



Akademia Górniczo-Hutnicza
im. Stanisława Staszica w Krakowie

Wydział Geodezji Górniczej
i Inżynierii Środowiska

Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska

Praca Dyplomowa

**Ocena oddziaływania Zakładu Termicznego Przekształcania
Odpadów Komunalnych w Krakowie na jakość powietrza
z wykorzystaniem matematycznego modelu dyspersji
CALPUFF.**

**Air quality impact assessment of Industrial Plant of Thermic
Waste Processing Technology in Cracow using mathematical
dispersion model CALPUFF.**

Nazwisko i imię: Mateusz Rzeszutek
Kierunek studiów: Inżynieria Środowiska
Specjalność: Systemy i Techniki Ochrony Środowiska

Opiekun pracy: dr inż. Robert Oleniacz
Recenzent: dr inż. Marek Bogacki

Ocena:.....

Recenzent

.....
Podpis Recenzenta

Opiekun Pracy

.....
Podpis Opiekuna

*Oświadczam, świadomy(a) odpowiedzialności karnej za poświadczenie
nieprawdy, że niniejszą pracę dyplomową wykonałem(am) osobiście i
samodzielnie i że nie korzystałem(am) ze źródeł innych niż wymienione w pracy.*

.....
czytelny podpis autora pracy

Kraków 2013

*Szanownemu Panu
Doktorowi Robertowi Oleniaczowi składam
podziękowania za pomoc udzieloną w czasie
pisania niniejszej pracy*

Autor

Streszczenie pracy

Celem niniejszej pracy dyplomowej było określenie wpływu Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej, a także zbadanie zależności związanych z zastosowaniem różnych danych cech terenu oraz metod uwzględniania ukształtowania terenu. Ocenę wpływu na jakość powietrza dokonano w oparciu o bieżący stan formalno-prawny, aktualne dane pomiarowe i wyniki modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym.

W pracy do obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń wykorzystano system modeli CALMET/CALPUFF. Przy pomocy modelu CALMET wykonano obliczenia zmiennych w czasie i przestrzeni warunków meteorologicznych. Modelem CALPUFF wykonano obliczenia propagacji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Analiza uzyskanych wyników wykazała, że zagęszczenie siatki obliczeniowej uwidacznia najniekorzystniejsze sytuacje, a planowana inwestycja nie będzie powodować znaczącego pogorszenia stanu jakości powietrza w aglomeracji krakowskiej.

Summary

The aim of this study was to determine the influence Industrial Plant of Thermic Waste Processing Technology of air quality in Agglomeration Cracow, to investigate the relationship using a variety of data-related features of the area and the different methods of taking into account the terrain. Evaluation the impact on air quality is based on the current state of the legal formalities, the actual measurement data and the results of modeling the spread of pollutants in atmospheric air.

In this study to calculate dispersion air pollutant was used model system CALMET/CALPUFF. Using the CALMET model variables in time and space weather condition were calculated. CALPUFF model were performed to computing of propagation of air pollution. Analysis of the obtained results indicated that the planned investment will not cause significant deterioration of air quality in Cracow.

SPIS TREŚCI

1.	WPROWADZENIE	3
2.	CEL I ZAKRES PRACY.....	4
3.	CHARAKTERYSTYKA MATEMATYCZNYCH MODELI DYSPERSJI ZANIECZYSZCZEŃ W POWIETRZU ATMOSFERYCZNYM	6
	3.1 GAUSSOWSKIE MODELE DYSPERSJI	6
	3.2 EULEROWSKIE MODELE DYSPERSJI	11
	3.3 LAGRANGE’OWSKIE MODELE CZĄSTEK	13
4.	UKSZTAŁTOWANIE TERENU W MODELU CALMET/CALPUFF	17
	4.1 ROLA UKSZTAŁTOWANIA TERENU W TWORZENIU SIATKI METEOROLOGICZNEJ PRZEZ PROCESOR CALMET.....	17
	4.2 METODY UWZGLĘDNIANIA UKSZTAŁTOWANIA TERENU W PROCESIE OBLICZEŃ DYSPERSJI ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO W MODELU CALPUFF	22
	4.2.1 <i>Metoda CTSG</i>	23
	4.2.1.1 Górna warstwa przepływu w modelu CTSG.....	27
	4.2.1.2 Dolna warstwa przepływu w modelu CTSG	28
	4.2.2 <i>Metoda ISC</i>	30
	4.2.3 <i>Metoda PPCT</i>	31
	4.2.4 <i>Metoda SCTA</i>	32
	4.2.4.1 Redukcja wysokości smugi oraz efekt interakcji smugi z zboczem wzgórza	33
	4.2.4.2 Odształcenia obłoku w płaskim terenie	37
5.	PRZYGOTOWANIE DANYCH GEOFIZYCZNYCH I METEOROLOGICZNYCH	43
	5.1 RZEŻBA TERENU.....	44
	5.2 UŻYTKOWANIA TERENU.....	47
	5.3 WSPÓŁCZYNNIKI CHARAKTERYZUJĄCE TEREN	53
	5.4 PRZYGOTOWANIE DANYCH METEOROLOGICZNYCH	54
6.	OBLICZENIA WARUNKÓW METEOROLOGICZNYCH Z ZASTOSOWANIEM MODELU CALMET ORAZ OKREŚLENIE OPTYMALNEGO WARIANTU	56
	6.1 WARIANTY PRZEPROWADZONYCH OBLICZEŃ METEOROLOGICZNYCH.....	57
	6.2 WYNIKI OBLICZEŃ POLA WIATRU DLA WYBRANYCH RECEPTORÓW SIATKOWYCH	59
	6.3 ANALIZA WARIANTÓW OBLICZENIOWYCH NA PODSTAWIE RÓŻ KIERUNKÓW I PRĘDKOŚCI WIATRÓW	65

6.3.1	<i>Optymalizacja warunków meteorologicznych na podstawie uzyskanych wyników obliczeń dla siatki o rozdzielczość 1 x 1 km</i>	65
6.3.2	<i>Wpływ rozdzielczości siatki obliczeniowej na rozkłady kierunków i prędkości wiatru w receptorach siatkowych</i>	68
6.3.3	<i>Porównanie wyników rozkładów prędkości i kierunków wiatru w siatce obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 m</i>	71
6.4	ANALIZA PARAMETRÓW MIKROKLIMATYCZNYCH	73
7.	CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ I POLA EMISJI WYKORZYSTANEGO W MODELU CALPUFF	78
7.1	OBIEKT BADAŃ I PRZYJĘTE ZAŁOŻENIA	78
7.2	METODYKA I WYNIKI OBLICZEŃ	79
7.2.1	<i>Obliczenia ilości powstających spalin i prędkości gazów odlotowych</i>	80
7.2.2	<i>Określenie emisji zanieczyszczeń do powietrza</i>	85
8.	METODYKA I WARIANTY OBLICZEŃ ROZPRZESTRZENIANIA ZANIECZYSZCZEŃ W POWIETRZU PRZY ZASTOSOWANIU MODELU CALPUFF	90
8.1	USTAWIENIA WEJŚCIOWE MODELU CALPUFF	93
8.2	WARIANTY WYKONYWANYCH OBLICZEŃ	95
8.3	WSKAŹNIKI STATYSTYCZNE OCENY MODELI	97
8.3.1	<i>Podstawowe wskaźniki statystyczne oceny modelu</i>	97
8.3.2	<i>Nowe wskaźniki statystyczne oceny modelu</i>	98
8.3.3	<i>Warunki oceny modeli</i>	101
9.	ANALIZA UZYSKANYCH WYNIKÓW	103
9.1	WPŁYW ROZDZIELCZOŚCI SIATKI OBLICZENIOWEJ NA WYNIKI ROZPRZESTRZENIANIA SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ W POWIETRZU ATMOSFERYCZNYM	104
9.2	WPŁYW SPOSOBU UWZGLĘDNIANIA UKSZTAŁTOWANIA TERENU NA WYNIKI OBLICZEŃ ROZPRZESTRZENIANIA SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ W POWIETRZU ATMOSFERYCZNYM	112
9.3	WPŁYW BADANEGO OBIEKTU NA JAKOŚĆ POWIETRZA W AGLOMERACJI KRAKOWSKIEJ	120
10.	PODSUMOWANIE	133
	BIBLIOGRAFIA	137
	SPIS RYSUNKÓW	142
	SPIS TABEL	144
	ZAŁĄCZNIKI	148

1. Wprowadzenie

W systemie zarządzania jakością powietrza można wyróżnić dwie metody określania wpływu emisji na jakość powietrza. Są to punktowe pomiary emisji metodami manualnymi lub automatycznymi oraz modelowanie matematyczne przemian i transportu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. W przypadku nowo powstających obiektów mogących znacząco oddziaływać na jakość powietrza stosuje się techniki numerycznego modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Modelowanie dostarcza nam wstępnej informacji o prawdopodobnym oddziaływaniu instalacji na jakość powietrza oraz umożliwia dobranie optymalnych wymiarów geometrycznych emitora, aby spełnione zostały standardy jakości powietrza wymagane przepisami prawa ochrony środowiska.

W polskim ustawodawstwie obowiązującym modelem jest gaussowski klimatologiczny model smugi. Warunki jego stosowania oraz metodyka obliczeniowa jest obecnie zawarta w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu*. Jest to bardzo prosty model zarówno w stosowaniu, jak i wymaganiach związanych z danymi wejściowymi. Model ten, choć szeroko stosowany, ma w istocie dość ograniczony zakres stosowalności. Cechuje się również stosunkowo małą dokładnością w porównaniu do stosowanych obecnie modeli na świecie.

W niniejszej pracy do obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń został zastosowany wielowarstwowy gaussowski model obłoku (CALPUFF) nowej generacji, pracujący w układzie Lagrange'a. Model ten, w porównaniu do gaussowskiego klimatologicznego modelu smugi uwzględnia wewnątrz siatki obliczeniowej zmienność związaną z rzeźbą i użytkowaniem terenu. W obliczeniach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń wykorzystuje trójwymiarowe pola meteorologiczne i uwzględnia przemiany chemiczne substancji w atmosferze. Stosowanie tego modelu wymaga jednak stosunkowo dużych nakładów czasu związanych z przygotowaniem szeregu danych wejściowych. Ponadto w zależności od skali zastosowania modelu czas obliczeń może ulec znaczącemu wydłużeniu.

Należy jednak podkreślić, że w porównaniu z innymi modelami cechuje się lepszą dokładnością uzyskanych wyników, co w swoich opracowaniach udowodnił zespół „Ekometria”, a stosowanie ww. modelu w obliczeniach rozprzestrzeniania zanieczyszczeń zaleca Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska.

2. Cel i zakres pracy

Nadrzędnym celem pracy było **określenie wpływu emisji z nowopowstającej instalacji termicznego przekształcania odpadów na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej.**

Realizacja tego celu wymagała opracowania wielu zagadnień teoretycznych oraz prawnych związanych z problematyką modelowania rozprzestrzeniania zanieczyszczeń, jak i opracowania metodyk pozyskiwania danych wejściowych wymaganych przez model CALPUFF. W trakcie realizacji pracy korzystano z aktualnej wiedzy pochodzącej z literatury polskiej oraz zagranicznej.

Dodatkowym celem było przeprowadzenie analiz związanych z wpływem ukształtowania terenu na wyniki obliczeń rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń, które koncentrowały się na zbadaniu:

- wpływu dostępnych danych rzeźby terenu oraz użytkowania terenu na wyniki modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w siatce obliczeniowej o wymiarach jednego pola 1x1 km,
- wpływu rozdzielczości siatki na wyniki rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym,
- zastosowań dostępnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w modelu CALPUFF.

Do realizacji zaplanowanych celów wybrano model dyspersji zanieczyszczeń CALPUFF wraz z modelem meteorologicznym CALMET. Ponadto zastosowano grupę kompatybilnych z ww. modelami preprocesorów przygotowujących dane wejściowe do modelu oraz grupę postprocesorów służących do wyciągania wyników uzyskanych obliczeń.

Niniejszą pracę podzielono na kilka części.

Rozdziały 3 i 4 zawierają część teoretyczną, w których przedstawiono charakterystykę istniejących matematycznych modeli rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym oraz informacje na temat uwzględniania ukształtowania terenu w skali makro przez model meteorologiczny CALMET. Zamieszczono również

opis 4 metod uwzględniania ukształtowania terenu przez gaussowski model obłoku CALPUFF.

W kolejnej części skupiono się na pozyskaniu i przetworzeniu danych wysokościowych terenu, użytkowania gruntu, współczynników charakteryzujących teren zależnych od typu użytkowania gruntu oraz danych meteorologicznych. W tym celu wykorzystano preprocesory geofizyczne i meteorologiczne oferowane przez *The Atmospheric Studies Group (ASG)* i inne wielofunkcjonalne programy.

W rozdziale 5 dokonano obliczeń siatki meteorologicznej przy wykorzystaniu modelu CALMET. Obliczenia wykonano w oparciu o dane meteorologiczne pochodzące z 3 stacji przypowierzchniowych oraz 4 stacji aerologicznych. Z względu na bardzo duże odległości pomiędzy stacjami aerologicznymi obliczenia wykonywano w kilku wariantach w celu określenia optymalnych warunków meteorologicznych dla zadanego obszaru obliczeniowego. Wyboru optymalnego wariantu dokonano w oparciu o rozkłady prędkości i kierunku wiatru dla wszystkich ustalonych warstw modelowania w 4 receptorach dla każdej siatki obliczeniowej.

Następnie przedstawiono charakterystykę obiektu oraz obliczono pole emisji zanieczyszczeń do powietrza w oparciu o istniejące założenia parametrów pracy instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych. W kolejnym kroku przeprowadzono obliczenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym dla kilku wariantów w różnym sposób odzwierciedlające ukształtowanie terenu.

W ostatnich rozdziałach skupiono się na analizie uzyskanych wyników i porównaniu poszczególnych wariantów obliczeniowych. Określono wpływ danych o różnej rozdzielczości na wyniki modelowania oraz zbadano różnice wynikające z zastosowania czterech dostępnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w modelu CALPUFF. Wyżej wymienione cele szczegółowe posłużyły do zweryfikowania procedur postępowania przy przeprowadzaniu oceny oddziaływania zakładu na jakość powietrza z wykorzystaniem modelu CALMET/CALPUFF.

Wszystkie wyżej wymienione analizy, zabiegi i obliczenia miały na celu przeprowadzenie wiarygodnej oceny wpływu emisji pochodzącej z analizowanego zakładu na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej.

3. Charakterystyka matematycznych modeli dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym

3.1 Gaussowskie modele dyspersji

Gaussowskie formuły stosowane są w modelach dyspersji zanieczyszczeń do oszacowania rozkładów przestrzennych stężeń zanieczyszczeń powietrza. Modele wykorzystujące równanie Gaussa do obliczeń dyfuzji turbulencyjnej można podzielić na trzy podgrupy [1]:

- modele smugowe starej generacji,
- modele nowej generacji z modułem gaussowskim,
- modele gaussowskiej smugi segmentowej lub obłoku.

W gaussowskich modelach dyspersji starej generacji stosuje się równania dyfuzji pomijające czasową i przestrzenną zmienność pola meteorologicznego. Wykonują obliczenia w oparciu o roczne lub sezonowe statystyki meteorologiczne. Modele te oparto na empirycznych współczynnikach dyspersji smugi zależnych od odległości od źródła emisji oraz stanów równowagi atmosferycznej. Najczęściej wykorzystuje się klasyfikację odnoszącą się do 6 stanów równowagi zaproponowaną przez Pasquilla. Stanom równowagi przypisano oznaczenia literowe od klasy A do F. Klasy A, B, C oznaczają odpowiednio stany równowagi silnie chwiejną, chwiejną i lekko chwiejną, klasa D oznacza stan równowagi obojętnej, a E i F lekko stabilną i stabilną [1, 2].

W modelach tych poza empirycznymi współczynnikami dyspersji i statystykami meteorologicznymi kluczową rolę na wyniki rozkładu przestrzennego stężeń zanieczyszczeń odgrywa wyznaczenie wysokości efektywnej emitora. Wysokość efektywna emitora jest sumą wysokości emitora i wyniesienia gazów odlotowych. W obliczeniach wyniesienia spalin ponad wylot z emitora stosuje się równania zachowania masy, pędu i energii. Wysokość wyniesienia gazów ponad wylot z emitora zależy od prędkości wiatru, prędkości gazów odlotowych na wysokości wylotu z emitora oraz strumienia ciepła. W obliczeniach najczęściej stosuje się formuły Briggsa, Hollanda oraz CONCAVE [3]. W Polsce dla małych emisji ciepła zaleca się stosowanie formuły Hollanda (3.1), a dla źródeł charakteryzujących się dużą emisją ciepła stosuje się wzór CONCAVE(3.2) [4].

$$\Delta h_H = \frac{1,5 \cdot v \cdot d \cdot 0,00974 \cdot Q}{u_h} \quad (3.1)$$

$$\Delta h_C = \frac{1,26 \cdot Q^{0,58}}{u_h^{0,7}} \quad (3.2)$$

gdzie:

Δh_H – wysokość wyniesienia smugi według formuły Hollanda [m],

Δh_C – wysokość wyniesienia smugi według formuły CONCAVE [m],

v – prędkość wylotowa spalin [m/s],

u_h – prędkość wiatru na wysokości wylotu z emitora [m/s],

Q – emisja ciepła z emitora [kJ/s].

Istotnym parametrem meteorologicznym w modelach gaussowskich jest prędkość wiatru uśredniona w warstwie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. W niektórych gaussowskich modelach przyjmuje się, że prędkość wiatru wykorzystana w obliczeniach dyspersji równa jest prędkości na wysokości emitora. Prędkość tą wyznacza się z zależności [1, 2]:

$$u(z) = u_a \left(\frac{z}{h_a} \right)^m \quad (3.3)$$

gdzie:

$u(z)$ – średnia prędkość wiatru na wysokości z [m/s],

u_a – prędkość wiatru na wysokości anemometru [m/s],

h_a – wysokość położenia anemometru [m],

m – stała zależna od stanu równowagi atmosfery.

Modele starej generacji cechują się prostotą obliczeniową oraz brakiem ograniczeń rozdzielczości przestrzennej. Z reguły bazują na danych pochodzących z jednej przypowierzchniowej stacji meteorologicznie reprezentatywnej dla obszaru obliczeniowego, stąd brak w nich modułów opisujących transport zanieczyszczeń na dużych wysokościach. Ponadto pole obliczeniowe ujednorodnione jest z względu na średni współczynnik aerodynamicznej szorstkości terenu [5].

W Polsce obowiązującym modelem wykorzystywany w ocenie oddziaływania instalacji na jakość powietrza jest klimatologiczny model smugi, w którym wykorzystuje

się równanie dyfuzji według formuły Pasquilla. Przy przyjęciu warunków brzegowych rozwiązanie równania Pasquilla przyjmuje następującą postać [4]:

$$S_{xyz} = \frac{E}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad (3.4)$$

gdzie:

S_{xyz} – stężenie zanieczyszczenia w punkcie (x, y, z) [g/m^3],

E – emisja zanieczyszczenia [g/s],

H – efektywna wysokość źródła emisji [m],

\bar{u} - średnia prędkość wiatru [m/s],

(σ_y, σ_z) – współczynniki dyfuzji Pasquilla [m].

Niektóre z obecnie funkcjonujących gaussowskich modeli starej generacji posiadają również proste liniowe algorytmy opisujące przemiany chemiczne (proces zaniku zanieczyszczeń w atmosferze).

Smugowe modele nowej generacji w swojej strukturze obliczeniowej wprowadziły zmienność czynników meteorologicznych w czasie. Uwzględniają w swej metodyce grubość warstwy mieszania, pionowe profile prędkości wiatru pochodzące z sondaży aerologicznych, skręt wiatru z wysokością oraz efekty związane z przenikaniem smugi w warstwę inwersyjną czy konwekcyjnego mieszania zanieczyszczeń. W wyniku wprowadzenia dodatkowych parametrów w procesie obliczeń dyspersji zanieczyszczeń uzyskano wyższą dokładność wyników w stosunku do obserwacji w zasięgu nawet 50 km od źródła emisji [2, 5].

Obecnie do modeli smugowych nowej generacji można zaliczyć między innymi OML (*Operationalle Meteorologische Luftqualitetsmodel*), AERMOD (*American Meteorological Society Environmental Protection Agency Regulatory Model*), ADMS (*Atmospheric Dispersion Modeling System*). Wyróżnić można jeszcze rozwinięcia modelu ADMS na ADMS-urban z przeznaczeniem dla terenów miejskich oraz ADMS-roads dla oddziaływań komunikacji [1, 5].

Model OML został opracowany przez Krajowy Instytut Badań Środowiska w Danii. Zakłada się w nim, że zarówno pionowe i poziome kierunki rozkładu zanieczyszczeń przyjmują kształty rozkładu Gaussa. Posiada dodatkowe funkcje uwzględniające interakcje zanieczyszczeń z podstawą warstwy inwersyjnej (wnikanie,

odbijanie). Odchylenia standardowe smugi (σ_y , σ_z) określone są w funkcji parametrów warstwy granicznej i zależą od grubości warstwy granicznej atmosfery, prędkości konwekcyjnej, prędkości tarcia, wysokości emitora i odległości emitora od receptora obliczeniowego wzdłuż osi x [6].

Model ADMS został opracowany przez Cambridge Environmental Research Consultants (CERC). Opisu dyfuzji turbulencyjnej dokonuje się na podstawie dwóch parametrów warstwy granicznej tj.: długości Monina-Obukhova i wysokości warstwy granicznej. Pionowy rozkład zanieczyszczeń jest rozkładem Gaussa dla obojętnego bądź stabilnego stanu równowagi atmosfery. W konwekcyjnej warstwie granicznej stosuje sumę dwóch rozkładów gaussowskich, które oddzielnie wyznaczają zstępowanie oraz wstępowanie konwekcyjnych prądów. Model ten może uwzględniać zróżnicowaną powierzchnię, poprzez wprowadzenie zmiennego w przestrzeni współczynnika szorstkości. Ponadto modeluje skutki wpływu pobliskich budynków na dyspersję zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym (*downwash effects*) [7].

Model AERMOD jest to zintegrowany system składający się z trzech modułów AERMET (przygotowanie danych meteorologicznych), AERMAP (przygotowanie danych terenu) oraz z właściwego modelu dyspersji AERMOD. Model ten jest zalecany przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska do stosowania w odległościach nieprzekraczających 50 km. AERMOD został opracowany przez AERMIC Amerykańskie Towarzystwo Meteorologiczne (AMS) przy współpracy z Amerykańską Agencją Ochrony Środowiska (EPA). Moduł AERMET przyjmuje dane o rzeźbie terenu oraz dane meteorologiczne pochodzące z stacji naziemnych i aerologicznych. Na podstawie zestawu danych wejściowych oblicza parametry takie jak wysokość mieszania, prędkość tarcia, długość Monina-Obukhova, strumień ciepła gruntu. AERMOD posiada zespół funkcji obliczających specyficzny podział smugi przy napotkaniu przeszkody terenowej, algorytmy opisujące zachowanie się smugi przepływającej przez budynki (*downwash effects*) czy moduł efektów miejskiej wyspy ciepła w porze nocnej [8].

Ostatnią grupę modeli smugi gaussowskiej stanowią modele smugi częściowej (segmentowej) oraz obłoku. W modelach smugi segmentowej wyznacza się przedział czasu (Δt) w którym następuje podzielenie smugi na segmenty. Poszczególne segmenty następnie są opisywane parametrami analogicznymi do parametrów w modelach smugi gausowskiej. Wśród modeli tego typu można wymienić model AVATIA I oraz SPM (*Segmented Plume Model*). W modelu SPM odchylenia standardowe (σ_y , σ_z) wyznaczone

są na podstawie formuły Nowickiego. Wyniesienie smugi jest obliczane w zależności od natężenia strumienia ciepła [1].

W modelach obłoku podobnie jak w segmentowych zakłada się, że w ciągu pewnego przedziału czasu (Δt) zostaje wyrzucona zadana masa zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego. Obłok ten przemieszczenia się wewnątrz siatki obliczeniowej zgodnie z wektorami pola wiatru, a dyfuzję obłoku opisują odchylenia standardowe (σ_x , σ_y , σ_z). Właściwość ta pozwala na dokładny opis transportu zanieczyszczeń na dalekie odległości [1, 9]. Do grupy tych modeli należy między innymi model CALPUFF, którego podstawowe równania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń wewnątrz obłoku przyjmują następującą postać [10]:

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_y} g \exp\left[-\frac{d_a^2}{2\sigma_x^2}\right] \exp\left[-\frac{d_c^2}{2\sigma_y^2}\right] \quad (3.5)$$

$$g = \frac{2}{(2\pi)^{\frac{1}{2}}\sigma_z} \sum_{-\infty}^{+\infty} \exp\left[\frac{-(H_e + 2nh)^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (3.6)$$

gdzie:

C – stężenie zanieczyszczenia na poziomie gruntu [g/m^3],

Q – ładunek zanieczyszczenia w obłoku [g],

σ_x – odchylenie standardowe rozkładu stężeń substancji w kierunku wiatru [m],

σ_y – odchylenie standardowe rozkładu stężeń substancji w kierunku wiatru prostopadłym do wektora wiatru [m],

σ_z – odchylenie standardowe rozkładu stężeń substancji w kierunku pionowym [m],

d_a – odległość od środka obłoku do receptora (zgodnie z kierunkiem wiatru) [m],

d_c – odległość od środka obłoku do receptora (w kierunku prostopadłym do kierunku wiatru) [m],

g – pionowa składowa równania Gaussa,

H – efektywna wysokość obłoku od powierzchni gruntu [m],

h – grubość warstwy mieszania [m].

Model CALPUFF przystosowany jest do obliczania rozkładów przestrzennych zanieczyszczeń w szerokim zakresie skal przestrzennych (od kilku metrów do kilkuset kilometrów). Uwzględnia szereg wskaźników charakteryzujących powierzchnie terenu oraz wiele parametrów meteorologicznych. Wykorzystuje w obliczeniach trójwymiarową

siatkę pola wiatru, temperatury i ciśnienia. Bardzo dobrze sprawdza się w modelowaniu transportu zanieczyszczeń na duże odległości oraz w warunkach słabych wiatrów i ciszy [5, 10, 11]. Obecnie stosowany jest również w Polsce do wykonywania prognoz jakości powietrza w skali regionalnej (aglomeracji miejskich) i ogólnokrajowej [12].

3.2 Eulerowskie modele dyspersji

Modele Eulerowskie są zwykle najbardziej złożone, dokładne oraz uniwersalne. Posiadają bardzo rozbudowane moduły fotochemiczne, a niekiedy nawet pełny moduł meteorologiczny ze strukturą zbliżoną do obecnie funkcjonujących prognostycznych modeli meteorologicznych [2]. Moduły fotochemiczne umożliwiają symulacje reakcji w fazach gazowych, stałych i ciekłych, a dodatkowe moduły transportu pozwalają na obliczenia międzyfazowej wymiany masy substancji [1]. Modele tej grupy z racji sprzężenia z prognostycznymi modelami meteorologicznymi powinno się traktować jako docelowe rozwiązanie dla krajowych systemów prognoz jakości powietrza [5].

W modelach Eulera punktem wyjścia jest równanie transportu zanieczyszczeń w atmosferze:

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t} + \frac{\partial(\tilde{u}\tilde{C})}{\partial x} + \frac{\partial(\tilde{v}\tilde{C})}{\partial y} + \frac{\partial(\tilde{w}\tilde{C})}{\partial z} = D_c \left(\frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial z^2} \right) + \tilde{S}_c \quad (3.7)$$

gdzie:

\tilde{C} – stężenie substancji chemicznej w powietrzu wyrażonej jako stosunek masy zanieczyszczenia zawartego w określonej objętości powietrza do tej objętości powietrza,

$(\tilde{u}, \tilde{v}, \tilde{w})$ – składowe wektorowe prędkości wiatru w układzie spólrzędnych prostokątnych związanym z ziemią,

D_c – współczynnik dyfuzji molekularnego zanieczyszczenia,

\tilde{S}_c - człon opisujący straty i źródła zanieczyszczenia w atmosferze.

W odniesieniu do przepływu turbulentnego w pierwszej kolejności wykonywana jest procedura uśredniania równania, a następnie domknięcia. W zależności od przyjętych procedur uśredniania odpowiadające sobie wielkości meteorologiczne, jak też inne człony posiadać mogą różne cechy. Modele Eulerowskie można podzielić na [1]:

- eulerowskie modele objętościowe,
- eulerowskie modele analityczne,
- eulerowskie modele numeryczne z domknięciem pierwszego rzędu,
- eulerowskie modele numeryczne z domknięciem drugiego rzędu i wyższych rzędów,
- eulerowskie modele numeryczne z domknięciem uwzględniającym turbulencję (modele wirów wieloskalowych).

Przykładami eulerowskich modeli fotochemicznych są MISCAM, RADM, UAM-V, CALGRID, CHIMERE, GEM-AQ, MC2-AQ. Na szczególną uwagę zasługują eulerowskie trójwymiarowe modele CAM-X i CMAQ, które są obecnie uznawane za najlepsze operacyjnie działające modele jakości powietrza [2, 5, 12].

Model CAM-X (*Comprehensive Air quality Model with extensions*) jest nowoczesnym (trzeciej generacji) modelem dyspersji przeznaczonym do kompleksowej oceny jakości powietrza w zakresie zanieczyszczeń gazowych i pyłowych utworzonym przez ENVIRON International Corporation. Jest modelem wieloskalowym o zasięgu kontynentalnym. Model ten posiada szeroki wachlarz wykorzystania różnych danych meteorologicznych, w tym MM5, WRF, RAMS. Informację o emisji przyjmuje w postaci katastru sum emisji z poszczególnych źródeł. Posiada funkcję zagnieżdżenia siatki oraz umożliwia wprowadzenie wysokich emitorów punktowych wraz z ich parametrami. Wykorzystuje rozbudowane schematy przemian chemicznych, między innymi mechanizm chemii rtęci, pyłu i ozonu z uwzględnieniem ich organicznych i nieorganicznych prekursorów. Istotną cechą modelu jest wykorzystanie wieloprocessorowości jednostek obliczeniowych, co w znaczący sposób przyspiesza czas przeprowadzanych obliczeń zwiększając jednocześnie zakres przestrzenny modelu [13].

Model CMAQ (*Community Multi-Scale Air Quality model*) podobnie jak CAM-X jest tzw. modelem trzeciej generacji z bardzo rozbudowanym modułem przemian chemicznych i międzyfazowych. Został opracowany na University of North Carolina at Chapel Hill i wraz z modelem CAM-X należy do grupy modeli rekomendowanych przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska. Cały system modelowania CMAQ składa się z grupy procesorów [14, 15]:

- ECIP (interfejs emisji i chemii),
- MCIP (interfejs meteorologii i chemii),

- ICON i BCON (moduły warunków początkowych i brzegowych),
- JPROC (prędkości fotolizy),
- LUPROC (procesor użytkowania terenu),
- SMOKE (system modelowanej emisji).

3.3 Lagrange’owskie modele cząstek

Modele tej grupy charakteryzują się bardzo dokładnym opisem procesu dyspersji zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego [2]. W lagrange’owskich modelach cząstek do opisu procesu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń stosuje się równania trajektorii cząstek. Cząstka reprezentuje określoną masę zanieczyszczeń. W modelach tych ruch cząstek opisywany jest deterministycznie lub statystycznie. Deterministyczny ruch cząstek określony jest poprzez wzajemne oddziaływania występujące pomiędzy cząstkami. W drugim przypadku w sposób losowy wyznaczane są składowe turbulencyjne prędkości (metoda Monte Carlo). Stosowanie metody statystycznej umożliwia śledzenie trajektorii każdej cząstki niezależnie od pozostałych [1].

Generalnie w modelach tych ruch cząstek jest traktowanych jako proces stochastyczny, a położenie cząstek określane jest przy pomocy równań [3]:

$$X(t + \Delta t) = X(t) + [u + u']\Delta t \quad (3.8)$$

$$Y(t + \Delta t) = Y(t) + [v + v']\Delta t \quad (3.9)$$

$$Z(t + \Delta t) = Z(t) + [w + w']\Delta t \quad (3.10)$$

gdzie:

(X, Y, Z) – współrzędne cząstki o stałej masie w chwili t,

Δt – krok czasowy,

(u, v, w) – składowe prędkości wiatru w chwili t w położeniu X(t), Y(t), Z(t),

(u', v', w') – turbulencyjne składowe prędkości.

W deterministycznych modelach ruchu cząstki turbulencyjne składowe prędkości wiatru definiowane są wg następujących wzorów [1]:

$$u' = -\frac{K_x}{C} \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.11)$$

$$v' = -\frac{K_y}{C} \frac{\partial C}{\partial y} \quad (3.12)$$

$$w' = -\frac{K_z}{C} \frac{\partial C}{\partial z} \quad (3.13)$$

gdzie:

(K_x, K_y, K_z) – współczynniki dyfuzji turbulencyjnej na odpowiednich kierunkach osi,

C – stężenie zanieczyszczenia.

W modelach tego typu stosuje się nałożenie siatki, a w każdej komórce siatki odbywa się zliczanie występujących w nich cząstek w zdefiniowanej jednostce objętości. W wyniku tych działań otrzymujemy wartość stężenia substancji w danym położeniu. Modele wykorzystujące wyżej opisaną metodę nazywamy modelami cząstki w komórce (*Particle In Cell*), a zliczanie cząstek w wydzielonej objętości atmosfery odbywa się według równania [1]:

$$C(x, y, z, t) = \frac{1}{\Delta x_s \Delta y_s \Delta z_s} \sum_{i=1}^N M_{p,i} F_p \quad (3.14)$$

gdzie:

$C(x, y, z, t)$ – stężenie substancji w chwili t w danym położeniu x, y, z ,

N – liczba wszystkich cząstek,

$(\Delta x_s, \Delta y_s, \Delta z_s)$ - wymiary geometrycznej wydzielonej objętości atmosfery,

F_p – parametr przyjmujący wartość 1 dla cząstek, które znalazły się wydzielonej objętości z środkiem w punkcie x, y, z ,

$M_{p,i}$ – masa pojedynczej cząstki.

W modelach Monte Carlo (mających cechy statycznych) składowe turbulentne prędkości wiatru wyznaczone są według stochastycznego równania różniczkowego Langevina. W równaniach tych przyjmuje się założenie, że każda składowa turbulencyjna prędkości wiatru może być określona w postaci sumy składnika opisującego czasową autokorelację składowej turbulencyjnej prędkości wiatru i składnika opisującego losowo przyrost tej składowej prędkości [3]. Stężenie zanieczyszczeń w metodzie tej realizuje się poprzez założenie, że masa danej cząstki jest rozmyta w przestrzeni, a rozmycie

opisuje funkcja wygładzająca. W wyniku otrzymujemy gładki rozkład stężeń przy jednoczesnym zminimalizowaniu ilości cząstek. Stężenie wyznacza się wg zależności (3.15) uwzględniającej odbicie cząstek od powierzchni [9, 16]. Funkcja wygładzająca może przyjmować różne postacie i w zależności od zastosowania nie wpływa znacząco na szacowanie stężeń. Istotny problem dotyczy wyboru parametrów określających stopień wygładzenia, które wpływają znacząco na wyniki obliczeń [1].

$$C(x, y, z, t) = \sum_{i=1}^N \frac{M_{p,i}}{h_{x,i} \cdot h_{y,i} \cdot h_{z,i}} [K_d(r_x, r_y, r_z) + K_d(r_x, r_y, r_z')] \quad (3.15)$$

gdzie:

$C(x, y, z, t)$ – stężenie substancji w chwili t w danym położeniu x, y, z ,

N – liczba wszystkich cząstek,

K_d – funkcja wygładzająca,

$(h_{x,i}, h_{y,i}, h_{z,i})$ – parametry określające stopień wygładzenia.

Lagrange'owskie modele dyspersji cząstek w porównaniu do modeli eulerowskich spełniają automatycznie prawo zachowania masy oraz nie mają problemów z rozróżnieniem dyfuzji atmosferycznej od numerycznej. Modele te łatwo radzą sobie z obliczaniem procesów wymywania zanieczyszczeń oraz liniowych przemian chemicznych. Niestety nie posiadają możliwości realizacji procesów nieliniowych przemian chemicznych substancji. Istotnym ograniczeniem modeli lagrange'owskich są wysokie koszty obliczeniowe. Wzrastają one wraz z ilością modelowanych cząstek, a zbyt mała liczba cząstek prowadzi do obniżenia dokładności modelu [2, 3].

Wśród modeli lagrange'owskich warto wymienić niemieckie modele LASAT (*Langrangian Simulation of Aerosol Transportu*) oraz prostszy powstały na bazie ww. AUSTAL2000 (*Ausbreitungsrechnungen nach TA Luft*). Ten drugi obecnie używany jest w Niemczech do celów regulacyjnych (procedury wydawania pozwoleń emisyjnych). Model LASAT cechuje się szeroką skalą zastosowań od lokalnej do regionalnej. Oblicza trójwymiarowe pola stężeń, promieniowanie pierwiastków radioaktywnych oraz suchą i moką depozycję. Posiada wbudowany diagnostyczny moduł pola wiatru i moduł uwzględniający rozprzestrzenia zanieczyszczeń wokół budynków. Stosuje zagnieżdżenie siatki obliczeniowej w okolicach źródła, a zmniejsza w oddaleniu w celu zwiększenia efektywności obliczeniowej. Istotną wadą modelu jest brak możliwości wprowadzenia warunków brzegowych.

Model AUSTAL2000 służy do opisu rozprzestrzenia się zanieczyszczeń z uwzględnieniem cech terenowych, w tym urbanistycznych. Posiada możliwość symulacji dyspersji na podstawie danych meteorologicznych zmiennych w czasie np. kroku jednej godziny oraz na podstawie statystyk meteorologicznych [5]. Zasięg jego stosowalności jest jednak znacznie mniejszy w porównaniu do modelu LASAT.

4. Ukształtowanie terenu w modelu CALMET/CALPUFF

W systemie modelowania (CALMET/CALPUFF) pola wiatru oraz dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym wyróżniamy dwie skale uwzględniania wpływu cech terenu na wyniki przestrzennego rozkładu stężeń zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego [9].

Ukształtowanie terenu w skali makro realizowane jest w procesorze CALMET. Model ten generuje trójwymiarowe pole wiatru uwzględniając w obliczeniach wpływ cech terenu. Dane geofizyczne w tym rzeźby terenu dostarczone są do modelu w postaci pliku wejścia GEO.DAT¹ [17]. Sposób uwzględniania rzeźby terenu przez ww. model opisano w podrozdziale 4.1.

Wpływ cech terenu w skali mikro może być uwzględniany w procedurze obliczeniowej modelu CALPUFF. Możliwa jest realizacja tego procesu poprzez uruchomienie wyspecjalizowanego modułu CTSG² opracowanego dla modelu CTDM³. Model CTDM zalecany jest przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska. Zgodność wyników obliczeń przeprowadzonych przez algorytmy zawarte w module CTSG z rzeczywistością jest poświadczona licznymi badaniami. Wewnętrznie w modelu CALPUFF można jeszcze uruchomić trzy metody uwzględniające wpływ uwarunkowań terenowych na wyniki obliczeń [10]. Metody te zostały opisane w podrozdziale 4.2.

4.1 Rola ukształtowania terenu w tworzeniu siatki meteorologicznej przez procesor CALMET

Model diagnostyczny CALMET generuje zmienne w czasie i przestrzeni pole wiatru. Realizacja procesu obliczeniowego przebiega w dwóch etapach. W pierwszym kroku model oblicza efekty związane z ukształtowaniem terenu:

- kinematyczny wpływ terenu,
- pochyłość terenu,
- ewentualne przeszkody terenowe,
- oraz dokonuje minimalizacji rozbieżności w 3 wymiarach.

¹ GEO.DAT – plik danych wejściowy procesora meteorologicznego CALMET, wygenerowany przy pomocy preprocesora danych geofizycznych MAKEGEO.

² CTSG – Complex Terrain algorithm for Sub-Grid scale features

³ CTDM – Complex Terrain Dispersion Model

W drugim kroku wyznaczone wstępnie pole wiatru jest modyfikowane przez dane meteorologiczne pochodzące z naziemnych i aerologicznych stacji pomiarowych. Procedura tego kroku składa się z czterech punktów [9, 17]:

- interpolacji,
- wygładzania,
- wyznaczania prędkości wiatru na różnych wysokościach,
- minimalizacji rozbieżności w 3 wymiarach.

W CALMET do określenia kinematycznego wpływu terenu na pole wiatru stosuje się przybliżenie Liu i Yocke [18]. Składowa pionowa prędkości wiatru zależna od stanu równowagi atmosferycznej obliczana jest w odniesieniu do kartezjańskiego układu współrzędnych na podstawie wzoru (4.1) [17].

$$w = (V \cdot \nabla h_t) \exp(-kz) \quad (4.1)$$

gdzie:

- w – pionowa składowa prędkości wiatru w układzie kartezjańskim [m/s],
- V – średnia prędkość wiatru w domenie [m/s],
- h_t – wysokość terenu [m],
- k – współczynnik zależny od stanu równowagi atmosfery [1/m],
- z – współrzędna pionowa [m].

Współczynnik k zależny od stanu równowagi atmosfery jest obliczamy na podstawie zależności:

$$k = \frac{N}{|V|} \quad (4.2)$$

gdzie:

- $|V|$ – średnia prędkość wiatru w domenie [m/s],
- N – częstotliwość Brunta-Väisälä w warstwie przyziemnej [1/s]:

$$N = \left[\left(\frac{g}{\theta} \right) \frac{d\theta}{dz} \right]^{1/2} \quad (4.3)$$

gdzie:

- θ - temperatura potencjalna [K],
- g – przyspieszenie ziemskie [m/s^2].

Otrzymana pionowa składowa prędkości wiatru (v) jest podstawiana z kolei do równania (4.4) w celu obliczenia pionowej prędkości wiatru (W) wyrażonej w [m/s]. Następnie zostaje przeprowadzona procedura minimalizacji rozbieżności pionowej prędkości wiatru (W) w trzech wymiarach, aż wynikowa wartość rozbieżności znajdzie się w oczekiwanym pułapie [9, 17].

$$W = w - u \frac{\partial h_t}{\partial x} - v \frac{\partial h_t}{\partial y} \quad (4.4)$$

gdzie:

- u, v – poziome składowe prędkości wiatru [m/s],
- h_t – wysokość terenu [m].

W kolejnym kroku procesor meteorologiczny dokonuje wyznaczenia składowych spływu mas powietrza ze wzgórze. Uzyskane składowe prędkości wiatru oraz składowe spływu mas powietrza są sumowane tworząc wstępne pole wiatru uwarunkowane przez ukształtowanie terenu [17]:

$$u_1' = u_1 + u_s \quad (4.5)$$

$$v_1' = v_1 + v_s \quad (4.6)$$

gdzie:

- u_s, v_s – składowe pola wiatru określające spływ mas powietrza ze wzgórze [m/s],
- u_1, v_1 – składowe pola wiatru uwzględniające efekt kinematyczny terenu [m/s],
- u_s', v_s' – składowe pola wiatru uwarunkowane przez rzeźbę terenu.

Metoda ta bazuje na wzorach empirycznych parametryzujący spływ mas powietrza ze zbocza (*Slope Flows*) opracowanych przez Mahrt'a [19]. Przyjmuje się w tej metodzie stałe nachylenie zbocza, jednostajność spływu mas powietrza, a kierunek wektora określany jest zgodnie z kierunkiem spływu wód opadowych. Prędkość przepływu mieszaniny gazów zależy od odległości od szczytu, spadku terenu, oporów powierzchni i lokalnego strumienia ciepła jawnego. Pominięcie siły Coriolisa oraz

pochylenia poprzecznego zbocza umożliwia wyznaczenie prędkości spływu według wzorów 4.7-4.9 [9, 17].

$$S = S_e \left[1 - \exp\left(\frac{-x}{L_e}\right) \right]^{\frac{1}{2}} \quad (4.7)$$

gdzie:

- S – prędkość spływu [m/s],
- x – odległość do szczytu wzgórz [m],
- L_e – równowagowa długość skali,
- S_e – równowagowa prędkość spływu mas powietrza:

$$S_e = \left[\frac{hg \left(\frac{\Delta\theta}{\theta} \right) \sin \alpha}{C_D + k} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (4.8)$$

gdzie:

- h – głębokość warstwy spływu [m],
- g - przyspieszenie ziemskie [m/s^2],
- $\Delta\theta$ - deficyt temperatury potencjalnej w stosunku do otoczenia [K],
- θ - temperatura potencjalna [K],
- α – kąt nachylenia zbocza,
- C_D – współczynnik oporów powierzchni,
- k – współczynnik porywu na szczycie warstwy spływu.

$$L_e = \frac{h}{(C_D + k)} \quad (4.9)$$

gdzie:

- h, k, C_D – jw.

Równowagowa prędkość spływu (S_e) reprezentuje maksymalną prędkość jaką mogą osiągnąć spływające masy powietrza ze zbocza. Równowagowa długość skali (L_e) jest to odległość, dla której prędkość spływu (S) stanowi 80% równowagowej prędkości

spływu (S_e). Przy mniejszych odległościach od szczytu x spływ mas powietrza jest określany zgodnie z kierunkiem swobodnego spływu grawitacyjnego. Spływające masy powietrza ulegają ochłodzeniu przez lokalny strumień ciepła [17]. Deficyt temperatury potencjalnej ($\Delta\theta$) jest funkcją lokalnego strumienia ciepła jawnego (Q_h) i odległości od szczytu. Przy założeniu stałości h i Q_h wg [20] otrzymujemy:

$$\frac{d(h\Delta\theta)}{dt} = \frac{Q_h\theta}{(\rho c_p T)} \quad (4.10)$$

Zakładając, że $d/dt = Sd/dx$ i całkując wzdłuż zbrocza otrzymujemy:

$$Sh\Delta\theta = \frac{Q_h\theta x}{(\rho c_p T)} \quad (4.11)$$

Po podstawieniu równania (4.10) do równania (4.8) otrzymujemy wzór na prędkość spływu mas powietrza ze wzgórza:

$$S = \left[\frac{Q_h g x \sin \alpha}{\{(\rho c_p T)(C_D + k)\}} \right]^{\frac{1}{3}} \left[1 - \exp\left(\frac{-x}{L_e}\right) \right]^{\frac{1}{3}} \quad (4.12)$$

Wartość współczynników C_D i k wynosi 0,04 dla obszarów pokrytych roślinnością w okresie wegetacyjnym [19, 21, 22]. Zjawisko spływu mas powietrza ze wzgórz obserwuje się, gdy nachylenie zbrocza wynosi co najmniej 5 % [22], a głębokość warstwy spływu (h) określa na ile modelowanych warstw oddziałuje efekt spływ mas powietrza z zbrocza.

W celu uniknięcia wystąpienia nierealistycznie dużych prędkości przepływu w punktach odległych od szczytu miejscowy kąt nachylenia jest ograniczony przez średni kąt nachylenia do szczytu, tj.:

$$\sin \alpha = \min imum(\sin \alpha|_{local}, \Delta Z / x) \quad (4.13)$$

Przepływ wiatru w górę zbrocza zależy w głównej mierze od typu terenu i nie przyspiesza tak gwałtownie, jak wiatr spływający ze zbroczy. Wartości wyrażania $(C_d + k)$ dla wyżej opisanej sytuacji w przybliżeniu wynosi 1 [21]. Po podstawieniu ww. wyrażenia do wzoru 4.12 otrzymujemy wzór na prędkość przyływu mas powietrza w górę zbrocza:

$$S = \left[\frac{Q_h g \Delta Z}{(\rho c_p T)} \right]^{\frac{1}{3}} \quad (4.14)$$

gdzie:

ΔZ – różnica wysokości pomiędzy dnem doliny, a szczytem wzniesienia.

Termodynamiczne blokujące działanie terenu na przepływ mas powietrza (*Blocking Effects*) jest sparametryzowane poprzez wyznaczenie w polu siatki obliczeniowej lokalnej liczby Frouda'a [23]. Blokujące działanie terenu obliczane jest w każdym punkcie siatki. Gdy liczba Froude'a osiągnie wartość wyższą od krytycznej kierunek i prędkość wiatru nie ulega zmianie. Domyślnie wartość krytyczna liczby Froude'a równa się 1.0. W przypadku gdy liczba ta jest mniejsza od jedności, a wiatr posiada pionową składową, kierunek wektora wiatru zmienia się na styczny do terenu. Lokalną liczbę Froude'a wyznacza się wg zależności [9, 17]:

$$F_r = \frac{V}{N \Delta h_t} \quad (4.15)$$

gdzie:

F_r – lokalna liczba Froude'a,

V – prędkość wiatru w danym punkcie siatki [m/s],

N – częstotliwość Brunt-Väisälä [1/s],

Δh_t – efektywna wysokość przeszkody:

$$\Delta h_t = (h_{\max})_{ij} - (z)_{ijk} \quad (4.16)$$

gdzie:

$(h_{\max})_{ij}$ – najwyższy punkt terenu w promieniu zdefiniowanym przez użytkownika,

$(z)_{ijk}$ – wysokość warstwy k nad terenem.

4.2 Metody uwzględniania ukształtowania terenu w procesie obliczeń dyspersji zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego w modelu CALPUFF

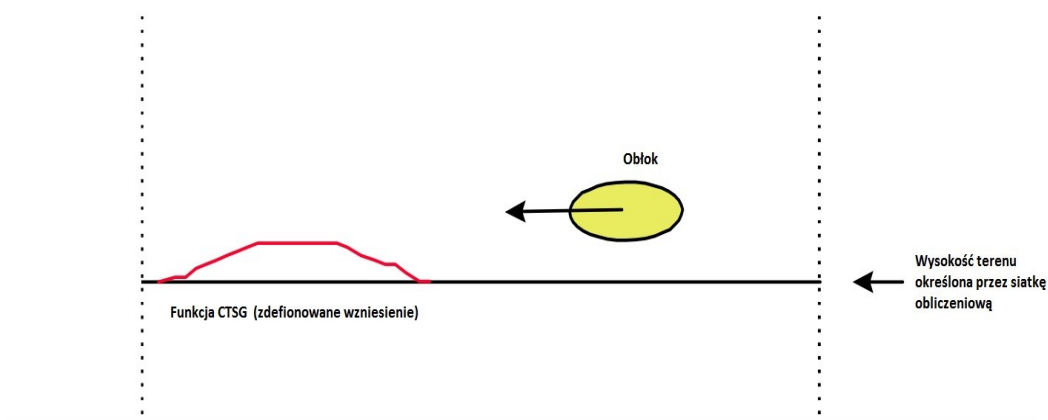
System modelowania CALPUFF umożliwia zastosowanie różnych metod uwzględniania interakcji przemieszczających się obłoków z przeszkodami terenowymi. Wyróżniamy następujące metody:

- Metoda CTSG (*C*omplex *T*errain algorithm for *S*ub-*G*rid scale features),
- Metoda ISC (*I*ndustrial *S*ource *C*omplex Model),
- Metoda PPCT (*P*lume *P*ath *C*oefficient *T*reatment),
- Metoda SCTA („*S*imple” *C*ALPUFF *T*errain *A*justments).

Wyżej wymienione metody zostały zaczerpnięte z innych systemów modelowania dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Wyjątek stanowi metoda SCTA, która została opracowana przez twórców modelu CALPUFF, na podstawie najważniejszych elementów podejścia w CTDM, mających wpływ na stężenie substancji zanieczyszczających przy powierzchni ziemi [9-11].

4.2.1 Metoda CTSG

Model CTSG akceptuje pola wiatru generowane przez procesor meteorologiczny. Pole wiatru stanowi prędkość i kierunek transportu dla obłoku. W sąsiedztwie cech terenu traktuje przyływ mas powietrza jako incydent (interakcje z podłożem). Następnie przechodzi do symulacji zmian przepływu i dyspersji wywołanych obiektem CTSG. Procedura modułu CTSG w modelu CALPUFF wymaga wprowadzenia poza siatką ukształtowania terenu dodatkowych funkcji opisujących zmienność przestrzenną terenu. Model w receptorze dokonuje obliczeń jakby teren był płaski, jednak drugi obiekt reprezentowany jest jako przeszkoda dla przepływu i moduł dokonuje obliczeń przy użyciu metod opracowanych w CTDM. Sposób uwzględnia przez model funkcji terenu dla modułu CTSG ilustruje rysunek nr 4.1 [10].



Rysunek 4.1. Zależność między siatką terenu, obiektem terenu CTSG oraz polem wiatru [10]

Koncepcja CTSG zakłada utworzenie granicznej linii na wysokości H_D w trakcie napotkania przez obłok przeszkody. Wysokość podziału obłoku (H_D) otrzymujemy z profilu prędkości wiatru i temperatury. W oparciu o wyznaczoną linię następuje rozdział smugi na dwie części. Powyżej linii H_D przepływ posiada wystarczającą ilość energii, aby transportować część smugi w górę wzdłuż pionowego profilu zbocza. Natomiast poniżej wysokości H_D kierunek transportowanej części smugi ulega odchyleniu względem kształtu podstawy wzgórza. Powyższa koncepcja została oparta o teoretyczne argumenty Drazin'a i Sheppard'a [24, 25] i została potwierdzona w drodze licznych badań [26-30].

Wysokość podziału smugi (H_d) dla każdej napotkanej przeszkody terenowej obliczona jest poprzez zlokalizowanie najniższej wysokości, dla której energia kinetyczna poruszającego obłoku zrównoważy energię potencjalną wzniesienia. W konsekwencji wyniesie część smugi w kierunku szczytu wzgórza. Równowagę tą opisuje wzór:

$$5u^2(H_d) = \int_{H_d}^H N^2(z)[H-z]dz \quad (4.17)$$

gdzie:

$u(H_d)$ – prędkość wiatru na wysokości $z = H_d$ [m/s],

H – wysokość wzgórza [m],

N – częstotliwość Brunt-Väisälä [1/s].

W praktyce wysokość H_d otrzymujemy poprzez przypisanie prawej stronie ww. równania (RHS) sumy wszystkich warstw dla których wartość N jest stała. Wynikowa zależność przedstawia wzór (4.18) [9, 10].

$$RHS_n = RHS_{n+1} + \int_{z_n}^{z_{n+1}} N_n^2[H-z]dz = N_n^2(H-z_{nm})(z_{n+1}-z_n) \quad (4.18)$$

gdzie:

z – średnia wysokość n warstwy [m].

Jeśli lewa strona równania jest większa od prawej strony równania, to wysokość podziału obłoku (H_d) znajduje się poniżej wysokości z , a więc proces obliczeniowy jest powtarzany, aż lewa strona równania będzie mniejsza od prawej. W wyniku otrzymuje warstwę w której zawiera się wysokość H_d . Wyliczenia jej dokonuje

się wg wzoru 4.20, gdzie warstwę oznaczamy jako (j), przy oznaczeniu $u(z)$ w warstwie jako:

$$u(z) = a_j b_j z \quad (4.19)$$

$$\frac{1}{2}(a_j + b_j H_d)^2 = N_j^2 (H - 0.5[z_{j+1} + H_d])(z_{j+1} + H_d) + RHS_{j+1} \quad (4.20)$$

Równanie (4.20) przyjmuje postać równania kwadratowego, gdy RHS_{i+j} oznacza wartość RHS od z do szczytu wzgórza. W trakcie obliczania wysokości podziału przepływów długość skalarna linii rozwarstwienia dla wysokości H_d obliczana jest jako stosunek u_m/N_m , gdzie (u_m) i (N_m) to wartości średnie pomiędzy wysokością H_d , a pierwszą modelowaną warstwą górnej części wzgórza. Skalarna długość charakteryzuje stopień stratyfikacji przepływu ponad wzgórzem [10].

Obłok ponad wysokością H_d dzieli się na linie opływające górę i unoszące się w kierunku szczytu, doznając zmiennego tempa dyfuzji. Pole przepływu ulega zdeformowaniu ponad wzgórzem prowadząc do zmiany efektywności dyspersji. W wyniku tego zjawiska następuje wzrost stężenia przy powierzchni terenu (GLC's)⁴ obserwowany ponad wzgórzem, gdy wartość wysokości H_d jest równa zero.

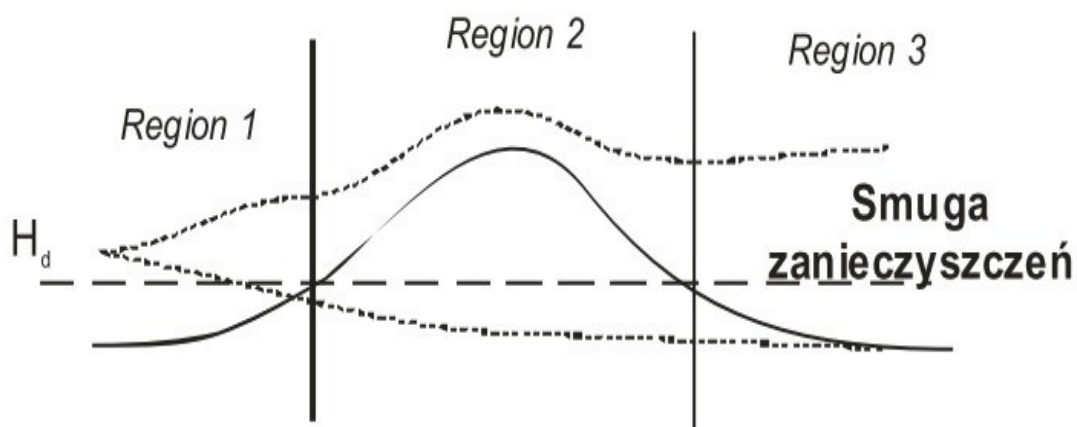
W przypadku gdy wysokość podziału smugi jest różna od zera, część obłoku leży powyżej wysokości H_d . Obłok napotyka wzgórze przenoszony jest siłą wiatru w górę zbocza. Modelowana smuga zostaje jakby przecięta na wysokości H_d . Zanieczyszczenia znajdujące się bliżej środka obłoku mogą osadzić się na powierzchni bez dalszego rozproszenia w przestrzeni. Materiał obłoku poniżej wysokości H_d ulega poziomemu odkształceniu względem konturów podstawy wzgórza. Wzgórze stanowi swoistą barierę dla rozprzestrzeniających się zanieczyszczeń, powodując spowolnienie przepływu zanieczyszczeń oraz podział na porcje, które podróżują po jednej lub drugiej stronie wzgórza. W tym przypadku mamy do czynienia z ruchem odchylonym w poziomie. Teoria dyfuzji wąskich smug osadzonych w odkształconym (zdeformowanym) polu zawarta w [31] stanowi podstawę do oszacowania wartości GLC's w górnej warstwie. Oszacowanie GLC's w dolnej warstwie zbocza oparto na analizie zawartej w pracy [32].

W metodzie CTSG wyróżniamy 3 regiony w których smuga rozprzestrzeniających się zanieczyszczeń zachowuje się w osobliwy sposób [9]:

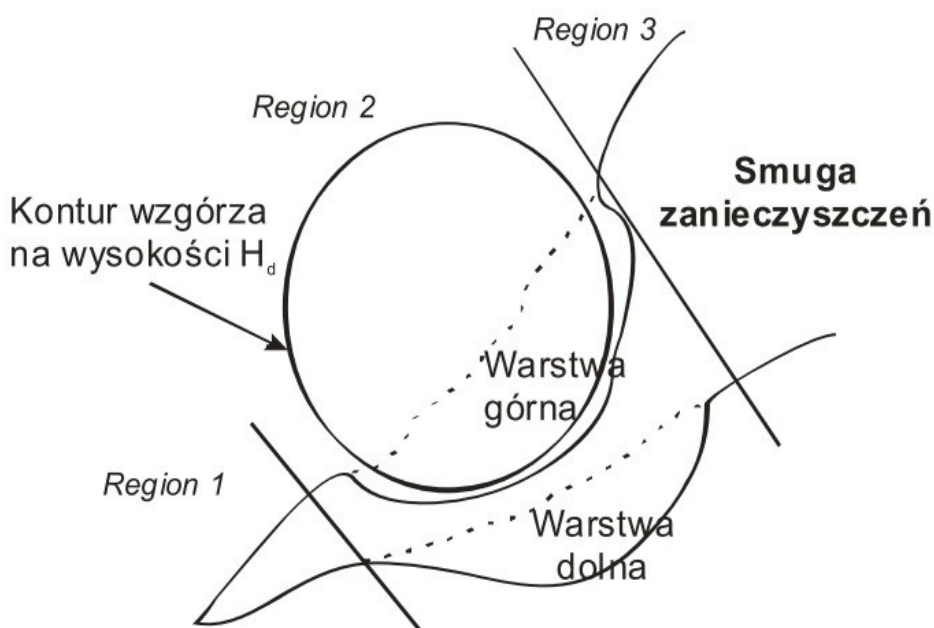
⁴ GLC's – Ground-level concentrations

- Region 1 – pionowa struktura smugi pozostaje ciągła,
- Region 2 – podział smugi na części przepływające z boku i nad wzniesieniem,
- Region 3 – ponowne połączenie smugi.

Rysunki 4.2 i 4.3 przedstawiają regiony charakterystycznego zachowania się smugi oraz linie podziału obłoku w trakcie napotkania przeszkody w postaci wzniesienia. W celu łatwiejszego zwizualizowania zachowania się smugi po napotkaniu przeszkody podział na regiony dla górnej i dolnej warstwy przyjęto na tym samym poziomie.



Rysunek 4.2. Widok podziału smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej (widok z boku) [9]



Rysunek 4.3. Widok podziału smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej (widok z góry) [11]

CTSG w swojej metodyce wykorzystuje proste analityczne figury odzwierciedlające kształt przeszkód terenowych w siatce obliczeniowej. Poniżej wysokości H_d stosuje eliptyczny cylinder, natomiast powyżej tej wysokości wykorzystuje krzywą Gaussa do opisu rzeźby przeszkody terenowej. W zależności od wymiarów zdefiniowanego wzgórza model wybiera konkretny kształt eliptycznego cylindra oraz gaussowskiego wzgórza [10].

4.2.1.1 Górna warstwa przepływu w modelu CTSG

Szacowane stężenie w receptorze siatki przy powierzchni dla warstwy powyżej wysokości H_d w regionie 2 opisuje równanie (4.21), przy założeniu, że smuga początkowo znajdowała się pozycji (z_p, y_p) :

$$C(t_R, y_R, 0; t_0) = \frac{qF_z F_y}{[2\pi u \sigma_{ze} \sigma_{ye}]} \quad (4.21)$$

gdzie:

t_R – czas przemieszczenia materiału smugi z źródła do receptora [s],

y_R - lokalizacja położenia receptora bocznego wiatru [m],

q – strumień masy [g/s],

(F_z, F_y) – pionowe i poziome funkcje rozmieszczenia,

u – prędkość wiatru w centrum smugi [m/s],

$(\sigma_{ze}, \sigma_{ye})$ – współczynniki efektywnej dyfuzji [m]:

$$\sigma_{ze}^2 = \sigma_{zo}^2 + \left(\frac{\sigma_{z^*}}{T_z} \right)^2 \quad (4.22)$$

$$\sigma_{ye}^2 = \sigma_{yo}^2 + \left(\frac{\sigma_{y^*}}{T_y} \right)^2 \quad (4.23)$$

Gdzie indeks dolny oznacza wartość osiągniętą w czasie $t=t_0$, a indeks * oznacza:

$$\sigma_{x^*}^2 = \sigma_x^2(t_R) - \sigma_x^2(t_0) \quad - \text{(dla } x = y \text{ lub } z) \quad (4.24)$$

gdzie:

T_z – współczynnik pionowy zakłóceń przepływu ponad wzgórzem,

T_y – współczynnik poziomych zakłóceń przepływu ponad wzgórzem.

W tym przypadku funkcja oszacowania stężenia przy powierzchni terenu (GLC's) dla danego receptora przyjmuje postać:

$$GLC = \frac{Q}{t_2 - t_1} \frac{F_y(t_R)F_z(t_R)}{4\pi u \sigma_{ze} \sigma_{ye}} \left[\left(\operatorname{erf} \frac{t_1 - t_R}{\sqrt{2} \frac{\sigma_{ye}}{u}} \right) \left(\operatorname{erf} \frac{t_2 - t_R}{\sqrt{2} \frac{\sigma_{ye}}{u}} \right) \right] \quad (4.25)$$

gdzie:

Q – całkowita masa zanieczyszczenia zawarta w smudze [g].

Poziome i pionowe funkcje rozmieszczenia (F_y , F_z) zawierają informacje na temat ugięcia trajektorii smugi oraz zmian w dyfuzji. Dla okresu czasu od t_1 do t_2 pionowe i poziome funkcje rozmieszczenia opisują równania (4.26) i (4.27) [10]:

$$F_y = \exp\left(-0,5 \frac{(y_{Re} - y_p)^2}{\sigma_{ye}^2}\right) \quad (4.26)$$

$$F_z = \exp\left(-0,5 \frac{(z_p - H_d)^2}{\sigma_{ze}^2}\right) \operatorname{erfc}\left(\sigma_z \frac{[H_d - z_p]}{[2T_z \sigma_{ze} \sigma_{zo}]}\right) + \exp\left(-0,5 \frac{(z_p + H_d)^2}{\sigma_{ze}^2}\right) \operatorname{erfc}\left(\sigma_z \frac{[H_d + z_p]}{[2T_z \sigma_{ze} \sigma_{zo}]}\right) \quad (4.27)$$

Pełna dyskusja na temat kombinacji rozwiązań powyższych równań zawiera się w opracowaniu Strimatis'a [33].

4.2.1.2 Dolna warstwa przepływu w modelu CTSG

Szacowane stężenia w receptorze siatki przy powierzchni dla warstwy poniżej wysokości H_d w regionie 2 opisuje równanie (4.28), przy założeniu, że smuga początkowo znajdowała się pozycji (z_r , y_r), a linia opływowa przyjmuje kształt półosi eliptycznego cylindra:

$$C(t_R, Y_d, z_R, t_0) = \frac{q F_z F_y}{[2\pi u \sigma_z \sigma_y]} \quad (4.28)$$

gdzie:

- t_R – czas przemieszczenia materiału smugi z źródła do receptora [s],
- Y_d – lokalizacja położenia receptora bocznego wiatru dla linii opływowej [m],
- z_R – wysokość receptora na powierzchni wzgórza [m],
- q – strumień masy [g/s],
- (F_z, F_y) – pionowe i poziome funkcje rozmieszczenia,
- u – prędkość wiatru w centrum smugi [m/s],
- (σ_z, σ_y) – współczynniki dyfuzji w chwili t_R [m].

W tym przypadku funkcja oszacowania stężenia przy powierzchni terenu (GLC) dla danego receptora poniżej wysokości (H_d) przyjmuje postać zawartą w równaniu (4.29), a poziome i pionowe funkcje rozmieszczenia opisują odpowiednio równania (4.30) i (4.31) [10]. Szersze rozwinięcia poniższych równań można znaleźć w pracy Strimaitis'a [33].

$$GLC = \frac{Q}{t_2 - t_1} \frac{F_y(t_R)F_z(t_R)}{4\pi u \sigma_z \sigma_y} \left[erf\left(\frac{t_1 - t_R}{\sqrt{2} \frac{\sigma_y}{u}}\right) - erf\left(\frac{t_2 - t_R}{\sqrt{2} \frac{\sigma_y}{u}}\right) \right] \quad (4.29)$$

gdzie:

Q – całkowita masa zanieczyszczenia zawarta w smudze [g].

$$F_y = \exp\left(\frac{-(Y_d - y_p)^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[1 \pm erf\left[\frac{(Y_d - y_p)\sigma_{y^*}}{(\sqrt{2}\sigma_{y0}\sigma_y)}\right] \right] \quad (4.30)$$

$$F_z = 0,5 \exp\left(\frac{-(z_p - z_R)^2}{2\sigma_z^2}\right) [erf((b1 - b2 - b3)K) + erf((b1 + b2 + b3)K)] \\ + 0,5 \exp\left(\frac{-(z_p - z_R)^2}{2\sigma_z^2}\right) [erf((b1 - b2 + b3)K) + erf((b1 + b2 - b3)K)] \quad (4.31)$$

gdzie:

$(K, b1, b2, b3)$ – współczynniki opisane wzorami (4.32-4.35).

$$K = \frac{1}{\sqrt{2}\sigma_z\sigma_{z0}\sigma_{z^*}} \quad (4.32)$$

$$b1 = H_d\sigma_z^2 \quad (4.33)$$

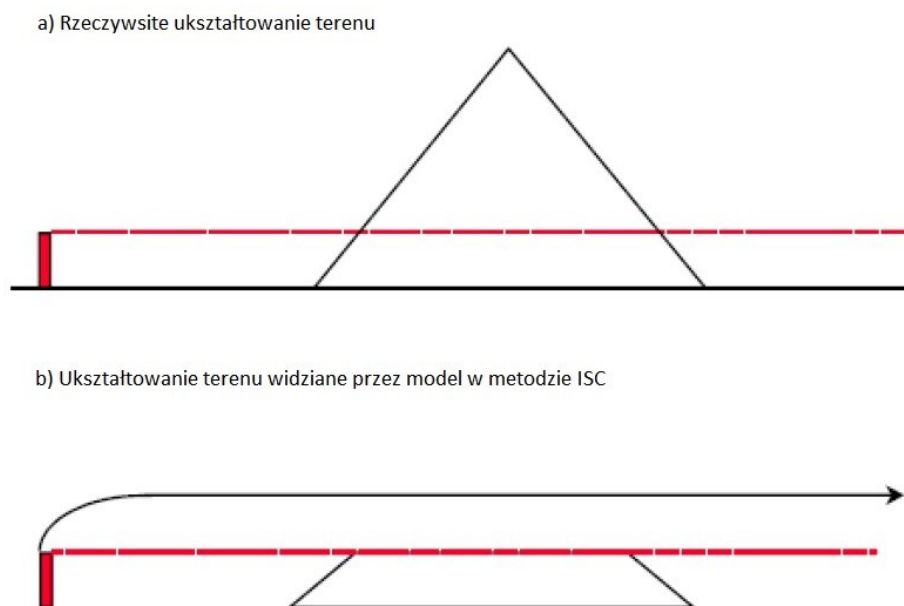
$$b2 = z_R\sigma_{z0}^2 \quad (4.34)$$

$$b3 = z_p\sigma_{z^*}^2 \quad (4.35)$$

Zapis równań jest identyczny jak w podrozdziale 4.2.1.1. Jediną nowością wprowadzoną w równaniach jest lokalizacja położenia receptora bocznego wiatru dla linii opływowej (Y_d). Rozwiązanie równania (4.30) dostarcza informacji na temat ilości transportowanego materiału po obu stronach wzgórza i poziomym kształcie trajektorii przemieszczanego obłoku. Natomiast równanie (4.31) dostarcza informacji na temat ilości transportowanego materiału w chwili t_0 oraz rozkładzie zanieczyszczeń w pionowym profilu smugi [10].

4.2.2 Metoda ISC

Metoda ISC (*Industrial Source Complex Model*) jest przeznaczona do sytuacji, w których receptory terenu są umieszczone poniżej wysokości emitora. Receptory ukształtowania terenu znajdujące się powyżej wysokości emitora są obniżane do poziomu emitora minus 0,005 m [30, 34]. W przypadku pominięcia efektu wyniesienia smugi ponad wylot emitora, przemieszczająca się smuga po napotkaniu receptora o wysokości równej lub wyższej od emitora zachowuje się jakby znajdowała się przy powierzchni terenu. Wyżej opisaną sytuację obrazuje rysunek 4.4. W trakcie obliczeń wysokość mieszania nie jest dostosowywana do obecności jakichkolwiek cech terenu. Środek masy obłoku bądź smugi porusza się na stałej wysokości w zależności od wcześniej obliczonej wysokości wyniesienia gazów dolotowych ponad wylot z emitora. Wysokość receptora określa pionowy współczynnik dyspersji smugi i przedstawiony jest jako linia różnicy pomiędzy wysokością receptora oraz wysokością centralnej osi smugi. W rezultacie linia określająca środek smugi jest obniżona o wysokość receptora [9, 10].



Rysunek 4.4. Trasa przebiegu obłoku/smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej – metoda ISC [9]

4.2.3 Metoda PPCT

Metoda PPCT (*Plume Path Coefficient Treatment*) w przeciwieństwie do metody ISC uwzględnia zależności występujące między wysokością smugi zanieczyszczeń, a wysokością terenu nad którym się znajduje. Ponadto w metodzie tej następuje dostosowanie wysokości mieszania względem cech terenu tylko wtedy, gdy efektywna wysokość obłoku staje się większa niż wysokość mieszania. W metodzie wprowadzono współczynnik ścieżki smugi (C). Uzależniony jest on od stanu równowagi atmosfery. Współczynnik C dla klas E i F (równowagi stabilnej) przyjmuje wartość 0,35, a dla pozostałych klas (A, B, C, D) wynosi 0,5. W przypadku gdy wysokość linii środkowej przemieszczającej się smugi po efekcie wyniesienia gazów odlotowych ponad wylot emitora znajduje się poniżej wysokości receptora w siatce obliczeniowej wysokość względna środka smugi (obłoku) na terenie (H_p) obliczamy według równania 4.36. Sytuację opisaną powyższym równaniem stosujemy do wszystkich receptorów znajdujących się powyżej wysokości podstawy emitora. Wyżej opisaną sytuację przedstawia rysunek nr 4.5. W przypadku gdy receptory znajdują się poniżej wysokości podstawy emitora, wysokość względną środka smugi (obłoku) obliczana jest z równania (4.37) [9, 10].

$$H_p = H_{po} \cdot C \quad (4.36)$$

$$H_p = H_{po} - (H_r - H_s) \cdot (1 - C) \quad (4.37)$$

gdzie:

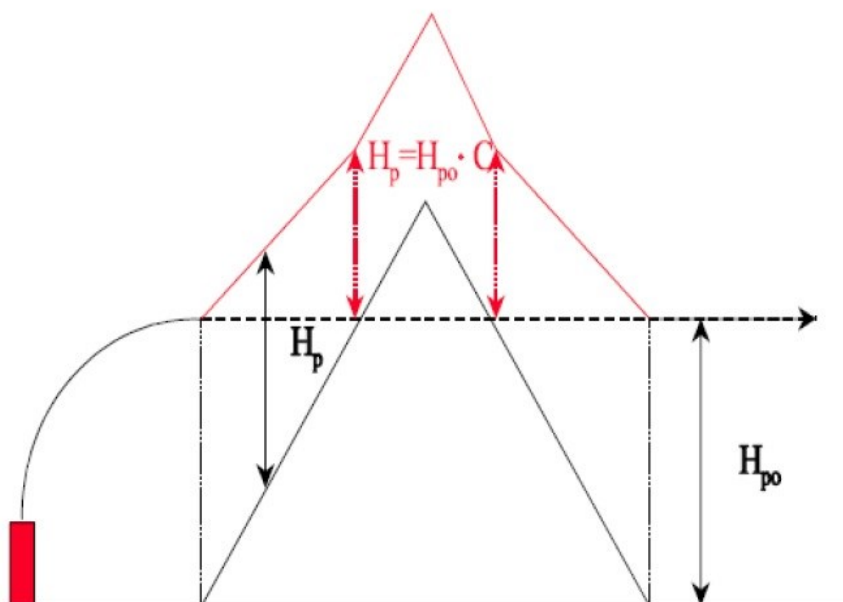
H_p – wysokość względna środka smugi/obłoku nad terenem [m],

H_{po} – wysokość środka wyniesionej smugi względem podstawy emitora [m],

H_s – wysokość podstawy emitora [m n.p.m.],

H_r – wysokość receptora [m n.p.m.],

C – współczynnik ścieżki smugi.



Rysunek 4.5. Trasa przebiegu obłoku/smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej – metoda PPCT [10]

4.2.4 Metoda SCTA

Metoda SCTA („*Simple*” *CALPUFF Terrain Adjustments*) została opracowana przez twórców modelu, przy następujących założeniach:

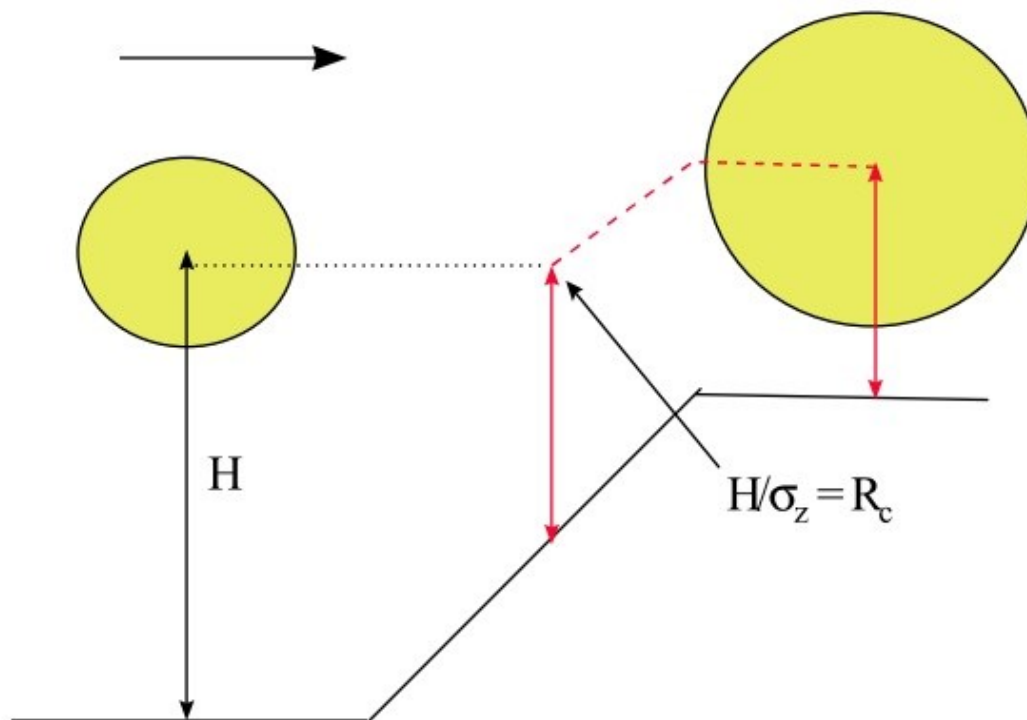
- korekta przemieszczenia smugi powinna być funkcją analityczną opartą o łatwo dostępne fizyczne właściwości przepływu, dyspersji i terenu,
- problemy związane z odbiciem materiału zanieczyszczeń od wzgórz powinny być zminimalizowane,

- dostosowanie powinno opierać się na lokalnych właściwościach ukształtowania terenu, tak aby wysokość względna podstawy emitora i podstawy smugi nie były wymagana,
- metoda powinna być powiązana z koncepcjami zawartymi algorytmie CTSG opracowanym dla modelu CTDM,
- obłoki emitowane z różnych źródeł, spotykając się w przestrzeni obliczeniowej, powinny jednakowo oddziaływać z napotkanymi przeszkodami terenowymi.

W metodzie zdefiniowanej poniżej właściwości obłoku są dostosowywane poprzez naprężenia przepływu wynikające z ukształtowania terenu przy zastosowaniu uproszczenia teorii zawartej w CTSG. W istocie efektywne pionowe rozprzestrzenianie się obłoku zanieczyszczeń może ulec zmianie w wyniku napotkania odpowiedniej cechy terenu. Stężenie przy powierzchni terenu może ulec zwiększeniu, gdy wysokość obłoku w przybliżeniu równa jest σ_z . Cecha terenu oprócz modyfikacji kształtu obłoku wywołuje efekt uderzenia materiału zanieczyszczeń w wzgórze. Wyżej wymienione zabiegi szerzej opisano w rozdziale 4.2.4.1 [10, 11].

4.2.4.1 Redukcja wysokości smugi oraz efekt interakcji smugi z zboczem wzgórza

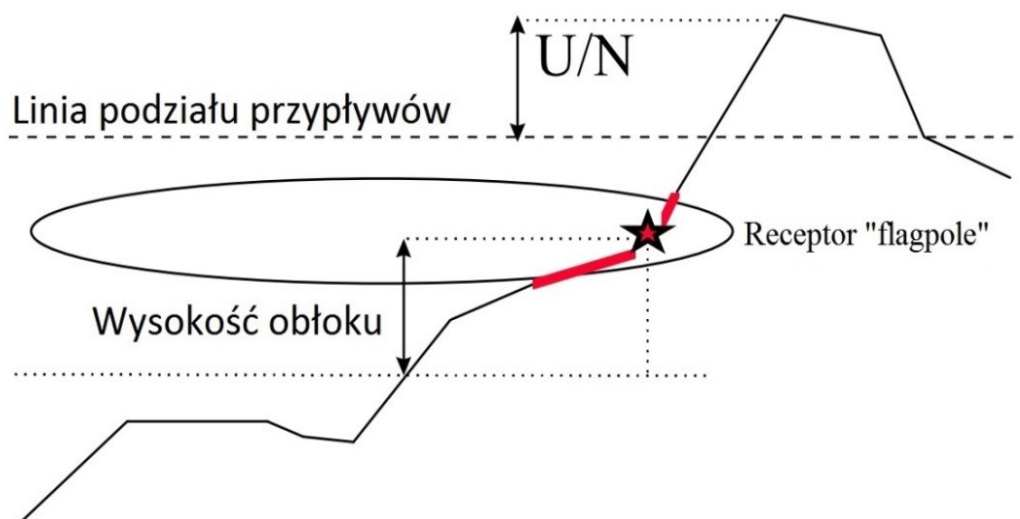
W przypadku stabilnych warunków atmosferyczny, przy liczbie Froude'a mniejszej od 1 model pola wiatru wymusza równoległy przepływ mas powietrza względem konturów wzgórza. W wyniku tego zjawiska transportowane obłoki nie napotykają na swej drodze przeszkód terenowych. Metoda SCTA w tym przypadku wykonuje lokalne obliczenia wysokości podziału obłoku (H_d). Przepływ poniżej wysokości H_d pozostaje w znacznym stopniu dwuwymiarowy. Jeżeli teren wznosi się wzdłuż toru obłoku, a obłok znajduje się poniżej H_d część przepływających mas może zostać skierowana w bok i zbliżyć się do powierzchni terenu. Zmiana wysokości położenia obłoku względem terenu jest modyfikowana, jeśli obłok nie osiągnął już powierzchni terenu. Czyste powietrze pod obłokiem, poniżej wysokości H_d przemieszcza się dalej z mało znaczącą zawartością zanieczyszczeń. Wyżej opisaną zasadę przedstawia rysunek 4.6.



Rysunek 4.6. Schematyczne przedstawienie obniżenia wysokości obłoku względem terenu dla wznosu strumienia zanieczyszczeń podczas stabilnych warunków atmosferycznych [10]

Strumień mas powietrza oznaczony na rysunku 4.6, niesie obłok unoszący go względem terenu. Transportowany obłok pozostaje na stałym poziomie, do chwili osiągnięcia krytycznej wysokości pomiędzy smugą a terenem (R_c). W tym momencie obłok ten podąża za terenem, a jego wysokość jest modyfikowana względem ukształtowania terenu. Gdyby wysokość centrum obłoku znajdowała się poniżej wysokości H_d i przecinała zbocze zanim zostanie spełniona wartość R_c , stałby się on obłokiem podążającym za terenem i nie zbliżyłby się tak blisko powierzchni.

Receptor terenu znajdujący się na wysokości rzędnej obłoku, ale poniżej wysokości H_d określamy jest mianem receptora „flagpole”. Jeśli smuga znajdzie się w wyżej opisanym położeniu dochodzi do interakcji pomiędzy powierzchnią zbocza, a obłokiem transportującym zanieczyszczenia. Jeżeli wysokość receptora znajduje się znacznie powyżej górnej części smugi, obserwowane stężenie będzie znikome, a materia obłoku ograniczona będzie w dolinie poniżej tego receptora. Powyższą sytuację obrazuje rysunek 4.7. Sytuacja przedstawiona na tym rysunku występuje, gdy wartość liczby Froude’a jest mała, powodując w efekcie koncentrację zanieczyszczeń w receptorze „flagpole” [10].



Rysunek 4.7. Schemat interakcji obłoku ze ścianą zbocza przy stabilnych warunkach atmosferycznych [10]

W przypadku gdy liczba Froude'a jest mała, a wysokość H_d równa się zero. Receptor „flagpole” zostanie umieszczony na powierzchni terenu poniżej linii wysokości smugi. Płaszczyzna środka smugi przyjmuje postać podążającej za terenem. Realizacja tego schematu wymaga metod szacowania. Po pierwsze, wysokość szczytu jest przypisana każdej komórce w siatce modelowania. Pobierana jest z pliku danych wejściowych CALMET.DAT. Na podstawie ww. danych wyliczony zostaje lokalny szczyt wzgórza „tophill”, a nachylenie zbocza ulega spłaszczeniu w obrębie pól siatki reprezentujących dany segment terenu. Następnie oblicza się dla komórki o wysokości E_t wysokości linii rozdzielającej smugę (E_d) na dwie części według następującego wzoru [10, 35]:

$$E_d = E_t - \frac{u}{N} \quad (4.38)$$

gdzie:

E_d – wysokość podziału smugi względem „tophill” [m],

E_t – wysokość lokalnego szczytu „tophill” [m],

u – prędkość wiatru [m/s],

N – częstotliwość Brunta-Vaisali [1/s].

Wartości prędkości wiatru (u) i częstotliwości Brunta-Vaisala (N) reprezentują właściwości przemieszczającego się obłoku. Wysokość podziału przepływów (H_d) dla danego obłoku w receptorze obliczana jest jako:

$$H_d = MAX(0,0; E_d - E_p) \quad (4.39)$$

gdzie:

H_d – wysokość podziału smugi względem receptora siatki obliczeniowej [m],

E_p – wysokość terenu pod obłokiem [m].

Natomiast wysokość receptora siatki obliczeniowej znajdującego się powyżej modelowanego obłoku zanieczyszczeń powietrza obliczamy na podstawie równania:

$$z_r = MAX(0,0; E_r - E_p) \quad (4.39)$$

gdzie:

z_r – wysokość receptora ponad obłokiem [m],

E_r – wysokość terenu w receptorze [m].

Teraz wysokość receptora „flagpole”, można zdefiniować jako:

Dla $H_d = 0,0$ m : $z_{rp} = 0,0$ m

Dla $H_d > z_{rp}$: $z_{rp} = z_r$

Dla $H_d < z_{rp}$: $z_{rp} = H_d$

W pierwszym przypadku wynik odnosi się do płaskiego terenu, zaś drugi dotyczy pełnego uderzenia obłoku w ścianę zbocza. Trzeci to przypadek pośredni w którym część obłoku zanieczyszczeń leżąca powyżej H_d może unieść się wzdłuż zbocza. Receptory powyżej H_d widzą tylko koncentrację stężenia zanieczyszczeń na wysokości H_d , ponieważ tam obłok styka się z powierzchnią.

W przypadku warunków stabilnej stratyfikacji przepływu, zagęszczenie smugi będzie widoczne wzdłuż ścian bocznych doliny, na wysokości w przybliżeniu równej wysokości obłoku. W wyniku tego dochodzi do bocznego wzrostu dyspersji smugi do granic kształtowanych rzeźbą terenu. W tym przypadku wartość poziomego współczynnika dyfuzji (σ_y) nie powinna stać się znacznie większa niż szerokość doliny.

Efekt ten jest zahamowany poprzez zdefiniowanie wartości granicznej współczynnika dyfuzji (σ_{yc}):

$$\sigma_{yc} = 0,4 \cdot W_v \quad (4.40)$$

gdzie:

W_v – szerokość doliny w bieżącej pozycji środka obłoku [m].

Szerokość doliny jest obliczana dla każdej komórki w zakresie siatki terenu, na różnych wysokościach powyżej podłoża. Ograniczenie szerokości rozrastającego się obłoku jest interpolowane względem wysokości środka smugi nad powierzchnią terenu. Wartość 0,4 uzyskano poprzez dostosowanie obszaru do profilu Gaussa dla poziomej dyspersji obłoku w górnej szerokości doliny (W_v) [10].

4.2.4.2 Odkształcenia obłoku w płaskim terenie

W przypadku braku linii podziału przepływu transportowanych mas zanieczyszczeń, moduł LIFT modelu CTDMLUS oblicza efektywne poziome i pionowe współczynniki dyfuzji. Następnie podstawia je do „standardowego” równania smugi Gaussa.

W metodzie SCTA skupiono się głównie na zmianach związanych z pionową dyspersją smugi. Na potrzeby niniejszej metody został zdefiniowany uproszczony współczynnik odkształceń T_z :

$$T_z = \frac{\eta}{z_f} \quad (4.41)$$

gdzie:

T_z – współczynnik odkształceń,

η – odległość między linią opływową wymuszonego przepływu, a powierzchnią terenu [m],

z_f – odległość między linią opływową niewymuszonego przepływu, a powierzchnią terenu [m].

Przyjęto, że podstawowym efektem odkształceń przepływu transportowanych mas zanieczyszczeń jest zmiana szybkości wymiany materiału w poprzek linii opływowej napotkanej cechy terenu. Zatem stosunek σ_z/η w odkształconym przepływie może być

wiekszy niż współczynnik σ_z/z_f . W związku z powyższym efektywny współczynnik pionowej dyfuzji smugi (obłoku) w płaskim terenie (σ_{ze}) definiujemy wg poniższych równań:

$$\frac{z_f}{\sigma_{ze}} = \frac{\eta}{\sigma_z} \quad (4.42)$$

$$\sigma_{ze}^2 = \frac{1}{T_z} \sigma_z^2 \quad (4.43)$$

gdzie:

σ_{ze} – efektywny współczynnik pionowej dyfuzji smugi w płaskim terenie [m],

σ_z – współczynnik pionowej dyfuzji smugi [m].

Podobnie jak w algorytmie CTSG efekt odkształceń zdefiniowano równaniem (4.44). W równaniu tym całkę oznaczono przez czas istnienia obłoku, tym samym pomijając historię wszystkich odkształceń doświadczonych przez obłok.

$$\sigma_z^2(t) = \frac{1}{S_z^2(t)} \int_0^t 2K(t') S_z^2(t') dt' \quad (4.44)$$

gdzie:

K – współczynnik zdefiniowany równaniem (4.32),

S_z – funkcja lokalnych odkształceń zależna od (T_z):

$$S_z(t) = e^{(1-T_z(t))} \quad (4.45)$$

W przypadku słabych odkształceń funkcja S_z przyjmuje postać poniższego równania:

$$S_z(t) = \frac{1}{T_z(t)} \quad (4.46)$$

W module CTSG obliczenia wykonuje się w krokach czasu (ΔT). W związku z tym przekształcono równanie (4.44) na wymuszony wzrost wartości σ_z od czasu t do czasu $t + \Delta t$:

$$\sigma_z^2(t + \Delta t) = \frac{S^2(t)\sigma_z^2(t) + \int_0^{\Delta t} 2K(t+t')S(t+t')dt'}{S^2(t + \Delta t)} \quad (4.47)$$

W krótkim kroku czasowym do powyższego równania za wyrażenia $2K(t+t')$ w przybliżeniu można podstawić średnią wartość tego wyrażenia w kroku czasowym $(t, \Delta t)$ określoną równaniem (4.48). Ponadto przyjęto, że współczynnik odkształceń (T_z) zmienia się liniowo w krokach czasu i przyjmuje postać równania (4.49).

$$2\bar{K}(t, \Delta t) = \frac{\sigma_{ze}^2(t, t + \Delta t) - \sigma_{ze}^2(t)}{\Delta t} \quad (4.48)$$

$$T_z(t + t') = T_z(t) - \frac{dT_z}{dt}t' \quad (4.49)$$

Po podstawieniu równań (4.48, 4.49) do równania (4.47) otrzymujemy:

$$S^2(t + \Delta t)\sigma_z^2(t + \Delta t) = S^2(t)\sigma_z^2(t) + 2\bar{K}(t, \Delta t)S^2(t) \left[\frac{1 - e^{-2\Delta t \frac{dT_z}{dt}}}{2\Delta t \frac{dT_z}{dt}} \right] \quad (4.50)$$

Po podstawieniu powyższego równania do wzoru 4.43 i zastosowaniu przybliżenia 4.46 otrzymujemy:

$$\sigma_{ze}^2(t + \Delta t) = \sigma_{ze}^2(t) + S^2(t) \left[\sigma_{ze}^2(t, t + \Delta t) - \sigma_{ze}^2(t) \right] \left[\frac{1 - e^{-2\Delta t \frac{dT_z}{dt}}}{2\Delta t \frac{dT_z}{dt}} \right] \quad (4.51)$$

Równanie (4.51) przedstawia wzrost efektywnej pionowej dyspersji smugi w jednym kroku czasowym pod wpływem odkształceń pola przepływu. Model odkształceń wymaga wdrożenia równania (4.51) dla $T_z(t)$. W modelu CTSG mamy opis skali długości i położenia terenu w funkcji Gaussa lub eliptycznego cylindra, które wraz z modelem przepływu dostarczają informacji o odkształceniach przepływu we wzajemnej korelacji. W metodzie SCTA teren opisuje dwuwymiarowa funkcja stanowiąca drugą stronę dla modelu przepływu. Rysunek 4.8 obrazuje zastępcze wzgórze w uproszczonej metodzie przepływu, a na podstawie wymiarów geometrycznych tego wzgórza wyznaczane jest równanie na nachylenie zbocza:

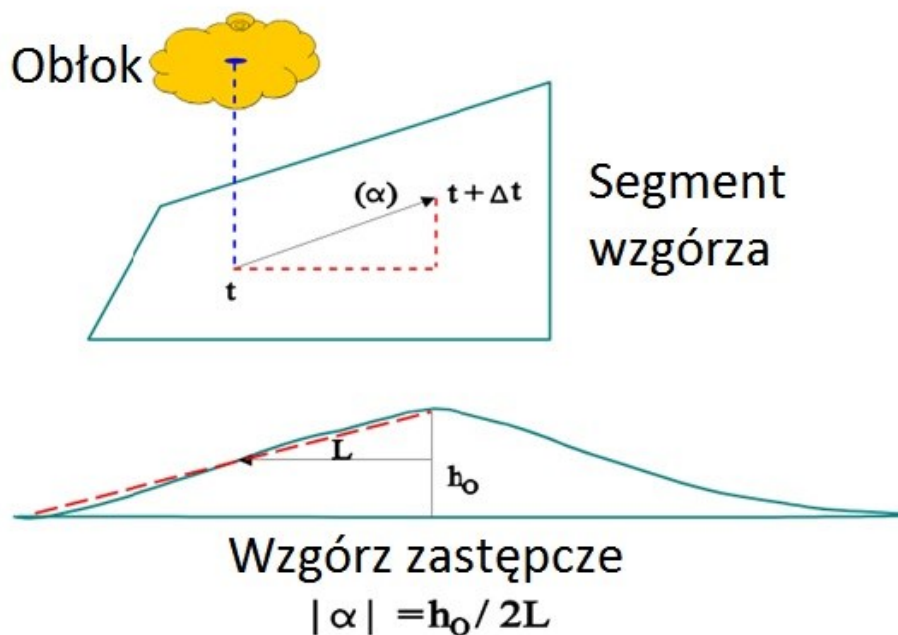
$$|\alpha| = \frac{h_0}{2L} \quad (4.52)$$

gdzie:

$|\alpha|$ - nachylenia zbocza wzgórza zastępczego,

h_0 – wysokość szczytu wzgórza zastępczego,

L – połowa długości zbocza.



Rysunek 4.8. Schemat dwuwymiarowego, zastępczego wzgórza w uproszczonej metodzie SCA

Równanie (4.53) opisuje linię opływową trasy przebiegu obłoku zanieczyszczeń nad dwuwymiarowym wzgórzem. Zostało zaczerpnięte z modelu CTSG, gdzie funkcja wysokości wzgórza przyjmuje postać równania (4.55). Na rysunku 4.9 zobrazowano przebieg funkcji wykorzystanych w uproszczonej metodzie CALPUFF opisującej wpływ ukształtowania terenu na dyspersję smugi zanieczyszczeń. Wyżej opisane funkcje są tworzone dla wybranego segmentu siatki, w którym zlokalizowane jest wzgórze zastępcze. W celu uzyskania nachylenia $|\alpha|$ we wszystkich receptorach siatki obliczeniowej, poniższe funkcje wyznaczane są dla 8 orientacji wzgórza (N, S, NE, SW, E, W, SE i NW).

$$\delta(x, \eta) = h(x) e^{-\frac{\eta}{L}} \left(\cos \ell \eta - \frac{x}{L} \sin \ell \eta \right) \quad (4.53)$$

gdzie:

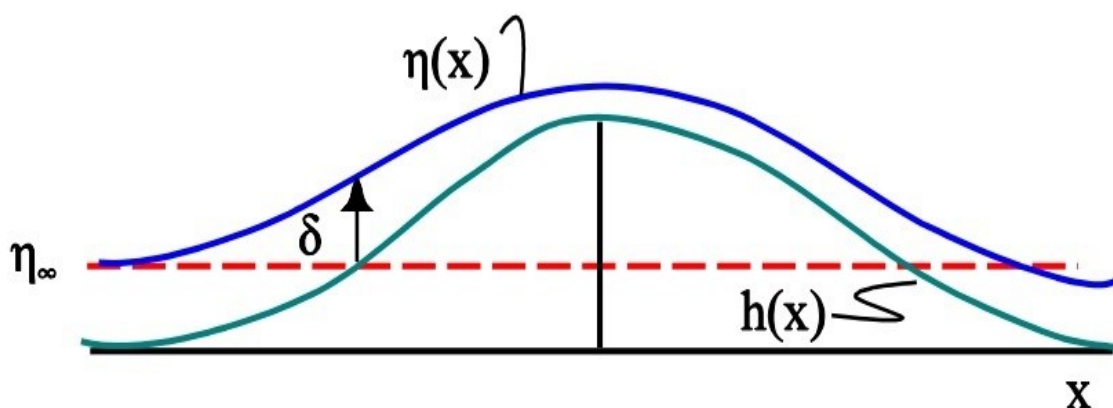
$\delta(x,\eta)$ – funkcja opisująca kształt linii opływowej przemieszczającego się obłoku zanieczyszczeń nad dwuwymiarowym wzgórzem,

$h(x)$ – funkcja opisująca kształt wzgórza zastępczego w przekroju pionowym,

ℓ – współczynnik rozwarstwienia:

$$\ell = \frac{N}{u} \quad (4.54)$$

$$h(x) = \frac{h_0}{1 + \left(\frac{x}{L}\right)^2} \quad (4.55)$$



Rysunek 4.9. Schemat przebiegu funkcji $h(x)$ wysokości wzgórza oraz funkcji $\delta(x, \eta)$ linii opływowej przemieszczenia obłoku na dwuwymiarowym wzgórzem

Względem funkcji opisujących kształt linii opływowych wzgórza powyżej i poniżej wysokości H_d wyznacza się współczynnik odkształceń (T_z), który przyjmuje postać wzoru (4.56). Współczynnik T_z dla odkształceń (x/L) opisuje równanie (4.57), a zmianę współczynnika odkształceń z odległością w (x/L) opisuje pochodna dT_z/dt (4.58):

$$T_z(x) = \frac{\eta(x)}{\eta_\infty} = \frac{\eta(x)}{h(x) + \eta(x) - \delta(x, \eta)} \quad (4.56)$$

$$T_z^{-1}(x/L) = 1 + \frac{2|\alpha|}{\eta/L(1+(x/L)^2)} \left[1 - e^{-\eta/L} \left(\cos \ell \eta - \frac{x}{L} \sin \ell \eta \right) \right] \quad (4.57)$$

$$\frac{dT_z}{dt}(x/L) = \frac{-2|\alpha|T_z^2}{\eta(1+(x/L)^2)} \quad (4.58)$$

$$* \left[-2(x/L) + e^{-\eta/L} \left(2(x/L) \cos \ell \eta + (1 - (x/L)^2) \sin \ell \eta \right) \right]$$

5. Przygotowanie danych geofizycznych i meteorologicznych

Gaussowski model obłoku nowej generacji, pracujący w układzie Lagrange'a wymaga wprowadzenia szeregu danych wejściowych. Wyróżniamy trzy zestawy danych tj. dane geofizyczne, meteorologiczne oraz charakteryzujące źródło emisji. W tym rozdziale omówione zostanie pozyskanie danych geofizycznych i meteorologicznych niezbędnych do uruchomienia procesora meteorologicznego CALMET. W celu pozyskania ww. danych stosuje się tzw. preprocesory pozyskujące, obrabiające i formatujące dane wymagane przez model CALMET/CALPUFF [11, 36].

W ocenach oddziaływania instalacji na jakość powietrza przyjmuje się obszar obliczeniowy zgodnie z wytycznymi Ministra Środowiska zawartymi w [4]. Obszar ten zależy od położenia i wysokości emitora (obliczenia wykonuje się w promieniu 50-krotnej wysokości emitora). Ze względu na specyficzną lokalizację spalarni odpadów przy ul. Giedroycia w obrębie dzielnicy Nowa Huta [37], zdecydowano się na wykonywanie obliczeń w siatce kwadratowej, w której długość boku wynosi 26 km. Lokalizację ZTPO przedstawiono na rysunku 5.1. Wybranie tak dużej siatki obliczeniowej wynika z kilku ważnych przyczyn. Po pierwsze celem opracowania jest



Rysunek 5.1. Lokalizacja ZTPO przy ulicy Giedroycia w Krakowie [37]

określenie wpływu emisji na jakość powietrza w aglomeracji krakowskiej, a niniejszy obszar obliczeniowy prawie całkowicie zawiera granice miasta Kraków. Po drugie na warunki meteorologiczne bardzo istotny wpływ wywierają wzniesienia zlokalizowane po stronie północnej i południowej miasta, a modele CALMET/CALPUFF w swej metodyce uwzględniają wpływ ukształtowania terenu. Ponadto zgodnie z wytycznymi zawartymi w [5] minimalna rozdzielczość siatki obliczeniowej powinna wynosić co najmniej 1 [km] i ta rozdzielczość stanowi punkt wyjścia w obliczeniach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń zawartych w niniejszej pracy.

5.1 Rzeźba terenu

Pozyskanie danych numerycznego modelu terenu (*DEM - Digital Elevation Model*) stanowi pierwszy punkt złożonego procesu przygotowania danych wejściowych. Dane wysokościowe pozyskano z globalnej bazy danych GTOPO30 o rozdzielczości 30'' (około 900 m) [38] oraz z bazy danych SRTM3 (*Shuttle Radar Topography Mission*) o rozdzielczości 3'' (około 90 m) [39]. Dane GTOPO30 zostały opracowane na podstawie map topograficznych przez U.S. Geological Survey. Natomiast numeryczny model terenu SRTM3 został opracowany na podstawie danych pozyskanych w trakcie międzynarodowej misji kosmicznej prowadzonej przez Agencję Kosmiczną Stanów Zjednoczonych.

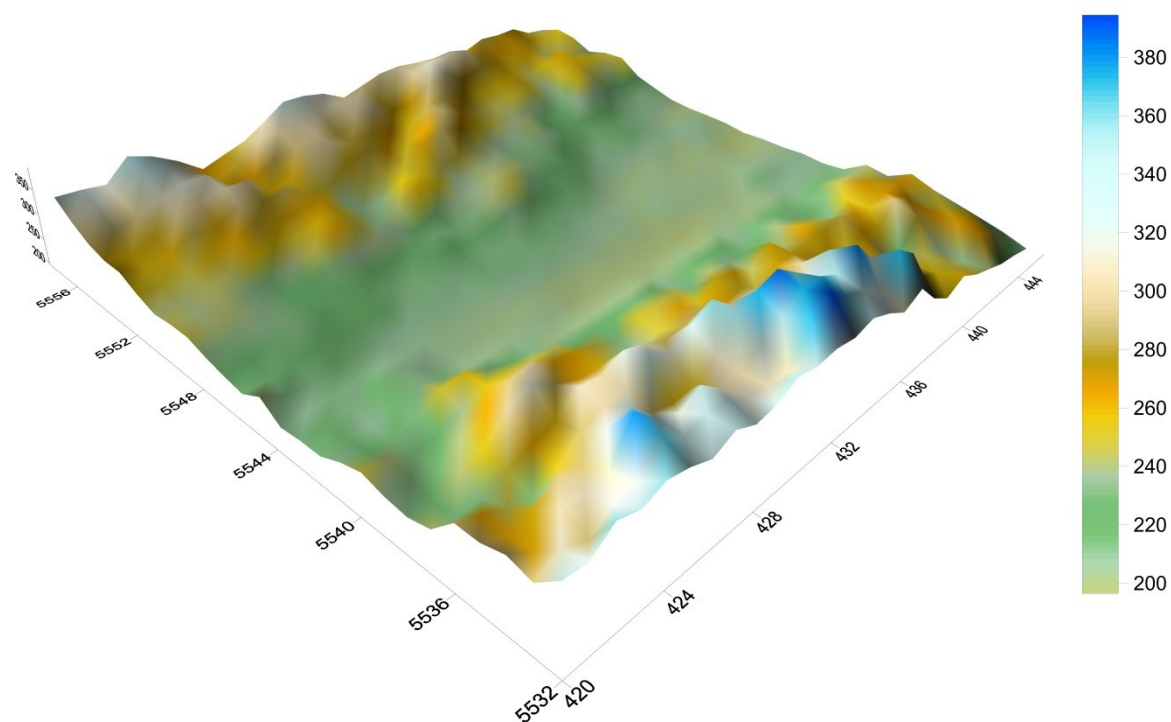
Dane pobrane z ww. baz przestrzennych stanowią informację wejściową do preprocesora TERREL. Program ten wycina wybrany zakres danych, następnie przelicza układ współrzędnych i tworzy plik danych wyjściowych możliwy do wykorzystania w kolejnych etapach przygotowywania danych. Ponadto w zależności od typu danych można definiować również rozdzielczość siatki obliczeniowej przy założeniu, że musi być ona równa lub mniejsza od rozdzielczości danych wejściowych. Preprocesor TERREL umożliwia również wprowadzenie danych linii brzegowej w przypadku, gdy w siatce obliczeniowej zawierają się morza lub oceany.

Przy pomocy powyższego narzędzia przygotowano cztery siatki obliczeniowe różniące się rozdzielczością lub pochodzeniem danych wejściowych. W tabeli 5.1 przedstawiono charakterystykę siatek obliczeniowych numerycznego modelu terenu, a na rysunkach 5.2-5.5 przedstawiono ich trójwymiarową wizualizację. Siatki te posiadają prostokątny układ współrzędnych o powierzchni 26 x 26 km w układzie odniesienia WGS 84 (*World Geodetic System '84*) przy odwzorowaniu UTM (*Universal Transverse*

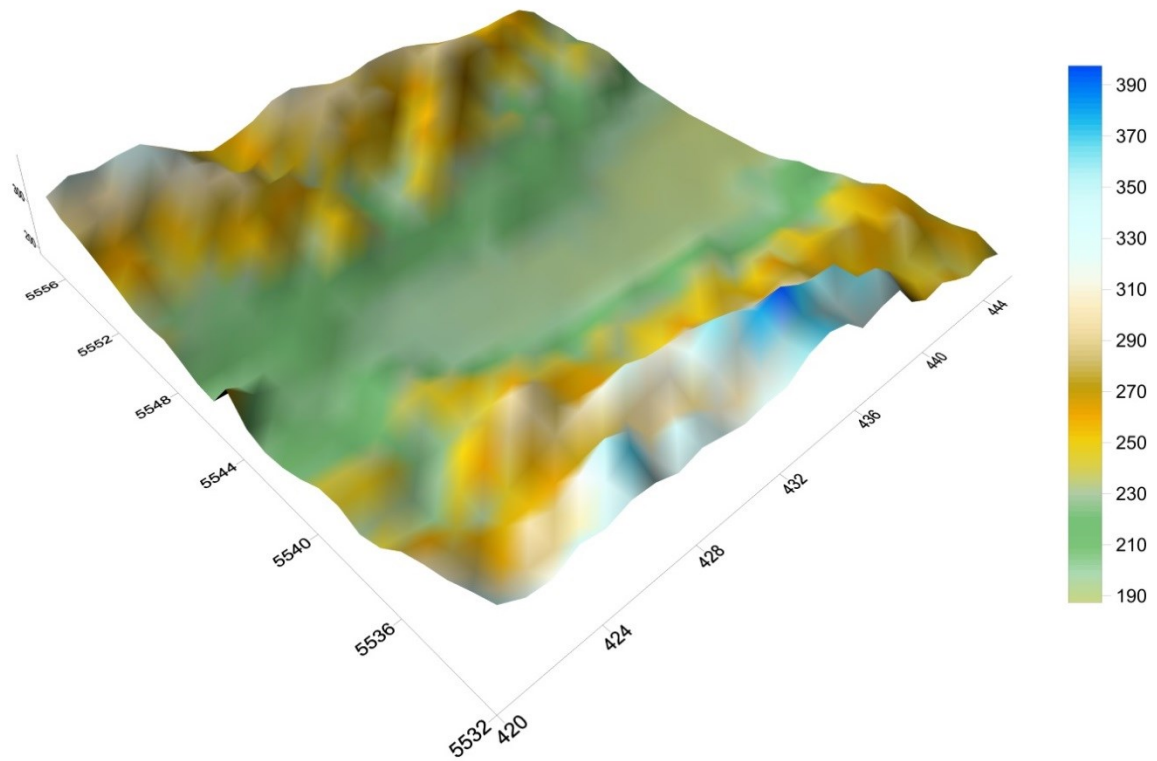
Mercator). Przyjęto 34 strefę UTM, a współrzędne lewego dolnego narożnika siatki obliczeniowej (x, y) wynoszą $x = 420,000$, $y = 5532,000$. Pliki wejściowe preprocesora TERREL, w oparciu o które przygotowano dane ukształtowania terenu załączono do pracy w formie elektronicznej.

Tabela 5.1. Charakterystyka siatek obliczeniowych numerycznego modelu terenu

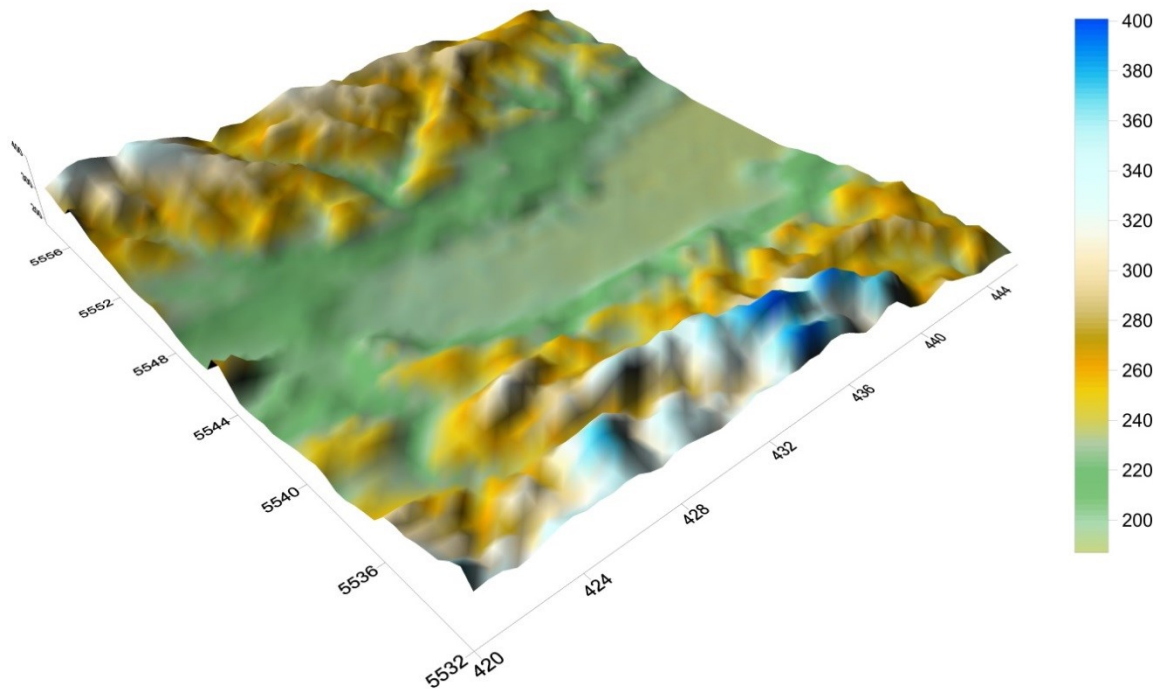
Nazwa siatki obliczeniowej NMT	Kod	Rozdzielczość siatki [m]	Baza danych
TERREL_ZTPO_00	00	1000 x 1000	GTOPO30
TERREL_ZTPO_01	01	1000 x 1000	SRTM3
TERREL_ZTPO_02	02	500 x 500	SRTM3
TERREL_ZTPO_03	03	100 x 100	SRTM3



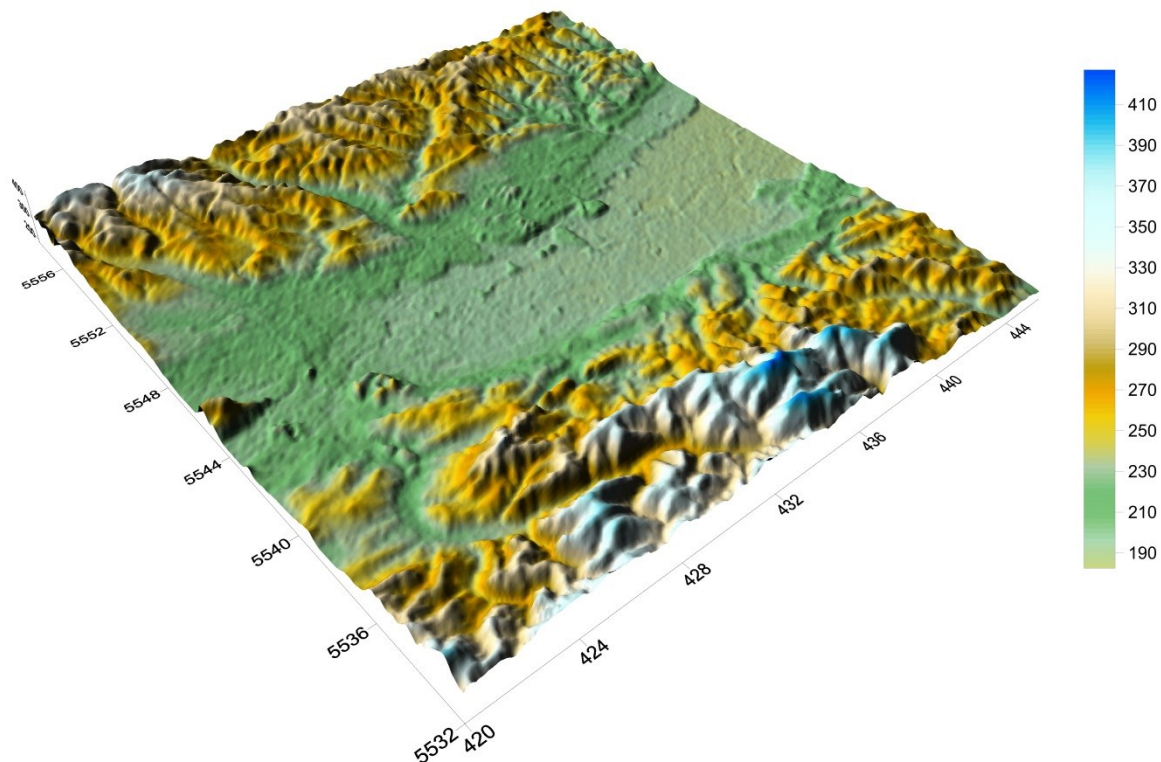
Rysunek 5.2. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_00



Rysunek 5.3. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_01



Rysunek 5.4. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_02



Rysunek 5.5. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_03

5.2 Użytkowania terenu

W kolejnym etapie należy przygotować dane użytkowania gruntu. Dane pozyskano z globalnej bazy danych GLCC (*The Global Land Cover Characterization*) o rozdzielczości około 1 km [40] oraz z bazy danych CLC 2006 (*Corine Land Cover 2006*) [41] o rozdzielczości 100 m. Baza danych GLCC powstała dzięki współpracy USGS¹, UNL², JRC³. Natomiast baza danych CLC powstała w ramach projektu realizowanego przez Europejską Agencję Ochrony Środowiska. Dane realizowane w ramach projektu CLC dotyczą tylko krajów Unii Europejskiej, natomiast dane GLCC choć w mniejszej rozdzielczości dotyczą całej kuli ziemskiej.

Dane pobrane z bazy danych GLCC stanowią informację wejściową dla preprocesora CTGPROC. Preprocesor podobnie jak TERREL przelicza układ

¹ USGS - US Geological Survey,

² UNL - University of Nebraska-Lincoln

³ JRC - Centrum Badawczego Komisji Europejskiej

współrzędnych i wycina odpowiedni zakres danych. Przy zastosowaniu programu CTGPROC pozyskano siatkę obliczeniową CTG_ZTPO_00 przedstawioną na rysunku 5.6. Niestety dane pochodzące z projektu Corine Land Cover 2006 nie są kompatybilne z ww. preprocesorem. Podstawową różnicę stanowią kategorie użytkowania gruntu, które w obydwu systemach są różnie sklasyfikowane. W bazie GLCC występuje 38 kategorii użytkowania gruntu, natomiast w danych CLC występuje 45 kategorii. Na potrzeby niniejszej pracy opracowano metodykę pozyskiwania i przetwarzania danych CLC przy wykorzystaniu programu ArcMap. Metodyka pozyskania danych pokrycia terenu z baz Europejskiej Agencji Ochrony Środowiska przedstawia załącznik 1. Powyższa metodyka została oparta o przyporządkowanie kategorii użytkowania gruntu danych CLC do kategorii danych GLCC. Przyporządkowanie przedstawiono w tabeli 5.3 gdzie (Kod P1) oznacza kategorię użytkowania gruntu identyfikowaną przez procesor meteorologiczny CALMET. Natomiast (kod P2) i (kod P3) oznaczają odpowiednio kategorię użytkową gruntu GLCC oraz CLC. W tabeli 5.2 zestawiono charakterystykę pozyskanych danych użytkowania terenu.

Tabela 5.2. Charakterystyka siatek obliczeniowych użytkowania terenu

Nazwa siatki obliczeniowej użytkowania gruntu	Kod	Rozdzielczość siatki [m]	Baza danych
CTG_ZTPO_00	00	1000 x 1000	GLCC
CTG_ZTPO_01	01	1000 x 1000	CLC
CTG_ZTPO_02	02	500 x 500	CLC
CTG_ZTPO_03	03	100 x 100	CLC

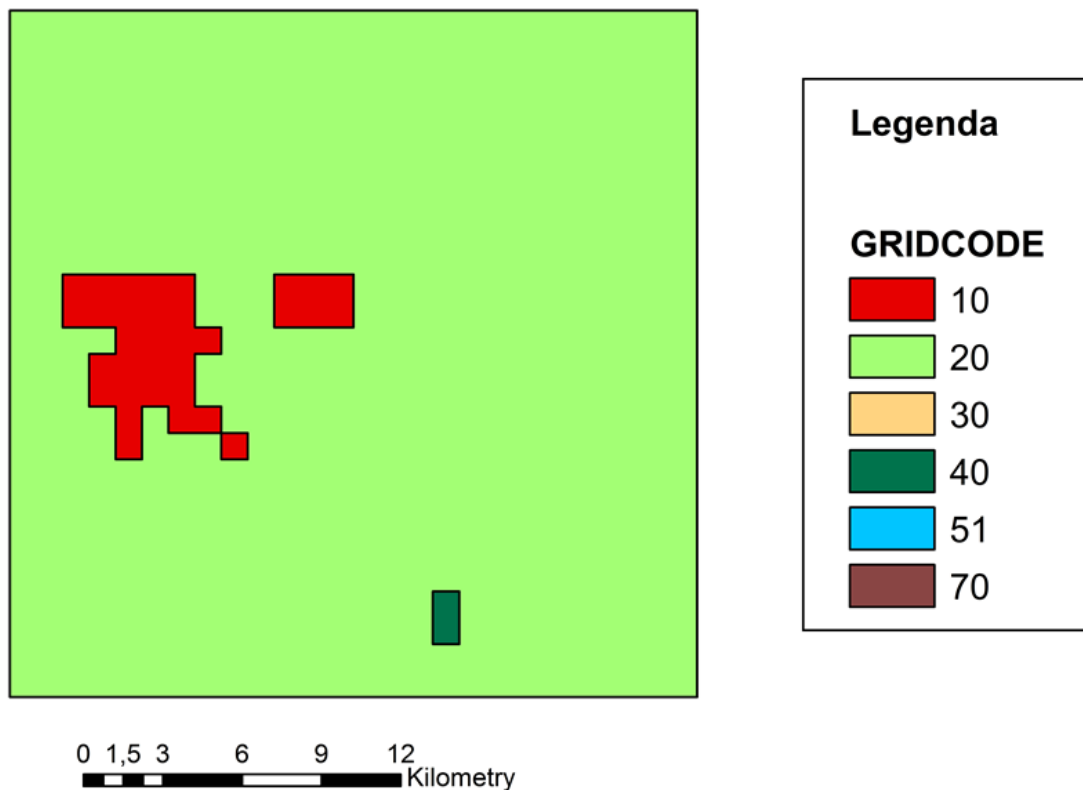
Wygenerowane siatki obliczeniowe zawierające informacje o kategorii użytkowania gruntu cechują się wyraźnymi różnicami względem źródła danych oraz względem rozdzielczości. W siatce CTG_ZTPO_00 wyróżniamy zaledwie 3 kategorie użytkowania gruntów o kodach 10, 20, 40. Natomiast w siatce o tej samej rozdzielczości, ale pozyskanej z danych CLC wyróżniamy 6 kategorii użytkowania gruntu o kodach 10, 20, 30, 40, 51, 70. W siatkach obliczeniowych CTG_ZTPO_02 i 03 również występuje po 6 kategorii użytkowania gruntu, jednak znacznie wyraźniej odzwierciedlają one występowanie elementów przyrodniczych takich jak rzeki czy lasy. Utworzone siatki obliczeniowe przedstawione zostały na rysunkach 5.6 -5.9.

Tabela 5.3. Przyporządkowanie kategorii użytkowania gruntu danych Corin Land Cover do kategorii danych Global Land Cover Characterization (część 1)

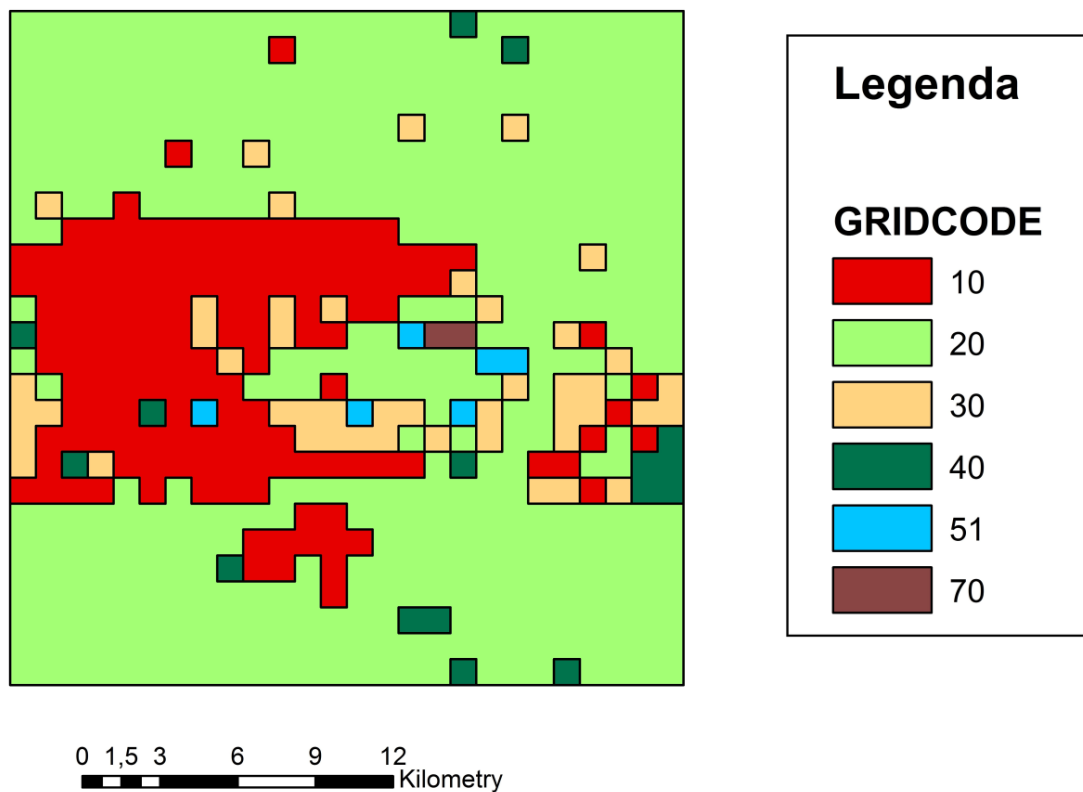
Corine Land Cover 2006 (CLC 2006)				The Global Land Cover Characterization					
Poziom 1	Poziom 2	Kod P3	Poziom 3	Kod P2	Poziom 2	Kod P1	Poziom 1		
Tereny antropogeniczne	Zabudowa miejska	1	Zabudowa miejska zwarta	11	Tereny Mieszkalne	10	Tereny miejskie i zabudowane		
		2	Zabudowa miejska luźna	16	Mieszane tereny miejskie lub zabudowane				
	Tereny przemysłowe, handlowe i komunikacyjne	3	Tereny przemysłowe lub handlowe	12	Komercyjny, usługi				
				13	Przemysłowe				
				15	Kompleksy przemysłowe i komercyjne				
				14	Transport, komunikacja i usługi komunalne				
		5	Porty	15	Kompleksy przemysłowe i komercyjne				
	6	Lotniska							
	Kopalnie, wyrobiska i budowy	7	Miejsca eksploatacji odkrywkowej	75	Kopalnie odkrywkowe, kamieniołomy, żwirownie	70	Tereny bezglebowe, gleby jałowe		
				8	Zwałowiska i hałdy			76	Obszary przejściowe
		9	Budowy	16	Mieszane tereny miejskie lub zabudowane	10	Tereny miejskie i zabudowane		
Miejskie tereny zielone i wypoczynkowe	10	Tereny zielone	43	Mieszane tereny leśne	40	Tereny leśne			
			11	Tereny sportowe i wypoczynkowe	31	Pastwiska trawiaste	30	Tereny trawiasto, krzewiaste	
Tereny rolne	Grunty orne	12	Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających	21	Ziemia uprawna i pastwiska	20	Tereny rolnicze nienawodnione		
				13	Grunty orne stale nawadniane			21	Ziemia uprawna i pastwiska
				14	Ryżowiska			24	Ziemia uprawna i pastwiska nawodnione
	Uprawy trwałe	15	Winnice	16	Sady i plantacje	22	Sady, gaje, winnice, szkółki i zdobnicze obszary ogrodnicze	20	Tereny rolnicze nienawodnione
						22	Sady, gaje, winnice, szkółki i zdobnicze obszary ogrodnicze		
						22	Sady, gaje, winnice, szkółki i zdobnicze obszary ogrodnicze		
	17	Gaje oliwne	22	Sady, gaje, winnice, szkółki i zdobnicze obszary ogrodnicze					
	Łąki i pastwiska	18	Łąki, pastwiska	31	Pastwiska trawiaste	30	Tereny trawiasto, krzewiaste		
	Obszary upraw mieszanych	19	Uprawy jednoroczne występujące wraz z uprawami	20	Złożone systemy upraw i działek	24	Inne tereny rolnicze	20	Tereny rolnicze nienawodnione
						24	Inne tereny rolnicze		
						24	Inne tereny rolnicze		
24						Inne tereny rolnicze			
22	Tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej	24	Inne tereny rolnicze						
22	Tereny rolno-leśne	24	Inne tereny rolnicze						

Tabela 5.3. Przyporządkowanie kategorii użytkowania gruntu danych Corin Land Cover do kategorii danych Global Land Cover Characterization (część 2)

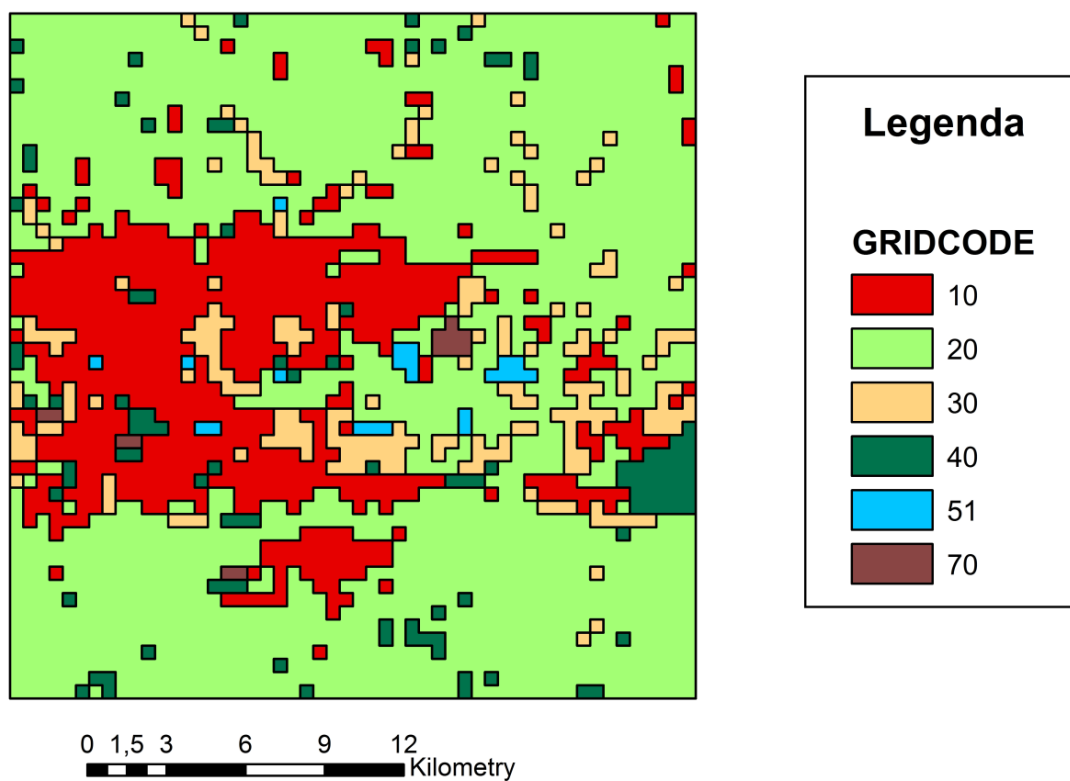
Corine Land Cover 2006 (CLC 2006)				The Global Land Cover Characterization			
Poziom 1	Poziom 2	Kod P3	Poziom 3	Kod P2	Poziom 2	Kod P1	Poziom 1
Lasy i ekosystemy seminaturalne	Lasy	23	Lasy liściaste	41	Lasy liściaste	40	Tereny leśne
		24	Lasy iglaste	42	Lasy iglaste		
		25	Lasy mieszane	43	Lasy mieszane		
	Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej	26	Murawy i pastwiska naturalne	31	Pastwiska trawiaste	30	Tereny trawiasto, krzewiaste
		27	Wrzosowiska i zakrzaczenia	32	Krzaki, zarośla		
		28	Roślinność sucholubna (śródziemnomorska)	32	Krzaki, zarośla		
		29	Lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian	33	Pastwiska mieszane		
	Tereny otwarte, pozbawione roślinności lub z rzadkim pokryciem roślinnym	30	Plaże, wydmy, piaski	71	Suche słone pustynie	70	Tereny bezglebowe, gleby jałowe
				72	Plaże		
				73	Obszary piaszczyste inne niż plaża		
		31	Odsłonięte skały	74	Naga, odsłonięta skała		
		32	Roślinność rozproszona	76	Obszary przejściowe		
		33	Pogorzeliska (obszary spalone)	77	Mieszane jałowe ziemie		
		34	Lodowce i wieczne śniegi	91	Obszary pokryte wiecznym śniegiem		
92	Lodowce						
Obszary podmokłe	Śródlądowe obszary podmokłe	35	Bagna śródlądowe	62	Zalesione mokradła	62	Mokradła zalesione
		36	Torfowiska	61	Niezalesiona mokradła	61	Mokradła niezalesione
	Przybrzeżne obszary podmokłe	37	Bagna słone (solniska)				
		38	Saliny				
		39	Osuchy				
Obszary wodne	Wody śródlądowe	40	Cieki	51	Rzeki, strumienie, kanały	51	Wody śródlądowe
		41	Zbiorniki wodne	52	Jeziora		
				53	Zbiorniki		
	Wody morskie	42	Laguny przybrzeżne	54	Zatoki, ujścia rzek	54	Zatoki, ujścia rzek
		43	Estuaria				
		44	Morze i ocean				



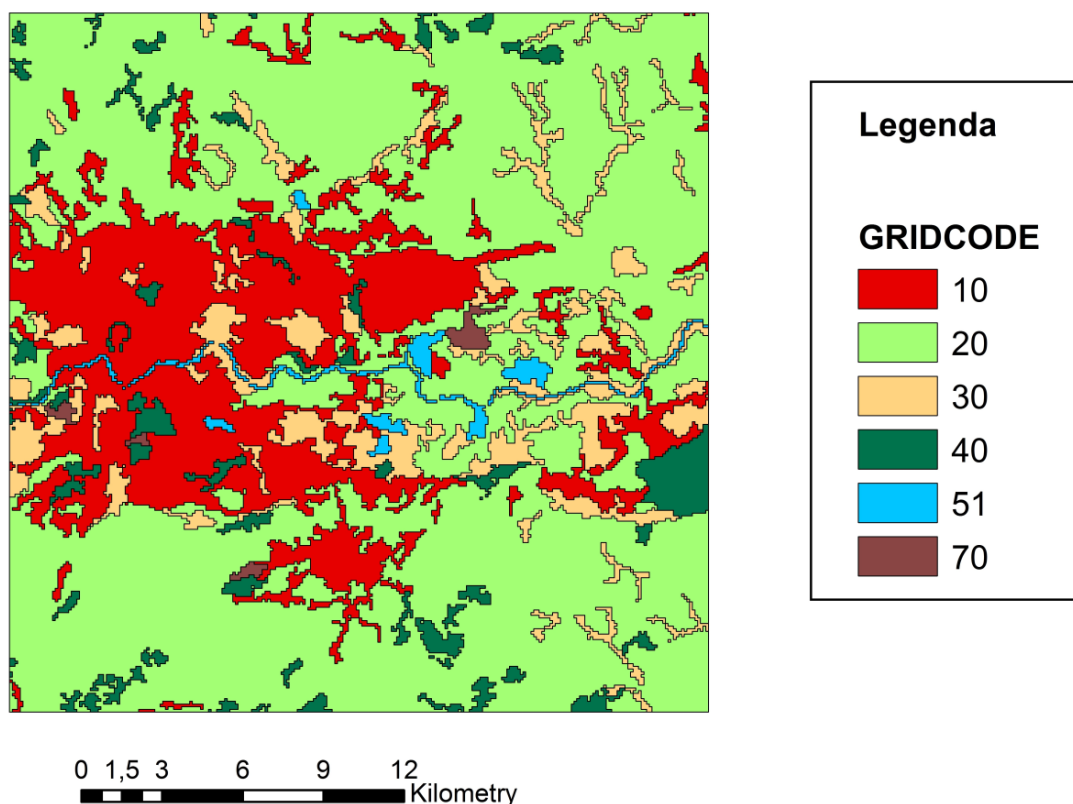
Rysunek 5.6. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_00



Rysunek 5.7. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_01



Rysunek 5.8. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_02



Rysunek 5.9. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_03

5.3 Współczynniki charakteryzujące teren

Ostatnim etapem przygotowania danych geofizycznych z baz danych przestrzennych jest połączenie dwóch zestawów danych użytkowania terenu i numerycznego modelu terenu w jeden plik danych wejściowych (GEO.DAT) modelu CALMET, oraz przypisanie współczynników zależnych od kategorii użytkowania gruntu. W celu wygenerowania pliku danych geofizycznych (GEO.DAT) stosuje się preprocesor MAKEGEO. Procesor ten łączy dwa powyższe zestawy danych oraz przypisuje następujące współczynniki względem kategorii użytkowania gruntu [11, 17]:

- współczynnik szorstkości terenu,
- albedo (stosunek promieniowania odbitego do padającego),
- liczbę Bowena (stosunek ciepła pobranego przez powierzchnię wody do ilości ciepła zużytego na parowanie),
- strumień ciepła w gruncie,
- antropogeniczny strumień ciepła,
- wskaźnik pokrycia liściowego.

Wartości ww. parametrów względem kategorii użytkowania gruntu zestawiono w tabeli 5.5. Zawarte w niej współczynniki są niezbędne do prawidłowego wyznaczenia parametrów meteorologicznych przez procesor CALMET. W tabeli 5.4 zestawiono nazwy utworzonych plików danych wyjściowych wraz z charakterystyką danych. Pliki ustawień wejściowych preprocesora geofizycznego MAKEGEO zamieszczono w osobnym załączniku, na podstawie których wykonano wyżej opisaną operację w formie elektronicznej.

Tabela 5.4. Charakterystyka siatek obliczeniowych rzeźby i użytkowania terenu

Nazwa pliku GEO.DAT	Kod	Rozdzielczość siatki [m]	Baza danych użytkowania terenu	Baza danych NMT
MAKEG_ZTPO_00	00	1000 x 1000	GLCC	GTOPO30
MAKEG_ZTPO_01	01	1000 x 1000	CLC	SRTM3
MAKEG_ZTPO_02	02	500 x 500	CLC	SRTM3
MAKEG_ZTPO_03	03	100 x 100	CLC	SRTM3

Tabela 5.5. Zestawienie wartości parametrów geofizycznych względem kategorii użytkowania gruntu

Kategoria użytkowania terenu	GRID-CODE	Współczynnik szorstkości	Albedo	Liczba Bowena	Strumień ciepła w gruncie	Wskaźnik pokrycia liściowego
Teren zabudowany	10	1.0	0.18	1.5	0.25	0.2
Tereny rolnicze	20	0.25	0.15	1.0	0.15	3.0
Łąki, pastwiska	30	0.05	0.25	1.0	0.15	0.5
Lasy	40	1.0	0.1	1.0	0.15	7.0
Woda	51	0.001	0.1	0.0	1.0	0.0
Tereny bez glebowe oraz przemysłowe	70	0.05	0.3	1.0	0.15	0.5

5.4 Przygotowanie danych meteorologicznych

Procesor meteorologiczny CALMET poza danymi geofizycznymi wymaga również wprowadzenia danych meteorologicznych z stacji naziemnych i aerologicznych. Dane te można przygotować w oparciu o preprocesory meteorologiczne SMERGE (preprocesor przygotowania danych meteorologicznych z stacji naziemnych), PMERGE (preprocesor przygotowania danych opadów atmosferycznych), READ62 (preprocesor przygotowania danych meteorologicznych z stacji aerologicznych). Ponadto wykorzystać można również dane pochodzące z modeli MM5/WRF [35].

W ramach niniejszej pracy zdecydowano się na wykorzystanie danych meteorologicznych za okres marzec 2005, przetworzonych przy pomocy aplikacji „Meteorologia” opracowanej przez P. Szczygłowskiego w ramach pracy doktorskiej [9]. Charakterystykę stacji naziemnych oraz aerologicznych, z których wykorzystano dane meteorologiczne zestawiono w tabeli 5.6.

Dane pochodzące z stacji naziemnych znajdują się w plikach SURF.DAT załączonym do niniejszej pracy w postaci elektronicznej. Zawierają one zmienne w czasie (krok: 1 godzina) parametry meteorologiczne:

- prędkość wiatru,
- kierunek wiatru,
- temperaturę powietrza,
- wilgotność względną powietrza,

- zachmurzenie,
- podstawa niskich chmur w stopach nad poziomem morza,
- ciśnienie.

Dane pochodzące ze stacji aerologicznych zawierają się w plikach UP.DAT załączone do niniejszej pracy w postaci elektronicznej. Pliki te zawierają dane meteorologiczne zmienne w czasie oraz wysokości nad poziomem morza. Dostarczają ważnych informacji dotyczących pionowego profilu atmosfery. W skład danych zawartych w plikach UP.DAT wchodzi następujące parametry:

- wysokość w m n.p.m.,
- prędkość wiatru,
- kierunek wiatru,
- temperatura,
- wilgotność względna powietrza.

Tabela 5.6. Charakterystyka stacji meteorologicznych naziemnych i aerologicznych [9]

ID Stacji	Nazwa Stacji	Współrzędna X [km]	Współrzędna Y [km]	Wys. anem. [m]	Nazwa pliku danych
12566	Kraków	414,143	5548,215	14	Surf3.dat
12560	Katowice	359,496	5566,061	14	Surf3.dat
11111	Bielsko-Biała	358,078	5519,758	14	Surf3.dat
12374	Legionów	497,279	5805,530	-	Leg.dat
12425	Wrocław	215,833	5744,603	-	Wroc.dat
11520	Praga	310,000	5560,900	-	Praga.dat
11952	Poprad	449,562	5431,020	-	Poprad.dat

6. Obliczenia warunków meteorologicznych z zastosowaniem modelu CALMET oraz określenie optymalnego wariantu

Procesor meteorologiczny CALMET tworzy informację wejściową dla modelu dyspersji CALPUFF. W oparciu o informację zawarte w plikach GEO.DAT (danych geofizycznych) oraz plikach SURF.DAT i UP.DAT (Dane meteorologiczne z stacji pomiarowych naziemnych i aerologicznych) oblicza parametry meteorologiczne w określonej przez użytkownika siatce [35].

Na podstawie ww. wymienionych danych wejściowych CALMET tworzy dwu lub trójwymiarowe pola meteorologiczne niektórych parametrów. Parametry zostają przypisane każdemu polu w siatce. Pozostałe parametry przypisuje się względem lokalizacji stacji pomiarowych. Trójwymiarowe pola w zdefiniowanych przez użytkownika warstwach są tworzone dla temperatury, kierunku i prędkości wiatru. Polom dwuwymiarowym przypisane są następujące parametry [12]:

- klasa równowagi atmosfery,
- długość Monina-Obukhova,
- wysokość warstwy mieszania,
- prędkość tarcia,
- prędkość konwekcyjna,
- wskaźnik opadu atmosferycznego.

Natomiast w lokalizacji stacji pomiarowej przypisane są następujące parametry:

- temperatura,
- gęstość powietrza,
- promieniowanie krótkofalowe,
- wilgotność względna,
- kod opadu atmosferycznego.

W celu uruchomienia procesora CALMET wymagane jest zdefiniowanie pliku ustawień wejściowych. Pliki ustawień wejściowych dla wariantów obliczeniowych załączono w formie elektronicznej do niniejszej pracy. Plik ustawień wejściowych podzielony jest na kilka grup:

- Grupa 0** – w grupie tej wprowadzamy nazwy plików danych wejściowych oraz wyjściowych z modelu.
- Grupa 1** – w grupie tej wprowadzamy parametry kontrolne uruchomienia początek i koniec okresu obliczeniowego.
- Grupa 2** – w grupie tej określamy parametry trójwymiarowej siatki obliczeniowej.
- Grupa 3** – w grupie tej definiujemy rodzaje dodatkowych plików danych wyjściowych.
- Grupa 4** – w grupie tej definiujemy rodzaje stacji meteorologicznych oraz nazwy plików danych meteorologicznych.
- Grupa 5** – w grupie tej określamy parametry pola wiatru, między innymi możliwość uwzględniania wpływu cech terenu.
- Grupa 6** – wprowadzamy parametry wysokości mieszania, empiryczne stałe, parametry uśredniania przestrzennego.
- Grupa 7** – podajemy informacje o lokalizacji stacji naziemnej.
- Grupa 8** – podajemy informacje o lokalizacji stacji aerologicznych.
- Grupa 8** – podajemy opcjonalnie parametry stacji wysokości opadów atmosferycznych.

Szerszy opis procedury wykonywanych obliczeń znajduje się w literaturze [9, 17, 35]. Natomiast opis uwzględniania cech terenu przez model CALMET znajduje się w podrozdziale 4.1 niniejszej pracy.

6.1 Warianty przeprowadzonych obliczeń meteorologicznych

Współrzędne stacji meteorologicznych zestawiono w tabeli 5.6 obrazują, że stacje te znajdują się w stosunkowo dużych odległościach od obszaru obliczeniowego, a stacje naziemne zlokalizowane w Bielsku Białej i Katowicach powinny zostać pominięte w operacji interpolacji danych meteorologicznych, ponieważ dane pochodzące z tych stacji naziemnych (Bielsko Biała, Katowice) nie odzwierciedlają warunków meteorologicznych panujących w granicach zdefiniowanej siatki obliczeniowej.

Problem związany z interpolacją stacji naziemnych został rozwiązany poprzez wprowadzenie w ustawieniach promienia definiującego zasięg oddziaływania stacji meteorologicznych, tak aby stacje naziemne znajdujące się po za granicami siatki obliczeniowej nie wpływały na wyniki obliczeń. Stacje aerologiczne zlokalizowane są w dużych odległościach nawet przeszło 200 km od granic siatki obliczeniowej, jednak tworzą płaską figurę geometryczną wewnątrz której znajdują się granice przyjętego obszaru obliczeniowego.

Zważywszy na powyższe fakty zdecydowano się wykorzystać funkcję pionowej ekstrapolacji danych ze stacji naziemnych, która wykorzystuje metodę podobieństwa szerzej opisaną w pracach [9, 17]. Następnie zbadano zależność związaną z włączeniem i wyłączeniem funkcji ekstrapolacji ciszy (ICALM), czyli wiatrów o prędkości w zakresie od 0,0 do 0,5 m/s. Wartość funkcji równa 1 oznacza, że CALMET wykonuje obliczenia ekstrapolacja ciszy, natomiast wartość 0 powoduje nieuwzględnienie tej ekstrapolacji.

W ramach funkcji pionowej ekstrapolacji danych meteorologicznych istnieje możliwość przypisania wagi danym pochodzących ze stacji aerologicznych względem stacji naziemnych (BIAS). Wartości tej funkcji przypisuje się każdej modelowanej warstwie. Wartość -1 oznacza, że dane pochodzące ze stacji naziemnych w 100 % odzwierciedlają warunki meteorologiczne panujące w modelowanej warstwie, natomiast wartość 1 oznacza, że dane pochodzące ze stacji aerologicznych w 100% odzwierciedlają warunki meteorologiczne. W tabeli 6.1 zestawiono warianty przyjętych wartości funkcji BIAS dla każdej z 8 modelowanych warstw.

Tabela 6.1. Przyjęte warianty obliczeniowe funkcji BIAS

Warstwa	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
Wysokość [m]	20	40	80	160	300	600	1000	1500
BIAS(Z1)	-1	1	1	1	1	1	1	1
BIAS(Z2)	-1	-1	-0,7	-0,7	-0,7	-0,7	-0,7	-0,7
BIAS(Z3)	-1	-0,9	-0,8	-0,7	-0,6	-0,5	-0,4	-0,3

Korzystając z wyżej opisanych funkcji przygotowano szereg wariantów obliczeniowych dla każdej siatki w celu dokonania optymalizacji ustawień wejściowych oraz porównania wyników obliczeń procesora meteorologicznego CALMET. Wyboru optymalnych warunków meteorologicznych dokonano w oparciu o stan faktyczny wiedzy dotyczącej budowy atmosfery oraz występujących w niej zależności.

W pierwszym kroku wykonano obliczenia dla siatki o rozdzielczości 1 x 1 km wygenerowanej na podstawie globalnych danych rzeźby i użytkowania terenu (kod 00) w celu zbadania wpływu ekstrapolacji ciszy na wyniki obliczeń oraz porównaniu zmian związanych z zastosowaniem różnych wariantów funkcji BIAS. Warianty obliczeń parametrów meteorologicznych zestawiono w tabeli 6.2. W następnym kroku wykonano obliczenia dla pozostałych siatek wybranego wariantu obliczeniowego BIAS(Z3) i ICALM(0) w celu uzyskania plików danych wejściowych procesora CALPUFF.

Tabela 6.2. Zestawienie wariantów obliczeniowych siatki meteorologicznej

Wariant	Kod siatki	BIAS	ICALM
1.1	00	Z1	0
1.2	00	Z2	0
1.3	00	Z3	0
2.1	00	Z1	1
2.2	00	Z2	1
2.3	00	Z3	1
3.1	01	Z3	0
4.1	02	Z3	0
5.1	03	Z3	0

6.2 Wyniki obliczeń pola wiatru dla wybranych receptorów siatkowych

Wyniki obliczeń procesora CALMET zawierają się w pliku danych wejściowych modelu CALPUF. Parametry meteorologiczne do formy edytowalnej lub wizualnej należy wyciągać przy pomocy postprocesora PRTMET. Z racji uwzględnienia zmienności danych w czasie zdecydowano się na prezentację danych meteorologicznych z całego okresu obliczeniowego tylko w czterech receptorach siatki obliczeniowej. W każdej siatce wybrano po cztery receptory, które znajdują się w odległości 7 km wzdłuż osi X i Y od narożników siatki obliczeniowej. Wybrane receptory dla poszczególnych siatek obliczeniowych parametrów meteorologicznych zestawiono w tabeli 6.3. Założono, że będą one reprezentatywnie odzwierciedlać warunki meteorologiczne panujące w obszarze obliczeniowym.

Pełne zestawienie danych prędkości i kierunków wiatru dla wszystkich analizowanych receptorów siatkowych załączono w postaci elektronicznej do niniejszej pracy, przy czym dane dotyczące kierunków wiatru przedstawiono w formie tabelarycznej oraz w postaci wykresów radarowych, natomiast dane dotyczące prędkości wiatru zestawiono tylko w formie tabelarycznej.

W załączniku 2 zestawiono wykresy radarowe niektórych wariantów częstości występowania kierunków wiatrów, natomiast w tabelach 6.4 i 6.5 zestawiono odpowiednio częstości występowania prędkości wiatru przy wyłączonej i włączonej funkcji ekstrapolacji ciszy. Zestawione wyniki odnoszą się do siatki obliczeniowej

o rozdzielczości 1 x1 km (kod 00) w receptorze siatkowym zlokalizowanym w punkcie $x = 8$ i $y = 8$.

W celu zobrazowania zmienności uzyskanych wyników w zależności od rozdzielczości siatki obliczeniowej w tabeli 6.6 zestawiono uzyskane wyniki prędkości wiatru w każdej modelowanej warstwie i w pokrywających się receptorach dla wariantu funkcji BIAS(Z3) oraz ICALM(0).

Ponadto w tabeli 6.7 zestawiono uzyskane wyniki obliczeń w receptorach siatkowych w celu zobrazowania zróżnicowania warunków meteorologicznych wewnątrz siatki obliczeniowej. Zestawione wyniki odnoszą się do siatki o rozdzielczości 100 x 100 m dla wartości funkcji BIAS(Z3) oraz ICALM(0).

Tabela 6.3. Lokalizacja receptorów siatkowych przyjętych do analizy zmienności parametrów meteorologicznych

Nr receptora	Współrzędne w ukl. UTM		Lp. receptora		Kod siatki
	X [m]	Y [m]	Oś X	Oś Y	
8_8_00	427'500	5'539'500	8	8	00
8_19_00	427'500	5'550'000	8	19	00
19_8_00	438'500	5'539'500	19	8	00
19_19_00	438'500	5'550'500	19	19	00
8_8_01	427'500	5'539'500	8	8	01
8_19_01	427'500	5'550'500	8	19	01
19_8_01	438'500	5'539'500	19	8	01
19_19_01	438'500	5'550'500	19	19	01
15_15_02	427'250	5'539'250	15	15	02
15_38_02	427'250	5'550'750	15	38	02
38_15_02	438'250	5'539'250	38	15	02
38_38_02	438'250	5'550'750	38	38	02
71_71_03	427'050	5'539'050	71	71	03
71_190_03	427'050	5'550'950	71	190	03
190_71_03	438'050	5'539'050	190	71	03
190_190_03	438'050	5'550'950	190	190	03

Tabela 6.4. Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru dla modelowanych warstw dla siatki (00) w punkcie (x = 8, y = 8) przy wyłączonej funkcji ekstrapolacji ciszy

BIAS	Prędkość [m/s]	CZĘSTOŚĆ [%]							
		W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
Z1	0,5	42,5	2,3	0,0	0,0	0,0	0,7	1,5	1,7
	0,5 - 2	21,2	28,9	20,6	12,4	9,9	7,5	5,5	3,9
	2 - 4	17,3	26,1	42,7	49,5	50,5	29,8	22,6	15,6
	4 - 7	14,9	21,4	29,7	31,2	30,8	45,0	50,4	48,5
	7 - 10	4,0	16,3	7,0	7,0	8,1	14,0	13,7	20,3
	10 - 15	0,0	4,4	0,0	0,0	0,7	3,0	6,3	9,7
	15 - 20	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
Z2	0,5	43,3	15,2	5,6	5,1	4,3	3,9	3,5	3,5
	0,5 - 2	20,3	38,7	49,5	48,8	46,4	41,4	38,7	35,5
	2 - 4	18,3	21,5	19,6	14,8	15,5	20,7	20,6	21,6
	4 - 7	16,5	11,4	11,4	14,5	14,9	11,0	14,2	15,7
	7 - 10	1,6	9,1	9,8	9,8	11,3	10,5	9,1	8,3
	10 - 15	0,0	4,0	4,0	7,0	7,7	11,7	9,8	11,3
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	4,0
Z3	0,5	43,3	14,1	7,0	5,1	4,7	4,3	2,8	2,7
	0,5 - 2	20,3	40,2	47,8	48,8	45,6	39,4	36,4	32,7
	2 - 4	18,3	21,1	19,9	14,8	15,9	22,3	23,9	25,0
	4 - 7	16,5	11,4	11,4	14,5	14,9	11,0	13,8	16,0
	7 - 10	1,6	9,1	9,8	9,8	11,3	10,5	9,1	8,5
	10 - 15	0,0	4,0	4,0	7,0	7,7	11,7	9,8	11,2
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	4,0

Tabela 6.5. Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru dla modelowanych warstw dla siatki (00) w punkcie (x = 8, y = 8) przy włączonej funkcji ekstrapolacji ciszy

BIAS	Prędkość [m/s]	CZĘSTOŚĆ [%]							
		W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
Z1	0,5	42,5	2,2	0,0	0,0	0,0	0,7	1,5	1,7
	0,5 - 2	21,2	28,9	20,6	12,4	9,9	7,5	5,5	3,9
	2 - 4	17,3	26,1	42,6	49,3	50,4	29,8	22,6	15,6
	4 - 7	14,8	21,4	29,7	31,2	30,8	44,9	50,3	48,4
	7 - 10	4,0	16,3	7,0	7,0	8,1	14,0	13,7	20,3
	10 - 15	0,0	4,4	0,0	0,0	0,7	3,0	6,3	9,7
	15 - 20	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
Z2	0,5	43,3	36,0	32,9	32,0	32,0	32,0	32,0	32,0
	0,5 - 2	20,3	21,6	24,1	25,0	23,7	20,7	19,8	19,5
	2 - 4	18,3	17,7	17,7	11,7	10,5	13,3	11,4	9,8
	4 - 7	16,5	11,4	11,4	14,5	14,9	11,0	13,8	15,1
	7 - 10	1,6	9,1	9,8	9,8	11,3	10,5	9,1	8,3
	10 - 15	0,0	4,0	4,0	7,0	7,7	11,7	9,8	11,3
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	4,0
Z3	0,5	43,3	35,6	32,8	32,0	32,0	32,0	31,7	31,5
	0,5 - 2	20,3	22,0	24,2	25,0	23,7	20,7	20,2	19,9
	2 - 4	18,3	17,7	17,7	11,7	10,5	13,4	11,7	10,5
	4 - 7	16,5	11,4	11,4	14,5	14,9	10,9	13,4	14,5
	7 - 10	1,6	9,1	9,8	9,8	11,3	10,5	9,1	8,5
	10 - 15	0,0	4,0	4,0	7,0	7,7	11,7	9,8	11,2
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	4,0

Tabela 6.6. Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru w modelowanych warstwach dla funkcji BIAS(Z3) i ICALM(0)

Receptor	Prędkość [m/s]	CZĘSTOŚĆ [%]							
		W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
8_8_01	0,5	43,7	14,8	6,0	5,1	4,7	4,3	2,8	2,7
	0,5 - 2	23,0	39,5	48,1	44,8	41,7	33,5	30,1	26,3
	2 - 4	15,9	20,8	14,5	16,8	16,8	22,2	25,8	27,0
	4 - 7	16,7	8,5	13,0	10,6	13,2	16,4	11,3	12,6
	7 - 10	0,8	10,8	11,3	10,2	9,8	5,4	11,0	8,3
	10 - 15	0,0	5,6	7,0	11,7	9,8	11,3	11,3	11,3
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	7,0	6,9	8,5
	20 - 30	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	3,2
15_15_02	0,5	42,9	12,4	7,4	5,1	4,7	4,3	2,8	2,7
	0,5 - 2	23,8	41,7	47,4	48,8	45,6	39,4	36,2	32,7
	2 - 4	15,1	21,1	19,9	14,8	15,9	22,3	24,2	25,3
	4 - 7	17,5	9,4	10,9	14,4	14,9	11,0	13,8	15,7
	7 - 10	0,8	9,9	10,3	9,9	11,3	10,5	9,1	8,5
	10 - 15	0,0	5,5	4,0	7,0	7,7	11,7	9,8	11,2
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	4,0
71_71_03	0,5	18,7	4,8	7,4	5,4	4,4	4,6	3,1	2,8
	0,5 - 2	48,0	49,5	46,6	45,4	41,0	33,5	29,8	25,7
	2 - 4	15,3	15,9	13,3	15,9	17,2	21,5	25,7	27,7
	4 - 7	17,2	13,8	14,7	10,3	13,8	16,8	10,3	12,5
	7 - 10	0,8	10,6	10,3	10,5	9,1	4,7	12,1	8,3
	10 - 15	0,0	5,4	7,7	11,7	10,3	12,0	11,3	10,5
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	7,0	6,9	8,5
	20 - 30	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0

Tabela 6.7. Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru dla modelowanych warstw w siatce o kodzie (03) dla funkcji BIAS(Z3) i ICALM(0)

Receptor	Prędkość [m/s]	CZĘSTOŚĆ [%]							
		W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
71_190_03	0,5	19,1	9,5	7,5	5,0	4,4	4,0	2,7	2,7
	0,5 - 2	52,2	43,7	42,2	45,7	39,5	32,5	27,4	24,6
	2 - 4	11,8	22,2	22,7	15,5	18,1	22,4	28,2	28,1
	4 - 7	15,3	12,1	10,1	10,9	14,2	17,3	10,3	13,3
	7 - 10	1,6	8,5	10,5	10,5	7,7	4,7	10,5	8,3
	10 - 15	0,0	4,0	7,0	11,7	12,0	12,0	13,2	10,5
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	6,2	6,9	8,5
	20 - 30	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	4,0
190_71_03	0,5	19,1	9,5	7,5	5,0	4,4	4,0	2,7	2,7
	0,5 - 2	52,2	43,7	42,2	45,7	39,5	32,5	27,4	24,6
	2 - 4	11,8	22,2	22,7	15,5	18,1	22,4	28,2	28,1
	4 - 7	15,3	12,1	10,1	10,9	14,2	17,3	10,3	13,3
	7 - 10	1,6	8,5	10,5	10,5	7,7	4,7	10,5	8,3
	10 - 15	0,0	4,0	7,0	11,7	12,0	12,0	13,2	10,5
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	6,2	6,9	8,5
	20 - 30	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	4,0
190_190_03	0,5	42,6	8,3	5,8	5,0	4,8	4,3	2,3	2,2
	0,5 - 2	23,4	44,6	47,7	46,0	40,5	33,3	29,7	27,3
	2 - 4	17,9	20,4	15,2	15,2	18,3	22,8	27,3	25,8
	4 - 7	15,3	13,4	14,5	14,8	13,4	15,9	13,0	13,8
	7 - 10	0,8	9,1	9,8	7,5	9,1	6,9	8,7	10,9
	10 - 15	0,0	4,0	7,0	11,6	12,0	12,1	11,3	12,4
	15 - 20	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	4,7	6,9	6,9
	20 - 30	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8

6.3 Analiza wariantów obliczeniowych na podstawie róż kierunków i prędkości wiatrów

6.3.1 Optymalizacja warunków meteorologicznych na podstawie uzyskanych wyników obliczeń dla siatki o rozdzielczość 1 x 1 km

Uzyskane wyniki obliczeń dla włączonej i wyłączonej funkcji ekstrapolacji ciszy, obrazują, że nie wpływa ona w znaczącym stopniu na częstość występowania poszczególnych kierunków wiatru. Porównanie wariantów 1.1 i 2.1 (warianty dla funkcji BIAS(Z1)) obliczeń meteorologicznych wykazało, że różnice w częstości występowania kierunków wiatru dla wszystkich modelowanych warstw nie przekraczają 0,1 %. Natomiast porównanie wariantów 1.2 z 2.2 (dla funkcji BIAS(Z2)) oraz 1.3 z 2.3 (dla funkcji BIAS(Z3)) wykazuje, że różnice w częstości występowania kierunków wiatru w okresie obliczeniowym dla warstw na wysokości powyżej 80 m nie przekraczają 1,5 % i zawierają się głównie w granicach 0,0 ÷ 0,5 %. W przypadku niższych warstw na wysokościach 20, 40 i 80 m nad poziomem terenu maksymalne różnice sięgają 4,3 %. Należy podkreślić, że chociaż 4,3 % stanowi dość dużą różnicę, to załączone wykresy radarowe obrazują, że kształty róż kierunków wiatru dla każdej modelowanej warstwy pozostają zachowane.

Zupełnie odmiennie wygląda sytuacja związana ze zmianami częstości występowania poszczególnych zakresów prędkości wiatru w zależności od wysokości i włączonej bądź wyłączonej funkcji ekstrapolacji ciszy przy wykluczeniu wariantów 1.1 i 2.1. W przypadku porównania wariantów 1.1 i 1.2 ze względu na występujące udziały procentowe prędkości wiatru, sytuacja wygląda bardzo podobnie jak w przypadku częstości występowania kierunków wiatru. Różnice pomiędzy ww. wariantami nie przekraczają 0,1 % we wszystkich modelowanych warstwach. Wariant 1.1 stanowi ważną informację na temat rozkładu prędkości wiatru z wysokością. Zgodnie z założeniem funkcji BIAS(Z1) odzwierciedla on rzeczywistą zmianę prędkości wiatru z wysokością, ponieważ dane dla warstw od wysokości 40 m do 1500 m nad poziomem terenu są interpolowane ze stacji aerologicznych.

Z porównania wariantów 1.2 z 2.2 i 1.3 z 2.3 wynika, że w przypadku włączenia funkcji ekstrapolacji ciszy w górnych warstwach występują bardzo wysokie udziały ciszy, czyli wiatrów w zakresie od 0,0 do 0,5 m/s. W przypadku wykonywania obliczeń przy włączonej funkcji ekstrapolacji ciszy częstości występowania prędkości poniżej 0,5 m/s

dla warstw powyżej wysokości 20 m waha się w granicach od 31,5 do 36,0 % natomiast przy wyłączonej funkcji ekstrapolacji ciszy zawiera się w granicach od 2,7 do 12,4 %. Jednocześnie następuje znaczące zmniejszenie udziałów procentowych prędkości wiatrów w zakresie od 0,5 do 4 m/s dla warstw powyżej 20 m nad poziomem terenu w przypadku włączonej funkcji ekstrapolacji ciszy. W przypadku prędkości w zakresie od 0,5 do 2 m/s spadek udziałów procentowych waha się w granicach od 16,3 do 25,4 % w zależności od wysokości i przyjętego wariantu obliczeniowego BIAS(z). Natomiast dla zakresu prędkości wiatru od 2 do 4 m/s spadek udziałów procentowych jest znacząco mniejszy i w zależności od wariantu oraz wysokości waha się w granicach od 1,9 % do 12,2 %.

Zważywszy na bardzo wysoki, nienaturalny wzrost udziałów procentowych wiatrów o prędkości poniżej 0,5 m/s oraz wysoki spadek udziałów prędkości wiatrów w zakresie od 0,5 do 4 m/s na wysokościach powyżej 20 m nad poziomem terenu, zdecydowano się na wykluczenie wariantów obliczeniowych z włączoną funkcją ekstrapolacji ciszy, tj. wariantów 2.1, 2.2 i 2.3.

Przedstawione w załączniku 2 wykresy radarowe obrazują, że w przypadku wariantu 1.1 mamy do czynienia z ponad naturalnym skretem wiatru wraz z wysokością. Fakt ten wynika z wykorzystania do obliczeń stacji aerologicznych znajdujących się w odległościach przekraczających nawet 200 km od granic siatki obliczeniowej. Wykresy radarowe czterech receptorów siatkowych dla wariantu 1.1, na wysokości 20 i 40 metrów nad poziomem terenu, charakteryzują się znaczącą zmiennością w występowaniu poszczególnych kierunków wiatru. Zmienność ta wynika z uwzględnienia w obliczeniach wpływu cech terenu na rozkład prędkości i kierunku wiatru. Mimo dużej zmienności częstości występowania kierunków wiatru, przy uproszczeniu, że kierunki wiatru NNW, N, NNE oznaczmy jako kierunek północny, kierunki ENE, E, ESE jako kierunek wschodni, kierunki SSE, S, SSW jako kierunek południowy, a kierunki WSW, W, WNW oznaczmy jako kierunek zachodni można zauważyć, że najczęściej występują wiatry zachodnie (wiejące z zachodu) i wschodnie. Częstości występowania wiatrów zachodnich w zależności od receptora siatki obliczeniowej zawierają się w granicach od 41,5 do 62,5 %, a wiatrów wschodnich od 13,3 do 32,3 %. Różne kierunków wiatru na wysokościach powyżej 40 m dla różnych receptorów przyjmują w pewnym uproszczeniu te same kształty, a różnice częstości poszczególnych kierunków wiatru wynoszą maksymalnie 3,8 % i wahają się głównie w granicach do 1 %. Wynika z tego, że powyżej wysokości 40 m nad poziomem terenu w całej siatce obliczeniowej występują ujednoczone warunki meteorologiczne

ze względu na częstość występowania poszczególnych kierunków wiatru. Ponadto już na wysokości 80 m nad poziomem terenu obserwujemy brak w analizowanym okresie wiatrów wschodnich oraz znaczący wzrost częstości występowania wiatrów południowych i północnych.

W przypadku porównania wariantów 1.2 i 1.3 róże kierunków wiatrów dla poszczególnych wysokości przyjmują podobny kształt, a skręt wiatrów z wysokością ulega znacznemu zmniejszeniu. Różnice pomiędzy poszczególnymi udziałami procentowymi częstości występowania zadanych kierunków wiatru dla warstw do wysokości 600 metrów na poziomem terenu wahają się w granicach od 0,0 do 1,5 %, a dla wysokości powyżej 600 metrów od 0,4 do 2,6 %. Oznacza to, że pomiędzy wariantami nie występują znaczące różnice pod względem częstości występowania poszczególnych kierunków wiatru. W porównaniu do wariantu 1.1 cechują się wyraźnie mniejszą zmiennością częstości występowania poszczególnych kierunków wiatru wraz z wysokością. Wyraźnie widoczny jest również zanik dominacji wiatrów południowych i północnych oraz wzrost udziałów procentowych wiatrów wschodnich. Powyższe różnice wynikają z faktu zwiększenia wagi stacji naziemnej w funkcji BIAS dla warstw powyżej 20 m nad poziomem terenu.

Rozkłady prędkości wiatrów na różnych wysokościach dla wariantów 1.2 i 1.3 cechują się dużym podobieństwem. Różnic pomiędzy poszczególnymi udziałami procentowymi danych zakresów prędkości wiatru znajdują się w granicach od 0,0 do 3,4 %. Porównanie wariantów 1.1 z 1.2 oraz 1.1 z 1.3 wykazuje, że różnice w rozkładach prędkości wiatrów są bardzo znaczące. W przypadku wariantu 1.1 dla wysokości od 40 do 1000 m nad poziomem terenu dominują prędkości w zakresie od 2 do 4 m/s oraz 4 do 7 m/s, a udziały procentowe wahają się odpowiednio w granicach od 22,6 do 42,7 % oraz od 29,7 do 50,4 m/s. W przypadku wariantów 1.2 oraz 1.3 na warstwach powyżej 20 m nad poziomem terenu dominują prędkości w zakresie od 0,5 do 2,0 m/s. W wariantach 1.2 udziały procentowe tych prędkości w zależności do wysokości wynoszą od 35,5 do 49,46 % a dla wariantu 1.3 zawierają się w granicach od 32,7 do 48,8 %. Z porównania wariantów 1.2 i 1.3 wynika pewna zależność, która obrazuje, że w wariantach 1.3 w zależności od wysokości występują nieznacznie wyższe udziały procentowe prędkości wiatrów w zakresie od 2 do 4 m/s oraz nieznacznie mniejsze w zakresie 0,5 do 2 m/s. Uzyskane różnice, o których mowa powyżej pomiędzy wariantami 1.2 i 1.3 dla wysokości ponad 40 m nad poziomem terenu w zakresie

prędkości od 2 do 4 m/s wahają się w granicach od 0,0 do 3,4 % natomiast w zakresie od 0,5 do 2 m/s różnice zawierają się w granicach od 0,0 do 2,8 %.

Zważywszy na przedstawione różnice i omówione w niniejszym rozdziale zależności, zdecydowano się w dalszej części obliczeniowej na wykluczenie wariantów z włączoną funkcją ekstrapolacji ciszy, ponieważ w przypadku włączenia tej funkcji w warstwach powyżej wysokości 20 m nad poziomem terenu występują nienaturalne udziały procentowe ciszy. Z uwagi na wystąpienie w wariacie 1.1 ponadnaturalnego skreću wiatru wraz z wysokością oraz całkowitego zaniku wiatrów wschodnich, powyższy wariant został również wykluczony. Pozostałe dwa warianty obliczeniowe 1.2 oraz 1.3 nie wykazują znaczących różnic pomiędzy sobą ze względu na rozkład prędkości i kierunku wiatru we wszystkich modelowanych warstwach. Jednakże ze względu na większy udział prędkości wiatrów w zakresie od 2 do 4 m/s i mniejszy udział prędkości w zakresie od 0,5 do 2 m/s zdecydowano się na wybór wariantu 1.3. Zgodnie z powyższym do obliczeń dla pozostałych siatek obliczeniowych przyjęto wyłączenie funkcji ekstrapolacji ciszy, a stosunek wagi pomiędzy stacjami aerologicznymi i naziemnymi będzie opisywała funkcja BIAS(Z3).

6.3.2 Wpływ rozdzielczości siatki obliczeniowej na rozkłady kierunków i prędkości wiatru w receptorach siatkowych

W niniejszym podrozdziale zdecydowano się na ograniczenie porównania wyników do jednego receptora w każdej siatce obliczeniowej znajdującego się w odległości 7 km od lewego dolnego narożnika obszaru obliczeniowego, ponieważ zależności występujące pomiędzy receptorami zlokalizowanymi w pokrywających się punktach każdej siatki są analogiczne do zawartych w poniższym opisie. Z zestawionych róż wiatru dla poszczególnych receptorów w różnych siatkach obliczeniowych wynika, że znaczne różnice pomiędzy udziałami procentowymi poszczególnych kierunków wiatru występują tylko na wysokościach 20 i 40 m nad poziomem terenu, a występujące powyżej tych wysokości różnice można przyjąć za pomijalne. W przypadku porównania wariantów 1.3 z 3.1, 1.3 z 4.1 oraz 1.3 z 5.1 wynika, że w warstwach zlokalizowanych na wysokościach powyżej 80 m nad poziomem terenu różnice wahają się w granicach od 0,0 do 1,3 %. Natomiast na wysokości 80 m nad poziomem terenu różnice pomiędzy ww. wariantami zawierają się w granicach od 0,0% do 3,9%, jednakże kształty róż wiatrów pozostają zachowane, a dominacja wschodnich i zachodnich kierunków wiatrów jest wyraźna. W związku z powyższym można

stwierdzić, że w modelowanych warstwach na wysokościach powyżej 40 m nad poziomem terenu panują ujednoczone warunki we wszystkich siatkach obliczeniowych, ze względu na częstości występowania poszczególnych kierunków wiatru.

Z porównania wariantów 1.3 z 3.1 i 1.3 z 4.1 wynika, że zmiany kierunków wiatru są bardziej wyraźne w warstwach na wysokościach 20 i 40 metrów nad poziomem terenu niż na wyższych warstwach. Różnice pomiędzy wariantami 1.3 i 4.1 na wysokościach 20 i 40 m wahają się w granicach od 0,0 do 6,2 %, a w przypadku porównania wariantów 1.3. i 4.1 zawierają się w zakresie od 0,0 do 7,5 %. W przypadku ograniczenia się do wyróżnienia tylko czterech kierunków wiatru uwidacznia się zależność, że w siatkach obliczeniowych o rozdzielczości 1 x 1 km (00 i 01) oraz w siatce 500 x 500 m (02) dominują wiatry zachodnie oraz wschodnie. Ponadto dominacja wiatrów zachodnich i wschodnich jest widoczniejsza w warstwie na wysokości 40 m w porównaniu do warstwy na wysokości 20 m nad poziomem terenu. Wyżej opisaną zależność obrazuje tabela 6.8, w której zestawiono udziały procentowe czterech kierunków wiatru w zależności od wysokości i zastosowanej siatki obliczeniowej dla receptorów zlokalizowanych w odległości 7 km w pionie i poziomie od lewego dolnego narożnika siatki obliczeniowej.

Tabela 6.8. Zestawienie udziałów procentowych kierunków wiatru w zależności od siatki obliczeniowej i wysokości modelowanej warstwy meteorologicznej

Kod Siatki	00		01		02		03	
	20	40	20	40	20	40	20	40
Wysokość warstwy [m]								
Udziały procentowe wiatrów południowych [%]	19,1	8,9	18,9	5,3	19,9	6,3	17,9	7,1
Udziały procentowe wiatrów zachodnich [%]	43,5	53,1	41,3	56,7	39,3	55,2	33,3	48,1
Udziały procentowe wiatrów północnych [%]	15,2	9,4	16,7	6,7	20,8	7,7	37,0	23,8
Udziały procentowe wiatrów wschodnich [%]	22,2	28,6	23,1	31,3	20,0	30,8	11,8	21,0

Zupełnie odmiennie wygląda sytuacja związana z rozkładem poszczególnych kierunków wiatru dla siatki obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 m (kod siatki: 03) w warstwach na wysokości 20 i 40 m nad poziomem terenu. Kształty róż wiatrów uwidaczniają, że w przypadku zwiększenia rozdzielczości siatki obliczeniowej dochodzi do drastycznych zmian kierunku wiatru w porównaniu do siatek obliczeniowych

o mniejszej rozdzielczości (00, 01 i 02). Widoczny jest spadek udziałów procentowych wiatrów zachodnich o nawet 10,2 % dla warstwy na wysokości 20 m, a dla warstwy na wysokości 40 m spadek wynosi maksymalnie 8,6 %. Widoczny jest również spadek udziałów procentowych wiatrów wschodnich mieszczący się w granicach od 7,7 do 11,3 % w zależności od rozdzielczości siatki i wysokości modelowanej warstwy. Naprzeciw spadkowi udziałów procentowych wiatrów zachodnich i wschodnich wychodzą wiatry południowe. Wzrost udziałów wiatrów północnych w porównaniu do siatek o mniejszej rozdzielczości (00, 01 i 02) waha się granicach od 14,4 do 21,8 % w zależności od wysokości modelowanej warstwy.

Z powyższej analizy wynika, że zmiana rozdzielczości siatki obliczeniowej oraz zastosowanie innych danych wejściowych rzeźby i użytkowania terenu wpływa w stopniu pomijalnie małym na rozkłady częstości występowania poszczególnych kierunków wiatru na warstwy znajdujące się powyżej wysokości 40 m nad poziomem terenu. Wpływ wyżej przedstawionych parametrów jest znacznie bardziej wyraźny w warstwach na wysokościach 20 i 40 m nad poziomem terenu. W przypadku siatek o rozdzielczości mniejszej niż 100 x 100 m (03) zależności związane z występowaniem czterech podstawowych kierunków wiatru są zachowane. Sytuacja wygląda odmiennie w przypadku siatki o rozdzielczości 100 x 100 m dla warstw na wysokości 20 i 40 m. Następuje w tym przypadku drastyczna zmiana kształtu róży wiatrów w stosunku do siatek obliczeniowych o mniejszych rozdzielczościach.

Sytuację związaną ze zmianami rozkładów prędkości wiatru obrazuje tabela 6.6. Z porównania wariantów 1.3 i 3.1 wynika, że różnice w częstości występowania poszczególnych zakresów prędkości zawierają się w granicach od 0,0 do 6,3 % we wszystkich modelowanych warstwach. W tym przypadku można stwierdzić, że w modelowanych warstwach wystąpił wzrost udziałów procentowych prędkości wiatru powyżej 10 m/s i w zależności od wysokości modelowanej warstwy i zakresu prędkości mieści się on w granicach od 0,1 % do 6,2 %.

W przypadku porównania wariantów 1.3 z 4.1 dla warstw zlokalizowanych powyżej wysokości 40 m nad poziomem terenu, różnice w rozkładach prędkości wiatru praktycznie nie występują i wachają się w granicach od 0,0 do 0,5 %. W przypadku warstw znajdujących się poniżej wysokości 80 m nad poziomem terenu różnice są nieznacznie większe i w zależności od zakresu prędkości zmieniają się w przedziale od 0,4 do 1,7 %.

Z porównania wariantów 1.3 z 5.1 wynika, że różnice w rozkładach prędkości w warstwach powyżej wysokości 40 m nad poziomem terenu pomiędzy poszczególnymi zakresami prędkości kształtują się na poziomie od 0,1 do 7 %. Wyraźny jest również wzrost prędkości powyżej 10 m/s w siatce obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 m, a na wysokościach 20 i 40 m nad poziomem terenu obserwowane są bardzo wyraźne zmiany w udziałach procentowych poszczególnych zakresów prędkości. W siatce obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 następuje znaczący spadek udziałów ciszy i wynosi on 24,6 % dla warstwy na wysokości 20 m, a na wysokości 40 m wynosi 9,3 % w porównaniu do siatki o kodzie 00 (rozdzielczości 1 x 1 km). Natomiast w przypadku prędkości w zakresie 0,5 ÷ 2,0 m/s następuje wzrost ich udziałów w siatce o rozdzielczości 100 x 100 m w porównaniu do siatki o kodzie 00 i wynosi dla wysokości 20 i 40 m odpowiednio 27,7 % i 9,3%.

Przedstawiona powyżej analiza porównawcza wyników obliczeń rozkładów prędkości wiatru w poszczególnych siatkach obliczeniowych wykazała, że wyraźne zmiany występują tylko przy przejściu do siatki o rozdzielczości 100 x 100 i odnoszą się do warstw zlokalizowanych na wysokościach 20 i 40 m nad poziomem terenu. Ponadto zastosowanie różnych danych wejściowych rzeźby i użytkowania terenu powoduje nieznaczny wzrost udziałów procentowych prędkości wiatrów silniejszych niż 10 m/s w warstwach powyżej wysokości 20 m nad poziomem terenu dla siatki o kodzie 01 w porównaniu do siatki o kodzie 00.

6.3.3 Porównanie wyników rozkładów prędkości i kierunków wiatru w siatce obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 m

Zważywszy na występowanie dużych różnic w rozkładach prędkości i kierunku wiatru dla siatki obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 w porównaniu do pozostałych siatek obliczeniowych zdecydowano się na zbadanie zmienności wewnątrz tej siatki obliczeniowej w czterech receptorach zlokalizowanych w odległości 7 km od narożników wyznaczających obszar obliczeniowy. Poniższa analiza została oparta na porównaniu różnic między receptorem 71_71_03, a pozostałymi trzema receptorami.

Z uzyskanych wyników rozkładów prędkości i kierunków wiatru dla zadanych receptorów wynika, że w modelowanych warstwach na wysokościach powyżej 40 m nad poziomem terenu występują jednolite warunki meteorologiczne. Uzyskane różnice dla udziałów procentowych poszczególnych zakresów prędkości wiatru ww. warstwach wachają się w granicach od 0,0 do 4,8 % . W przypadku udziałów procentowych

poszczególnych kierunków wiatru różnice zawierają się w granicach 0,0 do 3,8 % dla warstw zlokalizowanych powyżej wysokości 80 m nad poziomem terenu.

W przypadku warstwy na wysokości 80 m nad poziomem terenu, różnice udziałów procentowych prędkości i kierunków wiatru są nieznacznie większe. W odniesieniu do udziałów procentowych poszczególnych kierunków wiatru zawierają się one w granicach od 0,3 do 6,3%. W przypadku udziałów procentowych poszczególnych prędkości wiatrów wyróżnić można tylko istotną różnicę dla zakresu prędkości od 2 do 4 m/s, która wynosi 9,4 % dla porównania receptorów 71_71_03 z 71_190_03 oraz 71_71_03 z 190_71_03. W przypadku pozostałych zakresów prędkości różnice mieszczą się w granicach od 0,1 do 4,6 %.

W najniższych warstwach, tj. na wysokościach 20 i 40 m nad poziomem terenu występuje duże zróżnicowanie ze względu na częstość występowania poszczególnych kierunków wiatrów.

Wykresy radarowe obrazują, że na wysokości 40 m róże kierunków wiatru przyjmują podobne kształty, mimo tego różnice pomiędzy poszczególnymi receptorami ze względu na udziały procentowe poszczególnych kierunków wiatru wahają się w granicach od 0,4 do 14,1 %. Jediną charakterystyczną cechą są stosunkowo wysokie udziały procentowe wiatrów zachodnich we wszystkich receptorach na wysokości 40 m nad poziomem terenu. W receptorze 71_71_03 dominują kierunki E i ENE, a ich częstości występowania wynoszą odpowiednio 21,5 % oraz 15,7 %. W przypadku receptorów 71_190_03, 190_71_03 i 190_190_30 dominującą rolę odgrywa kierunek ENE, a udziały procentowe tego kierunku w powyższych receptorach wynoszą odpowiednio 24,3 %, 24,9 % i 24,3%.

Róże kierunków wiatru na wysokości 20 m nad poziomem terenu przyjmują bardzo różnorodne kształty w zależności od lokalizacji w siatce obliczeniowej. Różnice pomiędzy udziałami procentowymi poszczególnych kierunków wiatru w receptorach wahają się w granicach od 0,0 do 17,9 %. Ponadto charakteryzują się dużymi udziałami procentowymi wiatrów zachodnich oraz w niektórych przypadkach dominacją innych kierunków. W receptorze 71_71_03 dominują kierunki S i ENE, a ich częstości występowania wynoszą odpowiednio 23,5 % oraz 22,8 %. Natomiast w receptorze 71_190_03 dominującą rolę odgrywa kierunek NNW oraz nieznacznie mniejszą kierunki ENE i E, a ich udziały procentowe wynoszą odpowiednio 20,6 %, 16,9 % i 13,8 %. W pozostałych receptorach największymi udziałami procentowymi charakteryzuje się kierunek ENE, a częstości występowania tego kierunku wiatru dla receptorów

190_71_03 i 190_190_03 wynoszą odpowiednio 31,0 % i 24,1 %. Ponadto w receptorze 190_71_03 istotną rolę odgrywają kierunki E, ESE i S, natomiast w receptorze 190_190_03 kierunki ESE i WSW. Udziały procentowe wymienionych kierunków wiatru wynoszą odpowiednio 10,8 %, 14,8% i 11,7 % dla receptora 190_71_03, a dla receptora 190_190_03 wynoszą odpowiednio 13,4 % i 10,8 %.

Z porównania rozkładów prędkości wiatru dla poszczególnych receptorów w siatce o rozdzielczości 100 x 100 m w warstwach znajdujących się na wysokości 20 i 40 m nad poziomem terenu przy nieuwzględnieniu wariantu 190_190_03 wynika, że różnice rozkładów prędkości pomiędzy receptorami są niewielkie. Oscylują one w granicach od 0,4 % do 6,3%. W przypadku porównania wariantu 190_190_03 z pozostałymi wynika, że w warstwie na wysokości 20 m nad poziomem terenu nastąpił znaczny wzrost udziałów procentowych ciszy przy jednoczesnym spadku udziałów prędkości w zakresie od 0,5 do 2 m/s. Zarówno wzrost i spadek udziałów procentowych poszczególnych zakresów prędkości w porównaniu do pozostałych receptorów wynosi przeszło 20 %.

Z powyższej analizy wynika, że przy zastosowaniu siatki obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 m wpływ ukształtowania terenu na częstości występowania wiatrów w zakresie od 0,0 do 2 m/s może być bardzo istotny w zależności od cechy terenu. Również widoczny jest bardzo wyraźny wpływ rzeźby i użytkowania terenu na dominację poszczególnych kierunków wiatru w warstwach na wysokościach 20 i 40 m nad poziomem terenu.

6.4 Analiza parametrów mikroklimatycznych

Parametry mikroklimatyczne, takie jak stabilność atmosfery i wysokość mieszania wpływają na dyspersję zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Wysokość warstwy mieszania zależy od rodzaju podłoża oraz pory dnia. Kształtowana jest poprzez pionowe strumienie ciepła i wilgoci. Promieniowanie odbite od powierzchni terenu wywołuje konwekcyjne ruchy mas powietrza. Ruchy te wraz z skrętem wiatru wywołują powstanie wirów turbulencyjnych, które istotnie zwiększają szybkość dyspersji zanieczyszczeń. Schemat stabilności atmosfery stanowi podstawę w wielu modelach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza. Kategoria stabilności dostarcza nam informacji na temat intensywności turbulencji w pobliżu gruntu. Wyznacza się je w oparciu o prędkość wiatru, nasłonecznienie, zachmurzenie oraz porę dnia. Obserwowanym efektem wpływu

stabilności atmosfery jest sposób zachowania się wydobywającej smugi z komina. Wyróżniamy sześć kategorii stabilności atmosfery: równowaga silnie chwiejna (1), chwiejna (2), lekko chwiejna (3), obojętna (4), lekko stała (5) i stała (6) [1, 42]. W tabeli 6.9 zamieszczono częstości występowania klas równowagi atmosfery dla wybranych receptorów siatkowych.

Tabela 6.9. Zestawienie częstości występowania klas równowagi atmosfery w zależności od siatki obliczeniowej

Receptor siatkowy	Częstość występowania klas stabilności atmosfery [%]					
	klasa 1	klasa 2	klasa 3	klasa 4	klasa 5	klasa 6
8_8_00	3,6	11,6	19,0	26,3	3,5	36,0
8_8_01	3,6	11,8	18,7	26,3	3,5	36,0
15_15_02	3,6	11,6	19,0	26,3	3,5	36,0
71_71_03	3,6	11,6	19,0	26,3	3,4	36,2

Wstępna analiza parametrów mikroklimatycznych wykazała, że w obrębie każdej siatki obliczeniowej w zależności od czasu, nie występują prawie żadne różnice stanów równowagi atmosfery. W tabeli 6.10 zestawiono częstości występowania klas stabilności atmosfery w zależności od receptora w odniesieniu do okresu obliczeniowego, który wynosi 744 h. Przedstawione w niej wyniki uwidaczniają powyższe stwierdzenie. Natomiast dane przedstawione w tabeli 6.9 obrazują, że powyższe stwierdzenie jest również poprawne w odniesieniu do porównania pomiędzy sobą siatek obliczeniowych. Różnice w częstości występowania danych klas stabilności atmosfery są minimalne i wachają się w granicach od 0,0 do 0,3 % w odniesieniu do receptorów zlokalizowanych w poszczególnych siatkach obliczeniowych. Przedstawione w tabelach 6.9 i 6.10 dane obrazują, że najczęściej występuje klasy stabilna (6) oraz obojętna (4), a maksymalne wartości ich udziałów procentowych wynoszą odpowiednio 36,2 % oraz 26,3 %. Najrzadziej występują klasy silnie chwiejna (1) i lekko stabilna (5), a maksymalne wartości częstości występowania wynoszą dla nich odpowiednio 3,6 % i 5,5 %

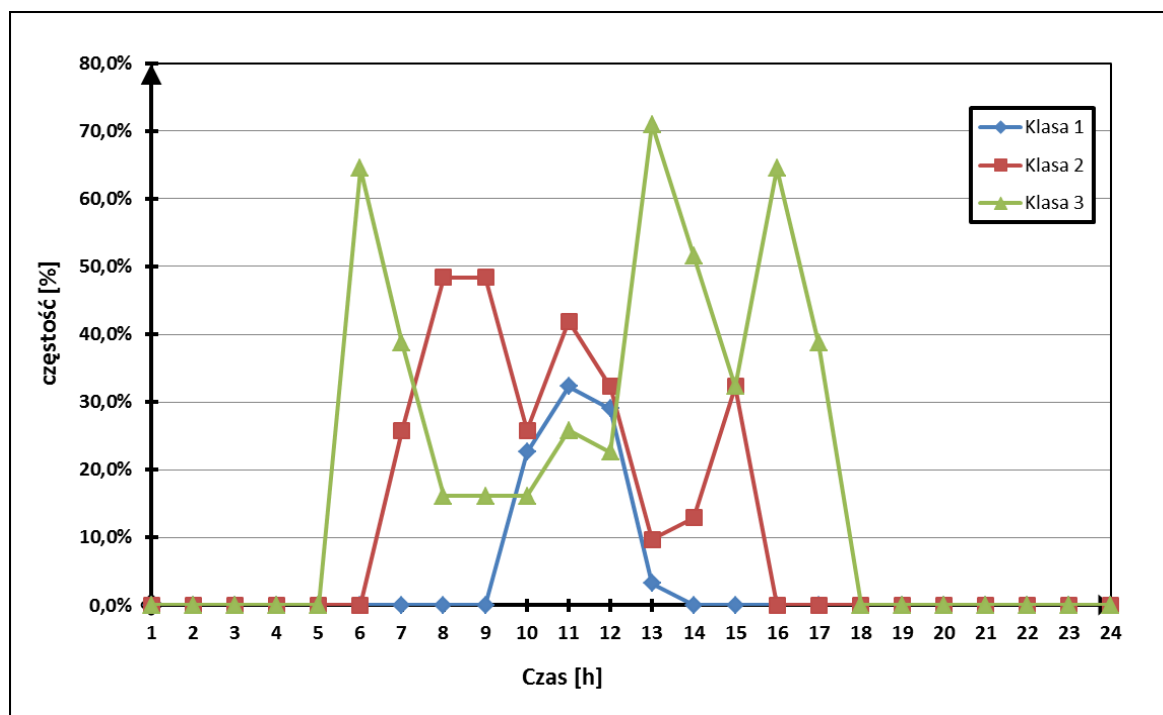
Klasy stabilności atmosfery wykazują pewną zmienność związaną z porą dnia. Zmiany te przedstawiają rysunki 6.1 i 6.2. Wynika z nich, że klasy niestabilne (klasy 1, 2 i 3) zgodnie z teorią Pasquill'a występują w ciągu dnia przy promieniowaniu słonecznym, a klasy stabilne (5, 6) występują w nocy. W siatce obliczeniowej o kodzie 03 klasy niestabilne występują tylko w godzinach od 6:00 do 17:00, a największymi udziałami procentowymi w odniesieniu do 1 godziny cechuje się klasa lekko chwiejna. Klasa stabilności 3 występuje najczęściej w godzinach 6:00, 13:00 i 16:00, a wartości ich

częstości występowania wynoszą odpowiednio 64,5 %, 71 % i 64,5 %. Najrzadziej występuje klasa silnie chwiejna w godzinach przedpołudniowych i południowcy (od 10:00 do 13:00). Maksymalna wartość częstości występowania tej klasy wynosi 41,9 %. W przypadku klasy chwiejnej (2) występuje ona w godzinach od 7:00 do 15:00, a jej maksymalne udziały procentowe w odniesieniu do 1 godziny obserwujemy w godzinach 8:00 i 9:00. Wartość klasy lekko chwiejnej wynosi 48,4 %.

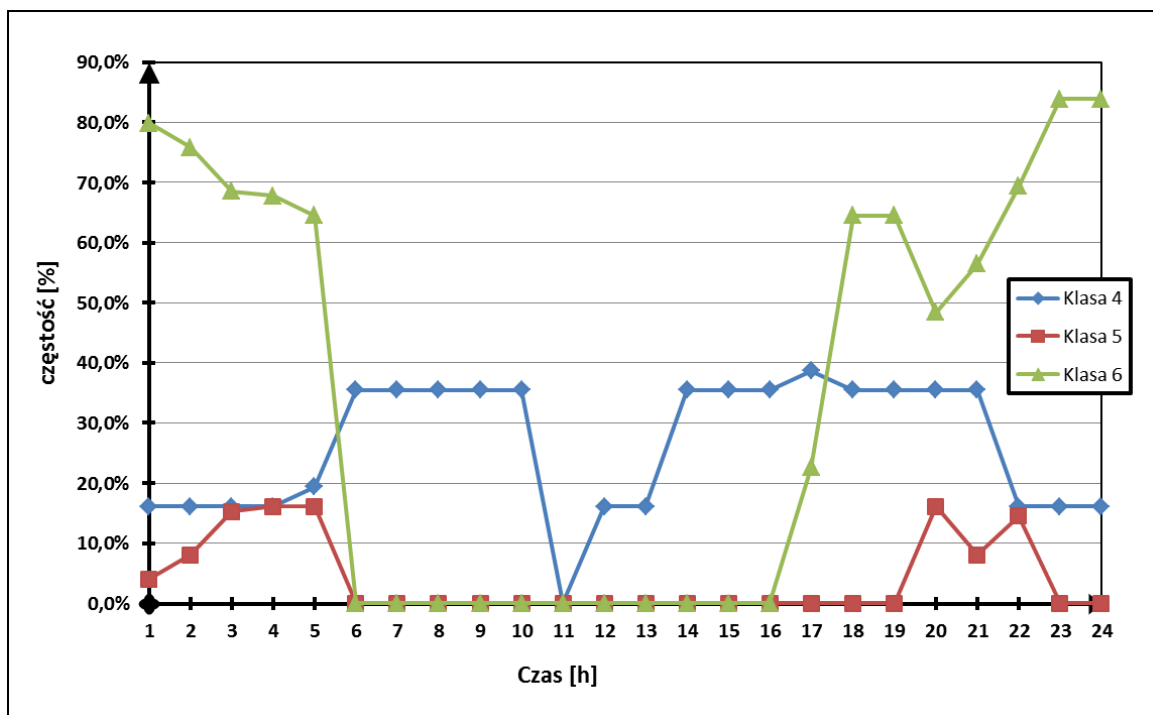
Tabela 6.10. Zestawienie częstości występowania klas równowagi atmosfery w zależności od receptora w siatce obliczeniowej o kodzie 03

Receptor siatkowy	Częstość występowania klas stabilności atmosfery [%]					
	klasa 1	klasa 2	klasa 3	klasa 4	klasa 5	klasa 6
71_71_03	3,6	11,6	19,0	26,3	3,4	36,2
71_190_03	3,6	11,6	19,2	26,1	5,5	34,0
190_71_03	3,6	11,6	19,0	26,3	3,5	36,0
190_190_03	3,6	11,6	19,2	26,1	4,0	35,5

W przypadku klasy neutralnej (4) jej częstość występowania jest wyraźnie mniejsza w godzinach nocnych, a stosunkowo duże wartości przyjmuje w godzinach rannych i wieczornych. Występuje prawie w całym przedziale czasowym, poza godziną 11:00, a częstość występowania oscyluje w granicach od 16,1 do 38,7 %.



Rysunek 6.1. Częstości występowania klas niestabilnych atmosfery (klas 1, 2 i 3) w zależności od czasu wystąpienia w ciągu doby dla siatki o kodzie 03



Rysunek 6.2. Częstości występowania klas neutralnych i stabilnych atmosfery (klas 4, 5 i 6) w zależności od czasu wystąpienia w ciągu doby dla siatki o kodzie 03

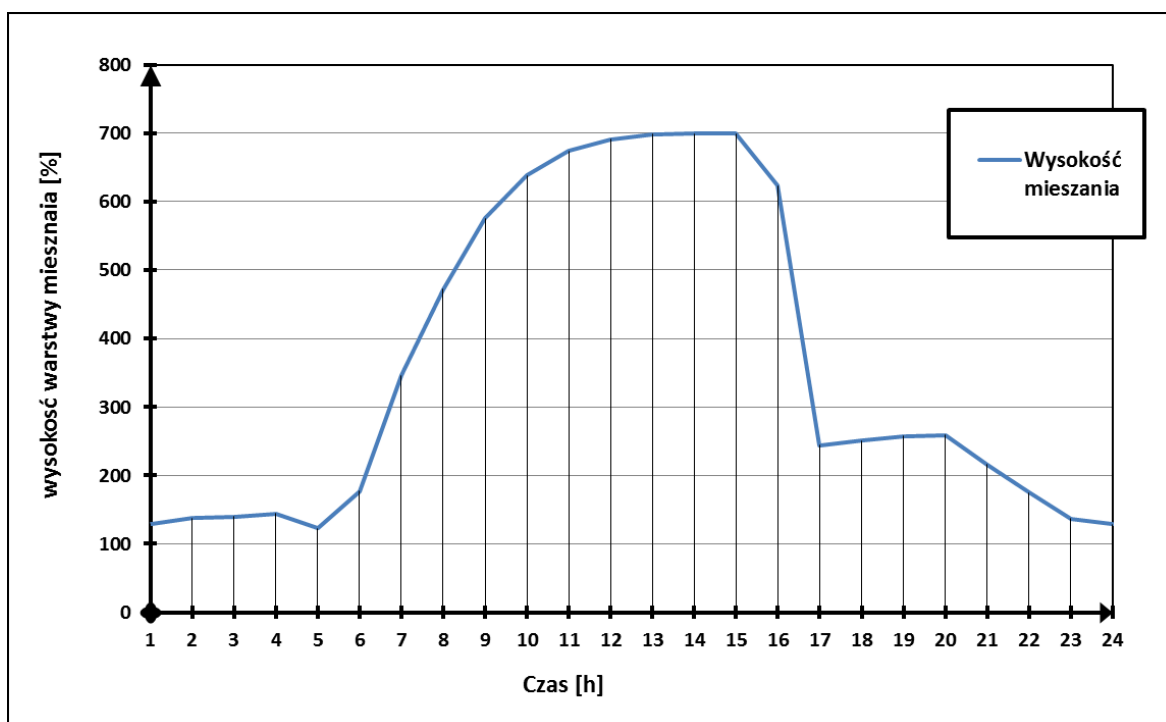
Stabilne klasy atmosfery (5, 6) występują w godzinach od 17:00 do 5:00, a częstotliwość występowania klasy 6 jest wyraźnie wyższa w porównaniu do pozostałych klas. Klasa ta przyjmuje maksymalną wartości częstotliwości w godzinach 23:00, 24:00 i wynosi ona 83,9 %. Udziały procentowe klasy lekko stałej są wyraźnie niższe w stosunku do klasy 6 i nie przekraczają wartości 20 %. Ponadto występują one tylko w godzinach od 20:00 do 22:00 oraz 1:00 do 5:00.

Tabela 6.11. Zestawienie uśrednionych wartości wysokości mieszania w stosunku do klas stabilności atmosfery w zależności od receptora w siatce o kodzie 03

Receptor siatkowy	uśredniona wysokości mieszania [m] w stosunku do klasy stabilności atmosfery					
	klasa 1	klasa 2	klasa 3	klasa 4	klasa 5	klasa 6
71_71_03	674	577	481	509	126	71
71_190_03	677	584	481	596	133	72
190_71_03	675	580	484	554	125	72
190_190_03	677	584	481	561	93	74

Wysokość warstwy mieszania definiuje obszar ruchów turbulentnych mas powietrza powodujących silną dyspersję zanieczyszczeń powietrza. Ponadto pozostaje w pewnej zależności w stosunku do stanów równowagi atmosfery. Zmienność ta została przedstawiona w tabeli 6.11, która zawiera uśrednione wartości wysokości mieszania.

Jak wynika z tych danych, najniższe wysokości mieszania występują przy stabilnych warunkach atmosferycznych (klasy 5, 6), a najwyższe przy stanie równowagi silnie chwiejnym. Uśrednione wartości wysokości mieszania dla klasy 1 oscylują w granicach od 674 do 677 m w zależności od receptora w siatce obliczeniowej o rozdzielczości 100 x 100 m. Stosunkowo duże wysokości warstwy mieszania występują w przy stanach równowagi neutralnej i chwiejnej, a w zależności od receptora wahają się w granicach od 509 do 596 m. Warto zwrócić uwagę, że przy wyłączeniu z rozrachunku klasę 4, przy przejściu z klasy silnie chwiejnej do stabilnej wyraźny jest spadek wysokości mieszania.



Rysunek 6.3. Zależność uśrednionej wartości wysokości warstwy mieszania w zależności od czasu wystąpienia w ciągu doby dla siatki o kodzie 03

Wysokość warstwy mieszania w zależności od pory dnia przyjmuje stałą zależność, a linia określająca wysokość warstwy mieszania w zależności od czasu przyjmuje kształt rozkładu Gaussa. Wysokość warstwy mieszania w godzinach od 23:00 do 5:00 rano przyjmuje najniższe wartości i zawierają się one w zakresie od 123 do 144 m. Następnie wraz ze wschodem słońca wysokość warstwy mieszania zaczyna wzrastać i w godzinach popołudniowych przyjmuje swoje maksimum, które wynosi 700 m. Następnie wraz z zachodem słońca drastycznie spada do wysokości w granicach 200-300 m i cykl się powtarza.

7. Charakterystyka obiektu badań i pola emisji wykorzystanego w modelu CALPUFF

7.1 Obiekt badań i przyjęte założenia

Instalacja termicznego przekształcania odpadów komunalnych w Krakowie, planowana do wybudowania do końca 2015 roku składać będzie się z dwóch linii spalania. Instalacja wyposażona będzie w piece rusztowe i strumieniowo-objętościowy system redukcji emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego. Przewiduje się, że instalacja pracować będzie przez 7800 h/rok, a wydajność każdej linii wynosić będzie 110 000 Mg odpadów komunalnych na rok. Wysokość i średnica każdego emitora wynosić będzie odpowiednio 80 m i 1,6 m. Proces spalania dla tego typu instalacji odbywa się przy stosunku nadmiaru powietrza spalania $\lambda = 2.0$, uwzględniając sumę powietrza pierwotnego dostarczanego pod palenisko rusztowe, oraz wtórnego dostarczanego do komory spalania w celu odpowiedniego dopalenia substancji palnych. Wilgotność powietrza dostarczonego do procesu spalania przyjęto na poziomie $x = 0.014$ kg H₂O/kg suchego powietrza. Natomiast temperatura gazów przy wylocie z emitora wynosić będzie 397 K [37]. Na cele niniejszego opracowania założono, że części palne zawarte w odpadach komunalnych ulegać będą procesowi całkowitego i zupełnego spalania w piecu rusztowym, a cała wilgoć zawarta w odpadach przejdzie w stan gazowy.

Charakterystykę właściwości palnych odpadów komunalnych opracowano na podstawie prac [43, 44] i zestawiono w tabeli 7.1 przy założeniu, że wartość opałowa obliczona na podstawie składu chemicznego odpadów wg wzoru Dulonga (7.1) powinna wynosić w przybliżeniu 8'800 kJ/kg [37, 45].

$$Q_i = 3408C^r + 142720\left(H^r - \frac{O^r}{8}\right) + 9260S^r - 2500(W^r + 9H^r) \quad (7.1)$$

gdzie:

Q_i – wartość opałowa [kJ/kg],

C^r – procentowy udział masowy węgla w spalonym paliwie [%],

H^r – procentowy udział masowy chloru w spalonym paliwie [%],

O^r – procentowy udział masowy tlenu w spalonym paliwie [%],

S^r – procentowy udział masowy siarki w spalonym paliwie [%],

W^r – procentowy udział masowy wilgoci [%].

Ponadto w obliczeniach przyjęto, że objętość jednego kilomola substancji w stanie gazowych dla warunków umownych wynosi $V_u = 22,4 \text{ m}^3/\text{kmol}$ ($p_u = 101,3 \text{ kPa}$; $T_u = 273 \text{ K}$), natomiast ciepło właściwe gazów odlotowych wynosi $C_p = 1,3 \text{ kJ}/(\text{m}^3 \cdot \text{K})$ [45, 46]. W tabeli 7.2 zestawiono masy molowe pierwiastków oraz związków chemicznych uwzględnionych w obliczeniach.

Tabela 7.1. Charakterystyka właściwości odpadów komunalnych (opracowanie własne na podstawie [43, 44])

Składniki paliwa	Jednostka	Udziały masowe
Wilgotność	[%]	32,7
Części palne	[%]	39,2
Części niepalne (popioły)	[%]	28,1
Analiza chemiczna części palnych		
Węgiel C	[%]	19,7
Wodór H	[%]	4,5
Azot N	[%]	0,7
Siarka S	[%]	0,05
Chlor Cl	[%]	0,25
Tlen O	[%]	14
Wartość opałowa wg wzoru Dulonga		
Q_i	[kJ/kg]	8'815

Tabela 7.2. Masy molowe pierwiastków i związków chemicznych uwzględnionych w obliczeniach

Pierwiastek	M [kg/kmol]	Związki chemiczne	M [kg/kmol]
Węgiel C	12,01	Dwutlenek węgla CO_2	44,01
Azot N	14,008	Azot N_2	28,016
Wodór H	1,008	Woda H_2O	18,016
Siarka S	32,065	Dwutlenek siarki SO_2	64,066
Chlor Cl	35,457	Chlorowodór HCl	36,465
Tlen O	16	Tlen O_2	32

7.2 Metodyka i wyniki obliczeń

W celu określenia emisji zanieczyszczeń do powietrza w pierwszej kolejności wykonano obliczenia ilości powstających spalin suchych w warunkach umownych ($V_{s,u}$). W kolejnym kroku na podstawie danych o wydajności linii termicznego przekształcania

odpadów obliczono strumień objętości spalin suchych w warunkach umownych (\dot{V}'_u). Oprócz danych emisyjnych, do modelu należy dostarczyć informacje o prędkości wylotowej gazów odlotowych (w). W celu obliczenia prędkości wylotowej spalin w pierwszej kolejności należy obliczyć ilość powstających spalin wilgotnych w warunkach umownych ($V'_{s.u.}$), następnie obliczyć strumień objętości spalin wilgotnych (\dot{V}'_u) i przeliczyć na warunki rzeczywiste. Metodykę oraz wyniki obliczeń ww. czynności zawarto w podrozdziale 7.2.1. Natomiast w rozdziale 7.2.2 przedstawiono metodykę oraz wyniki obliczeń emisji substancji do powietrza opartej na standardach emisyjnych.

7.2.1 Obliczenia ilości powstających spalin i prędkości gazów odlotowych

W poniższych obliczeniach przyjęto, że cała wilgoć zawarta w odpadach przejdzie w stan gazowy, a substancje palne ulegną procesowi całkowitego i zupełnego spalania. Metodyka obliczeń objętości spalin zawiera się w wzorach 7.2-7.15 i została opracowana na podstawie literatury [45, 46].

$$V'_{s.u.} = V_{CO_2} + V_{H_2O} + V_{SO_2} + V_{O_2} + V_{N_2} + V_{HCl} \quad (7.2)$$

$$V_{s.u.} = V'_{s.u.} - V_{H_2O} \quad (7.3)$$

gdzie:

$V'_{s.u.}$ – objętość spalin wilgotnych w warunkach umownych [m^3/kg paliwa],

$V_{s.u.}$ – objętość spalin suchych w warunkach umownych [m^3/kg paliwa],

V_{CO_2} – objętość dwutlenku węgla w warunkach umownych [m^3CO_2/kg paliwa],

V_{H_2O} – objętość pary wodnej w warunkach umownych [m^3H_2O/kg paliwa],

V_{SO_2} – objętość dwutlenku siarki w warunkach umownych [$m^3 SO_2/kg$ paliwa],

V_{O_2} – objętość tlenu w warunkach umownych [m^3/kg paliwa],

V_{N_2} – objętość azotu w warunkach umownych [m^3/kg paliwa],

V_{HCl} – objętość chlorowodoru w warunkach umownych [m^3/kg paliwa].

$$V_{CO_2} = \frac{V_u}{M_C} \cdot C^r \quad (7.4)$$

$$V_{SO_2} = \frac{V_u}{M_S} \cdot S^r \quad (7.5)$$

$$V_{HCl} = 2 \cdot \left(\frac{V_u}{M_{Cl_2}} \cdot Cl^r \right) \quad (7.6)$$

gdzie:

V_u – objętość molowa w warunkach umownych [$m^3/kmol$],

M_S – masa molowa siarki [$kg/kmol$],

S^r – procentowy udział masowy siarki w spalanej paliwie [%],

M_C – masa molowa węgla [$kg/kmol$],

C^r – procentowy udział masowy węgla w spalanej paliwie [%],

M_{Cl_2} – masa molowa chloru [$kg/kmol$],

Cl^r – procentowy udział masowy chloru w spalanej paliwie [%].

$$V_{H_2O} = V_u \cdot \left(\frac{W_t^r}{M_{H_2O}} + \frac{(H^r - H_{HCl}^r)}{M_{H_2}} \right) + V_{H_2O}^p \quad (7.7)$$

gdzie:

W_t^r – wilgotność paliwa [%],

M_{H_2O} – masa molowa wody [$kg/kmol$],

M_{H_2} – masa molowa wodoru [$kg/kmol$],

H^r – procentowy udział masowy wodoru w spalanej paliwie [%],

$V_{H_2O}^p$ – Objętość pary wodnej wprowadzonej z powietrzem wilgotnym do komory spalania w warunkach umownych [$m^3 H_2O/ kg$ paliwa],

H_{HCl}^r – Procentowy udział masowy wodoru reagującego z chlorem [%]:

$$H_{HCl}^r = \frac{m_{H_2} \cdot 100\%}{m_p} \quad (7.8)$$

gdzie:

m_p – masa spalanej paliwa [kg],

m_{H_2} – masa wodoru reagującego z chlorem [kg/kg paliwa].

$$m_{H_2} = \left(\frac{0,5 \cdot V_{HCl}}{V_u} \right) \cdot M_{H_2} \quad (7.9)$$

gdzie:

V_{HCl} – objętość chlorowodoru w warunkach umownych [$m^3 HCl/kg$ paliwa],

V_u – objętość molowa w warunkach umownych [$m^3/kmol$],

M_{H_2} – masa molowa wodoru [$kg/kmol$].

$$V_{H_2O}^p = 1,6 \cdot x \cdot V \quad (7.10)$$

gdzie:

$V_{H_2O}^p$ – objętość wody wprowadzona z powietrzem wilgotnym do komory spalania w warunkach umownych [m³ H₂O/ kg paliwa],

x – wilgotność powietrza atmosferycznego [kg H₂O/kg powietrza suchego],

V – całkowite powietrze dostarczone do komory spalania w warunkach umownych [m³ /kg paliwa]:

$$V = \lambda \cdot V_0 \quad (7.11)$$

gdzie:

λ – stosunek nadmiaru powietrza,

V_0 – teoretyczna ilość powietrza dostarczona do komory spalania [m³/kg paliwa]:

$$V_0 = \frac{100}{21} \cdot O_t \quad (7.12)$$

gdzie:

O_t – tlen teoretyczny [m³ O₂/kg paliwa]:

$$O_t = V_u \cdot \left(\frac{C^r}{M_c} + \left(0,5 \cdot \frac{(H^r - H_{HCl}^r)}{M_{H_2}} \right) + \frac{S^r}{M_s} - \frac{O^r}{M_{O_2}} \right) \quad (7.13)$$

gdzie:

O^r – procentowy udział masowy tlenu w spalonym paliwie [%],

M_{O_2} – masa molowa tlenu [kg/kmol].

$$V_{O_2} = O_t(\lambda - 1) \quad (7.14)$$

gdzie:

V_{O_2} – objętość tlenu w spalinach w warunkach umownych [m³ O₂/kg paliwa],

λ – stosunek nadmiaru powietrza.

$$V_{N_2} = \frac{V_u}{M_{N_2}} \cdot N^r + 0,79 \cdot \lambda \cdot V_0 \quad (7.15)$$

gdzie:

V_{N_2} – objętość azotu w spalinach w warunkach umownych [m³ SO₂/kg paliwa],

M_{N_2} – masa molowa azotu [kg/kmol],

N^r – procentowy udział masowy azotu w spalonym paliwie [%],

Wyniki obliczeń objętości spalin powstałych w wyniku procesu termicznego przekształcenia odpadów komunalnych przeprowadzonych według wyżej przedstawionej metodyki zawarto w tabeli 7.3. Wyniki pośrednie przeprowadzonych obliczeń zestawiono z kolei w tabeli 7.4.

Tabela 7.3. Zestawienie wyników obliczeń objętości gazów odlotowych (opracowanie własne)

Skład spalin	$V_{i,u}$ [m ³ /kg paliwa]	$V'_{s,u}$ [m ³ /kg paliwa]	$V_{s,u}$ [m ³ /kg paliwa]
CO ₂	0,3678	5,8238	4,8063
SO ₂	0,0003496		
HCl	0,001581		
O ₂	0,5198		
H ₂ O	1,018		
N ₂	3,917		

Tabela 7.4. Zestawienie wyników cząstkowych obliczeń objętości spalin (opracowanie własne)

Parametr	Wartość	Jednostka
m_{H_2}	7,11E-05	kg
H_{Cl}^r	7,11E-05	%
$V_P^{H_2O}$	0,1109	m ³ /kg
V	4,9509	m ³ /kg
V ₀	2,4755	m ³ /kg
O _t	0,5198	m ³ /kg

Gazy odlotowe powstające w procesie spalania odpadów komunalnych przechodzą przez urządzenia ochrony powietrza. W urządzeniach ulegają oczyszczeniu z substancji, które mogą szkodliwie oddziaływać na zdrowie ludzi [37]. Zgodnie z Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 kwietnia 2011 w sprawie standardów emisyjnych z instalacji poziomy redukcji zanieczyszczeń w instalacji oczyszczania spalin powinny umożliwić co najmniej spełnienie wymagań określonych w załączniku nr 5 do ww. rozporządzenia [47]. W wyniku oczyszczania gazów odlotowych objętość emitowanych spalin ulegnie pewnemu zmniejszeniu. Uwzględnianie tego faktu

w obliczeniach strumienia objętości spalin można jednak pominąć, gdyż udziały zanieczyszczeń w tym strumieniu spalin są pomijalnie małe i nie wpływają w znaczący sposób na wynik końcowy obliczeń.

W kolejnym kroku dokonano obliczeń strumienia objętości gazów odlotowych suchych oraz wilgotnych w warunkach umownych i rzeczywistych. Metodyka tych obliczeń została zawarta we wzorach 7.16-7.19. i opracowana na podstawie literatury [2, 46, 48].

$$\dot{V}'_{rz} = \frac{T \cdot \dot{V}'_u}{T_u} \quad (7.16)$$

gdzie:

\dot{V}'_{rz} – strumień objętości spalin wilgotnych w warunkach rzeczywistych [m^3/h],

T – temperatura gazów odlotowych na wylocie z emitora [K],

T_u – temperatura gazów odlotowych w warunkach umownych [K],

\dot{V}'_u – strumień objętości spalin wilgotnych w warunkach umownych [m^3/h]:

$$\dot{V}'_u = \dot{m}_p \cdot V'_{s,u} \quad (7.17)$$

$$\dot{V}_u = \dot{m}_p \cdot V_{s,u} \quad (7.18)$$

gdzie:

$V'_{s,u}$ – objętość spalin wilgotnych w warunkach umownych [m^3/kg paliwa],

$V_{s,u}$ – objętość spalin suchych w warunkach umownych [m^3/kg paliwa],

\dot{m}_p – strumień masy spalanych odpadów [kg/h]:

$$\dot{m}_p = \frac{m_p}{\tau} \quad (7.19)$$

gdzie:

m_p – wydajność linii technologicznej instalacji spalania odpadów [kg/rok],

τ – czas pracy instalacji termicznego przekształcania odpadów [h/rok].

Wyniki obliczeń strumienia objętości spalin wilgotnych w warunkach rzeczywistych dla jednej linii technologicznej zestawiono w tabeli 7.5, a dla warunków umownych i spalin suchych w tabeli 7.6.

Tabela 7.5. Zestawienie wyników obliczeń rzeczywistego strumienia objętości spalin (opracowanie własne)

Parametr	V's.u	\dot{m}_p	\dot{V}'_u	\dot{V}'_{rz}	\dot{V}'_{rz}
Jednostka	[m ³ /kg paliwa]	[kg/h]	[m ³ /h]	[m ³ /h]	[m ³ /s]
Wartość	5,824	14102,564	82131,094	100181,884	27,828

Tabela 7.6. Zestawienie wyników obliczeń strumienia objętości spalin suchych w warunkach umownych (opracowanie własne)

Parametr	V _{s,u}	\dot{m}_p	\dot{V}_u
Jednostka	[m ³ /kg paliwa]	[kg/h]	[m ³ /h]
Wartość	4,806	14102,564	67781,858

Obliczenia prędkości gazów wylotowych wykonano zgodnie ze wzorem (7.20) [2], przy założeniu, że średnica emitora wynosi 1,6 m.

$$w = \frac{\dot{V}'_{rz}}{\pi \cdot \left(\frac{d}{2}\right)^2} \quad (7.20)$$

gdzie:

w – średnia prędkość gazu przepływającego przez emitor [m/s],

d – średnica wewnętrzna emitora [m],

\dot{V}'_{rz} – strumień objętości gazów odlotowych oczyszczonych w warunkach rzeczywistych [m³/h].

$$w = \frac{27.828}{\pi \cdot \left(\frac{1.6}{2}\right)^2} = 13.84 \left[\frac{m}{s} \right]$$

7.2.2 Określenie emisji zanieczyszczeń do powietrza

Punktem wyjścia w obliczeniach emisji pochodzącej z nowo projektowanych instalacji spalania odpadów są standardy emisyjne określone w załączniku nr 5 do *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 22 kwietnia 2011 r. w sprawie standardów emisyjnych z instalacji*. Standardy emisyjne dla instalacji spalania odpadów

komunalnych zestawiono w tabeli 7.7 Zestawione wartości standardów emisyjnych wyrażono w postaci stężeń masowo-objętościowych w mg/m³, a w przypadku dioksyn i furanów w ngTEQ/m³. Wartości standardów emisyjnych odnoszą się do warunków umownych tj. temperatury 273 K, ciśnienia 101,3 kPa, 11 % zawartości tlenu w spalinach oraz gazu suchego [47].

Tabela 7.7. Standardy emisyjne z instalacji spalania i współspalania odpadów [47]

Lp.	Nazwa substancji	Standardy emisyjne w [mg/m ³ _u] (dla dioksyn i furanów [ng/m ³ _u] przy 11% zawartości tlenu w gazach odlotowych)		
		Średnie dobowe	Średnie trzydziestominutowe	
			A	B
1	Pył ogółem	10	30	10
2	Substancje organiczne w postaci par gazów wyrażone jak całkowity węgiel organiczny	10	20	10
3	Chlorowodór	10	60	10
4	Fluorowodór	1	4	2
5	Dwutlenek siarki	50	200	50
6	Tlenek węgla	50	100	150 ¹
7	Tlenek azotu i dwutlenek azotu z istniejących instalacji o zdolności przerobowej większej niż 6 Mg odpadów w ciągu godziny lub z nowych instalacji	200	400	200
	Tlenek azotu i dwutlenek azotu z istniejących instalacji o zdolności przerobowej do 6 Mg odpadów w ciągu godziny	400	-	-
8	Metale ciężkie i związki wyrażone jako metal	Średnie z próby o czasie trwania od 30 minut do 8 godzin		
	Kadm + tal	0,05		
	Rtęć	0,05		
	Antymon + arsen + ołów + chrom + kobalt + miedź + mangan + nikiel + wanad	0,5		
9	Dioksyny i furany	Średnia z próby o czasie trwania od 6 do 8 godzin 0,1 ²		

¹ wartość średnia dziesięciominutowa

² jako suma iloczynów stężeń dioksyn i furanów w gazach odlotowych oraz ich współczynników równoważności toksycznej

Model CALPUFF w przypadku założenia stałej emisji (nie zmiennej w czasie), wymaga wprowadzenia średniej emisji godzinowej [11]. W celu wyliczenia emisji średniej godzinowej na podstawie standardów emisyjnych w pierwszej kolejności wykonano przeliczenie stężenia masowo-objętościowego przy standardowej zawartości tlenu (S), na stężenie przy rzeczywistej zawartości tlenu (S_r). Przeliczenie to wykonano w oparciu o wzór nr 7.21 [47, 49].

Z uwagi na ograniczony czas obliczeniowy do jednego miesiąca, spowodowany długim czasem trwania obliczeń rozprzestrzenia się zanieczyszczeń, zdecydowano się oprzeć obliczenia emisji tylko i wyłącznie na wartościach standardów emisyjnych średniodobowych (S_{24}). W poniższych obliczeniach emisji nie uwzględniono możliwości wystąpienia standardu emisyjnego 30 minutowego (S_{30}), który może trwać maksymalnie przez 3% czasu pracy instalacji w roku, przy założeniu, że emisja średnioroczna nie będzie przekraczała średniodobowego standardu emisyjnego (S_{24}). Również w okresie obliczeniowym nie uwzględniono wystąpienia zakłóceń procesu technologicznego, oraz spadku temperatury w komorze spalania poniżej 850 °C, kiedy emisja przez maksymalnie 60 godzin w roku może wystąpić na poziomie 3 krotnie lub 2 krotnie wyższym od standardu emisyjnego względem standardu średniodobowego w zależności od emitowanej substancji [47].

Wyniki obliczeń emisji przeprowadzono według wzorów (7.21 – 7.23) [2, 47, 49].

$$S_r = S \cdot \frac{21 - O_2}{21 - O_1} \quad (7.21)$$

gdzie:

S – stężenie masowo-objętościowe substancji w spalinach w warunkach umownych przy standardowej zawartości tlenu [mg/m^3],

S_r – stężenie masowo-objętościowe substancji w spalinach w warunkach umownych przy rzeczywistej zawartości tlenu [mg/m^3],

O_1 – standardowa zawartość tlenu w gazach odlotowych [%],

O_2 – rzeczywista zawartość tlenu w gazach odlotowych [%]:

$$O_2 = \frac{V_{i.u.}}{V_{s.u.}} \cdot 100\% \quad (7.22)$$

gdzie:

$V_{i.u.}$ – objętość i -tego składnika gazów warunkach umownych [m^3/kg paliwa],

$V_{s.u.}$ – objętość spalin suchych warunkach umownych w [m^3/kg paliwa].

$$E_{sr.} = S_{d24} \cdot \dot{V}_u \cdot 10^{-6} \quad (7.23)$$

gdzie:

E_2 – Emisja standardu średniodobowego S_{d24} [kg/h] w warunkach umownych przy rzeczywistej zawartości tlenu,

S_{d24} – średnio dobowy standard emisyjny w warunkach umownych przy rzeczywistej zawartości O_2 [mg/m^3],

\dot{V}_u – strumień objętości spalin suchych w warunkach umownych przy rzeczywistej zawartości O_2 [m^3/h].

W Tabeli 7.8 zestawiono wyniki obliczeń standardu średniodobowego (S_{24}) przy rzeczywistej zawartości tlenu oraz emisji średniej (E_{sr}) i całkowitej (E_c) trwającej przez założony okres obliczeniowy, który wynosi 744 godziny.

Tabela 7.8. Zestawienie wyników obliczeń wielkości emisji (opracowanie własne)

Substancja	S_{d24}	E_{sr}	E_c
	[mg/m^3]	[kg/h]	[kg/m-c]
Pył ogółem	10,184	0,6903	513,6
TOC ³	10,184	0,6903	513,6
HCl	10,184	0,6903	513,6
HF	1,018	0,06903	51,36
SO ₂	50,921	3,452	2568
CO	50,921	3,452	2568
NO ₂	203,684	13,81	10272
Cd+Ti	0,05092	0,003452	2,568
Hg	0,05092	0,003452	2,568
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	0,5092	0,03452	25,68
Dioksyny i furany	0,1018 ⁴	6,903*10 ⁻⁹	5,136*10 ⁻⁶

Wielkość standardu emisji średniodobowej dla metali ciężkich została wyrażona w postaci sumy niektórych metali. W celu dokonania oceny oddziaływania na jakość powietrza należy określić emisję poszczególnych metali. W tabeli 7.9 zestawiono stężenia średniodobowe poszczególnych metali (S_{24}) w strumieniu gazów odlotowych

³ TOC – Total Organic Carbon (całkowity węgiel organiczny)

⁴ Wyrażone w [$ngTEQ/m^3$]

dla niektórych spalarni odpadów obecnie pracujących w Europie [50]. Na podstawie tych stężeń wyznaczono udziały procentowe poszczególnych metali. Odnosząc się do wartości standardu emisyjnego i w oparciu o wyznaczone udziały procentowe obliczono emisję poszczególnych metali z procesu spalania dla instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych w Krakowie.

Tabela 7.9. Zestawienie wielkości emisji metali z procesu spalania

Substancja	S _{24P} ⁵	Udziały procentowe	E _{sr}
	[mg/m ³]	[%]	[kg/h]
Cd	0,003	75,0%	0,0025875
Ti	0,001	25,0%	0,0008625
suma	0,004	100%	0,00345
Sb	0,002	3,6%	0,001233
As	0,001	1,8%	0,0006164
Pb	0,044	78,6%	0,02712
Cr	0,001	1,8%	0,0006164
Co	0,002	3,6%	0,001233
Cu	0,001	1,8%	0,0006164
Mn	0,001	1,8%	0,0006164
Ni	0,002	3,6%	0,001233
V	0,002	3,6%	0,001233
suma	0,056	100%	0,03452

⁵ S_{24P} – stężenie średniodobowe substancji [mg/m³] w gazach odlotowych w niektórych europejskich zakładach termicznego przekształcania odpadów komunalnych

8. Metodyka i warianty obliczeń rozprzest. zanieczyszczeń w powietrzu przy zastosowaniu modelu CALPUFF

CALPUFF jest wielowarstwowym niestacjonarnym modelem dyspersji obłoku, który symuluje wpływ zmiennych w czasie i przestrzeni warunków meteorologicznych na transport, transformacje i usuwanie zanieczyszczeń. Model ten może korzystać z trójwymiarowych pól meteorologicznych opracowanych przez CALMET lub prostych danych pochodzących z innych modeli meteorologicznych, które jednak nie pozwalają na wykorzystanie pełnej funkcjonalności modelu [9, 10, 12].

CALPUFF zawiera algorytmy opisujące specyficzne zachowanie smugi zanieczyszczeń w pobliżu emitora, przemiany chemiczne, suchą i moką depozycję, rozprzest. się zanieczyszczeń w złożonym terenie oraz uwzględnia warunki brzegowe (napływ zanieczyszczeń spoza obszaru obliczeniowego) [11]. Sucha depozycja gazów i cząstek obliczana jest jako funkcja parametrów geofizycznych, warunków meteorologicznych oraz rodzaju zanieczyszczeń, natomiast mokra depozycja wyliczana jest z funkcji zanieczyszczeń oraz typu i wielkości odpadów scharakteryzowana poprzez wskaźniki wytrącania. Model posiada możliwość wyboru metod uwzględnia cech terenu, wyniesienia smugi, dobrania współczynników dyspersji oraz kilku algorytmów przemian chemicznych [11, 12, 17, 51]:

- MESOPUFF II,
- RIVAD,
- SOA,
- RADIOACTIVE DECAY,
- RIVAD/ISORRPIA,
- RIVAD/ISORRPIA/SAO,

Ważną cechą modelu jest również możliwość zdefiniowania różnych rodzajów źródeł emisji tj.:

- źródła punktowe,
- źródła liniowe,
- źródła objętościowe,
- źródła powierzchniowe,

Poszczególnym źródłom emisji przypisuje się szereg parametrów charakterystycznych dla danego typu emitora. Istnieje możliwość wprowadzenia emisji zmiennej w czasie. Istotną cechą modelu jest brak możliwości uwzględniania interakcji pomiędzy smugami zanieczyszczeń pochodzącymi z różnych źródeł. Z jednej strony może prowadzić to do obniżenia dokładności wyników, z drugiej umożliwia określenie wpływu poszczególnych źródeł na stan jakości powietrza.

Ważnym elementem modelu jest symulacja wpływu dużych zbiorników wodnych na transport zanieczyszczeń poprzez wykorzystanie danych meteorologicznych pochodzących ze stacji nadwodnych w modelu CALMET. Algorytmy rozprzestrzania zanieczyszczeń zostały opracowane tak, aby radzić sobie z nagłymi zmianami warunków meteorologicznych na linii woda – ląd [10, 11].

Tabela 8.1. Zestawienie danych wejściowych wymaganych przez model CALPUFF

Typ danych	Wykaz danych	Format pliku danych wejściowych
Geofizyczne (dla każdego receptora siatkowego)	Współczynnik szorstkości aerodynamicznej	CALMET.DAT
	Kategoria użytkowania terenu	
	Wysokość terenu	
	Wskaźnik pokrycia liściowego	
Meteorologiczne (dla każdego receptora siatkowego)	Składowe u, v, w pola wiatru (3-D)	CALMET.DAT
	Temperatura powietrza (3-D)	
	Składowa tarcia powierzchni dla pola wiatru	
	Składowa konwekcyjna dla pola wiatru	
	Wysokość mieszania	
	Długość Monik-Obukhov	
	Klasy stabilności atmosfery	
	Klasy stabilności atmosfery	
	Ilość opadów atmosferycznych	
Meteorologiczne (przypisane w punkcie stacji meteorologicznej)	Gęstość powietrza	CALMET.DAT
	Temperatura powietrza	
	Promieniowanie słoneczne	
	Wilgotność względna	
	Typ opadów atmosferycznych	

Model CALPUFF wymaga wprowadzenia szeregu danych wejściowych, których pozyskanie i przygotowanie jest bardzo czasochłonne, a w wielu przypadkach skomplikowane. Podstawowe dane wymagane przez model zestawiono wraz z nazwą formatu pliku danych wejściowych w tabeli 8.1. W zależności od potrzeb, istnieje możliwość wprowadzenia szeregu danych dodatkowych, które stosuje się w celu uzyskania zamierzonych efektów. Ważniejsze typy danych oraz nazwy formatów plików wejściowych zestawiono w tabeli 8.2.

Tabela 8.2. Zestawienie danych wejściowych opcjonalnych wykorzystywanych przez model CALPUFF

Typ danych	Opis danych wejściowych	Format pliku danych wejściowych
Emisji punktowa	lokalizacja (X, Y, Z) wysokość, średnica, temperatura i prędkość gazów, parametry emisji oraz jej zmienność	CALPUFF.INP
		PTEMARB.DAT
Emisji powierzchniowa	lokalizacja (X, Y, Z) wierzchołów emitora, rzędna posadowienia poligonu, parametry emisji oraz jej zmienność, kataster emisji	CALPUFF.INP
		BAEMARB.DAT
Emisji objętościowa	lokalizacja (X, Y, Z) wierzchołów emitora, rzędna posadowienia poligonu, parametry emisji oraz jej zmienność, kataster emisji	CALPUFF.INP
		VOLEM.DAT
Emisji liniowa	lokalizacja (X, Y, Z) wierzchołów emitora, rzędna posadowienia poligonu, parametry emisji oraz jej zmienność, emisja z spalania, ścierania oraz wznosu z powierzchni	CALPUFF.INP
		LNEMARB.DAT
Suchej depozycji	Prędkość osadzania się substancji na powierzchni (sucha depozycja)	VD.DAT
Przemian chemicznych	Zdefiniowany przez użytkownika czas przemian chemicznych dla określonych substancji	CHEM.DAT
Tło substancji w powietrzu	Stężenie amoniaku (dane godzinowe z stacji pomiarowych)	NH3Z.DAT
	Stężenie nadtlenu wodoru (dane godzinowe z stacji pomiarowych)	H2O2.DAT
	Stężenie ozonu (dane godzinowe z stacji pomiarowych)	OZONE.DAT
Ukształtowanie terenu	Parametry kształtu wzgórz zastępczych	HILL.DAT
	Receptory punktowe wzgórz zastępczych	HILLRCT.DAT
	Dane linii brzegowej mórz i oceanów	COASTLN.DAT
Warunki brzegowe	Zdefiniowane granice siatki warunków brzegowych	FLUXBDY.DAT
	Warunki brzegowe (napływ zanieczyszczeń w funkcji stężenia)	BCON.DAT

8.1 Ustawienia wejściowe modelu CALPUFF

W modelu dyspersji CALPUFF najważniejszym punktem jest prawidłowe zdefiniowanie ustawień wejściowych modelu w pliku wejścia o rozszerzeniu „.inp”. Definiuje się je w oparciu o wzorce przygotowane przez twórców modelu. Zawierają one szereg przydatnych opisów umożliwiających pracę z modelem. Plik wejściowy podzielony jest na kilka grup systematyzujących procedurę ustawień:

- Grupa 0** – w grupie tej wprowadzamy ścieżki dostępu nazwy plików danych wejściowych oraz wyjściowych z modelu.
- Grupa 1** – w grupie tej wprowadzamy parametry kontrolne uruchomienia (początek i koniec okresu obliczeniowego oraz strefę czasową).
- Grupa 2** – w grupie tej określamy metody przyjęte do obliczeń (podziału obłoku, wyniesienia smugi, wpływu ukształtowania terenu, współczynników dyspersji, zachowanie się smugi w pobliżu emitora czy metodę przemian chemicznych).
- Grupa 3** – w grupie tej definiujemy rodzaje modelowanych i emitowanych substancji oraz sposób zapisu wyników modelowania.
- Grupa 4** – w grupie tej określamy parametry siatki obliczeniowej (współrzędne, układ odniesienia, odwzorowanie, rozdzielczości siatki).
- Grupa 5** – w grupie tej określamy parametry pola wiatru, między innymi możliwość uwzględniania wpływu cech terenu.
- Grupa 6** – wprowadzamy dane wejściowe dla algorytmu CTSG (wzgórza odzwierciedlające ukształtowanie terenu).
- Grupa 7** – definiujemy parametry chemiczne substancji dla obliczeń mokrej depozycji.
- Grupa 8** – definiujemy parametry właściwości fizyczne substancji dla obliczeń suchej depozycji.
- Grupa 9** – określamy oporność powierzchni roślin i gruntu oraz przedział wielkości cząstek do oceny efektywnej szybkości osadzania pyłu.
- Grupa 10** – definiujemy współczynniki wymywania zanieczyszczeń w zależności od rodzaju opadu.

- Grupa 11** – określa się w niej parametry przemian chemicznych w zależności od metody zdefiniowanej w grupie 2.
- Grupa 12** – parametry dyspersji w zależności od czynników meteorologicznych.
- Grupa 13** – definiuje się w niej parametry źródeł punktowych.
- Grupa 14** – definiuje się w niej parametry źródeł powierzchniowych.
- Grupa 15** – określa się w niej parametry źródeł liniowych.
- Grupa 16** – określa się w niej parametry źródeł objętościowych.
- Grupa 17** – umożliwia wprowadzenie dodatkowych receptorów punktowych wewnątrz siatki obliczeniowej.

W zależności od przyjętego wariantu obliczeniowego, przygotowano oddzielne pliki ustawień wejściowych modelu CALPUFF. Pliki wejściowe modelu wraz z zdefiniowanymi ustawieniami załączono w postaci elektronicznej.

Model dyspersji CALPUFF poza danymi dotyczącymi emisji substancji do powietrza oraz prędkości wylotowej spalin wymaga również dostarczenia informacji o wymiarach geometrycznych emitora, tj. wysokości emitora oraz średnicy wylotowej. Potrzebuje także współrzędnych emitora X,Y w zdefiniowanym układzie odniesienia oraz wysokości podstawy emitora nad poziomem morza. Wysokość podstawy emitora powinna być zgodna z danymi ukształtowania terenu, wprowadzonymi do modelu. Współrzędne X,Y,Z oraz założone wysokości i średnice emitorów zostały zestawione w tabeli 8.3.

Tabela 8.3. Zestawienie współrzędnych X, Y, Z wprowadzonych do modelu w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej

Emitor	Współrzędne emitatorów w UTM		Wysokość podstawy emitatora [m n.p.m.]	Kod siatki
	X [km]	Y [km]		
E1	434,121	5545,654	211,5	00
			197,5	01
			195,1	02
			193,0	03
E2	434,134	5545,555	211,5	00
			197,5	01
			195,1	02
			193,0	03

Współrzędne emitorów wyznaczono poprzez wpasowanie planu zagospodarowania przestrzennego ZTPO [37] do polskiego układu odniesienia 92 w oparciu WMS¹ danych rastrowych [52] przy wykorzystaniu programu ArcMap. Następnie przeliczono wpasowany obiekt rastrowy (plan zagospodarowanie przestrzennego ZTPO) na globalny układ WGS 84 przy odwzorowaniu UTM oraz dokonano digitalizacji obiektu rastrowego do mapy wektorowej.

W celu wykonania oceny modelu, na podstawie wskaźników statystycznych wprowadzono dodatkowo w 17-stej grupie wejściowej receptory punktowe wewnątrz siatek obliczeniowych. Receptory te zostały wyszczególnione w załączniku 3. Wyboru poszczególnych receptorów dokonano na podstawie mapy topograficznej Polski dostępnej na witrynie Geoportalu [53]. Z witryny tej uzyskano również współrzędne poszczególnych punktów w odniesieniu do polskiego układu odniesienia 92. Model wymaga również dostarczenia informacji o wysokości tych receptorów nad poziomem morza zgodnej z wprowadzonymi danymi ukształtowania terenu. W celu uzyskania tej informacji utworzono w aplikacji ArcMap wektorowa bazę danych tych receptorów. Następnie dokonano przeliczenia współrzędnych na układ UTM i przy pomocy funkcji złącz relacyjnie przypisano dane wysokościowe pochodzące z utworzonych siatek obliczeniowych przedstawionych w podrozdziale 5.1 niniejszej pracy. Uzyskane dane znajdują się w plikach wejściowych modelu CALPUFF. Mapę prezentującą lokalizację przestrzenną receptorów punktowych załączono w formie elektronicznej do niniejszej pracy. Mapa ta została utworzona w programie ArcMap w oparciu o ogólnodostępne dane OpenStreetMap Polska [54].

8.2 Warianty wykonywanych obliczeń

W celu realizacji założonych celów pracy dokonano obliczeń rozprzestrzeńniania się zanieczyszczeń w kilku wariantach obliczeniowych. Warianty te odnoszą się do siatek meteorologicznych przy wyłączonej funkcji ekstrapolacji ciszy oraz wariantu funkcji BIAS(Z3) dla każdej rozdzielczości siatki obliczeniowej. W pierwszym kroku wykonano obliczenia rozkładów przestrzennych dwutlenku azotu dla wszystkich siatek obliczeniowych przy zastosowaniu metody opartej na uproszczonych algorytmach CTSG (metody SCTA). Wyniki tych obliczeń dostarczyły informacji jak zmiana rozdzielczości oraz zastosowanie różnych baz danych wejściowych ukształtowania i użytkowania terenu

¹ WMS - Web Map Service

wpływa na wyniki obliczeń modelowania rozprzest. zanieczyszcz. W kolejnym kroku wykonano obliczenia w siatce o rozdzielczości 100 x 100 m dla pozostałych metod uwzględniania ukształtowania terenu w procesie dyspersji zanieczyszcz. powietrza atmosferycznego (NA², ISC i PPCT). Szerszy opis metod uwzględniania terenu przez model dyspersji CALPUFF znajduje się w rozdziale 4 niniejszej pracy. W tabeli 8.4 przedstawiono wybrane warianty obliczeniowe oraz ich charakterystykę ze względu na metodę uwzględniania ukształtowania terenu, rozdzielczość siatki oraz zastosowaną bazę danych wejściowych rzeźby i użytkowania terenu.

Tabela 8.4. Zestawienie wariantów obliczeniowych rozprzest. się dwutlenku azotu (NO₂)

Numer wariantu	Metoda uwzględnia ukształtowania Terenu	Kod Siatki	Rozdzielczość siatki [m]	Baza danych użytkowania terenu	Baza danych NMT
SCTA_00	CALPUFF	00	1000 x 1000	GLCC	GTOPO30
SCTA_01	CALPUFF	01	1000 x 1000	CLC	SRTM3
SCTA_02	CALPUFF	02	500 x 500	CLC	SRTM3
SCTA_03	CALPUFF	03	100 x 100	CLC	SRTM3
NA_03	NA	03	100 x 100	CLC	SRTM3
ISC_03	ISC	03	100 x 100	CLC	SRTM3
PPCT_03	PPCT	03	100 x 100	CLC	SRTM3

W ostatnim etapie wykonano obliczenia rozkładów przestrzennych substancji emitowanych przez ZTPO mogących negatywnie oddziaływać na zdrowie ludzi i środowisko przyrodnicze. Wykaz substancji oraz wielkości emisji zostały przedstawione w rozdziale 7. Obliczenia te zostały wykonane dla siatki o rozdzielczości 100 x 100 m przy uruchomieniu metody SCTA uwzględniającej specyficzne zachowanie obłoków podczas napotkania przeszkody terenowej. Zdecydowano się na dokonanie oceny oddziaływania Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Krakowie dla ww. ustawień ponieważ najwyższe z maksymalnych stężeń masowo-objętościowych substancji w powietrzu atmosferycznych uśredniane w czasie jednej godziny uzyskuje się przy zastosowaniu tych ustawień.

² NA – No Adjustment (nie uwzględniaj w obliczeniach wpływu cech terenu na dyspersję zanieczyszcz. w powietrzu atmosferycznym)

8.3 Wskaźniki statystyczne oceny modeli

8.3.1 Podstawowe wskaźniki statystyczne oceny modelu

Porównywanie modeli oparto o wskaźniki statystyczne stosowane do oceny modeli rozprzest. zanieczyszcz. Obecnie wskaźniki są zebrane w pakiecie statystycznym BOOT Statistical Model Evaluation Software Package Version 2.0 stanowiącym istotną część modelu walidacji KIT, który powstał w wyniku cyklu warsztatów i konferencji na temat „*Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory purposes*” [55-57]. Podstawowe sześć wskaźników statystycznych jest rekomendowane przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska do stosowania oceny modeli środowiskowych [58].

Błąd systematyczny (FB):

$$FB = \frac{(\overline{C_O} - \overline{C_P})}{0,5 \cdot (\overline{C_O} + \overline{C_P})} \quad (8.1)$$

Geometryczny błąd średni (MG):

$$MG = \exp(\overline{\ln C_O} - \overline{\ln C_P}) \quad (8.2)$$

Względne odchylenie standardowe (NMSE):

$$NMSE = \frac{\overline{(C_O - C_P)^2}}{\overline{C_O} \cdot \overline{C_P}} \quad (8.3)$$

Geometryczna średnia wariancja (VG),:

$$VG = \exp\left[\overline{(\ln C_O - \ln C_P)^2}\right] \quad (8.4)$$

Współczynnik korelacji (R):

$$R = \frac{(\overline{C_O} - \overline{C_O})(\overline{C_P} - \overline{C_P})}{\sigma_{C_P} \cdot \sigma_{C_O}} \quad (8.5)$$

Wskaźnik charakteryzujący jakość modelu (FAC2):

$$FAC2 = \frac{\text{liczba_obserwacji} \left\{ 0,5 \leq \frac{C_P}{C_O} \leq 2 \right\}}{\text{całkowi_liczba_obserwacji}} \quad (8.6)$$

gdzie:

C_P – stężenie prognozowane przez model,

C_O – Stężenie rzeczywiste,

$\bar{}$ (górną kreską) – oznacza średnią arytmetyczną,

σ_{C_P} – odchylenie standardowe wyznaczone z stężeń prognozowanych,

σ_{C_O} – odchylenie standardowe wyznaczone z stężeń rzeczywistych.

8.3.2 Nowe wskaźniki statystyczne oceny modelu

Oprócz sześciu podstawowych wskaźników określonych w rozdziale 8.3.1, oprogramowanie BOOT używa również dodatkowych mierników, które są blisko związane z błędem statystycznym (FB). Nowe oprogramowanie BOOT używa przeszacowania oraz niedoszacowania wyników na podstawie dodatnich i ujemnych komponentów [58]. Nowe mierniki statystyczne przedstawiają wzory (8.7)-(8.20).

$$FB_{FN} = \frac{0,5 \cdot \sum_i [|C_{O_i} - C_{P_i}| + |C_{P_i} - C_{O_i}|]}{0,5 \cdot \sum_i (C_{O_i} + C_{P_i})} \quad (8.7)$$

$$FB_{FP} = \frac{0,5 \cdot \sum_i [|C_{O_i} - C_{P_i}| + |C_{O_i} - C_{P_i}|]}{0,5 \cdot \sum_i (C_{O_i} + C_{P_i})} \quad (8.8)$$

gdzie:

FB_{FN} – ujemny komponent błędu średniego,

FB_{FP} – dodatni komponent błędu średniego.

FB_{FN} jest uznawane za niedoszacowany ujemny komponent FB tylko dla par (C_o , C_p) spełniających warunek $C_p < C_o$. Podobnie FB_{FP} są uznane za przeszacowany dodatni komponent FB, tylko dla par (C_o , C_p) spełniających warunek $C_p > C_o$. Równań (8.7) i (8.8) wynika, że FB_{FN} i FB_{FP} są zawsze nieujemne. FB może być również

wyrażone jako różnica komponentów (8.10), a suma komponentów FB nazywana jest całkowitym błędem systematycznym (AFB):

$$AFB = FB_{FN} + FB_{FP} \quad (8.9)$$

$$FB = FB_{FN} - FB_{FP} \quad (8.10)$$

Podobnie w przypadku geometrycznego błędu średniego, można wyznaczyć ujemny i dodatni komponent (MG od FN i MG od FP), gdzie niedoszacowanie i przeszacowanie definiujemy odpowiednio jako te pary $(\ln C_o, \ln C_p)$, które spełniają warunek $\ln C_p < \ln C_o$ i $\ln C_p > \ln C_o$.

$$MG_{FN} = \exp \left[\frac{1}{2N} \sum_i \left[|\ln C_{oi} - \ln C_{pi}| + (\ln C_{oi} - \ln C_{pi}) \right] \right] \quad (8.11)$$

$$MG_{FP} = \exp \left[\frac{1}{2N} \sum_i \left[|\ln C_{oi} - \ln C_{pi}| + (\ln C_{pi} - \ln C_{oi}) \right] \right] \quad (8.12)$$

gdzie:

MG_{FN} – ujemny komponent geometrycznego błędu średniego,

MG_{FP} – dodatni komponent geometrycznego błędu średniego,

N – suma obserwacji (i).

MG można natomiast zdefiniować jako iloraz:

$$MG = \frac{MG_{FN}}{MG_{FP}} \quad (8.13)$$

Innym sposobem oceny wyników modelu jest rozważenie tzw. rysunku wartości w przestrzeni (Figure of Merit in Space). Metoda ta została wykorzystana i opisana między innymi w pracach [59, 60], a definiuje ją następujące równanie:

$$FMS = \frac{A_p \cap A_o}{A_p \cup A_o} \quad (8.14)$$

gdzie:

FMS – rysunek wartości w przestrzeni (Figure of Merit in Space),

A_p – obszar przewidywanych stężeń,

A_o – obszar obserwowanych stężeń,

$A_p \cap A_o$ – obszar stężeń przewidywanych i obserwowanych,

$A_p \cup A_o$ – suma obszarów stężeń przewidywanych i obserwowanych.

W ocenie zgodności modeli dyspersji zanieczyszczeń sugeruje się jednak stosowanie dwuwymiarowej miary efektywności (MOE), w której dwa składniki są używane do oszacowania wyników modelu [61]:

$$\begin{aligned}
 2D - DMOE &= (MOE_{FN}, MOE_{FP}) \\
 &= \left(\frac{A_p \cap A_o}{A_o}, \frac{A_p \cap A_o}{A_p} \right) \\
 &= \left(\frac{A_p \cap A_o}{A_p \cup A_o + A_{FN}}, \frac{A_p \cap A_o}{A_p \cup A_o + A_{FP}} \right)
 \end{aligned} \tag{8.15}$$

gdzie:

MOE_{FN} – ujemny komponent MOE (niedoszacowania),

MOE_{FP} – dodatni komponent MOE (przeszacowania),

A_{FN} – obszar obserwowanych stężeń nie przewidzianych przez model,

A_{FP} – obszar przewidywanych nie występujących w rzeczywistości.

Zdefiniowanie rzeczywistych obszarów A_{FN} i A_{FP} nie jest proste. Jedną z możliwości oszacowania konturów powyższych obszarów jest zsumowanie danych, gdzie A_{FN} jest sumą różnic pomiędzy C_o i C_p dla tych par (C_o, C_p) , które spełniają warunek $C_p < C_o$, a A_{FP} jest sumą różnic pomiędzy C_o i C_p dla tych par (C_o, C_p) , które spełniają warunek $C_p > C_o$. Wyżej zdefasonowane zależności opisują równania [58, 61]:

$$A_{FN} = \frac{1}{2} \sum_i [|C_{oi} - C_{pi}| + (C_{oi} - C_{pi})] \tag{8.16}$$

$$A_{FP} = \frac{1}{2} \sum_i [|C_{oi} - C_{pi}| + (C_{pi} - C_{oi})] \tag{8.17}$$

Natomiast obszar wspólny stężeń przewidywanych i obserwowanych wyznaczany jest jako różnica pomiędzy mniejszymi z par (C_o, C_p) , a wartością progową stężeń (C_t) dla wszystkich obserwacji:

$$A_p \cap A_o = \frac{1}{2} \sum_i [(C_{oi} - C_{pi}) - |C_{oi} - C_{pi}| - C_t] \tag{8.18}$$

W przypadku, gdy $C_t = 0$ ujemne i dodatnie komponenty dwuwymiarowej miary efektywności (MOE) można zdefiniować poprzez zastosowanie ujemnych i dodatnich komponentów Błędu Systematycznego (FB):

$$MOE_{FN} = \frac{2 - FB_{FN} - FB_{FP}}{2 + FB} \quad (8.19)$$

$$MOE_{FP} = \frac{2 - FB_{FN} - FB_{FP}}{2 - FB} \quad (8.20)$$

8.3.3 Warunki oceny modeli

Autorzy podręcznika aplikacji BOOT wskazują uwagę na aspekty związane ze stosowaniem wskaźników. Informują, że w przypadku stosowania odpowiednich wskaźników należy zwrócić uwagę na różnice pomiędzy parami (C_o , C_p), gdy ich różnice sięgają wartości kilku rzędów zaleca się stosowanie wskaźników działań logarytmicznych MG i VG, ponieważ zapewniają one bardziej wyważoną informację w stosunku do działań liniowych wskaźników FB i NMSE. Z drugiej strony wskaźnik FAC2 jest najbardziej stabilny w przypadku występowania silnych ekstremów. W przypadku oceny modeli dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, bardzo często mamy do czynienia z wartościami równymi lub bliskimi zero. Parametry MG i VG podlegają dużym wahaniom w przypadku ekstremalnie niskich stężeń. Stąd dla wiarygodnej oceny modelu należy wprowadzić minimalną wartość stężenia, która stanowić będzie swoistą granicę detekcji dla wyliczenia tych wskaźników.

Ponieważ wartości FB są miarą błędów systematycznych wynikających z odchyłki od wartości średniej, może okazać się, że dwa modele są zupełnie różne, ale ich błąd systematyczny wskazuje 0,0. W celu ominięcia tego błędu wyznacza się ujemne i dodatnie komponenty FB (FB_{FN} , FB_{FP}).

Współczynnik korelacji R odzwierciedla zależność liniową między dwoma zmiennymi, a zatem cechuje się dużą wrażliwością i w przypadku, gdy wykres punktowy wykaże słabą zależność to obecność kilku par skrajnych znacznie poprawi wartość współczynnik R.

Podsumowując jako modele dobre, nie znacząco odbiegające od wartości odniesienia można wskazać te, które mieszczą się przedziałach określonych przez Chang i Hanna w pracy [62]:

- $FAC2 > 0.5$ oznacza, że ponad połowa wyników modelowania nie przekracza dwukrotnego niedoszacowania i przeszacowania,
- $-0,3 \leq FB \leq 0,3$,
- $0,7 \leq MG \leq 1,3$ oznacza, że średnia błędu znajduje się mniej więcej w zakresie $\pm 30\%$ wartości średniej,
- $NMSE < 1,5$,
- $VG < 4,0$.

9. Analiza uzyskanych wyników

Niniejszy rozdział został poświęcony analizie wyników rozprzestrzeniania zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, a w szczególności dokonaniu oceny wpływu emisji na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej. W trakcie analizy uzyskanych wyników skupiono się na 2 aspektach, tj.: wpływ rozdzielczości siatki obliczeniowej na wyniki stężeń przy powierzchni terenu, wpływ zastosowanej metody obliczeniowej uwzględniania ukształtowania terenu. Wyżej wymienione analizy przeprowadzono w odniesieniu do emisji dwutlenku azotu, którego to emisja najniekorzystniej oddziałuje na jakość powietrza w porównaniu do poziomu dopuszczalnego uśrednionego w czasie jednej godziny (D_1) określonego w [63].

Analizy porównawczej uzyskanych wyników, ze względu na rozdzielczość siatki obliczeniowej oraz zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu dokonano w oparciu o wskaźniki statystyczne oceny modeli rozprzestrzeniania zanieczyszczeń powietrza (opisane w podrozdziale 8.3) i na podstawie wielkości powierzchni, na których wystąpiły dane przedziały maksymalnych stężeń jednogodzinnych. Analizy wyników względem wskaźników statystycznych dokonano w odniesieniu do wartości maksymalnych stężeń jednogodzinnych (S_m) w 60 receptorach punktowych, wartości średniej stężenia dla okresu obliczeniowego (S_{mc}) w 60 receptorach punktowych i dla przebiegu stężeń jednogodzinnych (S_h) w receptorze punktowym nr 18. W przypadku analizy przebiegów czasowych stężeń w pojedynczym receptorze porównania dokonano tylko dla tych par wyników w których stężenia są równe lub większe od wartości $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast dla wielkości powierzchni, na jakiej wystąpiły zadane przedziały stężeń odniesiono się wyłącznie do maksymalnych stężeń jednogodzinnych w receptorach siatkowych (S_m). Wykaz receptorów punktowych zestawiono w załączniku 2, a mapę w skali 1 : 30000 przedstawiającą lokalizację receptorów punktowych dołączono do pracy w formie elektronicznej.

W statystycznej metodzie porównywania wyników należy wskazać model odniesienia. Na cele poniższej analizy jako model odniesienia wybrano wariant obliczeniowy SCTA_03 (siatka o rozdzielczości 100x100 m, metoda „*Simple*” *CALPUFF Terrain Adjustments*), który charakteryzuje się wstąpieniem najwyższych stężeń maksymalnych jednogodzinnych (S_m), czyli najniekorzystniejszą sytuacją z punktu widzenia oceny oddziaływania instalacji na jakość powietrza. W celu znalezienia liczbowych zależności pomiędzy wynikami obliczeń rozprzestrzeniania zanieczyszczeń

wyznaczono następujące wskaźniki: błąd systematyczny (FB) wraz z dodatnim i ujemnym komponentem (FB_{FN} , FB_{FP}), geometryczny błąd średni (MG) wraz z dodatnim i ujemnym komponentem (MG_{FN} , MG_{FP}), względne odchylenie standardowe (NMSE), geometryczną średnią wariancję (VG), współczynnik korelacji (R), wskaźnik charakteryzujący jakość modelu (FAC2), średnia arytmetyczną, odchylenie standardowe, maksimum, a także dwuwymiarową miarę efektywności MOE wraz z dodatnim i ujemnym komponentem (MOE_{FN} , MOE_{FP}).

Oceny oddziaływania na jakość powietrza instalacji termicznego przekształcania odpadów dokonano zgodnie z obowiązującymi w kraju przepisami prawnymi.

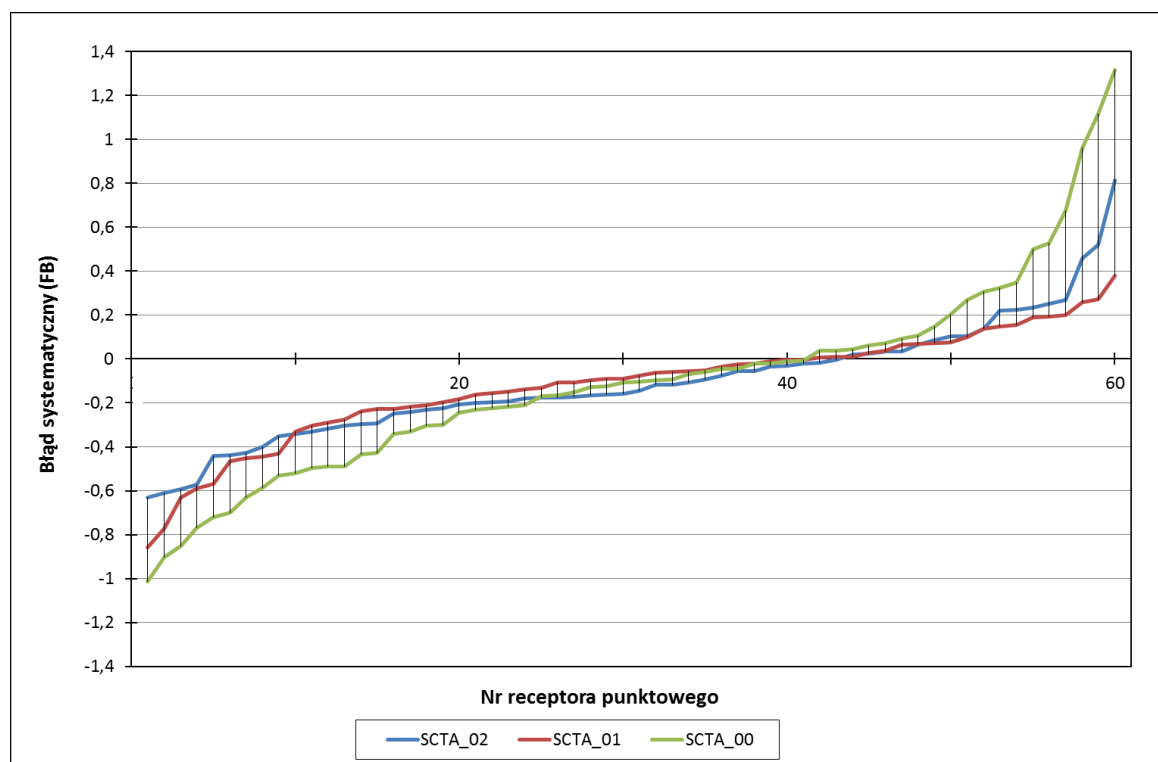
9.1 Wpływ rozdzielczości siatki obliczeniowej na wyniki rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym

W tabeli 9.1. zestawiono wskaźniki statystyczne wyznaczone dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku azotu w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej. Natomiast na rys. 9.1 przedstawiono zmienność błędów systematycznych (FB) maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej w odniesieniu do wariantu SCTA_03.

Tabela 9.1. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń maksymalnych 1-godzinnych NO_2 w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA

Wskaźnik	SCTA_03	SCTA_02	SCTA_01	SCTA_00
FB	0	-0,083	-0,047	0,026
FB_{FN}	0	0,083	0,083	0,161
FB_{FP}	0	0,167	0,130	0,135
MG	1	0,90	0,88	0,90
MG_{FN}	1	1,063	1,041	1,137
MG_{FP}	1	1,187	1,176	1,260
Średnia	8,29	9,01	8,69	8,08
Odch. std.	9,12	9,88	7,86	7,05
Max	49,74	57,49	37,21	35,83
NMSE	0	0,23	0,17	0,23
VG	1	1,09	1,08	1,28
R	1	0,911	0,928	0,915
FAC2	1	0,983	0,967	0,833
MOE_{FN}	1	0,913	0,915	0,841
MOE_{FP}	1	0,840	0,873	0,863

Zestawione wskaźniki w tabeli 9.1 wykazały, że w odniesieniu do maksymalnych stężeń jednogodzinnych analizowane warianty obliczeniowe są podobne względem siebie. Uzyskane wartości błędu systematycznego (FB) dla maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu obrazują, że w przypadku wariantów SCTA_02 i SCTA_01 mamy do czynienia z delikatnym przeszacowaniem wyników, a w przypadku wariantu SCTA_00 wartość FB wskazuje na średnie niedoszacowanie wyników w porównaniu do wariantu odniesienia SCTA_03. Wartość wskaźnika FB błędnie wskazuje, że największe podobieństwo względem wariantu SCTA_03 wykazuje wariant SCTA_00. Dokładniejszą informację dostarczają nam wartości ujemnych i dodatnich komponentów FB (FB_{FN} , FB_{FP}) wskazując jednoznacznie, że największe powinowactwo względem wariantu wzorcowego wykazuje siatka o rozdzielczości 500 x 500 m (wariant SCTA_01). Cechuje się ona najmniejszymi wartościami ujemnego i dodatniego komponentu FB. Wartości te dla FB_{FN} i FB_{FP} wynoszą odpowiednio 0,083 i 0,130.



Rysunek 9.1. Zmienność błędów systematycznych (FB) maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorach punktowych dla poszczególnych siatek obliczeniowych w odniesieniu do wariantu SCTA_03

Powyższe stwierdzenie potwierdzenia rysunek 9.1 przedstawiający zmienność błędów systematycznych FB w poszczególnych receptorach względem wariantu SCTA_03. Rysunek wskazuje, że w większości receptorów nastąpiło niedoszacowanie

wyników, jednakże wartości przeszacowań w porównaniu do niedoszacowań są większe w przypadku wariantu SCTA_00 i SCTA_02. W przypadku wariantów SCTA_00 i SCTA_01 niedoszacowanie wyników stanowi 68,3 % wyników, a w siatce o kodzie 02 niedoszacowaniu uległo 71,7 % wyników maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu. Należy podkreślić, że w wariancie SCTA_02 nie występują 2-krotne niedoszacowania wyników, a w wariancie SCTA_01 2-krotne przeszacowania wyników ($FB \geq 0,667$). W siatkach o kodach 00 i 01 2-krotne niedoszacowania stanowią odpowiednio 10 % i 3,3 % wyników, natomiast w siatkach 00 i 02 2-krotne przeszacowania stanowi odpowiednio 1,6 % i 6,6 % wyników.

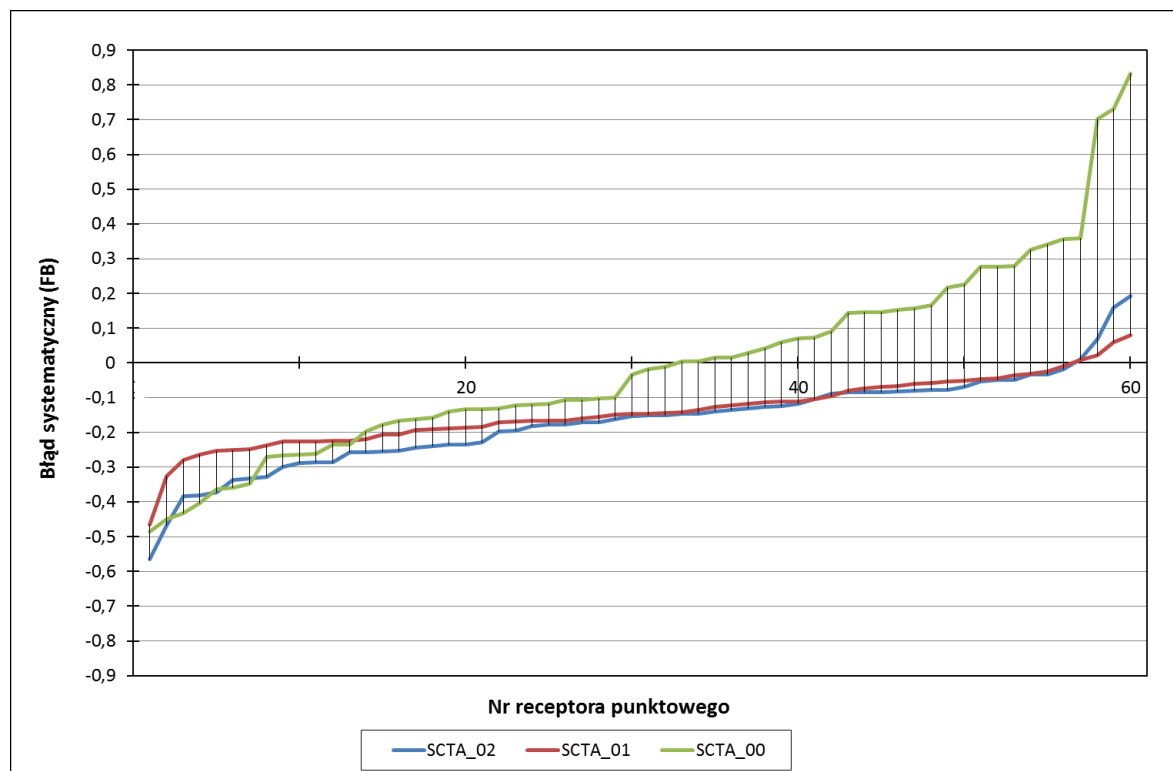
Spostrzeżenia omówione w powyższych dwóch akapitach znajdują odzwierciedlenie w wartościach względnego odchylenia standardowego (NMSE), współczynnika korelacji (R), geometrycznej średniej wariancji (VG), a także wartości dwuwymiarowej miary efektywności (MOEFN, MOEFP). Uzyskane wyniki ww. wskaźników jednoznacznie potwierdzają, że największe podobieństwo względem wariantu odniesienia (SCTA_03) wykazuje wariant SCTA_01, a największym odchyleniem od przyjętych obserwacji cechuje się wariant SCTA_00. Geometryczny błąd średni MG wskazuje, że zróżnicowanie wyników jest największe w przypadku wariantu SCTA_01. Informuje on, że dla wariantu SCTA_01 wartość średnia błędu stanowi 12 % wartości średniej, a w pozostałych wariantach wynosi ona 10%. Odmiennych spostrzeżeń dostarczają wartości wskaźnika charakteryzującego jakość modelu (FAC2), który to cechuje się wyważoną wartością względem skrajnie niskich i wysokich wartości. Wskazuje on, że wraz ze zmniejszeniem rozdzielczości siatki obliczeniowej rosną udziały procentowe wartości dwukrotnego niedoszacowania i przeszacowania wyników, a dla wariantu SCTA_00 stanowią one aż 16,3 % wartości stężeń maksymalnych jednogodzinnych. Mimo iż w siatce o kodzie 01 występują większe udziały dwukrotnych przeszacowań bądź niedoszacowań wyników, to przedstawiona na rysunku 9.1 zależności wyraźnie wskazuje na lepszą korelację tego wariantu względem pozostałych w odniesieniu do wariantu wzorcowego.

W tabeli 9.2 zestawiono wskaźniki statystyczne wyznaczone dla stężeń dwutlenku azotu uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego (744 godziny) w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej. Natomiast na rys. 9.2 przedstawiono zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń dwutlenku azotu uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej w odniesieniu do wariantu SCTA_03.

Tabela 9.2. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych ze stężeń NO_2 uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA

Wskaźnik	SCTA_03	SCTA_02	SCTA_01	SCTA_00
FB	0	-0,197	-0,116	0,057
FB_{FN}	0	0,004	0,003	0,122
FB_{FP}	0	0,201	0,119	0,065
MG	1	0,84	0,87	1,00
MG_{FN}	1	1,007	1,003	1,112
MG_{FP}	1	1,194	1,156	1,117
Średnia	0,21	0,25	0,23	0,20
Odch. std.	0,15	0,21	0,17	0,13
Max	0,69	1,01	0,78	0,54
VG	1	1,05	1,03	1,08
NMSE	0	0,13	0,03	0,07
FAC2	1	1,000	1,000	0,950
R	1	0,968	0,991	0,948
MOE_{FN}	1	0,995	0,996	0,881
MOE_{FP}	1	0,817	0,888	0,933

Z porównywania wyników obliczonych wskaźników statystycznych wynika, że analizowane warianty obliczeniowe ze względu na rozdzielczość siatki obliczeniowej nie wykazują znacznych odchyżeń względem wariantu odniesienia. Wartość błędu systematycznego FB podobnie jak w poprzednim przypadku błędnie wskazuje, że najdokładniejszy wariantem względem wariantu odniesienia jest siatka o kodzie 00. Ujemne i dodatnie komponenty FB wyraźnie obrazują, że najmniejszym błędem systematycznym cechuje się wariant SCTA_01. Z porównania FB_{FN} i FB_{FP} wynika, że wariantach SCTA_02 i SCTA_01 mamy do czynienia z wysokim przeszacowaniem stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego (1-miesiąc). Natomiast w wariacie SCTA_01 występują zarówno niedoszacowanie jak i przeszacowanie wyników stężeń ze wskazaniem na niedoszacowanie. Zobrazowane wartości błędów systematycznych dla wariantów SCTA_01 i SCTA_02 wykazuje, że aż 93,3 % wyników uległo niedoszacowaniu. W wariacie SCTA_00 niedoszacowanie wystąpiło w 53,3 % przypadkach. Zarówno zobrazowane na wykresie wartości błędów systematycznych oraz zestawione w tabeli wartości FAC2 wskazują, że dla wariantów SCTA_02 i SCTA_01 nie wystąpiły żadne 2-krotne niedoszacowania i przeszacowania stężeń względem wartości odniesienia, natomiast dla wariantu SCTA_00 wystąpiły 2-krotne przeszacowania i stanowią one 5% porównywanych wyników.



Rysunek 9.2. Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń NO_2 uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych dla poszczególnych siatek obliczeniowych w odniesieniu do wariantu SCTA_03

Geometryczna średnia wariancja (VG) informuje, że z najmniejszym zróżnicowaniem wyników mamy do czynienia w przypadku wariantu SCTA_01, a wartości współczynnik korelacji (R), względnego odchylenia standardowego oraz dwuwymiarowej miary efektywności (MOE_{FN} , MOE_{FP}) potwierdzają poprawność tego sformułowania. Wyżej wymienione wskaźniki nie dostarczają jednak zgodnej informacji odnośnie wariantu najbardziej odchylonego od wzorcowego. Przedstawiona zależność na rysunku 9.2 również nie pokazuje tego jednoznacznie, jednakże uwidacznia, że uzyskane wartości błędów systematycznych dla wariantów SCTA_02 i SCTA_00 posiadają odmienny charakter. W wariancie SCTA_02 mamy do czynienia tylko z niedoszacowaniem wyników, natomiast w wariancie SCTA_00 mamy do czynienia z podobnymi udziałami procentowymi wyników niedoszacowanych i przeszacowanych. Ponadto wariant SCTA_00 cechuje się większym rozrzutem błędów systematycznych ($\text{FB}_{\text{max}} = 0,834$, $\text{FB}_{\text{min}} = -0,485$) w porównaniu do wariantu SCTA_02 ($\text{FB}_{\text{max}} = 0,193$, $\text{FB}_{\text{min}} = -0,566$).

W tabeli 9.3 zestawiono wskaźniki statystyczne wyznaczone dla stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w receptorze punktowym nr 18 w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej. Natomiast na rys. 9.3 przedstawiono zmienność

błędów systematycznych (FB) stężeń 1-godzinnych NO₂ w receptorze punktowym nr 18 w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej w odniesieniu do wariantu SCTA_03.

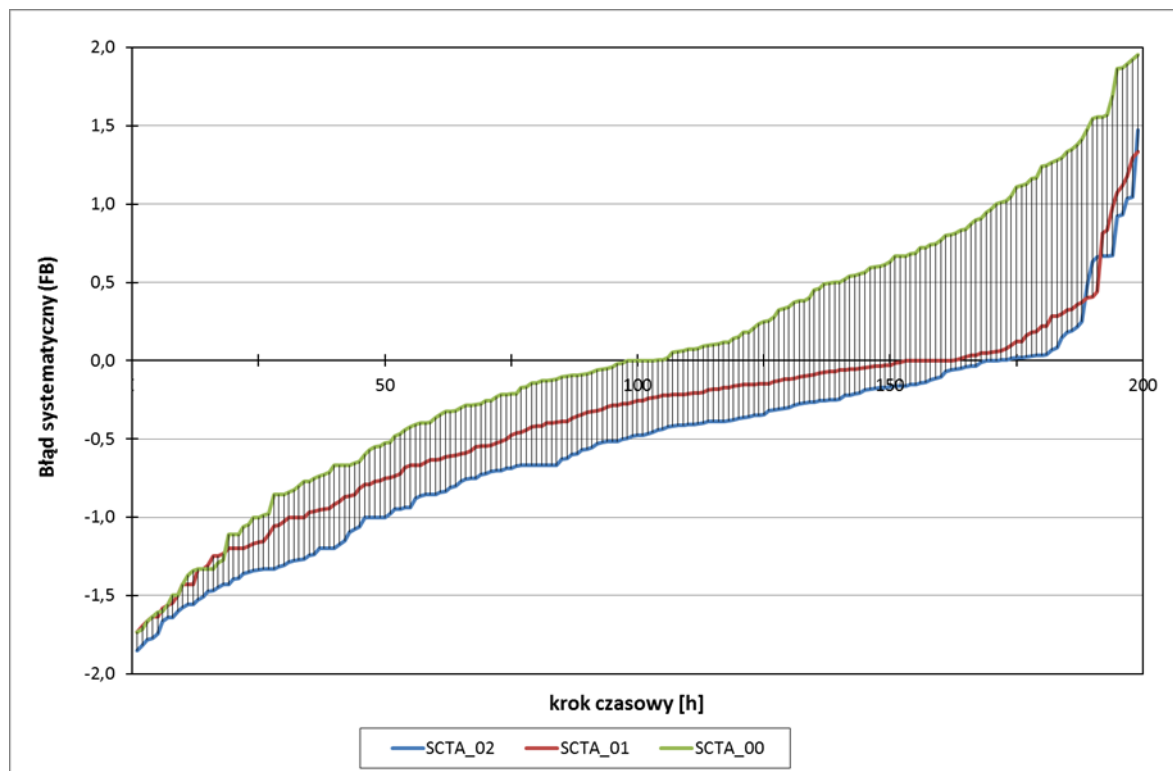
Przedstawiona zmienność w czasie stężeń 1-godzinnych odnosi się do 199 przypadków (kroków czasowych), ponieważ rozpatrujemy tylko te pary wyników, dla których minimalne stężenie wynosi co najmniej 0,01 µg/m³.

Tabela 9.3. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń 1-godzinnych NO₂ w receptorze punktowym nr 18 w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA

Wskaźnik	SCTA_03	SCTA_02	SCTA_01	SCTA_00
FB	0	-0,378	-0,120	0,344
FB_{FN}	0	0,064	0,120	0,428
FB_{FP}	0	0,442	0,240	0,084
MG	1	0,52	0,65	1,08
MG_{FN}	1	1,059	1,079	1,554
MG_{FP}	1	2,045	1,664	1,444
Średnia	2,57	3,77	2,90	1,82
Odch. std.	6,38	7,92	5,76	4,36
Max	49,74	57,49	33,90	35,83
NMSE	0	1,77	0,82	2,18
VG	1	2,90	2,00	3,57
R	1	0,868	0,924	0,900
FAC2	1	0,588	0,688	0,568
MOE_{FN}	1	0,635	0,872	0,635
MOE_{FP}	1	0,898	0,773	0,898

Zestawione w tabeli 9.3 wartości wskaźników wykazują wysokie zróżnicowanie analizowanych wariantów względem wariantu odniesienia (SCTA_03). W przypadku wariantu SCTA_00 ze względu na wartość błędu systematycznego mamy do czynienia ze średnim 1,5-krotnym przeszacowaniem wyników, natomiast w wariantcie SCTA_00 ze średnim 1,5-krotnym niedoszacowaniem uzyskanych wartości. Natomiast tak jak to miało miejsce w przypadku maksymalnych stężeń jednogodzinnych i stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego, wariant SCTA_01 wykazuje największe powinowactwo względem wariantu wzorcowego. Przedstawione na rysunku 9.3 wyniki poszczególnych błędów systematycznych (FB) obrazują, że w wariantach SCTA_01 i SCTA_02 mamy głównie do czynienia z niedoszacowaniem wyników. Niedoszacowania te stanowią odpowiednio 76,4 % i 84,4 % uzyskanych wyników. W wariantcie SCTA_00 niedoszacowaniu i przeszacowaniu uległo odpowiednio 48,7 % i 48,2 % uzyskanych wyników, a całkowitą zgodność wykazuje 3,0 % wyników stężeń.

Wskaźnik jakości modelu FAC2 obrazuje, że w przypadku siatek 02 i 01 odpowiednio 41,2 % i 43,2 % wyników uległo 2-krotnemu przeszacowaniu lub niedoszacowaniu, natomiast w przypadku wariantu SCTA_01 uległo 31,2 % wyników.



Rysunek 9.3. Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorach punktowych dla poszczególnych siatek obliczeniowych w odniesieniu do wariantu SCTA_03

Powyższe sformułowania potwierdzają również wyniki dwuwymiarowej miary efektywności (MOE_{FN} , MOE_{FN}), współczynnika korelacji (R) oraz względnego odchylenia standardowego NMSE. Wartości geometrycznej średniej wariancji wskazują, że wariant SCTA_01 cechuje się najmniejszym zróżnicowaniem wyników względem wariantu odniesienia. Wartości geometrycznego błędu średniego dostarczają błędnych informacji, wskazując, że największym powinowactwem względem wariantu odniesienia cechują się siatka o kodzie 00. Ujemne i dodatnie komponenty MG wskazują, że średnia błędu względem wartości średniej wykazuje duże zróżnicowanie zarówno dla wartości przeszacowanych jak i niedoszacowanych w przypadku wariantu SCTA_00. W pozostałych wariantach wskaźniki MG_{FP} i MG_{FN} obrazują, że występują wysokie wartości przeszacowań wyników.

W tabeli 9.4 zestawiono przedziały stężeń maksymalnych jednogodzinnych dwutlenku azotu w zależności od wielkości powierzchni na której wystąpiły oraz przyjętej siatki obliczeniowej przy zastosowaniu metody SCTA.

Tabela 9.4. Zestawienie wielkości powierzchni na których wystąpiły wybrane przedziały maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO₂ w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA

Przedział [µg/m ³]	Powierzchnia [km ²]			
	SCTA_03	SCTA_02	SCTA_01	SCTA_00
0 - 2	175,09	152,50	139,00	164,00
2 - 5	266,66	270,50	279,00	308,00
5 - 10	155,53	190,50	169,00	154,00
10 - 15	50,63	41,75	55,00	33,00
15 - 20	16,86	10,75	24,00	8,00
20 - 30	7,44	5,75	8,00	6,00
30 - 40	1,91	2,00	1,00	2,00
40 - 50	0,84	1,25	1,00	1,00
50 - 100	0,89	1,00	-	-
100 - 200	0,12	-	-	-
≥ 200	0,03	-	-	-

Przedstawione w tabeli 9.4 informacje wskazują, że wraz z zagęszczeniem siatki obliczeniowej wzrastają wartości maksymalnych stężeń jednogodzinnych. W przypadku siatki o rozdzielczości 500 x 500 m występują maksymalne stężenia w zakresie od 50 do 100 µg/m³, a dla siatki o rozdzielczości 100 x 100 m nawet osiągają wartości powyżej 200 µg/m³ na powierzchni 300 m² czyli w 3 receptorach siatkowych. Stąd zagęszczenie siatki obliczeniowej pozwala na uzyskanie informacji bardziej niekorzystnej z punktu oceny oddziaływania instalacji na jakość powietrza. Zestawione wyniki wykazują, że w przestrzeni obliczeniowej dominują stężenia poniżej 10 µg/m³. W tym najczęściej występują stężenia w zakresie od 2 do 5 µg/m³ w każdej siatce obliczeniowej. Swoje maksimum osiągają w siatce o kodzie 00 i wynosi ono 308 km². Warto podkreślić, że siatki o kodach 00 i 03 cechują się częstszym występowaniem stężeń poniżej 5 µg/m³ oraz rzadszym występowaniem stężeń w zakresie od 5 do 10 µg/m³ w porównaniu do siatek o kodach 01 i 02. Istotnie wyraźny jest również spadek wielkości powierzchni występowania odpowiednich przedziałów stężeń wraz z wzrostem stężenia.

W załączniku 5 przedstawiono graficzne rozkłady stężeń dwutlenku azotu w zależności od siatki obliczeniowej i zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu. W formie elektronicznej załączono graficzne przedstawienie

rozkładów poszczególnych stężeń naniesione na mapie użytkowania terenu wraz z elementami infrastruktury komunikacyjnej i zabudowy.

Podsumowując można stwierdzić, że zestawione wskaźniki statystyczne wykazały, że w odniesieniu do wartości maksymalnych stężeń jednogodzinnych oraz stężeń uśrednionych w czasie obliczeniowym (744 godziny) nie wykazują one znaczącego zróżnicowania względem zastosowanej siatki obliczeniowej. Największe podobieństwo względem wariantu SCTA_03 (siatka o rozdzielczości 100 x 100 m) wykazuje wariant SCTA_01, a największe odchylenie wykazuje wariant SCTA_00. W odniesieniu do przebiegu czasowego stężeń jednogodzinnych w receptorze punktowym nr 18 (skrzyżowanie ul. Na niwach z ul. Powiatową, Mogiła) uzyskane wyniki wskaźników statystycznych wykazały, że w porównaniu do wariantu wzorcowego występują bardzo wysokie wartości średnich błędów systematycznych, sięgające nawet 1,5-krotnego przeszacowania i niedoszacowania wyników zależności od wariantu obliczeniowego, a nawet przeszło 43,2 % wyników w przypadku wariantu SCTA_00 uległo dwukrotnemu przeszacowaniu bądź niedoszacowaniu. Podobnie jak w przypadku maksymalnych stężeń jednogodzinnych i stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego, najwyższe podobieństwem względem wariantu SCTA_03 cechuje się wariant SCTA_01. Uzyskane wyniki, uwiaryściły również, że wraz zagęszczeniem siatki obliczeniowej znacząco wzrastają wartości najwyższych z stężeń maksymalnych w receptorach siatkowych (S_{mm}), uwiaryściając najniekorzystniejsze oddziaływania obiektu na jakość powietrza z punktu oceny oddziaływania instalacji.

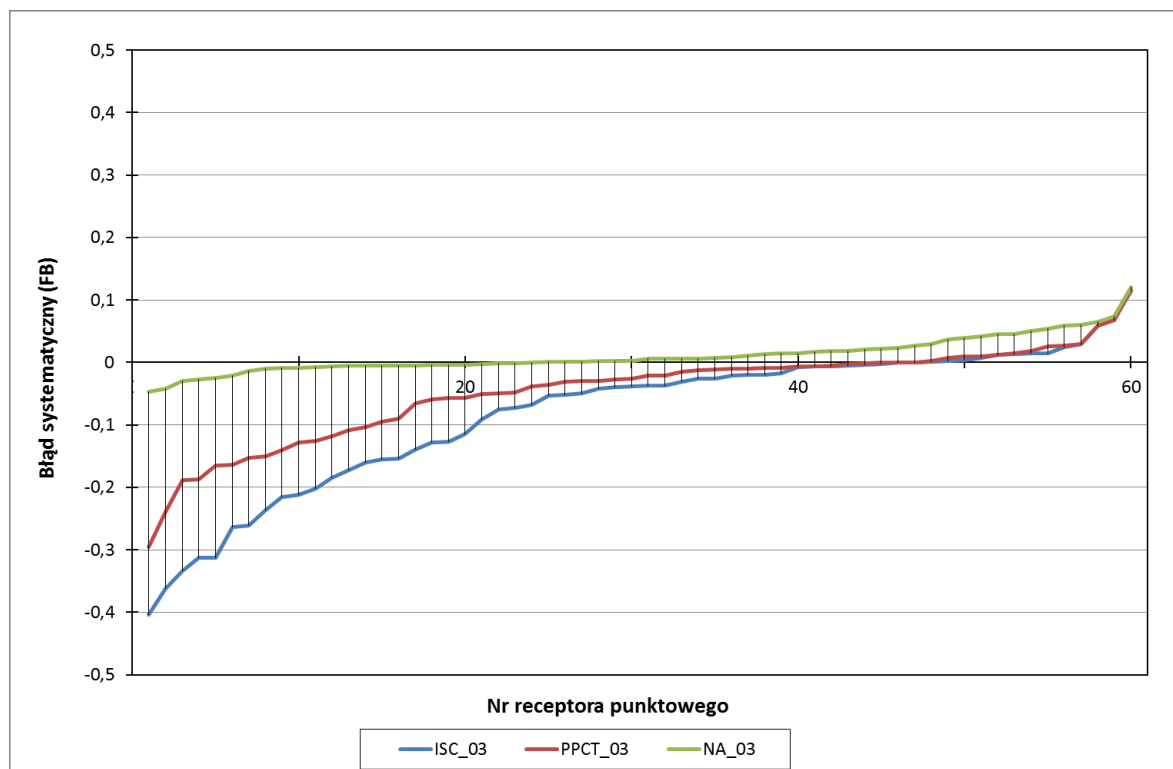
9.2 Wpływ sposobu uwzględniania ukształtowania terenu na wyniki obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym

W tabeli 9.5. zestawiono wskaźniki statystyczne wyznaczone dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku azotu w receptorach punktowych w zależności od metody uwzględniającej wpływ ukształtowania terenu. Natomiast na rys. 9.4. przedstawiono zmienność błędów systematycznych (FB) maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu.

Tabela 9.5. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń maksymalnych 1-godzinnych NO₂ w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej metody uwzględniania w siatce o kodzie 03

Wskaźnik	SCTA_03	ISC_03	PPCT_03	NA_03
FB	0	-0,035	-0,011	0,023
FB_{FN}	0	0,017	0,018	0,026
FB_{FP}	0	0,052	0,029	0,003
MG	1	0,92	0,95	1,01
MG_{FN}	1	1,006	1,007	1,016
MG_{FP}	1	1,093	1,055	1,005
Średnia	8,29	8,59	8,38	8,10
Odch. std.	9,12	8,73	8,73	8,76
Max	49,74	49,04	48,86	48,69
NMSE	0	0,01	0,01	0,01
VG	1	1,02	1,01	1,00
R	1	0,996	0,998	0,999
FAC2	1	1,000	1,000	1,000
MOE_{FN}	1	0,983	0,982	0,974
MOE_{FP}	1	0,949	0,971	0,997

Zestawione wskaźniki wykazały, że w odniesieniu do maksymalnych stężeń jednogodzinnych analizowane warianty obliczeniowe wykazują wysoką korelację względem wariantu wzorcowego. Wartość wskaźnika charakteryzującego jakość modelu wynosi dla wszystkich przypadków 1,00. Oznacza to, że w żadnym z analizowanych wariantów nie mamy do czynienia z dwukrotnym przeszacowaniem bądź niedoszacowaniem wyników. Wartości średnich ujemnych i dodatnich komponentów błędu systematycznego (FB), są bardzo niskie wskazują na wysokie podobieństwo uzyskanych wyników. Zobrazowane na rys. 9.4 wyniki FB dla poszczególnych receptorów, obrazują że największe podobieństwo w stosunku do wariantu odniesienia (SCTA_03) wykazuje wariant NA_03. Ponadto w wariantach tych niedoszacowaniu uległo 40 % wyników, a minimalne i maksymalne wartości FB wynoszą odpowiednio -0,047 i 0,120. W metodach ISC i PPCT wyraźnie przeważają niedoszacowania wyników maksymalnych stężeń 1-godzinnych w porównaniu do wariantu wzorcowego. Stanowią one dla metod ISC i PPCT 76,7 % uzyskanych wyników. Zobrazowane wyniki obliczeń FB na rys. 9.4 pozwalają jednoznacznie stwierdzić, że największym odchyleniem od wariantu odniesienia charakteryzuje się wariant ISC_03.



Rysunek 9.4 Zmienność błędów systematycznych (FB) maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorach punktowych dla poszczególnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w odniesieniu do wariantu SCTA_03

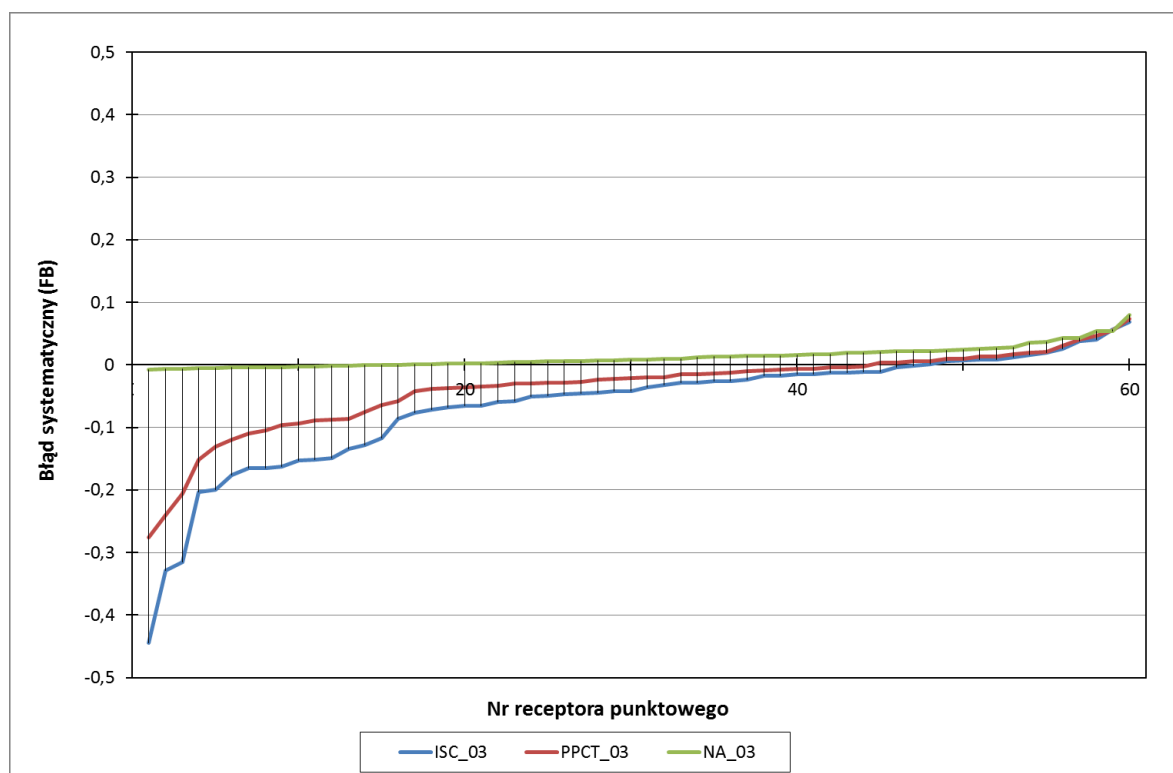
Powyższe stwierdzenia znajdują swoje odzwierciedlenie w wynikach geometrycznego błędu średniego (MG), średniej geometrycznej wariancji (VG), współczynnika korelacji (R), a także wartościach dwuwymiarowej miary efektywności (MOE_{FN} , MOE_{FP}). Jedynie wartość względnego odchylenia standardowego wskazuje, że rozrzut wyników od średniej jest identyczny dla każdej metody względem wariantu odniesienia.

W tabeli 9.6 zestawiono wskaźniki statystyczne wyznaczone dla stężeń NO_2 uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego w receptorach punktowych w zależności od metody uwzględniającej wpływ ukształtowania terenu. Natomiast na rys. 9.5 przedstawiono zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń NO_2 uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu.

Zestawione w tabeli 9.6 wyniki obliczonych wskaźników statystycznych, jak i zobrazowane na rysunku 9.5 błędy systematyczne (FB) dla poszczególnych receptorów punktowych odniesione do stężeń dwutlenku azotu uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego, przedstawiają identyczne zależności do tych omówionych

Tabela 9.6. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń NO_2 uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej metody w siatce o kodzie 03

Wskaźnik	SCTA_03	ISC_03	PPCT_03	NA_03
FB	0	-0,047	-0,020	0,020
FB_{FN}	0	0,009	0,011	0,021
FB_{FP}	0	0,056	0,031	0,000
MG	1	0,94	0,96	1,01
MG_{FN}	1	1,005	1,006	1,014
MG_{FP}	1	1,072	1,044	1,001
Średnia	0,21	0,22	0,21	0,20
Odch. std.	0,15	0,16	0,15	0,15
Max	0,69	0,68	0,66	0,65
NMSE	0	0,01	0,00	0,00
VG	1	1,01	1,01	1,00
R	1	0,991	0,996	1,000
FAC2	1	1,000	1,000	1,000
MOE_{FN}	1	0,990	0,989	0,979
MOE_{FP}	1	0,945	0,969	1,000



Rysunek 9.5 Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń NO_2 uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych dla poszczególnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w odniesieniu do wariantu SCTA_03

dla maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu. Wykazują jedynie delikatnie mniejsze odchylenie analizowanych metod (ISC, PPCT, NA) w stosunku do wariantu odniesienia (SCTA_03). Ponadto można zauważyć, że maksymalna wartość błędu systematycznego (FB_{max}) wynosi 0,079 i jest mniejsza w porównaniu do stężeń maksymalnych jednogodzinnych. W przypadku minimalnej wartości błędu systematycznego sytuacja wygląda odwrotnie. Wyniki poszczególnych wskaźników jednoznacznie potwierdzają, że najlepszą korelację względem wariantu wzorcowego wykazuje wariant NA_03, a najmniejszą wariant ISC_03.

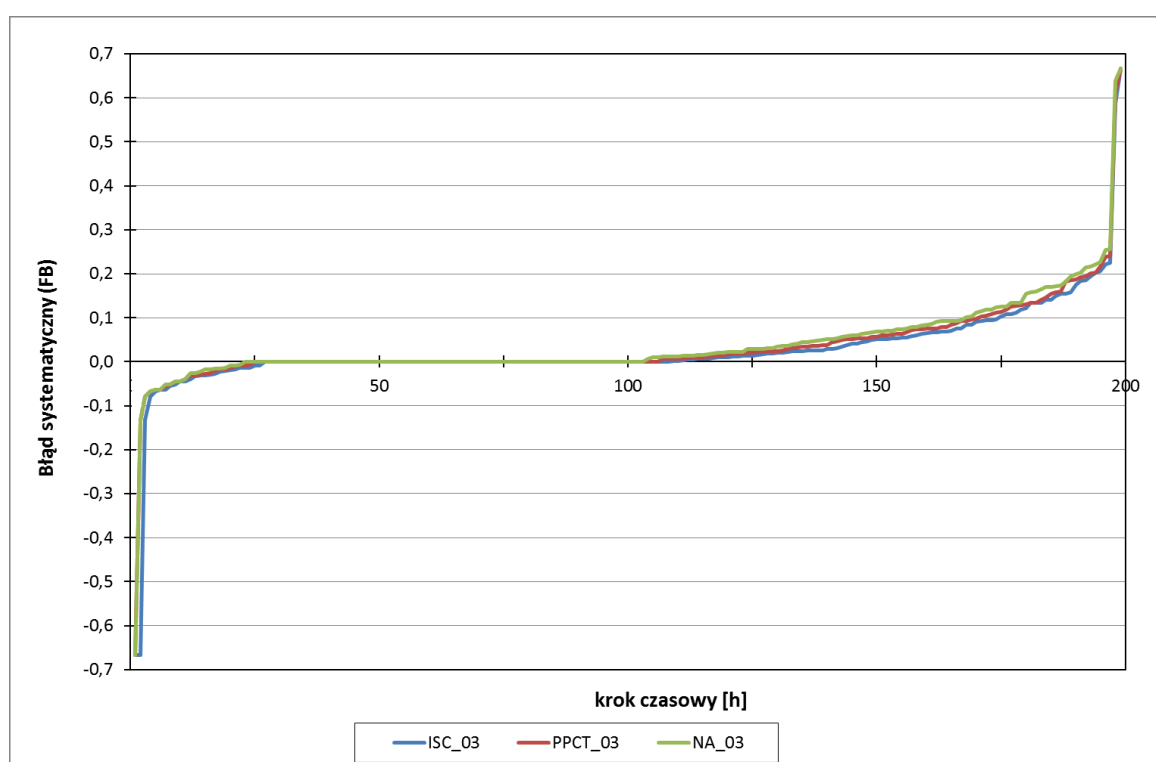
W tabeli 9.7 zestawiono wskaźniki statystyczne wyznaczone dla stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorze punktowym nr 18 w zależności od metody uwzględniającej wpływ ukształtowania terenu. Natomiast na rys. 9.6 przedstawiono zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorze punktowym nr 18 w zależności od zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu.

Tabela 9.7. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorze punktowym nr 18 w zależności od zastosowanej metody w siatce o kodzie 03

Wskaźnik	SCTA_03	ISC_03	PPCT_01	NA_00
FB	0	0,040	0,047	0,054
FB_{FN}	0	0,042	0,049	0,055
FB_{FP}	0	0,002	0,002	0,002
MG	1	1,03	1,04	1,04
MG_{FN}	1	1,038	1,043	1,043
MG_{FP}	1	1,012	1,008	1,008
Średnia	2,57	2,47	2,45	2,44
Odch. std.	6,38	6,20	6,16	6,13
Max	49,74	49,04	48,86	48,69
NMSE	0	0,01	0,02	0,02
VG	1	1,01	1,01	1,01
R	1	0,999	0,999	0,999
FAC2	1	1,000	1,000	1,000
MOE_{FN}	1	0,959	0,953	0,946
MOE_{FP}	1	0,998	0,998	0,998

Zestawione w tabeli 9.7 wyniki wskaźników statystycznych obrazują, że w przypadku przebiegów czasowych stężeń 1-godzinnych mamy do czynienia z bardzo wysoką zgodnością analizowanych wariantów obliczeniowych względem wariantu odniesienia SCTA_03. Wartości wskaźnika jakości modelu informują, że nie mamy

do czynienia z dwukrotnym przeszacowaniem lub niedoszacowaniem wyników we wszystkich analizowanych metodach względem wariantu wzorcowego. Zestawione w tabeli 9.7. wyniki ujemnych komponentów FB wskazują, że w każdym przypadku mamy do czynienia z jednakową wartością średnią niedoszacowania wyników. Analiza dodatnich komponentów FB wskazuje, że największy powinowactwem względem wariantu odniesienia cechuje się wariant ISC_03. Słuszność tego wniosku potwierdzają również wartości średnich błędów systematycznych (FB), geometrycznego błędu średniego (MG), względnego odchylenia standardowego, a także wartości dwuwymiarowej miary efektywności (MOE_{FN} , MOE_{FP}).



Rysunek 9.6 Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń 1-godzinnych NO_2 w receptorze punktowym nr 18 dla poszczególnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w odniesieniu do wariantu SCTA_03

Wskaźniki statystyczne VG oraz R dostarczają nam odmiennej informacji, że wszystkie warianty są w identycznej korelacji w stosunku do wariantu odniesienia. Wartości VG i R dla ponownych wariantów względem wariantu odniesienia wynoszą odpowiednio 1,01 i 0,999. Jednak zobrazowane na rysunku 9.6 wyniki błędów systematycznych dla poszczególnych stężeń jednogodzinnych wskazują, że poszczególne warianty wykazują różne odchylenie wyników względem wariantu odniesienia stąd wskaźniki VG i R nie dostarczają nam 100% adekwatnej informacji.

Z zobrazowanych na rys. 9.6 wartości FB wynika, że niewielkiemu niedoszacowaniu względem wariantu odniesienia dla metod ISC, PPCT oraz NA uległo odpowiednio 1,3 %, 1,2 % i 1,1 % uzyskanych wyników, Natomiast pewnemu przeszacowaniu dla ww. metod uległo odpowiednio 45,7 %, 46,7 % oraz 48,2 % uzyskanych wyników. Powyższe udziały procentowe wskazują, że dla ponad połowy uzyskanych wyników wartość błędu systematycznego wynosi 0,00.

W tabeli 9.8 zestawiono przedziały stężeń maksymalnych jednogodzinnych dwutlenku azotu w zależności od wielkości powierzchni, na której wystąpiły oraz przyjętej metody uwzględniania ukształtowania terenu w siatce o kodzie 03.

Tabela 9.8. Zestawienie wielkości powierzchni na których wystąpiły wybrane przedziały maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO₂ w zależności od zastosowanej metody w siatce o kodzie 03

Przedział [µg/m ³]	Powierzchnia [km ²]			
	SCTA_03	PPCT_03	ISC_03	NA_03
0 – 2	175,09	139,57	134,06	179,42
2 – 5	266,66	253,93	236,27	271,18
5 – 10	155,53	184,16	195,51	152,27
10 – 15	50,63	57,37	58,53	48,00
15 – 20	16,86	27,78	32,58	15,32
20 – 30	7,44	9,71	15,40	6,40
30 – 40	1,91	1,77	1,93	1,73
40 – 50	0,84	0,86	0,85	0,83
50 – 100	0,89	0,72	0,74	0,72
100 – 200	0,12	0,12	0,12	0,12
≥ 200	0,03	0,01	0,01	0,01

Zestawione wyniki wskazują, że w każdym analizowanym przypadku wystąpiły wszystkie zdefiniowane przedziały maksymalnych stężeń 1-godzinnych. Najczęściej w analizowanym obszarze występują stężenia w zakresie od 2 do 5 µg/m³ i w zależności od wariantu występują na obszarze od 236,27 km² do 271,18 km². Z porównania pierwszych dwóch przedziałów stężeń wynika, że w metodach SCTA i NA znacznie częściej występują stężenia poniżej 5 µg/m³ niż ma to miejsce wariantach ISC_03 i PPCT_03. W przypadku stężeń w zakresie od 5 do 30 µg/m³ sytuacja wygląda odwrotnie. Uzyskane wyniki wskazują również, że największe podobieństwo względem wariantu SCTA_03 wykazuje wariant NA_03. Ponadto przekroczenia wartości 200 µg/m³ w przypadku wariantu SCTA_03 wystąpiły na powierzchni 300 m², natomiast dla pozostałych metod na powierzchni 100 m², czyli zaledwie w 1 receptorze siatkowym.

Dodatkowo w tabeli 9.9 zestawiono wyniki najwyższych z maksymalnych stężeń 1-godzinnych w zależności od zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu. Zestawione wartości wskazują, że najwyższe stężenie maksymalne 1-godzinne wystąpiło dla metody SCTA i wynosi ono 241,97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Oznacza to, że wariant SCTA_03 prezentuje najbardziej niekorzystną sytuację z punktu oceny oddziaływania instalacji na jakość powietrza. Ponadto najwyższe stężenia maksymalne 1-godzinne dla każdej z zastosowanych metod wystąpiło w tym samym receptorze punktowym o współrzędnych $X = 434,750$, $Y = 5545,350$.

Tabela 9.9. Zestawienie najwyższych z maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w zależności od zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu.

Wariant	S_{mm} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Współrzędne ukl. UTM	
		X [km]	Y [km]
SCTA_03	241,97	434,750	5545,350
ISC_03	226,26		
PPCT_03	225,13		
NA_03	224,07		

Podsumowanie powyższej analizy względem maksymalnych stężeń 1-godzinnych oraz stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego, jednoznacznie wskazuje, na wysokie podobieństwo metody SCTA do NA. Wyniki obliczeń wskaźników statystycznych wskazują, że najmniejszym odchyleniem wyników względem wariantu odniesienia cechują się stężenia uśrednione w czasie okresu obliczeniowego. Wysoka zgodność powyższych metod wynika najprawdopodobniej z małego zróżnicowania rzeźby terenu. Ponadto należy pokreślić, że największą rolę w transporcie zanieczyszczeń odgrywają prędkość i kierunek wiatru, a w przyjętej siatce meteorologicznej wykorzystanej do obliczeń został uwzględniony wpływ cech terenu na pole wiatru. Wpływ cech terenu na pole wiatru w siatce meteorologicznej opisano szerzej w podrozdziale 4.1. Jedynie porównania przebiegu czasowego stężeń jednogodzinnych dostarczają odmiennych informacji. Wskazują one, że najlepsza korelacja wyników obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń występuje pomiędzy metodami SCTA i ISC. Ponadto uzyskane wyniki wskaźników statystycznych obrazują, że różnice w wynikach modelowania w zależności od zastosowania metody są minimalne, a najwyższe wartości stężeń maksymalnych wystąpiły podczas zastosowania w procesie obliczeniowym metody SCTA.

9.3 Wpływ badanego obiektu na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej

W polskim ustawodawstwie podstawę prawną oceny jakości powietrza stanowi ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. *Prawo Ochrony Środowiska* wraz z aktami wykonawczymi. Z punkty oceny oddziaływania instalacji na jakość powietrza należy wyróżnić następujące rozporządzenia:

- w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu[4],
- w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu[63],
- w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu[64].

Powyższe akty wykonawcze określają zasady oceny oddziaływania instalacji na jakość powietrza [4], wartości odniesienia oraz poziomy dopuszczalne substancji zanieczyszczającej powietrze wraz z okresami uśredniania z względu na ochronę zdrowia ludzi i roślin [4, 63] oraz warunki klasyfikacji stref i oceny jakości powietrza [64].

W powyższych dokumentach brak jest regulacji dotyczących dioksyn i furanów oraz całkowitego węgla organicznego (TOC). Emisja całkowitego węgla organicznego stanowi informację o zawartości związków organicznych w emitowanych gazach odlotowych. Stąd jako wartość odniesienia dla TOC przyjęto węglowodory alifatyczne do C₁₂. Zgodnie z [65] należy dokonać przeliczenia stężeń TOC w oparciu o stosunek masy atomowej danego węglowodoru oraz o jego udziały masowe w sumie węglowodorów. Z powodu braku danych dotyczących emisji poszczególnych węglowodorów z procesu spalania odpadów komunalnych z tego typu instalacji w odniesieniu do wartości TOC przeliczenia stężeń, dokonano w oparciu o stosunek masy atomowej heksanolu do masy atomowej węgla w tym związku. Wartość stosunku mas atomowych C₆H₁₄O/C₆ wynosi 1,42.

W pracach [66, 67] zestawiono wartości stężeń dioksyn i furanów (PCDD/PCDF) w zależności od pory dnia (dzień, noc), typu terenu (zurbanizowane, niezurbanizowane). Zestawione dane wskazują, że w przypadku terenów niezurbanizowanych, stężenia dioksyn i furanów w powietrzu atmosferycznym zawierają się głównie w granicach od 20 do 50 fg-TEQ/m³, natomiast na terenach zurbanizowanych zmieniają się w przedziale od 100 do 400 fg-TEQ/m³. Dane stężeń PCDD i PCDF dla Krakowa pochodzą z lat 1995-2002, a uzyskane wartości znacząco odbiegają od tych wykonywanych w innych rejonach świata. Wartość te mierzone w okresie zimowym wynoszą 5–10 pg-TEQ/m³, a w okresie

letnim 0,2-0,5 pg-TEQ/m³ [68, 69]. Ze względu na wysokie wartości stężeń dioksyn i furanów w powietrzu atmosferycznym Krakowa w porównaniu do innych miast europejskich, nowopowstające obiekty powinny cechować się możliwie najmniejszym oddziaływaniem na jakość powietrza. Zdecydowano się na przyjęcie dla celów poniższej analizy jako wartość odniesienia D_{24} 30 pg-TEQ/m³, a jako wartość odniesienia D_1 , przyjęto dwukrotność średniodobowego poziomu dopuszczalnego 60 pg-TEQ/m³ [70]. Wzorując się na stosunku średniorocznych wartości odniesienia (D_a) do jednogodzinnych wartości odniesienia (D_1) zawartych w [4, 63] jako wartość D_a dla dioksyn i furanów, przyjęto 10% wartości odniesienia uśrednionej w czasie jednej godziny (D_1) czyli 6 pg-TEQ/m³.

Zgodnie z stanem formalno-prawnym, pierwszym punktem określającym oddziaływanie instalacji na jakość powietrza jest sprawdzenie, czy wystąpiły przekroczenia wartości odniesienia uśrednionej w czasie jednej godziny (D_1) w stosunku do uzyskanych najwyższych wartości maksymalnych stężeń 1-godzinnych (S_{mm}) dla wszystkich rozpatrywanych zanieczyszczeń. Następnym krokiem jest określenie, czy częstość tych przekroczeń stanowi więcej niż 0,274 % czasu w roku kalendarzowym w przypadku dwutlenku siarki lub 0,2 % czasu w przypadku pozostałych substancji. Jeśli powyższe warunki zostały spełnione, uznaje się, że wartości odniesienia substancji w powietrzu uśrednione w czasie jednej godziny są dotrzymane. Kolejnym krokiem jest sprawdzenie, czy wartości S_{mm} są mniejsze od 10% wartości odniesienia D_1 ($0,1 \cdot D_1$). Jeśli wystąpiły przekroczenia, należy wykonać obliczenia stężeń średniorocznych w siatce obliczeniowej. Obliczenia modelowania zostały przeprowadzone dla okresu jednego miesiąca (marzec 2005). Zważywszy na to, iż jest to miesiąc w którym nie występują ani najwyższe, ani najniższe średniomiesięczne wartości stężeń zanieczyszczeń powietrza, założono, że będą one reprezentatywne względem wartości odniesienia D_a .

W tabeli 9.10 zestawiono wyniki obliczeń najwyższych z maksymalnych stężeń 1-godzinnych (S_{mm}), najwyższych z maksymalnych stężeń uśrednionych w czasie 24-godzin (S_{md}), najwyższych z stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego oraz odpowiadających im wartości odniesienia: D_1 (uśrednione w czasie 1-godziny), D_{24} (uśrednione w czasie 24-godzin), D_a (uśrednione w czasie roku kalendarzowego).

Przedstawione wyniki w tabeli 9.10 prezentują uzyskane wartości stężeń w procesie modelowania oraz określone dla nich wartości odniesienia. Zestawione wyniki stężeń maksymalnych jednogodzinnych dla dwutlenku azotu oraz dioksyn i furanów obrazują, że w siatce obliczeniowej nastąpiły przekroczenia poziomów dopuszczalnych

Tabela 9.10. Zestawienie wyników obliczeń stężeń maksymalnych zanieczyszczeń powietrza wraz z wartościami odniesienia

Substancja	S _{mm} [µg/m ³]	D ₁ [µg/m ³]	S _{mm} [%D ₁]	S _{md} [µg/m ³]	D ₂₄ [µg/m ³]	S _{md} [%D ₂₄]	S _{mc} [µg/m ³]	D _a [µg/m ³]	S _{mc} [%D _a]	OCENA
NO2	241,97	200	121,0	12,08	-	-	1,51	40	3,8	S _{mm} > D ₁
SO2	60,48	350	17,3	3,02	125	2,4	0,38	20	1,9	S _{mm} > 0,1*D ₁
CO	60,48	30000	0,2	3,02	-	-	0,38	-	-	S _{mm} < 0,1*D ₁
PM10	12,09	280	4,3	0,6	50	1,2	0,076	40	0,2	S _{mm} < 0,1*D ₁
HCl	12,09	200	6,1	0,6	-	-	0,076	25	0,3	S _{mm} < 0,1*D ₁
TOC	16,92	3000	0,6	0,84	-	-	0,11	1000	0,01	S _{mm} < 0,1*D ₁
F	1,14	30	3,8	0,057	-	-	0,0072	2	0,4	S _{mm} < 0,1*D ₁
Substancja	S _{mm} [ng/m ³]	D ₁ [ng/m ³]	S _{mm} [%dI]	S _{md} [ng/m ³]	D ₂₄ [µg/m ³]	S _{md} [%d24]	S _{mc} [ng/m ³]	D _a [ng/m ³]	S _{mc} [%Da]	OCENA
Hg	61	700	8,7	3,02	-	-	0,38	40	1,0	S _{mm} < 0,1*D ₁
Cd	46	520	8,9	2,25	-	-	0,29	5	5,8	S _{mm} < 0,1*D ₁
Ti	15	1000	1,5	0,75	-	-	0,095	130	0,07	S _{mm} < 0,1*D ₁
Sb	23	23000	0,1	1,14	-	-	0,14	2000	0,01	S _{mm} < 0,1*D ₁
As	12	200	6,0	0,57	-	-	0,072	200	0,04	S _{mm} < 0,1*D ₁
Pb	480	5000	9,6	23,93	-	-	3,01	500	0,6	S _{mm} < 0,1*D ₁
Cr	12	20000	0,06	0,57	-	-	0,072	2500	0,003	S _{mm} < 0,1*D ₁
Co	23	5000	0,5	1,14	-	-	0,14	400	0,04	S _{mm} < 0,1*D ₁
Cu	12	20000	0,06	0,57	-	-	0,072	600	0,01	S _{mm} < 0,1*D ₁
Mn	23	9000	0,3	1,14	-	-	0,072	1000	0,01	S _{mm} < 0,1*D ₁
Ni	12	230	5,2	0,57	-	-	0,14	20	0,7	S _{mm} < 0,1*D ₁
V	12	2300	0,5	0,57	-	-	0,14	250	0,06	S _{mm} < 0,1*D ₁
PCDD/PCDF	121*10 ⁻⁶	60*10 ⁻³	0,2	6,038*10 ⁻⁶	30*10 ⁻³	0,02	0,7573*10 ⁻⁶	0,006	0,01	S _{mm} < 0,1*D ₁

substancji w powietrzu atmosferycznym. Najwyższe wartości stężeń w stosunku do wartości odniesienia otrzymano w przypadku NO₂. Dla tej substancji zaobserwowano przekroczenie poziomu dopuszczalnego D₁ w dniu 17 marca o godzinie 19 w 3 receptorach siatkowych czyli na powierzchni ok 300 m². Wartości przekroczeń wartości odniesienia w poszczególnych receptorach siatkowych względem lokalizacji i czasu wystąpienia zestawiono w tabeli 9.11.

W tabeli 9.11 zestawiono lokalizacje punktów, czas wystąpienia oraz wartości przekroczeń poziomu dopuszczalnego D₁ dla dwutlenku azotu.

W tabeli 9.12 zestawiono pierwsze (S_{mm}), drugie (S_{mm4}), trzecie (S_{mm3}) oraz czwarte (S_{mm4}) najwyższe ze stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w wybranych receptorach siatkowych.

Tabela 9.11. Zestawienie przekroczeń wartości odniesienia D₁ dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku azotu wraz z lokalizacją i czasem wystąpienia

Współrzędne w ukl. UTM		Lp. receptora		S _{mm}	Czas wystąpienia		
X [km]	Y [km]	Oś X	Oś Y	[µg/m ³]	Miesiąc	dzień	Godzina
434,750	5545,350	148	134	241,97	Marzec	16	19
434,650	5545,450	147	135	211,96			
434,750	5545,450	148	135	203,23			

Tabela 9.12. Zestawienie pierwszych, drugich, trzecich oraz czwartych najwyższych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w wybranych receptorach siatkowych

Współrzędne w ukl. UTM		Lp. receptora		S _{mm}	S _{mm2}	S _{mm3}	S _{mm4}
X [km]	Y [km]	Oś X	Oś Y	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]
434,750	5545,350	148	134	241,97	43,25	32,80	23,45
434,650	5545,450	147	135	211,96	24,52	18,60	11,79
434,750	5545,450	148	135	203,23	20,06	19,17	8,80

Częstość przekroczeń wartości odniesienia D₁ dla NO₂ wynosi 0,13% w skali okresu obliczeniowego w odniesieniu do receptorów punktowych, w których miały miejsce przekroczenia. Oznacza to, że wartości odniesienia uśrednione w czasie jednej godziny zostały dotrzymane. Bardzo istotnym faktem jest informacja, że przekroczenia wartości odniesienia D₁ wystąpiły na obszarze położonym na południowy wschód od ZTPO, gdzie nie występuje żadna zabudowa mieszkalna ani przemysłowa, czy usługowa. Jedynym obiektem cechującym się stosunkowo bliską odległością od miejsc

wystąpienia przekroczeń poziomów dopuszczalnych uśrednionych w czasie jednej godziny jest Oczyszczalnia Ścieków Kujawy.

Ponadto należy podkreślić, że drugie (S_{mm2}), trzecie (S_{mm3}) oraz czwarte (S_{mm4}) najwyższe stężenia maksymalne w zadanych receptorach są znacznie niższe, od wartości pierwszych. Wartości zestawione w tabeli 9.12 obrazują, że stężenia S_{mm2} dwutlenku azotu w wybranych receptorach zawierają się w granicach 10-22 % wartości odniesienia, stężenia S_{mm3} w przedziale 9-16 %, natomiast czwarte najwyższe stężenia jednogodzinne zawierają się w granicach od 4-12 % wartości odniesienia. W przypadku innych substancji sytuacja wygląda bardzo podobnie do tej opisanej powyżej. Wartości drugich, trzecich i czwartych najwyższych stężeń maksymalnych w zadanych receptorach są znacznie niższe od najwyższych z stężeń maksymalnych i wartości odniesienia. Należy także podkreślić, że dla wszystkich substancji z wyjątkiem NO_2 i SO_2 został spełniony warunek $S_{mm} < 0,1 * D_1$.

Przedstawione w tabeli 9.13 wyniki obliczeń maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w wybranych receptorach punktowych obrazują, że w żadnym receptorze nie wystąpiły przekroczenia wartości odniesienia D_1 . Jednakże w receptorach (2, 13, 4, 17, 18, 19) nie został spełniony warunek $S_{mm} < 0,1 * D_1$. Najwyższe stężenie stanowiące 24,9 % D_1 odnotowano w receptorze nr 18 (Skrzyż. ul. Powiatowej z ul. Na niwach, Mogiła). Z zestawionych wyników obliczeń w tabeli 9.13 wynika, że najbardziej narażone na oddziaływanie instalacji są regiony Mogiły, Nowej Huty oraz Bugaju. Należy podkreślić, że oddziaływanie instalacji na jakość powietrza w obszarach położonych w stosunkowo niedużej odległości od zakładu (Prokocim, Bieżanów, Rybitwy) jest minimalne, a uzyskane z obliczeń maksymalne stężenia jednogodzinne NO_2 zawierają się w granicach do 1,1 do 4,5 % D_1 . Uzyskane wyniki obliczeń dla receptorów 27 (Pomnik A. Mickiewicza, Rynek), 47 (Plac Arkadowy, Wawel), obrazują, że w rejonie Starego Miasta nie mamy do czynienia z znaczącym pogorszeniem jakości powietrza. Również w stosunkowo odległych regionach miasta Krakowa od zakładu takich jak Zwierzyniec, czy Krowodrza, wpływ obiektu na jakość powietrza ulega znacznemu zmniejszeniu w porównaniu do obszarów Mogiły i Nowej Huty.

W tabeli 9.13 zestawiono wyniki obliczeń maksymalnych stężeń 1-godzinnych w wybranych receptorach punktowych. Zestawienie wyników obliczeń we wszystkich receptorach punktowych dołączono do pracy w formie elektronicznej.

Tabela 9.13. Zestawienie wyników obliczeń maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w wybranych receptorach punktowych

Obręb miasta	Nazwa	Nr receptora	S _{mm} [µg/m ³]	S _{mm} [D ₁]
Mogila	Las Mogilski	1	17,59	8,8%
Mogila	Ogródki działkowe Wisła	2	21,89	10,9%
Mogila	Błonia Mogilskie	3	13,06	6,5%
Mogila	Skrzyż. ul. Żaglowej z ul. Stare Wiślicko	17	29,03	14,5%
Mogila	Skrzyż. ul. Powiatowej z ul. Na niwach	18	49,74	24,9%
Nowa Huta	Liceum ogólnokształcące XVI	4	22,66	11,30%
Nowa Huta	Kopiec Wanda	6	16,43	8,20%
Nowa Huta	Osiedle Robotnicze	7	13,05	6,50%
Nowa Huta	Szkoła podstawowa nr 79	13	29,05	14,50%
Nowa Huta	Szkoła podstawowa im. Św. W. Pallottiego	15	13,85	6,90%
Nowa Huta	Szkoła podstawowa nr 74	32	14,96	7,50%
Bugaj	Skrzyż. ul. Bugaj z ul. Traczy	19	35,97	18,0%
Prokocim	Szkoła podstawowa nr 61	49	9,07	4,5%
Prokocim	Uniwersytecki szpital dziecięcy	50	4,99	2,5%
Rybitwy	Skrzyż. ul. Rączna z ul. Pułłanki	11	7,45	3,7%
Rybitwy	Szkoła podstawowa nr 65	12	8,29	4,1%
Podgórze	Kopiec Krakusa	21	3,14	1,6%
Podgórze	Bonarka	54	4,24	2,1%
Podgórze	Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy	55	2,21	1,1%
Stare Miasto	Pomnik A. Mickiewicza	27	3,34	1,7%
Stare Miasto	Wawel, Plac Arkadowy	41	4,98	2,5%
Zwierzyniec	Kopiec Kościuszki	22	2,30	1,2%
Krowodrza	AGH im. St. Staszica paw. C-4	30	3,99	2,0%

Przekroczenia wartości odniesienia $0,1 \cdot D_1$ dla maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w siatce obliczeniowej odnotowano w 1123 receptorach siatkowych, czyli na powierzchni 11,23 km². Zobrazowane w załączniku 5 i 6 rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń 1-godzinnych w siatce obliczeniowej jak i mapy załączone w formie elektronicznej prezentują, że na chwilowe oddziaływania narażone są obiekty mieszkalne zlokalizowane na południe od zakładu przy ulicach Bugaj i Traczy, gdzie wystąpić mogą stężenia na poziomie nawet 50 µg/m³ NO₂. W położonych na południowy wschód od ZTPO byłych miejscowościach Szczurów i Chałupki mogą wystąpić stężenia 1-godzinne w zakresie 20-40 µg/m³ NO₂. Również narażone na chwilowe oddziaływania są obiekty mieszkalne zlokalizowane na północny zachód od emitorów, znajdujące się przy ulicach Powiatowej, Barodosa, Kopaniec, Na Niwach, gdzie stężenia 1-godzinne mogą wynieść nawet 40 µg/m³ NO₂. Warto również zwrócić

uwagę, że w stosunkowo odległych regionach od ZTPO, takich jak Piaski Wielkie, Prokocim, Wola Duchaka, czy nawet Kazimierz występują chwilowe stężenia powyżej wartości $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dwutlenku azotu. Analiza drugich, trzecich oraz czwartych najwyższych stężeń maksymalnych 1-godzinnych NO_2 wykazała, że częstość przekroczeń na poziomie co najmniej 0,54 % w odniesieniu do okresu obliczeniowego wystąpiła tylko w 94 receptorach siatkowych dla NO_2 . Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że przekroczenia wartości odniesienia $0,1 \cdot D_1$ można uznać za występujące sporadycznie, a instalacja termicznego przekształcania odpadów nie powoduje znaczącego oddziaływania na jakość powietrza.

Pewne przekroczenia wartości odniesienia $0,1 \cdot D_1$ wystąpiły również w przypadku dwutlenku siarki. W tabeli 9.14 zestawiono przekroczenia wartości odniesienia $0,1 \cdot D_1$ dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku siarki wraz z lokalizacją i czasem wystąpienia.

Zestawione wyniki w tabeli 9.15 przedstawiają, że przekroczenia 10 % wartości odniesienia wystąpiły w 9 receptorach siatkowych, a zestawione wyniki wskazują, że maksymalne wartości stężeń 1-godzinnych dwutlenku siarki stanowią od 10,55 do 17,28 % wartości odniesienia D_1 . Zestawione współrzędne obrazują, że przekroczenia dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku siarki mają miejsce w terenie, na którym brak jest obiektów mieszkalnych i użyteczności publicznej.

Tabela 9.14. Zestawienie przekroczenia wartości odniesienia $0,1 \cdot D_1$ dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku siarki wraz z lokalizacją i czasem wystąpienia

Współrzędne w ukl. UTM		Lp. receptora		S_{mm}	Czas wystąpienia		
X [km]	Y [km]	Oś X	Oś Y	$[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	Miesiąc	dzień	Godzina
434,750	5545,350	148	134	60,48	Marzec	16	19
434,650	5545,450	147	135	52,98			
434,750	5545,450	148	135	50,80			
434,850	5545,250	149	133	48,19			
434,850	5545,150	149	132	42,56			
434,850	5545,350	149	134	42,10			
434,750	5545,250	148	133	38,85			
434,950	5545,150	150	132	36,98			
434,950	5545,050	150	131	36,94			

W Tabeli 9.15 zestawiono pierwsze, drugie, trzecie oraz czwarte najwyższe z stężeń 1-godzinnych dwutlenku siarki w wybranych receptorach siatkowych.

Tabela 9.15. Zestawienie pierwszych, drugich, trzecich oraz czwartych najwyższych stężeń 1-godzinnych dwutlenku siarki w wybranych receptorach siatkowych

Współrzędne w ukl. UTM		Lp. receptora		S _{mm}	S _{mm2}	S _{mm3}	S _{mm4}
X [km]	Y [km]	Oś X	Oś Y	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]
434,750	5545,350	148	134	60,48	10,81	8,20	5,86
434,650	5545,450	147	135	52,98	6,13	4,65	2,95
434,750	5545,450	148	135	50,80	5,01	4,79	2,20
434,850	5545,250	149	133	48,19	14,15	9,81	6,12
434,850	5545,150	149	132	42,56	18,08	16,62	6,34
434,850	5545,350	149	134	42,10	8,19	5,50	3,21
434,750	5545,250	148	133	38,85	16,80	16,24	6,55
434,950	5545,150	150	132	36,98	15,81	8,94	6,28
434,950	5545,050	150	131	36,94	18,06	14,78	6,43

Zestawione w tabeli 9.15 wyniki stężeń 1-godzinnych dwutlenku siarki wskazują, że już w przypadku drugich najwyższych wartości nie mamy do czynienia z przekroczeniem 10 % wartości odniesienia D₁. Najwyższe uzyskane wartości drugich, trzecich i czwartych najwyższych stężeń 1-godzinnych stanowią odpowiednią 5,17 %, 4,75 % i 1,87% wartości odniesienia D₁. Uzyskane wartości wskazują, że nie mamy do czynienia z trwałym (dłuższym niż 1-godzinnym) znaczącym oddziaływaniem Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów na jakość powietrza z względu na stężenia dwutlenku siarki.

Zestawione w tabeli 9.10 wyniki obrazują, że w przypadku pozostałych analizowanych substancji nie mamy do czynienia z przekroczeniami wartości odniesienia D₁ ani 0,1*D₁. Najwyższe z maksymalnych stężeń jednogodzinnych otrzymane dla pozostałych substancji zanieczyszczających powietrze nie będą powodować istotnego pogorszenia stanu jakości powietrza. Zwracając jednak uwagę, na sporządzoną ocenę jakości powietrza dla roku 2012 ze względu na substancje zanieczyszczające powietrze atmosferyczne Aglomeracja Krakowska została zakwalifikowana z względu na stężenia średnioroczne NO₂ oraz stężenia średnie 24-godzinne i średnioroczne PM10 do klasy C [71]. Z powyższej analizy wynika, że emisja pochodząca z Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów w Krakowie może powodować chwilowe negatywne oddziaływania na jakość powietrza z względu na stężenia dwutlenku azotu

i dwutlenku siarki. Odnosząc się do aktualnego stanu jakości powietrza postanowiono bliżej przyjrzeć się uzyskanym wynikom najwyższym z maksymalnych stężeń PM10 w powietrzu atmosferycznym.

W tabeli 9.16 zestawiono pierwsze, drugie, trzecie oraz czwarte najwyższe stężenia 1-godzinne pyłu drobnego średnicach poniżej 10 mikrometrów w receptorach których wystąpiły najwyższe z stężeń maksymalnych 1-godzinnych PM10 stanowiące co najmniej 2% wartości odniesienia uśrednionej w czasie jednej godziny (D_1).

Tabela 9.16. Zestawienie pierwszych, drugich, trzecich oraz czwartych najwyższych stężeń 1-godzinne pyłu drobnego o średnicach poniżej 10 mikrometrów w receptorach których wystąpiły najwyższe z stężeń maksymalne 1-godzinne PM10 stanowiące co najmniej 2% wartości D_1 .

Współrzędne w ukl. UTM		Lp. receptora		S_{mm}	S_{mm2}	S_{mm3}	S_{mm4}
X [km]	Y [km]	Oś X	Oś Y	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
434,750	5545,350	148	134	12,10	2,16	1,64	1,17
434,650	5545,450	147	135	10,60	1,23	0,93	0,59
434,750	5545,450	148	135	10,16	1,00	0,96	0,44
434,850	5545,250	149	133	9,64	2,83	1,96	1,22
434,850	5545,150	149	132	8,51	3,61	3,32	1,27
434,850	5545,350	149	134	8,42	1,64	1,10	0,64
434,750	5545,250	148	133	7,77	3,36	3,25	1,31
434,950	5545,150	150	132	7,39	3,16	1,79	1,26
434,950	5545,050	150	131	7,39	3,61	2,96	1,29
434.650	5545.350	147	134	6,28	2,43	2,36	1,14
435.050	5545.050	149	131	6,24	3,24	1,76	1,34
435.050	5544.950	149	130	5,99	3,40	2,68	1,31

Zestawione wartości najwyższych stężeń 1-godzinnych PM10 pozwalają stwierdzić, że w zaledwie w 12 receptorach siatkowych wystąpiły stężenia stanowiące co najmniej 2 % wartości D_1 , a najwyższe odnotowane stężenie maksymalne 1-godzinne stanowi zaledwie 4,3 % wartości odniesienia uśrednionej w czasie jednej godziny. Ponadto zestawione stężenia występują na obszarach, na których brak jest jakiegokolwiek zabudowy mieszkalnej oraz terenów cennych przyrodniczo. Uzyskane najwyższe drugie, trzecie oraz czwarte najwyższe stężenia 1-godzinne są znacznie niższe od wartości stężeń maksymalnych 1-godzinnych PM10. Zestawione drugie najwyższe stężenia stanowią maksymalnie 1,3 % wartości odniesienia, a już wartości czwarte, co najwyżej 0,5 % wartości D_1 . Zestawione wyniki świadczą, że mimo bardzo złej jakości powietrza

w Krakowie ze względu na stężenia PM10, emisja pochodząca z ZTPO nie będzie raczej wpływać na przekroczenie 1-godzinnych poziomów dopuszczalnych powietrza atmosferycznego.

Wyniki pomiarów stężeń dioksyn i furanów w powietrzu dla miasta Krakowa wskazują, że w porównaniu do innych miast europejskich zarówno w okresie zimowym jak i letnim występują stosunkowo wysokie wartości [66-69]. W okresie zimowym wachają się granicach od 5-10 pg-TEQ/m³, a w okresie letnim 0,2-0,5 pg-TEQ/m³ [68, 69]. Jednakże wyniki obliczeń informują, że najwyższe ze stężeń maksymalnych 1-godzinnych dla PCDD/PCDF stanowi zaledwie 0,2 %D₁ i jest kilkakrotnie niższe od wyników pomiarowych tła w powietrzu Aglomeracji Krakowskiej. Wynika z tego, że emisja dioksyn i furanów z procesu termicznego przekształcania odpadów wpływać będzie na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej w stopniu pomijalnie małym.

W przypadku dwutlenku siarki, pyłu zawieszonego (PM10) oraz PCDD/PCCDF, zostały określone poziomy dopuszczalne substancji uśrednione w czasie 24-godzinnym. Poziomy dopuszczalne uśrednione w czasie doby dla SO₂ i PM10 wynoszą odpowiednio 125 i 50 µg/m³ [4], a dla PCDD/PCDF wartość odniesienia D₂₄ wynosi 30 pg/m³ [70]. Zestawione w tabeli 9.10 maksymalne stężenia 24-godzinne (S_{md}) SO₂, PM10 i PCDD/PCDDF wykazują, że stanowią one odpowiednio 2,4 %, 1,2 % i 0,02 % wartości odniesienia D₂₄. Zamieszczone w załączniku 6 rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń 24-godzinnych obrazują, że maksymalne stężenia 24-godzinne są bardzo niskie w stosunku do wartości odniesienia i w obszarach zabudowanych plasują się na poziomie poniżej 1% wartości odniesienia D₂₄ dla SO₂, a w odniesieniu do PM10 kształtują się na poziomie nie przekraczającym 0,4 % wartości odniesienia D₂₄. W przypadku dioksyn i furanów maksymalne stężenia średniodobowe występują na poziomie pomijalnie małym w porównaniu do wartości odniesienia.

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie wartości odniesienia niektórych substancji w powietrzu [4] w przypadku wystąpienia przekroczeń wartości 0,1*D₁ w celu sprawdzenia czy zadany obiekt oddziałuje negatywnie na jakość powietrza należy porównać uzyskane wyniki stężeń średniorocznych z wartościami odniesienia uśrednionymi w czasie roku (D_a) pomniejszonymi o tło substancji w powietrzu atmosferycznym (R).

W niniejszym opracowaniu założono, że uzyskane stężenia uśrednione w czasie okresu obliczeniowego (744h), będą reprezentatywnie odzwierciedlać stężenia średnioroczne. Jako tło substancji w powietrzu atmosferycznym przyjęto wartości

średnioroczne odnotowane na stacji PL0039A zlokalizowanej przy ul. Bulwarowej oznaczonej kodem krajowym: MpKrakowWIOSBulw6118. Wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń powietrza są dostępne bezpłatnie na stronie internetowej Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska [72].

Tabela 9.17. Zestawienie najwyższych stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego (S_{mc}) wybranych substancji w odniesieniu do tła substancji (R) i wartości odniesienia (D_a)

Substancja	D_a	R	D_a-R	S_{mc}
	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
SO₂	20	10	10	0,38
NO₂	40	29	11	1,51
PM10	40	55	-	0,076

Uzyskane wyniki obliczeń stężeń uśrednionych w okresie obliczeniowym dla poszczególnych substancji zanieczyszczających powietrze atmosferyczne są znacznie niższe od wartości odniesienia uśrednionych w czasie roku. Wartości D_a dla dwutlenku azotu i dwutlenku siarki pomniejszone o tło substancji wynoszą odpowiednio 11 i 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a wartości S_{mc} ww. związków chemicznych wyrażone w postaci procentów wartości D_a-R , stanowią dla NO_2 13,7 % , a dla SO_2 3,8 %. Przedstawione w tabeli 9.18 wyniki obrazują, że emisja ww. związków z instalacji termicznego przekształcania odpadów nie będzie niekorzystnie wpływać na jakość powietrza w analizowanym obszarze. Zamieszczone w załączniku 7 graficzne rozkłady stężeń uśrednionych w okresie obliczeniowym pokazują, że dla dwutlenku azotu stężenia w zakresie od 1-1,51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wystąpiły na powierzchni 3,5 km^2 . Na obszarach tych nie występuje zabudowa mieszkalna ani użyteczności publicznej.

Zestawione wartości tła pyłu zawieszonego PM10 wskazują, że w obszarze Aglomeracji Krakowskiej w roku 2012 wystąpiły przekroczenia poziomu dopuszczalnego uśrednionego w czasie roku określonego w [63]. Maksymalne stężenia uśrednione w okresie obliczeniowym stanowią zaledwie 0,19 % wartości D_a pyłu PM10. Wynika z tego, że ZTPO w minimalnym stopniu wpływać będzie na pogorszenie stanu jakości powietrza z względu na stężenie PM10. Zgodnie z [73], podmiot zarządzający zakładem jest zobowiązany do wszczęcia postępowania kompensacyjnego ze względu na emisje pyłu drobnego w celu uzyskania pozwolenia na emisję pyłów i gazów.

Stężenia PCDD/PCDF uśrednione w czasie okresu obliczeniowego nie powodują przekroczeń wartości odniesienia. Najwyższe stężenie uśrednione w czasie okresu obliczeniowego wynosi 0,75 fg-TEQ/m³ i stanowi 0,01 % przyjętej wartości odniesienia. Odnosząc uzyskane wyniki stężeń do aktualnego tła PCDD/PCDF w powietrzu w Aglomeracji Krakowskiej można stwierdzić, że wpływ emisji na jakość powietrza będzie pomijalny.

W przypadku pozostałych analizowanych zanieczyszczeń powietrza, można stwierdzić, że ich wpływ na podwyższenie stężenia średniorocznego w Aglomeracji Krakowskiej jest pomijalnie mały. Najwyższe uzyskane w drodze obliczeń stężenie uśrednione w czasie okresu obliczeniowego, utrzymują się na poziomie poniżej 1 % wartości odniesienia D_a. Wyjątkiem są wartości S_{mc} uzyskane dla arsenu i kadmu. Stanowią one odpowiednio 1,2 % i 5,8 % wartości odniesienia uśrednionej w czasie roku i wraz z dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem azotu stosunkowo najniekorzystniej oddziałują na jakość powietrza w odniesieniu do wartości D_a.

Przedstawiona powyżej analiza wyników obliczeń rozprzestrzeniania zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym odnosi się do emisji stałej w czasie obliczonej na podstawie średniodobowego standardu emisyjnego dla instalacji spalania odpadów obrazujące najniekorzystniejszą sytuację. Zestawione dane emisyjne w dokumencie referencyjny BREF dla spalania odpadów wskazują, że w przypadku zastosowania technik opisanych w raporcie oddziaływania dla zakładu termicznego przekształcania odpadów emisja poszczególnych zanieczyszczeń powietrza może wystąpić na znacznie niższym poziomie niż przewidują to standardy emisyjne. Jednakże emisja ta zależy w dużej mierze od składu pierwiastkowego spalanych odpadów komunalnych, warunków prowadzenia procesu spalania oraz dyspozycyjności poszczególnych urządzeń oczyszczających gazy odlotowe. Stąd powyższa ocena stanowi prognozę potencjalnego najniekorzystniejszego oddziaływania na jakość powietrza. W celu zbadania rzeczywistego oddziaływania instalacji na jakość powietrza, należałoby przeprowadzić powyższą ocenę w oparciu o wyniki ciągłego i okresowego monitoringu zanieczyszczeń powietrza w gazach odlotowych ZTPO w Krakowie po oddaniu instalacji do użytku.

Podsumowując można stwierdzić, że nowopowstający Zakład Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Krakowie nie będzie znacząco oddziaływać na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej i nie spowoduje przekroczeń poziomów dopuszczalnych w powietrzu. Największy wpływ na jakość powietrza w odniesieniu

do stężeń uśrednionych w czasie 1 godziny będzie miała emisja dwutlenków azotu i dwutlenku siarki. W przypadku NO_2 możliwe jest wystąpienie przekroczeń wartości odniesienia D_1 utrzymujące się w granicach dopuszczalnej częstości, a w przypadku SO_2 mogą wystąpić przekroczenia 10 % wartości odniesienia uśrednionej w czasie jednej godziny. Zważając na wysokie wartości tła dla PCDD/PCDF i PM_{10} w powietrzu atmosferycznym Aglomeracji Krakowskiej, każda dodatkowa emisja tych substancji negatywnie oddziałuje na jakość powietrza. Podkreślić należy jednak, że najwyższe stężenie PM_{10} uśrednione w czasie okresu obliczeniowego stanowi zaledwie 0,19 % wartości odniesienia D_a , a stężenia PCDD/PCDF są kilka rzędów wielkości niższe od ich tła w powietrzu Aglomeracji Krakowskiej. W odniesieniu do wartości średniorocznych, najniekorzystniejsze oddziaływanie na jakość powietrza wykazuje emisja kadmu, jednak stężenia uśrednione w czasie jednej godziny w powietrzu dla tego metalu ciężkiego w żadnym przypadku nie spowodowały nawet przekroczeń 10 % wartości odniesienia D_1 . Zwracając uwagę na europejskie doświadczenia w procesie spalania odpadów komunalnych, można spodziewać się, że analiza rozprzestrzenia się zanieczyszczeń w powietrzu wykonana w oparciu o rzeczywiste dane ciągłego i okresowego monitoringu emisji w gazach odlotowych w odniesieniu do zastosowanego zestawu danych meteorologicznych powinna wykazać mniejsze oddziaływanie instalacji na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej.

10. Podsumowanie

Jak wynika z przeprowadzonych w niniejszej pracy obliczeń i analiz, zastosowanie w obliczeniach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń danych o rozdzielczości 100 x 100 m umożliwia wyróżnienie 2-krotnie większej liczby klas użytkowania terenu. Można z łatwością wyróżnić takie elementy przyrodnicze jak rzeki, łąki i lasy. Dane SRTM3 wierniej odzwierciedlają rzeczywistą rzeźbę terenu w przyjętym obszarze obliczeniowym.

Włączenie funkcji ekstrapolacji ciszy w procesorze meteorologicznym CALMET powoduje ponadnaturalny wzrost udziałów wiatrów poniżej prędkości 0,5 m/s w warstwach powyżej 20 m nad poziomem terenu w trójwymiarowej siatce meteorologicznej. Uruchomienie tej funkcji w stopniu znikomym wpływa na udziały poszczególnych kierunków wiatru w siatce obliczeniowej. Zastosowanie funkcji ekstrapolacji danych meteorologicznych pochodzących ze stacji naziemnych i jednoczesne użycie funkcji BIAS szerzej opisanej w podrozdziale 6.3.1 umożliwia zoptymalizowanie trójwymiarowego pola wiatru. Szczególnie istotne jest to w przypadku wykorzystania danych meteorologicznych pochodzących ze stacji aerologicznych znajdujących się w dalekich odległościach od obszaru obliczeniowego. Zwiększenie wagi stacji naziemnych w górnych warstwach trójwymiarowej siatki meteorologicznej pozwala na uniknięcie ponadnaturalnego skrętu wiatru wraz z wysokością. Zwiększenie wagi stacji naziemnej w górnych warstwach siatki meteorologicznej niesie z sobą jednak pewne konsekwencje objawiające się spadkiem udziałów procentowych wiatrów o prędkości większej niż 2 m/s w warstwach powyżej wysokości 20 m nad poziomem terenu.

Przedstawiona w podrozdziale 6.3.2 analiza pokazuje, że zwiększenie rozdzielczości siatki obliczeniowej jak i zastosowanie różnych danych wejściowych praktycznie nie ma wpływu na rozkłady częstości występowania poszczególnych kierunków wiatru w warstwach powyżej 40 m nad poziomem terenu. W dolnych warstwach siatek meteorologicznych o kodach 00, 01 i 03 występuje wyraźne zróżnicowanie udziałów poszczególnych kierunków wiatrów. Mimo dużego zróżnicowania w udziałach poszczególnych kierunków wiatru w ww. siatkach, proporcje pomiędzy 4 głównymi kierunkami wiatru pozostają zachowane.

Deterministyczny wpływ ukształtowania terenu na udziały poszczególnych kierunków wiatru ujawnia się w dolnych warstwach trójwymiarowego pola wiatru

w siatce o rozdzielczości 100 x 100 m. W tym przypadku następuje drastyczna zmiana poszczególnych kierunków wiatru w porównaniu do siatek o mniejszej rozdzielczości. Analiza prędkości wiatrów w zależności od rozdzielczości siatki obliczeniowej oraz danych wejściowych, wykazała że przy zastosowaniu siatki o kodzie 03 nastąpiły wyraźne zmiany w udziałach procentowych poszczególnych prędkości wiatru w dolnych warstwach siatki meteorologicznej. Szerzej opisana w podrozdziale 6.3.3 analiza uwidacznia, że w ww. siatce deterministyczny wpływ cech terenu dotyczy prędkości w zakresie od 0,0 do 2,0 m/s. Ponadto w tej siatce kształt terenu wymusza zmianę kierunku przepływu mas powietrza w warstwach poniżej wysokości 80 m nad poziomem terenu.

Analiza parametrów mikroklimatycznych wykazała, że w obrębie każdej siatki obliczeniowej nie występują prawie żadne różnice stanów równowagi atmosfery w danym okresie czasu. Zestawienie klas stabilności atmosfery względem czasu wykazuje prawidłową zmienność w odniesieniu do teorii Pasquilla. W porze nocnej dominują stany równowagi stabilnej, a w ciągu dnia niestabilnej. Najczęściej w czasie okresu obliczeniowego występują klasy 4 i 6, a najrzadziej klasy 1 i 5. Wysokość warstwy mieszania również w zależności od czasu w ciągu doby przyjmuje stałą zmienność. Wysokość warstwy mieszania w godzinach nocnych przyjmuje najniższe wartości w granicach 123-144 m, a w godzinach popołudniowych przyjmuje swoje maksimum. Szczegółowy opis wyżej ww. zależności znajduje się w podrozdziale 6.4.

Zamieszczone w podrozdziale 7.2.2 wyniki obliczeń emisji wskazują, że planowana do wybudowania w Krakowie instalacja termicznego przekształcania odpadów, będąca przykładowym obiektem badań najwięcej emitować będzie tlenków azotu, dwutlenku siarki i tlenku węgla. Emisja metali oraz dioksyn i furanów występować będzie na znikomym poziomie w porównaniu do emisji ww. związków. Emisję tę określono na poziomie obowiązujących standardów emisyjnych.

Zawarta w rozdziale 9.1 analiza wyników obliczeń wskaźników statystycznych wyznaczonych dla powodowanych w powietrzu maksymalnych stężeń jednogodzinnych oraz stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego, w zależności od zastosowanej rozdzielczości siatki obliczeniowej, wskazuje, że nie mamy do czynienia z silnym zróżnicowaniem wyników. Największe różnice występują pomiędzy wariantami SCTA_03 (siatka o rozdzielczości 0,1 x 0,1 km, dane: SRTM3 i CLC) i SCTA_00 (siatka o rozdzielczości 1 x 1 km, dane: GTOPO30 i GLCC), a największe podobieństwo względem wariantu SCTA_03 wykazuje wariant SCTA_01 (siatka o rozdzielczości

1 x 1 km, dane: SRTM3 i CLC). W odniesieniu do przebiegu czasowego stężeń jednogodzinnych w receptorze punktowym nr 18 uzyskane wyniki wskaźników statystycznych wykazały, że w porównaniu do wariantu wzorcowego występują bardzo wysokie wartości średnich błędów systematycznych, sięgające nawet 1,5-krotnego przeszacowania i niedoszacowania wyników. Warianty SCTA_01 i SCTA_02 (siatka o rozdzielczości 0,5 x 0,5 km, dane: SRTM3 i CLC) charakteryzują się głównie niedoszacowaniem wartości stężeń względem wariantu odniesienia. Wraz z zagęszczeniem siatki obliczeniowej wzrastają nawet kilkakrotnie wartości najwyższych stężeń maksymalnych uśrednionych w czasie jednej godziny. Zastosowanie siatek o większej rozdzielczości uwidacznia chwilowe najniekorzystniejsze oddziaływanie obiektu na jakość powietrza.

Zastosowanie różnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w znikomym stopniu wpływa na wyniki modelowania rozprzestrzenia się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Powyższe stwierdzenie potwierdzają zestawione i omówione wartości wskaźników statystycznych w podrozdziale 9.2. Z względu na maksymalne stężenia 1-godzinne oraz stężenia uśrednione w czasie okresu obliczeniowego, największe podobieństwo względem metody SCTA_03 wykazuje metoda NA_03. Wysokie podobieństwo poszczególnych wariantów wynika z małego zróżnicowanego ukształtowania terenu wewnątrz siatki obliczeniowej oraz uwzględnienia w obliczeniach meteorologicznych wpływu cech terenu na trójwymiarowe pole wiatru. W przypadku wariantów PPCT_03 i ISC_03 mamy do czynienia z niedoszacowaniem wartości stężeń względem wariantu SCTA_03. Uruchomienie procedury obliczeniowej SCTA uwidacznia najniekorzystniejszy wpływ obiektu na jakość powietrza.

Analiza wpływu instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych na jakość powietrza w Aglomeracji Krakowskiej wykazała, że nie będzie ona powodowała istotnego pogorszenia jakości powietrza. Możliwe jest jednak krótkotrwałe występowanie wysokich stężeń 1-godzinnych NO_2 , zbliżonych do wartości dopuszczalnej, natomiast w przypadku SO_2 mogą wystąpić te stężenia na poziomie nieco wyższym od 10 % wartości dopuszczalnej. Wysokie wartości tła PCDD/PCDF i PM10 w powietrzu atmosferycznym w Krakowie wskazują, że każda dodatkowa emisja tych substancji negatywnie oddziałuje na jakość powietrza. Jednak emisja wyżej wymienionych substancji z omawianej instalacji termicznego przekształcania odpadów nie będzie ten stan istotnie pogarszać.

Europejskie doświadczenia w procesie spalania odpadów komunalnych wskazują, że analiza rozprzestrzenia się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym wykonana w oparciu o rzeczywiste dane ciągłego i okresowego monitoringu emisji w gazach odlotowych w odniesieniu do zastosowanego zestawu danych meteorologicznych powinna wykazać jeszcze mniejsze oddziaływanie instalacji na jakość powietrza w stosunku do oceny przeprowadzonej dla emisji przyjętej na poziomie maksymalnym dopuszczalnym.

Bibliografia

- [1] Markiewicz M.T., *Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2004
- [2] Mazur M., *Systemy ochrony powietrza*, AGH Uczelniane Wydawnictwo Naukowo-Dydaktyczne, Kraków, 2004
- [3] Borysewicz M., Furtek A., Potempski S., *Poradnik metod ocen ryzyka związanego z niebezpiecznymi instalacjami procesowymi*, Instytut Energii Atomowej, pp. 189-228, Otwock – Świerk, 2000
- [4] *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu*, Dz. U. z 2010 r, Nr 16, poz. 87.
- [5] Lech Ł., *Wskazówki metodyczne dotyczące modelowania matematycznego w systemie zarządzania jakością powietrza*, Ministerstwo Środowiska, Główny Inspektor Ochrony Środowiska, Warszawa, 2003
- [6] <http://envs.au.dk/en/knowledge/air/models/oml/oml-model-description>
- [7] <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/model-documentation.html>
- [8] http://www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermod_mfd.pdf
- [9] Szczygłowski P., *Ocena przydatności wybranych modeli gaussowskich w obliczeniach stanu zanieczyszczenia powietrza*, Dysertacja doktorska, AGH, Kraków, 2007
- [10] Scire J. S., Strimaitis D. G., Yamartino R. J., *A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model*, Concord, 2005
- [11] Earth Tech, Inc., *Development of the Next Generation Air Quality Models for Outer Continental Shelf (OCS) Applications (CALPUFF and Postprocessors)*, Concord, 2006
- [12] Praca zbiorowa, *Opracowanie prognozy zanieczyszczenia powietrza pyłem drobnym w Polsce na lata 2010, 2015 i 2020 wraz z analizą uwarunkowań i oceną kosztów osiągnięcia standardów dla pyłu określonych dyrektywą w sprawie jakości powietrza atmosferycznego i czystszeo dla Europy*, Gdańsk, 2009
- [13] http://www.camx.com/files/camxusersguide_v6-00.pdf
- [14] [http://www.airqualitymodeling.org/cmaqwiki/index.php?title=CMAQ_version_5.0_\(February_2010_release\)_OGD](http://www.airqualitymodeling.org/cmaqwiki/index.php?title=CMAQ_version_5.0_(February_2010_release)_OGD).
- [15] Borysewicz M., Kacprzyk W., *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Komputerowe narzędzia wspomagania zarządzaniem zagrożeniami od chemikaliów uwolnionych do środowiska*, nr 26, 2006.

- [16] Szczygłowski P., Marian M., *Zastosowanie modelu Calmet/Calpuff do obliczeń poziomu stężeń zanieczyszczeń pochodzących z wysokich emitorów punktowych*, *Inżynieria Środowiska*, tom 10, nr 2, pp. 195-2005, 2005.
- [17] Scire J. S., Robe F. R., M. E. Fernau M. E., Yamartino R. J., *A User's Guide for the CALMET Meteorological Model (Version 5)*, Concord, 2000.
- [18] Liu M. K., i Yocke M.A., *Siting of wind turbine generators in complex terrain*, *Journal of Energy*, 1980, tom 4, nr 1.
- [19] Mahrt L., *Momentum balance of gravity flows*, *Journal of Atmospheric Science*, nr 39, pp. 2701-2711, 1982.
- [20] Briggs G. A., *Analytic Modeling of drainage flows*, *Draft document*, Atmospheric Turbulence and Diffusion laboratory, NOAA, 1997.
- [21] Briggs G. A., *Conopy effects on predicted drainage flow characteristics and comparison with observations*, Fifth AMS Symposium on Turbulence and Diffusion, Boston, 1981.
- [22] T. W. Horst, T. W., Doran J. C., *Nocturnal drainage flow on simple slopes*. *Bound-layer meteorology*, 34, pp. 263-286, 1986.
- [23] Allwine K., Whiteman C., *Green river air quality model development. MESLAR - a mesoscale air quality model for complex terrain. Overview, technical descripton and user's guide*, Washington, U.S. Environmental Protection Agency, 1985.
- [24] Drazin P. G., *On the steady flow of a fluid of variable denisty past an obstacle*, *Tellus*, nr 13, pp. 239-251, 1961.
- [25] Shepapard P. A., *Airflow over mountains*. *Quart. J.R. Meteor. Soc.*, nr 82, pp. 528-529, 1956.
- [26] Brighton P., *Strongly stratified flow past three-dimensional obstacles*. *Quart. J.R. Met. Soc.*, 104, pp. 289-307, 1978.
- [27] Hunt J., Snyder W., *Experiments on stably and neutrally stratified flow over a model three-dimensional hill*. *J. Fluid Mech.*, 61 pp. 671-604, 1980.
- [28] Riley J. J., Liu H. T., Geller E. W., *A numerical and experimental study of stably stratified flow around complex terrain*. EPA Report No. EPA-600/4-76-021, Research Triangle Park, NC, p. 41, 1976.
- [29] Hunt J., Snyder W., *Turbulent diffusion from a point source in stratified and neutral flow around a three-dimensional hill (Part II – Laboratory measurement of surface concentrations)*. *Atmospheric Environ.*, 18, 1969 – 2002, 1984.
- [30] Snyder W., *Towing tank studies in support of field experiments at Cinder Cone Butte, Idaho, Phase III: Verification of formula for prediction of dividing streamline height*. *Fluid Modeling Facility Internal Rpt.*, Aug. 29, Enviromental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, 1980.
- [31] Hunt J. C., Mulhearn R. J., *Turbulent dispersion from sources near two-dimensional obstacles*. *J. Fluid Mech*, nr 61, pp. 245-274, 1973.

- [32] Hunt J. R., Puttock J. S., Snyder W. H., *Turbulent diffusion from a point source in stratified and neutral flows around a three-dimensional hill (Part I - diffusion equation analysis)*. *Atmospheric Environ*, nr 13, pp. 1227-1239, 1979.
- [33] Strimaitis D.G., Paine R. J., Egan B. A., Yamartino R. J., *EPA complex terrain model development final report*, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, 1988.
- [34] U.S. EPA, *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models. Volume II – Description of Model Algorithms*, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring and Analysis Division, Research Triangle Park, 1995.
- [35] Earth Tech, Inc., *Development of the Next Generation Air Quality Models for Outer Continental Shelf (OCS) Applications (CALMET and Preprocessors)*, Concord, 2006.
- [36] <http://www.src.com/>
- [37] Soxotec Polska Sp. z o.o., *Raport oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko dla przedsięwzięcia: Budowa Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów przy ul. Giedroycia w Krakowie jako element projektu Programu Gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie*, Warszawa, 2009.
- [38] <http://edcftp.cr.usgs.gov/pub/data/glcc/ea/lamberte/eademle.img.gz>
- [39] http://opengeology.pl/index1562.html?act=category&sub=view&category_id=16
- [40] http://edcftp.cr.usgs.gov/pub/data/glcc/ea/lamberta/eausgs2_0la.img.gz
- [41] <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-2>
- [42] Krzysztof K., *Meteorologia i klimatologia*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2005.
- [43] Rosik-Dulowska C., *Podstawy gospodarki odpadami*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2006.
- [44] Plan Gospodarki Odpadami, *Program ochrony środowiska i stanowiący jego Element Planu Gospodarki Odpadami dla Miasta Krakowa (plan na lata 2005-2007 z uwzględnieniem zmian na lata 2008-2011)*, tom II, 2005.
- [45] Słupek S., Nicoń J., Buczek A., *Technika Ciepła*, Skrypt AGH nr 1646, Kraków, 2002.
- [46] Kuropka J., *Oczyszczanie gazów odlotowych z zanieczyszczeń gazowych: obliczenia, tabele, materiały pomocnicze*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1996.
- [47] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 kwietnia 2011 w sprawie standardów emisyjnych z instalacji, Dz. U. z 2011 r. Nr 16, poz. 87.
- [48] Kuropka J., *Oczyszczania gazów odlotowych z zanieczyszczeń gazowych; procesy podstawowe*, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1988.

- [49] Oleniacz R., *III konferencja z cyklu Instrumenty Zarządzania Ochroną Środowiska na temat Oceny oddziaływania na środowisko na szczeblu krajowym i regionalnym*. Ocena oddziaływania na środowisko instalacji spalania odpadów - wybrane problemy, Kraków, 2005.
- [50] *Dokument referencyjny dla najlepszych dostępnych technik dla spalania odpadów*. Zintegrowane Zapobieganie i Ograniczanie Zanieczyszczeń (IPPC), Komisja Europejska, Sevilla, 2006.
- [51] TRC Environmental Corporation, *CALPUFF Chemistry Updates: User's Instructions for API Chemistry Options*, Lowell, 2010.
- [52] http://sdi.geoportal.gov.pl/wms_dzkat/wmservice.aspx
- [53] <http://maps.geoportal.gov.pl/webclient/>
- [54] <http://download.geofabrik.de/openstreetmap/europe/poland.shp.zip>
- [55] ASTM, *Standard guide for statistical evaluation of atmospheric dispersion model performance*. American Society for Testing and Materials, Designation D 6589-00. ASTM, 100 Barr Harbor Drive, West Conshohocken, PA 19428-2959, 2000.
- [56] Olesen H. R., *User's Guide to the Model Validation Kit*, National Environmental Research Institute - Ministry of the Environment, Copenhagen, 2005.
- [57] Cox W. M., Tikvart J. A., *A statistical procedure for determining the best performing air quality simulation model*, *Atmos. Environ.*, nr 24A, pp. 2387-239, 1990.
- [58] Chang J. C., Hanna R. S., *Technical Descriptions and User's Guide for the BOOT Statistical Model Evaluation Software Package*, Version 2.0, 2005.
- [59] Ebert E.E., *Ability of a pool man's ensemble to predict the probability and distribution of precipitation*, *Mon. Wea. Rev.*, nr 129, pp. 2461-2480, 2001.
- [60] Mosca S., Graziani G., Klug W., R. Bellasio R., Bianconi R., *A statistical methodology for the evaluation of long-range dispersion models: an application to the ETEX exercise*, *Atmos. Environ.*, nr 24, pp. 4307-4324, 1998.
- [61] Warner S., Platt N., Heagy J. F., Bradley S., Bieberbach G., Sugiyama G., Nasstrom J. S., Foster K. T., Larson D., *User-Oriented Measures of Effectiveness for the Evaluation of Transport and Dispersion Models*. Institute for Defense Analyses, IDA Paper P-3554, 815 pp. IDA, 1801 N. Beauregard Street, Alexandria, VA 22311-1772, 2001.
- [62] Chang J.C., Hanna S. R., *Air quality model performance evaluation*, *Meteorol. and Atmos. Phys.*, nr 87, pp. 167-196, 2004.
- [63] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, Dz.U. 2012 nr 0 poz. 1031.
- [64] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 r. w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu, Dz.U. 2012 nr 0 poz. 1032.

- [65] Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, *Materiał dotyczący regulacji oraz wymagań w zakresie bilansowania emisji Niemetanowych Lotnych Związków Organicznych (NMLZO)*, Warszawa, 2012.
- [66] Lohman R., Jones K. C., *Dioxins and furans in air and deposition: A review of levels, behaviour and processes*, *The Science of the Total Environment*, nr 219, pp. 53-81, 1998.
- [67] Meng – xia Xu, *Gas/particle partitioning of atmospheric PCDD/Fs in a satellite town in Eastern China*, *Chemosphere*, nr 76, pp. 1540-1549, 2009.
- [68] http://www.dioksyny.pl/wpcontent/uploads/Results_from_measurements_Poland_2002_Odense.pdf
- [69] <http://www.dioksyny.pl/wp-content/uploads/Raport-o-dioksynach-96-99.pdf>
- [70] Matyniak Z., *I-Symposium oceny wielkości emisji zanieczyszczeń powietrza. Próba określenia najwyższego dopuszczalnego stężenia dioksyn w powietrzu atmosferycznym*, Szklarska Poręba, pp. 102-106, 1995.
- [71] Pająk B., Czarnecka L., Debska B., *Ocena jakości powietrza w województwie małopolskim w 2012 roku*, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, Kraków, 2013.
- [72] <http://213.17.128.227/iseo/>
- [73] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627.

Spis rysunków

Rysunek 4.1. Zależność między siatką terenu, obiektem terenu CTSG oraz polem wiatru [10].....	23
Rysunek 4.2. Widok podziału smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej (widok z boku) [9].....	26
Rysunek 4.3. Widok podziału smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej (widok z góry) [11]	26
Rysunek 4.4. Trasa przebiegu obłoku/smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej – metoda ISC [9]	31
Rysunek 4.5. Trasa przebiegu obłoku/smugi zanieczyszczeń po napotkaniu przeszkody terenowej – metoda PPCT [10].....	32
Rysunek 4.6. Schematyczne przedstawienie obniżenia wysokości obłoku względem terenu dla wznosu strumienia zanieczyszczeń podczas stabilnych warunków atmosferycznych [10].....	34
Rysunek 4.7. Schemat interakcji obłoku ze ścianą zbocza przy stabilnych warunkach atmosferycznych [10].....	35
Rysunek 4.8. Schemat dwuwymiarowego, zastępczego wzgórza w uproszczonej metodzie SCTA.....	40
Rysunek 4.9. Schemat przebiegu funkcji $h(x)$ wysokości wzgórza oraz funkcji $\delta(x, \eta)$ linii opływowej przemieszczenia obłoku na dwuwymiarowym wzgórzu	41
Rysunek 5.1. Lokalizacja ZTPO przy ulicy Giedroycia w Krakowie [37].....	43
Rysunek 5.2. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_00	45
Rysunek 5.3. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_01	46
Rysunek 5.4. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_02	46
Rysunek 5.5. Trójwymiarowa wizualizacja numerycznego modelu terenu siatki obliczeniowej TERREL_ZTPO_03	47
Rysunek 5.6. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_00	51

Rysunek 5.7. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_01	51
Rysunek 5.8. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_02	52
Rysunek 5.9. Graficzne przedstawienie kategorii użytkowania gruntu siatki obliczeniowej CTG_ZTPO_03	52
Rysunek 6.1. Częstości występowania klas niestabilnych atmosfery (klas 1, 2 i 3) w zależności od czasu wystąpienia w ciągu doby dla siatki o kodzie 03 ..	75
Rysunek 6.2. Częstości występowania klas neutralnych i stabilnych atmosfery (klas 4, 5 i 6) w zależności od czasu wystąpienia w ciągu doby dla siatki o kodzie 03.....	76
Rysunek 6.3. Zależność uśrednionej wartości wysokości warstwy mieszania w zależności od czasu wystąpienia w ciągu doby dla siatki o kodzie 03 ..	77
Rysunek 9.1. Zmienność błędów systematycznych (FB) maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO ₂ w receptorach punktowych dla poszczególnych siatek obliczeniowych w odniesieniu do wariantu SCTA_03	105
Rysunek 9.2. Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń NO ₂ uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych dla poszczególnych siatek obliczeniowych w odniesieniu do wariantu SCTA_03	108
Rysunek 9.3. Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń 1-godzinnych NO ₂ w receptorach punktowych dla poszczególnych siatek obliczeniowych w odniesieniu do wariantu SCTA_03	110
Rysunek 9.4. Zmienność błędów systematycznych (FB) maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO ₂ w receptorach punktowych dla poszczególnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w odniesieniu do wariantu SCTA_03	114
Rysunek 9.5. Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń NO ₂ uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych dla poszczególnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w odniesieniu do wariantu SCTA_03	115
Rysunek 9.6. Zmienność błędów systematycznych (FB) stężeń 1-godzinnych NO ₂ w receptorze punktowym nr 18 dla poszczególnych metod uwzględniania ukształtowania terenu w odniesieniu do wariantu SCTA_03	117

Spis tabel

Tabela 5.1.	Charakterystyka siatek obliczeniowych numerycznego modelu terenu.....	45
Tabela 5.2.	Charakterystyka siatek obliczeniowych użytkowania terenu.....	48
Tabela 5.3.	Przyporządkowanie kategorii użytkowania gruntu danych Corin Land Cover do kategorii danych Global Land Cover Characterization (część 1).....	49
Tabela 5.4.	Charakterystyka siatek obliczeniowych rzeźby i użytkowania terenu.....	53
Tabela 5.5.	Zestawienie wartości parametrów geofizycznych względem kategorii użytkowania gruntu	54
Tabela 5.6.	Charakterystyka stacji meteorologicznych naziemnych i aerologicznych [9]	55
Tabela 6.1.	Przyjęte warianty obliczeniowe funkcji BIAS	58
Tabela 6.2.	Zestawienie wariantów obliczeniowych siatki meteorologicznej	59
Tabela 6.3.	Lokalizacja receptorów siatkowych przyjętych do analizy zmienności parametrów meteorologicznych	60
Tabela 6.4.	Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru dla modelowanych warstw dla siatki (00) w punkcie ($x = 8$, $y = 8$) przy wyłączonej funkcji ekstrapolacji ciszy	61
Tabela 6.5.	Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru dla modelowanych warstw dla siatki (00) w punkcie ($x = 8$, $y = 8$) przy włączonej funkcji ekstrapolacji ciszy.....	62
Tabela 6.6.	Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru w modelowanych warstwach dla funkcji BIAS(Z3) i ICALM(0).....	63
Tabela 6.7.	Zestawienie wyników obliczeń częstości prędkości wiatru dla modelowanych warstw w siatce o kodzie (03) dla funkcji BIAS(Z3) i ICALM(0)	64
Tabela 6.8.	Zestawienie udziałów procentowych kierunków wiatru w zależności od siatki obliczeniowej i wysokości modelowanej warstwy meteorologicznej	69
Tabela 6.9.	Zestawienie częstości występowania klas równowagi atmosfery w zależności od siatki obliczeniowej	74
Tabela 6.10.	Zestawienie częstości występowania klas równowagi atmosfery w zależności od receptora w siatce obliczeniowej o kodzie 03	75

Tabela 6.11. Zestawienie uśrednionych wartości wysokości mieszania w stosunku do klas stabilności atmosfery w zależności od receptora w siatce o kodzie 03	76
Tabela 7.1. Charakterystyka właściwości odpadów komunalnych (opracowanie własne na podstawie [43, 44])	79
Tabela 7.2. Masy molowe pierwiastków i związków chemicznych uwzględnionych w obliczeniach	79
Tabela 7.3. Zestawienie wyników obliczeń objętości gazów odlotowych (opracowanie własne)	83
Tabela 7.4. Zestawienie wyników cząstkowych obliczeń objętości spalin (opracowanie własne)	83
Tabela 7.5. Zestawienie wyników obliczeń rzeczywistego strumienia objętości spalin (opracowanie własne)	85
Tabela 7.6. Zestawienie wyników obliczeń strumienia objętości spalin suchych w warunkach umownych (opracowanie własne)	85
Tabela 7.7. Standardy emisyjne z instalacji spalania i współspalania odpadów [47]	86
Tabela 7.8. Zestawienie wyników obliczeń wielkości emisji (opracowanie własne)	88
Tabela 7.9. Zestawienie wielkości emisji metali z procesu spalania	89
Tabela 8.1. Zestawienie danych wejściowych wymaganych przez model CALPUFF	91
Tabela 8.2. Zestawienie danych wejściowych opcjonalnych wykorzystywanych przez model CALPUFF	92
Tabela 8.3. Zestawienie współrzędnych X, Y, Z wprowadzonych do modelu w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej	94
Tabela 8.4. Zestawienie wariantów obliczeniowych rozprzestrzeniania się dwutlenku azotu (NO ₂)	96
Tabela 9.1. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń maksymalnych 1-godzinnych NO ₂ w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA	104
Tabela 9.2. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych ze stężeń NO ₂ uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA	107
Tabela 9.3. Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń 1-godzinnych NO ₂ w receptorze punktowym nr 18 w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA	109

Tabela 9.4.	Zestawienie wielkości powierzchni na których wystąpiły wybrane przedziały maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO ₂ w zależności od zastosowanej siatki obliczeniowej dla metody SCTA	111
Tabela 9.5.	Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń maksymalnych 1-godzinnych NO ₂ w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej metody uwzględniania w siatce o kodzie 03.....	113
Tabela 9.6.	Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń NO ₂ uśrednionych w czasie 1-miesiąca w receptorach punktowych w zależności od zastosowanej metody w siatce o kodzie 03	115
Tabela 9.7.	Zestawienie wskaźników statystycznych wyznaczonych z stężeń 1-godzinnych NO ₂ w receptorze punktowym nr 18 w zależności od zastosowanej metody w siatce o kodzie 03	116
Tabela 9.8.	Zestawienie wielkości powierzchni na których wystąpiły wybrane przedziały maksymalnych stężeń 1-godzinnych NO ₂ w zależności od zastosowanej metody w siatce o kodzie 03	118
Tabela 9.9.	Zestawienie najwyższych z maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w zależności od zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu.....	119
Tabela 9.10.	Zestawienie wyników obliczeń stężeń maksymalnych zanieczyszczeń powietrza wraz z wartościami odniesienia.....	122
Tabela 9.11.	Zestawienie przekroczeń wartości odniesienia D ₁ dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku azotu wraz z lokalizacją i czasem wystąpienia..	123
Tabela 9.12.	Zestawienie pierwszych, drugich, trzecich oraz czwartych najwyższych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w wybranych receptorach siatkowych	123
Tabela 9.13.	Zestawienie wyników obliczeń maksymalnych stężeń 1-godzinnych dwutlenku azotu w wybranych receptorach punktowych	125
Tabela 9.14.	Zestawienie przekroczenia wartości odniesienia 0,1*D ₁ dla stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku siarki wraz z lokalizacją i czasem wystąpienia.....	126
Tabela 9.15.	Zestawienie pierwszych, drugich, trzecich oraz czwartych najwyższych stężeń 1-godzinnych dwutlenku siarki w wybranych receptorach siatkowych	127

Tabela 9.16. Zestawiono pierwszych, drugich, trzecich oraz czwarte najwyższe stężenia 1-godzinne pyłu drobnego średnicach poniżej 10 mikrometrów w receptorach których wystąpiły najwyższe z stężeń maksymalne 1-godzinne PM10 stanowiące co najmniej 2% wartości D_1	128
Tabela 9.17. Zestawienie najwyższych stężeń uśrednionych w czasie okresu obliczeniowego (S_{mc}) wybranych substancji w odniesieniu do tła substancji (R) i wartości odniesienia (D_a)	130

Załączniki

- Załącznik 1.** Metodyka przygotowania danych przestrzennych użytkowania terenu
- Załącznik 2.** Zestawienie wykresów radarowych częstości występowania kierunków wiatru
- Załącznik 3.** Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi
- Załącznik 4.** Rozkłady przestrzenne stężeń maksymalnych 1-godzinnych dwutlenku azotu przy powierzchni terenu dla różnych wariantów obliczeniowych
- Załącznik 5.** Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń 1-godzinnych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu
- Załącznik 6.** Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń średniodobowych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu
- Załącznik 7.** Rozkłady przestrzenne stężeń uśrednionych w czasie 1-miesiąca dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu
- Załącznik 8.** Dołączony do pracy w formie elektronicznej zawierający:
- 8.1. Pliki ustawień wejściowych preprocesora TERREL
 - 8.2. Pliki ustawień wejściowych preprocesora CTGPROC
 - 8.3. Pliki ustawień wejściowych preprocesora MAKEGEO
 - 8.4. Pliki ustawień wejściowych procesora CALMET
 - 8.5. Pliki ustawień wejściowych procesora CALPUFF
 - 8.6. Pliki wejściowe danych meteorologicznych
 - 8.7. Zestawienia wyników obliczeń pola wiatru i parametrów mikroklimatycznych
 - 8.8. Mapa przedstawiająca rozmieszczenie receptorów punktowych w obszarze siatki obliczeniowej
 - 8.9. Zestawienie wyników obliczeń rozprzestrzenia się zanieczyszczeń dla dwutlenku azotu w zależności od rozdzielczości siatki obliczeniowej i zastosowanej metody uwzględniania ukształtowania terenu
 - 8.10. Zestawienie wyników obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń dla pozostałych analizowanych substancji w siatce o kodzie 03 i metodzie SCTA

- 8.11. Mapy z naniesionymi rozkładami przestrzennymi stężeń dwutlenku azotu w zależności od rozdzielczości siatki obliczeniowej i metody uwzględniania ukształtowania terenu
- 8.12. Mapy z naniesionymi rozkładami przestrzennymi stężeń zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA
- 8.13. Animacja rozprzestrzeniania się dwutlenku azotu w powietrzu atmosferycznym dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

ZAŁĄCZNIK 1

*METODYKA PRZYGOTOWANIA DANYCH
PRZESTRZENNYCH UŻYTKOWANIA TERENU*

I. Wstęp

Poniższa instrukcja zawiera informacje na temat wykorzystaniu oprogramowania ArcMap, DBF, Microsoft Excel i Notatnik do przygotowania danych przestrzennych użytkowania terenu Corin land Data Cover 2006 w różnej rozdzielczości dla procesora MAKEGEO. Do poniższej instrukcji dołączono płytę z materiałami ćwiczeniowymi. Instrukcja nie zawiera szczegółowych informacji związanych z wykorzystaniem procesorów danych geofizycznych TERREL oraz CTGPROC. Wynikiem przeprowadzonych działań będą 3 pliki danych wejściowych procesora Makegeo o rozszerzeniu DAT, zawierające dane użytkowania gruntu dla siatki o wymiarach 26 x 26 km, wymiarach pikseli 1.0, 0.5, 0.1 km.

II. Przygotowanie pliku LU.DAT¹ w preprocesorze CTGPROC

W pierwszym kroku należy określić dane charakterystyczne siatki: współrzędne X ,Y lewego dolnego rogu przy odwzorowaniu UTM w układzie odniesienia WGS 84. Następnie określa się długość L i szerokość S siatki w jednostkach piksela siatki oraz wymiar jednego piksela siatki D. W ramach poniższej instrukcji przygotujemy 3 zestawy danych dla ZTPO w Krakowie, różniące się wymiarami pojedynczego piksela. W poniższym opracowaniu przyjęto dane charakterystyczne siatki zawarte w tabeli nr 1. Dla każdego wariantu należy przygotować oddzielny plik wejściowy .INP. Wzorcowy plik wejściowy znajduje się w folderze 2.CTGPROC pod nazwą CTGPROC.INP

Tabela nr 1 dane charakterystyczne siatki współrzędnych input group 2

Wariant	Z ²	X [km]	Z	Y [km]	Z	L	Z	S	Z	D [km]
01	XREFKM	420	YREFKM	5532	NX	26	NY	26	DGRIDKM	1.0
02		420		5532		52		52		0.5
03		420		5532		260		260		0.1

W kolejnym kroku należy w każdym pliku wejściowym procesora CTGPRO o rozszerzeniu .INP ustawić plik danych wejściowych zawierający nie przetworzone kategorie użytkowania terenu według poniższego wzoru. Plik land_use.img zawiera dane użytkowania terenu dla Europy i Azji.

!GLAZEU = land_use.img ! !END!

¹ LU. DAT plik danych wyjściowych procesora CTGPROC zawierający dane użytkowania terenu

² Z – Zmienna opisująca parametr w pliku wejściowym CTGPROC.INP

W Input Group 0a należy wprowadzić następujące nazwy plików danych wyjściowych zawartych w tabeli 2 dla każdego wariantu w osobnym pliku wejściowym.

Tabela nr 2. Nazwy plików wyjściowych

Wariant	Oznaczenie
01	LU.DAT output ! LUDAT = CTG_ZTPO_01.DAT !
	CTGPROC.LST output ! RUNLST = CTG_ZTPO_01.LST !
02	LU.DAT output ! LUDAT = CTG_ZTPO_02.DAT !
	CTGPROC.LST output ! RUNLST = CTG_ZTPO_02.LST !
03	LU.DAT output ! LUDAT = CTG_ZTPO_03.DAT !
	CTGPROC.LST output ! RUNLST = CTG_ZTPO_03.LST !

III. Uruchomienie preprocesora CTGPROC i wygenerowania plików LU.DAT

W wyniku uruchomienia procesora CTGPROC otrzymamy 3 pliki danych wyjściowych użytkowania terenu. Wariant 03 zawierać będzie pełną ilość danych, natomiast warianty 01 oraz 02 będą zawierać niekompletne dane użytkowania terenu. Ponieważ dane zawarte w pliku land_use.img pozwalają na pozyskiwanie danych o najmniejszym wymiarze piksela 1.0 x 1.0 km.

1. Przyciskamy na klawiaturze „WINDOWS+R”, otwiera nam się okno „Uruchom”.
2. W polu OTWÓRZ wpisujemy „CMD” i naciskamy „ENTER”, otwiera się na okno „Konsoli”.
3. W „Konsoli” wpisujemy komendę odpowiednią dla lokalizacji dysku na którym znajdują się dane załączone na płycie CD-ROM. np. „d:” i naciskamy „ENTER”.
4. Następnie wpisujemy ścieżkę dostępu do procesora CTGPROC.EXE:
 - „CD 1.KNIOP\2.CTGPROC” i naciskamy „ENTER” ,
5. Wpisujemy polecenie „dir” i naciskamy „ENTER” w ikonie konsoli wyskakuje zawartość folderu „2.CTGPROC”
6. Wpisujemy polecenie „CTGPROC.EXE CTG_ZTPO_01.INP” i przyciskamy „ENTER” , w konsoli powinien wyświetlić się następujący komunikat przedstawiony na poniższym rysunku.
7. Czynność punktu 6 powtarzamy dla pliku wejścia „CTG_ZTPO_02.INP” oraz „CTG_ZTPO_03.INP”
8. W konsoli wpisujemy polecenie „EXIT” i naciskamy „Enter” konsola ulega zamknięciu
9. Otwieramy folder „2.CTGPROC”. W folderze powinny znajdować się 3 pliki z rozszerzeniem .DAT oraz .LST z nazwami zdefiniowanymi w tabeli nr 2.
10. Zaznaczamy pliki o rozszerzeniu .DAT oraz .LST i wycinamy do folderu „CTGPROC_OUT_ZTPO”

```

C:\Windows\system32\cmd.exe
Microsoft Windows [Version 6.2.9200]
(c) 2012 Microsoft Corporation. Wszelkie prawa zastrzeżone.
C:\Users\Mateusz>d:
D:\>cd 1.Teren\2.CTGPROC
D:\1.Teren\2.CTGPROC>dir
Volume in drive D has no label.
Volume Serial Number is 88BC-084C

Directory of D:\1.Teren\2.CTGPROC

2013-05-06  15:10    <DIR>          -
2013-05-06  15:10    <DIR>          -
2013-04-14  19:16             19 206 1.2 CTGPROC WPROWADZENIE.inp
2012-10-27  09:49             1 200 112 ctgproc.exe
2013-05-05  23:40    <DIR>          CTGPROC_OUT_ZTPO
2013-04-14  17:40             14 813 CTG_ZTPO_00.inp
2013-04-14  17:55             14 813 CTG_ZTPO_01.inp
2013-04-14  18:11             14 815 CTG_ZTPO_02.inp
2013-04-14  18:11             14 817 CTG_ZTPO_03.inp
2000-04-24  15:40             169 000 000 land_use.img
2013-05-05  23:43    <DIR>          v3.5
                7 File(s)      170 278 576 bytes
                4 Dir(s)   29 909 004 288 bytes free

D:\1.Teren\2.CTGPROC>ctgproc.exe CTG_ZTPO_01.inp
SETUP PHASE
COMPUTATIONAL PHASE
Processing: 6 2 1 LAND_USE.IMG
Land Use Processing Complete -- Check LIST file for Run Summary and QA Warning Messages.
TERMINATION PHASE

D:\1.Teren\2.CTGPROC>ctgproc.exe CTG_ZTPO_02.inp
SETUP PHASE
COMPUTATIONAL PHASE
Processing: 6 2 1 LAND_USE.IMG
Land Use Processing Complete -- Check LIST file for Run Summary and QA Warning Messages.
TERMINATION PHASE

D:\1.Teren\2.CTGPROC>ctgproc.exe CTG_ZTPO_03.inp
SETUP PHASE
COMPUTATIONAL PHASE
Processing: 6 2 1 LAND_USE.IMG
Land Use Processing Complete -- Check LIST file for Run Summary and QA Warning Messages.
TERMINATION PHASE

D:\1.Teren\2.CTGPROC>exit
    
```

IV. Wyeksportowanie danych użytkowania terenu z Bazy danych Corine Land Cover

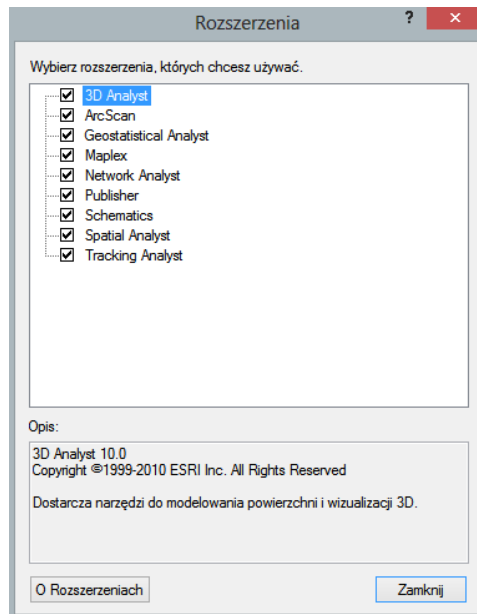
Dane GLCC oraz CLCD można pobrać z następujących witryn internetowych:

GLCC: http://www.src.com/datasets/datasets_lulc.html

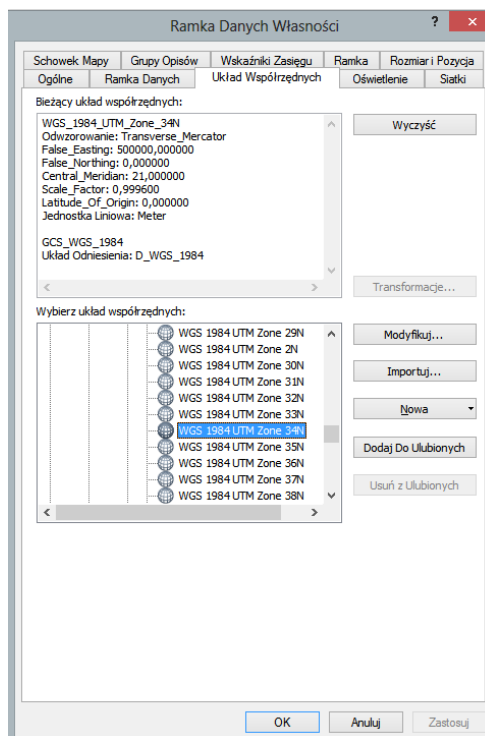
CLCD: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-1>

W poniższym punkcie przy wykorzystaniu oprogramowania ArcGis, wydzielimy analizowany obszar danych użytkowania gruntu z bazy danych CLCD, dokonamy reklasyfikacji danych CLCD na GLCC oraz wyeksportujemy powyższe dane do pliku o rozszerzeniu dbf.

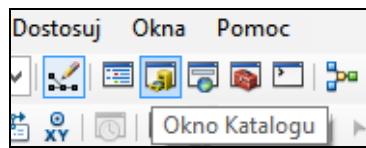
1. Otwieramy program ArcMap 10.1
2. W oknie „Uruchomienie Aplikacji” wybieramy z lewej strony „Nowe Mapy”, następnie w głównym oknie klikamy lewym klawiszem myszy na „Pusta Mapa”, otwiera nam się okno nowej przestrzeni roboczej.
3. Wybieramy z menu głównego „Dostosuj\rozszerzenia”, otwiera nam się okno rozszerzenia. Zaznaczamy wszystkie rozszerzenia i klikamy „Zamknij”.



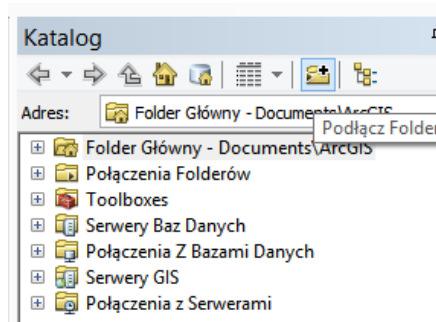
4. Wybieramy z menu głównego „Widok\Własności ramki danych” otwiera się okno „Własności ramki danych”. Wybieramy zakładkę „Układy współrzędnych” w oknie „wybierz układ współrzędnych”, wybieramy kolejno „Predefiniowane\Projected Coordinates System\UTM\WGS 1984\Northern Hemisphere\WGS 1984 UTM Zone 34N” klikamy „zastosuj”.
5. W oknie „Bieżący układ współrzędnych” powinna wyświetlić się następująca informacja:



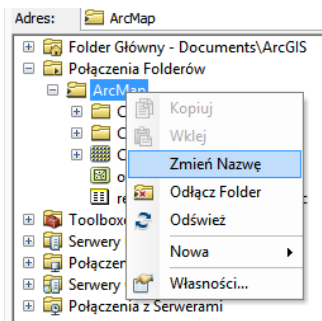
6. Naciskamy „OK”
7. Następnie z Paska narzędzie wybieramy ikonę „Okno Katalogu”, z prawej strony wyświetli nam się okno programu „ArcCatalog”.



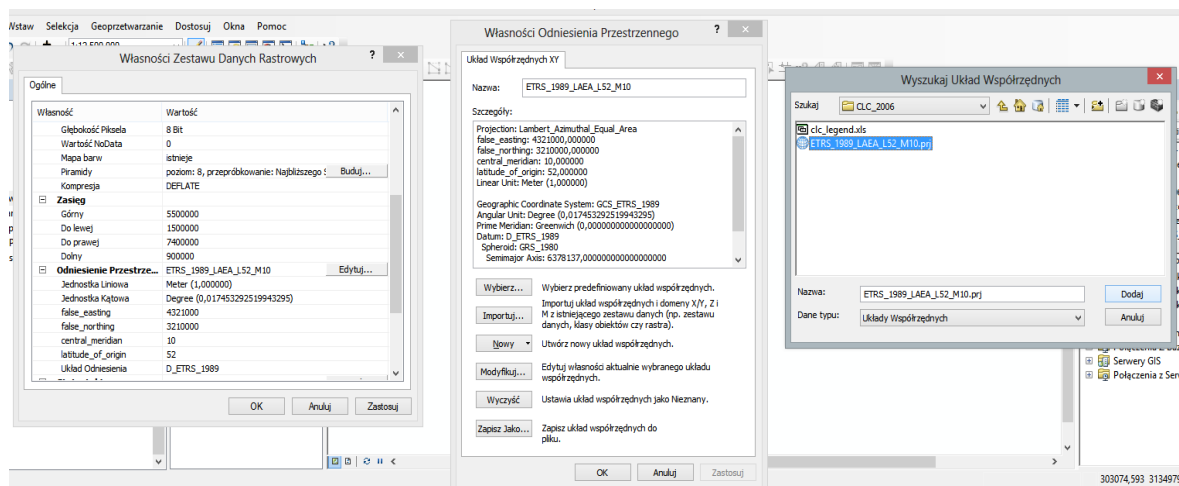
8. W oknie „ArcCatalog” z paska narzędzi wybieramy ikonę „Podłącz folder”.



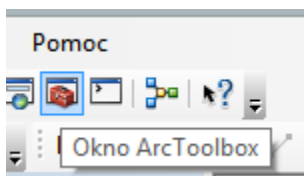
9. Następnie wybieramy lokalizację danych przestrzennych np.: „D:\1.Teren\4.ArcMap” i klikamy „OK”. Następnie w oknie „ArcCatalog” rozwijamy „Połączenia folderów” i zaznaczamy poprzednio dodany folder, klikamy prawym klawiszem myszy wybierając opcje „zmień nazwę” wpisujemy „ArcMap”.



10. Następnie rozwijamy folder „ArcMap/ CLC_2006” i lewym klawiszem klikamy dwukrotnie na Raster „g100_06”. Otwiera się okno „Właściwości zestawu danych rastrowych” w zakładce „Ogólne” przechodzimy do wiersza „Odniesienie przestrzenne” i wybieramy „Edytuj” otwiera się okno „Wyszukaj układ współrzędnych”, następnie przechodzimy do folderu „CLC_2006” i wybieramy plik „ETRS_1989_LAEA_L52_M10.prj” następnie klikamy „Dodaj” „OK” i „OK”.

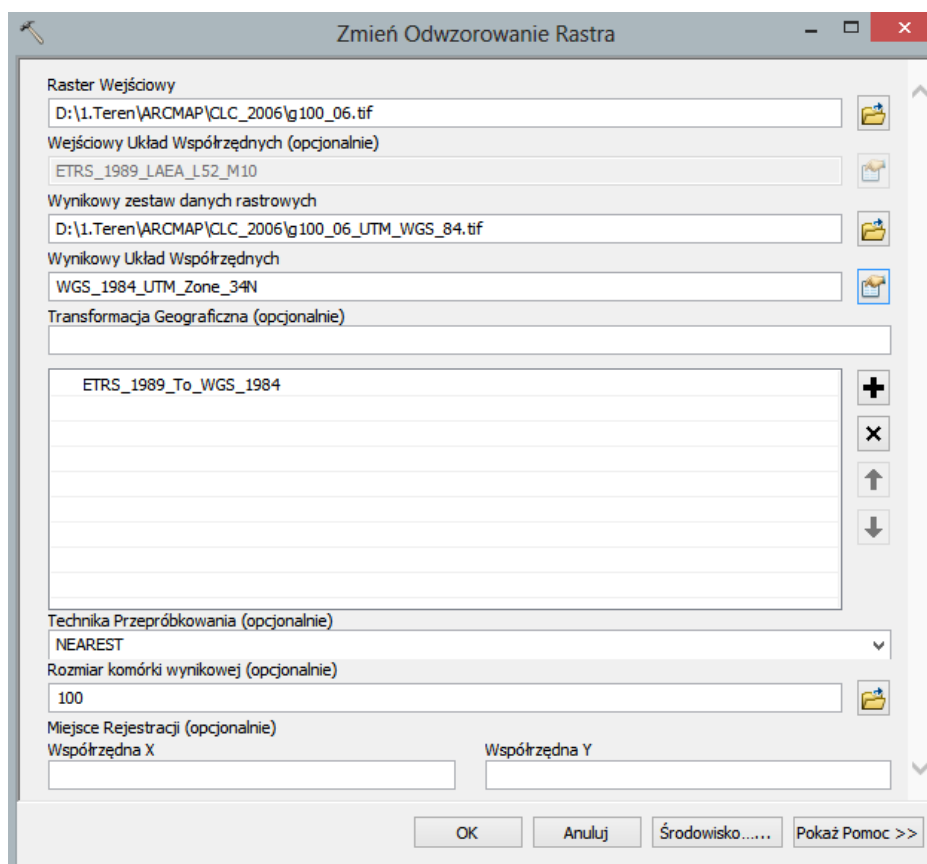


11. Na pasku „Narzędzia” klikamy na ikonę „Okno ArxToolbox”, wyświetli na się okno programu „ArcToolbox”.

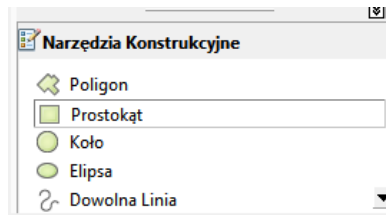


12. W oknie „ArcToolbox” wybieramy „Zarządzanie danymi \Odwzorowania i Transformacje \ Raster\ Zmień odwzorowanie rastra”, wyświetlił się „Okno Zmień Odwzorowanie Rastra” w którym wprowadzamy następujące parametry:

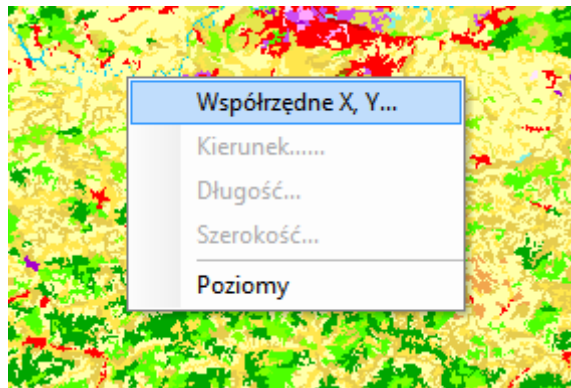
- w pozycji „Raster wejściowy” wybieramy ikonę lokalizacja pliku i wpisujemy „D:\1.Teren\ARCMAP\CLC_2006\g100_06.tif”,
- w pozycji „Wynikowy zestaw danych” podajemy lokalizację i nazwę nowego pliku rastrowego: „D:\1.Teren\ARCMAP\CLC_2006\g100_06_UTM_WGS_84.tif”,
- w pozycji „Wynikowy układ współrzędnych” naciskamy ikonę z prawej strony, następnie w oknie „Wartości odniesienia przestrzennego” naciskamy „wybierz” i wybieramy: „Predefiniowane\ Projected Coordinates System\ UTM\ WGS 1984\ Northern Hemisphere\ WGS 1984 UTM Zone 34N”,
- w pozycji „Transformacja Geograficzna” wybieramy opcje „ETRS_1989_To_WGS_1984”,
- w pozycji „Technika Przeprobokowania” wybieramy „NEAREST”,
- w pozycji „Rozmiar Komórki” wpisujemy wartość: „100”,
- klikamy „OK”,



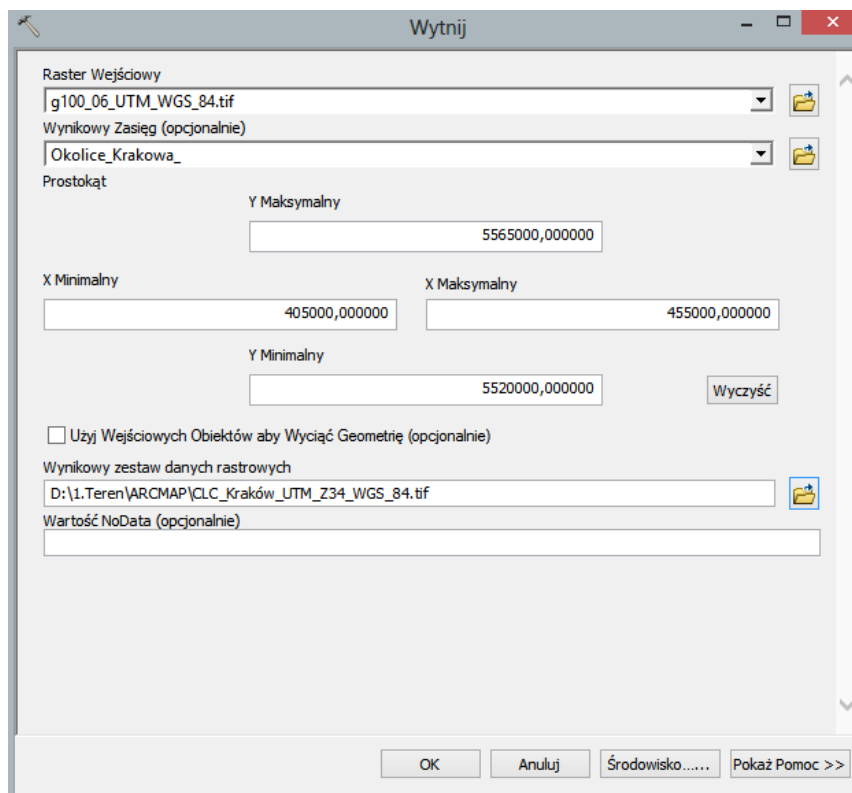
13. W oknie „ArcCatalog” naciskamy lewym klawiszem myszy na plik „g100_06_UTM_WGS_84” trzymamy i przenosimy do okna „Tabela Zawartości” i puścimy lewy klawisz myszy.
14. Następnie w oknie programu „ArcMap” klikamy na pasku narzędzi ikonę „Pełny zasięg” wyświetli na się cały zestaw w danych, następnie ikoną „Powiększ” przybliżamy dane obszaru Krakowa.
15. W oknie „ArcCatalog” naciskamy prawym klawiszem na folder „ArcMap” wybieramy „Nowa\ plik shape”, wyświetli nam się okno „Utwórz nowy plik Shape”.
 - I. w tym oknie wprowadzamy Nazwę „Okolice Krakowa”,
 - II. jako „Typ obiektu” wybieramy „Poligon”,
 - III. następnie naciskamy „Edytuj” ,
 - IV. później naciskamy „wybierz” i wybieramy układ tak jak miało to miejsce w punkcie 12.
16. Następnie na pasku „Narzędzia” klikamy prawym klawiszem myszy i zaznaczam okno narzędzi „Edytor”, pokaże nam się pasek narzędzi edytor.
17. Na tym pasku narzędzi „Edytor” naciskamy lewym klawiszem myszy „Edytor” i wybieramy „Zacznij Edycje”:
 - otwiera nam się okno „Utwórz obiekty” , w tym oknie klikamy lewym klawiszem myszy na „Okolice Krakowa”,
 - następnie wybieramy na dole okna wybieramy ikonę „Prostokąt”:



- w oknie programu „ArcMap” klikamy prawym przyciskiem myszy i wybieramy „współrzędne X, Y” i wpisujemy $X = 405000$, $Y = 5520000$ i naciskamy „Enter”:



- Następnie naciskamy prawy klawisz myszy i wybieramy „Poziomy”, ponownie klikamy prawym klawiszem myszy i wybieramy „współrzędne X, Y” i wpisujemy $X = 455000$, $Y = 5565000$ i naciskamy „Enter”,
 - Następnie naciskamy w pasku narzędzi „Edytor” i wybieramy „Zapisz edycje”.
18. W oknie „Tabela zawartości” naciskamy prawym klawiszem myszy na pliku „Okolice_Krakowa” wybieramy „Właściwości” przechodzimy w nowym oknie do zakładki „Symbolizacja” i naciskamy lewym klawiszem myszy na „Kwadrat” przy napisie „Symbol”, wybieramy symbol „Hollow” i klikamy „OK”.
19. W oknie „ArcToolbox” wybieramy „Zarządzanie Danymi\ Raster\ Przetwarzanie Rastra\ Wytnij”, otwiera nam się okno „Wytnij” Następnie uzupełniamy pola okna według poniższego rysunku.



20. W oknie „Tabela Zawartości” klikamy prawym przyciskiem na plik „g100_06_UTM_WGS_84.tif” i wybieramy „Usuń”, następnie na „Pasku narzędzia” naciskamy ikonę „Pełny zasięg”.

21. W „Oknie ArcToolbox” wybieramy „Spatial Analyst\ Reklasyfikacja\ Reklasyfikacja”, wyświetli się okno „Reklasyfikacja”.

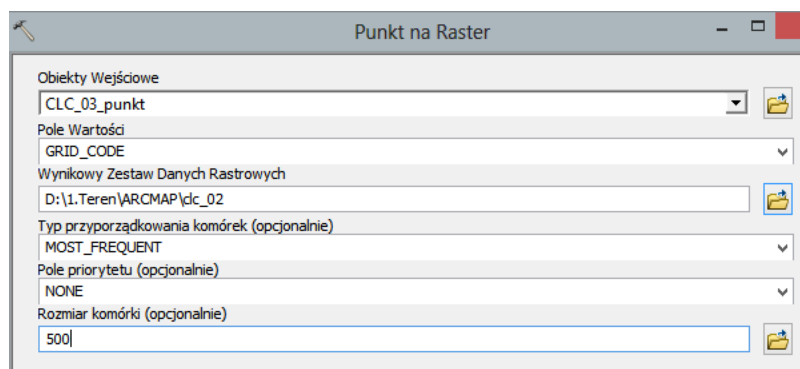
- w polu „Raster wejściowy” wybieramy plik „CLC_Kraków_UTM_Z34_WGS_84.tif”
- w wierszu „Reklasyfikacja” wybieramy opcję „Value”,
- następnie wybieramy „Wczytaj” i wybieramy plik „1.Teren\Arcmap\reklasyfikacja_clc_na_ctgproc” – zostanie utworzony nowy zestaw danych użytkowania terenu odpowiadający procesorowi MAKGEO,
- jako „raster wynikowy” podajemy : „D:\1.Teren\ARCMAP\CLC_03”,
- odznaczamy pole „Zamień brakujące wartości na brak danych”,
- naciskamy „OK”, wyświetli nam się w „Tabeli Zawartości” nowa warstwa „CLC_03” po przeprowadzonej reklasyfikacji. Następnie prawym klawiszem myszy naciskamy w tym oknie na plik „CLC_Kraków_UTM_Z34_WGS_84.tif” i wybieramy opcję „usuń”.

22. W oknie „ArcToolbox” wybieramy „Konwersja\ z Rastra\ Raster na Punkt”, wyświetli nam się okno „Raster na Punkt”. Okno uzupełniamy według poniższego rysunku i naciskamy lewym klawiszem myszy „OK”.

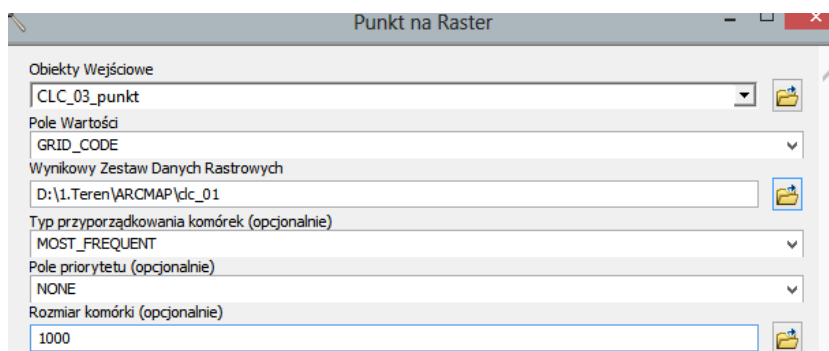


W oknie programu wyświetli nam się nowy plik Shape „CLC_03_punkty”.

23. W oknie „Tabela Zawartości” pozostawiamy włączone dwa pliki, „CLC_03_punkty” oraz „CLC_03”.
24. W oknie „ArcToolbox” wybieramy „Konwersja\ Do Rastra\ Punkt na Raster”, wyświetli nam się okno „Punkt na Raster”, które uzupełniamy według poniższego wzoru:



25. Następnie klikamy „OK” powstanie nam nowy plik „CLC_02” o wymiarach piksela 500x500m
26. Powtarzamy czynność punktu nr 24 a w oknie „Punkt na Raster” uzupełniamy pola według poniższego wzoru:

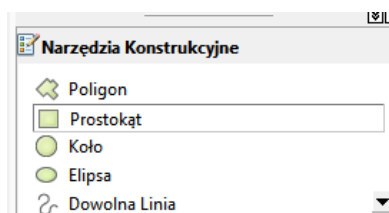


27. Następnie klikamy „OK” powstanie nam nowy plik „CLC_01” o wymiarach piksela 1000x1000m.
28. W oknie „ArcCatalog” prawym przyciskiem myszy wybieramy plik „CLC_03_Punkty” wybieramy opcje „Usuń”.
29. W oknie „ArcCatalog” naciskamy prawym klawiszem na folder „ArcMap” wybieramy „Nowa\ plik shape”, wyświetli nam się okno „Utwórz nowy plik Shape”:

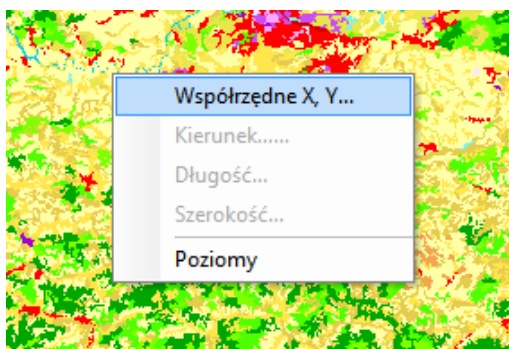
- w tym oknie wprowadzamy Nazwę „ZTPO_Analizowany_Obszar”,
- jako „Typ obiektu” wybieramy „Poligon”,
- następnie naciskamy „Edytuj” ,
- później naciskamy „Wybierz” i wybieramy układ tak jak miało to miejsce w punkcie 12.

30. Na pasku narzędzi „Edytor” naciskamy lewym klawiszem myszy „Edytor” i wybieramy „Zacznij Edycje”:

- otwiera nam się okno „Utwórz obiekt” , w tym oknie klikamy lewym klawiszem myszy na „ZTPO_Analizowany_Obszar”,
- następnie wybieramy na dole okna wybieramy ikonę „Prostokąt”,



- w oknie programu „ArcMap” klikamy prawym przyciskiem myszy i wybieramy „współrzędne X, Y” i wpisujemy $X = 420'000$, $Y = 5'532'000$ i naciskamy „Enter”,

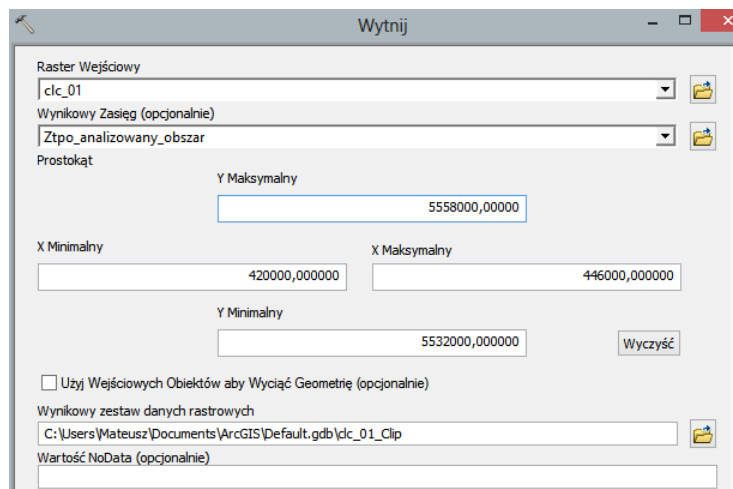


- następnie naciskamy prawy klawisz myszy i wybieramy „Poziomy”, ponownie klikamy prawym klawiszem myszy i wybieramy „współrzędne X, Y” i wpisujemy $X = 446'000$, $Y = 5'558'000$ i naciskamy „Enter”,
- następnie naciskamy w pasku narzędzi „Edytor” i wybieramy „Zapisz edycje”,
- a następnie „Zakończ edycje”.

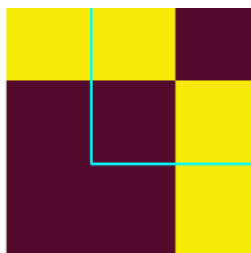
31. W oknie „Tabela zawartości” naciskamy prawym klawiszem myszy na pliku „Okolice_Krakowa” wybieramy „Właściwości” przechodzimy w nowym oknie do zakładki „Symbolizacja” i naciskamy lewym klawiszem myszy na „kwadrat” przy napisie „Symbol” , wybieramy symbol „Hollow” i klikamy „OK”.

32. W oknie „Tabela Zawartości” pozostawiamy włączone dwa pliki: „Ztpo_Analizowany_Obszar” oraz „CLC_01”.

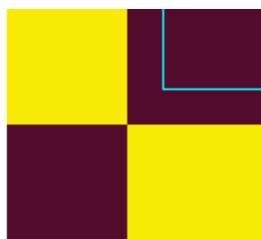
33. W oknie „ArcToolbox” wybieramy „Zarządzanie Danymi\ Raster\ Przetwarzanie Rastra\ Wytnij”, otwiera nam się okno „Wytnij”. Następnie uzupełniamy pola okna według poniższego rysunku.



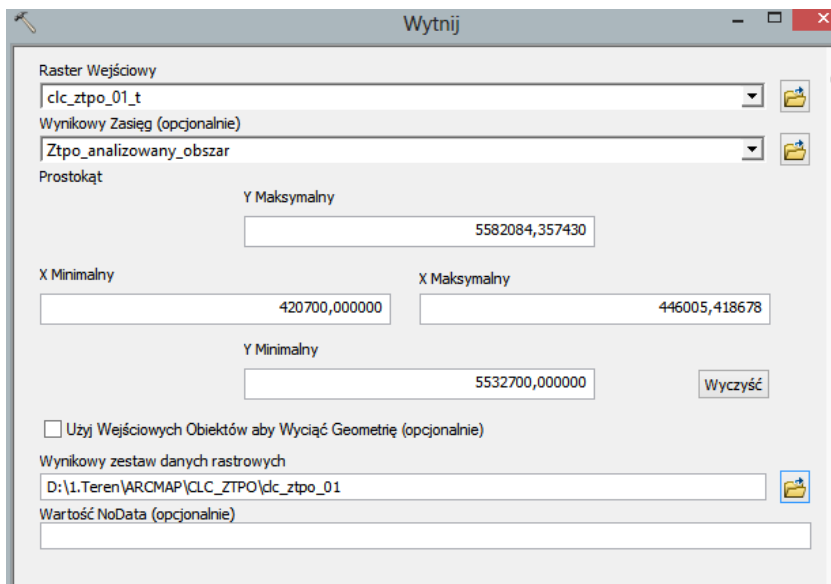
34. Naciskamy „OK” wygeneruje nam się nowy raster „CLC_ZTPO_01_t”.
35. W oknie „Tabela Zawartości” klikamy prawym na plik „CLC_01” i wybieramy „Usuń”, następnie z „Paska narzędzi” wybieramy ikonę „Pełny zasięg”.
36. Czynność z punktów 33-35 powtarzamy dla pliku „CLC_02” i „CLC_03” jako wynikowy zestaw danych podajemy odpowiednio CLC_ZTOI_02_t” i „CLC_ZTPO_03_t”.
37. W oknie „Tabela Zawartości” pozostawiamy włączone dwa pliki: „Ztpo_Analizowany_Obszar” oraz „CLC_ZTPO_01_t”.
38. Z paska „Narzędzia” wybieramy ikonę „Powiększ”, a następnie powiększamy lewy dolny róg siatki, tak jak na przedstawiony poniżej rysunku. Następnie wybieramy z paska „Edytor” ikonę „Narzędzia edycji” i wybieramy w oknie programu „ArcMap” utworzony wcześniej poligon, podświetli się na kolor niebieski. W trakcie wykonywania tego punktu musi być włączony „Tryb edycji”.



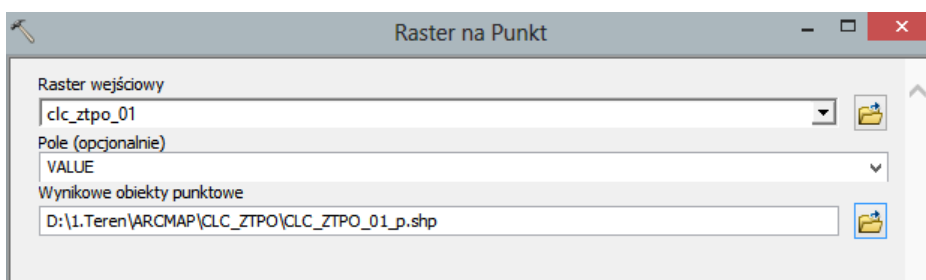
39. Następnie przyciskając lewy klawisz myszy przesuwamy zaznaczony poligon, tak jak na poniższym rysunku..



40. W oknie „ArcToolbox” wybieramy „Zarządzanie Danymi\ Raster\ Przetwarzanie Rastra\ Wytnij”, otwiera nam się okno „Wytnij”. Następnie uzupełniamy pola okna według poniższego rysunku:



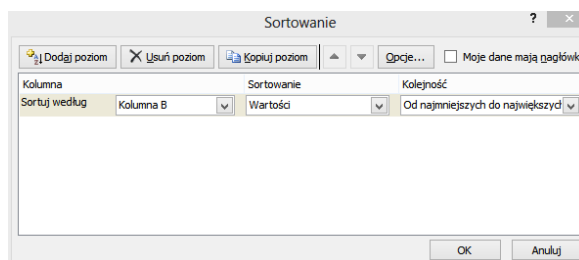
41. Po uzupełnieniu pól klikamy „OK” wygeneruje się plik „CLC_ZTPO_01”.
42. Następnie z paska narzędzi „Edytor: wybieramy: „Edytor/zakończ edycje” w nowym oknie wybieramy „Nie zapisuj zmian”
43. W oknie „ArcCatalog” prawym przyciskiem myszy wybieramy plik „CLC_ZTPO_01_t” i zaznaczmy opcję usuń plik.
44. Ponownie włączamy „Tryb edycji” i powtarzam czynności punktów 40-43 dla plików „CLC_ZTPO_02_t” i „CLC_ZTPO_03_t”.
45. W oknie „ArcToolbox” wybieramy „Konwersja\ z Rastra\ Raster na Punkt”, wyświetli nam się okno „Raster na Punkt”. Okno uzupełniamy według poniższego rysunku i naciskamy lewym klawiszem myszy „OK”:



46. Czynność punktu 45 powtarzamy dla plików „CLC_ZTPO_02” oraz „CLC_ZTPO_03”.
47. Następnie zamykamy program „ArcMap”.

V. Zaimplementowanie danych CLC z pliku .dbf do pliku wyjściowego procesora CTGPROC o rozszerzeniu .DAT

1. Uruchamiamy program DBF Explorer.
2. Wybieramy „File/Open” a następnie wskazujemy ścieżkę dostępu do pliku „CLC_ZTPO_01_p” np.: D:\1.Teren\ARCMAP\CLC_ZTPO\ CLC_ZTPO_01_p.
3. Wybieramy „File/Export” wskazujemy ścieżkę dostępu „D:\1.Teren\WYEKSPORTOWANE DANE CLCD DO FORMATU DAT” i zapisujemy plik pod nazwą „CLC_ZTPO_01” z rozszerzeniem .txt.
4. Powyższe czynności wykonujemy również dla plików „CLC_ZTPO_02_p” oraz „CLC_ZTPO_03_p”.
5. Zamykamy program DBF Explorer.
6. Otwieramy program „Microsoft Excel”.
7. Wybieramy: „Plik/otwórz” w dolnym rogu okna wskazujemy opcje „Wszystkie pliki”, następnie wybieramy ścieżkę dostępu do pliku „CLC_ZTPO_01.txt” np.: „D:\1.Teren\WYEKSPORTOWANE DANE CLCD DO FORMATU DAT”.
8. Otwiera się „Kreator importu tekstu” zaznaczamy opcje „Stała szerokość” i klikamy „DALEJ”
9. W kolejnym oknie możemy ustawić szerokość kolumn, następnie klikamy „DALEJ” i „ZAKOŃCZ”.
10. Zaznaczamy „Kolumny A i B” i naciskamy CTRL+C.
11. Następnie wybieramy „Plik\Otwórz” i wskazujemy plik „1.wzorzec_z_instrukcja.xlsx”.
12. Zaznaczamy „kolumny B i C” i naciskamy prawym klawiszem myszy i wybieramy „Wklej jako wartości”.
13. W „kolumnie A” wpisujemy wartości od 1 do 26 w każdą liczbę kolejnym wierszu osobno. Liczba 26 odpowiada liczbie pikseli w jednym wierszu pliku rastrowego.
14. Następnie zaznaczamy w „kolumnie A” wiersze „od 1 do 26” naciskamy „CTRL” i przeciągamy do wiersza nr 667. Liczba 667 oznacza ilości pikseli w siatce współrzędnych $667 = 26 * 26$.
15. Zaznaczamy „kolumnę A” naciskamy „CTRL+C”, następnie zaznaczamy „kolumnę B” naciskamy „Ctrl+V”.
16. Zaznaczamy „Kolumnę B” w zakładce „Narzędzia główne” wybieramy „Sortuj i filtruj\Sortuj od największych do najmniejszych” wyświetli się „Ostrzeżenie sortowania”, zaznaczamy opcje „Pozostawić obecnie zaznaczony obszar” i klikamy „Sortuj”.
17. Zaznaczamy „kolumny B i C” w zakładce „Narzędzia główne” wybieramy „Sortuj i filtruj\Sortowanie niestandardowe” w wyświetli się okno „Sortowanie” w którym wprowadzamy ustawienia zgodnie z zamieszczonym rysunkiem i klikamy „OK”.



18. Zaznaczamy „kolumnę A i B” naciskamy „CTRL+C”, następnie zaznaczamy „kolumny K i L” i wciskamy „CTRL+V”.
19. Zaznaczamy „kolumnę C” naciskamy „CTRL+C”, następnie zaznaczamy „kolumnę AZ” i wciskamy „CTRL+V”.
20. Następnie wybieramy „plik\zapisz jako”:
 - lokalizacja: D:\1.Teren\WYEKSPORTOWANE DANE CLCD DO FORMATU DAT,
 - nazwa: CLC_ZTPO_01.xlsx.
21. Zaznaczamy pierwszy wiersz „kolumn od M do AY” i przeciągamy do wiersza „nr 667”
22. Zaznaczamy kolumny „od K do AY” i minimalizujemy okno bieżącego programu.
23. Otwieramy „Notatnik” następnie wybieramy „plik/otwórz” w prawym dolnym rogu wybieramy opcje „wszystkie pliki” i otwieramy plik „CTG_ZTPO_01.DAT” znajdujący się w: D:\1.Teren\2.CTGPROC\CTGPROC_OUT_ZTPO.
24. Zaznaczymy pierwsze 11 linii w oknie „Notatnika” i naciskamy „CTRL+X”, naciskamy „CTRL+A” kolejno wciskamy „DELETE”.
25. W oknie „Notatnika” ustawiamy Kursor w pozycji „Lin 1, kol 1”, i przyciskamy „CTR+V”
26. Naciskamy klawisz „Enter” i kursor powinien znaleźć się w pozycji „lin 12, kol 1”.
27. Maksymalizujemy okno programu „Microsoft Excel”, zaznaczamy kolumny od „K do AY” i naciskamy „CTR+V”.
28. Maksymalizujemy okno „Notatnika”, wciskamy klawisze „CTRL+V”, następnie wybieramy „Edycja/Zamień” w pozycji znajdź wpisujemy przecinek „(,)” w pozycji zamień wpisujemy kropkę (.) i naciskamy „Zamień Wszystko”.
29. Następnie naciskamy „Plik\ Zapisz” i zamykamy okna programów.
30. Czynności punktów 6-29 powtarzamy dla plików CLC_ZTPO_02.dbf i CLC_ZTPO_03.dbf.

VI. Podsumowanie

Wyniku przeprowadzonych działań w powyższych punktach otrzymaliśmy 3 pliki danych wejściowych użytkowania gruntu do procesora MAKEGEO.

ZAŁĄCZNIK 2

*ZESTAWIENIE WYKRESÓW RADAROWYCH CZĘSTOŚCI
WYSTĘPOWANIA KIERUNKÓW WIATRU*

Niniejszy załącznik zawiera wizualizację wybranych wyników obliczeń siatki meteorologicznej. Zawiera on wykresy radarowe częstości występowania kierunków wiatru. Zestawione dane zostały podzielone na trzy grupy:

- Zestawienie wyników obliczeń każdego wariantu BIAS oraz ICALM dla receptora o współrzędnych $x = 8, y = 8$ w siatce obliczeniowej o rozdzielczości 1x1 km (kod 00).
- Zestawienie wyników obliczeń dla wariantu BIAS(Z3) i ICALM(1) dla wszystkich siatek obliczeniowych w reprezentatywnych receptorach siatki.
- Zestawienie wyników dla wszystkich reprezentatywnych receptorów w siatce o rozdzielczości 0,1 x 0,1 km (kod 03) dla wariantów BIAS(Z3) i ICALM(1)

Róże wiatru zostały oznaczone tytułem, określającym dany wariant. Schemat tytułu został przedstawiony poniżej, wraz z wyjaśnieniami oznaczeń:

X_Y_KOD_BIAS(z)_ICALM(c)_H

gdzie:

X – współrzędna receptora siatki na osi X względem lewego dolnego narożnika siatki,

Y – współrzędna receptora siatki na osi Y względem lewego dolnego narożnika siatki,

KOD – kod siatki obliczeniowej (oznaczenia kodów zestawiono w tabeli 1),

BIAS(z) – zmienna określająca wagę stacji naziemnej w stosunku do stacji aerologicznej (oznaczenia zestawiono w tabeli 2),

ICALM(c) – zmienna określająca czy włączono ($c = 1$) lub wyłączono ($c = 0$) funkcję pionowej ekstrapolacji ciszy,

H – wysokość warstwy nad poziomem terenu [m].

Tabela 1. Charakterystyka siatek obliczeniowych rzeźby i użytkowania terenu

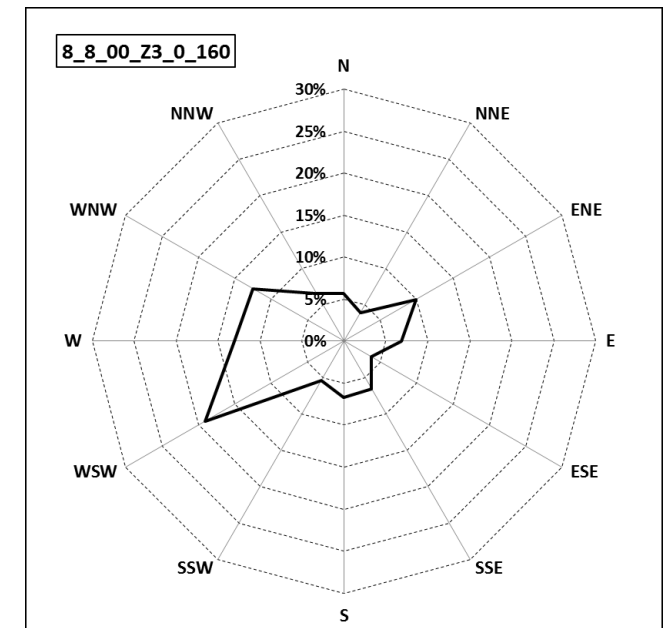
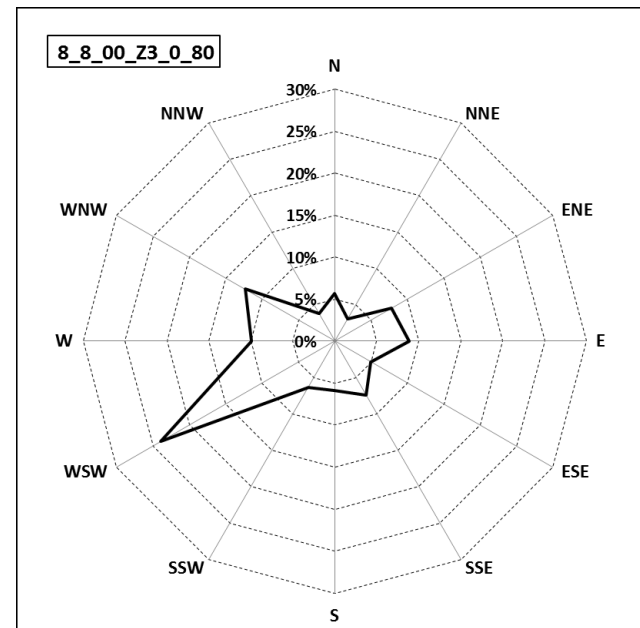
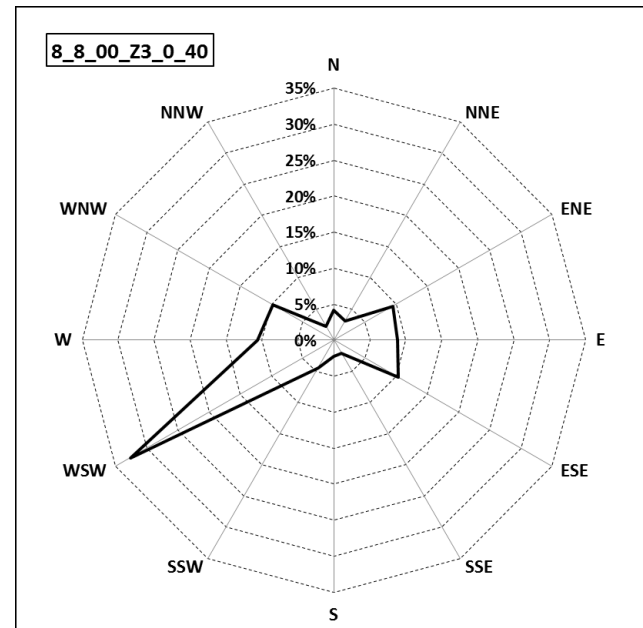
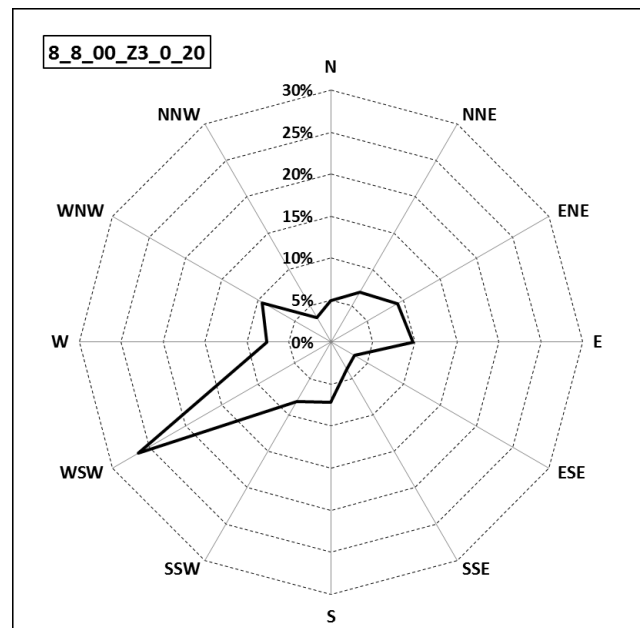
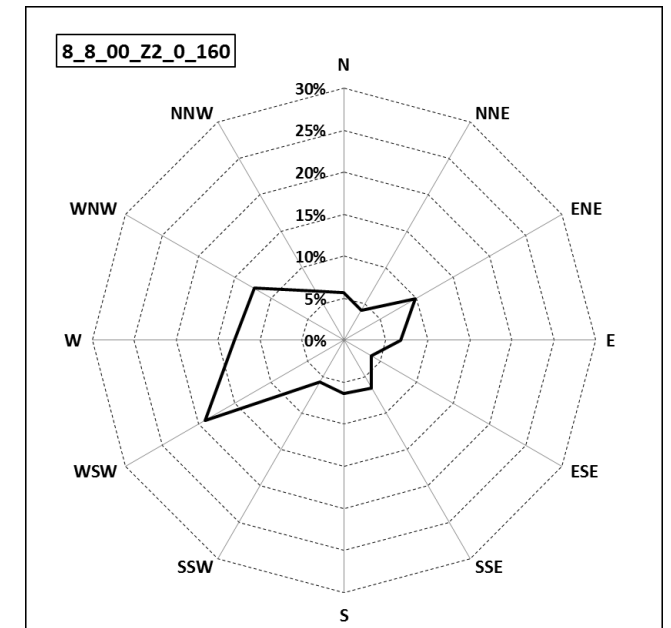
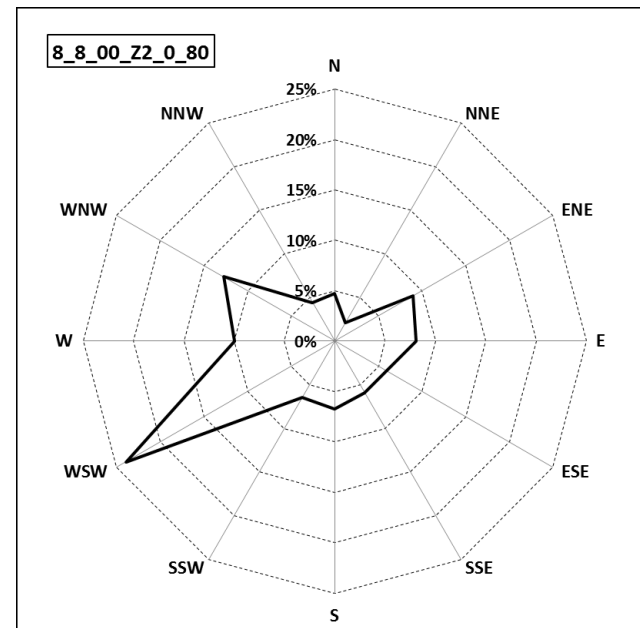
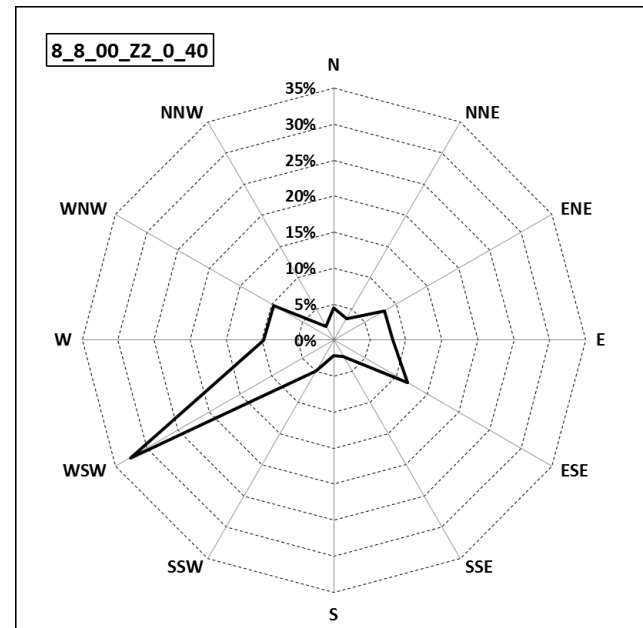
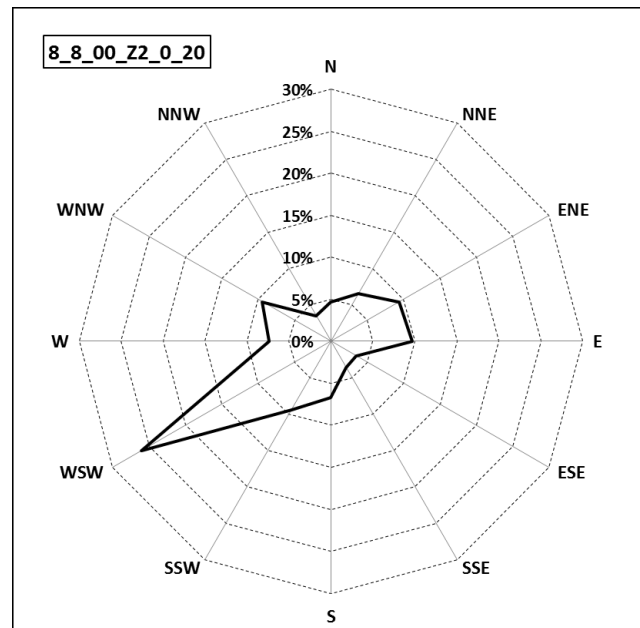
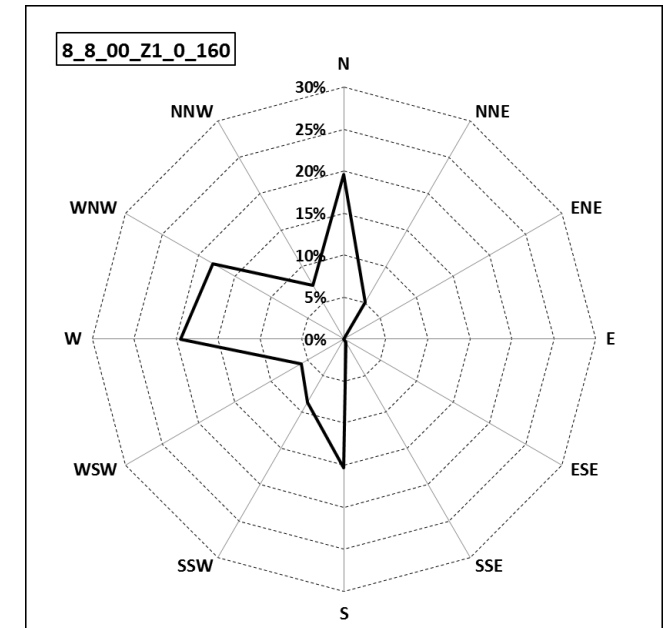
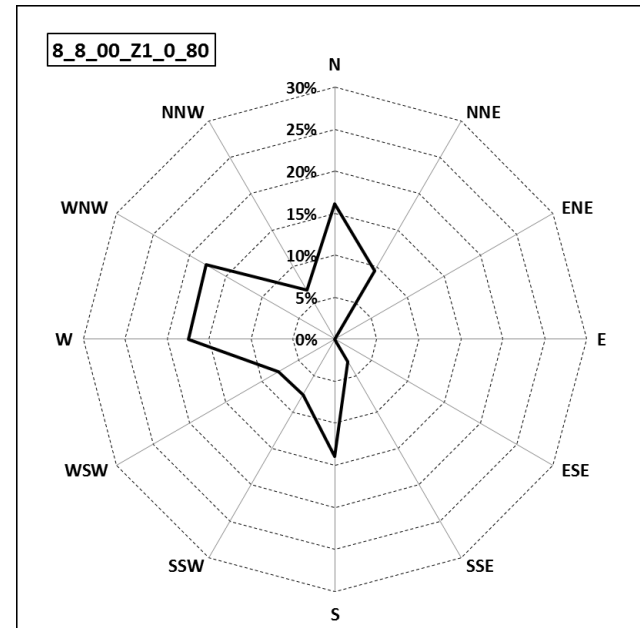
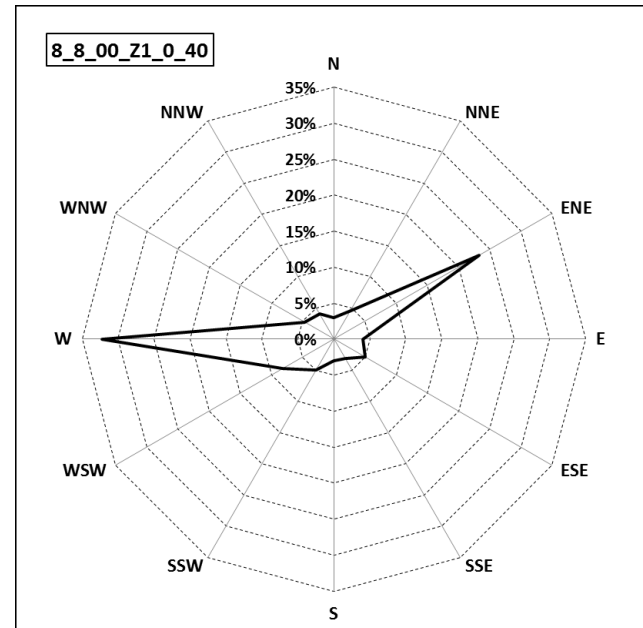
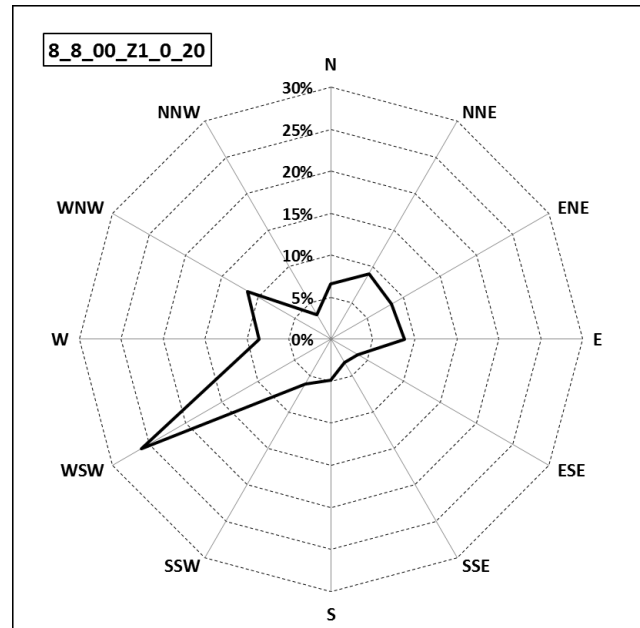
Kod	Rozdzielczość siatki [m]	Baza danych użytkowania terenu	Baza danych NMT
00	1000 x 1000	GLCC	GTOPO30
01	1000 x 1000	CLC	SRTM3
02	500 x 500	CLC	SRTM3
03	100 x 100	CLC	SRTM3

Tabela 2. Przyjęte warianty obliczeniowe funkcji BIAS

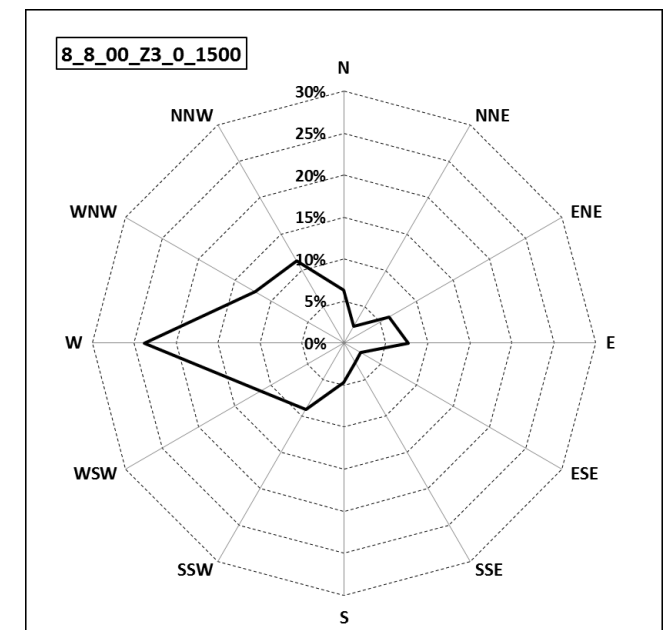
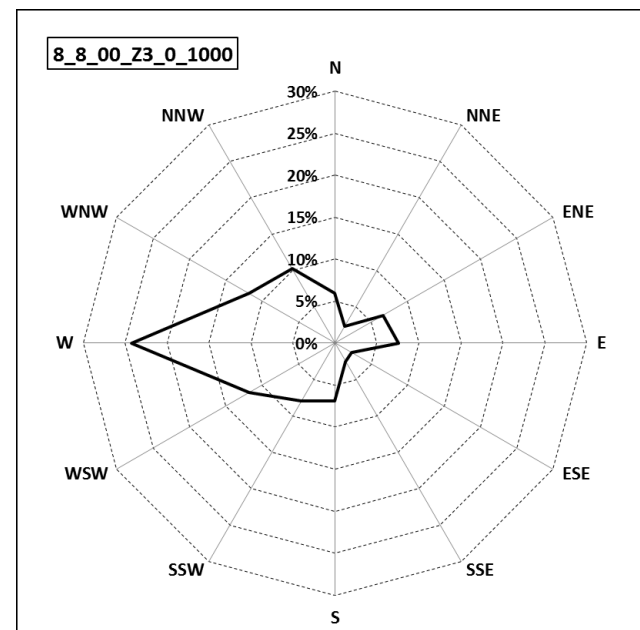
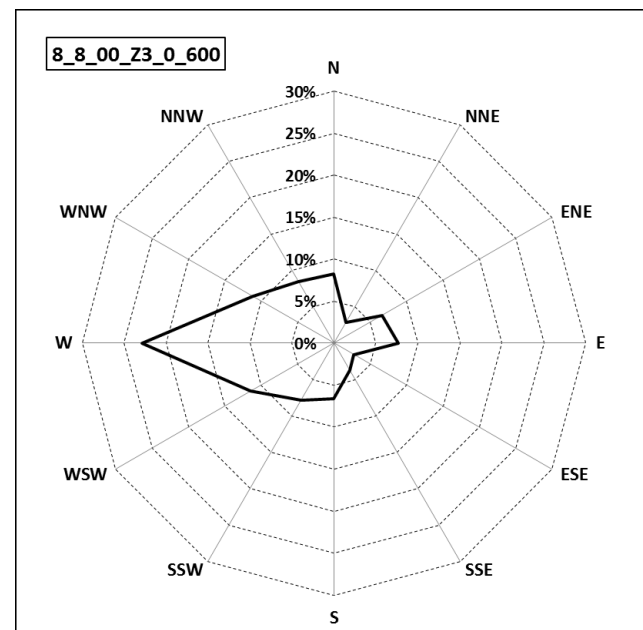
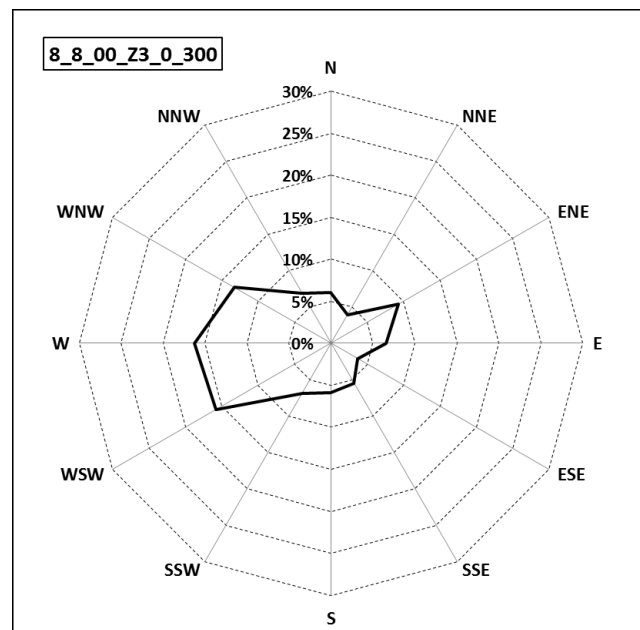
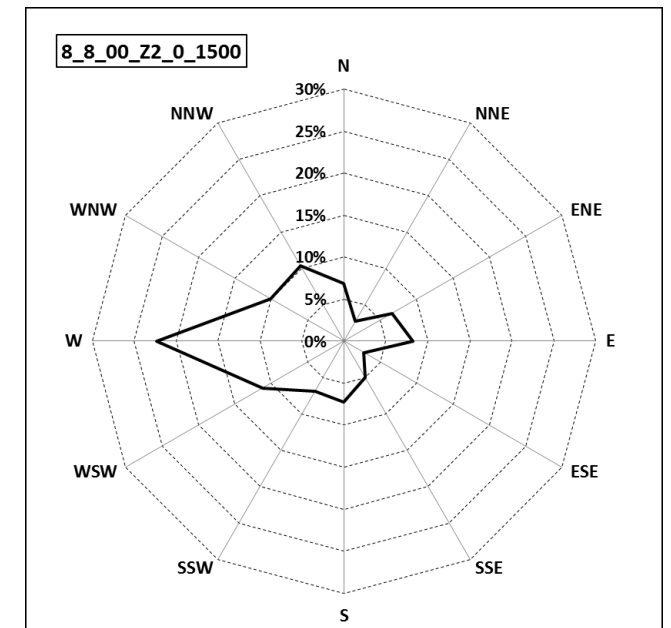
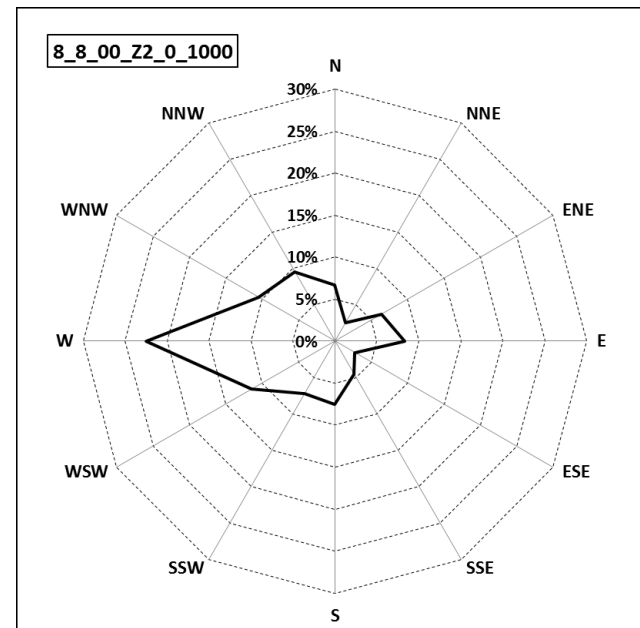
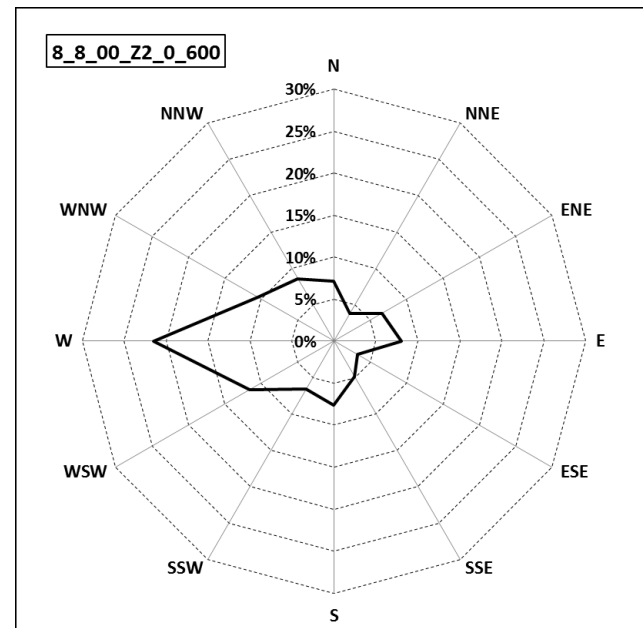
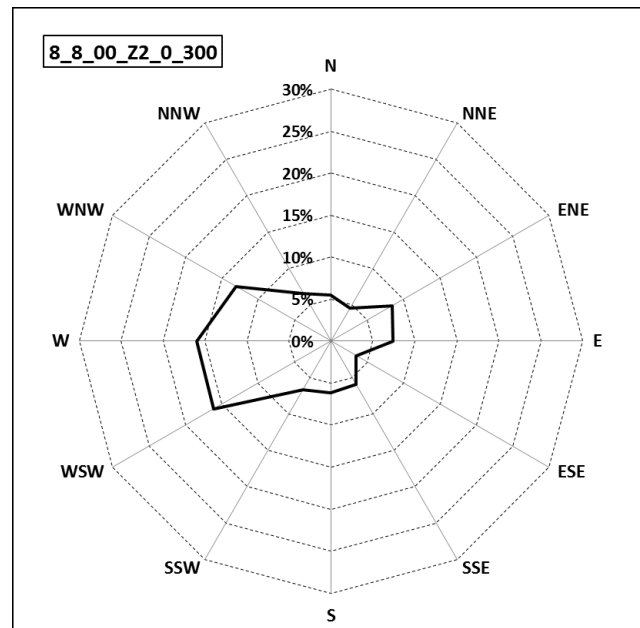
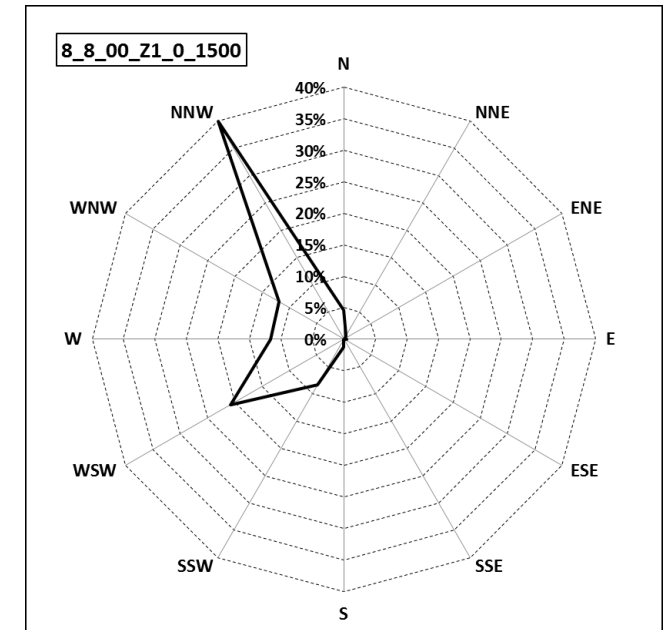
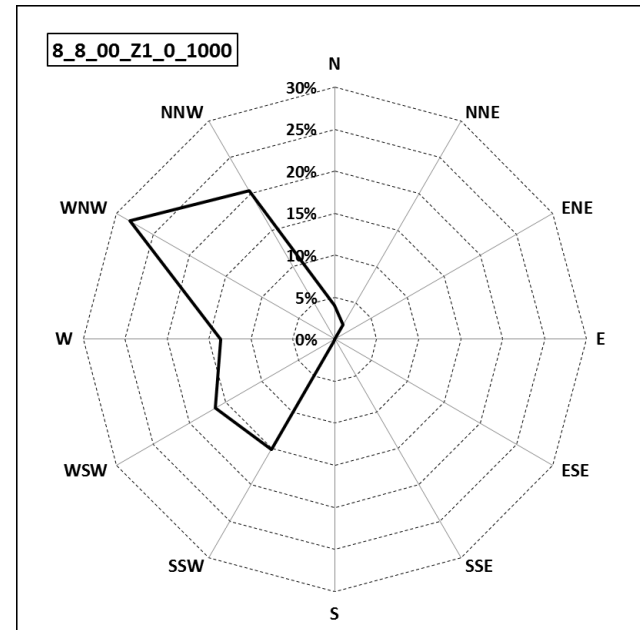
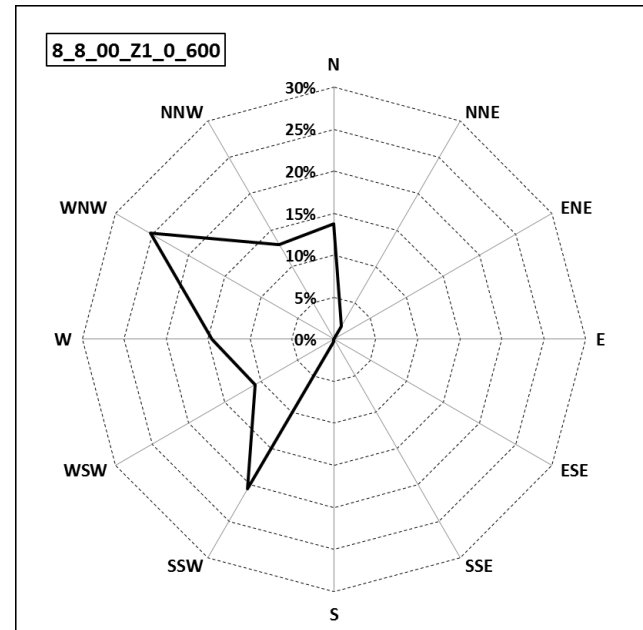
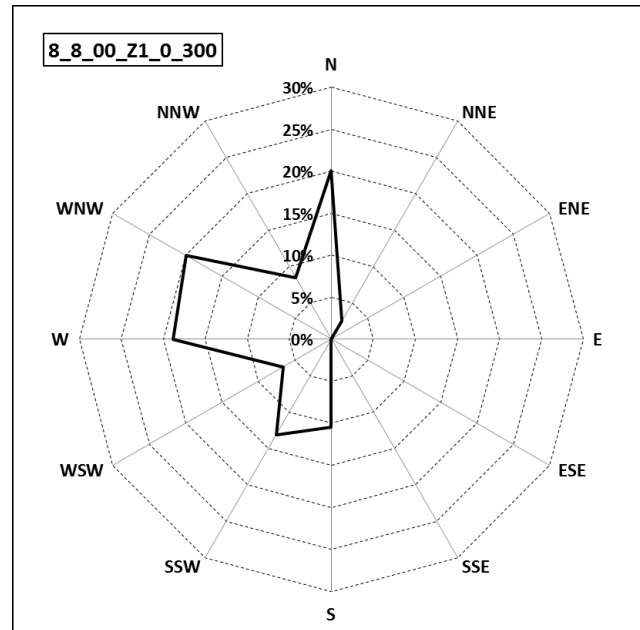
Wysokość	20	40	80	160	300	600	1000	1500
BIAS(Z1)	-1	1	1	1	1	1	1	1
BIAS(Z2)	-1	-1	-0,7	-0,7	-0,7	-0,7	-0,7	-0,7
BIAS(Z3)	-1	-0,9	-0,8	-0,7	-0,6	-0,5	-0,4	-0,3

Wartości funkcji BIAS przypisuje się każdej modelowanej warstwie. Wartość -1 oznacza, że dane pochodzące z stacji naziemnej w 100% odzwierciedlają warunki meteorologiczne panujące w modelowanej warstwie, natomiast wartość 1 oznacza, że dane pochodzące z stacji aerologicznych w 100% odzwierciedlają warunki meteorologiczne.

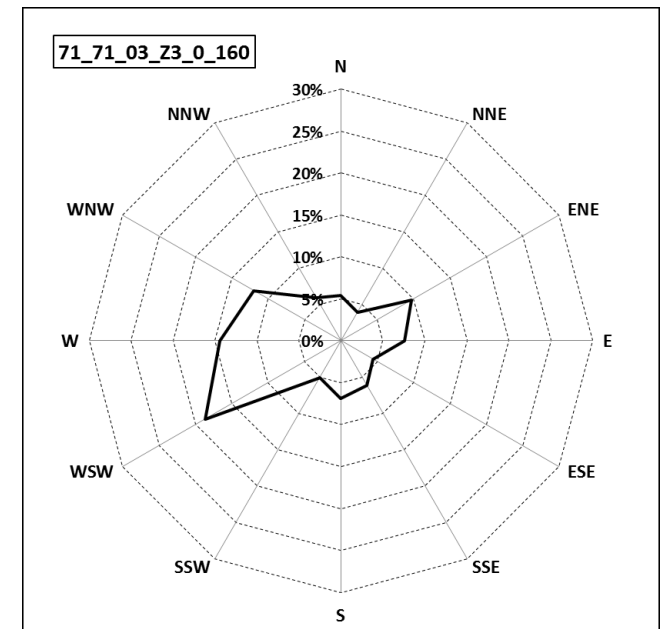
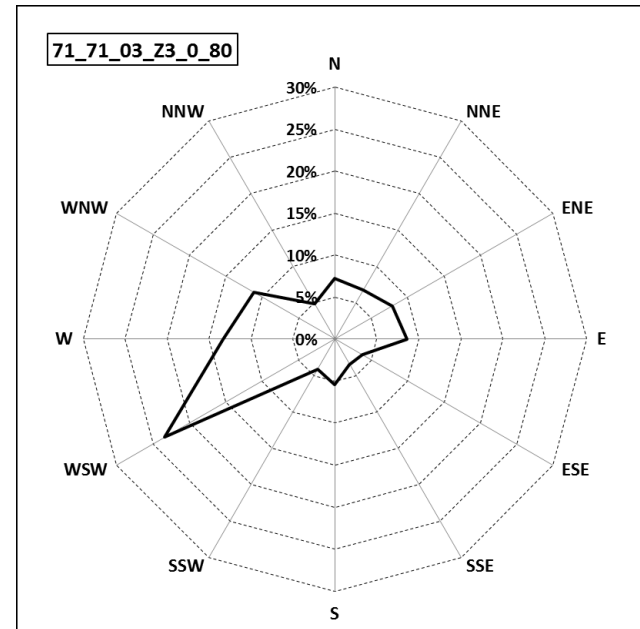
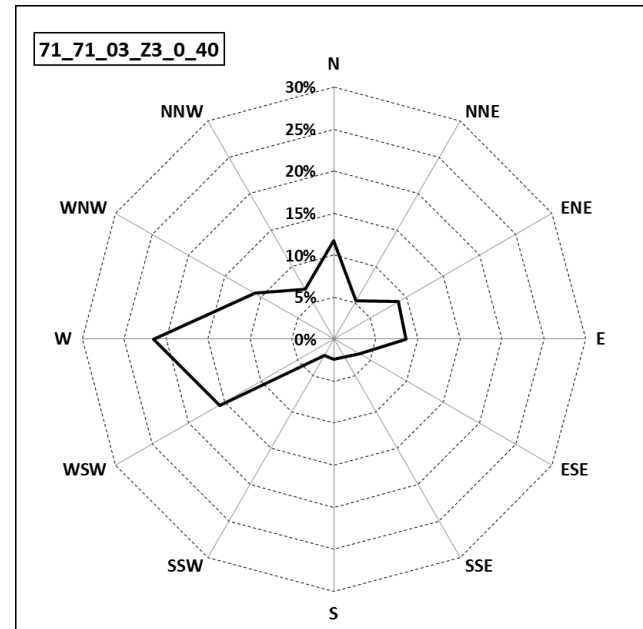
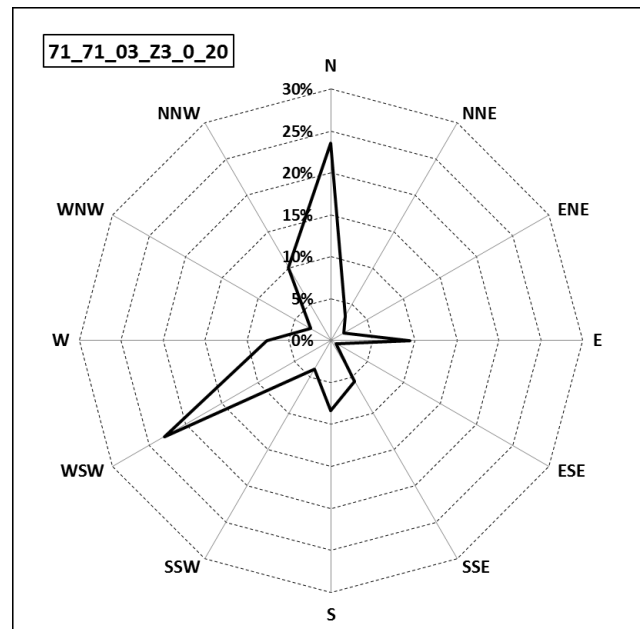
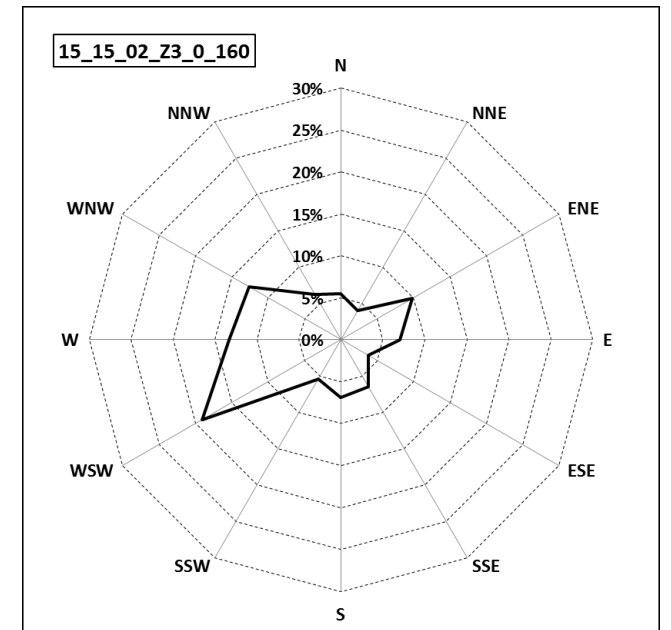
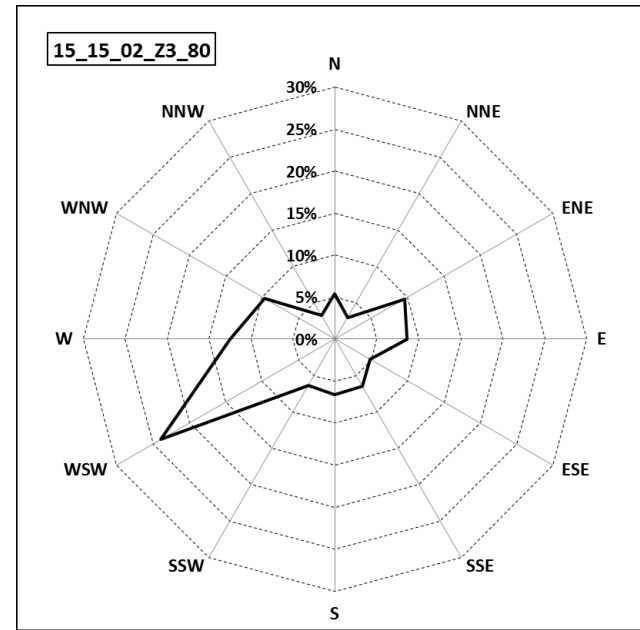
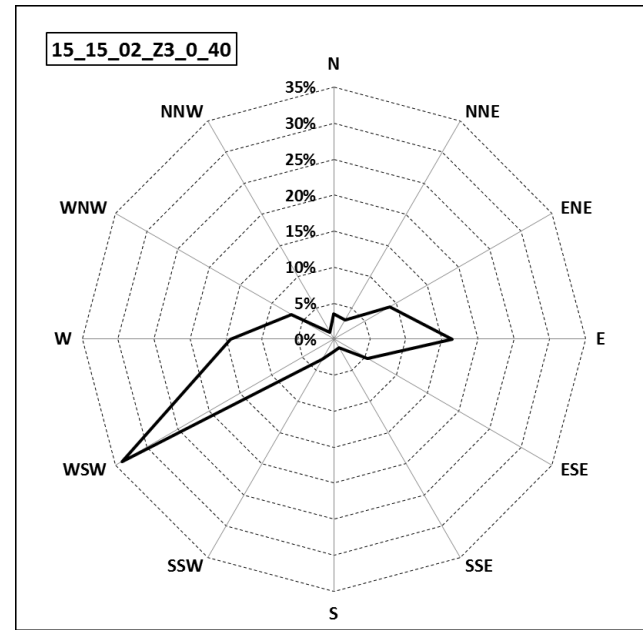
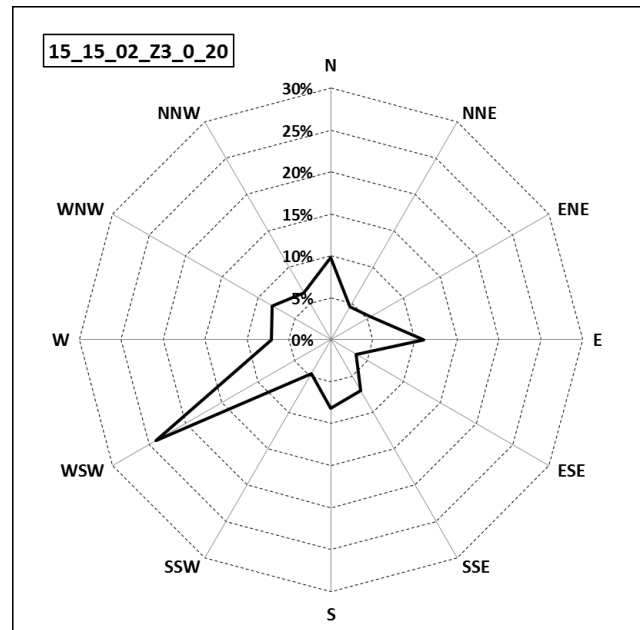
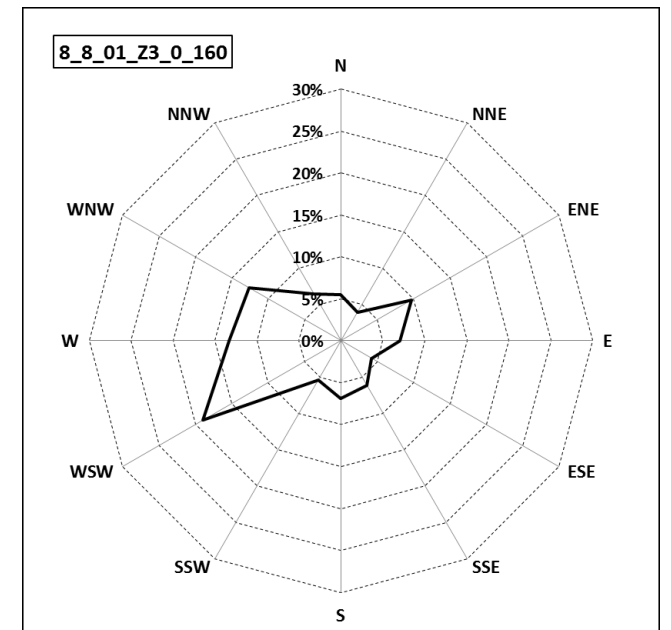
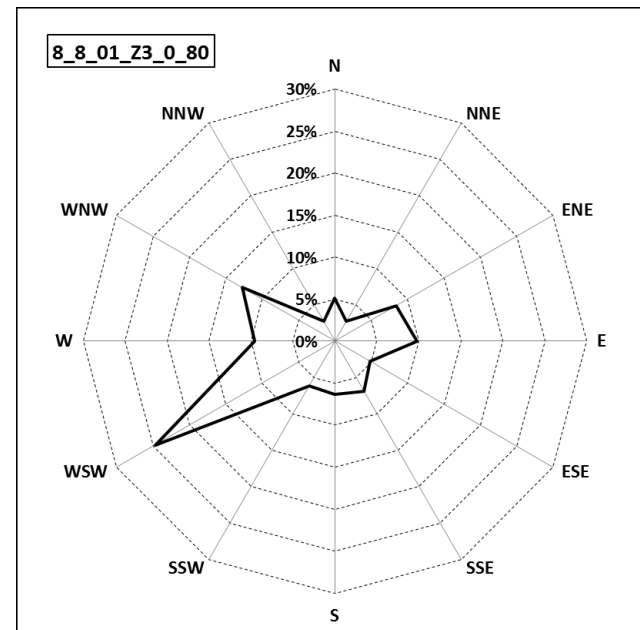
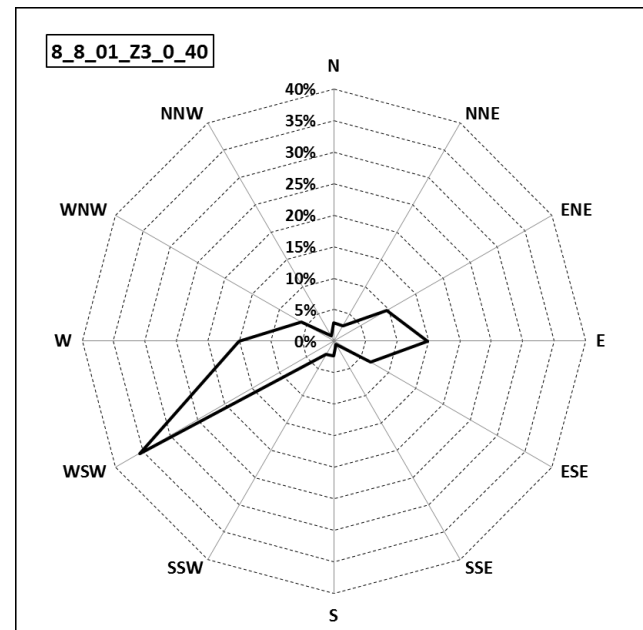
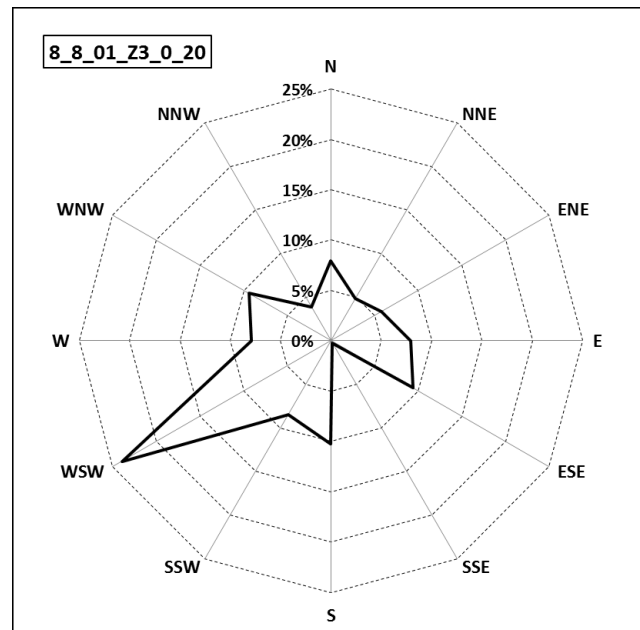
Załącznik 2. Zestawienie wykresów radarowych częstości występowania kierunków wiatru (część 1)



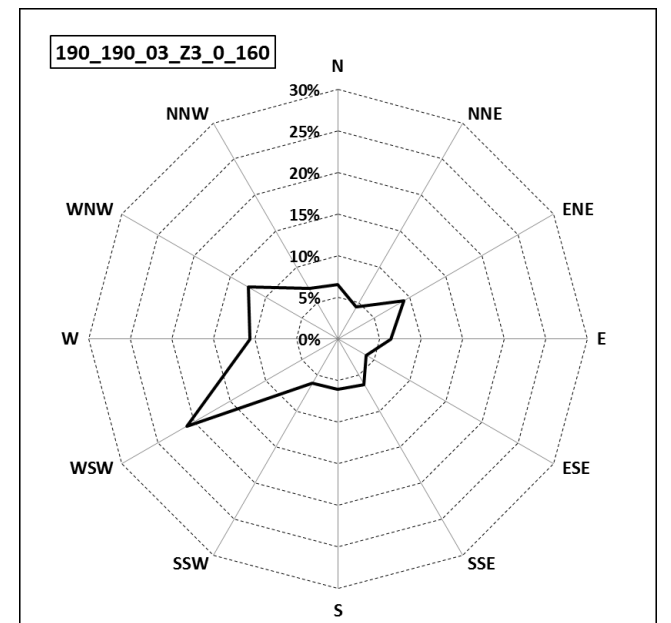
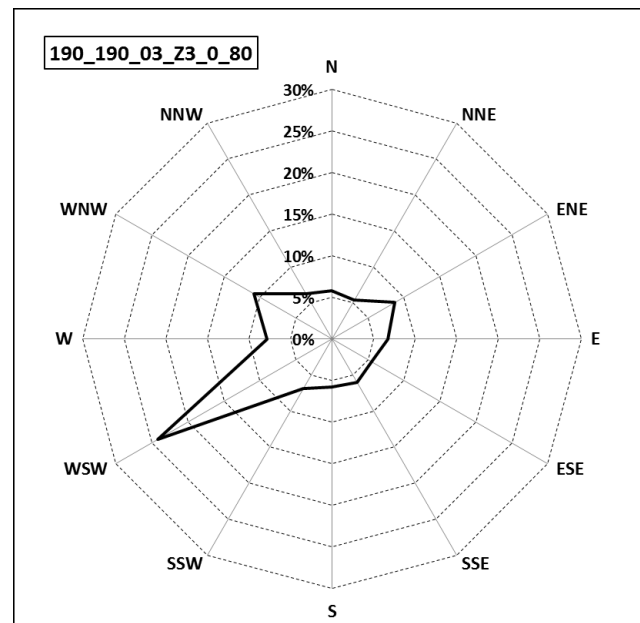
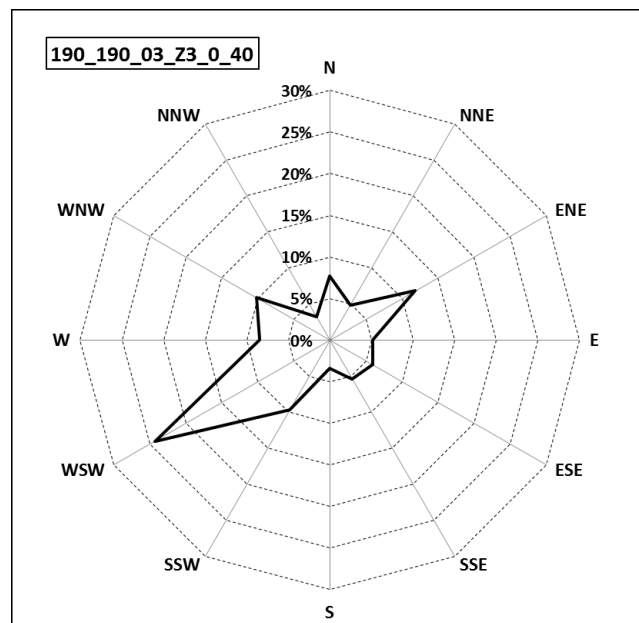
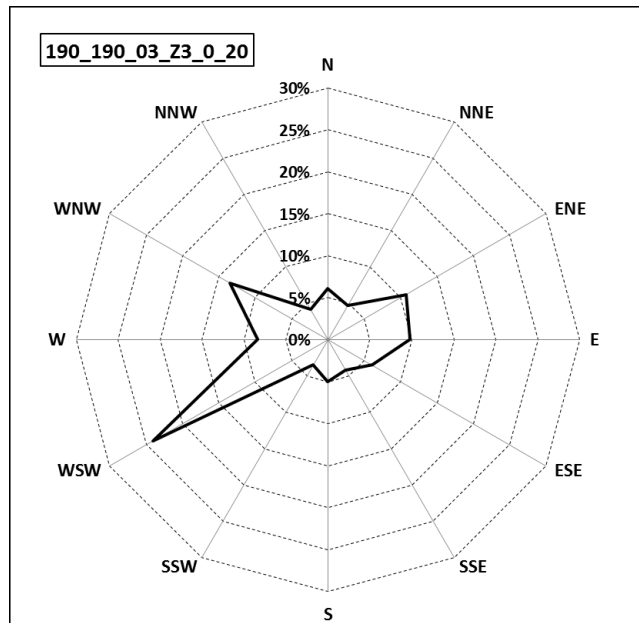
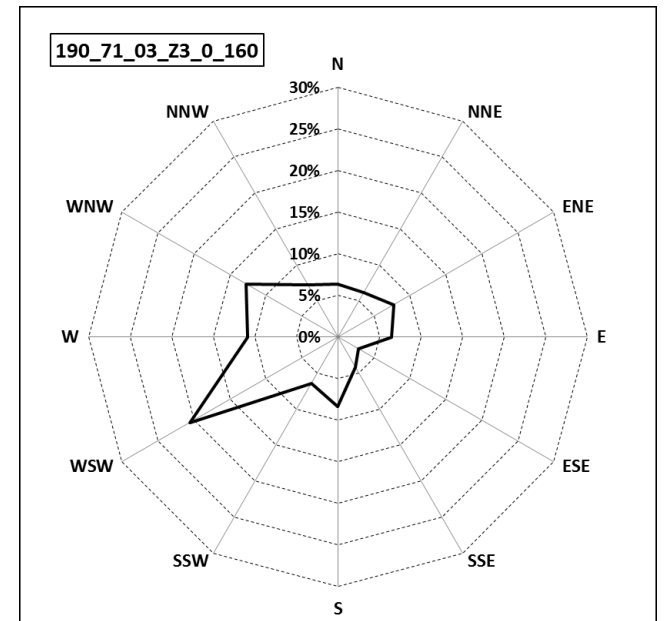
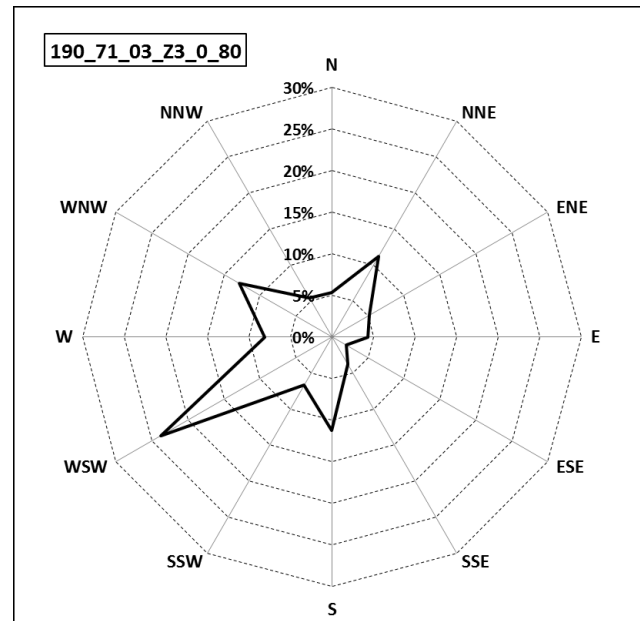
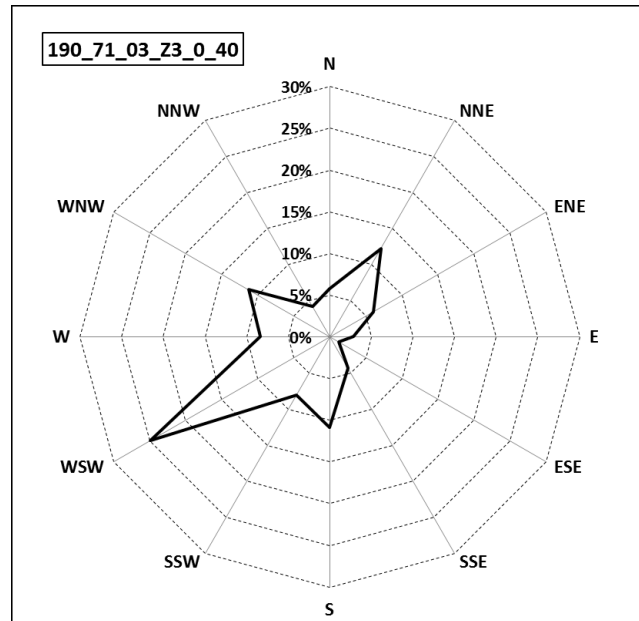
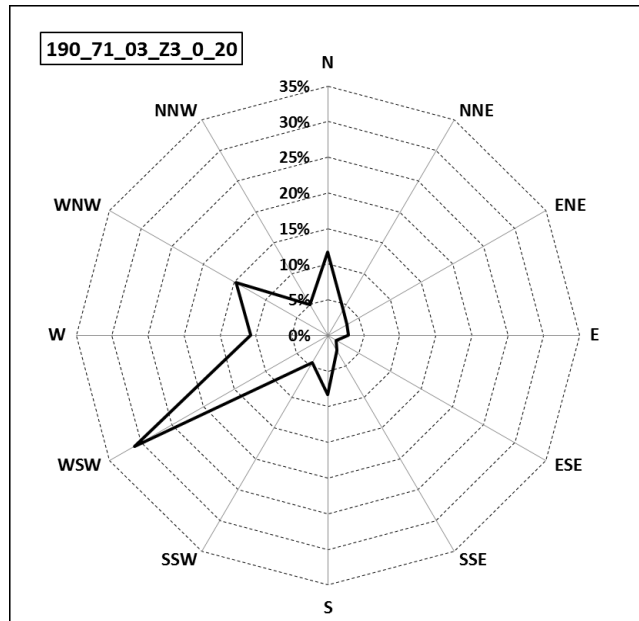
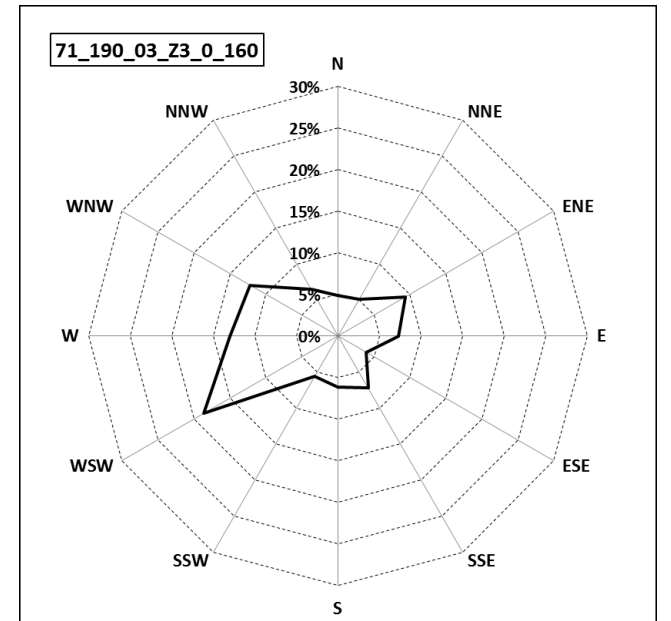
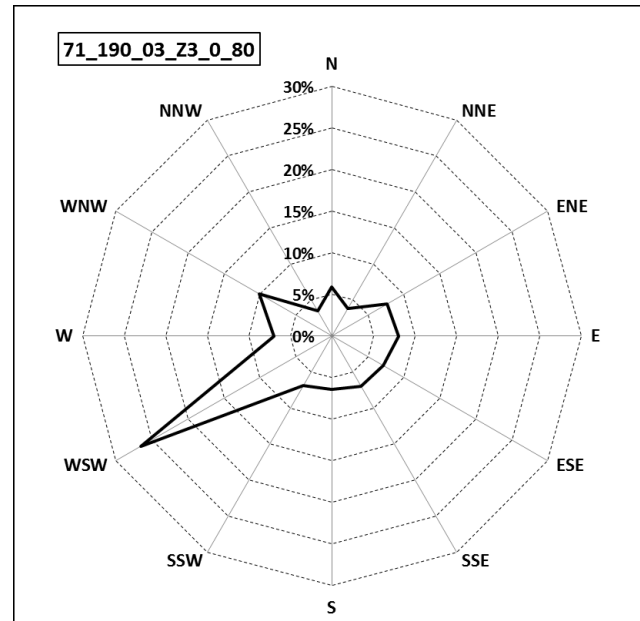
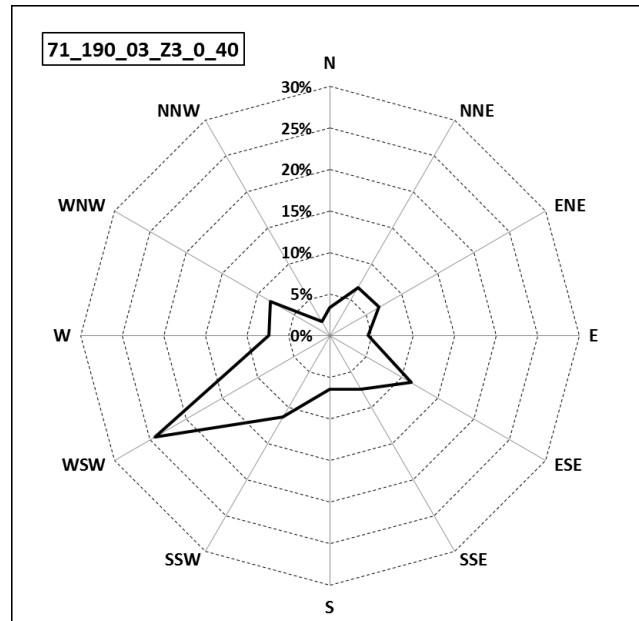
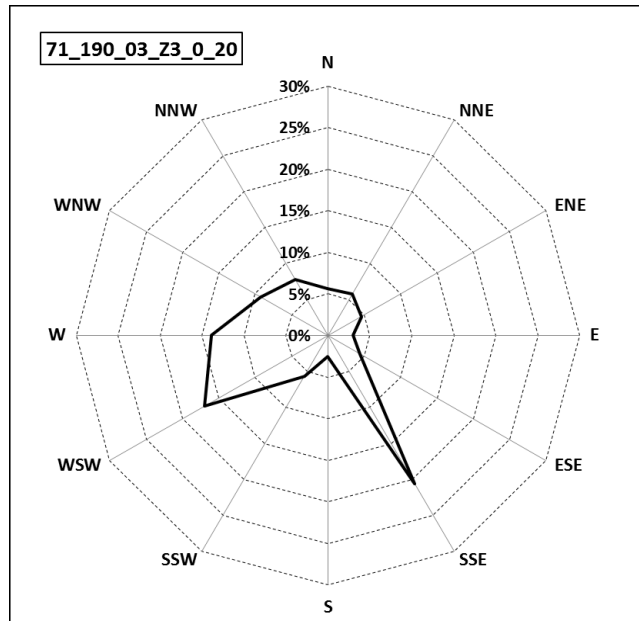
Załącznik 2. Zestawienie wykresów radarowych częstości występowania kierunków wiatru (część 1)



Załącznik 2. Zestawienie wykresów radarowych częstości występowania kierunków wiatru (część 2)



Załącznik 2. Zestawienie wykresów radarowych częstości występowania kierunków wiatru (część 3)



ZAŁĄCZNIK 3

*WYSZCZEGÓLNIENIE RECEPTORÓW PUNKTOWYCH WRAZ
Z ICH CHARAKTERYSTYKĄ I WSPÓŁRZĘDNYMI*

Załącznik 3. Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi

Tabela 1. Zestawienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi (część 1)

id	Kategoria	Nazwa	ukł. 92		ukł. UTM		adres	Cześć miasta	Miasto
			X	Y	X	Y			
1	Las	Las Mogilski	243700	575803	432659	5545251	-	Mogiła	Kraków
2	Ogródki	Ogródki działkowe Wisła	243337	575636	432482	5544892	-	Mogiła	Kraków
3	Błonia	Błonia Mogilskie	243967	575243	432106	5545532	-	Mogiła	Kraków
4	Szkoła	Liceum ogólnokształcące XVI	245573	575424	432330	5547134	os. Willowe 35	Nowa Huta	Kraków
5	Ogródki	Ogródki działkowe Piast-Czyżyny	244431	573731	430606	5546037	-	Czyżyny	Kraków
6	Kopiec	Kopiec Wanda	245319	576408	433307	5546853	-	Nowa Huta	Kraków
7	Osiedle	Osiedle Robotnicze	245197	578497	435393	5546676	-	Nowa Huta	Kraków
8	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Nabrzezie z ul. Suchy jar	245291	579321	436219	5546748	-	Pleszów	Kraków
9	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 31	243630	574700	431554	5545210	ul. B. Prusa 18	Mogiła	Kraków
10	Szkoła	Szkołą podstawawowa nr 137	242439	576290	433112	5543977	Feliksa Wróbel 79	Przewóz	Kraków
11	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Rączna z ul. Pułłanki	242339	574848	431667	5543916	ul. Rączna 1	Rybitwy	Kraków
12	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 65	242591	574022	430848	5544189	ul. Golikówka 52	Rybitwy	Kraków
13	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 79	245142	575502	432396	5546701	ul. T. Ptaszyckiego 9	Nowa Huta	Kraków
14	Szkoła	Zespół Szkół Ogólnokształcących Sportowych nr 1	245720	573750	430660	5547325	os. Handlowe 4	Nowa Huta	Kraków
15	Szkoła	Szkoła podstawowa im. Św. W. Pallottiego	246537	574355	431287	5548127	os. Krakowiaków 47	Nowa Huta	Kraków
16	Szpital	Szpital Specjalistyczny im. Stefana Żeromskiego	244770	574851	431735	5546346	os. Na skarpie 66	Mogiła	Kraków
17	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Żaglowej z ul. Stare wiślisko	244310	576516	433388	5545842	-	Mogiła	Kraków

Załącznik 3. Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi

Tabela 1. Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi (część 2)

id	Kategoria	Nazwa	ukł. 92		ukł. UTM		adres	Cześć miasta	Miasto
			X	Y	X	Y			
18	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Powiatowej z ul. Na niwach	244464	576625	433501	5545993	-	Mogiła	Kraków
19	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Bugaj z ul. Traczy	242819	576908	433740	5544341	-	Bugaj	Kraków
20	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Feliksa Wrobela z ul. Henryka Czezcotta	242748	575982	432812	5544294	-	Podwierzby	Kraków
21	Kopiec	Kopiec Krakusa	241635	568613	425414	5543379	-	Podgórze	Kraków
22	Kopiec	Kopiec Kościuszki	243456	563930	420780	5545325	al. Waszyngtona 1	Zwierzyniec	Kraków
23	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Żółwia z ul. Truskawkową	243138	580745	437586	5544557		Chałupki	Kraków
24	Rynek	Rynek Główny w Wieliczce	235548	575986	432623	5537095	-	-	Wieliczka
25	Park	Park Lotników Polskich	245407	570961	427862	5547087	-	Czyżyny	Kraków
26	Park	Park skały Twardowskiego	241931	564877	421686	5543774	-	Dębniaki	Kraków
27	Rynek	Pomnik A. Mickiewicza	244221	567118	423988	5546004	-	Stare miasto	Kraków
28	Ogródki	Ogródki działkowe Mały Płaszów	242291	571935	428753	5543945		Mały Płaszów	Kraków
29	Błonia	Błonia krakowskie	243972	565113	421977	5545809	-	Zwierzyniec	Kraków
30	Uczelnie wyższe	AGH im. St. Staszica paw. C-4	244671	565829	422711	5546489	al. A. Mickiewicza 30	Krowodrza	Kraków
31	Akademik	Kapitol DS-14	244905	564905	421793	5546748	ul. Budryka 2	Krowodrza	Kraków
32	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 74	244244	581742	438612	5545636	ul. Branicka 26	Nowa Huta	Kraków
33	Szkoła	Zespołszkół szkół w Bibicach	250690	569001	426044	5552422	ul. Kościuszki 56 a	-	Węgrzce
34	Szkoła	Szkołą podstawowa nr 67	249267	564749	421754	5551114	ul. Kaczorówka 4	Krowodrza	Kraków
35	Szkoła	Zespół szkół w Michałowicach	255052	569893	427053	5556760	ul. Jana Pawła II 1		Michałowice

Załącznik 3. Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi

Tabela 1. Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi (część 3)

id	Kategoria	Nazwa	ukł. 92		ukł. UTM		adres	Cześć miasta	Miasto
			X	Y	X	Y			
36	Szkoła	Szkoła podstawowa im. Ks. J. Długosza	250589	573983	431023	5552188	-	-	Raciborowice
37	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 78	248675	580340	437328	5550104	ul. Jaskrowa 5	Wzgórza Kszesławickie	Kraków
38	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 135	235640	568095	424735	5537398	ul. Mirtowa 2	Swoszowice	Kraków
39	Szkoła	Szkoła podstawowa w Golkowicach	234060	570276	426874	5535759	-	-	Golkowice
40	Szkoła	Szkoła podstawowa im. bł. o. Narcyza Jana Turchana	233031	582098	438668	5534414	-	-	Trąbki
41	Zabytki	Wawel, Plac Arkadowy	243438	567036	423885	5545224	-	Stare Miasto	Kraków
42	Plac	Plac Wolnica	242817	567568	424400	5544588	-	Kazimierz	Kraków
43	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Widna z ul. Startową	246034	569606	426525	5547750	-	Olsza	Kraków
44	Szkoła	Gimnazjum nr 12	247093	566425	423372	5548895	-	Krowodrza	Kraków
45	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Kuźnicy Kołatajowskiej z ul. Władysława Natansona	248386	567865	424847	5550149	-	Górka Narodowa	Kraków
46	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Władysława Jagiełły z ul. Jana Czarskiego	248057	574708	431681	5549636	-	Wzgórza Kszesławickie	kraków
47	Skrzyżowanie	Skrzyż. ul. Modnej z ul. Kleeberga	248140	572276	429251	5549785	-	Mistrzejowice	Kraków
48	Szkoła	Gimnazjum nr 39	247471	570782	427739	5549156	Os. Oświecenia 30	Nowa Huta	Kraków
49	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 61	240157	570932	427693	5541839	ul. Władysława Popławskiego 17	Prokocim	Kraków
50	Szpital	Uniwersytecki szpital dziecięcy	238846	571633	428359	5540508	ul. Wielicka 256	Prokocim	Kraków

Załącznik 3. Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi

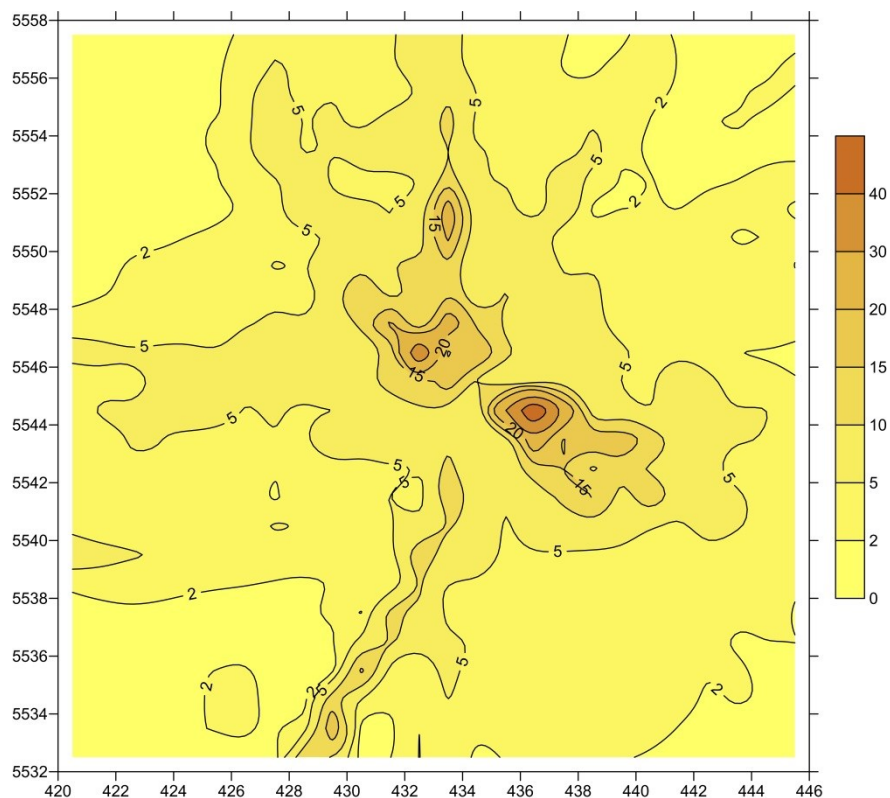
Tabela 1. Wyszczególnienie receptorów punktowych wraz z ich charakterystyką i współrzędnymi (część 4)

id	Kategoria	Nazwa	ukł. 92		ukł. UTM		adres	Cześć miasta	Miasto
			X	Y	X	Y			
51	Szkoła	Szkoła podstawowa nr 124	239094	574498	431230	5540680	ul. Ferdynanda Weigla 2	Biezanów	Kraków
52	Zabytek	Zamek Królewski	241489	587185	443980	5542735	ul. Zamkowa 2	-	Niepołomice
53	Rezerwat przyrody	Grotty Kryształowe	235425	577187	433822	5536940	-	-	Wieliczka
54	Rezerwat przyrody	Bonarka	240678	568686	425462	5542420	-	Podgórze	Kraków
55	Natura 2000	Dębnicko-Tyniecki obszar łąkowy	240468	563814	420584	5542340	-	Podgórze	Kraków
56	Natura 2000	Łąki Nowohuckie	244903	574100	430988	5546500	-	Nowa Huta	Kraków
57	Natura 2000	Puszcza Niepołomicka	239390	587829	444569	5540620	-	-	Niepołomice
58	Park Krajobrazowy	Biełańsko-Tyniecki Park Krajobrazowy	241595	565207	422007	5543430	-	-	-
59	Park Krajobrazowy	Doliny Krakowskiej	252761	566893	423992	5554550	-	-	-
60	Park Krajobrazowy	Dłubiański Park Krajobrazowy	252194	572623	429707	5553830	-	-	-

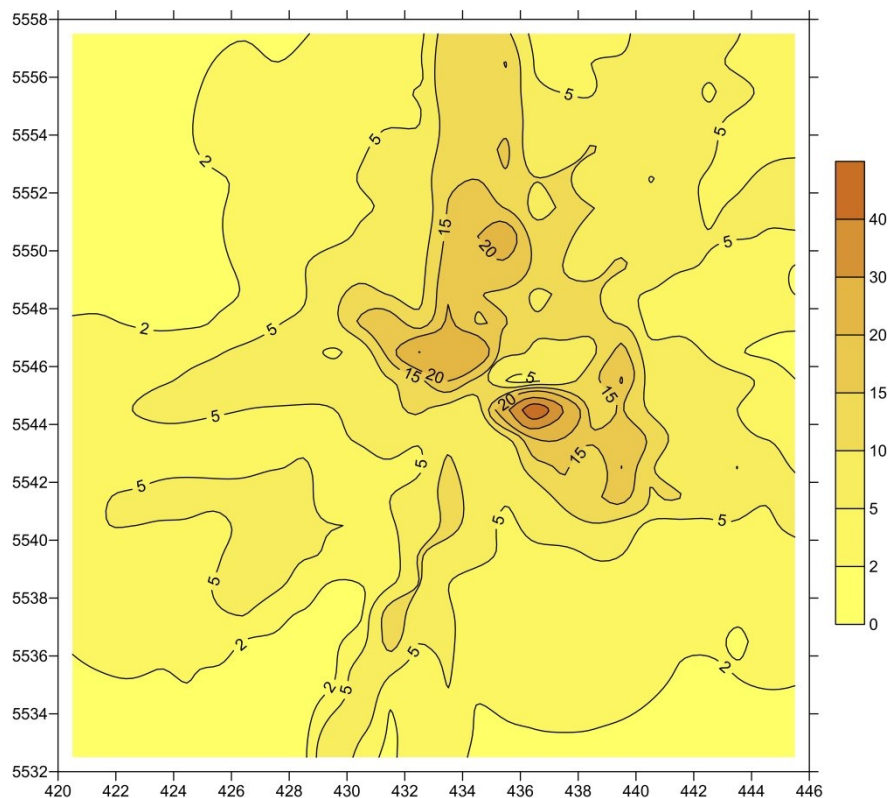
ZAŁĄCZNIK 4

*ROZKŁADY PRZESTRZENNE MAKSYMALNYCH STĘŻEŃ
1-GODZINNYCH DWUTLENKU AZOTU PRZY
POWIERZCHNI TERENU DLA RÓŻNYCH WARIANTÓW
OBLICZENIOWYCH*

Załącznik 4. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu przy powierzchni terenu dla różnych wariantów obliczeniowych

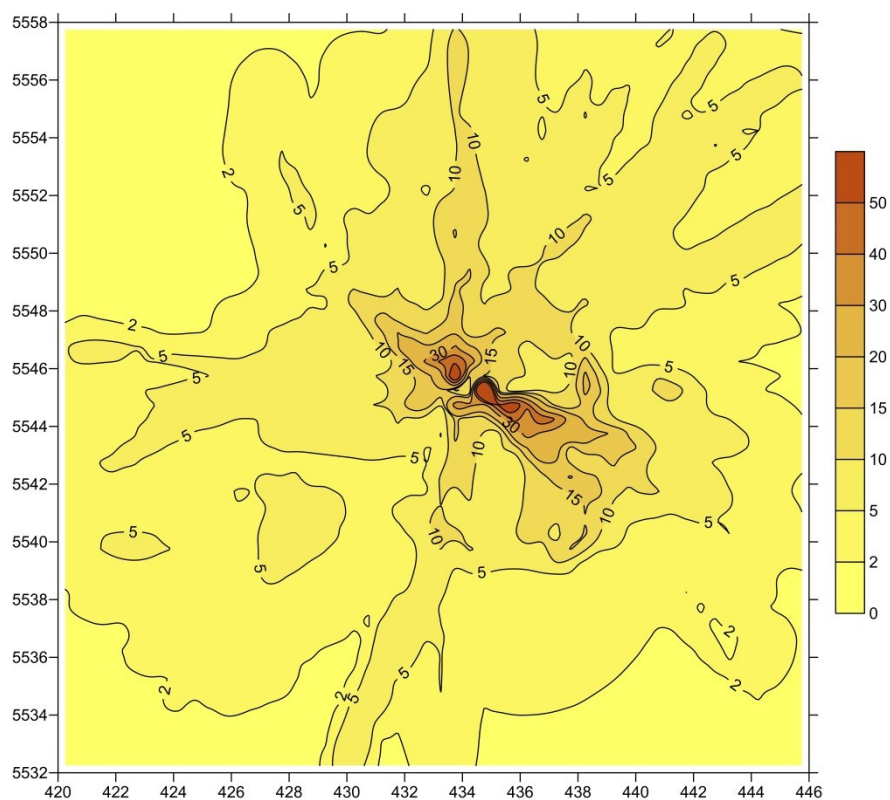


Rysunek 1. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 00 i metody SCTA

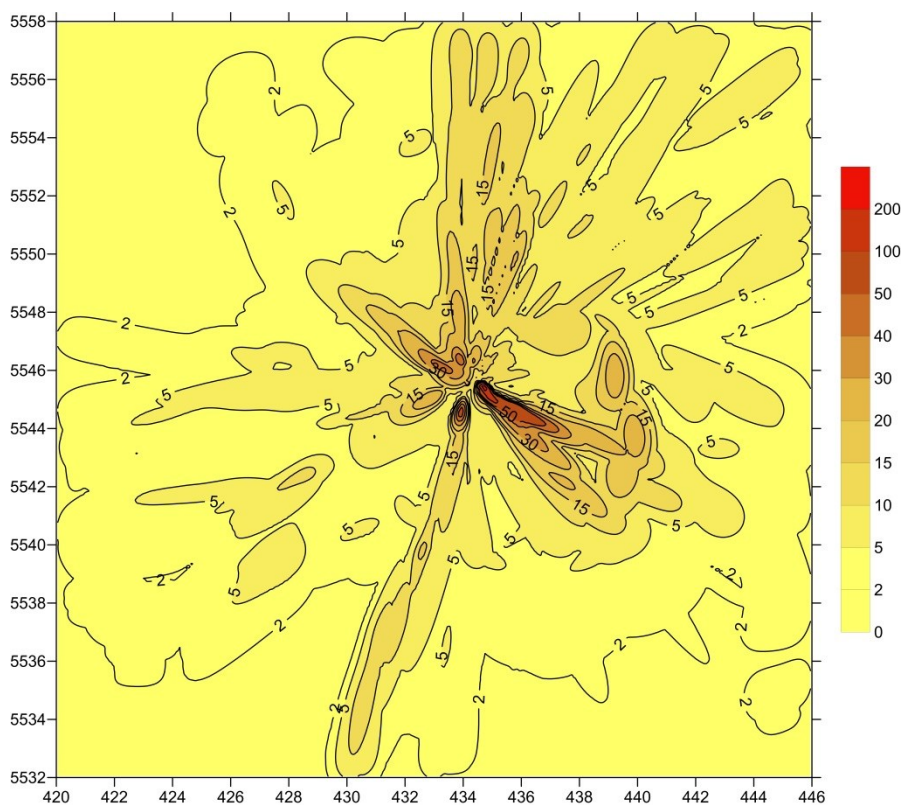


Rysunek 2. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 01 i metody SCTA

Załącznik 4. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu przy powierzchni terenu dla różnych wariantów obliczeniowych

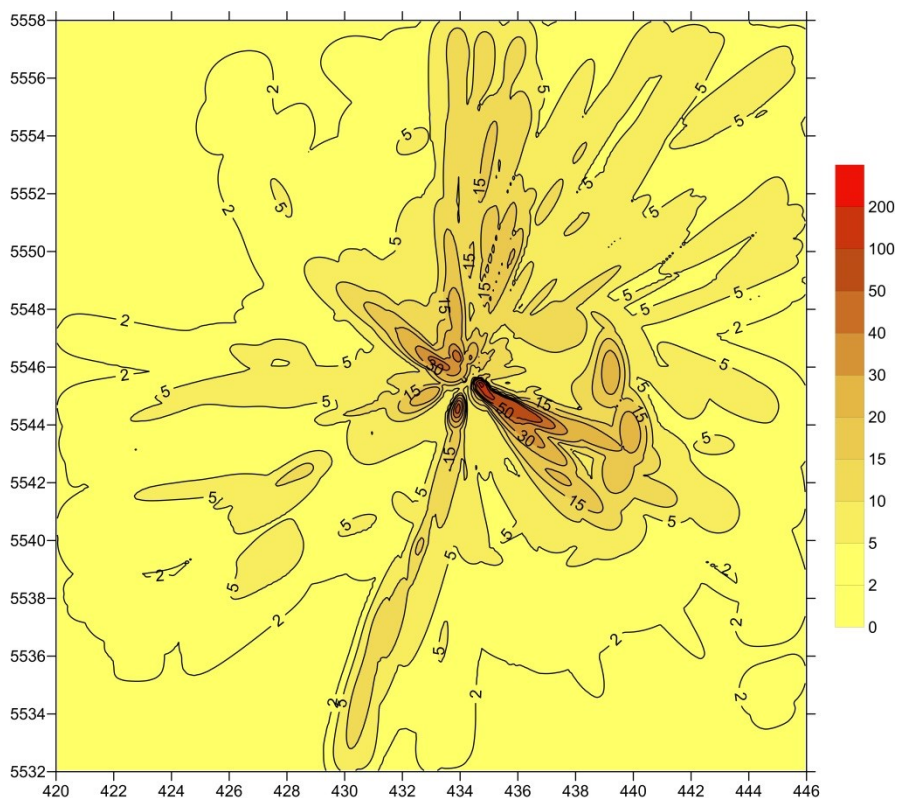


Rysunek 3. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 02 i metody SCTA

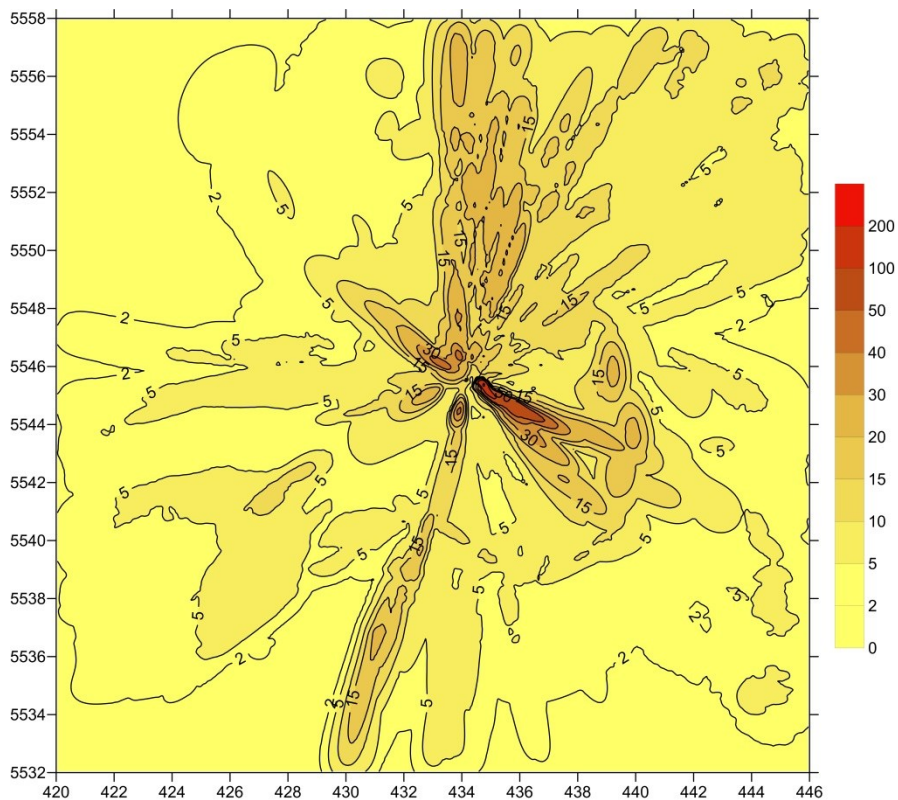


Rysunek 4. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 4. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu przy powierzchni terenu dla różnych wariantów obliczeniowych

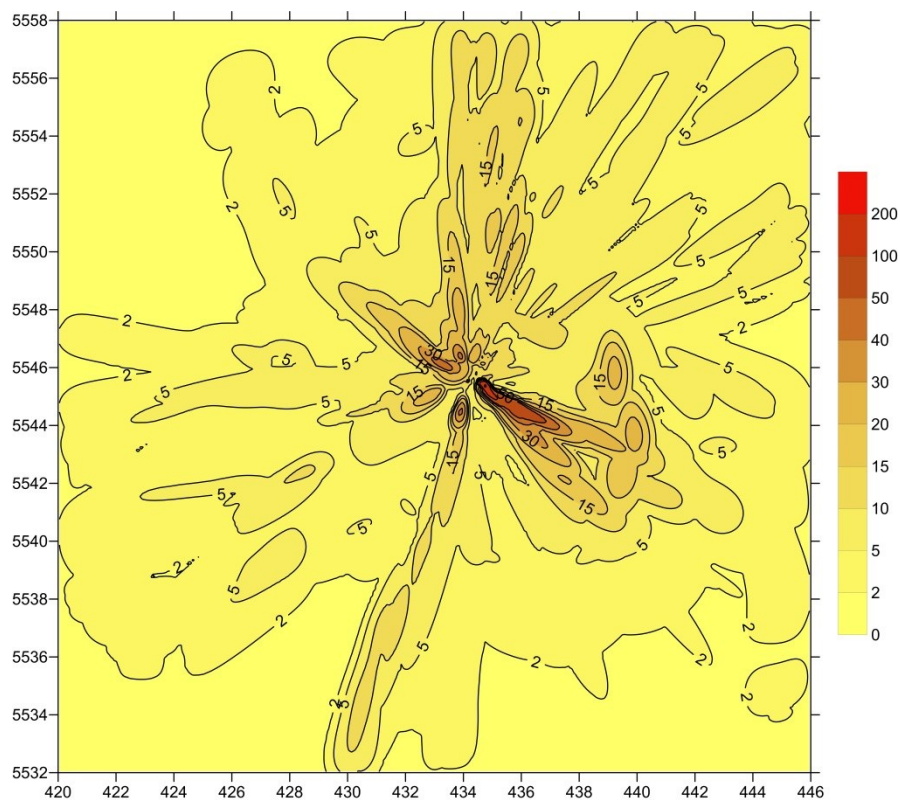


Rysunek 5. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody PPCT



Rysunek 6. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody ISC

Załącznik 4. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu przy powierzchni terenu dla różnych wariantów obliczeniowych

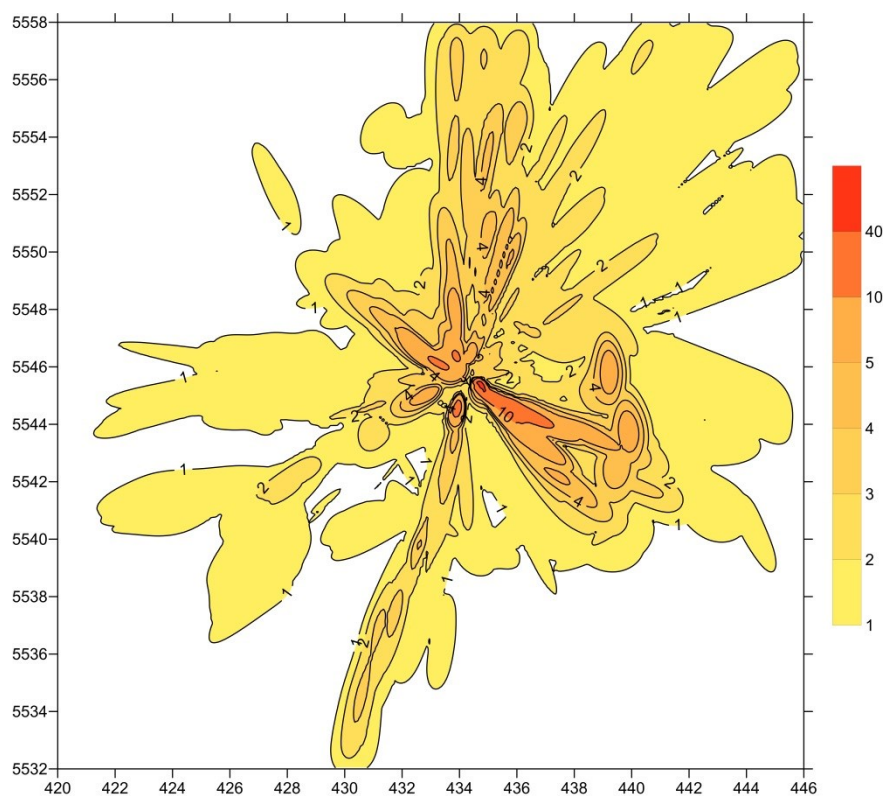


Rysunek 7. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody NA

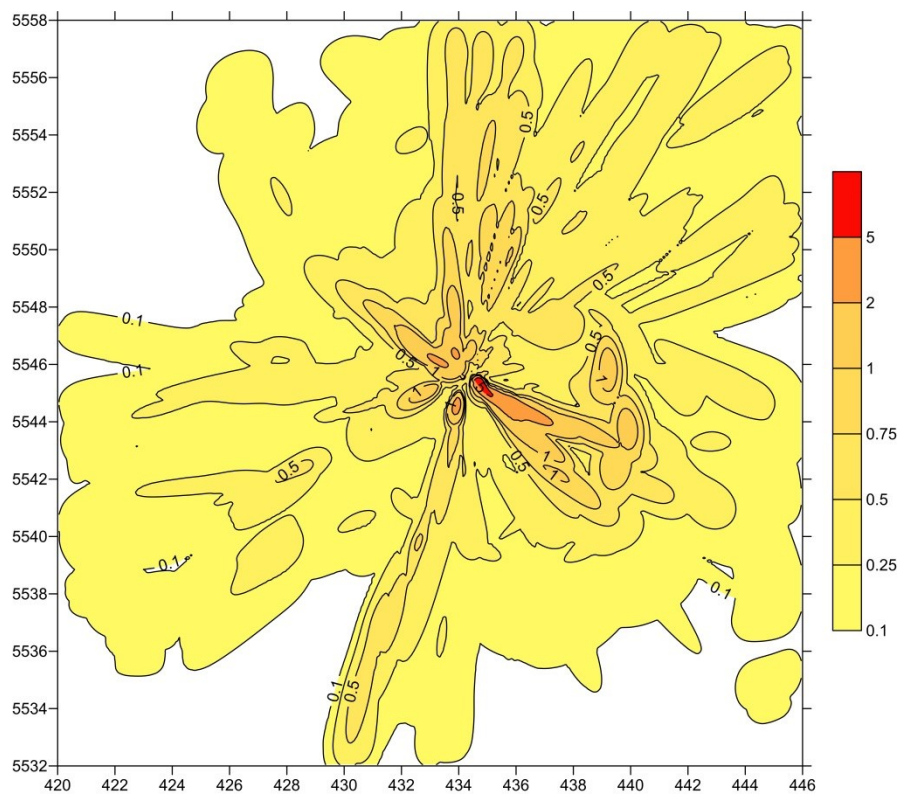
ZAŁĄCZNIK 5

***ROZKŁADY PRZESTRZENNE MAKSYMALNYCH STĘŻEŃ
1-GODZINNYCH DLA NIEKTÓRYCH ZANIECZYSZCZEŃ
POWIETRZA PRZY POWIERZCHNI TERENU***

Załącznik 5. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń jednogodzinnych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

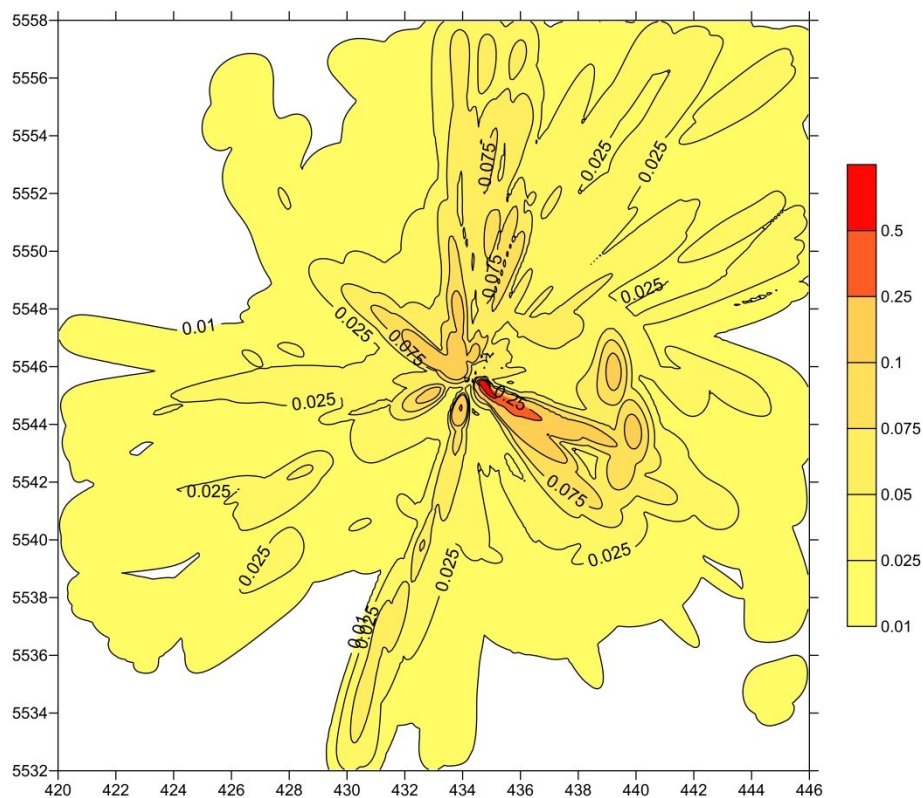


Rysunek 1. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dwutlenku siarki [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

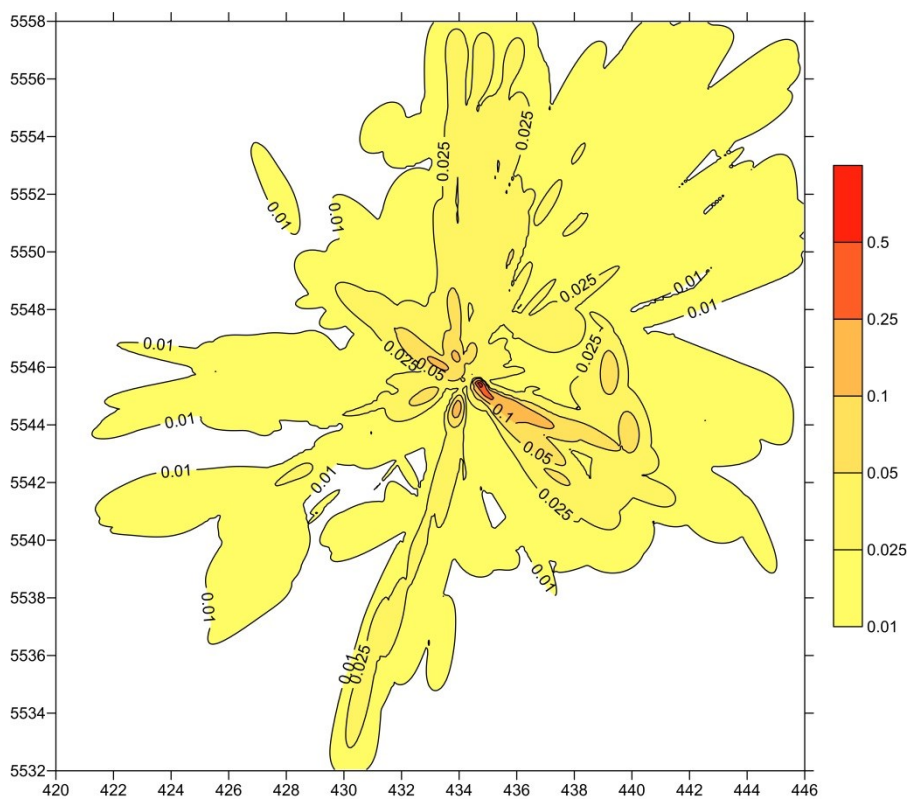


Rysunek 2. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych pyłu PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 5. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń jednogodzinnych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

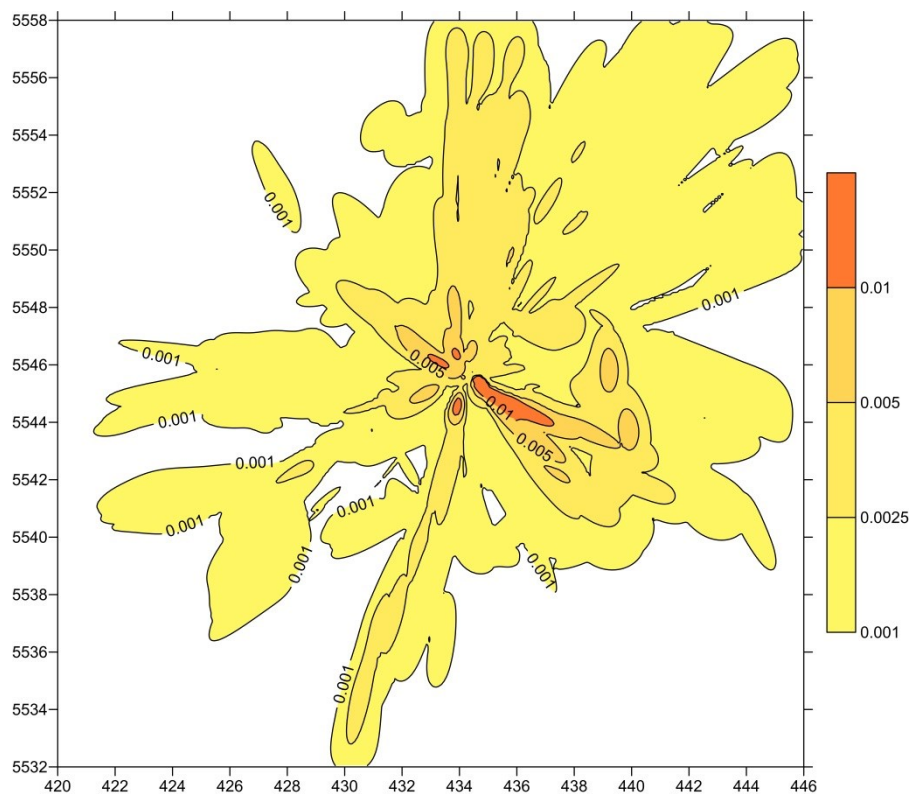


Rysunek 3. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych fluoru [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

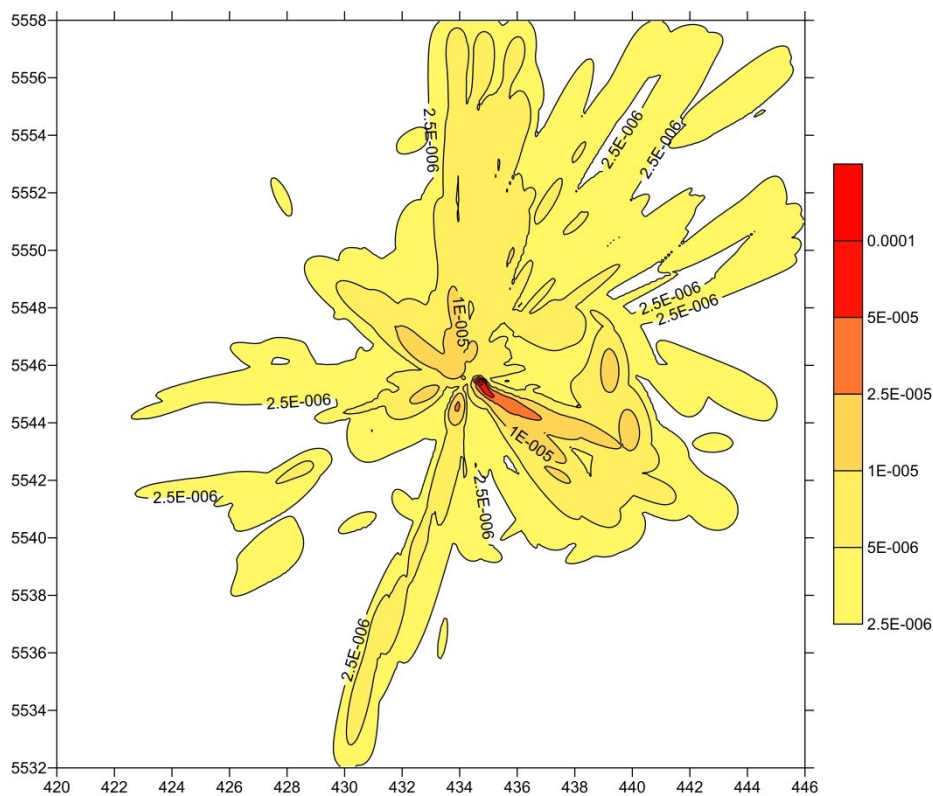


Rysunek 4. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych sumy metali ciężkich (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 5. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń jednogodzinnych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu



Rysunek 5. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych rtęci [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

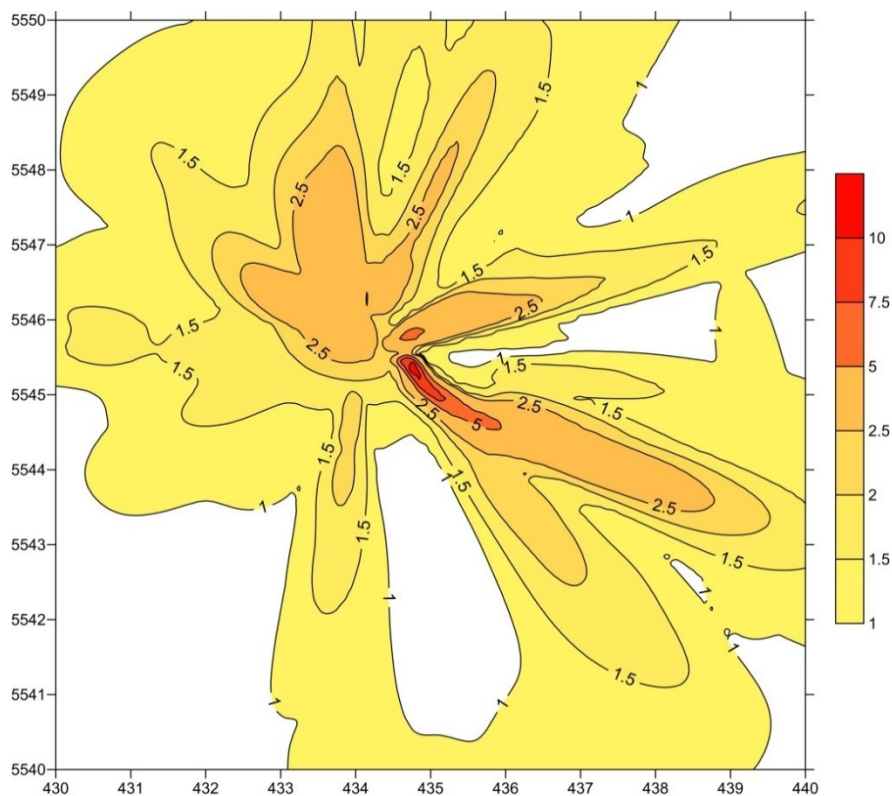


Rysunek 6. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń jednogodzinnych dioksyn i furanów [ngTEQ/m^3] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

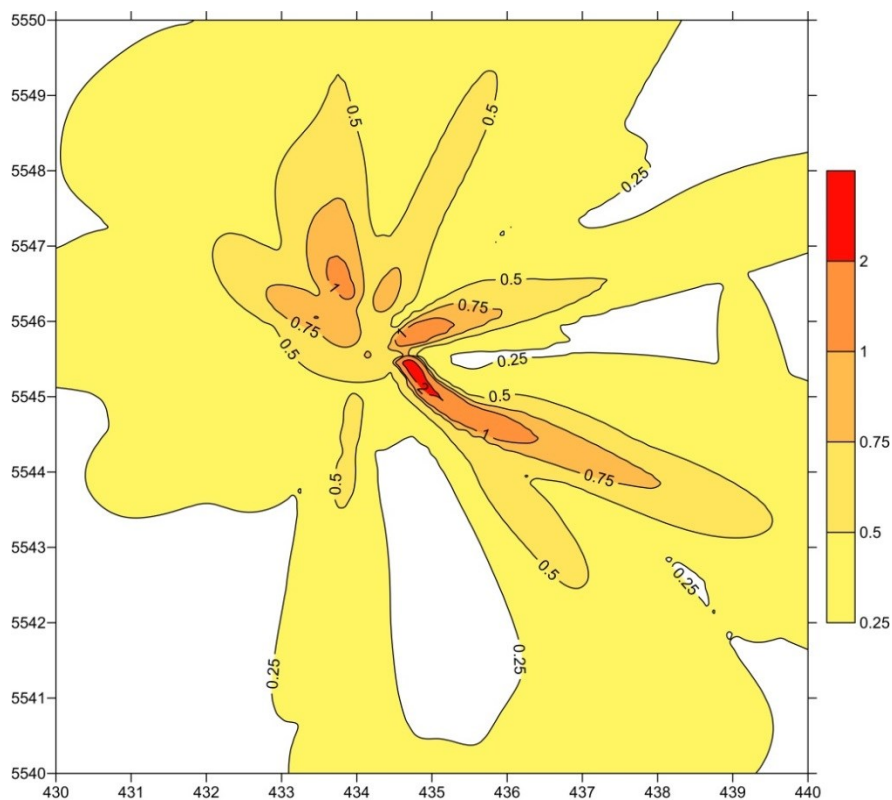
ZAŁĄCZNIK 6

***ROZKŁADY PRZESTRZENNE MAKSYMALNYCH STĘŻEŃ
ŚREDNIODOBOWYCH DLA NIEKTÓRYCH
ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA PRZY POWIERZCHNI
TERENU***

Załącznik 6. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń średniodobowych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

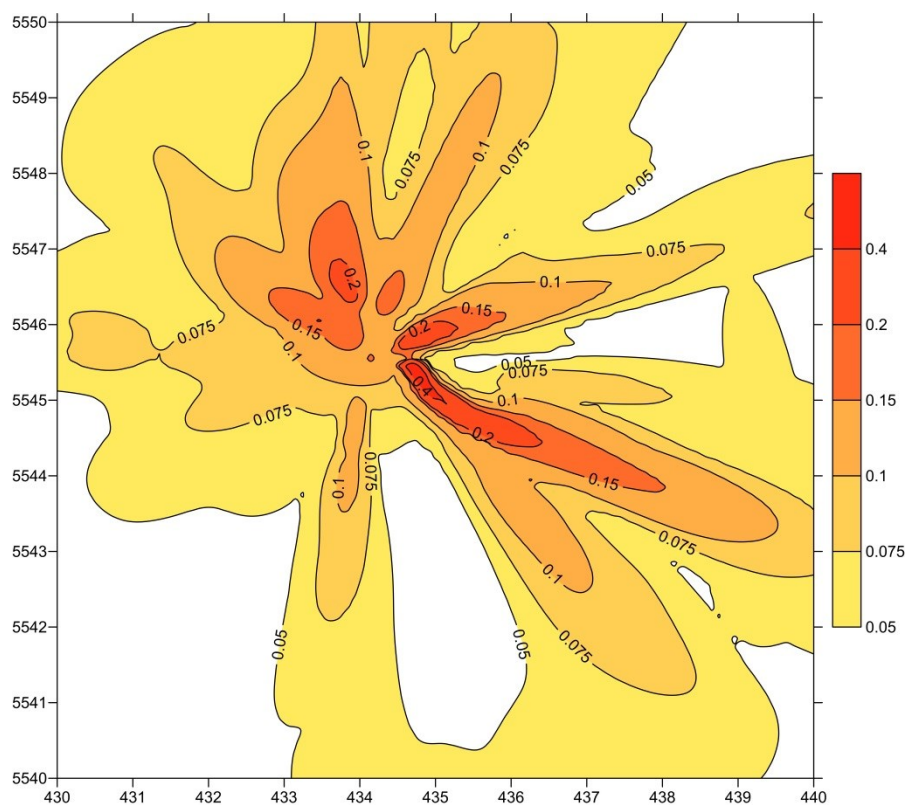


Rysunek 1. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

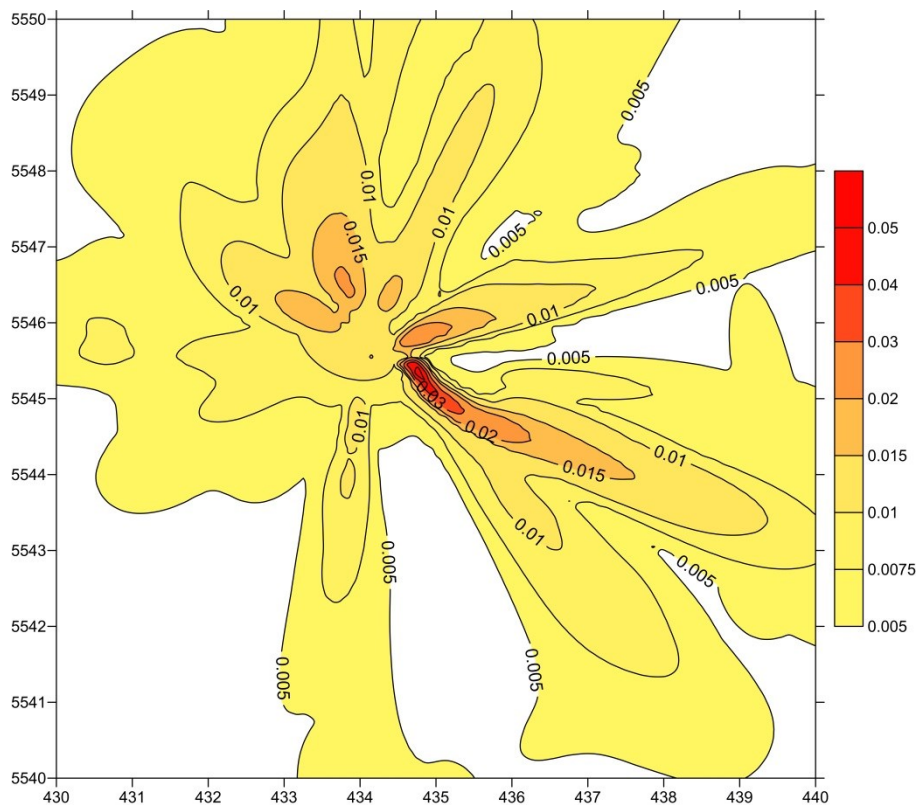


Rysunek 2. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń średniodobowych dwutlenku siarki [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 6. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń średniodobowych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

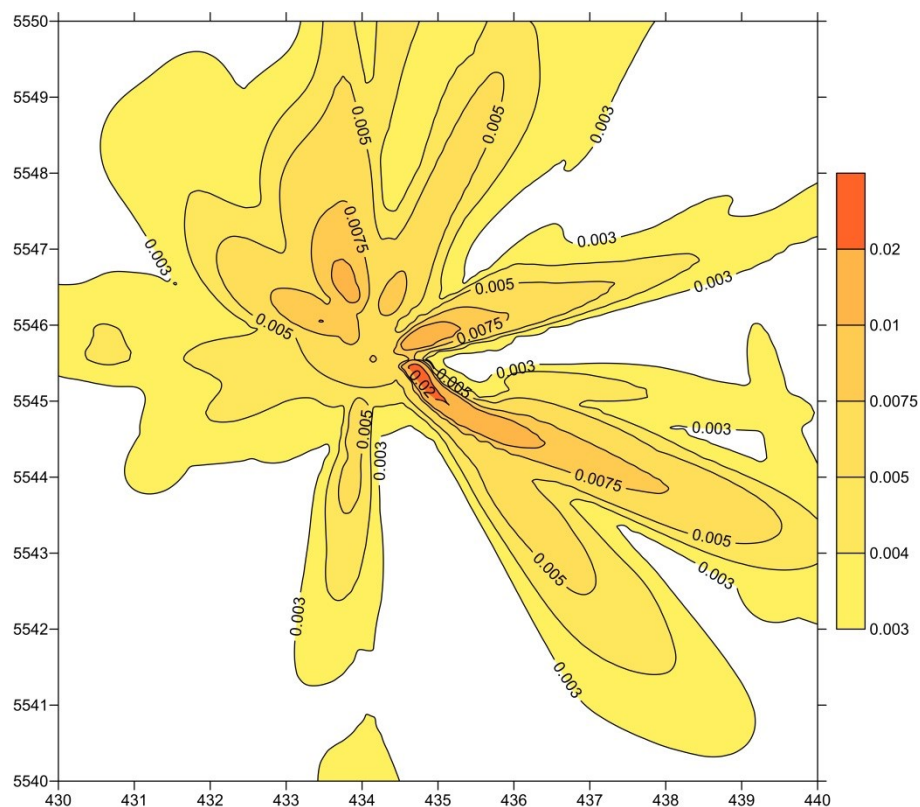


Rysunek 3. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń średniodobowych pyłu PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

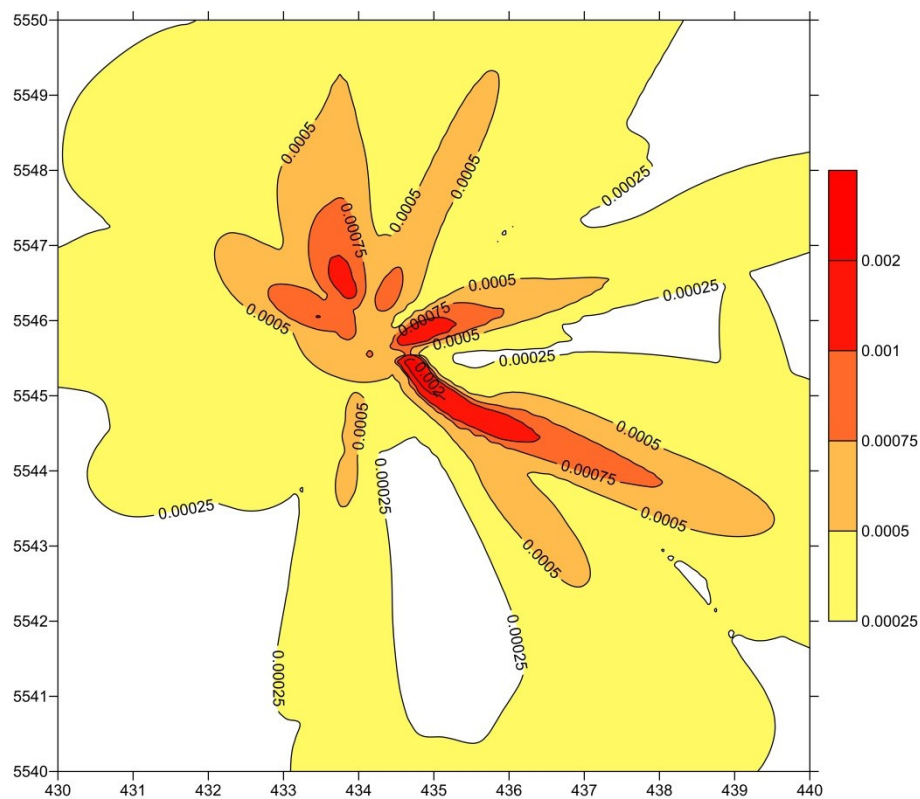


Rysunek 4. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń średniodobowych fluoru [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 6. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń średniodobowych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

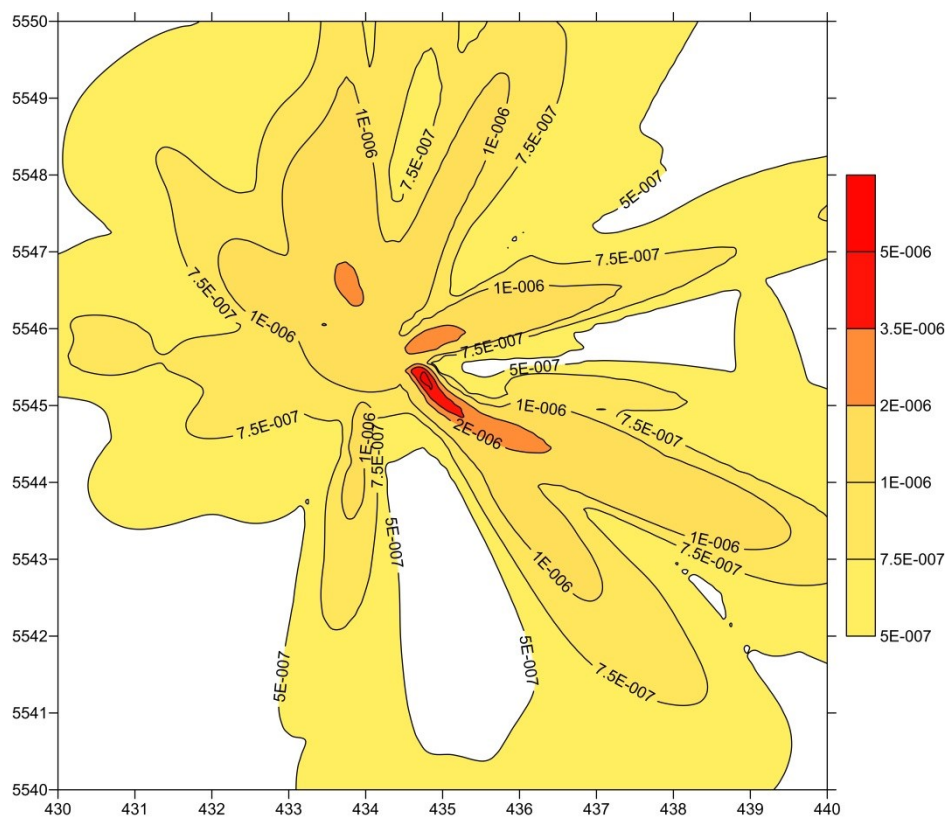


Rysunek 5. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń średniodobowych sumy metali ciężkich (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA



Rysunek 6. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń średniodobowych rtęci [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 6. Rozkłady przestrzenne maksymalnych stężeń średniodobowych dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

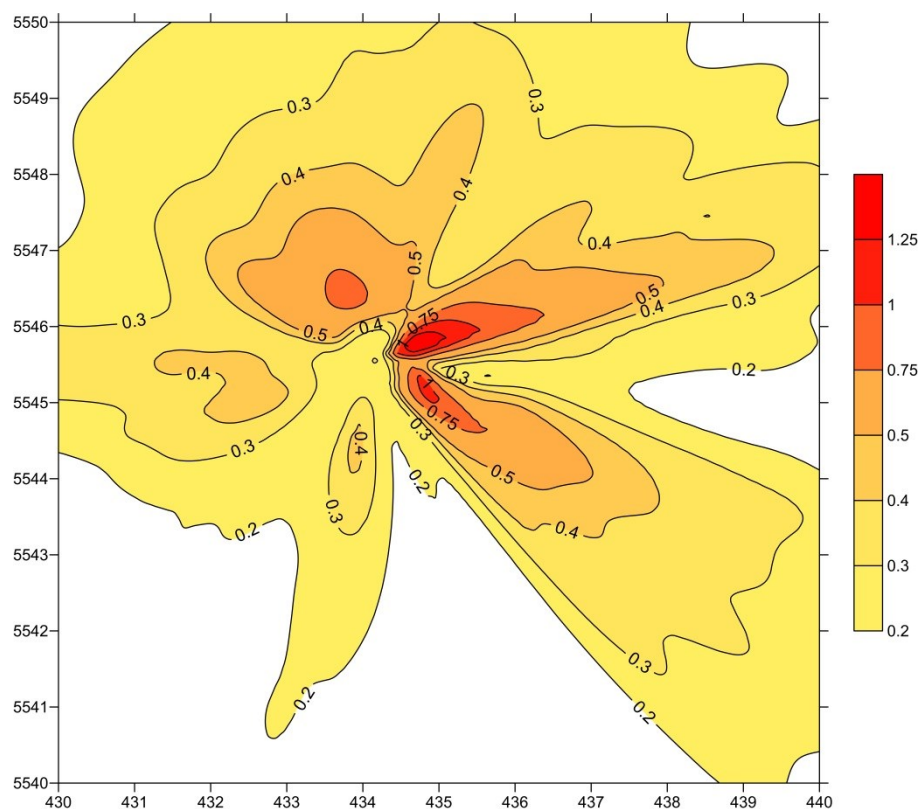


Rysunek 7. Rozkład przestrzenny maksymalnych stężeń średniodobowych dioksyn i furanów [ngTEQ/m³] przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

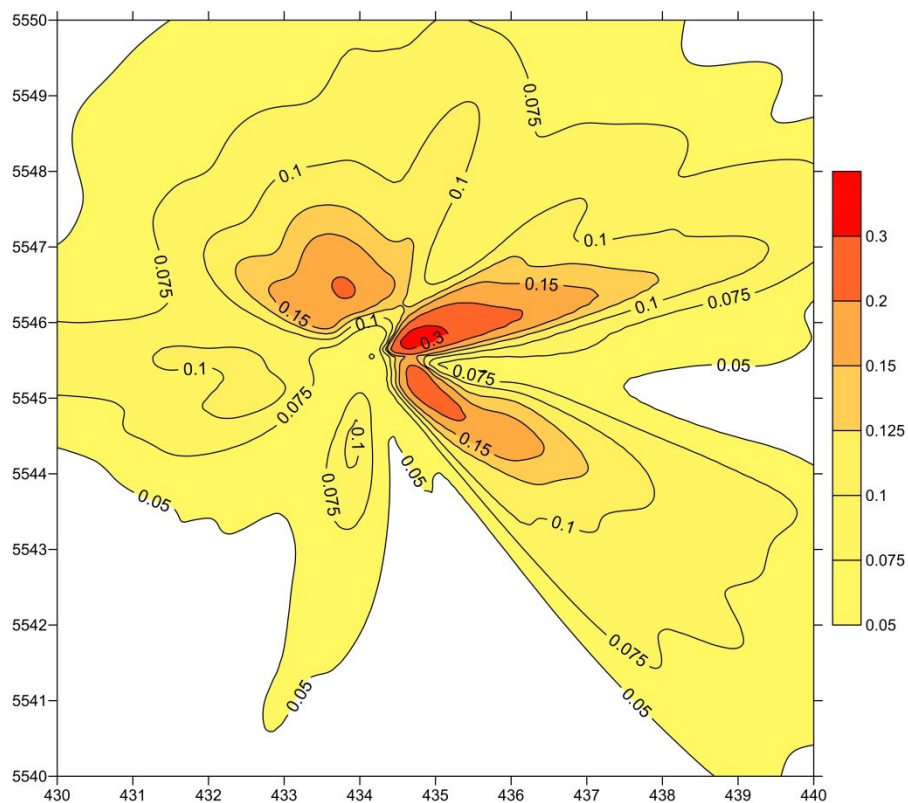
ZAŁĄCZNIK 7

***ROZKŁADY PRZESTRZENNE STĘŻEŃ UŚREDNIONYCH
W CZASIE 1-MIESIACA DLA NIEKTÓRYCH
ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA PRZY POWIERZCHNI
TERENU***

Załącznik 7. Rozkłady przestrzenne stężeń uśrednionych w czasie 1-miesiąca dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

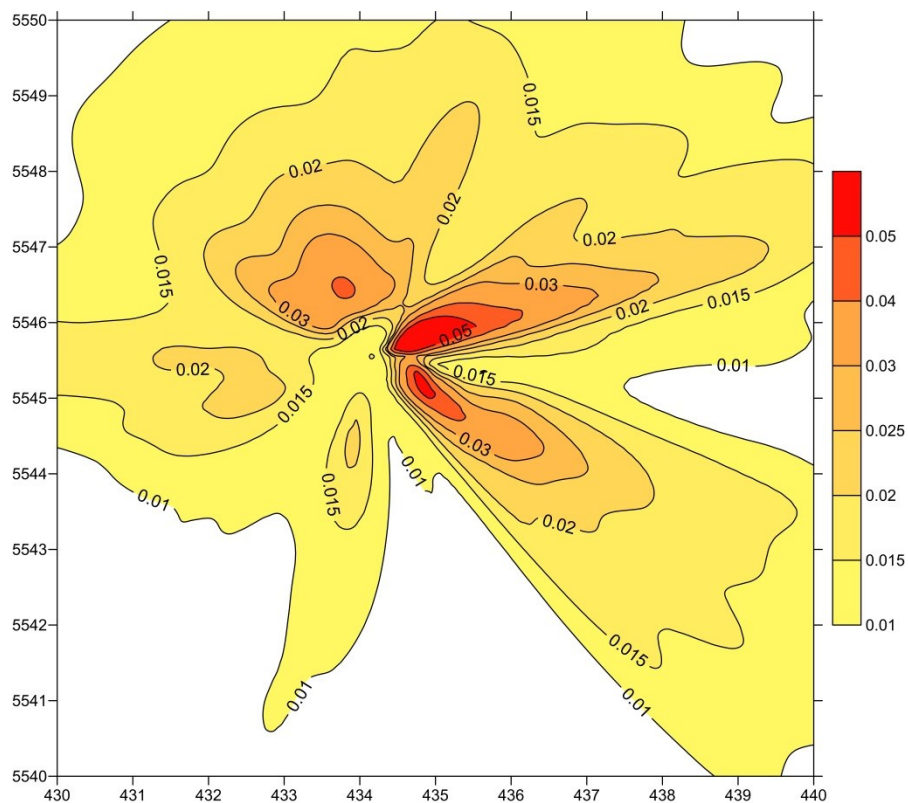


Rysunek 1. Rozkład przestrzenny stężeń dwutlenku azotu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] uśrednionych w czasie 1-miesiąca przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

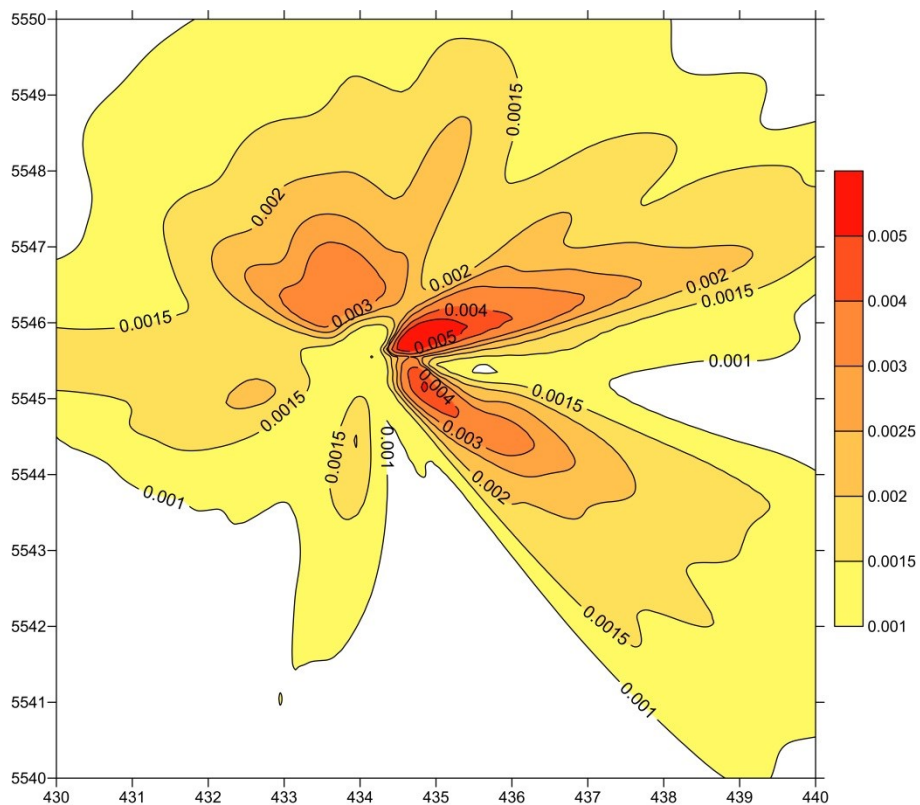


Rysunek 2. Rozkład przestrzenny stężeń dwutlenku siarki [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] uśrednionych w czasie 1-miesiąca przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 7. Rozkłady przestrzenne stężeń uśrednionych w czasie 1-miesiąca dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

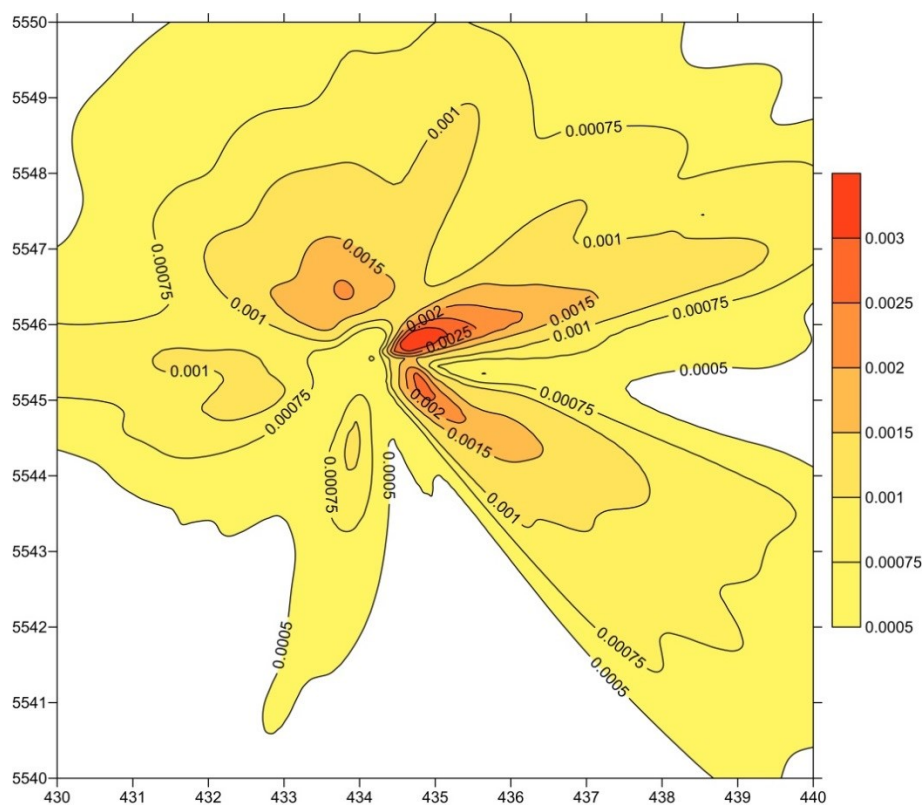


Rysunek 3. Rozkład przestrzenny stężeń pyłu PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] uśrednionych w czasie 1-miesiąca przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

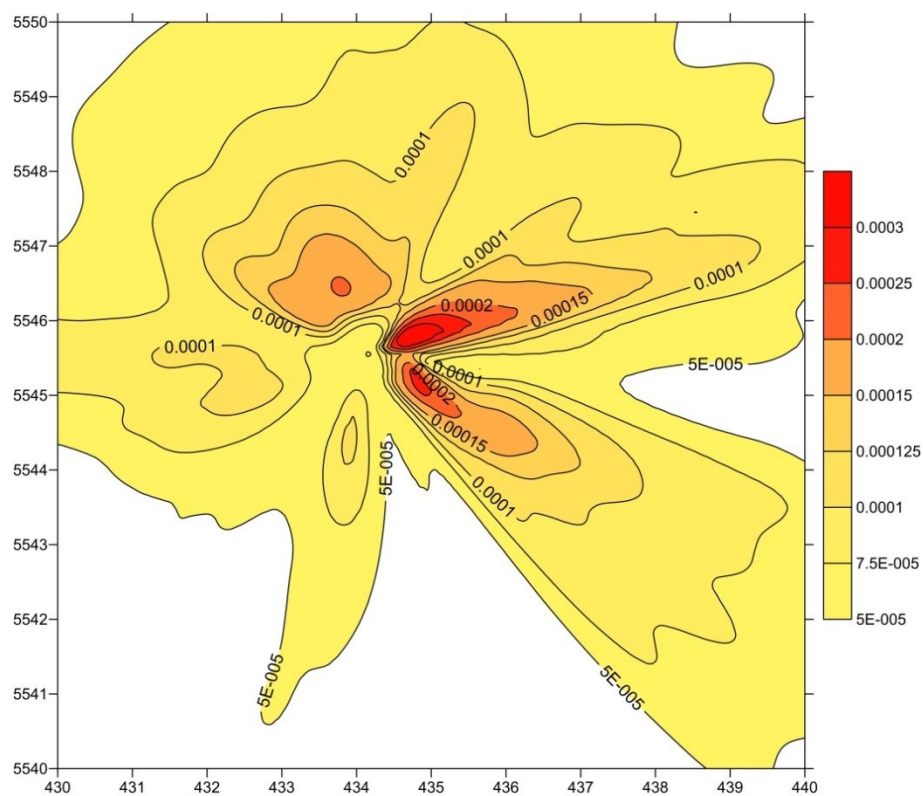


Rysunek 4. Rozkład przestrzenny stężeń fluoru [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] uśrednionych w czasie 1-miesiąca przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 7. Rozkłady przestrzenne stężeń uśrednionych w czasie 1-miesiąca dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu

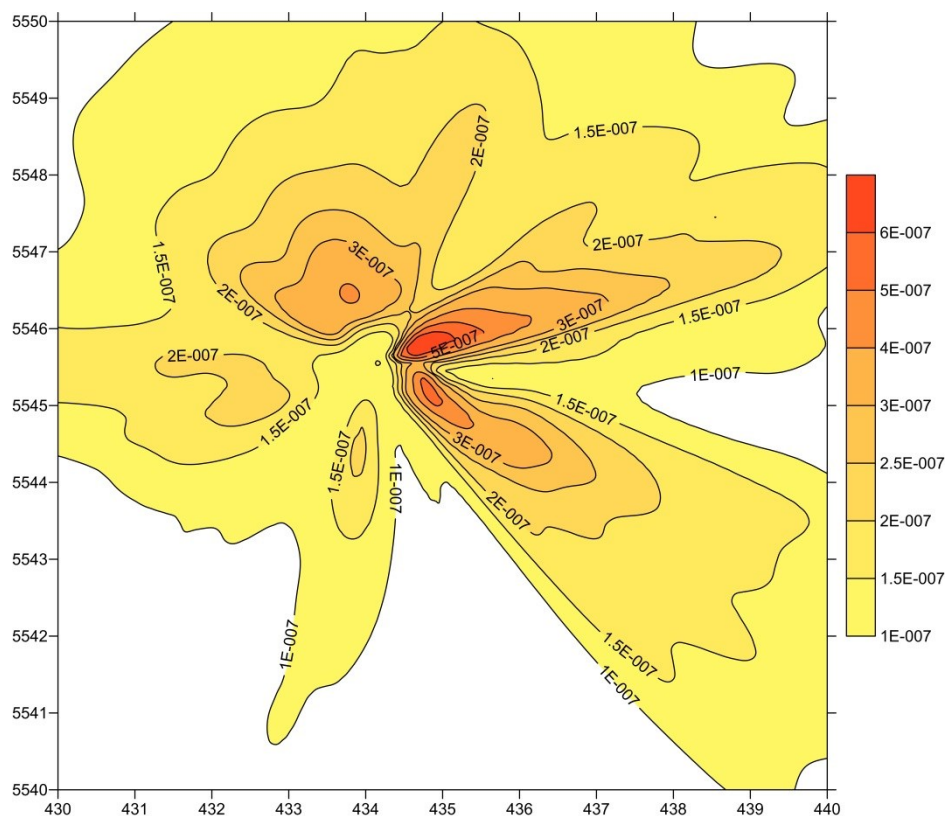


Rysunek 5. Rozkład przestrzenny stężeń sumy metali (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] uśrednionych w czasie 1-miesiąca przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA



Rysunek 6. Rozkład przestrzenny stężeń rtęci [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] uśrednionych w czasie 1-miesiąca przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

Załącznik 7. Rozkłady przestrzenne stężeń uśrednionych w czasie 1-miesiąca dla niektórych zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni terenu



Rysunek 7. Rozkład przestrzenny stężeń dioksyn i furanów [ngTEQ/m³] uśrednionych w czasie 1-miesiąca przy powierzchni terenu dla siatki o kodzie 03 i metody SCTA

