcji średnic aerodynamicznych, dlatego łącząc rozkłady należy uwzględnić następujące równanie [5.28]:

$$d_p = d_a \left(\frac{C_C(d_a)}{C_C(d_p)} \right)^{1/2} \left(\frac{\chi \rho_o}{\rho_p} \right)^{1/2} \quad C_C(d) = 1 + \frac{\lambda}{d} \left(2.34 + 1.05e^{-0.39 \frac{d}{\lambda}} \right)$$

$$d = d_a \text{ lub } d = d_p \quad (5.5)$$

gdzie d_a to średnica aerodynamiczna, d_p i ρ_p średnica ekwiwalentna i gęstość właściwa cząstek odpowiednio, χ aerodynamiczny współczynnik kształtu, ρ_o gęstość jednostkowa 1 g/cm³, a λ średnia droga swobodna molekuł gazu.

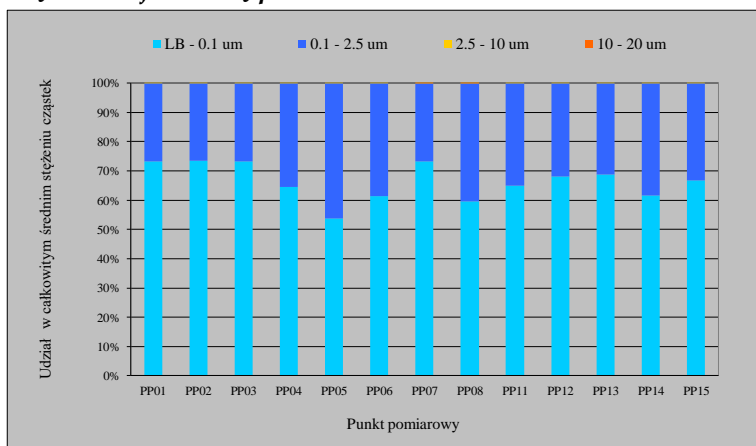
Do oceny parametrów statystycznych uzyskanych wyników zastosowano następujące wielkości: średnia geometryczna (GM), geometryczne odchylenie standardowe aerozoli (GSD), średnia ważona ze względu na stężenia aerozoli (CMD), średnia ważona ze względu na powierzchnię aerozoli (SMD), średnia ważona ze względu na masę aerozoli (MMD), dolny zakres pomiarowy (LB=14 nm), górny zakres pomiarowy (UB=20 535 nm).

5.3.3 Wyniki pomiarów

Stężenie cząstek

Na rysunku rys. 5.21 oraz w tabeli tab. 5.3 przedstawiono udziały poszczególnych frakcji aerozoli w całkowitym stężeniu cząstek uśrednione dla określonego okresu pomiarowego (patrz tab. 5.2). Najliczniej są reprezentowane cząstki ultradrobne, których, biorąc pod uwagę całe okresy pomiarowe było od 61 % do 73 % (średnio 68 %), a następnie cząstki drobne od 27 % do 39 % (średnio 32 %). Cząstek grubych i bardzo grubych było odpowiednio mniej niż 1 ‰ i 0.1 ‰. Wskazuje to na brak źródeł dużych aerozoli w pobliżu miejsc pomiaru gdyż są one transportowane na stosunkowo niewielkie odległości ze względu na osadzanie grawitacyjne. Zwykle więcej cząstek ultradrobnych rejestrowano w porze dziennej (6:00 - 22:00), średnio 70 % niż porze nocnej (22:00 - 6:00), średnio 63 %. Mogłoby to świadczyć o redukcji liczby antropogenicznych źródeł małych cząstek funkcjonujących w porze dziennej i ich transformacji do frakcji cząstek drobnych.

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.21 Udział procentowy poszczególnych frakcji aerozoli w całkowitym stężeniu

Tab. 5.3 Udział procentowy poszczególnych klas aerozoli w całkowitym stężeniu zmierzonym w przedziale 14 - 20535 nm (LB - UB)

Kod	Miejsce pomiaru	Stężenie całkowite (m ⁻³)	Klasa aerozoli (µm)			
			LB-0.1	0.1-2.5	2.5-10	10-UB
			(%)	(%)	(%)	(%)
PP01	Szyb František, sezon letni, Dół (6:00 - 22:00)	5.4·10 ⁹	73	27	<0.01	<0.001
PP02	Szyb František, sezon letni, Dół (22:00 - 6:00)	6.5·10 ⁹	74	26	<0.01	<0.001
PP03	Szyb František, sezon letni, Dół (cały okres pomiarowy)	5.7·10 ⁹	73	27	<0.01	<0.001
PP04	Szyb František, sezon jesienny, Dół (6:00 - 22:00)	6.9·10 ⁹	65	35	<0.01	<0.001
PP05	Szyb František, sezon jesienny, Dół (22:00 - 6:00)	6.1·10 ⁹	54	46	<0.01	<0.001
PP06	Szyb František, sezon jesienny, Dół (cały okres pomiarowy)	6.6·10 ⁹	61	39	<0.01	<0.001
PP07	Szyb František, sezon letni, góra (6:00 - 22:00)	5.8·10 ⁹	73	27	<0.01	<0.001
PP08	Szyb František, sezon letni, góra (22:00 - 6:00)	4.3·10 ⁹	59	40	<0.01	<0.001
PP09	Szyb František, sezon letni, góra (cały okres pomiarowy)	5.2·10 ⁹	69	31	<0.01	<0.001
PP10	Racibórz, sezon letni (6:00 - 22:00)	4.0·10 ⁹	70	30	<0.01	<0.001
PP11	Racibórz, sezon letni (22:00 - 6:00)	4.6·10 ⁹	65	35	<0.01	<0.001
PP12	Racibórz, sezon letni (cały okres pomiarowy)	4.2·10 ⁹	68	32	<0.01	<0.001
PP13	Racibórz, sezon jesienny (6:00 - 22:00)	7.0·10 ⁹	69	31	<0.01	<0.001
PP14	Racibórz, sezon jesienny (22:00 - 6:00)	5.6·10 ⁹	62	38	<0.01	<0.001
PP15	Racibórz, sezon jesienny (cały okres pomiarowy)	6.5·10 ⁹	67	33	<0.01	<0.001

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 5.4 Parametry statystyczne rozkładów ziarnowych w przedziale 14 - 20535 nm
(LB - UB)

Kod	Miejsce pomiaru	Wartość modalna	GM	GSD	CMD	SMD	MMD
		(nm)	(nm)	-	(nm)	(nm)	(nm)
PP01	Szyb František, sezon letni, dół (6:00 - 22:00)	20	55	2.4	80	533	3164
PP02	Szyb František, sezon letni, dół (22:00 - 6:00)	74	59	2.2	82	678	4057
PP03	Szyb František, sezon letni, dół (cały okres pomiarowy)	20	57	2.3	81	589	3562
PP04	Szyb František, sezon jesienny, dół (6:00 - 22:00)	95	66	2.3	96	482	1403
PP05	Szyb František, sezon jesienny, dół (22:00 - 6:00)	106	87	2.1	113	470	1299
PP06	Szyb František, sezon jesienny, dół (cały okres pomiarowy)	102	72	2.3	101	478	1368
PP07	Szyb František, sezon letni, góra (6:00 - 22:00)	40	54	2.3	77	523	4004
PP08	Szyb František, sezon letni, góra (22:00 - 6:00)	64	81	2.0	103	748	4818
PP09	Szyb František, sezon letni, góra (cały okres pomiarowy)	50	61	2.2	85	617	4417
PP10	Racibórz, sezon letni (6:00 - 22:00)	69	58	2.3	83	460	2258
PP11	Racibórz, sezon letni (22:00 - 6:00)	74	76	1.9	94	427	2503
PP12	Racibórz, sezon letni (cały okres pomiarowy)	74	64	2.2	87	448	2342
PP13	Racibórz, sezon jesienny (6:00 - 22:00)	79	62	2.2	87	474	1515
PP14	Racibórz, sezon jesienny (22:00 - 6:00)	79	77	2.1	101	485	1563
PP15	Racibórz, sezon jesienny (cały okres pomiarowy)	79	66	2.2	91	477	1531

Całkowite stężenia cząstek nie były wysokie i dla średnich z całych okresów pomiaru mieściły się w przedziale od $4.2 \cdot 10^9$ do $6.6 \cdot 10^9$ cząstek/m³. Są to wartości porównywalne z zmierzonymi na terenach podmiejskich w Raclawicach, Polska (tab. 5.3). Największe stężenia wykazały pomiary wykonane podczas dnia w sezonie jesiennym na terenie stacji

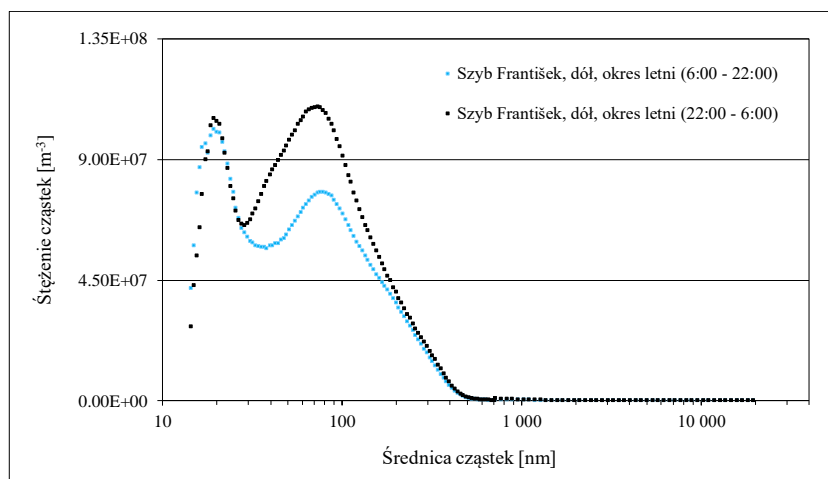
Zarządzanie jakością powietrza

meteorologicznej w Raciborzu. W sezonie jesiennym średnie stężenia cząstek były nieco wyższe niż w sezonie letnim. W rejonie szybu František zwiększyły się z $5.7 \cdot 10^9$ do $6.6 \cdot 10^9$ cząstek/m³, a w Raciborzu z $4.2 \cdot 10^9$ do $6.5 \cdot 10^9$ cząstek/m³.

W tabeli tab. 5.4 znajdują się wybrane parametry statystyczne rozkładów ziarnowych. Stężenie cząstek osiągało największą wartość dla rozmiarów w granicach od 20 - 106 nm, a ich średni rozmiar CMD mieścił się w przedziale 80 - 113 nm. W ocenie zagrożeń jakie niosą aerozole często uwzględnia się ich powierzchnię. Średni rozmiar SMD był w granicach 427 - 748 nm osiągając wartości maksymalne na szczycie szybu František.

Stężenie cząstek w sezonie letnim i jesiennym

Rozkłady ziarnowe zmierzone podczas pomiarów w sezonie letnim i jesiennym oraz w daytime i nocnej porze dnia można porównać na rysunkach od rys. 5.22 do rys. 5.25. Wartości parametrów statystycznych i stężeń znajdują się w tabelach tab. 5.3 i tab.5.4. W zakresie cząstek bardzo drobnych i drobnych obraz tych rozkładów jest bardzo podobny, zwłaszcza jeśli się weźmie pod uwagę porę nocną i położenie wartości modalnych.

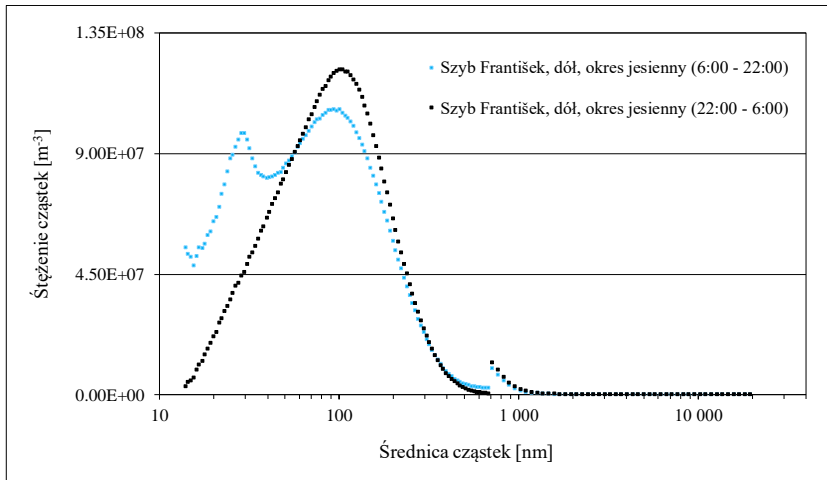


Rys. 5.22 Średni rozkład ziarnowy aerozoli u podstawy szybu František w sezonie letnim w porze daytime i nocnej

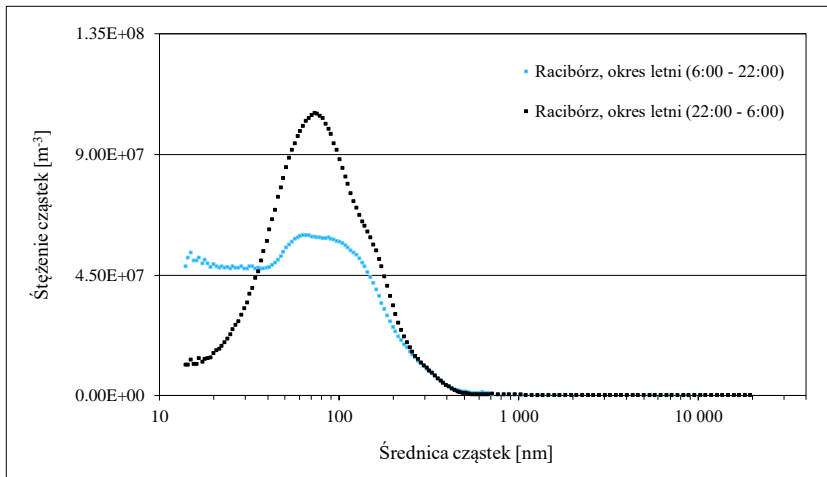
Dla szybu František pomiary wykonane w okresie letnim i jesiennym wykazały niemal identyczny kształt widma w porze daytime z wyraźnie wyodrębnioną frakcją cząstek z maksimum dla rozmiaru 20 nm (rys. 5.22 i

Zarządzanie jakością powietrza

rys. 5.23). Wskazywać to może na obecność w tym miejscu źródła niewielkich aerozoli prawdopodobnie pochodzenia antropogenicznego.

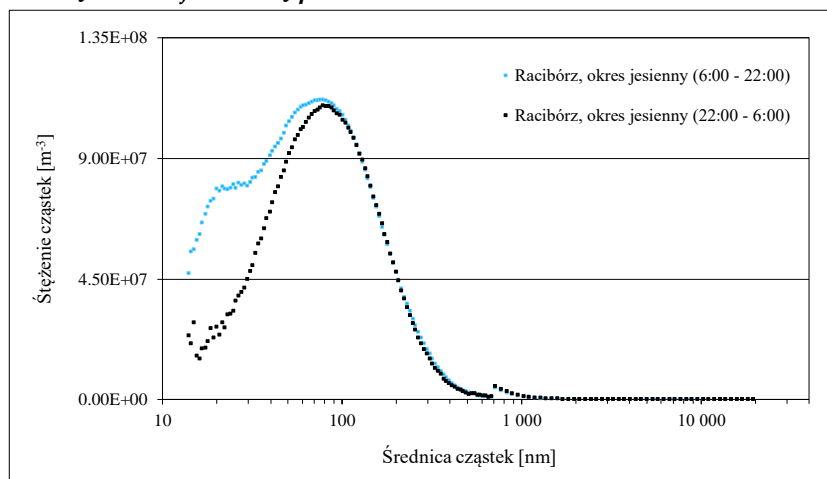


Rys. 5.23 Średni rozkład ziarnowy aerozoli u podstawy szybu František w sezonie jesiennym w porze dziennej i nocnej



Rys. 5.24 Średni rozkład ziarnowy aerozoli w Raciborzu w sezonie letnim w porze dziennej i nocnej

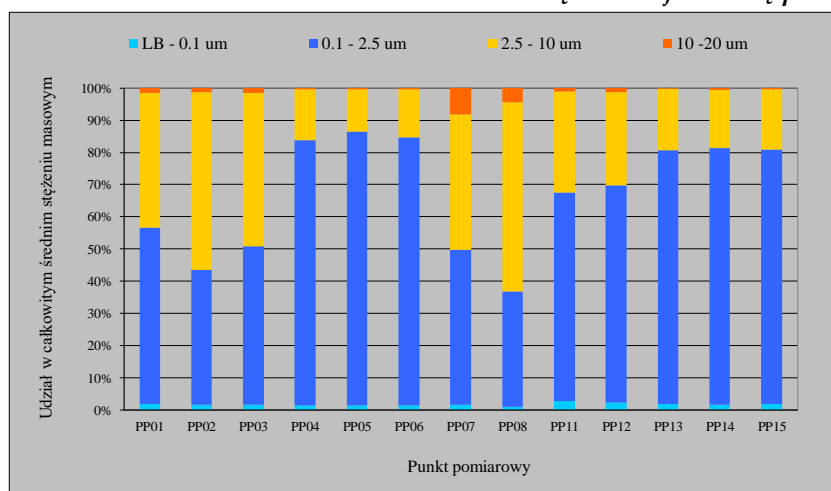
Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 5.25 Średni rozkład ziarnowy aerozoli w Raciborzu w sezonie jesiennym w porze dziennej i nocnej

Stężenie masowe cząstek

Na rysunku rys. 5.26 oraz w tabeli tab. 5.5 przedstawiono udziały poszczególnych frakcji aerozoli w całkowitym stężeniu masowym cząstek uśrednione dla określonego okresu pomiarowego (patrz tab. 5.1). Spektrometry cząstek SMPS i APS nie rozróżniają aerozoli stałych i ciekłych dlatego informacja o ich masie dotyczy obydwu typów cząstek, a pomiarowi podlega tylko stężenie aerozoli i jego rozkład ziarnowy. Wyliczając zatem ich masę niezbędna jest informacja o gęstości cząstek oraz, z powodów wskazanych wyżej (patrz równanie 5.1), wielkość aerodynamicznego współczynnika kształtu. W obliczeniach stężeń masowych (tab. 5.5) przyjęto, że przeciętna gęstość cząstek wynosi 1 g/cm^3 , a bezwymiarowy aerodynamiczny współczynnik kształtu ma wartość 1. Możliwe odchylenia w ocenie stężenia masowego przy przyjęciu takich założeń może zilustrować następujący przykład. Ocenia się, że drobinki węgla mają aerodynamiczny współczynnik kształtu 1,1 [5.40, 5.41], a ich gęstość wynosi $1,3 \text{ g/cm}^3$ [5.42]. Przyjęcie takich wartości do obliczeń zmniejszyłoby wartość stężenia masowego dla zmierzonych rozkładów ziarnistości o 20 % w porównaniu z przyjętymi założeniami. Nie było możliwości oceny dokonanych obliczeń z rezultatami bezpośrednich pomiarów $\text{PM}_{2.5}$ oraz PM_{10} wykonywanych na terenie stacji meteorologicznej w Raciborzu ponieważ aparatura pomiarowa przeznaczona do tego celu nie działała w roku 2018.



Rys. 5.26 Udział procentowy poszczególnych frakcji aerozoli w całkowitym stężeniu masowym

Średnie stężenia masowe wyliczone dla całych okresów pomiarowych mieściły się w granicach od 14 - 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W porównaniu do rozkładów stężeń cząstek proporcje w przypadku rozkładów masy ulegają odwróceniu, co jest zrozumiałe ze względu na znacznie większą objętość cząstek grubych czy nawet drobnych w porównaniu do cząstek ultradrobnych. W tym przypadku przeciętny udział najmniejszych cząstek wynosił 1.6 % (1.3 - 2.2 %). Mimo znikomych ilości cząstek bardzo grubych (<0.1 ‰) ich stężenie masowe jest porównywalne, a średni udział równy 1.9 % nawet lekko większy.

Najwięcej do stężenia masowego wnoszą cząstki drobne i grube, średnio odpowiednio 64 % (42 - 79) oraz 32 % (15 - 51 %). Niekiedy, tak jak w przypadku szybu František masa niesiono przez cząstki grube była nawet wyższa. Przejawia się to również w rozmiarze MMD dla średniej ważonej ze względu na masę cząstek. Ten parametr osiąga największe wartości właśnie w rejonie szybu František (patrz tab. 5.4). Źródłem większych aerozoli mogły być w tym przypadku zarówno aktywność gospodarcza jak i wtórne cząstki unoszone przez wiatr podczas gwałtownych burz, które miały miejsce w okresie letnim (patrz tab. 5.1).

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 5.5 Udział procentowy poszczególnych klas aerozoli w całkowitym stężeniu masowym w przedziale 14 - 20535 nm (LB - UB)

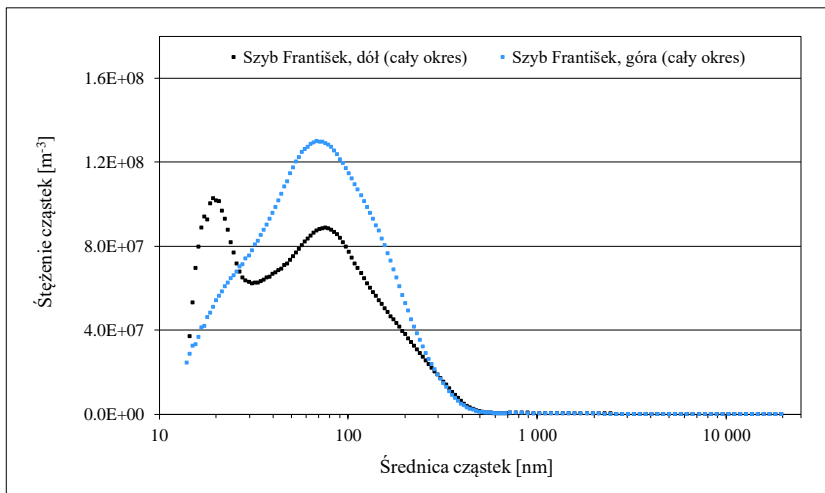
Kod	Miejsce pomiaru	Stężenie całkowite	Klasa aerozoli (μm)			
			LB-0.1	0.1-2.5	2.5-10	10-UB
		($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(%)	(%)	(%)	(%)
PP01	Szyb František, sezon letni, dół (6:00 - 22:00)	20	1.8	55	42	1.5
PP02	Szyb František, sezon letni, dół (22:00 - 6:00)	31	1.6	42	55	1.4
PP03	Szyb František, sezon letni, dół (cały okres pomiarowy)	24	1.7	49	48	1.4
PP04	Szyb František, sezon jesienny, dół (6:00 - 22:00)	33	1.3	82	16	0.4
PP05	Szyb František, sezon jesienny, dół (22:00 - 6:00)	35	1.3	85	13	0.3
PP06	Szyb František, sezon jesienny, dół (cały okres pomiarowy)	33	1.3	83	15	0.4
PP07	Szyb František, sezon letni, góra (6:00 - 22:00)	19	1.7	48	42	8.2
PP08	Szyb František, sezon letni, góra (22:00 - 6:00)	32	1.0	36	59	4.5
PP09	Szyb František, sezon letni, góra (cały okres pomiarowy)	24	1.3	42	51	6.3
PP10	Racibórz, sezon letni (6:00 - 22:00)	13	1.9	68	28	1.3
PP11	Racibórz, sezon letni (22:00 - 6:00)	15	2.8	65	32	1.1
PP12	Racibórz, sezon letni (cały okres pomiarowy)	14	2.2	67	29	1.2
PP13	Racibórz, sezon jesienny (6:00 - 22:00)	27	1.7	79	19	0.3
PP14	Racibórz, sezon jesienny (22:00 - 6:00)	27	1.6	79	18	0.5
PP15	Racibórz, sezon jesienny (cały okres pomiarowy)	27	1.7	79	19	0.3

Stężenie cząstek. Szyb František

W okresie letnim wykonano ciągle pomiar stężeń aerozoli w przeciągu siedmiu dni na szczycie szybu František na wysokości 86 m powyżej poziomu terenu, a tydzień później przy jego podstawie. Analizując wyniki uzyskane w sezonie letnim i jesiennym na dole szybu można sądzić, że

Zarządzanie jakością powietrza

stężenie aerozoli w tym miejscu jest dość stabilne, a informacja o różnicach między rozkładami stężeń uzyskanymi na górze i dole szybu jest miarodajna dla charakterystyki transportowanych aerozoli. Wyniki ilustrujące te rozkłady zostały przedstawione na rysunku rys. 5.27. oraz w tabeli tab. 5.6. Parametry statystyczne są dość podobne, bez względu na czas trwania pomiaru i lokalizację urządzenia pomiarowego (tab. 5.6). Udział cząstek ultradrobnych w całkowitym stężeniu w zakresie 14 - 20535 nm jest u podstawy szybu o około 10% większy niż na jego szczycie. Na rysunku rys. 5.27 widać, że w rozkładzie ziarnowym zmierzonym na szczycie szybu brak jest frakcji cząstek z wartością modalną dla rozmiaru 20 nm, które były obecne w powietrzu przy podstawie szybu František. Albo więc te cząstki, które najprawdopodobniej pochodzą z lokalnego źródła, nie osiągnęły wysokości szybu ponieważ są unoszone dalej na niższych wysokościach lub też w wyniku zjawisk takich jak plate-out czy koagulacja są usuwane lub zwiększają swój rozmiar i w takiej postaci docierają na wysokość szybu.



Rys. 5.27 Uśrednione rozkłady ziarnowe aerozoli w zakresie 14 - 20535 nm zmierzone u podstawy i na szczycie szybu František w sezonie letnim.

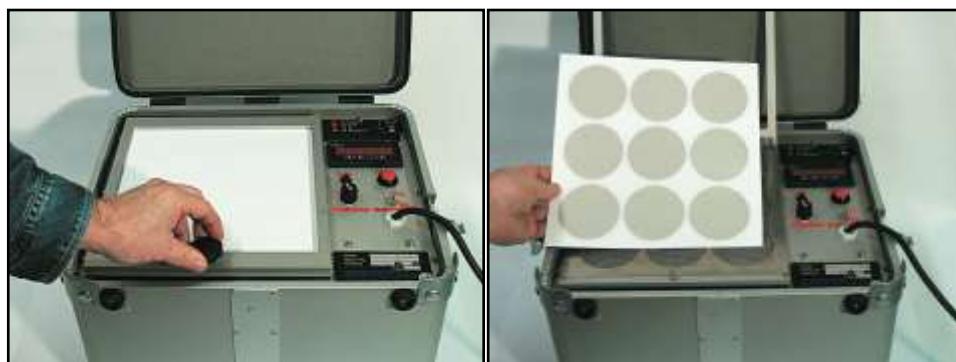
Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 5.6 Parametry statystyczne rozkładów ziarnowych aerozoli w przedziale 14 - 20535 nm zmierzone u podstawy i na szczycie szybu František w sezonie letnim.

Miejsce i czas pomiaru	Stężenie całkowite	Cząstki ultradrobne LB – 0.1 μm	GM	GSD	CMD	SMD
	(m^{-3})	(%)	(nm)	-	(nm)	(nm)
Dół (6:00 - 22:00)	5.4·10 ⁹	73	55	2.4	80	533
Dół (22:00 - 6:00)	6.5·10 ⁹	73	59	2.2	82	678
Dół (cały okres pomiarowy)	5.7·10 ⁹	73	57	2.3	81	589
Góra (6:00 - 22:00)	6.6·10 ⁹	67	63	2.2	85	454
Góra (22:00 - 6:00)	7.8·10 ⁹	66	75	1.9	93	585
Góra (cały okres pomiarowy)	7.1·10 ⁹	67	67	2.1	88	514

5.3.4 Badania izotopowe

Stężenie wybranych izotopów promieniotwórczych w powietrzu atmosferycznym było mierzone metodą spektrometrii promieniowania gamma poprzez pomiar aktywności aerozoli atmosferycznych zebranych na filtrze. Do zebrania próbki aerozoli zostały wykorzystane pompy Dwarf SENYA oraz filtry PCV typu Petrianov (rys. 5.28). Aerozole atmosferyczne wraz towarzyszącymi im izotopami promieniotwórczymi były zbierane na filtrze podczas pompowania trwającego zwykle od 24 do 96 godzin z wydajnością ok. 100 m^3/h .



Rys. 5.28 Pompa Dwarf SENYA wraz z filtrem

Próbki pobierano na szczycie szybu František, a drugą przy jego podstawie, na dachu parterowego budynku. Na stacji meteorologicznej w

Zarządzanie jakością powietrza

Raciborzu pompy zostały usytuowana na dachu dwupiętrowego budynku i na wysokości około 1 m.

Po zakończeniu pompowania powietrza filtry były prasowane do kształtu płaskiego walca o średnicy 45 mm i w takiej formie mierzono ich aktywność z pomocą detektora HPGe (Hyper-Pure Germanium Detector) w pracowni spektrometrii gamma (rys. 5.29). W ten sposób określono zwłaszcza stężenie izotopów takich jak beryl ^7Be oraz ołów ^{210}Pb . Te izotopy są często stosowane w badaniach mieszania się warstw atmosfery oraz przy wyznaczaniu źródeł zanieczyszczenia [5.43]. Ze względu na sposób w jaki te izotopy pojawiają się w powietrzu atmosferycznym: ^7Be jest izotopem kosmogenicznym, a ^{210}Pb produktem rozpadu promieniotwórczego radonu, który ekshaluje z gleby, stosunek stężenia obu izotopów może być wskaźnikiem wysokości, z której pochodzi masa powietrza. Jednakże, w obszarze silnie zurbanizowanym i uprzemysłowionym, znaczącym źródłem ^{210}Pb może być spalanie biomasy oraz paliw kopalnych. Próba znalezienia wzajemnych zależności między stężeniem wyżej wymienionych parametrów była przedmiotem niniejszej pracy.



Rys. 5.29 Spektrometry promieniowania gamma HPGe w niskotłowych domkach ołowianych (foto: autor)

Wyniki przeprowadzonych pomiarów, po odrzuceniu wyników uznanych jako wątpliwe ze względu na występujące trudności pomiarowe, przedstawiono w tabeli tab. 5.7.

Zarządzanie jakością powietrza

Tab. 5.7 Wyniki pomiarów stężenia izotopów promieniotwórczych

Miejsce pomiaru	Okres pomiaru	Objętość powietrza	Stężenie izotopów		$^{210}\text{Pb}/^{7}\text{Be}$	^{137}Cs
			^7Be	^{210}Pb		
-	-	(m ³)	(μBq/m ³)	(μBq/m ³)	-	(μBq/m ³)
Racibórz (około 1 m nad poziomem gruntu)	15-18.05.2018	10684.0	4640 ± 240	488 ± 26	0.11	< 1.1
Racibórz (dach budynku)	18-22.05.2018	13145.0	6920 ± 320	361 ± 19	0.05	< 1.2
Racibórz (około 1 m nad poziomem gruntu)	05-06.11.2018	8000.0	2430 ± 170	453 ± 64	0.19	< 5.3
Rejon szybu František (dach budynku)	26-30.05.2018	20596.8	6910 ± 320	625 ± 33	0.09	< 1.4
Szyb František (szczyt szybu)	28-30.05.2018	10496.3	9460 ± 480	1017 ± 55	0.11	< 2.2
Zakres obserwowany w Katowicach	-	-	800 – 10 000	100 – 1 900	-	0 - 30

Ze względu na pochodzenie ^7Be (pochodzenie kosmogeniczne) oraz ^{210}Pb (ekshalacja z gleby) spodziewane jest wyższe stężenie izotopu berylu na szczycie szybu w stosunku do stężenia mierzonego bliżej podłoża. Odwrotny mechanizm powinien być obserwowany w przypadku izotopu ołowiu. A zatem, stosunek stężenia ^{210}Pb do ^7Be powinien maleć wraz z wysokością pomiaru. W przypadku pomiarów wykonywanych w maju 2018 na wieży szybu Frantisek zaobserwowano odwrotną zależność, co jest związane z intensywnym pionowym mieszaniem się przyziemnej warstwy powietrza atmosferycznego. W tym czasie, zanotowano wystąpienie dwóch burz z intensywnymi opadami deszczu oraz silnym wiatrem, co koreluje z zebranymi wynikami pomiarów izotopowych.

5.3.5 Podsumowanie

Stężenia aerozoli mierzone w zakresie rozmiarów od 14 nm do 20535 nm w Raciborzu, Polska i w miejscowości Horní Suchá, Czechy w okresie letnim i jesiennym osiągały niskie wartości. Biorąc pod uwagę całe okresy pomiarowe mieściły się w przedziale $4.2 \cdot 10^9$ - $6.6 \cdot 10^9$ cząstek/m³, co jest bliskie stężeniom występującym na terenach pozamiejskich. Przeciętny udział cząstek bardzo drobnych wynosił 68 % (61 - 73 %), cząstek drobnych 32 % (27 - 39 %), a udział cząstek grubych i bardzo grubych był odpowiednio mniejszy niż 1 ‰ i mniejszy niż 0.1 ‰. W sezonie jesiennym stężenia cząstek były nieco wyższe w porównaniu do pomiarów wykonanych w sezonie letnim.

Zarządzanie jakością powietrza

Średnie stężenia masowe wyliczone dla całych okresów pomiarowych mieściły się w granicach od 14 - 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W porównaniu do rozkładów stężeń cząstek udziały procentowe w rozkładach masy ulegają odwróceniu. Średni udział bardzo drobnych cząstek wynosił 1.6 % (1.3 - 2.2%). Mimo znikomych ilości cząstek bardzo grubych (<0.1 ‰) ich stężenie masowe jest porównywalne, a średni udział równy 1.9 % (0.3 - 6.3%) nawet lekko większy. Najwięcej do stężenia masowego wniosły cząstki drobne i grube, średnio odpowiednio 64 % (42 - 79 %) i 32 % (15 - 51 %).

W zbliżonym okresie wykonano pomiar rozkładów stężeń aerozoli u podstawy i na szczycie szybu František (86 m). Aerozoli z wartością modalną 20 nm, które były obecne w powietrzu u podstawy szybu František nie zaobserwowano na jego szczycie. Sądząc z innych pomiarów cząstki te pochodzą z lokalnego źródła i były obecne również podczas pomiarów dokonanych w okresie jesiennym. Ich brak na szczycie szybu może wskazywać, że są unoszone dalej na niższych wysokościach lub też w wyniku zjawisk takich jak plate-out czy koagulacja są usuwane lub zwiększają swój rozmiar i w takiej postaci docierają na wysokość szybu.

Wykonane pomiary stężenia izotopów promieniotwórczych dały wyniki zgodne z oczekiwaniami, tzn. zaobserwowano korelację stosunku stężenia ^{210}Pb do ^7Be z występowaniem zjawisk atmosferycznych takich jak burza i towarzyszącemu jej pionowemu mieszaniu powietrza, a co za tym idzie rozcieńczaniu cząstek znajdujących się głównie w dolnej warstwie atmosfery.

5.4 Literatura

- [5.1] JANDACKA, D., DURCANSKA, D., BUJDOS, M. The contribution of road traffic to particulate matter and metals in air pollution in the vicinity of an urban road. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 2017, 50, pp. 397-408.
- [5.2] PANT, P., HARRISON, R. M. Estimation of the Contribution of Road Traffic Emissions to Particulate Matter Concentrations from Field Measurements: A Review. *Atmospheric Environment* 2013, 77, pp. 78 – 97.
- [5.3] THORPE, A., HARRISON, R. M.: Sources and Properties of Non-Exhaust Particulate Matter from Road Traffic: A Review. *Science of the Total Environment* 2008, 400, 1 – 3, pp. 270 – 282.
- [5.4] FULLOVA, D., DURCANSKA, D., HEGROVA, J., 2017. Particulate matter mass concentrations produced from pavement surface abrasion. *MATEC Web of Conferences* 2017. Volume 117. 26th R-S-P Seminar 2017 Theoretical Foundation of Civil Engineering, RSP 2017; Warsaw; Poland.
- [5.5] KUKUTSCHOVA, J., MORAVEC, P., TOMASEK, V., MATEJKA, V., SMOLÍK, J., SCHWARZ, J., SEIDLEROVA, J., SAFAROVA, K., FILIP, P. On airborne nano/micro-sized wear particles released from low-metallic automotive brakes. *Environment Pollution* 2011, 159, pp. 998-1006.
- [5.6] WHO, 2006. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global update 2005. 20 p.
- [5.7] European Environment Agency, 2013. Air quality in Europe – 2013 report. 107 p.
- [5.8] KELEMEN, M., MAŤAŠOVSKÁ, T. 2004. Pomiar stężenia pyłu w środowisku. In *Automa - magazyn poświęcony technologii automatyzacji* [online]. 2004, č. 12 [cit. 2014-09-23]. Dostępne online: <http://automa.cz/index.php?id_document=32669>. ISSN 1210-9592.
- [5.9] ĎURČANSKÁ, D., JANDAČKA, D., OCHODNICKÝ, M., 2014. Analiza metod oceny zanieczyszczenia powietrza z transportu drogowego. *Analiza roli*. Žilina, 2014. 85 p. Dostępne online: https://www.ssc.sk/files/documents/technicke-predpisy/rozboreve_ulohy/analiza_metod_vyhodnocovania_znecistovania_ovzdusia_cd_2014.pdf

- [5.10] ALMEIDA, S. M., PIO, C. A., FREITAS, M. C., REIS, M. A., TRANCOSO, M. A. Source apportionment of atmospheric urban aerosol based on weekdays/weekend variability: Evaluation of road re-suspended dust contribution. *Atmospheric Environment* 2006, 40 (11), pp. 2058-2067.
- [5.11] HO, K. F., LEE, S. C., CHOW, J. C., WATSON, J. G. Characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} source profiles for fugitive dust in Hong Kong. *Atmospheric Environment* 2003, 37 (8), pp. 1023 – 1032.
- [5.12] ZHANG, X. Y., CAO, J. J., LI, L. M., ARIMOTO, R., CHENG, Y., HUEBERT, B., WANG, D. Characterization of atmospheric aerosol over Xian in the south margin of the Loess Plateau, China. *Atmospheric Environment* 2002, 36 (26), pp. 4189-4199.
- [5.13] STRNAD, L., MIHALJEVIČ, M., ŠEBEK, O. 2008. Nowoczesne metody analityczne w geologii. Zastosowanie spektrometrii mas ze sprzężeniem indukcyjnym w geologii. [online]. Praga: VŠCHT, 2008. 77 s. [cit. 22. 10. 2012]. Dostępne online: <http://www.vscht.cz/anl/paci/PAC/prezentace/Moderni%20analyticke%20metody%20v%20geologii.pdf>.
- [5.14] MELOUN, M., MILITKY, J. 2004. Analiza statystyczna danych eksperymentalnych. Praga: Academia, 2004. 954 s. ISBN 80-200-1254-0.
- [5.15] MELOUN, M., MILITKY, J., HILL, M.: Analiza statystyczna danych wielowymiarowych w przykładach. Praga: Academia, 2012. 760 s. ISBN 978-80-200-2071-0.
- [5.16] GUO, H., WANG, T., LOUIE, P. K. K. Source apportionment of ambient non-methane hydrocarbons in Hong Kong: Application of a principal component analysis/absolute principal component scores (PCA/APCS) receptor model. *Environment Pollution* 2004, 129, pp. 489-498.
- [5.17] JAIN, S., SHARMA, S. K., MANDAL, T. K., SAXENA, M. Source apportionment of PM₁₀ in Delhi, India using PCA/APCS, UNMIX and PMF. *Particuology* 2018, 37, pp. 107-118.
- [5.18] LU, X., WANG, L., LI, L. Y., LEI, K., HUANG, L., KANG, D. Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials* 2010, 173, pp. 744–749.
- [5.19] MANTA, D. S., ANGELONE, M., BELLANCA, A., NERI, R., SPROVIERI, M. Heavy metals in urban soils: a case study from the city

Zarządzanie jakością powietrza

- of Palermo (Sicily), Italy. *The Science of Total Environment* 2002, 300, pp. 229–243.
- [5.20] SONG, Y., XIE, S., ZHANG, Y., ZENG, L., SALMON, L. G., ZHENG, M. Source apportionment of PM_{2.5} in Beijing using principal component analysis/absolute principal component scores and UNMIX. *Science of the Total Environment* 2006, 372, pp. 278-286.
- [5.21] YANG, Z., LU, W., LONG, Y., BAO, X., YANG, Q. Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *Journal of Geochemical Exploration* 2011, 108, pp. 27–38.
- [5.22] European Environment Agency, 2016. EEA Signals 2016: Towards clean and smart mobility. Transport and environment in Europe. 64 p.
- [5.23] U.S. Environmental Protection Agency [EPA], 1996. Air quality for particulate matter, Vols. I, II, III, EPA/600/P-95/001aF, EPA/600/P-95/001bF, EPA/600/P-95/001cF.
- [5.24] MCCAWLEY, M.A., KENT, M.S., BERAKIS, M.T. 2001. Ultrafine beryllium number concentration as a possible metric for chronic beryllium diseases risk, *Appl. Occup. Environ. Hyg.*, 16 (631).
- [5.25] PETERS, A., WICHMANN, H.E., TUCH, T., HEINRICH, J., HEYDER, J. 1997. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 155 (4), 1376-1383.
- [5.26] WICHMANN, H.E., SPIX, C., TUCH, T., WÖLKE, G., PETERS, A., HEINRICH, J., KREYLING, W.G., HEYDER, J. 2000. Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass, *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 98, 5-86.
- [5.27] SEINFELD, J.H. AND PANDIS, S.N. 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. Second Edition. New York: John Wiley & Sons, 2006. 1152 s. ISBN 978-1-118-94740-1.
- [5.28] HINDS, C.W. 1999. *Aerosol Technology, Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. Second Edition. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1999. 504 s. ISBN 978-0-471-19410-1.
- [5.29] SKUBACZ, K. 2009. Measurements of aerosol size distribution in urban areas of Upper Silesia. *Archives of Environmental Protection*. 4(35), 23-34.
- [5.30] MATUSZEWSKI, K., KALUS, A. 2010. Zachorowalność na pylicę płuc w górnictwie węgla i skuteczność działań profilaktycznych. *Bezpieczeństwo Pracy*. 2 (2010), 13-16.

- [5.31] BROWN, D. M., WILSON, M. R., MACNEE, W., STONE, V., DONALDSON, K. 2001. Size Dependent Proinflammatory Effects of Ultrafine Polystyrene Particles. A Role for Surface Area and Oxidative Stress in the Enhanced Activity of Ultrafines. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 175, 191-199.
- [5.32] OBERDÖRSTER, G., Z. SHARP, V. ATUDOREI, A. ELDER, R. GELEIN, W. KREYLING, C. COX. 2004. Translocation of Inhaled Ultrafine Particles to the Brain. *Inhalation Toxicology*. 16, 437-445.
- [5.33] SOMERS, C. M., MCCARRY, F., MALEK, F., QUINN, J. S. 2004. Reduction of Particulate Air Pollution Lowers the Risk of Heritable Mutations in Mice. *Science*. 304, 1008-1010.
- [5.34] JANKOWSKA, E., POŚNIAK, M. 2006. Występowanie pyłów w powietrzu otaczającym człowieka, *Bezpieczeństwo Pracy*. 5/2006, 16-19.
- [5.35] HEYDER J., GEBHART, J., STAHLHOFEN, W. 1980. Inhalation of Aerosols: Particle Deposition and Retention, in: *Generation of Aerosols and Facilities for Exposure Experiments*, K. WILLEKE (ed). Michigan: Ann Arbor Science Publishers Inc., 1980. 590 s. ISBN 0-25-40293-9.
- [5.36] DREHER, K.L., JASKOT, R.H., LEHMANN, J.R., RICHARDS, J.H., MCGEE, J.K., GHIO, A.J. 1997. Soluble transition metals mediate residual oil fly ash induced acute lung injury, *J. Toxicol. Environ. Health.*, 50, 285-305.
- [5.37] FRAMPTON, M.W., GHIO, A.J., SAMET, J.M., CARSON, J.L., CARTER, J.D., AND DEVLIN, R.B. 1999. Effects of aqueous extracts of PM (100 filters from the Utah valley on human airways epithelial cells. *Am. J. Physiol.* 277 (5.1), 960-967.
- [5.38] AUST, A.E., BALL, J.C., HU, A.A., LIGHTY, J.S., SMITH, K.R., STRACCIA, A.M. et al. 2002. Particle characteristics responsible for effects on human lung epithelial cells. *Res. Rep. Health Effect Inst.*, 110 (1-65).
- [5.39] LI, N., WAG, M., OBERLEU, T.D., SEMPFF, J.M., AND NEL, A.E. 2002. Comparison of the pro-oxidative and proinflammatory effects of organic diesel particle chemical in bronchial epithelial cells and macrophages. *J.Immunol.*, 169, 4531-4541.
- [5.40] SUNG, D. J., KANG, S. H. 1997. Measurement of coal particle size and shape with concentrated coal water mixtures. *Korean J. Chem. Eng.* 14 (1), 17.

Zarządzanie jakością powietrza

- [5.41] RUZER, L.S., HARLEY, N. H. 2012. *Aerosol Handbook: Measurements, Dosimetry, and Health Effects*. Second Edition. London, New York: CRC Press, 2012. 666 s. ISBN 9781439855102.
- [5.42] ADAMCZYK, J., 2012. Basic geotechnical properties of mining and processing waste – a state of the art analysis. *AGH J. Min. Geoeng.* 36 (2), 31-41.
- [5.43] KRAJNY, E., OŚRÓDKA, L., WOJTYLAK, M. 2014. Warunki meteorologiczne, a stężenie radionuklidów ⁷Be, ²¹⁰Pb oraz aerozolu w warstwie przyziemnej powietrza umiarkowanej szerokości geograficznej (50o) w Polsce południowej, *Ochrona powietrza w teorii i praktyce*, 2014, tom II, 91-102.
- [5.44] BARON P. A., WILLEKE K: *Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications*, 2.nd edition, John Wiley & Sons, New York, 2001; Translation: P. Dohányosová, L. Kubincová, J. Smolík, J. Schwarz, V. Ždímal; Czech Aerosol Society, 2007

6 System zarządzania jakością powietrza (AQMS)

Jednym z celów projektu AIR TRITIA było stworzenie wydajnego i przyjaznego dla użytkownika narzędzia wspomagającego zarządzanie jakością powietrza. W rezultacie powstała aplikacja sieciowa AQMS (Air Quality Management System) ułatwiająca realizację określonej strategii ochrony powietrza w oparciu o wyniki przeprowadzonych badań i wiedzę naukową (evidence based policy).

AQMS to narzędzie wspierające podejmowanie strategicznych długofalowych decyzji. Jest to system informatyczny, który poprzez przyjazne dla użytkownika środowisko w postaci interaktywnej mapy dostarcza organom administracji państwowej wiedzy niezbędnej do organizacji systemu ochrony powietrza oraz planowania przedsięwzięć zmierzających do poprawy jakości powietrza zgodnie z aktualnymi wynikami badań. Jednocześnie jednak zasoby systemu AQMS są w szerokim zakresie dostępne dla ogółu ludności dzięki czemu społeczeństwo ma możliwość dowiedzieć się jaki jest stan środowiska oraz w jaki sposób będą wydatkowane środki na ochronę powietrza. Dzięki tej funkcjonalności proces decyzyjny staje się przejrzysty.

System AQMS ma trzy poziomy dostępu:

- Administrator - poziom dostępny dla administratorów w celu zarządzania danymi, indywidualnymi bazami danych i samym systemem.
- Administrator publiczny - poziom dostępny dla organów administracji państwowej, dostarczający szczegółowych informacji o sytuacji zanieczyszczenia powietrza na określonym obszarze, o emisji, pochodzenia zanieczyszczenia oraz wpływu proponowanych środków na jakość powietrza i zdrowie publiczne, w tym kwantyfikację kosztów wdrożenia tych środków.
- Publiczny - przeznaczony dla ogółu społeczeństwa, pozwalający na dostęp do informacji o jakości powietrza, źródłach zanieczyszczeń i wpływie wydatkowanych pieniędzy na poprawę jakości powietrza.

Zarządzanie jakością powietrza

System AQMS obejmuje swoim zasięgiem pięć miast: Opawa, Ostrawa, Opole, Rybnik i Żylna oraz cały obszar TRITIA (kraj morawsko-śląski, województwo opolskie i śląskie oraz kraj żyliński).

6.1 Podstawowe pojęcia

System informatyczny - zestaw środków technicznych (sprzęt lub oprogramowanie), przeznaczony do gromadzenia i przechowywania danych oraz dostarczania informacji w zakresie określonym przez użytkownika zgodnie z jego uprawnieniami.

Baza danych - uporządkowany zestaw danych. Aplikacja umożliwiająca definiowanie, konstruowanie i manipulowanie bazą danych nazywa się systemem zarządzania bazą danych (SZBD, ang. DBMS). SZBD wraz z bazą danych tworzy system bazy danych.

Elastyczne projektowanie stron internetowych (Responsive web design) - projektowanie dokumentów HTML, które zapewnia, że system jest dostępny dla wszystkich rodzajów urządzeń takich jak telefony komórkowe, laptopy, notebooki, tablety itp [6.1].

Certyfikat SSL -(angl. Secure Sockets Layer) Protokół, gwarantujący uwierzytelnianie i szyfrowaną komunikację sieciową między klientem a serwerem WWW. SSL zapewnia, że zarówno klient, jak i serwer komunikują się ze sobą, a nie z kimś podającym się za jedną ze stron. Jednocześnie protokół SSL umożliwia tworzenie i wymianę między klientem a serwerem kluczy szyfrujących, które są następnie wykorzystywane do szyfrowania wzajemnej komunikacji. (Koncepcja opiera się na [6.2]).

6.2 Opis techniczny systemu

System AQMS został wdrożony na wirtualnym serwerze *labgis.vsb.cz* obsługiwany przez VŠB- Uniwersytet Techniczny Ostrawa (VŠB-TUO). Szczegóły techniczne serwera można znaleźć w tab. 6.1.

Tab. 6.1 Dane techniczne serwera *labgis.vsb.cz*

Procesor	Intel® Xeon® CPU E5-2660 v2 @2.20Ghz
Pamięć	8,00 GB
HDD	1 TB
System operacyjny	Windows Server® 2016 x64

Zarządzanie jakością powietrza

Przy rozwoju systemu wykorzystano najnowsze technologie, tak aby sprostać wymaganiom współczesnych systemów informatycznych, a mianowicie obsługa przyjazna dla użytkownika, bezpieczeństwo, szybkość, elastyczność i solidność. Do przechowywania danych wykorzystano system bazy danych *PostgreSQL 10* [6.3]. System ten został wybrany po wykonaniu testów wydajności najczęściej używanych systemów baz danych, w których tak aby sprostać wymaganiom współczesnych systemów informatycznych [6.4]. Ze względu na geograficzny charakter danych, które muszą być przechowywane i przetwarzane przez AQMS, wybrano rozszerzenie geograficzne *PostgreSQL* o nazwie *PostGIS 2.4.4* [6.5]. Do utworzenia portalu internetowego wykorzystano platformę internetową *Microsoft ASP.NET Core 2.0* [6.6], a przetwarzanie żądań formułowanych przez klienta zapewniają języki typu front-end takie, jak *jQuery* [6.7] i *Typescript* [6.8]. Biblioteka *Bootstrap* [6.9] została wykorzystana do zapewnienia współpracy systemu z urządzeniami mobilnymi. Z kolei biblioteka *Leaflet* [6.10] była narzędziem do pracy z dokumentacją kartograficzną, a *OpenStreetMap* [6.11] wybrano jako serwer map. Biorąc pod uwagę złożoność całego systemu i potrzebę szybkiego rozwoju, zakupiono również zestaw komponentów internetowych o nazwie *Telerik Kendo UI* [6.12]. Ponadto w systemie AQMS wykorzystywane są inne komponenty sieciowe, takie jak *AmChart* [6.13] do wizualizacji wykresów, *L.esri.Geocoding.Geosearch* [6.14] do wyszukiwania na mapach itp.

6.2.1 Jednolita baza danych z informacjami

Podstawą całego systemu jest baza danych ujednolicona dla wszystkich trzech krajów biorących udział w projekcie: Czechy, Polska i Słowacja, która przechowuje zgromadzone dane oraz wyniki modelowania i dostarcza je zwrotnie użytkownikowi zgodnie z sformułowanym zapytaniem. Baza danych stanowi rdzeń systemu AQMS i jest obsługiwana w GIS, gdyż większości danych zawiera również informacje o położeniu geograficznym.

Zawartość pojedynczej bazy danych można podzielić na dwie grupy. Pierwsza z nich odnosi się do samego obszaru i aktualnego stanu jakości powietrza. Dane te obejmują:

- dane geograficzne
- dane społeczno-ekonomiczne

Zarządzanie jakością powietrza

- dane epidemiologiczne
- dane meteorologiczne
- dane dotyczące źródeł zanieczyszczenia powietrza i powiązanych emisji:
 - transport samochodowy,
 - lokalne ogrzewanie,
 - przemysł
- Zmodyfikowane dane dotyczące szczegółowego rozkładu zanieczyszczenia powietrza, w tym źródła zanieczyszczenia:
 - Średnie roczne stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ i PM_{2,5}, NO₂ i benzo(a)pirenu w szeregach czasowych 2006, 2010 i 2015.
 - Obciążenie mieszkańców zanieczyszczeniem powietrza.
 - Dane dotyczące zagrożeń dla zdrowia wynikających z modelowanego obciążenia zanieczyszczeniem powietrza ludności.
- Dane pochodzące ze specjalistycznych pomiarów

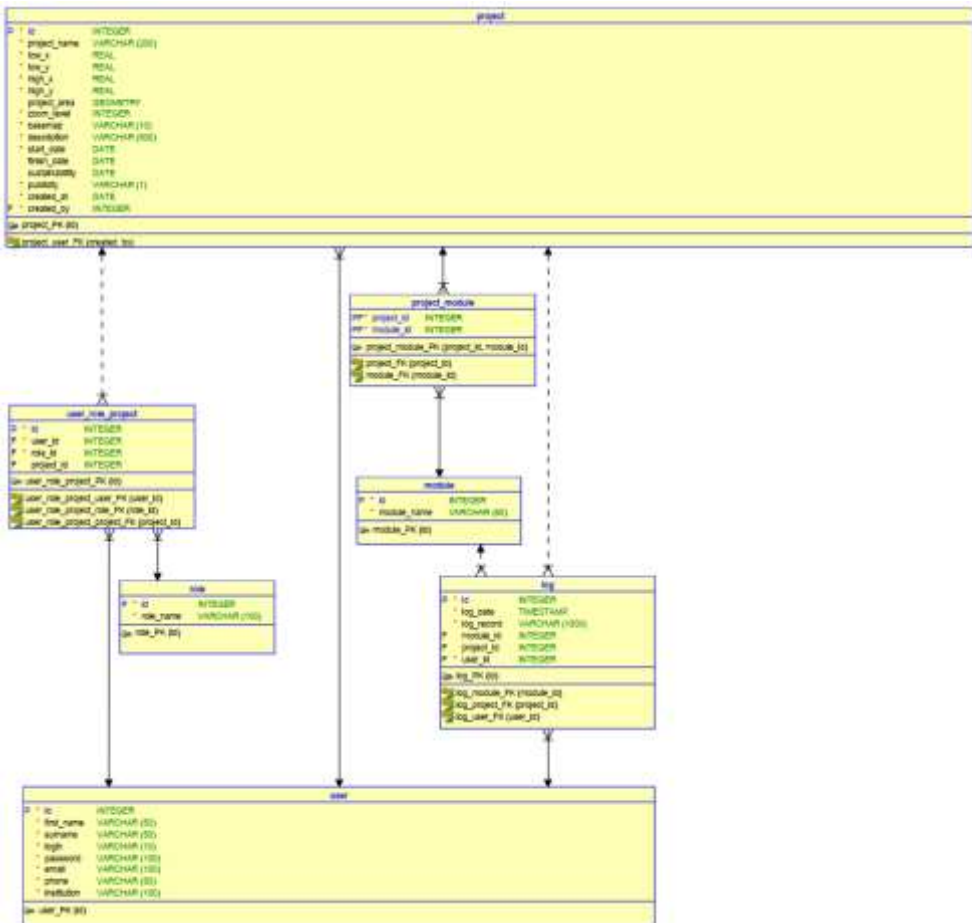
Druga grupa dotyczy danych niezbędnych do planowania strategicznego.

- Propozycje przedsięwzięć mających na celu poprawę jakości powietrza
- Modelowane dane dotyczące szczegółowego rozkładu zanieczyszczenia powietrza, po zastosowaniu wybranych przedsięwzięć
 - Średnie roczne stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ i PM_{2,5}, NO₂ i benzo(a)pirenu.
 - Obciążenie mieszkańców zanieczyszczeniem powietrza.
- Wycena planowanych przedsięwzięć
- Wybrane scenariusze poprawy jakości powietrza lub też bardziej złożone stanowiące kombinację równych określonych scenariuszy

Zarządzanie jakością powietrza

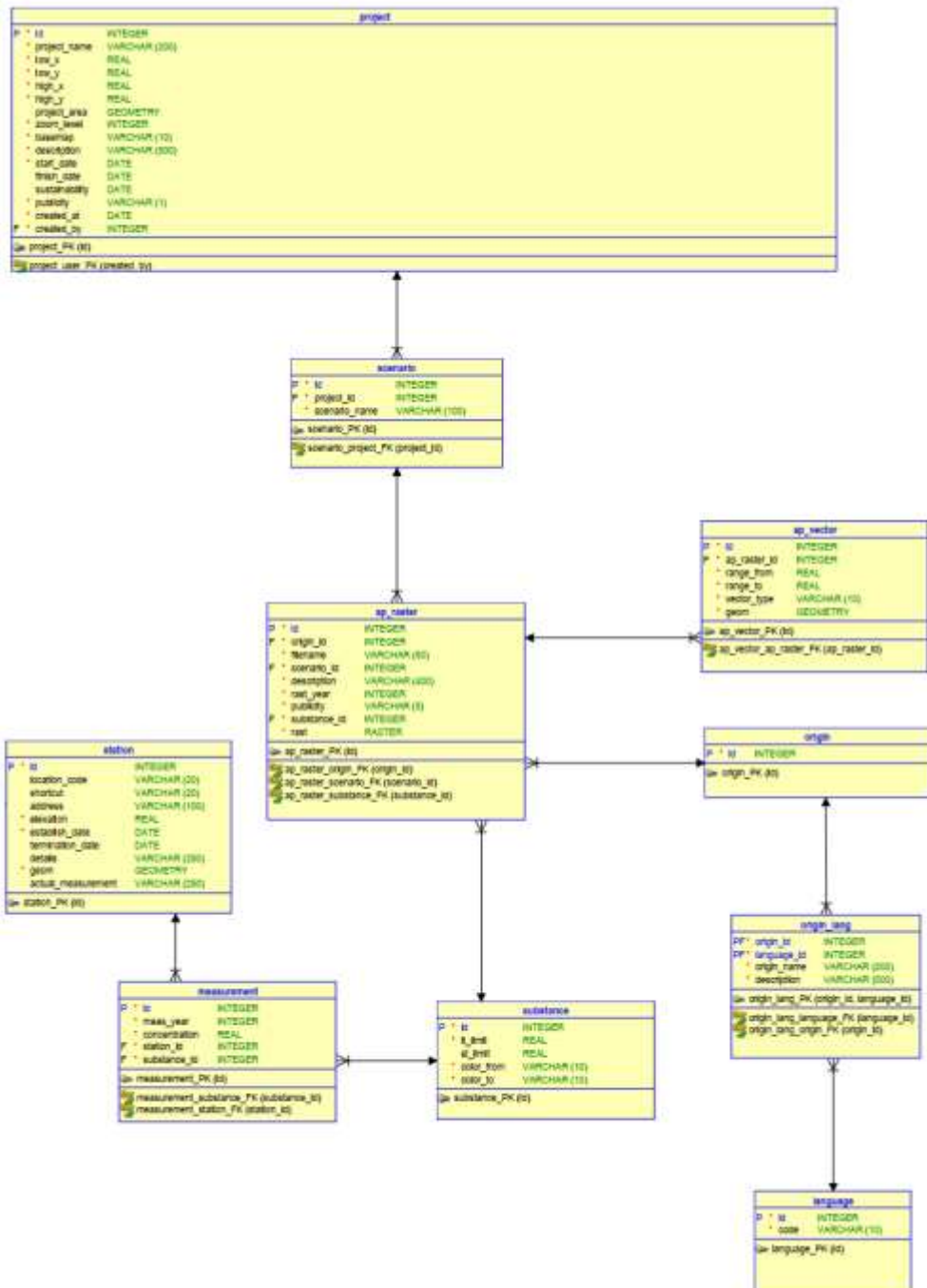
- Zagrożenia dla zdrowia wynikające z modelowanego obciążenia zanieczyszczeniem powietrza ludności dla wybranych scenariuszy.

Model bazy danych można podzielić na dwie jednostki logiczne. Pierwsza dotyczy zarządzania jakością powietrza w miastach (z perspektywy AQMS chodzi o tzw. projekty) oraz administrowania użytkownikami i ich prawami dostępu do tych projektów. Model tej jednostki można zobaczyć na rys. 6.1.



Rys. 6.1 Część bazy danych AQMS zajmująca się zarządzaniem projektami i użytkownikami

Zarządzanie jakością powietrza



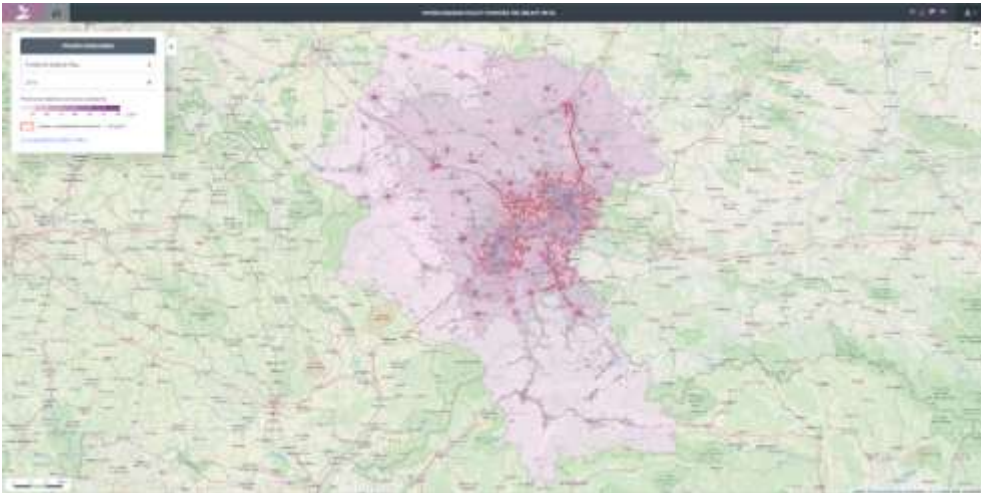
Rys. 6.2 Część bazy danych AQMS zajmująca się zarządzaniem wizualizowanymi danymi

Zarządzanie jakością powietrza

Druga jednostka logiczna zajmuje się administracją danych poszczególnych projektów, które AQMS wizualizuje na mapach, na przykład modelowane zanieczyszczenie powietrza, wyniki pomiarów, dane dotyczące podmiotów generujących zanieczyszczenia itp. Model tej jednostki jest przedstawiony na rys. 6.2.

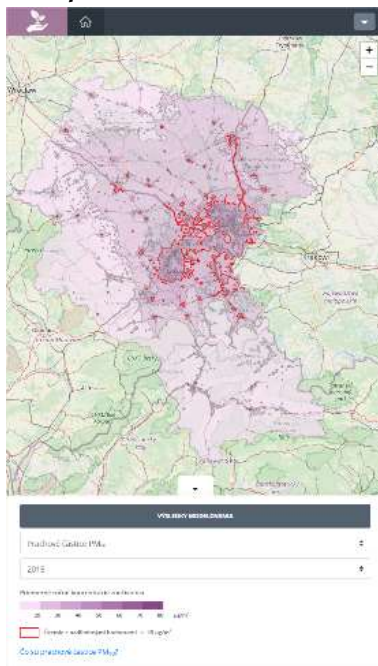
6.2.2 Elastyczność systemu

Ze względu na wzrost wykorzystania urządzeń przenośnych takich jak smartfony czy tablety w wymianie informacji za pośrednictwem internetu, system AQMS zaprojektowano z całkowicie responsywnym projektem, która zapewnia dopasowanie systemu do wielkości wyświetlacza.



Rys. 6.3 Reprezentacja AQMS na monitorze o rozdzielczości 2560x1440 px

Zarządzanie jakością powietrza



Rys. 6.4 Reprezentacja AQMS na urządzeniu mobilnym o rozdzielczości 680x1200px

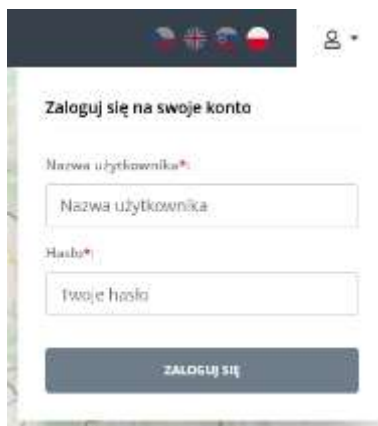
Elementy w portalu internetowym są pogrupowane w taki sposób, aby interfejs systemu AQMS był czytelny i jednocześnie nie ograniczał funkcjonalności systemu. Funkcjonalność systemu jest regularnie testowana na urządzeniach mobilnych z systemem *Android*, *iOS* i *Microsoft*. Przykłady dostosowania AQMS do urządzeń stacjonarnych i przenośnych można prześledzić na poniższych rysunkach., na których przedstawiono system AQMS na monitorze o rozdzielczości 2560 x 1440 pikseli (rys. 6.3), a następnie na urządzeniu mobilnym o rozdzielczości 680 x 1200 pikseli (rys. 6.4).

6.2.3 Bezpieczeństwo i ochrona danych

AQMS przetwarza wiele danych, które należy chronić przed nieautoryzowanym dostępem, transmisją, modyfikacją lub zniszczeniem. Z tego powodu system jest zabezpieczony na kilku poziomach. Najwyższym poziomem jest bezpieczeństwo systemu pod względem transmisji danych przez Internet. Dla tego przypadku zastosowano certyfikat SSL, który weryfikuje autentyczność stron internetowych i zapewnia szyfrowaną transmisję wszystkich danych przez Internet. Kolejnym progiem jest uwierzytelnianie użytkownika, które pozwala tylko wybranym

Zarządzanie jakością powietrza

użytkownikom na dostęp do określonych zasobów systemu. Uwierzytelnianie odbywa się za pomocą formularza logowania, z dostępem do systemu przez wybranych użytkowników z Uniwersytetu VŠB-TUO (korzystających z centralnego repozytorium LDAP), ale także przez użytkowników spoza uczelni (przy użyciu adresu e-mail i wygenerowanego hasła otrzymanego na pocztę e-mail). Formularz wniosku jest dostępny na rys. 6.5.



Rys. 6.5 Uwierzytelnianie użytkowników za pomocą okna logowania

W niektórych sytuacjach konieczna jest również autoryzacja użytkownika, która weryfikuje zakres jego dostępu do danych i możliwość ich modyfikacji. Autoryzacja odbywa się za pomocą predefiniowanych ról, które są przypisywane w razie potrzeby do wskazanych osób. Sposób w jaki przebiega tego rodzaju autoryzacja można zobaczyć na rys. 6.6. Ostatnim poziomem bezpieczeństwa danych jest zagwarantowanie ich integralności.

Odbywa się to na poziomie systemu bazy danych, gdzie dzięki procedurom kontroli integralności, zakresu i typu danych, zapewnia, zapobiega się w dużej mierze ich nieprawidłowej modyfikacji.

Zarządzanie jakością powietrza

Vložení nového uživatele

Uživatel VŠB-TUO

Email *

Jméno *

Příjmení *

Telefon

Instituce

Role *

Jazyk emailu *

* Povinný atribut

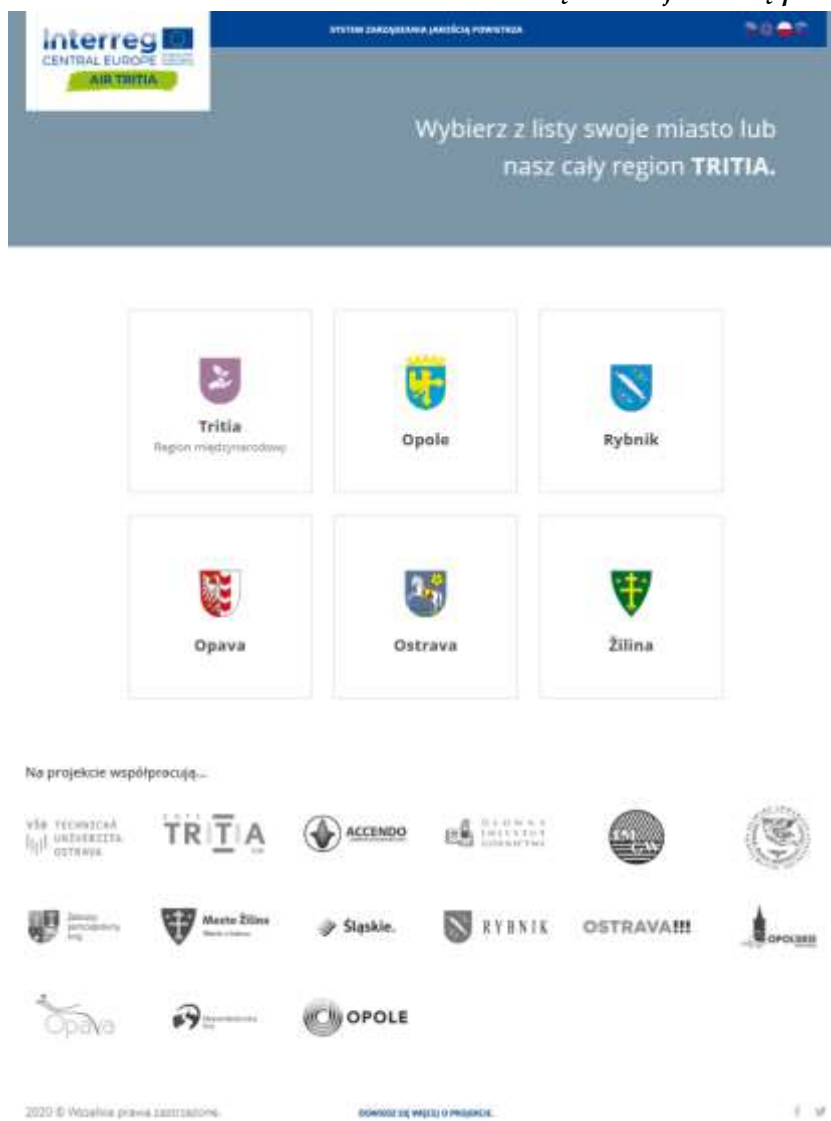
- Sekretář projektu
- Partner projektu
- MĚŘIČ
- Správce systému AQMS
- Klient systému AQMS
- Správce vzorku

Rys. 6.6 Podgląd przypisania roli użytkownikowi

6.2.4 Opis interfejsu użytkownika

Interfejs internetowy został zaprojektowany z myślą o jak najbardziej przyjaznym użytkownikowi środowisku pod względem intuicyjnej obsługi, zgodnie z przyzwyczajeniami użytkowników podczas korzystania z powszechnie dostępnych portali zawierających interakcyjne mapy. Tworząc interfejs położono również nacisk na jego funkcjonalność i możliwość rozbudowy w przyszłości.

Użytkownicy mogą uzyskać dostęp do interfejsu internetowego AQMS na profilu publicznym i administracyjnym za pośrednictwem strony głównej <https://aqms.vsb.cz/>. Strona jest dostępna w czterech językach: czeskim, słowackim, polskim i angielskim. Za pośrednictwem tej strony użytkownik może również uzyskać dostęp do informacji dotyczącej problematyki jakości powietrza w każdym z pięciu miast partnerskich, lub funkcjonalnych obszarów miejskich lub regionu TRITIA. Patrz rys. 6.7.



Rys. 6.7 Strona główna AQMS

W ten sposób, dowolny użytkownik może przeglądać wyniki modelowania zanieczyszczenia powietrza dla pyłu zawieszonego PM₁₀ i PM_{2,5}, NO₂ i benzo(a)pirenu w latach 2006, 2010 i 2015 lub też informacji o prognozowanej poprawie jego jakości po zrealizowaniu określonych przedsięwzięć technicznych. Profil ten jest dostępny w języku kraju, na terenie którego znajduje się miasto oraz w języku angielskim. Zaś dla całego

Zarządzanie jakością powietrza

regionu TRITIA ta część systemu AQMS dostępna jest w czterech wersjach językowych: w języku czeskim, polskim, słowackim i angielskim.

Po kliknięciu w dowolny punkt na mapie użytkownik uzyskuje informacje o średnim rocznym stężeniu wybranego zanieczyszczenia w wybranej lokalizacji i podział poszczególnych źródeł zanieczyszczenia powietrza (przemysł, transport i lokalne ogrzewanie) zgodnie z ich przynależnością terytorialną (źródła czeskie, polskie lub słowackie). Przykład prezentacji informacji w profilu użytkownika publicznego można zobaczyć na rys. 6.8.



Rys. 6.8 Przykładowa prezentacja AQMS dla profilu publicznego

Poziom administracyjny zapewnia dostęp do szerszego zakresu informacji dla potrzeb zarządzania jakością powietrza. W tym jednak przypadku, użytkownik musi zalogować się do systemu za pomocą swojego adresu e-mail i hasła. Po zalogowaniu ma on dodatkowo (oprócz możliwości jakie posiada profil publiczny) dostęp do informacji o:

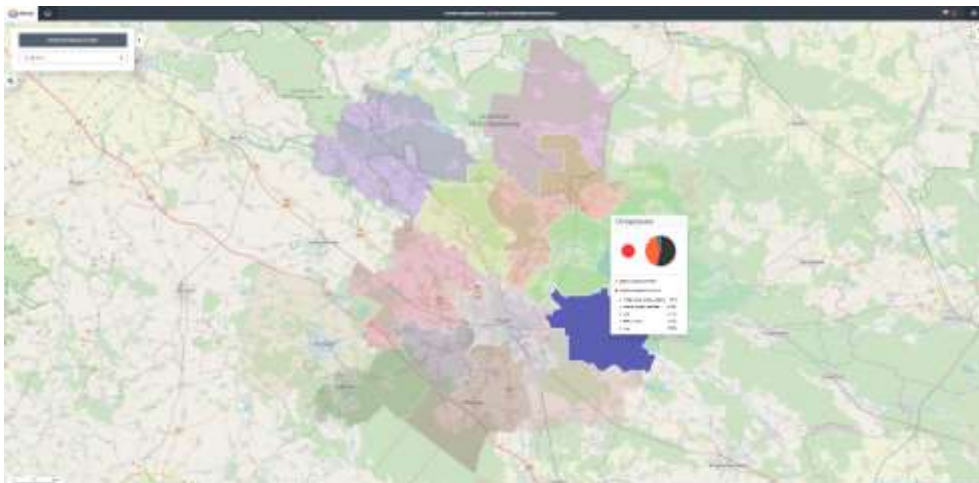
- emisje w postaci kwadratów emisji dla poszczególnych zanieczyszczeń i rozpatrywane lata w podziale według grup źródeł zanieczyszczenia powietrza,
- metodach ogrzewania mieszkań i rodzaj stosowanego paliwa,
- przemysłowych źródłach zanieczyszczeń,

Zarządzanie jakością powietrza

- przedsięwzięciach mających na celu poprawę jakości powietrza wraz z możliwością dokonywania ich wyboru w odniesieniu do poszczególnych źródeł zanieczyszczeń:
 - źródła przemysłowe
 - dostosowanie wybranych dominujących źródeł zanieczyszczenia powietrza do wymagań BAT,
 - dostosowanie wszystkich znaczących źródeł zanieczyszczenia powietrza do wymagań BAT,
 - zaprzestanie działalności przez wybrane,
 - przedsiębiorstwa emitujące duże ilości zanieczyszczeń źródeł zanieczyszczenia powietrza,
 - transport samochodowy
 - spodziewane zmiany w sieci transportowej i w strukturze pojazdów samochodowych do 2030 r.,
 - spodziewane zmiany w sieci transportowej i w strukturze pojazdów samochodowych do 2040 r.,
 - opcjonalna zmiana struktury pojazdów samochodowych w kierunku elektromobilności.
 - lokalne ogrzewanie
 - oczekiwane zmiany po wykorzystaniu planowanych dotacji na wymianę starych pieców (przy zachowaniu istniejącej struktury wykorzystywanych paliw w Polsce),
 - opcjonalne zmiany w strukturze paliw,
 - opcjonalna wymiana używanych kotłów na niskoemisyjne kotły o wyższej klasie.

Zarządzanie jakością powietrza

Przykład wyświetlania informacji dla zalogowanego użytkownika można znaleźć na rys. 6.9.



Rys. 6.9 Przykładowy prezentacji AQMS dla profilu administracyjnego

6.2.5 Podsumowanie

Impulsem do stworzenia systemu AQMS była waga problemów jakie niesie ze sobą zanieczyszczenie powietrza i ich ponadnarodowy charakter. Sam system ich nie rozwiązuje ale może wspomagać różne kraje w podejmowaniu właściwych decyzji w tym zakresie i opracowaniu odpowiedniej strategii. Zamiarem jego twórców jest również uświadomienie społeczeństwu po obydwu stronach granic jak bardzo istotne są zagrożenia, że jest to wspólny problem, i że razem należy przystąpić do walki o lepszą jakość powietrza.

System AQMS opiera się na ujednocionej bazie danych, która została zatwierdzona przez ekspertów we wszystkich trzech krajach i powinna stanowić podstawę dla administracji do podjęcia bardziej zdecydowanych i określonych działań w zakresie ochrony powietrza. Jednocześnie dzięki ogólnej dostępności systemu działania takie mogą stać się przejrzyste i zrozumiałe dla lokalnych społeczności.

System AQMS został zaprojektowany w taki sposób aby umożliwić wykorzystanie jego wszystkich funkcjonalności również w innych miastach i krajach, w których występują podobne problemy.

6.3 System predykcji jakości powietrza

Zaimplementowana do prawodawstwa krajów członkowskich Unii Europejskiej Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy nakazuje aby w przypadku gdy w określonym obszarze (strefie lub aglomeracji) istnieje zagrożenie, że poziomy zanieczyszczeń w powietrzu przekroczą jeden lub kilka progów alarmowych określonych w załącznikach do wspomianej Dyrektywy państwa członkowskie opracowują plany określające krótkoterminowe działania, podejmowane w celu ograniczenia zagrożenia lub skrócenia czasu występowania przekroczenia. *„Plany działań krótkoterminowych mogą, w zależności od indywidualnych przypadków, obejmować skuteczne działania niezbędne do kontrolowania i, w razie konieczności, ograniczania działalności, która przyczynia się do wystąpienia ryzyka przekroczenia wartości dopuszczalnych lub docelowych, lub progów alarmowych. Plany te mogą obejmować środki w odniesieniu do ruchu drogowego, prac budowlanych, statków na kotwicy oraz wykorzystywania zakładów i produktów przemysłowych oraz ogrzewania domowego. W ramach tych planów można również rozważać konkretne środki służące ochronie wrażliwych grup ludności, w tym dzieci. O sporządzeniu planu działań krótkoterminowych państwa członkowskie udostępniają je i informują odpowiednie organizacje, takie jak organizacje ochrony środowiska, organizacje konsumenckie oraz organizacje reprezentujące interesy wrażliwych grup ludności, inne właściwe instytucje zajmujące się ochroną zdrowia i odpowiednie federacje przemysłowe, zarówno o wynikach swoich badań w zakresie wykonalności i zakresie po-szczególnych planów działań krótkoterminowych, jak i informują o ich wdrożeniu”* [6.15]. Choć Dyrektywa nie wymienia wyprost prognozy jakości powietrza jako narzędzia realizacji planów krótkoterminowych, w dobie dynamicznego rozwoju metod predykcji warunków meteorologicznych oraz zważywszy fakt, że informowanie społeczeństwa o zagrożeniu wynikającym z występowania niebezpiecznych dla zdrowia zanieczyszczeń powietrza aby było skuteczne powinno być dokonywane z odpowiednim wyprzedzeniem, dobrą praktyką staje się stosowanie takich prognoz.

Zarządzanie jakością powietrza

6.3.1 Wybrane systemy predykcji zanieczyszczeń powietrza w Europie

Niewątpliwie najważniejszym i najbardziej powszechnym źródłem prognoz jakości powietrza dla krajów europejskich jest realizowany w ramach programu finansowanego ze środków Unii Europejskiej COPERNICUS. Program Obserwacji Ziemi COPERNICUS. to inicjatywa realizowana przez Unię Europejską we współpracy z Europejską Agencją Środowiska (ESA). Głównym celem Programu jest wypracowanie metod zdalnego monitorowania stanu środowiska. Dane pozyskane za pomocą satelitów i w pomiarach in-situ (prowadzonych z naziemnych stacji pomiarowych oraz sensorów zainstalowanych na statkach powietrznych i morskich) będą przetwarzane w celu opracowywania tzw. serwisów informacyjnych, dostarczających użytkownikom określone produkty informacyjne (mapy tematyczne, bazy danych, raporty). Jednym z ważnych elementów programu jest usystematyzowanie bieżącej informacji o stanie jakości powietrza w Europie a także średnioterminowe prognozy stężeń zanieczyszczeń. W ramach tego programu działa kilka prognoz jakości powietrza w skali europejskiej opartych o różne modele prognostyczne. Jednym z powszechniejszych jest system CAMS Europe - Forecast Model Analysis [6.16] , który pozwala na prognozowanie w skali europejskiej przewidywanych stężeń PM₁₀, PM_{2,5}, O₃, NO₂, SO₂ oraz CO.

Innym produktem w ramach segmentu jakości powietrza jest prognoza jakości powietrza oparta o tzw. model złożony, który jest kombinacją 9 różnych modeli jakości powietrza, CAMS [6.17]. Niezależnie od tego kluczowego europejskiego projektu w wielu krajach kontynentu funkcjonują dedykowane dla różnych regionów modele prognoz jakości powietrza. Spośród wielu takich systemów na uwagę zasługuje na przykład stosowany we Francji system diagnozy i prognozy jakości powietrza. Zanieczyszczenia w skali regionalnej ocenia się tu za pomocą systemu modelowania Esmeralda. Ta platforma do modelowania przewiduje i opisuje jakość powietrza w regionach Île-de-France, Picardie, Centre, Haute i Basse-Normandie, Szampania-Ardeny, Nord-Pas de Calais, Bretania i Burgundia. Zapewnia codzienne ilościowe i mapowane prognozy zanieczyszczenia tła ozonem, dwutlenkiem azotu i pyłami PM₁₀ i PM_{2,5}. Służy również do analizy sytuacji zanieczyszczenia (w trybie retrospektywnym lub operacyjnym), pisania skryptów w kontekście badań

Zarządzanie jakością powietrza

wplywu krótkoterminowych środków redukcji lub wdrażania planów regulacyjnych. Narzędzie to wykorzystuje wyniki modelu krajowego Prev'air (pod egidą Ministerstwa ds. Środowiska, INERIS, CNRS, Météo France i ADEME) do oszacowania udziału zanieczyszczenia z inne regiony. Airparif działa i rozwija je we współpracy ze swoimi odpowiednikami w innych regionach (Air Normand, Air Breizh, Atmo Picardy, Atmo Champagne-Ardennes, Atmos'air Bourgogne, Lig'air, Aircom, Atmo Nord-Pas de Calais) [6.18]. Innym przykładem rozwiązań regionalnych jest system stosowany w Austrii. Funkcjonujący tam system ZAMG opiera na symulacjach modelu WRF / Chem i reprezentującego rozkład zanieczyszczeń na dużą skalę [6.19].

We Włoszech jest z kolei stosowany system o nazwie FORAIR – IT. Jest to projekt Laboratorium Jakości Powietrza, opracowany we współpracy z Arianet s.r.l., w celu prognozowania krótkoterminowego zanieczyszczenia powietrza. FORAIR - IT codziennie opracowuje prognozy meteorologiczne i dotyczące jakości powietrza dla całego terytorium Włoch, przy 4 km poziomej rozdzielczości przestrzennej, na każdą godzinę z 3 kolejnych dni. System prognozowania FORAIR - IT składa się z modułu do prognoz meteorologicznych i modułu do obliczania emisji zanieczyszczeń, które dostarczają dane wejściowe do matematycznego modelu transportu i przekształcania zanieczyszczeń do atmosfery. System opracowuje prognozę godzinnych stężeń głównych zanieczyszczeń o znaczeniu środowiskowym i zdrowotnym (PM₁₀ i PM_{2,5}, NO₂, O₃) na kolejne 3 dni. FORAIR - IT, zrodzony z doświadczenia MINNI - krajowego systemu jakości powietrza Ministerstwa Środowiska, jest zgodny ze stanem wiedzy o krajowych systemach prognozowania jakości powietrza w Europie (Francja-Prev " Air, Hiszpania-Caliopé, Wielka Brytania - prognoza zanieczyszczenia UK-AIR, Niemcy-EURAD). System wykorzystuje oficjalne dane z krajowego wykazu emisji zanieczyszczeń ISPRA - High Institute for Environmental Protection and Research and of European Copernicus Atmospheric Service [6.20]. Należy podkreślić, że większość prognoz przedstawiana jest w postaci indeksu jakości powietrza.

6.3.2 Systemy predykcji zanieczyszczeń powietrza w Czechach, Słowacji i Polsce

W krajach uczestniczących w projekcie AIR TRITIA do niedawna nie stosowano usankcjonowanych prawnie systemów predykcji jakości

Zarządzanie jakością powietrza

powietrza. System ostrzegania ludności o ponadnormatywnych stężeniach zanieczyszczeń opierał się o analizę sytuacji historycznych i bieżących. Jest to zresztą zgodne z wymaganiami prawnymi zawartymi w Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszeo powietrza dla Europy. Istniały co prawda regionalne systemy ostrzegania jednak ich stosowanie nie wiązało się z żadnym obowiązkiem legislacyjnym. Dla przykładu w Polsce na obszarze województwa śląskiego System Prognoz Jakości Powietrza został opracowany w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej już w 2005 roku i do końca 2018 roku była wykorzystywany przez Śląskiego Wojewódzkiego Inspektora Ochrony Środowiska do informowania społeczeństwa i władz administracyjnych o zagrożeniach związanych z przewidywanymi sytuacjami smogowymi. Prognozy jakości powietrza były także przygotowywane m.in. dla aglomeracji położonych na terenie województwa pomorskiego gdzie system prognoz oparty jest na obliczeniach stężeń zanieczyszczeń modelem CALMET/ CALPUFF przy użyciu danych meteorologicznych pochodzących z ogólnodostępnego projektu NCEP/NCAR oraz bazy emisji punktowej, powierzchniowej oraz liniowej dla Aglomeracji Gdańskiej i Tczewa. Prognoza jest wyliczana na następne 36 godzin dla aglomeracji gdańskiej oraz Tczewa [6.21]. Ten sam model prognostyczny wykorzystywany był m.in. dla Warszawy i Łodzi. Z kolei dla województwa dolnośląskiego przy okazji realizacji projektu pn. "System prognoz stężeń zanieczyszczeń powietrza i warunków biometeorologicznych jako element oceny jakości życia - LIFE-APIS/PL" finansowanego ze środków programu LIFE+ opracowano model predykcji jakości powietrza wykorzystując model prognostyczny WRF-Chem (Weather Research and Forecasting model coupled with Chemistry).

Ciekawym rozwiązaniem prawnym w zakresie praktycznej implementacji systemu prognoz jakości powietrza jest przykład Krakowa. Tamtejsze władze miejskie na mocy uchwały Rady Miasta zarządzają komunikacją (bezpłatne przejazdy komunikacją miejską w dni z przewidywanym złym stanem powietrza na obszarze co najmniej połowy miasta) wykorzystując dedykowaną do tych celów prognozę stężeń pyłu PM₁₀ obliczaną modelem CALPUFF. Od stycznia 2019 roku z mocy ustawy prognoza jakości powietrza w Polsce jest wykonywana przez Instytut Ochrony Środowiska – PIB w Warszawie i oficjalnie prezentowana na portalu GIOŚ [6.22].

Zarządzanie jakością powietrza

Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy codziennie przygotowuje i przekazuje do GIOŚ wyniki modelowania matematycznego transportu i przemian substancji w powietrzu w formie plików cyfrowych (w formacie NetCDF ang. Network Common Data Form). Przekazane wyniki przetwarzane są w zasobach informatycznych GIOŚ do postaci map rozkładu stężeń poszczególnych zanieczyszczeń powietrza i prezentowane na portalu Jakość Powietrza. Prognozy zanieczyszczeń powietrza wykonane są w siatce o rozdzielczości nominalnej 0,025x0,025 stopnia (ok. 2,7km x 1,6km) sięgającej minimum 100 km poza granice kraju. Na potrzebę poprawnego odebrania prezentowanych prognoz, mapy zostały dostosowane do granic Polski. Prognozy zanieczyszczeń powietrza są prezentowane na 3 kolejne dni. Prognozy dotyczą takich substancji jak:

- ✓ pył zawieszony PM₁₀,
- ✓ dwutlenek siarki SO₂,
- ✓ dwutlenek azotu NO₂,
- ✓ ozon troposferyczny O₃.

6.3.3 Prognoza jakości powietrza na obszarze TRITIA

Uwagi wstępne

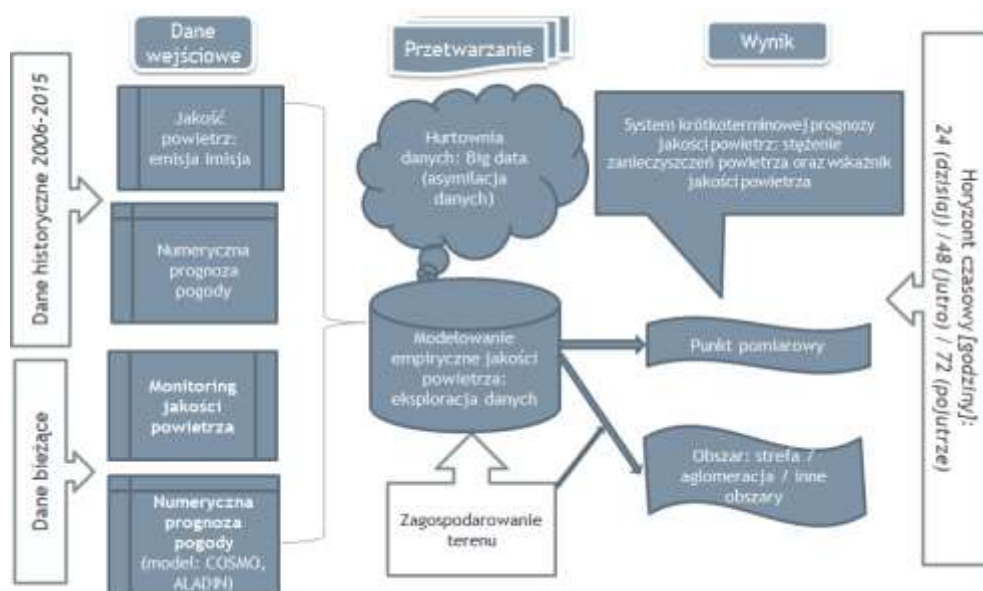
Już pobieżnego przeglądu systemów prognoz jakości powietrza w Europie wyłania się obraz, że w ostatnich latach doszło do uporządkowania i ujednolicenia tych systemów. Szybki postęp w zakresie modelowania matematycznego warunków meteorologicznych wdrażanie modeli nowej generacji w jakości powietrza i wreszcie rozwój platformy COPERNICUS pozwala na jednorodne podejście do prognozowania stężeń zanieczyszczeń. Pada zatem pytanie czy potrzebny jest system regionalny dedykowany tylko miastom partnerskim obszaru funkcjonowania projektu AIR TRITIA. Wydaje się, że tak. Systemy europejskie siłą rzeczy nakierowane są na ocenę wielkoskalową jakości powietrza i choć ich rozdzielczość może osiągać obszar około 5 km² to jednak nie są one dedykowane poszczególnym miastom. Uwzględniana w nich informacja o wielkości emisji jest zgeneralizowana i nie zawiera wszystkich źródeł szczególnie dotyczących tzw. niskiej emisji. Z drugiej strony dedykowana prognoza jakości powietrza dla miast obszaru projektu AIR TRITIA ze względu na swój ograniczony

Zarządzanie jakością powietrza

zasięg może być sprawniej weryfikowana i konserwowana a trwałość projektu zapewnia praktycznie jej bezawaryjne działanie przez najbliższych 5 lat. Jest wreszcie prognoza jakości powietrza dla AIR TRITIA oparta o stosunkowo prosty model co zapewnia jej szybkie przygotowanie nawet kilka razy w ciągu dnia.

System obiegu informacji

Implementowany model prognozy jakości powietrza dla obszaru projektu AIR TRITIA oparty jest o ideę *data minig* przy jednoczesnym zastosowaniu mezoskalowego modelu meteorologicznego COSMO LM. Dla tak funkcjonującego systemu należało wypracować sprawny system obiegu informacji, który służyć ma zarówno przygotowaniu prognozy jak te jej szybkiej dystrybucji i archiwizowaniu.



Rys. 6.10 System obiegu informacji w tworzeniu prognozy jakości powietrza dla obszaru projektu AIR TRITIA.

System ten był wielokrotnie już wykorzystywany w innych aplikacjach prognozy – dla potrzeb projektu AIR TRITIA należało go jedynie odpowiednio zmodyfikować.

Na rysunku rys. 6.10 przedstawiono graficznie jego funkcjonowanie.

System ten składa się z trzech głównych modułów:

- ✓ moduł wejścia (input)
- ✓ moduł obliczeniowy
- ✓ moduł wyjścia (output)

Dane dynamiczne dla modułu wejściowego stanowią:

- ✓ historyczne prognozy pogody modelu COSMO LM,
- ✓ historyczne dane o jakości powietrza z dostępnych stacji monitoringu jakości powietrza obszaru projektu AIR TRITIA,
- ✓ aktualna 72 godzinna prognoza pogody modelu COSMO LM,
- ✓ aktualne dane o jakości powietrza z dostępnych stacji monitoringu jakości powietrza obszaru projektu AIR TRITIA,

Moduł obliczeniowy, którego algorytm działania opisano w rozdziale jest zasilany statycznymi danymi land use badanego terenu.

Danymi modułu wyjściowego są:

- ✓ prognozy przebiegów godzinnych stężeń PM_{10} ($PM_{2,5}$) dla pięciu miast partnerskich (Opole, Rybnik, Opava, Ostrava, Żylna) na 72 godziny wprzód
- ✓ prognozy indeksu jakości powietrza dla dla pięciu miast partnerskich (Opole, Rybnik, Opava, Ostrava, Żylna) na 72 godziny wprzód.

Prognozy są wizualizowane na stronie projektu AIRTRITIA i wysyłane do służb ochrony środowiska miast partnerskich.

System ostrzegania

Systemy prognoz jakości powietrza poza rolę edukacyjną spełniać powinny także a może przede wszystkim celom ostrzegawczym.

Ze względu na konstrukcję systemu prognoz dla obszaru AIR TRITIA które nakierowane są głównie na prognozę godzinową w praktycznym zastosowaniu został wykorzystany indeks CAQI, który znajduje odniesienie do przewidywanych wartości godzinnych stężeń.

Zarządzanie jakością powietrza

W przypadku prognozy wystąpienia godzinowego indeksu CAQI czwartego i piątego stopnia obok informacji ikonograficznej pojawia się także informacja tekstowa o zagrożeniach.

Tab. 6.2 Indeks CAQI dla wartości godzinnych stężeń PM_{10} wraz z informacją zdrowotną

Kategoria	Stężenie PM_{10} $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Informacja zdrowotna
Bardzo dobry	0-25	Jakość powietrza jest zadowalająca, zanieczyszczenie powietrza nie stanowi zagrożenia, warunki idealne dla aktywności na zewnątrz
Umiarkowany	26-50	Jakość powietrza jest akceptowalna, zanieczyszczenie powietrza może stanowić zagrożenie dla osób narażonych na ryzyko*, warunki dobre dla aktywności na zewnątrz
Dostateczny	51-90	Jakość powietrza jest średnia, zanieczyszczenie powietrza stanowi zagrożenie dla osób narażonych na ryzyko*, które mogą odczuwać skutki zdrowotne, pozostałe osoby powinny ograniczyć spędzanie czasu na zewnątrz zwłaszcza gdy doświadczą takich symptomów jak kaszel lub podrażnione gardło
Zły	91-180	Jakość powietrza jest zła, osoby narażone na ryzyko* powinny unikać wyjść na zewnątrz, pozostałe osoby powinny je ograniczyć, nie zalecane są aktywności na zewnątrz
Bardzo zły	> 180	Jakość powietrza jest niebezpiecznie zła, osoby narażone na ryzyko* powinny bezwzględnie unikać wyjść na zewnątrz, pozostałe osoby powinny ograniczyć wyjścia do minimum, wszelkie aktywności na zewnątrz są odradzane

Informacja także przekazywana jest na stronę internetową projektu wraz z prognozą a także do odpowiednich wydziałów środowiska urzędów miejskich miast partnerskich.

6.4 Literatura

- [6.1] MARCOTTE, E. *Responsive Web Design* [online]. 25 May 2010, A List Apart & Our Authors [cit. 2019-11-09]. ISSN 1534-0295. Dostępne na: <https://alistapart.com/article/responsive-web-design/>
- [6.2] Vysvětlení SSL certifikátů: Co jsou, jak fungují a proč je používat [online]. Master Internet, s.r.o., © 1998-2019 [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://www.master.cz/blog/co-jsou-ssl-certifikaty-a-ssl-protokoly-jak-funguji-vysvetleni-navod/>
- [6.3] PostgreSQL 10.10 Documentation [online]. The PostgreSQL Global Development Group, © 1996-2019 [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://www.postgresql.org/docs/10/>
- [6.4] DB-Engines Ranking [online]. © 2019, solid IT gmbh [cit. 2019-11-10]. Dostępne na: <https://db-engines.com/en/ranking>
- [6.5] PostGIS 2.4.9dev Manual [online]. OSGeo, DEV (Fri 01 Nov 2019 10:08:00 PM UTC rev. 17977) [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://postgis.net/stuff/postgis-2.4.pdf>
- [6.6] NET Core Guide [online]. Microsoft, 23/09/2019 [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://docs.microsoft.com/en-gb/dotnet/core/>
- [6.7] jQuery API [online]. The jQuery Foundation, 2019 [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://api.jquery.com>
- [6.8] Typescript: Documentation [online]. © 2012-2019 Microsoft [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://www.typescriptlang.org/docs/>
- [6.9] Bootstrap: Introduction [online]. Bootstrap team [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://getbootstrap.com/docs/>
- [6.10] Leaflet an open-source JavaScript library for mobile-friendly interactive maps: Leaflet API reference [online]. © 2010–2019, Vladimir Agafonkin [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://leafletjs.com/reference-1.5.0.html>
- [6.11] OpenStreetMap [online]. OpenStreetMap Foundation [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://www.openstreetmap.org/>
- [6.12] Telerik Kendo UI [online]. © 2019, Progress Software Corporation and/or its subsidiaries or affiliates [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://www.telerik.com/kendo-ui>
- [6.13] JavaScript Charts & Maps: Programming library for all your data visualization needs [online]. © 2006-2019, amCharts [cit. 2019-11-09]. Dostępne na: <https://www.amcharts.com>

Zarządzanie jakością powietrza

- [6.14] Esri Leaflet: L.esri.Geocoding.Geosearch [online]. © 2014-2019 Esri [cit. 2019-11-10]. Dostępne na: <https://esri.github.io/esri-leaflet/api-reference/controls/geosearch.html>
<https://eurlex.europa.eu/legalcontent/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=PL> dostęp 9.11.2019 r
- [6.15] <https://aqicn.org/forecast/model/cams-europe/pl/> dostęp 12.11.2019
- [6.16] <http://atmosphere.copernicus.eu/> dostęp 12.11.2019
- [6.17] <https://www.airparif.asso.fr/methodes-surveillance/modeles> dostęp 12.11.2019
- [6.18] <https://www.zamg.ac.at/cms/de/umwelt/luftqualitaetsvorhersagen/sc-hadstofftransport/?imgtype=0> dostęp 12.11.2019 r
- [6.19] <https://impatti.sostenibilita.enea.it/research/activity/FORAIR-IT> dostęp 12.11.2019
- [6.20] https://armaag.gda.pl/indeks_jakosci_powietrza/prognoza.htm dostęp 12.11.2019)
- [6.21] <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/airPollution> dostęp 12.11.2019
- [6.22] <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5923822/>

7 Podsumowanie zagadnień

Na obszarze pogranicza polsko-czesko-słowackiego jakość powietrza na jak dotąd podlega zarządzaniu na poziomie lokalnym – (wewnątrz krajowym). Problematyka zanieczyszczenia powietrza jest specyficzna ze względu na swój transgraniczny wpływ i nie można skutecznie nią zarządzać tylko w ten sposób. Wymaga to współdziałania rządów ale też jednostek samorządowych oraz społeczności lokalnych tych obszarów w tych trzech krajach.

Konsorcjum badaczy ze Słowacji, Polski i Czech uzyskało projekt AIR TRITIA skupiający się na jakości powietrza w przygranicznym regionie TRITIA (Słowacja: Samorządowy region Żyliny, Republika Czeska: Region Morawsko-Śląski, Polska: województwo śląskie i opolskie). Wiodącym partnerem projektu był Uniwersytet Techniczny Ostrawa. Nad projektem współpracowało piętnastu partnerów projektu z regionu, organizacji edukacyjnych i badawczych, miast i instytucji samorządu regionalnego. Miasta bezpośrednio zaangażowane w projekt to: Żylinna, Ostrawa, Opawa, Opole i Rybnik.

Badania przeprowadzone w ramach projektu pokazują, że jakość powietrza w regionie TRITIA jest jedną z najgorszych w UE. Wraz z północnymi Włochami region ten należy do obszarów o wysokim długoterminowym stężeniu pyłu zawieszonego (PM₁₀ i PM_{2,5}). W regionie TRITIA poziomy dopuszczalne stężenie benzo(a)pirenu są przekraczane w największym stopniu w całej UE.

Celem projektu AIR TRITIA jest udzielenie pomocy władzom publicznym w zakresie zarządzania jakością powietrza poprzez utworzenie jednolitej bazy danych informacji przestrzennej, wprowadzenie nowych narzędzi służących do zarządzania i prognozowania zanieczyszczenia powietrza oraz opracowanie strategii poprawy jakości powietrza dla poszczególnych miejskich obszarów funkcjonalnych i wspólnych strategii regionu TRITIA.

Zanieczyszczenie powietrza jest kwestią szczególną ze względu na swój zasięg. Problem ten nie może zostać skutecznie rozwiązany jedynie w ściśle określonych granicach geograficznych poszczególnych państw. Przykładem jest Słowacja, a w szczególności Czechy, na które oprócz

Zarządzanie jakością powietrza

lokalnych źródeł zanieczyszczeń, niekorzystnie wpływają również emisje zanieczyszczeń przenoszone na duże odległości z aglomeracji przemysłowych z Polski. Dlatego środki mające na celu wyeliminowanie zanieczyszczenia powietrza wymagają współpracy na szczeblu ponadnarodowym. Główną innowacją projektu jest wprowadzenie w życie wspólnej koncepcji zarządzania jakością powietrza na poziomie międzynarodowym, popartej szczegółowym modelowaniem matematycznym oraz weryfikacji wyników za pomocą różnych rodzajów określonych pomiarów oraz wspólnego projektu optymalnej kombinacji środków uwzględniających wpływ na zdrowie ludzkie wraz z ocenami kosztów. Proponowane procedury i wyniki będą miały ogólne zastosowanie na obszarach miejskich, które zmagają się z podobnymi problemami.

W wyniku prac projektowych powstał System Zarządzania Jakością Powietrza - AQMS, system ekspercki, który analizuje wyniki modelowania zanieczyszczenia powietrza. Kolejnym rezultatem prac jest Predykcyjny System Ostrzegania - PWS, który pozwoli na modelowanie informacji o zanieczyszczeniu powietrza w ciągu następnych 72 godzin uzyskanych z monitorowania powietrza i danych meteorologicznych. W wyniku projektu powstała także Wspólna Strategia Zarządzania Jakością Powietrza w regionie TRITIA. Wszystkie te rezultaty są przetwarzane dla 5 uczestniczących miast (lub funkcjonalnych obszarów miejskich).

W proponowanych systemach wykorzystano modelowanie matematyczne za pomocą jednego z najpotężniejszych superkomputerów w Europie Środkowej, którym dysponuje Uniwersytet Techniczny Ostrawa, jako partner projektu. Projekt dotyczy wyjątkowo dużego obszaru, obejmuje on powierzchnię 34 tys. km², na której mieszka 7,5 milionów mieszkańców. Strategie uwzględniają nie tylko skutki lokalne, ale także skutki regionalne i transgraniczne.

Rezultaty projektu będą stanowić dla poszczególnych miast i regionów podstawę ich strategicznych decyzji, mających na celu poprawę jakości powietrza. System zarządzania jakością powietrza opiera się na utworzonej bazie danych i jest przeznaczony dla dwóch grup użytkowników - administracji publicznej i ogółu społeczeństwa.

Projekt rozpoczął się w czerwcu 2017 r. W pierwszej połowie opracowano i przetworzono pomocnicze bazy danych w celu późniejszego

Zarządzanie jakością powietrza

opracowania głównych rezultatów: baza danych demograficznych i baza danych społeczno-ekonomicznych, baza danych epidemiologicznych, baza danych przestrzennych geograficznych, baza danych meteorologicznych transportowych, baza danych lokalnych źródeł ciepła, baza danych zasobów przemysłowych; Wszystkie były następnie niezbędne do opracowania modeli lub znalezienia rozwiązań strategicznych.

Podczas projektu przeprowadzono również specjalistyczne pomiary zanieczyszczenia powietrza. W Żylinie prowadzono całoroczny monitoring zanieczyszczenia pyłem. Na granicy polsko-czeskiej monitorowano powietrze w miejscowości Horní Suchá (CZ) i Raciborzu (PL).

Wydział Inżynierii Materiałowej Uniwersytetu w Żylinie przygotował bazę danych obciążeń drogowych w oparciu o modele transportu w obszarze TRITIA. Baza danych transportu jest głównym zbiorem danych wejściowych dla modelu zanieczyszczenia powietrza, gdzie będzie stanowić podstawę do obliczania emisji z ruchu drogowego. Model ruchu terytorium jest przetwarzany w oprogramowaniu PTV VISUM. Model miał wysokie wymagania dotyczące przetwarzania, ponieważ konieczna była harmonizacja nie tylko układów współrzędnych, ale także rozwiązań transportowych w trzech krajach.

Oprócz działań badawczych zadaniem projektu było zdefiniowanie przekazywania informacji w regionie, określenie środków mających na celu ograniczenie emisji oraz opracowanie projektów legislacyjnych w celu skutecznego wdrożenia strategii zintegrowanego zarządzania jakością powietrza na poziomie terytorialnym.

Aby wdrożyć zintegrowaną strategię, w ramach projektu AIR TRITIA stworzono narzędzie do wydajnego i przejrzystego systemu zarządzania jakością powietrza AQMS (Air Quality Management System) zgodnie ze wsparciem decyzyjnym bazującym na dowodach.

AQMS to narzędzie wspierające długoterminowe podejmowanie strategicznych decyzji. Jest to system informatyczny, który poprzez przyjazne środowisko w postaci interaktywnej mapy dostarcza organom administracji państwowej dokumenty niezbędne do planowania strategicznego i podejmowania decyzji w dziedzinie jakości powietrza, w oparciu o wiedzę naukową. Na innym poziomie użytkownika system zapewnia społeczeństwu informacje na temat jakości powietrza i planowanych środków, dzięki czemu proces decyzyjny jest przejrzysty.

Zarządzanie jakością powietrza

Ogólnie AQMS składa się z trzech poziomów użytkownika:

- Administratorski - poziom przeznaczony dla administratorów na cele zarządzania danymi, indywidualnymi bazami informacji i samym systemem.
- Zarządczy - poziom przeznaczony dla organów administracji państwowej, dostarczający szczegółowych informacji o sytuacji zanieczyszczenia powietrza na dotkniętym obszarze, o emisji, pochodzeniu zanieczyszczeń oraz wpływie proponowanych środków na jakość powietrza i zdrowie publiczne, w tym obliczenia kosztów realizacji danych działań.
- Publiczny - poziom przeznaczony dla ogółu społeczeństwa, dostarczający szczegółowych informacji o sytuacji zanieczyszczenia powietrza na dotkniętym obszarze, pochodzeniu zanieczyszczenia i wpływie planowanych środków na jakość powietrza.

W ramach projektu AIR TRITIA system obejmuje pięć miast i powiązane z nimi obszary miejskie (Opawa, Ostrawa, Opole, Rybnik i Żylin) oraz cały obszar TRITIA (Kraj Morawsko-Śląski, Województwo Opolskie i Śląskie oraz Kraj Żyliński).

Impulsem do stworzenia tego systemu była próba ujednoczenia procesów decyzyjnych i projekt wspólnych strategii poprawy jakości powietrza w obszarze TRITIA, w którym limity zanieczyszczenia powietrza określone zarówno przez prawodawstwo europejskie, jak i przez WHO były przekraczane w perspektywie długoterminowej. W ramach projektu AIR TRITIA utworzono niezbędną bazę danych, która zapewnia kompleksowe informacje, ujednoczone na poziomie wszystkich trzech zainteresowanych krajów (Republika Czeska, Polska i Słowacja) ze wspólnym celem zarządzania jakością powietrza. Ta ujednoczona baza danych stanowi rdzeń AQMS (Systemu Zarządzania Jakością Powietrza). Baza danych jest obsługiwana w GIS i zawiera kompleksowe zestawy danych przestrzennych i powiązane emisje, szczegółowe dane dotyczące zanieczyszczenia powietrza, w tym pochodzenie zanieczyszczenia dla cząstek PM₁₀ i PM_{2,5}, NO₂ i cząstek benzo(a)pirenu w kolejnych latach 2006, 2010, 2015, dane dotyczące zagrożeń dla zdrowia, które wynikają z określonego obciążenia zanieczyszczeniem powietrza oraz dane ze specjalistycznych pomiarów. System pozwala uzyskać spojrzenie na obszary, w których zanieczyszczenia

Zarządzanie jakością powietrza

i wartości przekraczają wartości graniczne. W ramach oceny całego rozpatrywanego obszaru przygotowaliśmy mapę pokazującą część obszaru, w których przekroczone są granice niektórych zanieczyszczeń.

Do oceny relacji emisja-imisja w obszarze TRITIA wykorzystano system modelowania ADMOSS - superkomputerowy system modelowania dyspersji analitycznej, opracowany na Uniwersytecie Technicznym Ostrawa. System ten umożliwia modelowanie rozproszenia zanieczyszczeń powietrza z dużej liczby źródeł na dużym obszarze ze szczegółami odpowiadającymi badaniu rozproszenia jednego źródła, co ma kluczowe znaczenie dla projektowania środków zarówno na poziomie lokalnym, jak i regionalnym. Dane wyjściowe modelu w postaci szczegółowego rozkładu imisji powietrza na rozpatrywanym terytorium obszaru TRITIA oraz wkłady poszczególnych grup źródeł, w tym transmisje na duże odległości z terytorium innych państw, są następnie widoczne w środowisku AQMS. Ponadto system ADMOSS pozwala również na późniejszą analizę i testowanie wpływu środków na poprawę jakości powietrza w celu osiągnięcia poziomu limitów legislacyjnych lub poziomu przy minimalnym ryzyku dla zdrowia ludzi. Dokładne zdefiniowanie tych środków i określenie ich wpływu na jakość powietrza i zdrowie publiczne są kolejnym krokiem w kierunku wypełnienia misji AQMS.

Zespół badawczy intensywnie współpracował z samorządami lokalnymi i grupami ekspertów w zakresie projektowania i rozwoju zintegrowanych strategii zarządzania jakością powietrza. Zostały one następnie wdrożone do AQMS.

Na budowę systemu przeznaczono i wydano znaczne środki finansowe. W przyszłości ważne jest, aby system samorządowy AQMS był regularnie, min. co 5 lat, aktualizowany. Ta część wymaga już nieznacznych kosztów, a system będzie nadal dostarczał informacje potrzebne do odpowiedzialnego zarządzania jakością powietrza.

7.1 Conclusion and Summary of the Issue

Air quality in excessively polluted areas is still being managed locally. Air pollution is specific due to its cross-border impact and cannot be effectively managed only at national or regional level.

A consortium of researchers from Slovakia, Poland and the Czech Republic received the AIR TRITIA project focused on air quality in the TRITIA cross-border region (Slovakia: Žilina Self-Governing Region, Czech Republic: Moravian-Silesian Region, Poland: Silesian Voivodeship and Opole Voivodeship). Leader of the project is the VSB Technical University of Ostrava. Fifteen project partners from the region, educational and research organizations together with towns and institutions of regional self-government cooperate on the project. The cities directly involved in the project are Žilina, Ostrava, Opava, Opole and Rybnik.

Studies from the project show that air quality in the TRITIA region is one of the worst in the EU. Together with northern Italy, this region is one of the areas with high long-term dust concentration (PM₁₀ and PM_{2.5}). In the TRITIA region, the limits of benzo(a)pyrene in question are even exceeded the most across the whole EU.

The objective of the AIR TRITIA project is to help public authorities in the field of air quality management by creating a unified spatial information database, introducing new tools for managing and predicting air pollution and developing air quality strategies for each urban functional area and common TRITIA region strategies.

The issue of air pollution is specific in its impact as it cannot be effectively addressed only within the strictly defined geographical boundaries of individual states. Apart from local sources of pollution, Slovakia, but especially the Czech Republic, is also adversely affected by long-range emissions of pollutants from industrial agglomerations from Poland. Therefore, measures aimed at eliminating air pollution require cooperation at transnational level. The main innovation of the project is the application of a common approach to air quality management at international level, supported by detailed mathematical modeling, verification of results by various types of specific measurements, and joint design of an optimal combination of measures taking into account human health impacts together with cost assessments. The proposed procedures

Zarządzanie jakością powietrza

and outputs will be generally applicable in urban areas with similar problems.

The basic outputs of the project are the following: Air Quality Management System - AQMS, an expert system that will analyze the results of air pollution modeling, Predictive Warning System - PWS that will allow modeling of air pollution information over the next 48 hours obtained from air monitoring and meteorological data and the Common Air Quality Management Strategy for the TRITIA region. These outputs are processed for the participating 5 cities (or functional urban areas).

The proposed systems used mathematical modeling with the help of one of the most powerful supercomputers in Central Europe, which is available to VSB TU Ostrava as a project partner. The project deals with an extraordinarily large area of 34 thousand km² with 7.5 million residents. The strategies take into account not only local impacts but also regional and cross-border impacts.

The project outputs will provide the individual cities and regions with the basis for their strategic decisions aimed at improving air quality. The air quality management system is based on the created information database and is intended for two groups of users - public administration and the general public.

The project has started in June 2017. In the first half, supporting databases were developed and processed for the subsequent solution of the main outputs: demographic database and socio-economic database, epidemiological database, geographic spatial database, meteorological database, transport spatial database, database of local heating sources, industrial resources database; all of them were then needed for model development or strategy solutions.

During the project, specialized measurements of air pollution were also carried out. A year-round monitoring of particulate pollution was carried out in Žilina. At the Polish-Czech border, air monitoring was carried out in Horní Suchá (CZ) and Raciborz (PL).

The Faculty of Civil Engineering of the University of Žilina prepared a database of traffic load based on traffic models of the TRITIA area. The transport database is the main input file for the air pollution model, where it will be a basis for the calculation of emissions from transport. The transport

Zarządzanie jakością powietrza

model of the territory is processed in the PTV VISUM software. The model required high processing demands, since it was necessary to harmonize not only coordinate systems, but also transport solutions in three countries.

In addition to the research activities, the project task was to define a transfer of information within the region, to define measures to reduce emissions and to develop legislative proposals for more effective implementation of the integrated air quality management strategy at the territorial level.

To implement the integrated strategy, the AIR TRITIA project has created a tool for efficient and transparent Air Quality Management System (AQMS) in line with evidence-based decision support.

AQMS is a tool to support long-term strategic decision making. It is an information system that, through a user-friendly environment in the form of an interactive map, provides state administration bodies with the documents necessary for strategic planning and decision-making in the area of air quality, based on scientific knowledge. At the same user level, the system provides information on air quality and planned measures to the public, making the decision-making process transparent.

Overall, AQMS consists of three user levels:

Administrator - level designed for administrators to manage data, individual information databases and the system itself.

Administration - level designed for the state administration authorities, providing detailed information on air pollution situation in the affected area, emissions, origin of pollution and impact of the proposed measures on air quality and public health, including quantification of costs for implementation of the measures.

Public - level intended for the general public, providing detailed information on the air pollution situation in the affected area, the origin of the pollution and the impact of the planned measures on air quality.

Within the AIR TRITIA project, the system comprises five towns and their associated urban areas (Opava, Ostrava, Opole, Rybnik and Žilina) and the entire TRITIA area (Moravian-Silesian Region, Opole and Silesian Voivodeship and Žilina Region).

Zarządzanie jakością powietrza

The impetus for the creation of this system was an effort to unify decision-making processes and propose common strategies to improve air quality in the TRITIA area, where air pollution limits set by both European legislation and WHO have been exceeded in the long term. It was exactly in the framework of the AIR TRITIA project that the necessary information database was created, which provides comprehensive information, united at the level of all three countries concerned (Czech Republic, Poland and Slovakia) with the common goal of air quality management. This unified information database forms the core of the AQMS (Air Quality Management System). The database is operated in the GIS and includes comprehensive spatial data sets and related emissions, detailed air pollution distribution data including the origin of pollution for PM₁₀ and PM_{2.5}, NO₂ and benzo(a)pyrene dust particles over the years 2006, 2010, 2015, data on health risks resulting from the specified air pollution load and data from specialized measurements. The system provides insight into areas with pollutants and values above limits. As part of the evaluation of the entire area under investigation, we have prepared a map showing parts of the area under investigation where the limits of some pollutants are exceeded.

The modeling system ADMOSS - Analytical Dispersion Modeling Supercomputing System, which was developed at VSB TU Ostrava, was used to assess emission-immission relations in the TRITIA area. This system makes it possible to model the dispersion of air pollutants from a large number of sources in a large area with details corresponding to a dispersion study of a single source, which is crucial for the design of measures both at local and regional level. The output of the model in the form of detailed distribution of air pollution in the territory of interest of the TRITIA area and contributions of individual groups of sources, including long-distance transmission from the territory of other states, are then displayed in the AQMS environment. The ADMOSS system also allows for subsequent analysis and testing of the impact of measures to improve air quality in order to achieve the level of legislative limits or the level with minimal risk to the health of the population. It is the definition of these measures and determination of their impact on air quality and public health which creates a further step towards fulfilling the AQMS mission.

Zarządzanie jakością powietrza

The research team cooperated intensively with local governments and expert groups on the design and development of integrated strategies for air quality management. These were subsequently implemented in the AQMS.

Significant funds were spent on building the system. In future, it is important to update the AQMS regularly which should be carried out by the local self-governance bodies. This part will only require a fraction of the costs and the system will continue to provide the information needed for a responsible air quality management.

Wykaz użytych symboli i skrótów

Symbole obliczeniowe

<i>EOS</i>	jednostkowa emisja pojazdów osobowych	mg / m. pojazd
<i>ENAK</i>	jednostkowa emisja pojazdów ciężarowych	mg/m
<i>H</i>	wysokość warstw mieszania	m
<i>IH_r</i>	średnie roczne stężenie zanieczyszczeń	µg/m ³
<i>IH_k</i>	średnie krótkoterminowe stężenie zanieczyszczenia	µg/m ³
<i>Q</i>	emisje w transporcie drogowym	mg/m ² .s
<i>S</i>	szerokość ulicy	mm m
<i>s</i>	nachylenie podłużne niwelety drogi	%
<i>U</i>	prędkość wiatru	m/s
<i>x_j</i>	pierwotny znak,	-
<i>v_{1j}</i>	współczynniki wektorów własnych	-
<i>F</i>	Macierz czynnikowa	-
<i>λ_{jk}</i>	waga czynnikowa (obciążenie)	-
<i>F_k</i>	k-ty współczynnik,	-
<i>E_j</i>	losowe odchylenie	-

Skróty tekstowe

<i>AQMS</i>	System zarządzania jakością powietrza (Air Quality Management System)
<i>ADMOSS</i>	Analityczny system super-komputerowego modelowania dyspersji (ang. Analytical Dispersion MOdelling Supercomputer System)
<i>PWS</i>	Prognozyjny system ostrzegania (ang. Prediction Warning Sytem)
<i>CAQI</i>	Wspólny wskaźnik jakości powietrza (ang. Common Air Quality Index)
<i>EAQI</i>	Europejski wskaźnik jakości powietrza (ang. European Air Quality Index)
<i>Al</i>	aluminium
<i>B(a)P</i>	benzo(a)piren
<i>Ba</i>	barium

Zarządzanie jakością powietrza

GIS	Systemy informacji geograficznej (ang. Geographic information system)
Ca	wapń
CO	tlenek węgla
CO₂	dwutlenek węgla
CH	węglowodory
CH₄	metan
Cd	kadm
Cr	chrom
Cu	miedź
ČHMÚ	Czeski Instytut Hydrometeorologiczny
UE	Unia Europejska
EEA	Europejska Agencja Środowiska (ang. European Environment Agency)
FA	Analiza czynnikowa
FUA	Funkcjonalny obszar miejski (ang. <i>Functional Urban Area</i>)
IPCC	Międzyrządowy zespół ds. zmian klimatu (ang. Intergovernmental Panel on Climate Change)
ICP MS	Spektrometria mas sprzężona z plazmą wzbudzaną indukcyjnie
MMSKO	Mobilna stacja monitorowania jakości powietrza (sł. <i>mobilná monitorovacia stanica kvality ovzdušia</i>)
PM_{2,5}	Aerozole atmosferyczne (pył zawieszony) o średnicy nie większej niż 2.5 µm
PM₁₀	Aerozole atmosferyczne (pył zawieszony) o średnicy nie większej niż 10 µm
PTFE	poli(tetrafluoroetylen)
REZZO	Rejestr źródeł zanieczyszczenia powietrza (sł. <i>Register zdrojov znečisťovania ovzdušia</i>)
SMPS	Spektrometr rozmiarów mobilnych cząstek
APS	Spektrometr rozmiarów aerodynamicznych cząstek
CBA	Analiza kosztów i korzyści (ang. <i>Cost Benefit Analysis</i>)
CPC	Kondensacyjny licznik cząstek
DMA	Różnicowy analizator ruchliwości
EC	Klasyfikator elektrostatyczny
ESUS	Europejskie ugrupowanie współpracy (ang. EUWT) terytorialnej

Zarządzanie jakością powietrza

HPGe	Detektor germanowy o wysokiej czystości
LB	Dolny zakres pomiarowy
GM	Średnia geometryczna
GSD	Geometryczne odchylenie standardowe aerozoli
CM	Średnia ważona ze względu na stężenia aerozoli
SMD	Średnia ważona ze względu na powierzchnię aerozoli
MMD	Średnia ważona ze względu na masę aerozoli
Mg	magnez
UB	górnny zakres pomiarowy
MŽP SR	Ministerstwo Środowiska Republiki Słowackiej
Ni	nikiel
NO	tlenek azotu
NO₂	dwutlenek azotu
N₂O	tlenek diazotu
NO_x	tlenki azotu
O₃	ozon
Pb	ołów
PM	<i>Pył zawieszony</i>
ppm	oznaczenie parts na milion, mg
ppb	oznaczenie parts na bilion, µg
PAH	Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne
PCA	Analiza głównych składowych
PGN	Plany gospodarki niskoemisyjnej
POP	Programy ochrony powietrza
PDK	Plany działań krótkoterminowych
SO₂	dwutlenek siarki
Zn	<i>cynk</i>
ZL	zanieczyszczenia
ÚPD	dokumentacja planowania przestrzennego (sł. územno-plánovacia dokumentácia)
UNIZA	Uniwersytet w Żylinie
VOC	Lotne związki organiczne (ang. Volatile organic compounds)
VÚC	Duża jednostka terytorialna
WGA	warstwą graniczną atmosfery
WHO	Światowa Organizacja Zdrowia /World Health Organization
ŽP	środowisko

Rozwiązania projektów



Katedra Inżynierii Lądowej na Wydziale Budownictwa Uniwersytetu w Żylinie zajmuje się badaniami podstawowymi i stosowanymi. W połączeniu z praktyką tworzy główny cel, skupiający się na zbudowaniu środowiska wspierającego integrację działań innowacyjnych i badawczych oraz wdrażanie wyników badań w praktyce chcąc zwiększyć konkurencyjności regionu samorządowego Żyliny i całego regionu w zakresie zrównoważonego transportu drogowego.

Głównymi obszarami badawczymi, na których koncentruje się Katedra Inżynierii Lądowej SvF, są obszary, w których Uniwersytet Žyliński ma na Słowacji ugruntowaną wysoką pozycję i zajmuje znaczącą pozycję w UE. Są to obszary transportu drogowego z naciskiem na inżynierię transportu, ocenę przepustowości i prognozy ruchu, inteligentne systemy transportowe, ocenę wpływu dróg na środowisko - oddziaływanie hałasu i emisji z transportu drogowego, diagnostyka stanu dróg:

- Inżynieria dróg i projektowanie
- Diagnostyka budowlana i testowanie materiałów budowlanych
- Oddziaływanie na środowisko



Wyższa Szkoła Górnicza - Uniwersytet Techniczny Ostrawa

Wydział Inżynierii Materiałowej, Katedra Środowiska Przemysłowego. Działania Katedry i kształcenie inżynierów mają na celu zminimalizowanie wpływu przemysłu na środowisko. Zakres badań obejmuje redukcję szkodliwych emisji do powietrza, redukcję zanieczyszczeń w ściekach, gospodarkę odpadami, redukcję negatywnych oddziaływań fizycznych na środowisko, stosowanie nowych technologii przyjaznych dla środowiska.

Działalność badawcza wydziału koncentruje się głównie na badaniach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu ze źródeł przemysłowych, transportu, a także z ogrzewania mieszkań i bada możliwości poprawy jakości powietrza przy możliwie najniższych kosztach. Wykorzystuje modele matematyczne i specjalny monitoring (przy użyciu stacji na dawnej wieży górniczej, przy użyciu bezzałogowych statków

Zarządzanie jakością powietrza

powietrznych i sterowców oraz biomonitoringu). Ponadto badania koncentrują się na odzysku energii i materiałów. Badania w zakresie ochrony powietrza koncentrują się głównie na poznaniu związków między źródłami zanieczyszczenia powietrza i jego jakości w obszarze zagłębia węglowego na Górnym Śląsku, co wpływa na terytorium 3 państw i ponad 5 milionów mieszkańców. Pracownicy katedry są zaangażowani w projekty mające na celu tworzenie strategii i narzędzi zarządzania jakością powietrza w regionie. Wykorzystywane są doświadczenia modelowania matematycznego na dużych obszarach z setkami tysięcy źródeł zanieczyszczenia powietrza i ich weryfikacja poprzez biomonitorowanie jakości powietrza za pośrednictwem mszaków przy wykorzystaniu wieloelementowej analizy aktywacji neutronów po napromieniowaniu w unikalnym na świecie reaktorze impulsowym IBR 2 w Zjednoczonym Instytucie Badań Jądrowych w Dubnej, Rosja.



ACCENDO - Centrum Nauki i Badań, z.ú. Ostrava

Poprzez naukową pracę twórczą rozpowszechniamy wiedzę o człowieku, kulturze, społeczeństwie i środowisku. Prowadzimy w ramach badań podstawowych prace eksperymentalne i opisowe w celu uzyskania odpowiedniej wiedzy na temat zaobserwowanych zjawisk. W stosowanych badaniach przekazujemy zdobytą wiedzę do praktycznego wykorzystania dla ministerstw i innych jednostek organizacyjnych państwa, jednostek samorządu terytorialnego oraz innych podmiotów. Bazując na naszym doświadczeniu, z wielkim sukcesem wdramy nową wiedzę zawodową w praktyce życiowej.

Instytut edukacyjny służy rozpowszechnianiu profesjonalnych informacji na poziomie krajowym. Rozwijamy wzajemną współpracę i partnerstwo między innymi organizacjami badawczymi, instytucjami edukacyjnymi i przedstawicielami administracji publicznej państwa.

Nasze działania dają obywatelom i administracjom publicznym możliwość zarządzania i regulowania kluczowych procesów w terenie, wzmacniając w ten sposób spójność społeczną, a jednocześnie zmierzania się z zagrożeniami XXI wieku.

Zarządzanie jakością powietrza



IMGW - PIB Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa

Celem działań Instytutu jest przygotowywanie prognoz i ekspertyz dla społeczeństwa i organizacji w zakresie swojej działalności. Instytut osiąga ten cel, prowadząc badania, prace rozwojowe i wdrożeniowe, a także utrzymując sieć pomiarów.

Do zadań Instytutu należy w szczególności:

1. Wykonywanie systematycznych i specjalnych pomiarów.
2. Gromadzenie, przechowywanie i dostarczanie informacji o wykonanej pracy
3. Opracowywanie i rozpowszechnianie prognoz jakości wodnych źródeł i zanieczyszczenia powietrza;
4. Przeprowadzanie ocen stanu technicznego i bezpieczeństwa konstrukcji tam;
5. Prowadzenie badań naukowych w dziedzinie fizyki i chemii atmosfery, klimatologii, agrometeorologii, hydrologii, oceanografii, fizyki, chemii i biologii wody, hydrodynamiki wody, bilansu i zarządzania wodą, inżynierii wodnej i bezpieczeństwa wody, ekonomii, planowania i prognozowania w gospodarce i gospodarce wodnej a także w meteorologii, hydrologii i oceanografii, a także w pracach nad procesami i czynnikami wpływającymi na jakość zasobów wodnych.

Instytut Modelowania Zanieczyszczeń Powietrza specjalizuje się w:

- ✓ opracowywaniu strategii dostosowywania się do obszarów zmian klimatu narażonych na takie działania, w szczególności:
- ✓ prowadzenie prac projektowych w celu stworzenia zintegrowanego systemu pomiaru i prognozowania zanieczyszczenia powietrza na poziomie międzyregionalnym, transgranicznym i transnarodowym, ze szczególnym uwzględnieniem tła meteorologicznego
- ✓ projektowanie i obsługiwanie lokalnych i regionalnych systemów monitorowania jakości powietrza
- ✓ opracowanie strategii kontroli emisji dla elektrowni przemysłowych i elektrowni w celu zminimalizowania wpływu na środowisko, w tym ochrony meteorologicznej procesów produkcyjnych
- ✓ realizacja projektów badawczych, opinii i ekspertyz dotyczących wpływu warunków meteorologicznych i jakości powietrza na różne przejawy działalności człowieka



GŁÓWNY
INSTYTUT
GÓRNICWA

**GIG - Główny Instytut Górnictwa
Katowice**

jest publicznym instytutem badawczo-rozwojowym z siedemdziesięcioletnim doświadczeniem w górnictwie, inżynierii środowiska i inżynierii lądowej. Misją GIG jest prowadzenie badań naukowych oraz działalności usługowej do tworzenia użytecznych relacji: człowiek - przemysł - środowisko. GIG działa jako instytucja ekspercka dla wielu gmin śląskich i poza regionem w zakresie licznych kwestii środowiskowych, takich jak zanieczyszczenie wód i gleby, jakość powietrza, obszary miejskie, rozwój, edukacja i świadomość społeczna. Bardzo ważne jest zapewnienie wiedzy i informacji dotyczących wszystkich aspektów skażenia środowiska przez promieniotwórcze strefy przemysłowe i poprzemysłowe. Obecnie podstawowymi filarami działalności Instytutu są górnictwo i geoinżynieria, bezpieczeństwo przemysłowe, inżynieria środowiska i technologie zrównoważonej energii.

Zarządzanie jakością powietrza

Doc. Ing. Daniela Ďurčanská, CSc., Ing. Marek Drličiak, PhD., Ing. Dušan Jandačka, PhD., RNDr. Jan Bitta, Ph.D., Ing. Vladislav Bízek, CSc., Ing. Ivana Foldynová, Ph.D., Ing. Daniel Hladký, PhDr. Andrea Hrušková, Doc. Ing. Lubor Hruška, Ph.D. , Ing. Peter Chovanec, Ph.D., Ing. Pavel Machálek, Ing. Irena Pavlíková, Dr. inż. Michał Bonczyk, Dr. Ewa Krajny, Dr. Leszek Ośródka, Dr. hab. Krystian Skubacz, Mgr. Paweł Urban, Dr. hab. inż. Małgorzata Wysocka

Zarządzanie jakością powietrza

Wydawnictwo: Uniwersytet Žyliński w Žylinie, Univerzitná 8215/1,
010 26 Žylna
Edycja MONOGRAFII

Redaktor naukowy prof. Ing. Karel Kovářík, PhD.

Korekta Dr. Małgorzata Wysocka, Dr. Leszek Ośródka,
Dr. Krystian Skubacz
Redaktor prowadzący PhDr. Katarína Šimánková
Redaktor techniczny Mgr. Jana Pauríková
Zdjęcie na okładce Cyril Králik

Druck: EDIS – Centrum wydawnicze ŽU
Wydanie I, Nakład 100 egz., AA 26,6

ISBN 978-80-554-1659-5

www.edis.uniza.sk