

# POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział  
Inżynierii Sanitarnej i Wodnej



## ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Andrzeja Kuliga

pt. „Metoda określania wartości emisji  
zanieczyszczeń chemicznych  
i mikrobiologicznych powietrza  
z wybranych obiektów gospodarki  
komunalnej”

WARSZAWA  
1986

~~628.51 : 628.39 : 502.55 : 614.71 : 043~~

628.512 : 504.064.3 : 628.32

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Sanitarnej i Wodnej

pd

Andrzej Kulig

METODA OKREŚLANIA WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ  
CHEMICZNYCH I MIKROBIOLOGICZNYCH POWIETRZA  
Z WYBRANYCH OBIEKTÓW GOSPODARKI KOMUNALNEJ



Praca doktorska wykonana  
w Instytucie Inżynierii Środowiska  
PROMOTOR:  
doc.dr hab.inż. Stanisław Chróściel

F5

Warszawa 1986

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP ..... 1

2. PRZEGLĄD LITERATURY ..... 2

3. PRZEGLĄD WNIOSKÓW I WYNIKÓW BADAŃ ..... 3

4. WYKONANIE BADAŃ ..... 4

5. WYNIKI BADAŃ ..... 5

6. PODSUMOWANIE ..... 6

7. BIBLIOTEKA ..... 7

8. ZAŁĄCZNIKI ..... 8

9. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 9

10. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 10

11. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 11

12. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 12

13. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 13

14. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 14

15. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 15

16. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 16

17. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 17

18. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 18

19. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 19

20. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 20

21. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 21

22. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 22

23. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 23

24. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 24

25. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 25

26. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 26

27. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 27

28. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 28

29. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 29

30. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 30

31. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 31

32. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 32

33. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 33

34. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 34

35. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 35

36. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 36

37. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 37

38. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 38

39. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 39

40. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 40

41. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 41

42. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 42

43. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 43

44. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 44

45. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 45

46. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 46

47. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 47

48. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 48

49. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 49

50. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 50

51. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 51

52. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 52

53. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 53

54. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 54

55. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 55

56. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 56

57. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 57

58. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 58

59. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 59

60. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 60

61. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 61

62. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 62

63. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 63

64. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 64

65. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 65

66. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 66

67. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 67

68. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 68

69. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 69

70. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 70

71. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 71

72. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 72

73. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 73

74. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 74

75. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 75

76. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 76

77. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 77

78. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 78

79. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 79

80. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 80

81. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 81

82. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 82

83. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 83

84. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 84

85. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 85

86. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 86

87. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 87

88. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 88

89. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 89

90. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 90

91. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 91

92. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 92

93. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 93

94. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 94

95. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 95

96. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 96

97. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 97

98. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 98

99. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 99

100. WSKAZANIE NA WYKONANIE PRACY ..... 100

Panu doc.dr hab.inż.Stanisławowi Chróścielowi  
 składam podziękowanie za cenne uwagi  
 przekazane w trakcie przygotowywania  
 niniejszej rozprawy.

# SPIS TREŚCI

Strona

## WYKAZ OZNACZEŃ

1. WSTĘP.....	1
1.1. Uzasadnienie wyboru tematu .....	1
1.2. Cel i zakres pracy .....	4
1.3. Układ rozprawy .....	5
2. PRZEGLĄD I OCENA DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ DO ATMOSFERY Z OBIEKTÓW GOSPODARKI KOMUNALNEJ .....	7
2.1. Emisja zanieczyszczeń chemicznych .....	7
2.1.1. Wysypiska odpadów komunalnych .....	7
2.1.2. Oczyszczalnie ścieków .....	12
2.2. Emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych ....	20
3. OPRACOWANIE MODELU ROZPRZESTRZENIANIA SIĘ ZANIE- CZYSZCZEŃ W ATMOSFERZE WYKORZYSTANEGO DO OBLICZA- NIA EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ Z WYBRANYCH OBIEKTÓW GOSPODARKI KOMUNALNEJ .....	26
3.1. Emisja zanieczyszczeń i ich dyfuzja w atmo- sferze .....	26
3.2. Przegląd modeli rozprzestrzenia się zanieczysz- czeń możliwych do wykorzystania w celu obli- czania wartości emisji .....	30
3.2.1. Założenia wstępne .....	30
3.2.2. Model Pasquilla .....	32
3.2.3. Model Turnera .....	37
3.2.4. Model źródła liniowego .....	43

3.3. Dobór parametrów modelu niezbędnych do obliczania wartości emisji .....	47
3.3.1. Stężenia zanieczyszczeń .....	47
3.3.2. Parametry meteorologiczne .....	53
3.3.3. Charakterystyka źródła emisji .....	74
3.3.4. Charakterystyka zanieczyszczenia .....	75
3.4. Opis modelu matematycznego wykorzystanego do obliczania wartości emisji zanieczyszczeń do atmosfery .....	85
4. METODY POMIARU WARTOŚCI STĘŻEN ZANIECZYSZCZEŃ W ATMOSFERZE WYKORZYSTANE DO OKREŚLANIA WARTOŚCI EMISJI .....	88
4.1. Uwagi ogólne .....	88
4.2. Zanieczyszczenia chemiczne .....	88
4.3. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne .....	89
5. WYNIKI POMIARÓW STĘŻEN ZANIECZYSZCZEŃ I OBLICZONE WARTOŚCI EMISJI .....	95
5.1. Stężenia zanieczyszczeń wokół wybranych obiektów komunalnych - dane do obliczeń .....	95
5.1.1. Wysypisko odpadów stałych - obiekt A..	96
5.1.2. Oczyszczalnia ścieków komunalnych - obiekt B .....	97
5.1.3. Oczyszczalnia ścieków mleczarskich - obiekt C .....	102
5.1.4. Oczyszczalnia ścieków drożdżowniczych - obiekt D .....	105
5.1.5. Laguny osadowe oczyszczalni ścieków komunalnych - obiekt E .....	106

5.2. Emisja zanieczyszczeń z wybranych obiektów	
komunalnych - wyniki obliczeń .....	107
5.2.1. Wysypisko odpadów stałych - obiekt A ..	112
5.2.2. Oczyszczalnia ścieków komunalnych -	
obekt B .....	127
5.2.3. Oczyszczalnia ścieków mleczarskich -	
obekt C .....	133
5.2.4. Oczyszczalnia ścieków drożdżowniczych	
- obekt D .....	136
5.2.5. Laguny osadowe oczyszczalni ścieków	
komunalnych - obekt E .....	140
6. PRÓBA OKREŚLENIA CZYNNIKÓW WPLYWAJĄCYCH NA WARTOŚĆ	
EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ.....	154
6.1. Wprowadzenie .....	154
6.2. Wpływ parametrów technologicznych obiektu....	155
6.3. Wpływ warunków meteorologicznych .....	159
7. WYTYCZNE DO OKREŚLANIA WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZ-	
CZEŃ POWIETRZA Z WYBRANYCH OBIEKTÓW GOSPODARSTWA	
KOMUNALNEJ .....	165
8. PODSUMOWANIE BADAŃ I WNIOSKI KOŃCOWE.....	173
9. LITERATURA .....	177
SPIS RYSUNKÓW	
SPIS TABLIC	
ZALĄCZNIK nr 1. Wyniki pomiarów - parametry meteoro-	
logiczne i stężenia zanieczyszczeń	
ZALĄCZNIK nr 2. Wyniki obliczeń - wartości emisji oraz	
współczynnika zmienności emisji i współ-	
czynnika korelacji.	

## WYKAZ OZNACZEŃ

- A, a - parametry doświadczalne do obliczania współczynnika  $\sigma_y$
- B, b - parametry doświadczalne do obliczania współczynnika  $\sigma_z$
- c - stała zależna od stanu równowagi atmosfery [deg]
- C<sub>0</sub> - ogólna ilość węgla organicznego w substracie
- c<sub>p</sub> - ciepło właściwe powietrza pod stałym ciśnieniem  
[1007 Jkg<sup>-1</sup>K<sup>-1</sup>]
- D - współczynnik dyfuzji molekularnej [m<sup>2</sup>s<sup>-1</sup>] lub  
średnica źródła powierzchniowego [m]
- d - stała zależna od stanu równowagi atmosfery [deg] lub  
tzw. przesunięcie wysokości / ~0,75 · x średnia wysokość  
przeszkód terenowych/
- E - średnia wartość emisji zanieczyszczeń [ilość zan. s<sup>-1</sup>]
- E<sub>f</sub> - emisja z jednostkowej powierzchni źródła powierzchniowego  
[ilość zan. m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>]
- E<sub>l</sub> - emisja z jednostkowej długości źródła liniowego [ilość  
zan. m<sup>-1</sup>s<sup>-1</sup>]
- F<sub>0</sub> - symbol funkcji Laplace'a
- g - przyspieszenie ziemskie [9,81 ms<sup>-1</sup>] lub stała zależna  
od stanu równowagi atmosfery [m]
- G<sub>c</sub> - ilość gazu poprocesowego wydzielanego na wysypisku  
odpadów [m<sup>3</sup> Mg<sup>-1</sup>]
- H - efektywna wysokość źródła emisji [m]
- H<sub>0</sub> - wartość pionowej składowej wektora turbulencyjnego  
strumienia ciepła [Wm<sup>-2</sup>]
- h - wysokość geometryczna źródła emisji [m] lub stała  
zależna od stanu równowagi atmosfery

- $h_a$  - wysokość anemometru [m]  
 $h_p$  - średnia wysokość przeszkód terenowych [m]  
 $i$  - indeks  
 $K$  - liczba punktów recepcyjnych w serii pomiarowej  
 $K_x, K_y, K_z$  - współczynniki turbulencyjności atmosfery w kierunku  $x, y$  i  $z$  [ $m^2 s^{-1}$ ]  
 $k$  - stała szybkości reakcji [ $s^{-1}$ ] lub stała Karmana [ $\sim 0,4$ ]  
 $k_I$  - stała szybkości reakcji [ $a^{-1}$ ]  
 $L$  - skala długości Monina-Obuchowa [m] lub liczba serii pomiarowych wykonanych na danym obiekcie  
 $M$  - krotność podziału źródła powierzchniowego w kierunku  $X$   
 $m$  - wykładnik meteorologiczny zależny od stanu termiczno-dynamicznej równowagi atmosfery lub indeks  
 $N$  - krotność podziału źródła powierzchniowego w kierunku  $Y$   
 $n$  - indeks  
 $P$  - pole powierzchni źródła emisji [ $m^2$ ]  
 $p$  - wykładnik potęgi we wzorze na profil wiatru  
 $p_j$  - udział objętościowy gazu  $j$   
 $R$  - promień kołowego źródła emisji [m]  
 $r_S$  - współczynnik korelacji  
 $S$  - stężenie zanieczyszczenia [ $mgm^{-3}$  lub mikroorg.  $m^{-3}$ ]  
 $s$  - wykładnik potęgi we wzorze na wysokość smugi zanieczyszczenia  
 $T$  - temperatura powietrza [K]  
 $t$  - czas [s]  
 $t_1$  - czas [a]



- u - pozioma składowa wektora prędkości wiatru w kierunku osi X [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- $\bar{u}$  - średnia prędkość wiatru w warstwie od  $z = 0$  do  $z = H$  [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- $u_x$  - prędkość tarciova /dynamiczna/ [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- $u_a$  - prędkość wiatru na wysokości anemometru [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- $u_p$  - średnia prędkość opadania cząstek bioaerozolu [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- $V_E$  - współczynnik zmienności emisji [%]
- $V_S$  - wariancja stężeń wyjaśniona przez model
- v - pozioma składowa wektora prędkości wiatru w kierunku osi Y [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- w - pionowa składowa wektora prędkości wiatru w kierunku osi Z [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- x,y,z - współrzędne przestrzenne w układzie prostokątnym w kierunku osi X,Y i Z [m]
- $x_0$  - wartość standardowa [1000 m]
- $x_y$  - pozorna odległość źródła wirtualnego ze względu na  $\sigma_y$  [m]
- $x_z$  - pozorna odległość źródła wirtualnego ze względu na  $\sigma_z$  [m]
- $z_0$  - wysokość aerodynamicznej szorstkości terenu [m]
- $\mathcal{L}$  - szybkość przemian fizycznych lub chemicznych zanieczyszczenia w atmosferze [ $\text{s}^{-1}$ ] lub kierunek wiatru [deg]
- $\beta$  - szybkość pochłaniania zanieczyszczenia przez podłoże [ $\text{ms}^{-1}$ ]
- $\Gamma$  - symbol funkcji gamma Eulera

- $\gamma$  - gradient temperatury [ $^{\circ}\text{Cm}^{-1}$ ]
- $\Delta x$  - długość powierzchni emitującej zanieczyszczenia w kierunku wiatru [m]
- $\Delta y$  - szerokość powierzchni emitującej zanieczyszczenia [m]
- $\theta$  - połowa kąta poziomego zawierającego smugę zanieczyszczeń [deg]
- $\lambda$  - współczynnik śmiertelności mikroorganizmów [ $\text{s}^{-1}$ ]
- $\mu$  - współczynnik dynamicznej lepkości powietrza [ $\text{Nsm}^{-2}$ ]
- $\nu$  - współczynnik kinematycznej lepkości powietrza [ $\text{m}^2\text{s}^{-1}$ ]
- $\pi$  - parametr bezwymiarowy [3,1416]
- $\rho_j$  - gęstość gazu j [ $\text{kgm}^{-3}$ ]
- $\Sigma$  - oznaczenie sumowania
- $G_y$  - współczynnik poziomej dyfuzji atmosferycznej [m]
- $G_{y0}$  - standardowa początkowa wartość współczynnika poziomej dyfuzji [m]
- $G_z$  - współczynnik pionowej dyfuzji atmosferycznej [m]
- $G_{z0}$  - standardowa początkowa wartość współczynnika pionowej dyfuzji [m].

## 1. WSTĘP

### 1.1. Uzasadnienie wyboru tematu

Obiekty gospodarki komunalnej, takie jak wysypiska odpadów stałych i wylewiska oraz oczyszczalnie ścieków, stanowią źródło zanieczyszczenia atmosfery. Emitują one zanieczyszczenia chemiczne (Kulig i Skorupski, 1984; Ledbetter, 1966) i mikrobiologiczne (Dart i Stretton, 1977; Ossońska-Cypryk, 1982; Randall i Ledbetter, 1966). Obiekty te powodują dodatkowo masowy rozwój much (Woods, Williams i Croydon, 1978) i innych owadów, a także poprzez pracę urządzeń zwiększa się w ich otoczeniu natężenie hałasu (Gast, 1979; Mejbaum i Zawadzki, 1983). W wyniku występowania niekorzystnych oddziaływań następuje pogorszenie się jakości powietrza wokół omawianych obiektów. Z tego też względu istnieje konieczność kontroli emisji zanieczyszczeń z obiektów gospodarki komunalnej oraz wyznaczania dla nich stref ochronnych (Kulig i Tabernacki, 1985). Zgodnie z obowiązującymi w Polsce przepisami (Zarządzenie MAGTiOŚ, 1982) możliwe jest określenie dla tego typu obiektów wskaźnikowych stref ochronnych. Wskaźnikowa strefa ochronna jest przyjmowana na etapie opracowywania wniosku o ustalenie miejsca i warunków realizacji inwestycji, jako pierwsze przybliżenie rzeczywistej strefy ochronnej. Jednak już w okresie opracowywania założeń techniczno-ekonomicznych inwestycji konieczne staje się określenie oblicze-

niowej strefy ochronnej. Brak jest jednak metody określania wartości emisji zanieczyszczeń z tego typu obiektów. Dotyczy to zarówno zanieczyszczeń chemicznych jak i mikrobiologicznych. Brak jest także wytycznych dotyczących sposobu obliczania rozkładu stężeń zanieczyszczeń wokół obiektów komunalnych.

Składowanie odpadów komunalnych na wysypiskach stanowi dominujący sposób ich usuwania z najbliższego otoczenia człowieka. Szacuje się, że w skali światowej ponad 95% stałych odpadów komunalnych jest unieszkodliwiane właśnie tą metodą. W Polsce udział ten stanowi 99%. Również w przyszłości inne sposoby zagospodarowywania odpadów nie wyeliminują wysypisk. Składowania wymagać będą nadal zarówno mało przydatne odpady, jak też pozostałości z ich przeróbki.

Całkowite zlikwidowanie ujemnych wpływów wysypisk jest niemożliwe, jednak poprzez dobór właściwych terenów, ich odpowiednie przygotowanie oraz prawidłową technologię składowania odpadów, można osiągnąć znaczne zmniejszenie ich uciążliwości. Według danych GUS powierzchnia wysypisk komunalnych niezrekultywowanych, z których może następować emisja zanieczyszczeń, wynosi w Polsce około 2300 ha. Zakłady i przedsiębiorstwa oczyszczania wywożą na nie w ciągu roku blisko 40 mln m<sup>3</sup> odpadów komunalnych (Ochrona środowiska..., 1982).

Określenie wartości emisji zanieczyszczeń z wysypisk jest niezbędne do oceny zasięgu oddziaływania obiektów istniejących i projektowanych, jak też do właściwego planowania lokalizacji nowych obiektów.

Oczyszczanie ścieków jest procesem wpływającym na pogor-

szenie się jakości powietrza atmosferycznego wokół oczyszczalni. Obecnie w Polsce pracuje około 500 komunalnych oczyszczalni ścieków /dodatkowo około 1000 oczyszczalni przemysłowych/. Oczyszczalnie mechaniczno-biologiczne stanowią 55% /około 275/ wszystkich oczyszczalni komunalnych. Dużych oczyszczalni jest stosunkowo niewiele. Mniej niż 5% stanowią oczyszczalnie grupowe, a około 30% oczyszczalnie o przepustowości większej niż 10000 m<sup>3</sup>/dobę (Ochrona środowiska..., 1982). Ze względu na niekorzystne oddziaływanie oczyszczalni, już na etapie jej projektowania dokonuje się oceny lokalizacji oraz zastosowanej technologii pod kątem ograniczenia emisji zanieczyszczeń. Znajomość wskaźników emisji zanieczyszczeń dla poszczególnych urządzeń znajdujących się na oczyszczalni lub dla całego obiektu może znacznie ułatwić wykonywanie tych prac. Jednak obecnie brak jest jeszcze wiarygodnych danych ilościowych na temat emisji zanieczyszczeń z oczyszczalni. Dlatego też zwykle oprzestaje się na analizie jakościowej oraz ocenach szacunkowych emisji (Banaś, 1981).

Problem praktycznej metody określania wartości emisji zanieczyszczeń z obiektów gospodarki komunalnej jest szczególnie ważny ze względu na liczne projekty budowy tych obiektów. Wskaźniki emisji pozwolą także w pełni ocenić oddziaływanie istniejących obiektów na stan powietrza atmosferycznego. Metoda określania wartości emisji zanieczyszczeń potrzebna jest także do badania wpływu różnych parametrów technologicznych i warunków meteorologicznych na proces emisji nieorganizowanej.

## 1.2. Cel i zakres pracy

Celem pracy jest opracowanie metody określania wartości emisji zanieczyszczeń powietrza z wybranych obiektów gospodarki komunalnej. Obiekty gospodarki komunalnej stanowią zespół różnorodnych źródeł emisji zanieczyszczeń do atmosfery. Źródła te różnią się rodzajem emitowanych zanieczyszczeń, wielkością emisji oraz parametrami emitora.

Ogólnie można stwierdzić, że źródła komunalne mogą emitować do atmosfery chemiczne zanieczyszczenia gazowe, zanieczyszczenia mikrobiologiczne oraz pyły. Opracowanie dotyczy zanieczyszczeń gazowych oraz aerozoli /mikroorganizmy i pyły/.

W dalszej części pracy, jako przykłady obiektów gospodarki komunalnej, omówiono wysypiska odpadów stałych i oczyszczalnie ścieków. Nie zjamowano się natomiast w pracy zagadnieniem emisji zanieczyszczeń ze spalarni odpadów stałych lub osadów ściekowych. Obiekty te mogą być źródłem emisji wielu zanieczyszczeń /np. związki siarki, tlenki azotu, chlorowane dwufenyle, dwubenzodioksyny, dwubenzofurany i inne/, jednak gazy spalinowe z tych obiektów powinny być oczyszczane (Dewling, 1980; Hanbold i Malyska, 1978; Shen, 1979) . Również ze względu na sposób emisji zanieczyszczeń /są to typowe źródła punktowe/ łatwo jest określić rodzaj i wielkość emisji oraz zasięg jej oddziaływania.

Ze względu na specyficzny charakter powierzchniowych źródeł emisji oraz nieorganizowany sposób emisji nie można wykorzystać bezpośrednio metody określania wartości emisji. Zaproponowano więc metodę pośrednią, polegającą na wykorzystaniu

danych pomiarowych dotyczących stężeń zanieczyszczeń oraz związanych z nimi warunków meteorologicznych. W pracy przeprowadzono obszerną analizę możliwości modyfikacji klasycznego modelu Pasquilla w celu przystosowania go do obliczania emisji i rozkładu stężeń dla obiektów komunalnych. Omówiono wyniki pomiarów stężeń oraz wyniki obliczeń emisji. W końcowej części pracy zaproponowano sposób postępowania przy określaniu wpływu obiektów gospodarki komunalnej na jakość powietrza atmosferycznego.

Celem pracy jest także pokazanie nowych możliwości zastosowania modelu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze typu Pasquilla. Dotyczą one głównie możliwości obliczania emisji nieorganizowanej z obiektów gospodarki komunalnej oraz modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń mikrobiologicznych w atmosferze. Również skala przestrzenna modelu rzędu  $10^2$  m oraz wysokość punktu emisji mniejsza niż 10 m wykraczają poza zakres stosowalności określony dla tego typu modelu. Wyniki pracy mogą być wykorzystane również do oceny emisji zanieczyszczeń z wysypisk odpadów przemysłowych, hałd, wylewisk i oczyszczalni ścieków przemysłowych.

### 1.3. Układ rozprawy

Na początku rozprawy przedstawiono literaturowe doniesienia na temat badań emisji zanieczyszczeń z obiektów gospodarki komunalnej. Danych na temat wyników tych badań oraz metod zastosowanych do określania emisji zanieczyszczeń z obiektów komunalnych jest stosunkowo niewiele. Najczęściej

podawane są wyniki badania zasięgu oddziaływania obiektów oraz stężeń zanieczyszczeń wokół nich.

Następnie w rozdziale 3 omówiono możliwości wykorzystania modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń do obliczania emisji zanieczyszczeń z obiektów gospodarki komunalnej oraz przedstawiono zespół parametrów niezbędnych do obliczania emisji. W dalszej części rozdziału przedstawiono model matematyczny wykorzystany do obliczania emisji.

Ze względu na konieczność wykorzystywania w zaproponowanej metodzie wartości stężeń zanieczyszczeń, przedstawiono i krótko scharakteryzowano metody określania tych stężeń. Przedstawiono wyniki obliczeń emisji zanieczyszczeń dla pięciu obiektów, na których wcześniej wykonano pomiary stężeń tych zanieczyszczeń i określono odpowiadające im niezbędne parametry meteorologiczne. Obliczenia emisji wykonano dla każdego obiektu w kilkunastu wariantach w zależności od sposobu określania wartości współczynników dyfuzji atmosferycznej.

Przedstawiono analizę otrzymanych wyników i porównanie różnych metod obliczeniowych. Dokonano oceny zaproponowanej metody określania wartości emisji. Na końcu pracy przedstawiono propozycję wytycznych określania wpływu obiektów gospodarki komunalnej na jakość powietrza atmosferycznego.

Następnie zamieszczono spis cytowanej literatury, rysunków i tablic. Wykaz oznaczeń przedstawiono na początku pracy. Dane pomiarowe wykorzystane do obliczeń oraz wyniki obliczeń zestawiono w formie tabelarycznej w postaci załączników nr I i II.



## 2. PRZEGLĄD I OCENA DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ DO ATMOSFERY Z OBIEKTÓW GOSPODARKI KOMUNALNEJ

### 2.1. Emisja zanieczyszczeń chemicznych

#### 2.1.1. Wysypiska odpadów komunalnych

Każde wysypisko odpadów komunalnych jest źródłem emisji gazów powstających w wyniku przemian biochemicznych rozkładających wielkocząsteczkowe substancje organiczne do związków prostych, chemicznie ustabilizowanych. Ich głównymi składnikami są: metan, zwany także gazem błotnym oraz dwutlenek węgla. Metan jest produktem beztlenowego rozkładu substancji organicznej, dlatego im wysypisko ma gorsze warunki tlenowe, tym więcej produkuje metanu. Wysypiska podziemne, bez odpływu wody wytwarzają najwięcej metanu. Intensywność wytwarzania metanu przez odpady o jednakowej zawartości substancji organicznej zależy także od temperatury, wilgotności i dopływu tlenu, a pośrednio od ugniecenia odpadów. Im wyższa jest temperatura, tym większa jest intensywność wydzielania się metanu. O wysokości temperatury odpadów decyduje między innymi stopień ich uwodnienia. Wysypiska zawodnione nie osiągają nigdy wysokich temperatur i proces wydzielania się metanu jest bardziej równomierny niż w wysypiskach suchych, a ich całkowita produkcja metanu jest większa. Dlatego też wysypiska zawodnione wytwarzają metan w znacznie dłuższych okresach czasu i proces ten może trwać kilkadziesiąt lat. W większości przypadków proces in-

tensywnej fermentacji metanowej trwa do 20 lat, a jego maksymalne natężenie przypada na połowę tego okresu.

Na wysypiskach odpadów oprócz procesów beztlenowych zachodzą także procesy tlenowe, w wyniku których powstaje głównie dwutlenek węgla. Fungaroli i Steiner (1971) stwierdzili, że dwutlenek węgla powstaje w znacznych ilościach w czasie całego okresu aktywności wysypiska. Pod koniec tej aktywności następuje spadek temperatury złoża oraz wzrost ilości metanu co oznacza zanik procesów tlenowych na rzecz procesów beztlenowych.

Przybliżoną wielkość produkcji metanu i dwutlenku węgla można wyliczyć na podstawie ładunku substancji organicznej w odpadach. Informacje na temat produkcji gazów poprocesowych podaje Kempa (1983). W wyniku procesów beztlenowych można teoretycznie uzyskać:

z 1 kg węglowodanów:  $456 \text{ dm}^3 \text{ CO}_2 + 453 \text{ dm}^3 \text{ CH}_4$ ,

z 1 kg białka :  $516 \text{ dm}^3 \text{ CO}_2 + 547 \text{ dm}^3 \text{ CH}_4$ ,

z 1 kg tłuszczów:  $449 \text{ dm}^3 \text{ CO}_2 + 1095 \text{ dm}^3 \text{ CH}_4$ .

Przy założeniu, że w 1 Mg odpadów miejskich znajduje się 200 kg węgla organicznego, można otrzymać z nich  $205 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$  i  $170 \text{ m}^3 \text{ CO}_2$ . Inni autorzy podają, że w temperaturze 313 K można uzyskać z 1 Mg odpadów  $240 \text{ m}^3$  gazu lub z 1 kg związków organicznych  $370 \text{ dm}^3$  gazu poprocesowego.

Praktycznie podczas eksploatacji wysypiska wydziela się  $60\text{--}180 \text{ m}^3$  gazu poprocesowego z 1 Mg odpadów.

Kempa (1983) podaje za Tabasaranem wzory na obliczanie emisji gazów poprocesowych z wysypiska odpadów stałych. Z wyjś-

ciowych równań kinetyki w pierwszej i drugiej fazie rozkładu beztlenowego otrzymano wzór na obliczanie praktycznej ilości gazu z ilości rozłożonego węgla organicznego

$$G_c = C_o (14 \cdot T - 3544) \quad [m^3 Mg^{-1}], \quad /2.1/$$

gdzie:

$C_o$  - ogólna ilość węgla organicznego w substracie  
[Mg  $\dot{C}$  Mg<sup>-1</sup> odpadów] ,

$T$  - temperatura bezwzględna odpadów [K] .

Inny praktyczny wzór na całkowitą ilość gazu ma postać

$$G_c = 157 (1 - \exp(-k_I t_1)) \quad [m^3 Mg^{-1}], \quad /2.2/$$

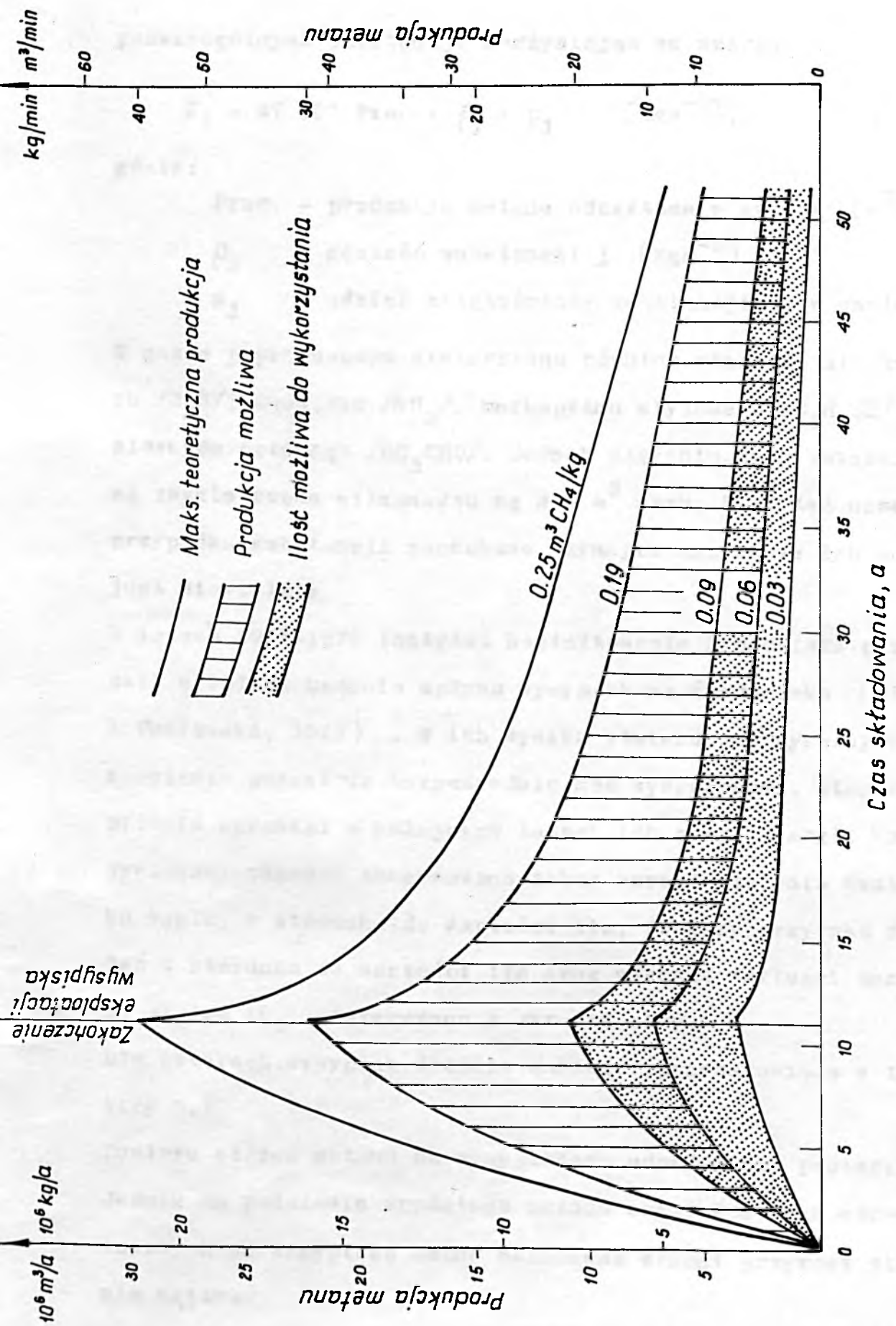
gdzie:

$k_I = 0,07$  - doświadczalna stała szybkości reakcji,

$t_1$  - czas podany w latach.

Na podstawie ilości gazu powstającego na wysypisku odpadów, jego składu chemicznego oraz czasu fermentacji można ocenić wielkość emisji poszczególnych składników. Należy zaznaczyć, że metan i dwutlenek węgla emitowany na wysypiskach odpadów komunalnych nie stanowi bezpośredniego zagrożenia atmosfery, ponieważ nie są to gazy toksyczne. Mimo to mogą powodować utrudnienia techniczne w czasie eksploatacji wysypisk. Mogą one być również wskaźnikiem zasięgu oddziaływania innych zanieczyszczeń emitowanych na wysypisku na jakość powietrza atmosferycznego.

Na rys. 2.1. przedstawiono przykład obliczeń produkcji metanu na wysypisku odpadów. Przyjmując, że typowy gaz poprocesowy ma następujący skład objętościowy: 60% CH<sub>4</sub>, 39% CO<sub>2</sub> i 1% inne gazy, dla podanego przykładu można obliczyć emisję



RYS. 2.1. PRZYKŁADOWE OBLICZENIE EMISJI METANU Z WYSYPISKA ZAWIERAJĄCEGO 3.6 MLN Mg ODPADÓW MIEJSKICH. SKŁADOWANO 32600 Mg/a ODPADÓW PRZEZ 11 LAT, SUBSTANCJE ŁATWO ROZKŁADALNE  $t_{1/2} = 1.5$  ROKU, SUBSTANCJE ŚREDNIOROZKŁADALNE  $t_{1/2} = 25$  LAT, REAKCJA PIERWSZEGO RZĘDU (KEMPA, 1983)

poszczególnych substancji korzystając ze wzoru:

$$E_j = 27\ 800 \cdot \text{Prod.} \cdot \rho_j \cdot p_j \quad [\text{mgs}^{-1}], \quad /2.3/$$

gdzie:

Prod. - produkcja metanu odczytana z wykres  $[\text{m}^3 \text{min}^{-1}]$ ,

$\rho_j$  - gęstość substancji j  $[\text{kgm}^{-3}]$ ,

$p_j$  - udział objętościowy substancji j w gazie.

W gazie poprocesowym stwierdzono również obecność siarkowodoru  $/\text{H}_2\text{S}/$ , amoniaku  $/\text{NH}_3/$ , merkaptanu etylowego  $/\text{C}_2\text{H}_5\text{SH}/$  oraz aldehydu octowego  $/\text{CH}_3\text{CHO}/$ . Jednak stężenia tych związków są zwykle rzędu kilkunastu mg w  $1 \text{ m}^3$  gazu. Stąd też nawet w przypadku substancji zapachowo czynnych znaczenie ich emisji jest niewielkie.

W latach 1971-1976 Instytut Kształtowania Środowiska prowadził w Polsce badania wpływu wysypisk na środowisko (Litwin i Pawłowska, 1978). W ich wyniku stwierdzono wyraźny wzrost zapylenia powietrza bezpośrednio nad wysypiskami. Stopień zapylenia wzrastał w kolejnych latach ich eksploatacji. Nad wysypiskami odpadów obserwowano także wzrost stężenia dwutlenku węgla, w stosunku do wartości tła. Większy przyrost stężeń w stosunku do wartości tła oraz większe wartości bezwzględne stężeń  $\text{CO}_2$  stwierdzono w okresie zimy.

Dla czterech wysypisk średnie wartości przedstawiono w tabelicy 2.1.

Pomiaru stężeń metanu na wysypiskach odpadów nie prowadzono. Jednak na podstawie średniego składu objętościowego gazów emitowanych na wysypisku można oszacować średni przyrost stężenia metanu.

TABLICA 2.1. WPLYW WYSYPISK ODPADÓW STAŁYCH NA WARTOŚCI  
STĘŻEŃ DWUTLENKU WĘGLA I METANU [mg m<sup>-3</sup>]

Pora roku	Stężenie CO <sub>2</sub> nad wysypiskiem odpadów	Przyrost stężenia CO <sub>2</sub> w stosunku do tła	Szacunkowe stężenie CH <sub>4</sub> nad wysypiskiem
Lato	max. 600 min. 320	max. 240 min. 100	max. 140 min. 60
Zima	max. 890 min. 400	max. 420 min. 140	max. 240 min. 80

Przyrost ten zmienia się w przedziale od 60 do 240 mgm<sup>-3</sup>. Biorąc pod uwagę, że średnie stężenie metanu w dolnej troposferze waha się w granicach 0,7-1,0 mgm<sup>-3</sup> (Ehhalt, 1967), przyrost ten jest znaczny i jest on praktycznie równy stężeniu całkowitemu. Wyniki obliczeń szacunkowych przedstawiono także w tabelicy 2.1. Stężenia amoniaku nad wysypiskiem były stosunkowo niewielkie i wynosiły od 0,1 do 0,2 mgm<sup>-3</sup>.

#### 2.1.2. Oczyszczalnie ścieków

W oczyszczalniach ścieków komunalnych zachodzą procesy biochemiczne, w wyniku których powstają między innymi produkty gazowe. Ich rodzaj i ilość zależy od sposobu oczyszczania ścieków. Część gazów emitowanych z oczyszczalni do atmosfery może pochodzić także bezpośrednio z kolektora ściekowego. Emitowane zanieczyszczenia są unoszone pionowo ku górze dzięki:

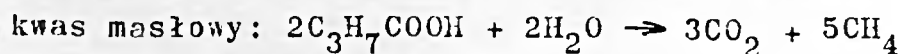
- a/ energii kinetycznej fazy gazowej,
- b/ różnicy gęstości fazy ciekłej i fazy gazowej,

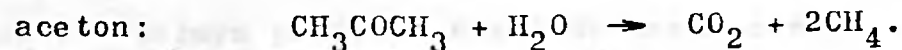
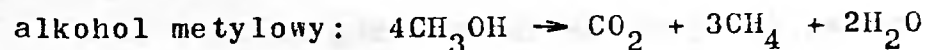
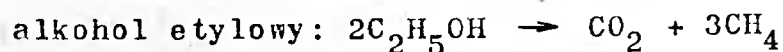
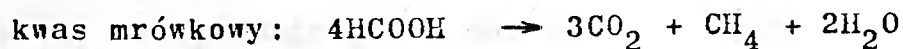
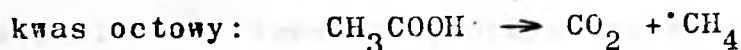
c/ różnicy temperatur fazy ciekłej i fazy gazowej.

Ostatni czynnik odgrywa większą rolę w okresie zimowym, gdy temperatura powietrza spada znacznie poniżej temperatury ścieków.

Większość procesów biologicznego oczyszczania ścieków oparta jest na wykorzystaniu bakterii tlenowych /procesy aerobowe/, które produkują bezwodniki kwasu węglowego /CO<sub>2</sub>/, azotowego /N<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ i siarkowego /SO<sub>3</sub>/. Jednak na skutek reakcji zachodzących w reaktorze tylko dwutlenek węgla pozostaje w środowisku reakcji w postaci gazowej lub jest uwalniany do atmosfery. Ilość powstającego CO<sub>2</sub> jest zależna od ilości węgla organicznego znajdującego się w oczyszczanych ściekach. Do oczyszczania stężonych organicznych ścieków przemysłowych lub fermentacji osadów ściekowych stosuje się procesy anaerobowe /gnilne/ prowadzone przez bakterie bez-tlenowe. Procesy te składają się z dwóch faz - fermentacji kwaśnej i fermentacji metanowej. W procesie fermentacji kwaśnej powstają takie gazy jak dwutlenek węgla /CO<sub>2</sub>/, wodór /H<sub>2</sub>/, niewielkie ilości metanu /CH<sub>4</sub>/ i siarkowodoru /H<sub>2</sub>S/, a także indole, aminy oraz kwasy organiczne, np. octowy lub masłowy. W procesie fermentacji metanowej powstaje głównie metan i dwutlenek węgla, a przejściowym produktem jest amoniak.

Poniżej przedstawiono przykładowe reakcje rozkładu niektórych związków organicznych w procesie fermentacji metanowej (Buraczewski, 1961) :





W tabelicy 2.2. przedstawiono przykłady powstawania produktów gazowych w wyniku aktywności bakterii beztlenowych.

TABLICA 2.2. PRODUKCJA GAZÓW W ŚCIEKACH PRZY UDZIALE BAKTERII BEZTLENOWYCH [Matthews, 1976]

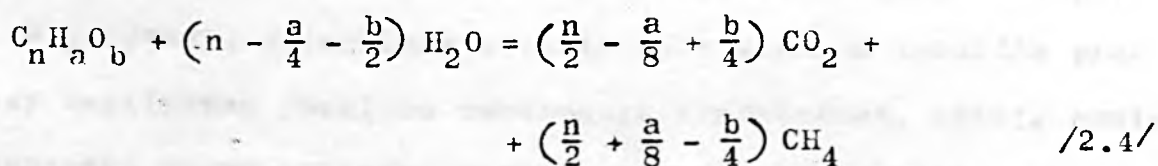
Substrat	Nazwa bakterii	Produkt
Azotany	Pseudomonas	Azot
Siarczany	Desulphovibrio desulphuricans	Siarkowodór
Tłuszcze, węglowodany itp.	Pseudomonas	Kwasy tłuszczowe, zwykle octowy, propionowy i masłowy
Kwasy tłuszczowe	Methanomonas	Metan i dwutlenek węgla

Zanieczyszczenia gazowe powstające na oczyszczalni mogą być bezzapachowe, jak np. dwutlenek węgla lub metan albo posiadać charakterystyczny, często przykry zapach np. siarkowodór lub amoniak. Z tego też względu część badań nad emisją zanieczyszczeń była podjęta w wyniku, stwierdzenia



uciaźliwości zapachowej oczyszczalni ścieków (Eliassen i Vath, 1960; Hagenguth, Teichmann i Zeman, 1981; Harkort, 1979) <sup>1</sup>.

Ilość i skład gazów pofermentacyjnych, które są produkowane w pełnym procesie rozkładu beztlenowego, zależy od składu materiału organicznego. Zależność ta jest wyrażona wzorem stechiometrycznym (Buswell i Mueller, 1952) :



W przypadku gdy  $n > \frac{a}{4} + \frac{b}{2}$ , woda jest wykorzystywana w reakcji rozkładu i masa gazów przewyższa suchą masę materiału organicznego. W przeciwnym przypadku woda jest produktem reakcji.

Przedstawione reakcje rozkładu związków organicznych oraz wzór na obliczenie ilości gazów pofermentacyjnych trudno jest wykorzystać do bezpośredniego obliczenia emisji tych gazów. Wynika to głównie ze złożoności reakcji zachodzących w procesie oczyszczania ścieków oraz ciągłej zmiany istotnych parametrów technologicznych. Metoda obliczeń bezpośrednich wymaga dopracowania teoretycznego i weryfikacji w warunkach rzeczywistych.

---

<sup>1</sup> Stwierdzono, że pod względem zapachów najbardziej uciążliwe są urządzenia oczyszczalni mechanicznej, tj. wylot kolektora doprowadzającego ścieki i krata ze składowiskiem świeżo wydobytych ze ścieków skrutek i piasku oraz urządzenia przeróbki osadów (Kulig i Tabernacki, 1985). Niemniej z powodu dużej ilości substancji organicznej znajdującej się na oczyszczalni, niewłaściwe jej eksploataowanie może powodować powstanie procesów rozkładu beztlenowego i wydzielanie się substancji zapachowo czynnych na dowolnym etapie oczyszczania ścieków.

Rains, De Primo i Groseclose (1973) przedstawili metodę badania emisji zanieczyszczeń chemicznych z surowych i przefermentowanych osadów ściekowych. Badania prowadzono w zagęszczaczu osadów, który przykryto styropianową kopułą. Zastosowana metoda pozwala prowadzić badania jakościowe emitowanych gazów. Zmienia ona jednak warunki emisji w stosunku do komór otwartych, przez co otrzymane wartości stężeń zanieczyszczeń pod kopułą trudno odnieść do rzeczywistych wartości emisji.

W przypadku zbiorników otwartych, w których zachodzą procesy beztlenowe rozkładu substancji organicznej, emisję zanieczyszczeń można obliczyć metodą pośrednią w oparciu o wzory na parowanie cieczy (Chrgian, 1978; Chróściel, 1970; Kopcewicz, 1959) .

Jeżeli powietrze o stężeniu zanieczyszczenia  $S_1$  przepływa ze stałą poziomą prędkością  $u$  nad powierzchnią zbiornika oraz współczynnik turbulencyjności  $K_z$  jest duży w porównaniu ze współczynnikiem dyfuzji  $D$  i jest stały, a także gdy przyjmie-  
my stan stacjonarny w atmosferze  $(\partial S / \partial t) = 0$  to równanie opisujące rozkład stężeń ma postać:

$$\frac{\partial S}{\partial x} = \frac{K_z}{u} \cdot \frac{\partial^2 S}{\partial z^2} \quad /2.5/$$

Rozwiązanie równania otrzymano dla następujących warunków brzegowych:

$$x < 0, \quad S = S_1$$

$$x \rightarrow \infty, \quad S = S_1$$

$$z \rightarrow \infty, \quad S = S_1$$

$$0 < x < \Delta x \quad \text{ i } \quad z = 0, \quad S = S_2$$

gdzie:  $\Delta x$  - długość powierzchni emitującej zanieczyszczenia w kierunku wiatru [m] .

Sytuację modelową przedstawiono na rys. 2.2.

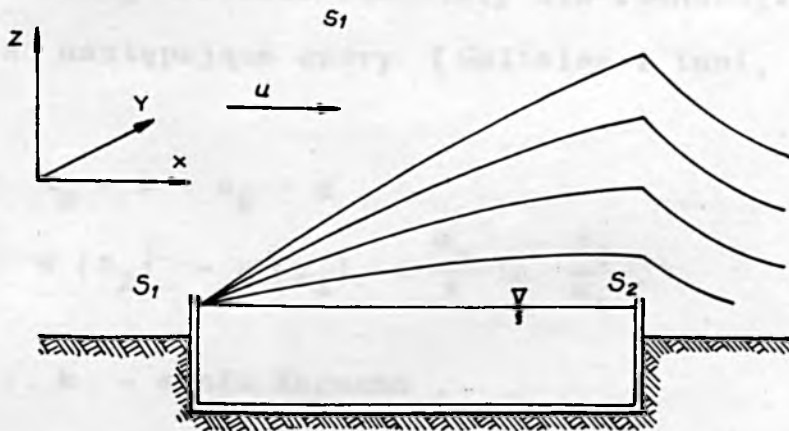
Emisja zanieczyszczeń z powierzchni o długości  $\Delta x$  i jednostkowej szerokości  $dy$  wynosi

$$E_1 = 2 (S_2 - S_1) \sqrt{\frac{K_z u \Delta x}{\pi}} \quad [\text{mgm}^{-1}\text{s}^{-1}], \quad /2.6/$$

gdzie:  $S_1, S_2$  - stężenia zanieczyszczenia przy powierzchni ziemi po nawietrznej i zawietrznej stronie zbiornika  $[\text{mgm}^{-3}]$ ,

$K_z$  - współczynnik turbulencyjności atmosfery w kierunku osi  $Z$   $[\text{m}^2\text{s}^{-1}]$ ,

$u$  - stała prędkość transportu zanieczyszczeń nad zbiornikiem  $[\text{ms}^{-1}]$ .



RYS. 2.2. MODELOWY ROZKŁAD STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ NAD ZBIORNIKIEM OTWARTYM



Średnia emisja zanieczyszczenia z jednostkowej powierzchni zbiornika prostokątnego o wymiarach  $\Delta x$  i  $\Delta y$  wynosi

$$E_f = 2 (S_2 - S_1) \sqrt{\frac{K_z u}{\pi \Delta x}} \quad [\text{mgm}^{-2}\text{s}^{-1}]. \quad /2.7/$$

Dla zbiornika kołowego o promieniu  $R$  całkowita emisja  $E_c$  przy powyższych założeniach wyraża się wzorem

$$E_c = \pi (S_2 - S_1) \sqrt{K_z u R^3} \quad [\text{mgs}^{-1}]. \quad /2.8/$$

W warunkach rzeczywistych prędkość wiatru i współczynnik turbulencyjności powietrza nie mają wartości stałych lecz zmieniają się wraz z wysokością. Współczynnik turbulencyjności powietrza  $K_z$  w granicznej warstwie atmosfery wzrasta wraz z wysokością przyjmując wartości z przedziału  $0,001-100 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ . Jednak dokładne określenie jego aktualnej wartości jest dość trudne.

W granicznej warstwie atmosfery dla równowagi obojętnej można przyjąć następujące wzory (Holtslag i inni, 1985; Rijkoort, 1968) :

$$K_z = k \cdot u_* \cdot z, \quad /2.9/$$

$$u(z_2) - u(z_1) = \frac{u_*}{k} \cdot \ln \frac{z_2}{z_1}, \quad /2.10/$$

gdzie:  $k$  - stała Karmana ,

$u_*$  - prędkość tarciova /dynamiczna/  $[\text{ms}^{-1}]$  ,

$z$  - wysokość  $[\text{m}]$  .

Przyjmując wysokość  $z_1$  równą współczynnikowi aerodynamicznej szorstkości podłoża  $z_0$ , z definicji ktorego wynika, że  $u(z_0) = 0$ , otrzymano:

$$u_x = \frac{u(z_2) \cdot k}{\ln \frac{z_2}{z_0}} \quad /2.11/$$

Podstawiając wzór /2.11/ do wzoru /2.9/ otrzymano

$$K_z = \frac{u(z_2) \cdot k^2 \cdot z}{\ln \frac{z_2}{z_0}} \quad /2.12/$$

Wartość stałej Karmana, mimo że jest ona przedmiotem ciągłej dyskusji, można określić jako  $0,4 \pm 0,04$  (Tennekes, 1982). Współczynnik turbulencyjności powietrza można obliczyć również z przybliżonego wzoru Ajzenstada i Zujewa (Wasilewska i inni, 1977), który ma postać

$$K_z = 0,063 \cdot \frac{u_1}{\rho} \quad /2.13/$$

gdzie:  $\rho$  - gęstość powietrza [ $\text{kgm}^{-3}$ ],  
 $u_1$  - prędkość wiatru na wysokości 1 m [ $\text{ms}^{-1}$ ],  
0,063 - współczynnik doświadczalny [ $\text{kgm}^{-2}$ ].

Wzory /2.12/, /2.13/ można wykorzystać we wzorach /2.6/-/2.8/ do obliczania emisji zanieczyszczeń ze źródeł powierzchniowych o emisji ciągłej. Pamiętać jednak należy o poczynionych w trakcie wyprowadzania tych wzorów założeniach i uproszczeniach.

Do wzorów /2.6/-/2.8/ można także podstawić zależność określającą związek pomiędzy wartością współczynnika dyfuzji atmosferycznej typu Pasquilla, a współczynnikiem turbulencyjności powietrza (Pasquill i Smith, 1983) :

$$K_z = \frac{\sigma_z^2 \cdot u}{2x} \quad /2.14/$$

W tym przypadku powstaje problem określenia metody obliczania współczynnika pionowej dyfuzji atmosferycznej  $\sigma_z$ .

Przyjmując potęgowy profil prędkości wiatru oraz współczynnika turbulencyjności powietrza otrzymano wzór na emisję zanieczyszczeń analogiczny do wzoru /2.6/. Jego postać jest jednak bardziej złożona.

## 2.2. Emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych

Mikroorganizmy, tzn. wirusy, bakterie i grzyby są ściśle związane z procesami zachodzącymi na obiektach gospodarki komunalnej, ponieważ biorą one udział w reakcjach biochemicznych rozkładu substancji organicznych. Dotyczy to zarówno wysypisk odpadów stałych jak i oczyszczalni ścieków. Część mikroorganizmów w czasie procesu technologicznego jest uwalniania w postaci bioaerozolu. Dlatego też obiekty te są także sztucznymi źródłami emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych (Dart i Stretton, 1977; Ossowska-Cypryk, 1982; Randall i Ledbetter, 1966; Wanner, 1979).

Ilość mikroorganizmów znajdujących się w rozkładanym materiale zależy od warunków technologicznych panujących na danym obiekcie, rodzaju przerabianego materiału, warunków meteorologicznych oraz innych czynników.

Oznaczenie rodzaju i ilości mikroorganizmów w odpadach lub ściekach nie jest zagadnieniem złożonym od strony metodycznej. Natomiast bezpośrednie określenie emisji tych mikroorganizmów do atmosfery jest trudne, ponieważ emisja ta ma charakter niezorganizowany. Zależy ona od ilości materiału zawierającego mikroorganizmy unoszonego do atmosfery. Materiał

ten tworzy następnie bioaerazol. Ilość uniesionego materiału zależy od wielkości obiektu, parametrów technologicznych, warunków meteorologicznych i wielu innych czynników. Dodatkowo powierzchnia źródła emisji typu komunalnego bardzo często wynosi od kilkuset do kilku tysięcy metrów kwadratowych. Z tych względów niewiele jest doniesień literaturowych na temat ilościowej oceny emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych z obiektów gospodarki komunalnej.

Zanieczyszczenia mikrobiologiczne są unoszone z powierzchni wysypiska wraz z cząsteczkami pyłu w wyniku ruchów turbulencyjnych i konwekcyjnych powietrza oraz pod wpływem działania wiatru. W przypadku zanieczyszczeń pyłowych jednorodnych co do średnicy i gęstości ziaren określenie wielkości emisji jest związane z określeniem tzw. prędkości progowej wiatru, przy której ziarna pyłów zaczynają skakać po powierzchni źródła. Na wysypisku odpadów komunalnych unoszony materiał jest bardzo różnorodny, co wynika z dużych różnic gęstości odpadów i braku rozdrobnienia składowanego materiału. Dlatego emisja nie jest prostą funkcją prędkości wiatru. Ilość unoszonych mikroorganizmów zależy także od sposobu składowania odpadów oraz czynności wykonywanych na wysypisku, takich jak rozładowywanie, rozbijanie i ugniatanie odpadów. Istotny wpływ na ograniczenie emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych ma stosowanie codziennych warstw przykrywających oraz eksploatacja wysypisk jako uporządkowanych.

Krajowe badania mikrobiologiczne powietrza atmosferycznego wokół wysypisk odpadów komunalnych (Litwin i Pawłows-

ka, 1978) wykazały wyraźnie negatywny wpływ tych obiektów na stan jakości atmosfery. Przyjmuje się, że atmosfera jest bardzo silnie zanieczyszczona mikrobiologicznie, gdy liczebność mikroorganizmów w  $1 \text{ m}^3$  przekracza 10 tys. Taki stan biologicznego skażenia powietrza stwierdzono w odległości 300 m od wysypisk. Jednak ujemny wpływ obiektów zaznaczył się do odległości około 1000 m. Wśród zanieczyszczeń mikrobiologicznych znaczną grupę stanowiły grzyby.

W przypadku oczyszczalni ścieków jednym z istotnych parametrów technologicznych warunkujących prawidłowy przebieg procesu biologicznego oczyszczania ścieków jest stopień ich natlenienia. Zależy on od wielkości powierzchni pomiędzy fazą ciekłą i gazową, którą otrzymuje się w wyniku napowietrzania sprężonym powietrzem, mieszania lub rozdeszczowywania ścieków. Czynności te powodują uwalnianie do atmosfery aerozoli w postaci kropel cieczy, w których występują mikroorganizmy. Intensywność tego procesu wzrasta ze względu na fakt, że na powierzchni ścieków stężenie mikroorganizmów jest większe niż w części środkowej zbiornika ścieków (Blanchard i Syzdek, 1970). Wielkość pęcherzyków powietrza powstających w ściekach jest rzędu  $1000\text{--}1500 \mu\text{m}$  (Randall i Ledbetter, 1966). Pękające pęcherzyki powietrza powodują wyrzucenie do atmosfery kropelek o średnicy  $100\text{--}150 \mu\text{m}$ . Powstaje też kilka większych kropeł. Krople powstające przy oczyszczaniu ścieków osadem czynnym charakteryzują się dużą zmiennością średnic, co wpływa na ich prędkość opadania. Duże krople i bryzgi spadają natychmiast na powierzchnię cieczy powodując jej dodatkowe rozpryskiwanie. Powstają wtedy



krople o średnicach 50-100  $\mu\text{m}$  o prędkości opadania około  $0,3 \text{ ms}^{-1}$  oraz krople mniejsze (Gregory, 1973) . Powstające krople parują, w zależności od warunków meteorologicznych w czasie od kilkudziesięciu sekund do kilku minut, zmniejszając swoją średnicę do kilkunastu mikrometrów. Krople o średnicach mniejszych od 20  $\mu\text{m}$  opadają z prędkością mniejszą niż  $0,03 \text{ ms}^{-1}$  (Spurnyj i inni, 1961) ; co powoduje, że przy poziomych ruchach powietrza są one wynoszone znad powierzchni napowietrznej cieczy i rozpraszane wokół oczyszczalni.

Podobnie emitowane są aerozole ze złożeń biologicznych. Procesy mieszania i napowietrzania ścieków wytwarzają także bioaerazol o średnicy 1-5  $\mu\text{m}$ , który jest ważny ze względów zdrowotnych, gdyż może on podrażniać drogi oddechowe lub nawet powodować infekcje. Brak jest jednak zgodności opinii co do realnego zagrożenia zdrowia ludzkiego przez obiekty komunalne (Dart i Stretton, 1977; Kupchik i Franz, 1976; Lue-Hing, Zenz i Sedita, 1982) .

Ilość kropel uniesiona znad oczyszczalni ścieków zależy więc od rozkładu ich średnic /zależy on częściowo od parametrów pracy dyfuzora, aeratora lub zraszacza/, a także od prędkości wiatru i stanu termiczno-dynamicznej równowagi atmosfery. Przykładowo Cannon (1983) stwierdził na podstawie badań doświadczalnych, że napowietrzanie ścieków powierzchniowymi urządzeniami mechanicznymi powoduje większą emisję bioaerozolu niż napowietrzanie ścieków sprężonym powietrzem. Emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych zależy dodatkowo od stężenia tych mikroorganizmów w ściekach. Większość prac związanych z badaniem wpływu oczyszczalni

ścieków na mikrobiologiczną jakość powietrza dotyczy zasięgu oddziaływania emisji bioaerozolu. Badania stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych wokół oczyszczalni ścieków były prowadzone zarówno w kraju (Ossowska-Cypryk, 1982; 1984) jak i za granicą (King, Mill i Lavrence, 1973; Neapolitano i Rowe, 1966; Randall i Ledbetter, 1966).

Nie dają one jednak bezpośrednio odpowiedzi na temat wielkości emisji zanieczyszczeń. Jedynie Ken-line i Scarpino (1972) prowadzili badania mające na celu określenie rodzaju i ilości bakterii emitowanych do powietrza atmosferycznego ze zbiorników napowietrzania ścieków. Przyjęli oni, że zanieczyszczenia mikrobiologiczne w atmosferze rozprzestrzeniają się zgodnie z wzorem Suttona (Sutton, 1932). Następnie uwzględniając opadanie bioaerozolu i przeżywalności bakterii oszacowali w sposób pośredni wartości emisji, które odpowiadają obserwowanym stężeniom. Pomiaru stężeń zanieczyszczeń w atmosferze wykonywano przy użyciu sześciostopniowego aparatu zderzeniowego (Andersen, 1958). Emisja bakterii wykrywanych na agarze, z oczyszczalni ścieków o przepustowości około  $50000 \text{ m}^3$  ścieków na dobę, wahała się w granicach  $50-5000$  bakterii  $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$  i przyjmowała wartość średnią  $440$  bakterii  $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Na podstawie analizy wyników obliczeń stwierdzono, że spadek wartości stężeń zanieczyszczeń wraz z odległością od źródła emisji zależy w równym stopniu od dyfuzji atmosferycznej i śmiertelności bakterii. Natomiast znaczenie opadania bioaerozolu jest znacznie mniejsze. Stwierdzono także, że stężenia bakterii specjalnych są o około jeden rząd wielkości mniejsze niż ogólna liczba bakterii w powietrzu.

Rodzaj mikroorganizmów, które mogą być emitowane z oczyszczalni, jest praktycznie nieograniczony. Wynika to z bogactwa mikroorganizmów w ściekach. Także liczba mikroorganizmów w ściekach jest ogromna i mimo, że zmienia się ona znacznie, to można przyjąć wartość średnią rzędu  $10^6$ - $10^7$  mikroorganizmów w  $1 \text{ cm}^3$  ścieków.

Adams i Spendlove (1970), badając oddziaływanie komunalnych oczyszczalni ścieków ze złożami biologicznymi /przepustowość od 22000 do 92000  $\text{m}^3$  ścieków na dobę/, przyjęli jako wskaźniki zanieczyszczenia powietrza ogólną liczbę mikroorganizmów i bakterii grupy coli. Mierzyli oni stężenia tych mikroorganizmów w odległościach od 15 m do 1200 m od źródła emisji, stwierdzając spadek wartości od maksymalnych przy źródle do poziomu tła w dalszych odległościach. Stwierdzono, że w pobliżu źródła stężenia zależą głównie od wielkości powierzchni emisji i prędkości wiatru, natomiast w dalszych odległościach istotne są również takie czynniki jak wilgotność względna, promieniowanie słoneczne, zachmurzenie i temperatura. Z badań wynika, że wysokim stężeniom mikroorganizmów sprzyja silny wiatr, wysoka wilgotność, znaczne zachmurzenie i niska temperatura powietrza.

### 3. OPRACOWANIE MODELU ROZPRZESTRZENIANIA SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ W ATMOSFERZE WYKORZYSTANEGO DO OBLICZANIA EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ Z WYBRANYCH OBIEKTÓW GOSPODARKI KOMUNALNEJ

#### 3.1. Emisja zanieczyszczeń i ich dyfuzja w atmosferze

Z przedstawionego w rozdziale 2 przeglądu literaturowego badań emisji zanieczyszczeń ze źródeł komunalnych wynika, że danych na temat wielkości emisji jest stosunkowo niewiele. Taka sytuacja jest spowodowana między innymi trudnościami w wykonywaniu bezpośrednich pomiarów emisji oraz brakiem prostej i dokładnej pośredniej metody pomiarowej określania wartości emisji. Jak pokazano w rozdziale 2 ilość i rodzaj gazów powstających na obiektach gospodarki komunalnej, mogą być określone na drodze teoretycznej analizy procesów biochemicznych lub oceny bilansu masy poszczególnych składników. Wyniki badań przedstawione są niekiedy w formie wzoru empirycznego. Jednak ze względu na dużą złożoność reakcji biochemicznych i zależność ich kinetyki od parametrów fizycznych i chemicznych, trudno jest wykorzystać dostępne zależności do określania wartości emisji w warunkach rzeczywistych. Ilość gazu emitowanego ze źródła powierzchniowego jest trudna do oszacowania również drogą eksperymentalnego pomiaru, ponieważ wymaga to skonstruowania specjalnej obudowy źródła, co powoduje dodatkowo zmianę warunków emisji. W przypadku badania emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych sytuacja jest jeszcze bardziej złożona.

W tej sytuacji zaproponowano pomiarowo-obliczeniową metodę

określania emisji zanieczyszczeń. Opiera się ona na wykorzystaniu bezpośrednich pomiarów stanu atmosfery wokół badanego obiektu oraz zależności wiążącej jakość powietrza z emisją i parametrami wpływającymi na rozprzestrzenianie.

Stężenie zanieczyszczenia w punkcie pomiarowym /receptyjnym/ zależy wprost proporcjonalnie od wartości emisji oraz jest funkcją parametrów meteorologicznych, topograficznych i technicznych źródła emisji. Na wartość stężenia ma również wpływ rodzaj rozprzestrzenianego zanieczyszczenia. Zależności te są złożone i można je ogólnie przedstawić w postaci wzoru:

$$S(t, x, y, z) = E \cdot f(t, x, y, z, u, \gamma, z_0, H, P, \mathcal{L}, \beta, \lambda, \dots) \quad , \quad /3.1/$$

gdzie:

- $S(t, x, y, z)$  - stężenie zanieczyszczenia w chwili  $t$  w punkcie pomiarowym o współrzędnych prostokątnych  $x, y, z$  [ilość zanieczyszczenia  $m^{-3}$ ],
- $E$  - natężenie emisji [ilość zanieczyszczenia  $s^{-1}$ ],
- $u$  - prędkość wiatru [ $ms^{-1}$ ] ,
- $\gamma$  - gradient temperaturowy [ $^{\circ}Cm^{-1}$ ] ,
- $z_0$  - wysokość aerodynamicznej szorstkości terenu [m] ,
- $H$  - efektywna wysokość źródła emisji [m] ,
- $P$  - pole powierzchni źródła emisji [ $m^2$ ] ,
- $\mathcal{L}$  - szybkość przemian fizycznych lub chemicznych zanieczyszczenia w atmosferze [ $s^{-1}$ ] ,
- $\beta$  - szybkość pochłaniania zanieczyszczenia przez podłoże [ $ms^{-1}$ ] ,
- $\lambda$  - współczynnik śmiertelności mikroorganizmów [ $s^{-1}$ ] .

Ilość zanieczyszczenia chemicznego jest wyrażona w mg, a ilość zanieczyszczenia mikrobiologicznego w liczbie cząstek bioaerozolu.

Zanieczyszczenia wyemitowane do atmosfery są transportowane wraz z masami powietrza i zgodnie z prawem Ficka dążą do maksymalnego obniżenia stężenia.

Ruch cząsteczek zanieczyszczenia w powietrzu atmosferycznym jest wynikiem działania dyfuzji molekularnej i turbulencyjnej. W następstwie tego ruchu następuje substancjalna zmiana stężenia zanieczyszczenia  $dS/dt$ . Jest ona opisana równaniem:

$$\frac{dS}{dt} = \underbrace{\frac{\partial S}{\partial t}}_1 + \underbrace{\vec{V} \text{grad} S}_2 = D \underbrace{\text{div}(\text{grad} S)}_3 + \underbrace{\text{div} S' \vec{V}'}_4 + \underbrace{I}_5, \quad /3.2/$$

gdzie znaczenie poszczególnych wyrazów równania jest następujące:

- 1 - lokalna zmiana stężenia,
- 2 - adwekcja stężenia w powietrzu poruszającym się z prędkością  $\vec{V}$ ,
- 3 - dyfuzja molekularna,
- 4 - dyfuzja turbulencyjna,
- 5 - natężenie emisji lub zaniku zanieczyszczenia w objętości powietrza w wyniku przemian fizycznych, chemicznych lub biologicznych.

Ponieważ współczynnik dyfuzji molekularnej jest mniejszy od współczynników dyfuzji turbulencyjnej o kilka rzędów wielkości, tzn.  $D \ll K_x, K_y, K_z$  więc równanie dyfuzji /3.2/ można napisać w postaci:

$$\frac{\partial S}{\partial t} + u \frac{\partial S}{\partial x} + v \frac{\partial S}{\partial y} + w \frac{\partial S}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} K_x \frac{\partial S}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} K_y \frac{\partial S}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} K_z \frac{\partial S}{\partial z} + I, \quad /3.3/$$

gdzie:  $u$  - pozioma składowa wektora prędkości wiatru w kierunku osi  $X$  [ $ms^{-1}$ ],

$v$  - pozioma składowa wektora prędkości wiatru w kierunku osi  $Y$  [ $ms^{-1}$ ],

$w$  - pionowa składowa wektora prędkości wiatru w kierunku osi  $Z$  [ $ms^{-1}$ ].

Równanie dyfuzji turbulencyjnej /3.3/ jest równaniem różniczkowym cząstkowym drugiego rzędu, typu parabolicznego.

W celu jego rozwiązania konieczna jest znajomość warunków granicznych: warunku początkowego  $S_0$  dla chwili  $t = 0$  oraz po dwa warunki brzegowe na każdej osi układu współrzędnych.

Złożony charakter zjawiska turbulencyjności nie pozwala na opisanie go za pomocą jednego modelu procesu dyfuzji w różnych warunkach atmosferycznych, który byłby ogólnym rozwiązaniem równania /3.3/ (Sharma i Myrup, 1976). Z tego względu przyjęto następujące założenia upraszczające:

- stacjonarność warunków w atmosferze,  $\partial S / \partial t = 0$ ;
- układ współrzędnych jest zorientowany tak, że kierunek osi  $X$  pokrywa się z kierunkiem wiatru,  $v = 0$ ;
- pominięto ruchy pionowe powietrza,  $w \sim 0$ ;
- pominięto dyfuzję zanieczyszczeń w kierunku wiatru,

$$\frac{\partial}{\partial x} K_x \frac{\partial S}{\partial x} \sim 0;$$

- stała wartość współczynników dyfuzji,  $K_y = \text{const}$ ,  
 $K_z = \text{const}$ .

Przy tych założeniach równanie dyfuzji turbulencyjnej /3.3/ przyjmuje postać:

$$u \frac{\partial S}{\partial x} = K_y \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + K_z \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + I. \quad /3.4/$$

Objętościowe zmiany stężenia w wyniku procesów fizyko-chemicznych lub biologicznych określa się zwykle jako proporcjonalne do wartości stężenia, czyli za pomocą równania reakcji pierwszego rzędu

$$I = \pm \lambda S \quad \text{lub} \quad I = -\lambda S \quad /3.5/$$

Rozwiązania równania /3.4/ można osiągnąć na drodze numerycznej lub też podać w formie analitycznej (Sorbjan, 1983). Przyjmując inny zestaw założeń upraszczających lub też wprowadzając zależności empiryczne w ostatnich kilkudziesięciu latach opracowano wiele modeli numerycznych i analitycznych procesu dyfuzji. Mimo to najwięcej obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń emitowanych z punktowych źródeł emisji było i jest wykonywanych na podstawie analitycznego rozwiązania równania /3.4/ typu Gaussa (Holtslag i inni, 1985).

### 3.2. Przegląd modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń możliwych do wykorzystania w celu obliczania wartości emisji

#### 3.2.1. Założenia wstępne

Wybór właściwego modelu opisującego rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń wymaga uwzględnienia charakteru źródła emisji,



skali obszaru modelowanego, dostępności danych meteorologicznych oraz możliwości obliczeniowych.

Lagranżowska koncepcja opisu dyfuzji atmosferycznej w postaci modeli gaussowskich posiada wiele zalet praktycznych, wynikających z założeń poczynionych przy ich opracowywaniu.

Pozwalają one określić izolinie średniego stężenia zanieczyszczeń /co jest istotne ze względu na dużą niepewność wyników modelowania pól stężeń/ przy założeniu równoległości smugi do powierzchni ziemi. Istotny jest fakt, że przez wiele lat opracowano liczne wzory teoretyczne i empiryczne opisujące parametry wejściowe dla tych modeli w zależności od prostego schematu klas stabilności atmosfery (Pasquill i Smith, 1983; Slade, 1968). Modele te posiadają również niedoskonałości. Dla przykładu nie uwzględniają one warunków konwekcyjnych granicznej warstwy atmosfery /niehomogenicznych warunków turbulencyjności/ lub też schemat klas stabilności atmosfery jest niekiedy zbyt prosty.

Wykorzystanie modelu gaussowskiego do obliczenia wartości emisji zanieczyszczeń jest jednak wygodne, ponieważ obliczenia można wykonywać w stosunku do pojedynczego punktu pomiarowego. Obliczenia przy użyciu modeli numerycznych /K-teory, Langevina, Monte Carlo/ wymagają pełnego pionowego profilu stężeń w danym punkcie pomiarowym. Dodatkowe trudności wynikają ze skali obszaru modelowanego, którego długość w przypadku obiektów komunalnych wynosi 1-3 km. Praktyczne wykorzystanie opracowanego modelu sugeruje oparcie go na bardziej powszechnie stosowanych metodach obliczeniowych.

Funkcja  $f$  we wzorze /3.1/ opisuje rozpraszanie smugi zanie-

czyszczeń. Może mieć ona różną postać. Zależy to od typu przyjętego do obliczeń modelu. Właściwe określenie funkcji  $f$  decyduje o dokładności obliczeń.

Znając analityczną postać funkcji  $f$  można na podstawie wzoru /3.1/ obliczać wartości stężeń zanieczyszczeń  $S(t, x, y, z)$  przy określonym natężeniu emisji tych zanieczyszczeń.

Dla ustalonego w czasie pola stężeń, które występuje w przypadku stałego natężenia emisji i ustalonych warunków meteorologicznych w czasie  $t \geq x/\bar{u}$ , stężenie zanieczyszczenia staje się funkcją współrzędnych punktu pomiarowego  $(x, y, z)$ .

Na podstawie wartości stężeń zanieczyszczeń pomierzonych w kolejnych punktach o numerach  $i$  od 1 do  $K$  leżących na kierunku wiatru w różnych odległościach od źródła emisji, w których obserwuje się wpływ całego źródła, oraz odpowiadających stężeniom ustalonych w czasie wartości parametrów występujących w funkcji  $f$  można określić wartość emisji średniej

$$\bar{E} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^{i=K} \frac{S(x_i, y=0, z)}{f(x_i, y=0, z, u, \gamma, z_0, H, P, L, \beta, \lambda, \dots)} \quad /3.6/$$

Przy określaniu postaci funkcji  $f$  oraz metody oszacowania wartości parametrów należy uwzględnić rodzaj źródła emisji.

W przypadku obiektów komunalnych istotnymi cechami wyróżniającymi emitor są sposób emisji zanieczyszczeń, ich rodzaj oraz zasięg oddziaływania.

### 3.2.2. Model Pasquilla

Dla punktowych źródeł emisji stosuje się powszechnie analityczne rozwiązanie równania dyfuzji turbulencyjnej w poru-

szającym się ośrodku wyrażonego wzorem /3.4/. Ma ono postać dwuwymiarowego rozkładu gęstości funkcji Gaussa o współczynniku korelacji pomiędzy współczynnikami turbulencyjności atmosfery w kierunku  $y$  i  $z$  równym zero. Rozwiązanie to jest znane jako wzór Pasquilla (Pasquill i Smith, 1983).

Stężenie chwilowe /30-minutowe/ zanieczyszczenia gazowego w punkcie pomiarowym o współrzędnych  $/x,y,z/$  określone jest wzorem:

$$S(x,y,z) = \frac{E}{2\pi\bar{u} \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}$$

/3.7/

gdzie:  $\bar{u}$  - średnia prędkość wiatru w warstwie od  $z=0$  do  $z = H$  [ $\text{ms}^{-1}$ ],

$\sigma_y$  - współczynnik poziomej dyfuzji atmosferycznej [m],

$\sigma_z$  - współczynnik pionowej dyfuzji atmosferycznej [m].

Pozostałe parametry są zgodne z opisem wzoru /3.1/.

Wzór /3.7/ służy do obliczania rozkładu stężeń zanieczyszczeń gazowych na terenach otwartych i płaskich, bez występowania warstwy inwersyjnej i przy spełnieniu warunku  $10 < \frac{H}{z_0} < 1500$ .

Wprowadzając odpowiednie uzupełnienia, wzór /3.7/ jest także prawdziwy dla innych warunków i innych rodzajów zanieczyszczeń.

Przykład zastosowania tego typu modelu do określania stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych pochodzących ze źródła punktowego o emisji ustalonej w czasie przedstawiono w pracy Lightharta i Frischa (1976).

Średnią prędkość wiatru oblicza się ze wzoru:

$$\bar{u} = \frac{u_a}{m+1} \left( \frac{H}{h_a} \right)^m, \quad /3.8/$$

gdzie:  $u_a$  - prędkość wiatru na wysokości anemometru [ $\text{ms}^{-1}$ ],

$h_a$  - wysokość anemometru [m],

$m$  - wykładnik meteorologiczny zależny od stanu termiczno-dynamicznej równowagi atmosfery .

Współczynniki dyfuzji atmosferycznej mają istotny wpływ na wyniki obliczeń. Ich wartość zależy od wielu czynników warunkujących rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń, takich jak stan termiczno-dynamicznej równowagi atmosfery, szorstkość terenu, wysokość źródła emisji i inne. Współczynniki dyfuzji są najczęściej określone jako potęgowe funkcje odległości od źródła emisji. Ich średnie wartości w warstwie od  $z = 0$  do  $z = H$  wyrażają się empirycznymi wzorami o postaci:

$$\bar{\sigma}_y = Ax^a, \quad /3.9/$$

$$\bar{\sigma}_z = Bx^b : \quad /3.10/$$

W literaturze istnieje szereg schematów empirycznych określania wartości współczynników dyfuzji. Nowicki (1976) określił wartości parametrów doświadczalnych  $A$ ,  $a$ ,  $B$ ,  $b$  na podstawie obszernej literatury, uwzględniając wpływ stanu równowagi atmosfery według klasyfikacji Pasquilla - Gifforda (Gifford, 1960; Pasquill i Smith, 1983; Turner, 1971), szorstkości terenu i wysokości źródła emisji. Dla emitora punktowego w terenie płaskim i przy prędkości wiatru większej od  $1 \text{ ms}^{-1}$  parametry empiryczne można obliczyć ze wzorów:

$$A = 0,08 ( 6 \cdot m^{-0,3} + 1 - \ln \frac{H}{z_0} ) , \quad /3.11/$$

$$a = 0,367 ( 2,5 - m ) , \quad /3.12/$$

$$B = 0,38 \cdot m^{1,3} ( 8,7 - \ln \frac{H}{z_0} ) , \quad /3.13/$$

$$b = 1,55 \exp ( -2,35m ) . \quad /3.14/$$

Wartości parametrów a i b oraz wykładnika meteorologicznego w zależności od stanu równowagi atmosfery przedstawiono w tabeli 3.1. W tabeli tej podano także wartości parametrów A i B w przypadku, gdy  $\frac{H}{z_0} \leq 10$ . Warunek ten jest bardzo często spełniony przez emitery na obiektach komunalnych.

TABLICA 3.1. WARTOŚCI PARAMETRÓW DOŚWIADCZALNYCH ZALEŻNYCH OD STANU RÓWNOWAGI ATMOSFERY

Parametr	Klasa stanu równowagi atmosfery					
	1/A/	2/B/	3/C/	4/D/	5/E/	6/F/
m	0,080	0,143	0,196	0,270	0,363	0,440
a	0,888	0,865	0,845	0,818	0,784	0,756
b	1,284	1,108	0,978	0,822	0,660	0,551
A	0,920	0,756	0,678	0,607	0,546	0,510
B	0,091	0,194	0,292	0,443	0,851	0,836

W przypadku obiektów komunalnych powstaje problem określenia efektywnej wysokości źródła emisji. Zwykle obiekty te są niskimi źródłami emisji, w których wyniesienie zanieczyszczenia jest niewielkie, ale odgrywające dużą rolę w rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń. Wyniesienie to nie ma charakteru, który jest obserwowany w przypadku źródeł punktowych, dla któ-

rych wyróżnia się wyniesienie dynamiczne i termiczne (Briggs, 1969) . W stosunku do niskich źródeł komunalnych o emisji nieorganizowanej, wyniesienie zanieczyszczeń spowodowane głównie pionowymi ruchami turbulencyjnymi atmosfery może być określone jako wysokość środka masy tych zanieczyszczeń. Środek masy zanieczyszczenia wędrującego z wiatrem, w odległości  $x$  od źródła emisji położonego na powierzchni ziemi znajduje się na wysokości określonej wzorem (Juda i Chróściel, 1974) :

$$h' = \Gamma(1,5) \sqrt{\frac{K_z x}{u}} \quad , \quad /3.15/$$

gdzie:  $\Gamma$  - symbol funkcji gamma Eulera.

Wartość  $\Gamma(1,5) = 0,5 \cdot \sqrt{\pi} = 0,88623$ .

Ponieważ  $\sqrt{\frac{K_z x}{u}} = \frac{\sigma_z}{\sqrt{2}}$  /wzór 2.14/, stąd wysokość środka masy zanieczyszczenia można wyrazić wzorem:

$$h' = 0,62666 \sigma_z \quad . \quad /3.16/$$

Wyniesienie zanieczyszczeń wynikające z występowania ruchów turbulencyjnych wpływa na efektywną wysokość źródła emisji , ponieważ

$$H = h + h' \quad , \quad /3.17/$$

gdzie:  $h$  - wysokość geometryczna źródła emisji [m] .

Ze względu na fakt, że współczynnik pionowej dyfuzji atmosferycznej jest funkcją efektywnej wysokości źródła emisji /wzory 3.10 i 3.13/ obliczenia za pomocą wzorów /3.16/ i /3.17/ należy wykonywać zakładając we wzorze /3.13/, że  $H=h$ .

### 3.2.3. Model Turnera

Obiekty komunalne rzadko emitują zanieczyszczenia ze źródła punktowego. Zwykle są to mniejsze lub większe źródła powierzchniowe. Biorąc pod uwagę wysokość źródeł emisji i zasięg ich oddziaływania należy w obliczeniach uwzględnić wielkość powierzchni emitującej zanieczyszczenia.

Turner (1971) zaproponował zastąpienie źródła powierzchniowego wirtualnym źródłem punktowym o standardowej początkowej wartości współczynnika dyfuzji atmosferycznej. Pozorna odległość  $x_y$ , dla której w określonych warunkach meteorologicznych, przy danej wysokości szorstkości terenu i wysokości źródła emisji, współczynnik dyfuzji poziomej osiąga wartość  $\sigma_{y0}$  wynosi zgodnie ze wzorem /3.9/

$$x_y = \left( \frac{\sigma_{y0}}{A} \right)^{\frac{1}{a}} \quad /3.18/$$

W zmodyfikowanym wzorze na stężenie zanieczyszczenia emitowanego ze źródła punktowego, przystosowanym do obliczeń stężeń zanieczyszczeń ze źródeł powierzchniowych, współczynnik dyfuzji poziomej  $\sigma_y$  określa się ze wzoru /3.9/ jako funkcję odległości  $x + x_y$ .

Zakłada się, że dla kwadratowego źródła powierzchniowego o boku  $\Delta x$ , standardowa początkowa wartość współczynnika dyfuzji poziomej jest równa

$$\sigma_{y0} = \frac{\Delta x}{4,3} \quad /3.19/$$

Wartość 4,3 występująca w mianowniku wynika z fizycznej interpretacji rozprzestrzeniania się smugi zanieczyszczeń emitowa-

nych z punktowego źródła emisji, w której współczynniki  $\sigma_y$  i  $\sigma_z$  są odchyleniami standardowymi dwuwymiarowego rozkładu normalnego stężenia zanieczyszczenia w smudze i wyrażają się w jednostkach długości. Przekrój smugi zanieczyszczeń płaszczyzną YZ ma kształt elipsy o osiach  $2 \cdot \sigma_y$  i  $2 \cdot \sigma_z$ , w której zawiera się 68,3% masy całego zanieczyszczenia. Natomiast w elipsie o osiach  $4,3 \cdot \sigma_y$  i  $4,3 \cdot \sigma_z$  zawiera się 95% masy całego zanieczyszczenia przechodzącego przez płaszczyznę YZ, a stężenia na linii elipsy są 10-krotnie mniejsze niż w osi smugi. Wprowadzenie standardowej początkowej wartości współczynnika dyfuzji poziomej zgodnie ze wzorem /3.19/ jest w pewnym sensie równoznaczne z wprowadzeniem zastępczego liniowego źródła emisji.

Ciszewski i Wojciechowski (1982) proponują przyjmować dla źródła powierzchniowego wartości początkowe współczynnika pionowej dyfuzji atmosferycznej równe:

$$\sigma_{z0} = B \left( \frac{\Delta x}{2} \right)^b \quad /3.20/$$

Dla źródła emisji w kształcie koła o promieniu R początkowe wartości współczynników dyfuzji można określić ze wzoru:

$$\sigma_{y0} = \sigma_{z0} = \frac{R}{2,15} \quad /3.21/$$

co oznacza, że w kołowym przekroju smugi zanieczyszczeń płaszczyzną YZ zawarte jest 95% zanieczyszczeń przechodzących przez tę płaszczyznę. Jeżeli powierzchniowe źródło emisji ma kształt prostokąta o wymiarach  $\Delta x$  i  $\Delta y$ , to przy stosunku boków  $\frac{\Delta x}{\Delta y}$  większym od 0,25 i mniejszym od 4 można obliczyć



promień zastępczego kołowego źródła powierzchniowego

$$R = \left( \frac{\Delta x \cdot \Delta y}{\pi} \right)^{\frac{1}{2}} \quad /3.22/$$

Metoda zastąpienia źródła powierzchniowego przez wirtualne źródło punktowe została wykorzystana przez Martina (1971) do obliczania średniego rozkładu stężeń zanieczyszczeń na obszarze miasta. Podobną metodę zastosowano do określania średniego rozkładu stężeń zanieczyszczeń na terenie Holandii (van Egmond i inni, 1979). Początkową wartość współczynnika poziomej dyfuzji obliczono ze wzoru:

$$4 \cdot \sigma_{y0} = D, \quad /3.23/$$

gdzie:  $D$  - średnica źródła powierzchniowego [m].

W dowolnej odległości  $x$  od powierzchniowego źródła emisji wartości współczynników dyfuzji atmosferycznej są określone wzorami:

$$\sigma_y = \sigma_{y0} + Ax^a, \quad /3.24/$$

$$\sigma_z = \sigma_{z0} + Bx^b. \quad /3.25/$$

Współczynniki dyfuzji atmosferycznej można także obliczyć na podstawie wartości  $x_y$  i  $x_z$ , które stanowią odpowiednie przesunięcia zastępczego źródła punktowego w stosunku do źródła rzeczywistego. Mają one następującą postać:

$$\sigma_y = A (x + x_y)^a, \quad /3.26/$$

$$\sigma_z = B (x + x_z)^b. \quad /3.27/$$

Różnice w wartościach współczynników dyfuzji obliczonych za pomocą wzorów /3.24/ i /3.25/ oraz /3.26/ i /3.27/ wyno-

szą kilka do kilkunastu procent i maleją wraz ze wzrostem odległości  $x$  oraz chwilności atmosfery. Wartości otrzymane ze wzoru /3.26/ są mniejsze od wartości otrzymanych ze wzoru /3.24/ dla wszystkich stanów równowagi atmosfery. Natomiast wzór /3.27/ daje wartości mniejsze w stosunku do wzoru /3.25/ dla stanów 3/C/ - 6/F/, a większe dla stanu 1/A/ i 2/B/.

Należy zaznaczyć, że dla dużych odległości  $x$  wartości współczynników dyfuzji obliczonych dla źródła powierzchniowego dążą do wartości odpowiadających źródłu punktowemu. Z eksperymentów Shieha i Halperna (1971) wynika, że w przypadku obliczeń rozkładu stężeń zanieczyszczeń dla źródła zastępczego umieszczonego na zawietrznej krawędzi emitora powierzchniowego wartości stężeń są częściowo zawyżone.

W przypadku źródła o powierzchni emisji większej niż 2000-3000 m<sup>2</sup> istnieje możliwość zastąpienia go nie przez jeden emitor punktowy zastępczy lecz przez zespół kilku źródeł punktowych powstałych w wyniku podziału powierzchni emitującej na mniejsze jednostki. Przykład podziału źródła prostokątnego na powierzchnie podobne przedstawiono na rys. 3.1. Emitor zastępczy dla całego źródła powierzchniowego posiada współrzędne  $P_0 (x_0 = \frac{\Delta x}{2}, y_0 = \frac{\Delta y}{2})$ , gdzie  $\Delta x$  i  $\Delta y$  są to wymiary źródła powierzchniowego.

Jeżeli źródło powierzchniowe zostaje podzielone na  $M \times N$  części tworząc  $M \times N$  zastępczych źródeł punktowych, to ich współrzędne wrażają się wzorami:

$$x_m = \frac{\Delta x (m-0,5)}{M}, \quad m = 1, \dots, M; \quad /3.28/$$

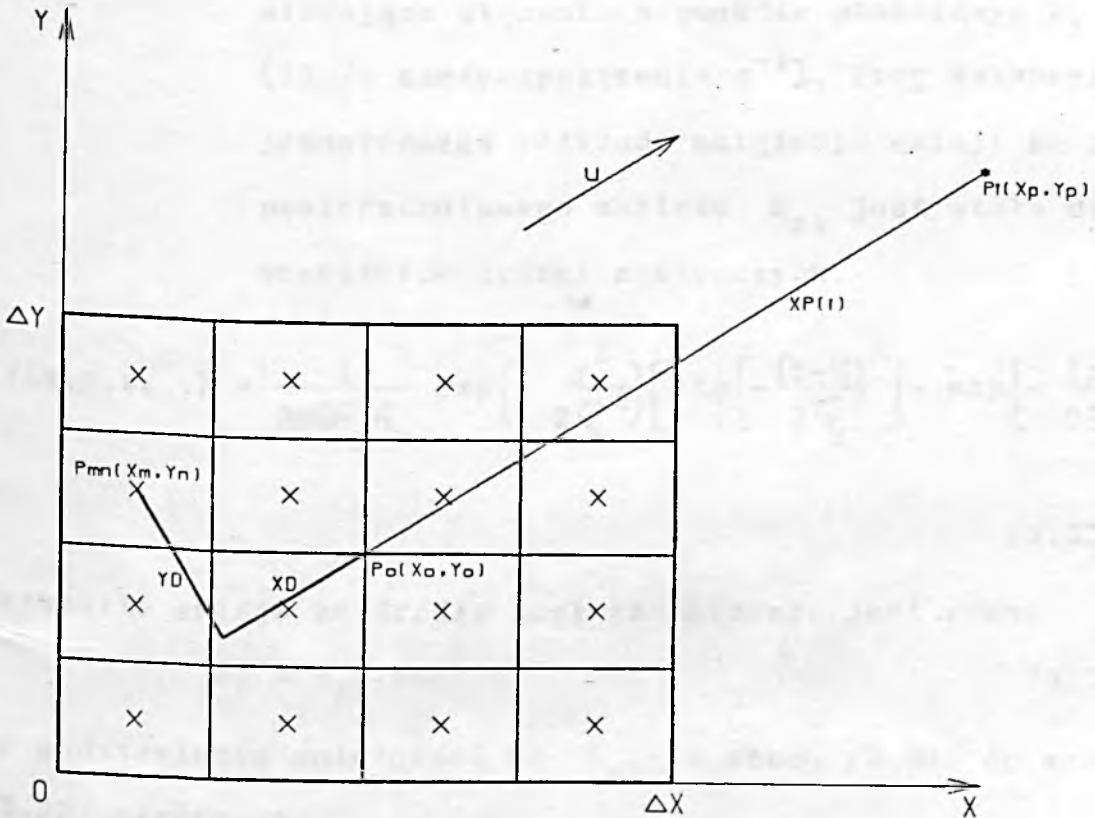
$$y_{\pi} = \frac{\Delta y (n-0,5)}{N}, \quad n = 1, \dots, N. \quad /3.29/$$

Stąd odległości źródeł  $P_{mn}$  o współrzędnych  $(x_m, y_n)$  od punktu  $P_0$  o współrzędnych  $(x_0, y_0)$  wynoszą odpowiednio:

$$XD = (x_0 - x_m) \sin \alpha + (y_0 - y_n) \cos \alpha, \quad /3.30/$$

$$YD = (x_0 - x_m) \cos \alpha - (y_0 - y_n) \sin \alpha. \quad /3.31/$$

$\alpha$  jest to kąt pomiędzy kierunkiem północnym a kierunkiem wiatru obserwowanym w momencie wykonywania pomiarów.



RYS.3.1.SPOSOB PODZIAŁU ZRODŁA POWIERZCHNIOWEGO

Stężenie w punkcie pomiarowym  $P_i (x_p, y_p)$  leżącym na kierunku wiatru i oddalonym od punktu  $P_0$  o  $XP(i)$  jest sumą oddziaływania  $M \times N$  źródeł punktowych  $P_{mn}$  o współrzędnych  $(x_m, y_n)$ . Względne współrzędne punktu pomiarowego w stosunku do punktu emisji wynoszą  $x = XP(i) + XD$ ,  $y = YD$ . Stężenie wyraża się wzorem:

$$S_i(x_p, y_p, z) = \sum_{n=1}^{n=N} \sum_{m=1}^{m=M} S_i(x, y, z) = \sum_{n=1}^{n=N} \sum_{m=1}^{m=M} E_{zi} f(x, y, z, \dots), \quad /3.32/$$

gdzie:  $E_{zi}$  - emisja z zastępczego źródła punktowego odpowiadająca stężeniu w punkcie pomiarowym  $P_i$  [ilość zanieczyszczenia  $s^{-1}$ ]. Przy założeniu jednorodnego rozkładu natężenia emisji ze źródła powierzchniowego wartość  $E_{zi}$  jest stała dla wszystkich źródeł zastępczych.

$$f(x, y, z, \dots) = \frac{1}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}. \quad /3.33/$$

Całkowita emisja ze źródła powierzchniowego jest równa

$$E_i = E_{zi} \cdot M \times N \quad /3.34/$$

Po podstawieniu zależności na  $E_{zi}$  ze wzoru /3.34/ do wzoru /3.32/ otrzymano

$$S_i(x_p, y_p, z) = \frac{E_i}{M \times N} \sum_{n=1}^{n=N} \sum_{m=1}^{m=M} f(x, y, z, \dots) \quad /3.35/$$

Biorąc pod uwagę fakt, że stężenie  $S_i(x_p, y_p, z)$  uzyskuje się bezpośrednio z pomiaru wpływu emisji bliskiego zasięgu, można na tej podstawie obliczyć całkowitą emisję ze źródła powierzchniowego

$$E_i = \frac{M \times N \cdot S_i(x_p, y_p, z)}{\sum_{n=1}^{n=N} \sum_{m=1}^{m=M} f(x, y, z, \dots)} \quad /3.36/$$

Na podstawie danych z kilku punktów pomiarowych dotyczących jednej serii pomiarowej można obliczyć średnią wartość emisji /analogicznie do wzoru /3.6//

$$\bar{E} = \frac{M \times N}{K} \sum_{i=1}^{i=K} \frac{S_i(x_p, y_p, z)}{\sum_{n=1}^{n=N} \sum_{m=1}^{m=M} f(x, y, z, \dots)} \quad /3.37/$$

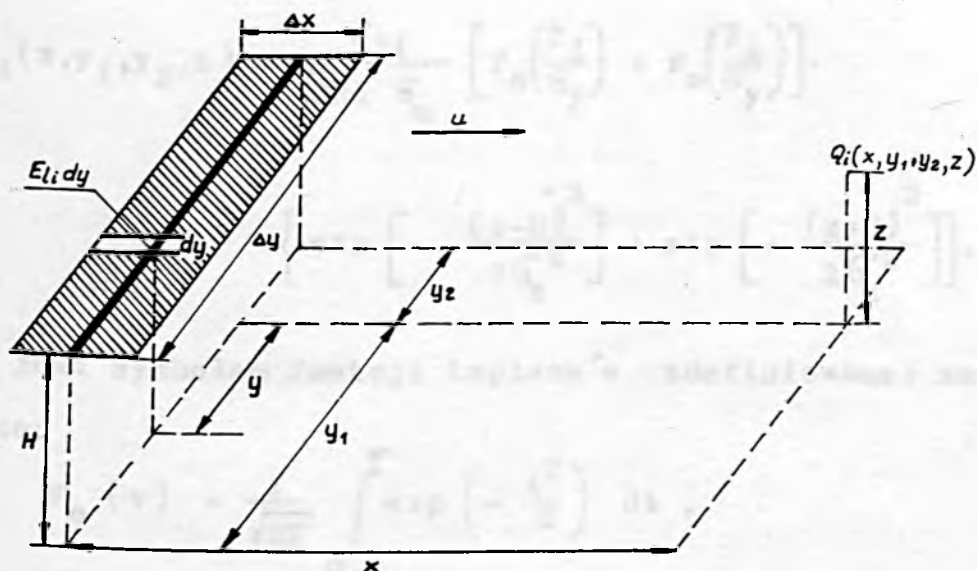
Wartość  $\bar{E}$  odpowiada ściśle określonym warunkom meteorologicznym oraz technologicznym.

#### 3.2.4. Model źródła liniowego

Modelowanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ze źródła powierzchniowego przez zastąpienie go źródłem liniowym jest szczególnie korzystne w przypadku, gdy stosunek boku  $\Delta x$  równoległego do kierunku wiatru do boku  $\Delta y$  prostopadłego do kierunku wiatru jest mniejszy od 0,1.

W ogólnym przypadku można zamienić źródło liniowe na zespół źródeł punktowych. Nie można natomiast dla tego typu źródła otrzymać skończonego i prostego analitycznego wzoru obliczeniowego przy dowolnym kierunku wiatru.

Tylko w przypadku kierunku wiatru prostopadłego do źródła liniowego otrzymano proste i dokładne wzory (Chróściel, 1984). W przypadku źródła powierzchniowego prostokątnego o stosunku boków zbliżonym do jedności można przyjąć położenie zastępczego źródła liniowego prostopadłe do kierunku wiatru obserwowanego w momencie wykonywania pomiarów. Na rysunku 3.2. przedstawiono schemat liniowego źródła emisji.



RYS. 3.2. MODEL LINIOWEGO ŹRÓDŁA EMISJI PRZY PROSTOPADŁYM KIERUNKU WIATRU

Elementarne źródło emisji o długości  $dy$  i natężeniu emisji  $dE = E_{li} dy$  leży w stałej odległości  $x$  i zmiennej odległości  $y$  od punktu pomiarowego  $P_i$ .  $E_{li}$  jest natężeniem

emisji z jednostkowej długości liniowego źródła emisji odpowiadającym punktowi pomiarowemu  $P_i$ . Ponieważ współrzędna  $z$  jest zawsze stała, to całkowanie funkcji  $f(x, y, z, \dots)$  ze wzoru /3.33/ jest wykonalne

$$S_i(x, y_1, y_2, z) = E_{1i} \int_{y_1}^{y_2} f(x, y, z, \dots) dy. \quad /3.38/$$

W wyniku całkowania otrzymano

$$S_i(x, y_1, y_2, z) = \frac{E_{1i}}{\sqrt{2\pi\bar{u}} \sigma_z} \left[ F_0\left(\frac{y_1}{\sigma_y}\right) + F_0\left(\frac{y_2}{\sigma_y}\right) \right] \cdot \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}. \quad /3.39/$$

$F_0$  jest symbolem funkcji Laplace'a zdefiniowanej następująco:

$$F_0(v) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_0^v \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt. \quad /3.40/$$

Funkcja  $F_0$  jest funkcją nieparzystą, tzn.  $F_0(-v) = -F_0(v)$ . Jeżeli więc rzut punktu  $P_i$  leży poza źródłem liniowym, np. jest przesunięty w prawą stronę, to  $y_2$  należy odmierzać od końca źródła w prawą stronę i jego wartość jest ujemna.

W przypadku, gdy punkty pomiarowe zlokalizowane są w osi smugi zanieczyszczeń, tzn. na symetralnej źródła liniowego, współrzędna  $y_1 = y_2 = \frac{\Delta y}{2}$  i wzór /3.39/ przyjmuje postać

$$S_i(x, y=0, z) = \frac{2E_{1i}}{\sqrt{2\pi\bar{u}} \sigma_z} F_0\left(\frac{\Delta y}{2\sigma_y}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}.$$

Ponieważ  $E_{li}$  stanowi emisję z jednostki długości źródła liniowego, dlatego też całkowitą emisję otrzymuje się mnożąc  $E_{li}$  przez  $\Delta y$

$$E_i = E_{li} \cdot \Delta y \quad /3.42/$$

W przypadku, gdy źródło liniowe jest źródłem zastępczym w stosunku do emitora powierzchniowego /rys. 3.2/, emisja  $E_{li}$  jest iloczynem natężenia emisji z jednostki powierzchni  $E_{fi}$  i szerokości źródła  $\Delta x$ ,

$$E_{li} = E_{fi} \cdot \Delta x \quad /3.43/$$

Średnia wartość całkowitej emisji ze źródła liniowego otrzymana na podstawie jednej serii pomiarowej jest równa

$$\bar{E} = \frac{\Delta y}{K} \sum_{i=1}^{i=K} E_{li} \quad /3.44/$$

Wzór /3.44/ jest analogiczny do wzoru /3.6/ i /3.37/.

Należy zaznaczyć, że obiekty komunalne stanowią niekiedy typowe źródło liniowe /np. rów napowietrzający ścieki, gdzie  $\Delta x / \Delta y > 10/$ , lecz podobnie jak w stosunku do typowych źródeł punktowych jest to przypadek rzadki.

Przedstawione powyżej możliwości modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ze źródeł powierzchniowych nie wyczerpują wszystkich znanych rozwiązań. Część modeli była opracowana dla źródeł wielkości miasta lub regionu (van Egmond i Kesseboom, 1983; Hanna, 1971), co wiązało się z koniecznością obliczania stężeń na powierzchni źródła.

W przypadku źródeł emisji typu komunalnego, ze względu na ich



wielkość, obliczenia na powierzchni źródła emisji nie są konieczne. W celach praktycznych i poznawczych bardziej istotne są wartości stężeń na krawędzi źródła. W stosunku do źródeł typu liniowego główne eksperymenty i badania dotyczyły dróg i autostrad (Benson, 1982; Calder, 1973; Noll i inni, 1978). Szczególną uwagę zwrócono na modyfikację współczynnika  $G_z$  spowodowaną ruchem pojazdów oraz różne położenie kierunku wiatru w stosunku do źródła emisji.

Przedstawione powyżej wzory uznano za najbardziej odpowiadające postawionym celom pracy i stosunkowo łatwe do niezbędnej modyfikacji, która wynika z charakteru źródła emisji.

### 3.3. Dobór parametrów modelu niezbędnych do obliczania wartości emisji

#### 3.3.1. Stężenia zanieczyszczeń

W celu określenia wartości emisji zanieczyszczeń z obiektów komunalnych konieczna jest znajomość wartości stężeń tych zanieczyszczeń, parametrów meteorologicznych oraz parametrów charakteryzujących źródło emisji i rodzaj zanieczyszczenia. Wartości stężeń zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych oraz parametry meteorologiczne należy określać ściśle pod kątem wykorzystania ich do obliczania wartości emisji. Parametry charakteryzujące źródło emisji oraz rodzaj zanieczyszczenia są dodatkowo wykorzystywane do obliczania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń.

Punkty pomiarowe stężeń zanieczyszczeń można lokalizować w dowolnym miejscu obszaru oddziaływania obiektu. Jednak ze

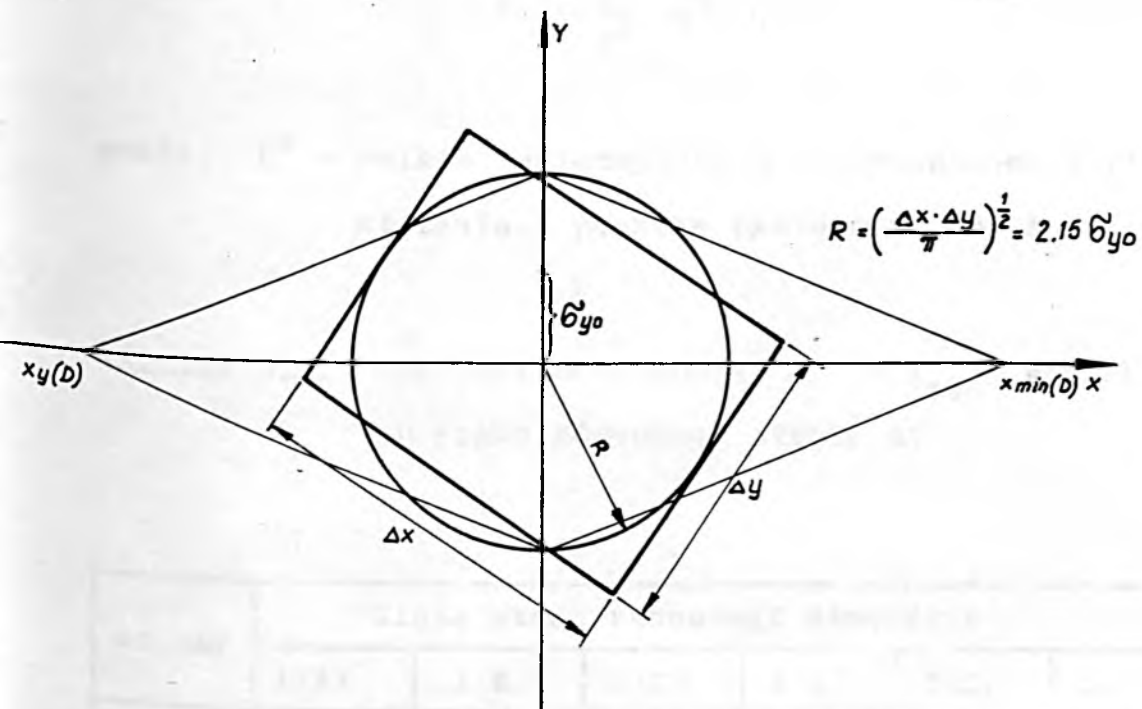
względów praktycznych /konieczność określenia położenia punktu pomiarowego względem emitora/ stężenie zanieczyszczeń należy mierzyć w punktach leżących na kierunku wiatru w różnych odległościach od źródła emisji. Biorąc pod uwagę konieczność uśrednienia wartości emisji jedna seria pomiarowa powinna składać się z kilku pomiarów jednostkowych. Ponieważ emisja następuje ze źródła powierzchniowego, punkty pomiarowe należy lokalizować w odległościach, w których obserwuje się wpływ całego badanego obiektu. Minimalna odległość punktów recepcyjnych jest uzależniona od wielkości źródła powierzchniowego oraz stanu równowagi atmosfery. Przy zastąpieniu źródła powierzchniowego źródłem kołowym, minimalna odległość punktów pomiarowych od środka emitora, zgodnie z wzorami /3.18/, /3.21/ i /3.22/, wyraża się wzorem:

$$x_{\min} = \left( \frac{\sqrt{\Delta x \cdot \Delta y}}{3,81 \cdot A} \right)^{\frac{1}{a}} \quad /3.15/$$

Wartość  $x_{\min}$  jest równa przesunięciu zastępczego źródła punktowego w stosunku do rzeczywistego źródła powierzchniowego  $x_y$ , które występuje we wzorze /3.26/. Ilustrację graficzną wartości  $x_y$  i  $x_{\min}$  przedstawiono na rys. 3.3.

W tabelicy 3.2 podano wartości odległości  $x_y$  i  $x_{\min}$  dla wybranych wielkości źródeł emisji w zależności od stanu równowagi atmosfery w przypadku gdy  $\frac{h}{z_0} \leq 10$ .

Analogiczne dane w formie ciągłych wykresów przedstawiono na rysunku 3.4.



RYS. 3.3. GRAFICZNA ILUSTRACJA WARTOŚCI  $x_y$  ORAZ  $x_{min}$

Z przedstawionych danych wynika, że w warunkach równowagi stałej oraz dla źródeł o boku większym niż 1000 m odległość  $x_{min}$  jest znaczna i stanowi wielokrotność promienia źródła powierzchniowego.

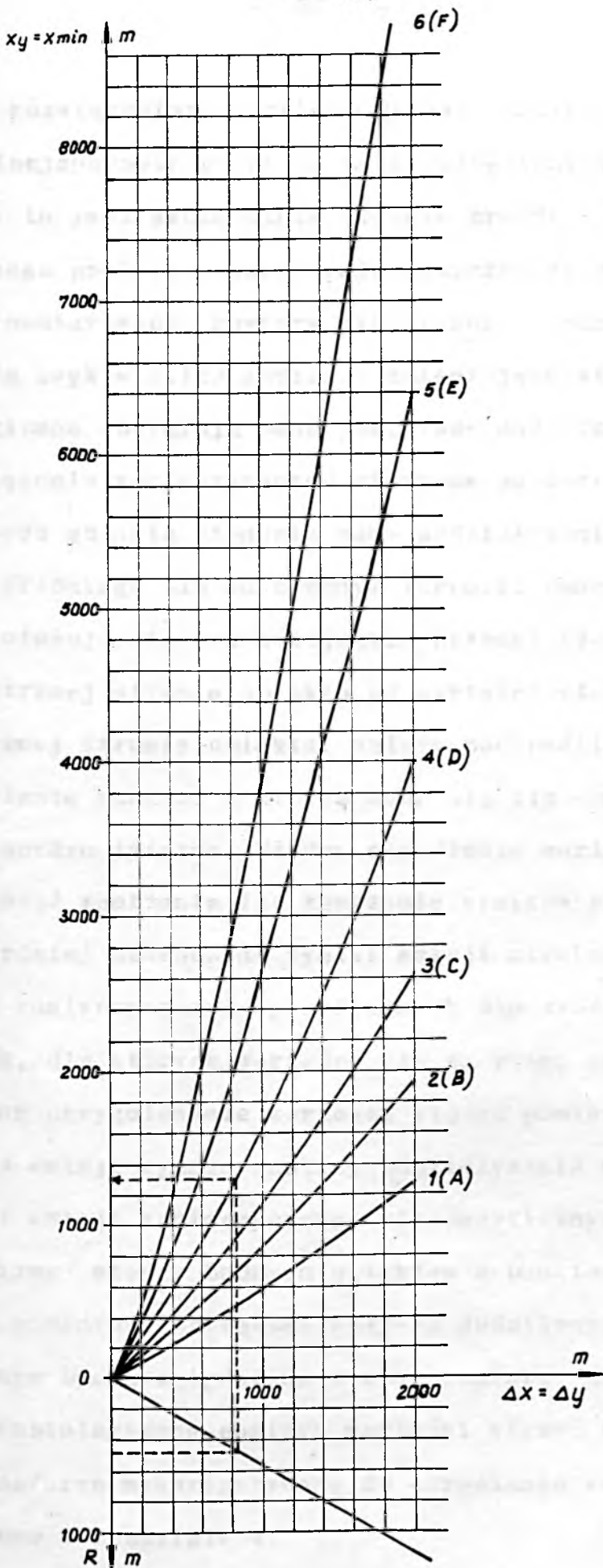
W przypadku gdy  $x_p < x_{min}$  należy uwzględnić fakt, że obserwowane stężenie zanieczyszczenia jest spowodowane emisją z mniejszej powierzchni. W związku z tym przy założeniu stałej gęstości emisji na całej powierzchni emitora, emisja całkowita zależy od stosunku całkowitej powierzchni źródła  $P$  do powierzchni  $P^*$  oddziaływującej w odległości  $x_p$  /rys.3.3/

$$E = \frac{P}{P^*} E^* , \quad /3.46/$$

gdzie:  $E^*$  - emisja zanieczyszczeń wpływająca na wartość stężenia w punkcie pomiarowym o  $x_p < x_{min}$ .

TABLICA 3.2. WARTOŚCI ODLEGŁOŚCI  $x_y = x_{min}$  W ZALEŻNOŚCI OD STANU RÓWNOWAGI ATMOSFERY

$\Delta x = \Delta y$	Klasa stanu równowagi atmosfery					
	1/A/	2/B/	3/C/	4/D/	5/E/	6/F/
50	20	25	35	45	60	75
100	45	60	75	100	140	185
150	70	95	120	165	235	315
200	95	135	170	230	340	460
300	150	215	280	385	565	785
400	205	300	390	545	820	1150
600	325	480	630	895	1375	1965
800	455	670	885	1270	1980	2875
1000	530	835	1160	1670	2640	3860
1200	720	1070	1430	2080	3320	4910
1400	850	1275	1720	2520	4050	6020
1600	990	1490	2010	2960	4800	7190
1800	1130	1710	2320	3420	5580	8400
2000	1270	1930	2620	3890	6380	9370



RYS. 3.4. NOMOGRAM DO OBLICZANIA WARTOŚCI  $x_y$  i  $x_{min}$

W rozwiązaniach problemu dyfuzji zanieczyszczeń założono stacjonarność procesów meteorologicznych w modelu. Założenie to jest szczególnie bliskie prawdy w przypadku jednoczesnego pomiaru stężeń zanieczyszczeń we wszystkich punktach pomiarowych. Pomiaru wykonywane od punktu do punktu trwają zwykle kilka godzin i zmieniające się warunki meteorologiczne obciążają dane pomiarowe dodatkowymi błędami.

Stężenia zanieczyszczeń mierzone po zawietrznej stronie badanego obiektu stanowią sumę oddziaływania tego obiektu oraz średniego tła na badanym terenie. Dane do obliczeń przygotowuje się przez odjęcie wartości tła określonego na nawietrznej stronie obiektu od wartości stężenia na zawietrznej stronie obiektu. Należy podkreślić, że właściwe określenie punktu, w którym bada się tło zanieczyszczeń, jest bardzo istotne. Błędne określenie wartości tła może powodować zaniżenie lub zawyżenie wyników obliczeń.

Najbardziej miarodajne wyniki emisji otrzymuje się w przypadku zanieczyszczeń specyficznych dla źródła emisji tzn. takich, dla których wartości tła są równe zeru.

Następne przygotowanie wartości stężeń pomiarowych do obliczenia emisji wymaga analizy oddziaływania ewentualnych źródeł emisji zanieczyszczeń niespecyficznych ( $\text{CO}_2$ , mikroorganizmy) między badanym obiektem a punktami pomiarowymi. Serie pomiarowe obciążone wpływem dodatkowych źródeł emisji nie mogą być uwzględniane w obliczeniach. Metody chemiczne i mikrobiologiczne pomiaru wartości stężeń zanieczyszczeń w atmosferze wykorzystywane do określania emisji, przedstawiono w rozdziale 4.

### 3.3.2. Parametry meteorologiczne

W rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń istotnymi parametrami meteorologicznymi są prędkość i kierunek wiatru oraz stan termiczno-dynamicznej równowagi atmosfery. Czynniki te są również uwzględniane w modelach dyfuzji i transportu zanieczyszczeń.

Pomiar prędkości i kierunku wiatru nie stanowi problemu metodycznego. Jednak w praktyce istnieją trudności w określeniu średniej prędkości i kierunku transportu zanieczyszczeń. Średnia prędkość wiatru obliczona ze wzoru /3.8/ zależy od efektywnej wysokości źródła emisji. Z kolei wysokość ta jest uzależniona od stanu równowagi atmosfery, szorstkości terenu i wielkości źródła emisji.

W przypadku emisji zanieczyszczeń z niskich źródeł lub z powierzchni ziemi zasięg jej oddziaływania wynosi od kilkuset metrów do kilku kilometrów. W tych warunkach średnia prędkość i kierunek wiatru pomierzone przy źródle zanieczyszczeń są wystarczająco dobrym oszacowaniem średniej prędkości i kierunku ruchu emitowanej smugi. Dopiero dla większych odległości, tj. rzędu kilkunastu lub kilkudziesięciu kilometrów, prędkość i kierunek strumienia zanieczyszczeń coraz bardziej zależy od pionowego profilu prędkości wiatru (Islitzer i Slade, 1938).

W celu opisanego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń emitowanych ze źródeł komunikacyjnych /niskie źródła liniowe/ w odkrytym płaskim terenie zalecany jest pomiar prędkości wiatru na wysokości 2m (Zimmerman i Thompson, 1975). W czasie eksperymentów Prairie Grass i Round Hill, w których emisja

zanieczyszczeń następowała z powierzchni ziemi, pomiar prędkości i kierunku wiatru wykonywano w pobliżu emitorów również na wysokości 2 m (Islitzer i Slade, 1968) .

Prędkość wiatru mierzona na wysokości 2 m może być przyjęta jako średnia prędkość transportu zanieczyszczeń emitowanych z powierzchni ziemi, czyli  $\bar{u} = u_2$ .

Dla emitora o wysokości  $h$  mniejszej niż 2 m można przyjmować do obliczeń średniej prędkości wiatru  $H = 2$  m.

Jednak prędkość średnia w warstwie od poziomu ziemi  $z = 0$  do wysokości  $h = 2$  m jest mniejsza od prędkości  $u_2$ , ponieważ stosunek  $\frac{\bar{u}_2}{u_2}$  wynosi  $\frac{1}{m+1}$  i zmienia się od 0,93 do stanu 1(A) do 0,69 dla stanu 6(F). Z tego względu bardziej właściwe jest obliczanie średniej prędkości wiatru w warstwie od  $z = 0$  do  $h = 5$  m, ponieważ stosunek  $\frac{\bar{u}_5}{u_2}$  wynosi  $\frac{2,5^m}{m+1}$  i jest równy 1,0 dla wszystkich stanów równowagi atmosfery.

Próbie określenia "efektywnej" prędkości wiatru, czyli średniej prędkości dla całej smugi zanieczyszczeń, podjęli Smith i Singer (Islitzer i Slade, 1968) . Zakładając gaussowski pionowy rozkład stężeń i potęgowy profil wiatru, obliczyli oni, że efektywna prędkość wiatru może być określona na wysokości  $h$  równej  $0,62 \cdot \bar{\sigma}_z$ . Wysokość ta jest równa wyniesieniu środka masy zanieczyszczeń obliczonemu ze wzoru /3.16/.

W przypadku, gdy stosunek  $\frac{H}{z_0}$  jest nie większy od 10, wzór na współczynnik pionowej dyfuzji atmosferycznej, zgodnie z wzorami /3.10/, /3.13/ i /3.14/ przyjmie postać:

$$\bar{\sigma}_z = 2,431 \cdot m^{1,3} \cdot x^{1,55} \exp(-2,35m) \quad /3.47/$$

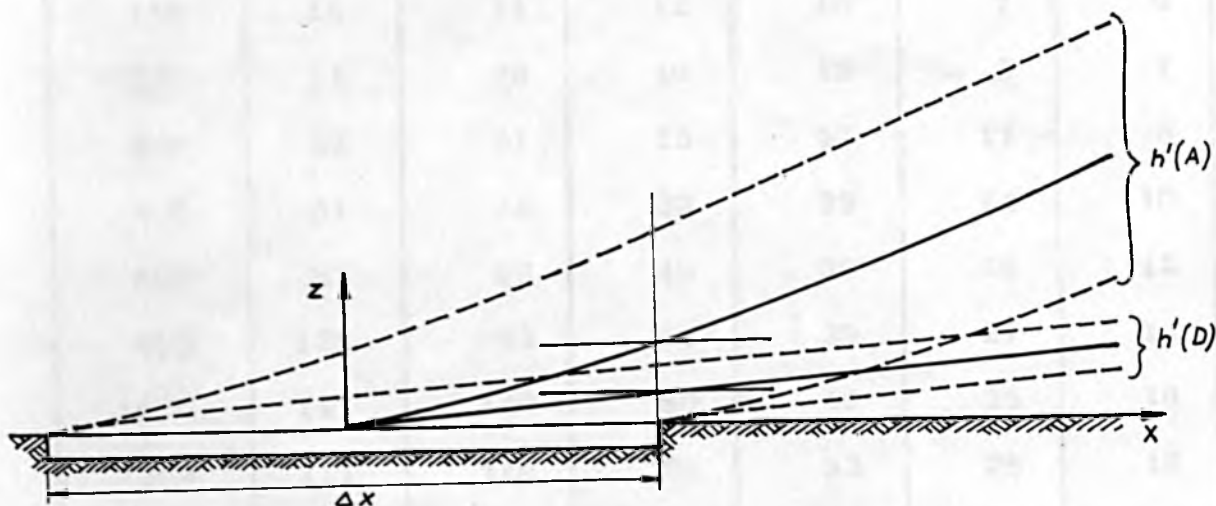


Podstawiając wzór /3.47/ do wzoru /3.16/ otrzymano

$$h' = 1,5234 \cdot m^{1,3} \cdot x^{1,55} \exp(-2,35m) \quad /3.48/$$

Wyniesienie smugi zanieczyszczeń wzrasta w miarę oddalania się od źródła emisji. Z tego względu dla ustalenia wartości  $h'$  dla źródła powierzchniowego przyjmuje się odległość od środka źródła do jego zawietrznej krawędzi.

Ilustrację graficzną wartości  $h'$  przedstawiono na rys. 3.5.



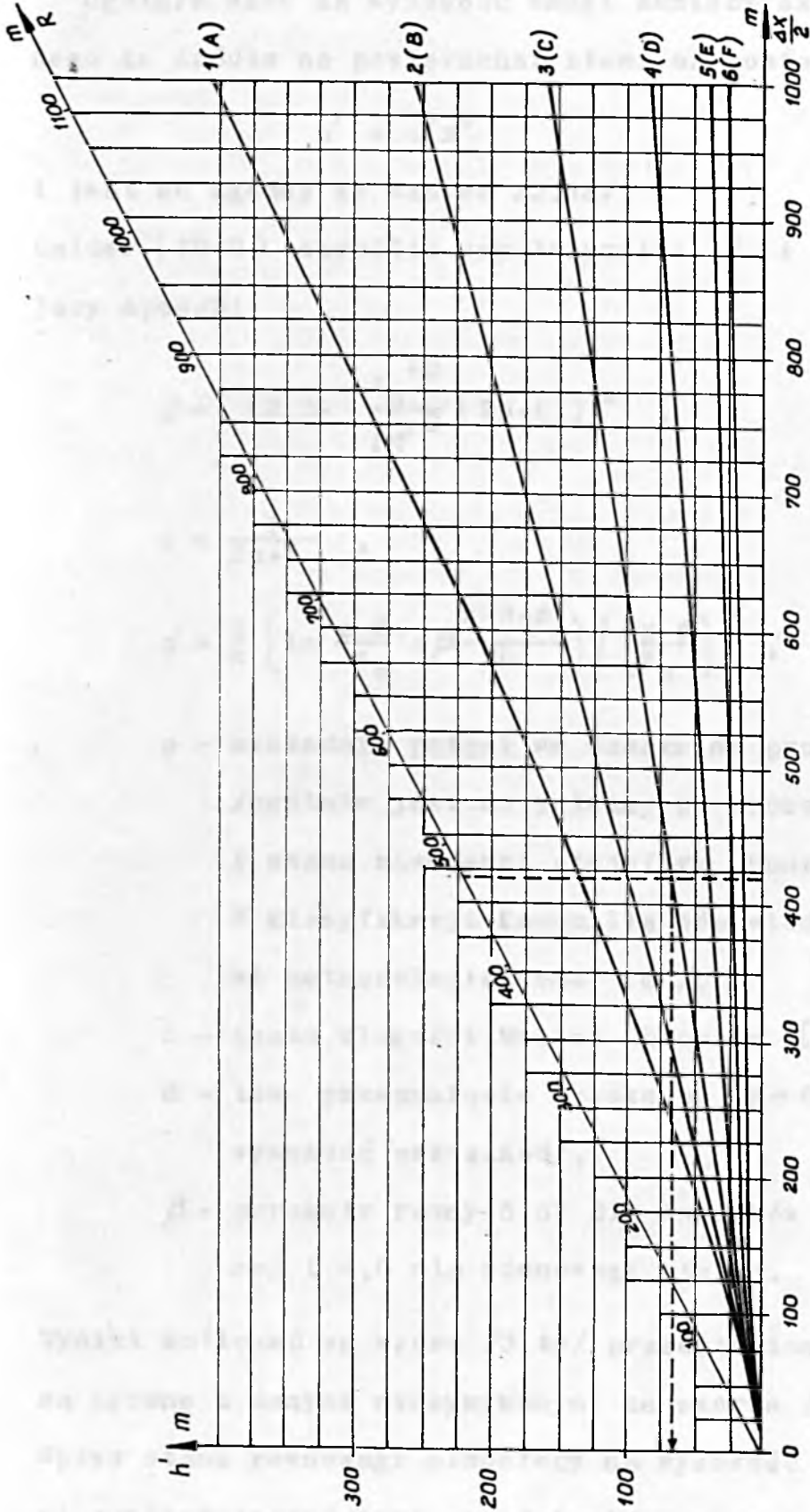
RYC. 3.5. GRAFICZNA ILUSTRACJA WARTOŚCI  $h'$

W tabelicy 3.3 podano wartości wysokości środka masy zanieczyszczenia w zależności od długości źródła emisji w kierunku wiatru i termiczno-dynamicznej równowagi atmosfery. Wartości  $h'$  podane w tabelicy 3.3 dotyczą przypadku, gdy  $h \leq 10 \cdot z_0$ , co w stosunku do obiektów komunalnych może oznaczać, że  $h \leq 5$  m.

TABLICA 3.3. WYSOKOŚĆ ŚRODKA MASY ZANIECZYSZCZENIA  
W ZALEŻNOŚCI OD DŁUGOŚCI ŹRÓDŁA EMISJI  
W KIERUNKU WIATRU I STANU RÓWNÓWAGI ATMOSFERY

Długość źródła emisji w kierunku wiatru	Klasa stanu równowagi atmosfery					
	1/A/	2/B/	3/C/	4/D/	5/E/	6/F/
50	4	4	4	4	3	3
100	9	9	8	7	5	4
150	15	14	12	10	7	6
200	21	20	16	12	8	7
300	36	31	25	17	11	8
400	51	43	33	22	14	10
600	87	68	48	30	18	12
800	125	93	64	38	21	14
1000	167	119	80	46	25	16
1200	211	146	96	53	28	18
1400	257	173	111	61	31	19
1600	305	200	126	68	34	21
1800	355	228	142	75	36	22
2000	406	256	157	81	39	24

Na rys. 3.6 przedstawiono nomogram do obliczania wyniesienia zanieczyszczeń ze źródła powierzchniowego o boku  $\Delta x$  równoległym do kierunku wiatru lub promieniu R.



RYS. 3.6. NOMOGRAM DO OBLICZANIA  $h'$

Ogólnie wzór na wysokość smugi zanieczyszczenia emitowanego ze źródła na powierzchni ziemi ma postać

$$h' = \mathcal{L}x^s \quad /3.49/$$

i jest on zgodny ze wzorem /3.48/.

Calder (1949) określił współczynniki  $\mathcal{L}$  i  $s$  w następujący sposób:

$$\mathcal{L} = [2,3 \cdot \frac{z_0^{2p}}{pq'^2} (2p+1)]^s, \quad /3.50/$$

$$s = \frac{1}{2p+1}, \quad /3.51/$$

$$q' = \frac{1}{k} \left( \ln \frac{z-d}{z_0} + \beta \frac{z-d-z_0}{L} \right) / \left( \frac{z-d}{z_0} \right)^p, \quad /3.52/$$

$p$  - wykładnik potęgi we wzorze na profil wiatru

/ogólnie jest on zależny od szorstkości terenu

i stanu równowagi atmosfery (Sharma i Mynp, 1975).

W klasyfikacji Pasquilla odpowiada on wykładnikowi meteorologicznemu  $m$  /,

$L$  - skala długości Monina-Obuchova [m] ,

$d$  - tzw. przesunięcie wysokości / $\sim 0,75$  x średnia wysokość przeszkód/ ,

$\beta$  - parametr równy 5,52 dla warunków równowagi chwiejnej i 4,0 dla równowagi stałej.

Wyniki obliczeń wg wzoru /3.48/ przedstawione w tabelicy 3.3 są zgodne z danymi otrzymywanymi ze wzorów /3.49/-/3.52/.

Wpływ stanu równowagi atmosfery na wysokość wyniesienia smugi zanieczyszczeń jest przedstawiony na rys. 3.6. Natomiast ze wzoru /3.50/ wynika, że wzrost szorstkości terenu powoduje

odpowiednio wzrost wysokości smugi zanieczyszczeń.

Szorstkość terenu jest ważnym czynnikiem charakteryzującym warunki meteorologiczne w przyziemnej warstwie atmosfery. W warstwie tej o wysokości kilkudziesięciu metrów obserwuje się stały kierunek wiatru, natomiast występują znaczne zmiany jego prędkości. W warstwie przyziemnej rozprzestrzenia się większa część zanieczyszczeń emitowanych z niskich, a szczególnie położonych na powierzchni ziemi, emitorów. Z tego względu dla oceny oddziaływania obiektów gospodarki komunalnej szorstkość terenu ma istotne znaczenie.

Szorstkość terenu jest określana za pomocą wysokości aerodynamicznej szorstkości /parametru szorstkości/  $z_0$ . Z definicji parametr ten jest równy średniej wysokości warstwy, w której wskutek tarcia o podłoże prędkość wiatru zanika, czyli  $u(z_0) = 0$ .

Dla powierzchni o znacznej szorstkości parametr szorstkości jest proporcjonalny do wysokości przeszkód terenowych i może on być obliczony ze wzoru Lettau (1970)

$$z_0 = \frac{\bar{h}_p a}{2\bar{A}} \quad , \quad /3.53/$$

gdzie:  $\bar{h}_p$  - średnia wysokość przeszkód terenowych [m] ,  
 $a$  - powierzchnia przeszkody prostopadła do kierunku wiatru [m<sup>2</sup>] ,  
 $\bar{A}$  - średnia powierzchnia terenu odpowiadająca jednej przeszkodzie - obszar badany dzielony przez liczbę przeszkód [m<sup>2</sup>] .

Regland (1973) przyjmuje, że dla terenów wiejskich  $z_0$  wynosi od 0,02 do 0,06 m, dla terenów leśnych od 0,2 do 1,0 m, a dla obszarów zurbanizowanych od 0,5 do 10,0 m.

W przypadku gładkiej powierzchni parametr szorstkości jest proporcjonalny do grubości warstwy laminarnej  $\delta/u_*$ .

Dla powierzchni wody parametr ten jest określony wzorem (Sheih i inni, 1979) :

$$z_0 = \frac{0,11 \gamma}{u_*} + \frac{0,016 u_*}{g} \quad , \quad /3.54/$$

gdzie:  $\gamma$  - współczynnik kinematycznej lepkości powietrza,

$$\gamma = \mu/\rho \quad /1,32 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1} \text{ w temperaturze } 273 \text{ K}/,$$

$g$  - przyspieszenie ziemskie  $/9,81 \text{ ms}^{-2}/$ ,

$\mu$  - współczynnik dynamicznej lepkości powietrza  $/1,708 \cdot 10^{-5} \text{ N} \cdot \text{sm}^{-2} \text{ w temperaturze } 273 \text{ K}/$ ,

$\rho$  - gęstość powietrza  $/1,293 \text{ kgm}^{-3} \text{ w temperaturze } 273 \text{ K}/$ .

Parametr szorstkości obliczony według wzoru /3.54/ przyjmuje wartości w przedziale 0,00003 - 0,0006 m.

Według Charnocka (1955) parametr szorstkości  $z_0$  dla powierzchni wody może być określony na podstawie wzoru:

$$z_0 = \frac{c_1 u_*^2}{g} \quad , \quad /3.55/$$

przy czym

$$c_1 = \begin{cases} 0,012 & \text{wg Charnocka (1955)} \\ 0,048 & \text{wg Zilitinkevica (1970)}. \end{cases}$$

Klasyfikację rodzaju terenu dla szerokiego zakresu jego zmienności w stosunku do wysokości aerodynamicznej szorstkości

podłoża przedstawiono w tabelicy 3.4. Klasyfikacja ta została opracowana na podstawie danych Davenporta przez Wieringę (1980). Przedstawione w tabelicy 3.4 dane są zgodne z wyżej podanymi wartościami  $z_0$ .

TABLICA 3.4 KLASYFIKACJA RODZAJU TERENU W ZALEŻNOŚCI OD JEGO AERODYNAMICZNEJ SZORSTKOŚCI

Klasa	Krótki opis terenu	$z_0$ [m]
1	Otwarte morze, przynajmniej 5 km od brzegu	0,0002
2	Równinne błota, śnieg; brak roślinności, brak przeszkód	0,005
3	Otwarty płaski teren; trawa, kilka izolowanych przeszkód	0,03
4	Niskie zboża; przypadkowe duże przeszkody $x_0/h_p > 20$	0,10
5	Wysokie zboża; częste przeszkody $15 < x_0/h_p < 20$	0,25
6	Parki, gąszcza; liczne przeszkody $x_0/h_p \sim 10$	0,5
7	Regularne duże przeszkody /przedmieścia, las/	/1,0/
8	Centrum miasta z wysokimi i niskimi budynkami	?

Uwagi:  $x_0$  - typowa długość przeszkody w kierunku wiatru [m],  
 $h_p$  - wysokość głównych przeszkód terenowych [m].  
 Dla klasy 6 i 7 należy do obliczeń przyjmować zamiast wysokości  $z$  odpowiednio  $z - d$ .

W tabelicy 3.5 podano wartości współczynnika aerodynamicznej szorstkości terenu zalecane w Wytycznych obliczenia stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego (1981). W wytycznych tych dla terenu o niskiej szorstkości uwzględniono wpływ pory roku na wartość współczynnika  $z_0$ .

TABLICA 3.5 WARTOŚCI WSPÓLCZYNNIKA AERODYNAMICZNEJ SZORSTKOŚCI TERENU

Typ pokrycia terenu	$z_0$ [m]		
	rok	zima	lato
woda	0,00008	0,00005	0,00010
łąki, pastwiska	0,020	0,001	0,040
pola uprawne	0,035	0,001	0,070
sady, zarośla, zagajniki	0,4	0,4	0,4
lasy	2,0	2,0	2,0
zwarta zabudowa wiejska	0,5	0,5	0,5
miasto do 10 tys. mieszk.	1,0	1,0	1,0
miasto 10-100 tys. mieszk.			
- przedmieścia	0,5	0,5	0,5
- centrum	2,0	2,0	2,0
miasto 100-500 tys. mieszk.			
- peryferie	0,5	0,5	0,5
- przedmieścia	1,0	1,0	1,0
- centrum	3,0	3,0	3,0
miasto powyżej 500 tys. mieszk.			
- peryferie	0,5	0,5	0,5
- przedmieścia	2,0	2,0	2,0
- centrum	5,0	5,0	5,0



Obiekty komunalne są w większości przypadków lokalizowane na terenie, którego wysokość szorstkości jest mniejsza od 0,5 m. W niektórych przypadkach oddziaływanie tych obiektów dotyczy obszarów zalesionych, dla których współczynnik szorstkości wynosi raczej 1,0 m. Określenie wartości współczynnika następuje na podstawie obserwacji i pomiarów w terenie, które następnie są uzupełnione studiami planimetrycznymi mapy terenu lub planu jego zagospodarowania.

Pomiary stężeń w smudze zanieczyszczeń powinny być wykonywane w warunkach ustalonego kierunku wiatru. W przypadku fluktuacji kierunku nie większej niż  $10^{\circ}$  pomiary mogą być wykonywane w odległości  $x > x_{\min}$  bez dodatkowych ograniczeń. Dla fluktuacji kierunku wiatru w granicach  $10^{\circ} < \alpha < 20^{\circ}$  należy określić maksymalny zasięg punktów pomiarowych, który w przybliżeniu można określić ze wzoru:

$$x_{\max} \approx \frac{R \cdot \sin \alpha}{1 - \cos \alpha} \quad /3.56/$$

W warunkach równowagi stałej mogą wystąpić trudności z wykonaniem badań, ponieważ  $x_{\min} \approx x_{\max}$ . Natomiast w przypadku dużych fluktuacji kierunku wiatru wynoszących więcej niż  $20^{\circ} - 30^{\circ}$  wykonywanie pomiarów jest utrudnione. Sytuacje takie występują szczególnie przy średniej prędkości wiatru mniejszej od  $2 \text{ ms}^{-1}$  (Mitosek, 1982). Brak jest w tych warunkach dodatkowo zależności pomiędzy zwiększoną dyspersją kierunku wiatru i ograniczonym transportem zanieczyszczeń, a wartościami stężeń zanieczyszczeń.

Stan równowagi atmosfery jest czynnikiem określającym intensywność ruchów turbulencyjnych, które z kolei określają

profil wiatru. Stan ten jest uzależniony głównie od turbulencyjnego strumienia ciepła oraz prędkości wiatru. Klasyfikacja stanów równowagi atmosfery zaproponowana przez Pasquilla (1961) jest stosunkowo prosta. Jest ona jednak dość szeroko stosowana w obliczeniach inżynierskich. Stan równowagi atmosfery można określić według klucza, który uwzględnia intensywność promieniowania słonecznego i prędkość wiatru. Przedstawiono go w tabelicy 3.6.

TABLICA 3.6 KLUCZ OKREŚLANIA STANÓW RÓWNOWAGI ATMOSFERY  
WG PASQUILLA (1961)

Prędkość wiatru na wysokości wiatromierza /10 m/ [ms <sup>-1</sup> ]	DZIEŃ			NOC	
	intensywność promieniowania słonecznego			zachmurzenia	
	silna	umiarkowana	słaba	całkowite cienką pokrywą chmur lub >4/8 chmurami niskimi	≤ 3/8
< 2	A	A-B	B	F	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

Uwagi: Klasa D - równowagi obojętnej powinna być przyjęta dla przypadku zachmurzenia całkowitego podczas dnia i nocy.

Insolacja silna odpowiada kątowni wzniesienia słońca  $\alpha > 60^\circ$ , umiarkowana dla  $35^\circ < \alpha \leq 60^\circ$  i słaba dla  $15^\circ < \alpha \leq 35^\circ$ . Dla kąta  $\alpha < 15^\circ$  przyjmuje się stan równowagi D.

Modyfikacje klasyfikacji Pasquilla przedstawiono w pracach Lunny i Churcha (1972), Pasquilla i Smitha (1983) oraz Turnera (1971).

W przypadku badań, w których określana jest wartość skali długości Monina - Obuchova definiowanej jako

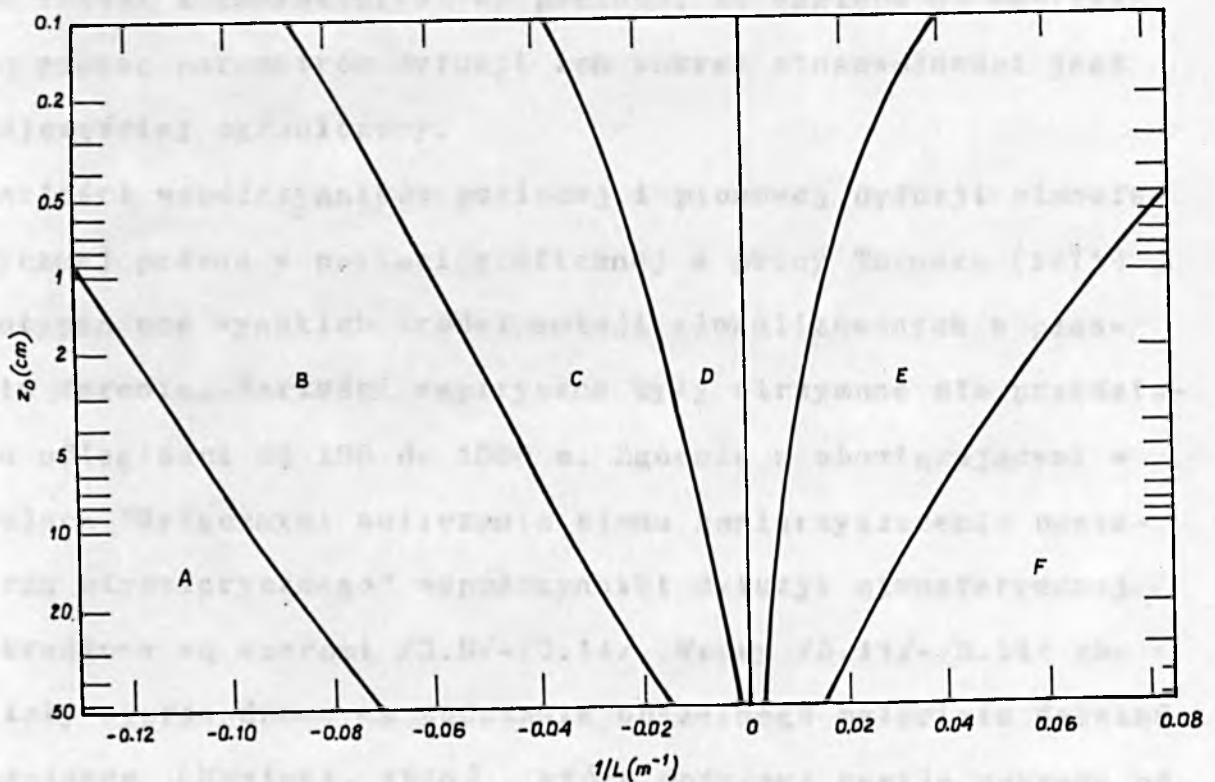
$$L = - \frac{u_*^3 c_p \rho T}{k \cdot g \cdot H_0}, \quad /3.57/$$

gdzie:  $c_p$  - ciepło właściwe powietrza pod stałym ciśnieniem [ $1007 \text{ Jkg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ],

$T$  - temperatura powietrza [K],

$H_0$  - wartość pionowej składowej wektora turbulencyjnego strumienia ciepła [ $\text{Wm}^{-2}$ ],

stan równowagi atmosfery można określić na podstawie badań Goldera (1972) dotyczących przyziemnej warstwy atmosfery. Zależność stanów równowagi atmosfery wg klasyfikacji Pasquilla od wartości parametru  $1/L$  oraz szorstkości terenu  $z_0$  przedstawiono na rys. 3.7.



RYS. 3.7. STAN RÓWNOWAGI ATMOSFERY WG PASQUILLA JAKO FUNKCJA PARAMETRU  $1/L$  ORAZ  $z_0$

Wartość parametru  $L$  można otrzymać na podstawie rutynowych danych pomiarowych dotyczących profilu wiatru i temperatury oraz teorii podobieństwa dla powierzchniowej warstwy atmosfery (Holtslag i van Ulden, 1983). W badaniach terenowych określenie stanu równowagi atmosfery może być dodatkowo wspomaganie przez obserwacje smug dymu emitowanego ze źródeł punktowych (Matveev, 1976; Pasquill i Smith, 1983).

Zalecane jest stosowanie przynajmniej dwu z trzech powyżej przedstawionych metod określania stanu równowagi atmosfery.

W modelu dyfuzji typu Gaussa rodzaj stanu równowagi atmosfery zostaje uwzględniony w postaci różnych wartości współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej. Parametry dyfuzji zwiększają swoją wartość wraz ze wzrostem odległości od źródła emisji. Uwzględniają one zwykle rodzaj źródła emisji i charakterystykę podłoża. Ze względu na empiryczną genezę parametrów dyfuzji ich zakres stosowalności jest najczęściej ograniczony.

Wartości współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej podano w postaci graficznej w pracy Turnera (1971). Dotyczą one wysokich źródeł emisji zlokalizowanych w płaskim terenie. Wartości empiryczne były otrzymane dla przedziału odległości od 100 do 1000 m. Zgodnie z obowiązującymi w Polsce "Wytycznymi obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego" współczynniki dyfuzji atmosferycznej określone są wzorami /3.9/-/3.14/. Wzory /3.11/-/3.14/ zostały wyprowadzone na podstawie obszernego materiału doświadczalnego (Nowicki, 1976), który dotyczył zwykle zakresu odległości od źródła emisji od 100 m do 100 km, wysokości z

przedziału 10-100 m i wysokości aerodynamicznej szorstkości terenu z przedziału 0,01 - 1,00 m.

Specyfika warunków emisji i rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń z omawianych źródeł komunalnych wymaga sprawdzenia, czy wzory te będą odpowiadać powyższym warunkom.

Jednym z kilku eksperymentów, w których badano rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń emitowanych ze źródeł przy powierzchni ziemi był tzw. eksperyment Prairie Grass przeprowadzony w USA w stanie Nebraska (Gryning i inni, 1983; Islitzer i Slade, 1968; Pasquill i Smith, 1983). Badanie dyfuzji wykonano przy użyciu dwutlenku siarki emitowanego na wysokości 0,46 m, mierząc średnie 10-cio minutowe stężenie na wysokości 1,5 m. Punkty pomiarowe były rozmieszczone na łukach w odległości od 50 do 800 m w odstępach co  $1^{\circ}$  lub  $2^{\circ}$ . Badania wykonano na płaskim terenie pokrytym krótko koszoną trawą o współczynniku szorstkości około 0,01 m. Materiał eksperymentalny dotyczy 70 serii pomiarowych wykonanych w różnych warunkach meteorologicznych. W podobnych warunkach wykonano badanie dyfuzji ze stacji terenowej Round Hill Instytutu Technologicznego /MIT/ z Massachusetts (Islitzer i Slade, 1968). W tym przypadku jedynie szorstkość terenu była trochę większa i wynosiła około 0,1 m. Dane doświadczalne obejmują około dwudziestu serii pomiarowych.

Warunki, w jakich przeprowadzono powyższe eksperymenty, są zbliżone do warunków, w jakich rozprzestrzeniają się zanieczyszczenia z niskich źródeł emisji w środowisku pozamiejskim.

Na podstawie danych pomiarowych z powyższych eksperymentów

Klug (1964) określił wartości parametrów doświadczalnych ze wzorów /3.9/ i /3.10/. Parametry te oznaczono gwiazdką /\*/ i przedstawiono w tabelicy 3.7. Przyjmują one wartości zbliżone do wartości obliczonych na podstawie wzorów otrzymanych przez Nowickiego (1976). Porównania wartości parametrów empirycznych obliczonych ze wzorów /3.11/-/3.14/ z danymi zawartymi w tabelicy 3.7 oraz oceny wpływu różnic na wyniki obliczania współczynników dyfuzji atmosferycznej dokonano poprzez obliczenie współczynnika  $\psi_y$  i  $\psi_z$ , gdzie:

$$\psi_y = \frac{\zeta_y}{G_y^*} = \frac{Ax^a}{A^* x^{a^*}} \quad /3.58/$$

$$\psi_z = \frac{\zeta_z}{G_z^*} = \frac{Bx^b}{B^* x^{b^*}} \quad /3.59/$$

TABELICA 3.7. WARTOŚCI PARAMETRÓW DOŚWIADCZALNYCH ZALEŻNYCH OD STANU RÓWNOWAGI ATMOSFERYCZNEJ (Klug, 1964)

Parametr	Klasa stanu równowagi atmosfery					
	1/A/	2/B/	3/C/	4/D/	5/E/	6/F/
$a^*$	0,868	0,837	0,825	0,733		
$b^*$	1,365	1,256	0,968	0,652		
$A^*$	0,468	0,434	0,282	0,267		
$B^*$	0,020	0,020	0,060	0,190		

Wyniki porównania wartości współczynników  $\zeta_y$  przedstawiono w tabelicy 3.8, a współczynników  $\zeta_z$  w tabelicy 3.9.

TABLICA 3.8. WARTOŚCI WSPÓLCZYNNIKA  $\varphi_y$  W ZALEŻNOŚCI OD ODLEGŁOŚCI PUNKTU POMIAROWEGO

Odległość [m]	Klasa stanu równowagi atmosfery					
	1/A/	2/B/	3/C/	4/D/	5/E/	6/F/
50	1,32		1,04	1,27	1,25	
100	1,33		1,05	1,26	1,28	
150	1,33		1,05	1,26	1,30	
200	1,34		1,05	1,25	1,31	
300	1,34		1,06	1,25	1,33	
400	1,34		1,06	1,25	1,35	
600	1,35		1,06	1,24	1,37	
800	1,35		1,07	1,24	1,38	
1000	1,36		1,07	1,24	1,39	
1200	1,36		1,07	1,24	1,40	
1400	1,36		1,07	1,24	1,41	
1600	1,36		1,07	1,24	1,42	
1800	1,36		1,07	1,23	1,42	
2000	1,36		1,07	1,23	1,43	

TABLICA 3.9. WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA  $\varphi_z$  W ZALEŻNOŚCI  
OD ODLEGŁOŚCI PUNKTU POMIAROWEGO

Odległość [m]	Klasa stanu równowagi atmosfery					
	1/A/	2/B/	3/C/	4/D/	5/E/	6/F/
50	1,96	2,62	2,22	1,73		
100	1,74	2,16	2,00	1,68		
150	1,62	1,93	1,89	1,65		
200	1,55	1,78	1,81	1,63		
300	1,44	1,59	1,71	1,60		
400	1,38	1,47	1,64	1,57		
600	1,29	1,31	1,54	1,54		
800	1,22	1,21	1,48	1,52		
1000	1,18	1,14	1,43	1,51		
1200	1,14	1,08	1,39	1,50		
1400	1,11	1,04	1,36	1,49		
1600	1,09	1,00	1,34	1,48		
1800	1,07	0,97	1,31	1,47		
2000	1,05	0,94	1,29	1,46		

Na podstawie przeprowadzonej analizy można stwierdzić, że wartości współczynników dyfuzji obliczone ze wzorów /3.9/ - /3.14/ są wyższe niż te, które otrzymano w eksperymentach Prairie Grass i Round Hill. Bardziej istotne różnice są obserwowane w odległości do 400 m, natomiast w odległości powyżej 1000 m zgodność porównywanych wartości jest duża. Ogólnie można przyjąć, że współczynniki dyfuzji atmosferycz-



nej obliczone na podstawie wzorów /3.9/ - /3.14/ mogą być wykorzystane do modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń emitowanych ze źródeł komunalnych.

Część eksperymentów dotyczących badania dyfuzji zanieczyszczeń z niskich źródeł emisji wykonywano w oparciu o źródła liniowe. Zimmerman i Thompson (1975) zaproponowali w modelu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń komunikacyjnych następujące wzory na współczynniki dyfuzji atmosferycznej:

$$\sigma_y = 0,4651 (x + x_y) \operatorname{tg} \theta, \quad /3.60/$$

$$\sigma_z = g \left( \frac{x + x_z}{x_0} \right)^h, \quad /3.61/$$

gdzie: 0,4651 - współczynnik liczbowy równy odwrotności

2,15 /także wzory /3.19/ i /3.21//,

$\theta$  - połowa kąta poziomego zawierającego smugę zanieczyszczeń /stopnie/;  $\theta = c-d \ln \left( \frac{x+x_y}{x_0} \right)$

$x_0 = 1000$  m - wartość standardowa,

c,d - stałe będące funkcją stanu równowagi atmosfery /stopnie/,

g,h - stałe zależne od stanu równowagi atmosfery i zakresu odległości punktu pomiarowego od emitora.

Wartości stałych c, d, g i h przedstawiono w tabelicy 3.10.

TABLICA 3.10. WARTOŚCI STAŁYCH c, d, g i h W ZALEŻNOŚCI OD STANU  
RÓWNOWAGI ATMOSFERY

Parametr	Klasa stanu równowagi atmosfery					
	1/A/	2/B/	3/C/	4/D/	5/E/	6/F/
c [stopnie]	24,167	18,333	12,500	8,333	6,250	4,167
d [stopnie]	2,5334	1,8096	1,0857	0,72382	0,54287	0,36191
g [m]	122,800	90,673	61,141	34,459	24,260	15,209
h	0,94470	0,93198	0,91465	0,86974	0,8366	0,81558

Rao i Keenan (1980) zaproponowali na podstawie danych z obszernych badań terenowych (Cadle i inni, 1977) udoskonalenie współczynników dyfuzji obliczanych ze wzoru /3.60/ i /3.61/. Stany równowagi atmosfery zostały podzielone na trzy klasy: równowaga chwiejna, obojętna i stała.

Wzory na współczynniki dyfuzji są następujące:

$$\bar{G}_y = \frac{1000 \cdot \sin \theta}{2,15 \cdot \cos \theta} \quad , \quad /3.62/$$

$$\bar{G}_z = \begin{cases} 110,62 (x/x_0)^{0,93198} & \text{r-ga chwiejna} \\ 86,49 (x/x_0)^{0,92332} & \text{r-ga obojętna} \\ 61,141 (x/x_0)^{0,91465} & \text{r-ga stała} \end{cases} \quad /3.63/$$

Kąt  $\theta$  w zależności od stanu równowagi atmosfery ma wartość:

$$\theta = \begin{cases} (18,333 - 1,8096 \ln (x/x_0)) / \mathcal{L} & \text{r-ga chwiejna} \\ (14,333 - 1,7706 \ln (x/x_0)) / \mathcal{L} & \text{r-ga obojętna} \\ (12,500 - 1,0857 \ln (x/x_0)) / \mathcal{L} & \text{r-ga stała} \end{cases} \quad /3.64/$$

gdzie:  $\mathcal{L} = \frac{180^\circ}{\pi}$ .

Przyjmując wartość standardową  $x_0 = 1000$  m i przekształcając wzory /3.62/ - /3.64/ otrzymano odpowiednie wyrażenie w uproszczonej postaci, w których odległość  $x$  określona jest w metrach

$$\bar{G}_y = 465,1 \cdot \text{tg } \theta \quad /3.65/$$

$$\bar{G}_z = \begin{cases} 0,1770 x^{0,93198} & \text{r-ga chwiejna} \\ 0,1469 x^{0,92332} & \text{r-ga obojętna} \\ 0,1102 x^{0,91465} & \text{r-ga stała} \end{cases} \quad /3.66/$$

$$\theta = \begin{cases} (17,0387 - \ln x) / 31,662 & \text{r-ga chwiejna} \\ (15,0027 - \ln x) / 32,360 & \text{r-ga obojętna} \quad /3.67/ \\ (18,4211 - \ln x) / 52,773 & \text{r-ga stała} \end{cases}$$

Przedstawione powyżej wzory na współczynniki dyfuzji atmosferycznej zostały wykorzystane w pracy do analiz porównawczych w celu określenia ich przydatności przy obliczaniu emisji zanieczyszczeń.

### 3.3.3. Charakterystyka źródła emisji

W przypadku emitorów o emisji niezorganizowanej parametrami charakteryzującymi w sposób wystarczający są wysokość, powierzchnia i kształt. Wysypiska odpadów kumunalnych i oczyszczalnie ścieków emitują zwykle zanieczyszczenia na wysokości od zera do kilkunastu metrów. Niekiedy powierzchnia emisji znajduje się kilka metrów poniżej otaczającego ją terenu. Problem efektywnej wysokości źródła emisji został przedstawiony w związku z omawianiem metod określania średniej prędkości wiatru /rozdział 3.3.2/.

Powierzchnie emisji dla omawianych obiektów zmieniają się od kilku metrów kwadratowych do kilkudziesięciu hektarów. Określenie powierzchni emitora, szczególnie w przypadku jego regularnych kształtów, nie stanowi problemu. Wiele obiektów na oczyszczalniach ścieków ma kształt koła. Powierzchnie prostokątne zbliżone do kwadratu można zastępować również powierzchnią kołową. Natomiast powierzchnie znacznie wydłużone ( $\Delta x / \Delta y < 0,1$ ) należy zastępować emitorem liniowym.

Badając emisję zanieczyszczeń, nawet o charakterze nie-zorganizowanym, należy wyróżnić okresy, w których ze względów technologicznych lub klimatologicznych mogą wystąpić istotne różnice w wartościach emisji. Pomiary i obliczenia związane z określeniem emisji należy wykonywać z uwzględnieniem tych okresów.

### 3.3.4. Charakterystyka zanieczyszczenia

Ze względu na zasięg oddziaływania omawianych źródeł emisji mniejsze znaczenie w stosunku do wyżej wymienionych czynników mają parametry związane z rodzajem zanieczyszczenia. Jednak i w tym przypadku znaczenie to zależy od rodzaju zanieczyszczenia i wartości charakteryzującego go parametru. Do parametrów, które są zwykle uwzględniane w analizie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń należy szybkość przemiany zanieczyszczeń chemicznych, stopień wymywania zanieczyszczeń przez opady meteorologiczne oraz adsorpcji i odbicia od powierzchni gruntu, a także prędkość sedymentacji aerozolu. W odniesieniu do zanieczyszczeń mikrobiologicznych, w niektórych przypadkach istotne jest uwzględnienie śmiertelności mikroorganizmów.

Śmiertelność mikroorganizmów podczas rozprzestrzeniania się ich w atmosferze jest funkcją wielu czynników, takich jak rodzaj i właściwości fizjologiczne komórek, wilgotność względna i temperatura powietrza, stężenie tlenu, natężenie promieniowania widzialnego i ultrafioletowego oraz występowanie zanieczyszczeń powietrza (Lighthart i Frisch, 1976; Teltzch, Shuval i Tadmor, 1980).

Śmiertelność mikroorganizmów charakteryzuje się za pomocą współczynnika śmiertelności  $\lambda$  /the microbial death rate/. Wartość tego współczynnika można określić eksperymentalnie dla różnych mikroorganizmów oraz dla różnych warunków meteorologicznych z uwzględnieniem innych czynników wpływających na jego wartość.

Lighthart i Frisch (1976) przedstawili przykładowe wartości współczynnika  $\lambda$ , który w zależności od rodzaju bakterii, wilgotności względnej oraz temperatury powietrza przyjmuje wartości z przedziału  $5,5 \cdot 10^{-4} - 2,4 \cdot 10^{-1} \text{ s}^{-1}$ .

Sposób oszacowania wartości współczynnika  $\lambda$  w warunkach naturalnych przy użyciu bakterii znaczonych radioizotopami przedstawiono w pracy Teltzcha i innych (1980). Dla bakterii *Escherichia coli* otrzymano wczesnym rankiem  $\lambda = 8,8 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$  a w godzinach popołudniowych, kiedy warunki meteorologiczne były bardziej niekorzystne dla mikroorganizmów,  $\lambda = 6,6 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$ .

Lighthart, Hiatt i Rossano (1971) stwierdzili, że stała śmiertelności bioaerozolu *Serratia marcescens* /ATCC 274/ w warunkach miejskich zmienia się od  $1,0 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$  przy wilgotności 100% do  $1,2 \cdot 10^{-1} \text{ s}^{-1}$  przy spadku wilgotności do 40%. Wartości te dotyczyły aerozolu, który przebywał w atmosferze nie dłużej niż godzinę. Dla aerozolu przebywającego w atmosferze od 1 do 5-ciu godzin zmiany te wynoszą odpowiednio od  $1,0 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$  do  $4,0 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Badania wykonywano w temperaturze  $20^{\circ}\text{C}$ .

Z badań tych autorów wynika dodatkowo, że stała śmiertelności mikroorganizmów może wzrastać w przypadku obecności w powie-

trzu zanieczyszczeń chemicznych /np.  $\text{SO}_2$  lub inne zanieczyszczenia gazowe pochodzenia miejskiego/. Mimo złożoności tego problemu można stwierdzić, że synergiczne działanie zanieczyszczeń powietrza obniża stężenia mikroorganizmów. Wynik tych badań można w praktyce uznać jako dodatkowy czynnik zalecający lokalizację obiektów komunalnych na zawietrznej stronie miasta.

Raygor i MacKay (1975) oszacowali stałą śmiertelności bakterii grupy coli w przedziale  $4,4 \cdot 10^{-2} - 1,6 \cdot 10^{-1} \text{ s}^{-1}$  z wartością średnią  $9,3 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Stwierdzili oni także, że dla innych bakterii rozumianych jako różnica pomiędzy ogólną liczbą bakterii, a liczbą bakterii grupy coli stała śmiertelności jest równa zero.

Kenline i Scarpino (1972) określili metodą pośrednią wartości współczynnika śmiertelności bakterii o przedziale od 0,001 do  $0,50 \text{ s}^{-1}$ . Do obliczeń przyjęli oni wartość średnią równą  $0,050 \text{ s}^{-1}$ , co odpowiada czasowi połowicznej śmiertelności 14 s. Dla bakterii z rodziny Enterobacteriaceae czas ten jest o około 60% mniejszy.

Webb (1959) otrzymał dla bakterii E.coli wartość czasu połowicznej śmiertelności  $t_{1/2} = 4 \text{ s}$  /co odpowiada wartości  $\lambda = 0,173 \text{ s}^{-1}$ / dla pierwszych dziesięciu sekund przebywania bakterii w powietrzu oraz  $t_{1/2} = 22 \text{ s}$  /  $\lambda = 0,032 \text{ s}^{-1}$ / dla pierwszej godziny od momentu emisji.

W dalszej części pracy do obliczeń przyjęto wartości współczynnika śmiertelności mikroorganizmów równe 0, 0,001 oraz  $0,01 \text{ s}^{-1}$ . Dla tych wyjściowych wartości współczynnika  $\lambda$

wykonano w każdym przypadku obliczenia testowe i na podstawie zgodności pomiarów z wynikami obliczeń przyjęto ostateczną wartość współczynnika.

Znaczenie współczynnika śmiertelności zależy od wieku /czasu życia/ aerozolu biologicznego. Wiek ten wzrasta w miarę oddalania się punktu pomiarowego od źródła emisji oraz w miarę zmniejszania się prędkości wiatru. Można go obliczyć z przybliżonego wzoru  $t = \frac{x}{u}$ . Wpływ śmiertelności mikroorganizmów na wartość ich stężeń jest taki, jak w przypadku przemian chemicznych zanieczyszczeń gazowych i wyraża się wzorem:

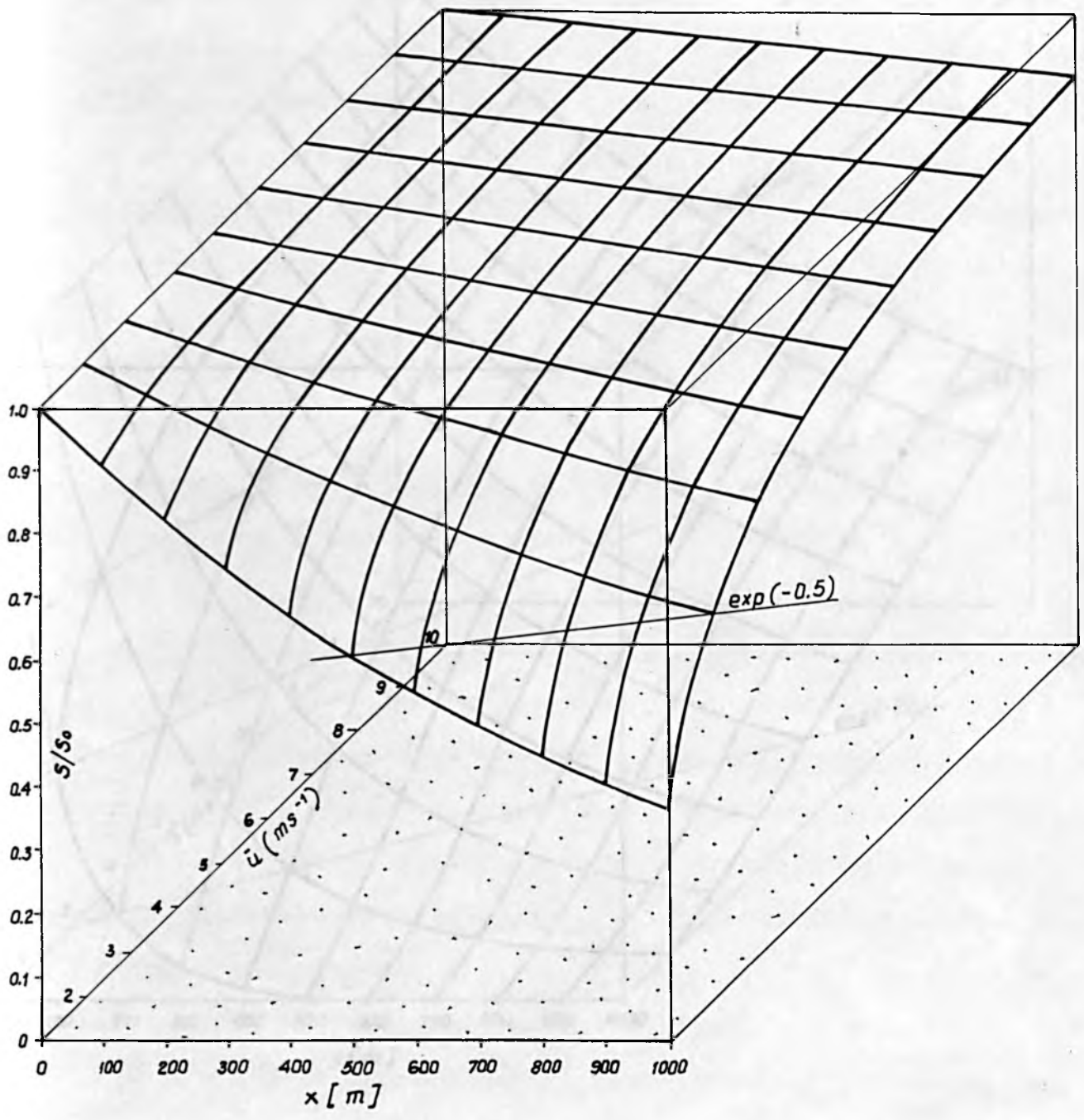
$$S = S_0 \exp \left( - \frac{x}{u} \cdot \lambda \right), \quad /3.68/$$

gdzie:  $S$  - stężenie zanieczyszczenia mikrobiologicznego po uwzględnieniu śmiertelności [mikroorg.m<sup>-3</sup>],  
 $S_0$  - stężenie zanieczyszczenia mikrobiologicznego bez uwzględnienia śmiertelności [mikroorg.m<sup>-3</sup>].

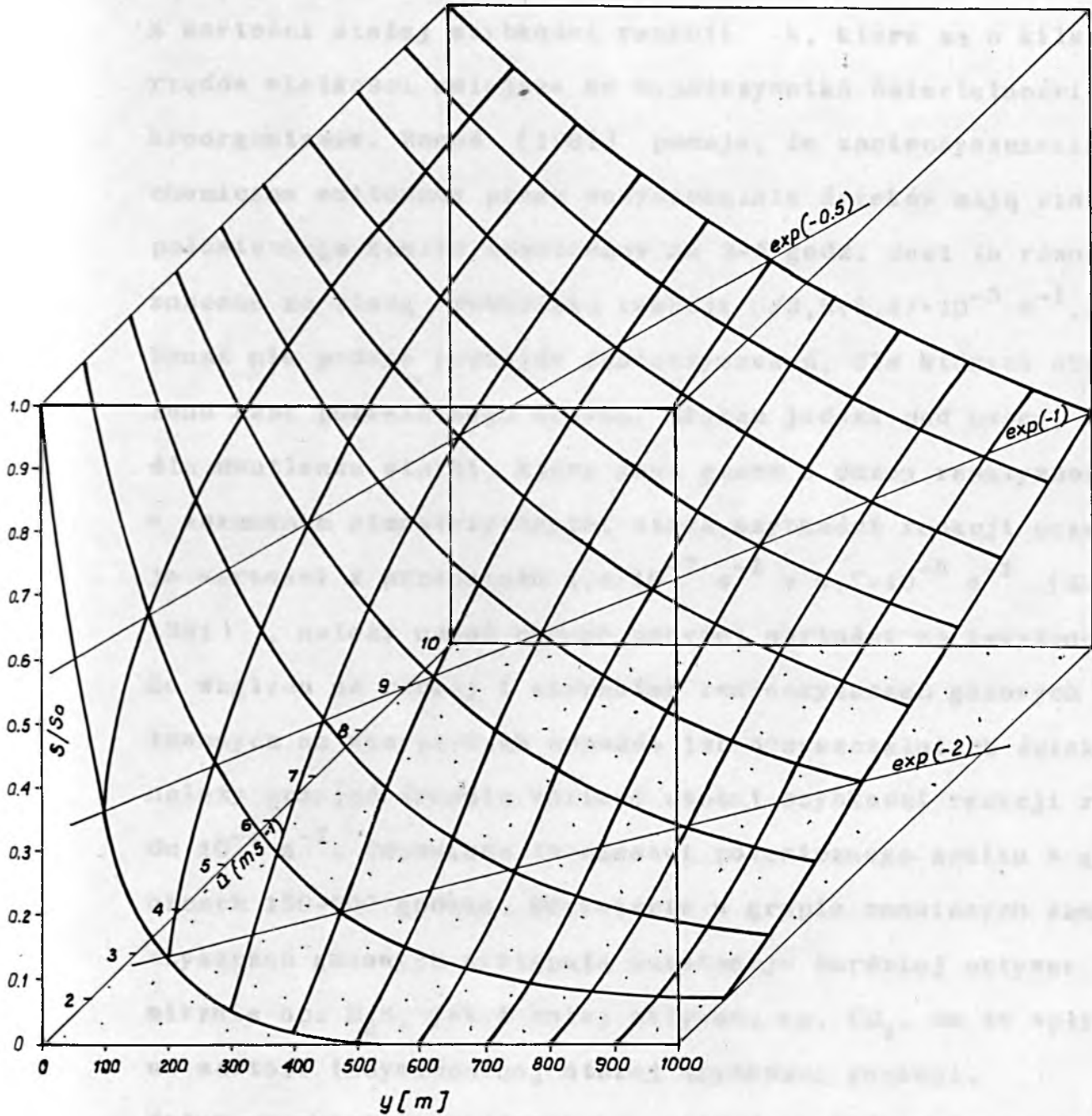
Wpływ śmiertelności mikroorganizmów na wartości stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych w zależności od wieku bioaerozolu przedstawiono na rys. 3.8 - dla  $\lambda = 0,001 \text{ s}^{-1}$  i rys. 3.9 - dla  $\lambda = 0,01 \text{ s}^{-1}$ .

Z przedstawionych danych wynika, że nawet na stosunkowo krótkim dystansie zmniejszenie się stężenia mikroorganizmów w wyniku ich ograniczonej przeżywalności jest znaczne i powinno być uwzględnione we wszelkich obliczeniach związanych z ich rozprzestrzenianiem.





RYŚ. 3.8. ZMIANY STĘŻENIA MIKROORGANIZMÓW W WYNIKU ICH ŚMIERTELNOŚCI DLA  $\lambda = 0.001 s^{-1}$



RYS. 3.9. ZMIANY STĘŻENIA MIKROORGANIZMÓW W WYNIKU ICH ŚMIERTELNOŚCI DLA  $\lambda = 0.01 s^{-1}$

W przypadku obiektów komunalnych znaczenie przemian /konwersji/ zanieczyszczeń chemicznych w wyniku reakcji homogenicznych i heterogenicznych jest pomijalnie małe. Wynika to z wartości stałej szybkości reakcji  $k$ , które są o kilka rzędów wielkości mniejsze od współczynnika śmiertelności mikroorganizmów. Banaś (1981) podaje, że zanieczyszczenia chemiczne emitowane przez oczyszczalnie ścieków mają czas połowicznego zaniku oszacowany na 3-5 godz. Jest to równoznaczne ze stałą szybkością reakcji  $/3,8 \div 6,4/ \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ . Banaś nie podaje rodzajów zanieczyszczeń, dla których określono czas połowicznego zaniku. Biorąc jednak pod uwagę, że dla dwutlenku siarki, który jest gazem o dużej reaktywności w warunkach atmosferycznych, stała szybkości reakcji przyjmuje wartości z przedziału  $1,4 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1} + 6,7 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$  (Kulig, 1981), należy uznać podane powyżej wartości za zawyżone. Ze względu na rodzaj i charakter zanieczyszczeń gazowych emitowanych na wysypiskach odpadów lub oczyszczalniach ścieków należy przyjąć średnią wartość stałej szybkości reakcji rzędu  $10^{-6} \text{ s}^{-1}$ . Odpowiada to czasowi połowicznego zaniku w granicach 150-200 godzin. Oczywiście w grupie omawianych zanieczyszczeń gazowych występują substancje bardziej aktywne chemicznie np.  $\text{H}_2\text{S}$ , jak i mniej aktywne; np.  $\text{CH}_4$ . Ma to wpływ na wartość indywidualnej stałej szybkości reakcji. Wpływ przemian chemicznych na wartość stężeń zanieczyszczeń gazowych oraz ich znaczenie w stosunku do ograniczonej przeżywalności mikroorganizmów przedstawiono w tabelicy 3.11. Układ tabelicy pozwala ocenić głównie zakres zmienności stężeń w

wyniku procesów zachodzących w atmosferze, a nie wpływ pojedynczego parametru.

TABLICA 3.11. ZMIANY STĘŻENIA ZANIECZYSZCZEŃ MIKROBIOLOGICZNYCH W WYNIKU ICH ŚMIERTELNOŚCI I ZANIECZYSZCZEŃ GAZOWYCH W WYNIKU ICH PRZEMIAN CHEMICZNYCH

x [m]	$\bar{u}$ [ms <sup>-1</sup> ]	t [s]	Mikroorganizmy		Gazy	
			$\lambda$ [s <sup>-1</sup> ]	S/S <sub>0</sub>	k [s <sup>-1</sup> ]	S/S <sub>0</sub>
100	5	20	0,0005	0,99	5·10 <sup>-7</sup>	1,00
500	4	125	0,001	0,88	1·10 <sup>-6</sup>	1,00
1000	3	333	0,005	0,19	5·10 <sup>-6</sup>	1,00
1500	2	750	0,01	0,00	1·10 <sup>-5</sup>	0,99
2000	1	2000	0,05	0,00	5·10 <sup>-5</sup>	0,90

Z tablicy 3.11 wynika jednoznacznie, że w przypadku mikroorganizmów specjalnych, które normalnie nie występują w powietrzu atmosferycznym, ich ograniczona przeżywalność wpływa na zasięg ich rozprzestrzeniania. Natomiast w przypadku zanieczyszczeń gazowych pochodzących z omawianych obiektów zanik substancji w wyniku przemian chemicznych można pominąć w obliczeniach /szczególnie praktycznych/.

Czynnikiem mogącym wpływać na wartości stężeń bioaerozolu jest jego opadanie pod wpływem siły grawitacyjnej. Proces ten ma szczególne znaczenie na powierzchni źródła w momencie porywania cząsteczek. Wpływa on bezpośrednio na wartość emisji. Jednak cząsteczki uniesione do atmosfery, ze

względu na swoje wymiary oraz występowanie poziomych i pionowych ruchów powietrza, mają niewielką prędkość opadania<sup>1</sup>. W przypadku omawianych obiektów komunalnych proces opadania bioaerozolu może być pominięty, ponieważ  $u_p/\bar{u} < 0,05$ . Prędkość opadania bioaerozolu uwzględniono jednak w obliczeniach z tego względu, że poboru prób powietrza dokonywano metodą sedymentacyjną. W celu zachowania zgodności rozumowania przyjęto na podstawie założenia Omeliańskiego (Jakubowska, 1954), że na płytkę Petriego opadają w ciągu 5 min. mikroorganizmy z wysokości 1 m. Stąd średnia prędkość opadania cząsteczek bioaerozolu  $u_p = 0,003 \text{ ms}^{-1}$ . Prędkość ta odpowiada średniej wielkości bioaerozolu około 7-8  $\mu\text{m}$  (Spurnyj i inni, 1961). Opadanie cząstek bioaerozolu uwzględniono w obliczeniach poprzez wprowadzenie zamiast współrzędnej z nowej współrzędnej  $z'$  (Juda i Chróściel, 1974) :

$$z' = z + \frac{x}{\bar{u}} u_p \quad /3.69/$$

Dla zanieczyszczeń gazowych prędkość opadania jest równa zeru.

W rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń mikrobiologicznych pewne znaczenie posiada pochłanianie ich przez podłoże,

---

<sup>1</sup> Bakterie występujące w podłożu bogatym w substancje organiczne mają średnice w granicach 0,1-10  $\mu\text{m}$ . Prędkość opadania cząstek bioaerozolu  $u_p$  jest oceniana w przedziale  $10^{-5}$ ÷ $10^{-3} \text{ ms}^{-1}$ . Kenline i Scarpino (1972) określili eksperymentalnie prędkość opadania bakterii emitowanych na oczyszczalni ścieków z procesu napowietrzania. Otrzymali oni wartości prędkości  $u_p$  w przedziale od 0,003 do 0,30  $\text{ms}^{-1}$  ze średnią wartością 0,01  $\text{ms}^{-1}$ . Wartość prędkości opadania bakterii pozostaje stała w odległości większej niż 10 m od źródła emisji. Natomiast w odległości mniejszej niż 5 m, tj. w obszarze opadania mgły pochodzącej ze ścieków wartości  $u_p$  gwałtownie wzrastają.

lub też odbicie ich od podłoża. W czasie transportu zanieczyszczenia część cząsteczek zostaje zatrzymana na powierzchni ziemi, inne cząsteczki zostają ponownie porwane i uniesione do atmosfery. Zjawisko odbicia zanieczyszczeń od powierzchni ziemi czy też nawet emisji wtórnej dotyczy głównie ogólnej mikroflory powietrza. Zjawisko odbicia jest istotne także ze względu na fakt rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w warstwie przyziemnej. Proces ten jest jednak dość złożony i brak jest jednoznacznych wyników badań doświadczalnych.

Stopień odbicia zanieczyszczeń mikrobiologicznych uwzględniono w obliczeniach emisji poprzez wprowadzenie funkcji zależnej od prędkości wiatru (Juda i Chrósciel, 1974) :

$$f(u) = \begin{cases} \frac{u}{7} & \text{dla } u \leq 7 \text{ ms}^{-1} \\ 1 & \text{dla } u > 7 \text{ ms}^{-1} \end{cases} \quad /3.70/$$

Dla zanieczyszczeń gazowych przyjęto ich pełne odbicie od podłoża. W związku z tym funkcja  $f(u) = 1$ .

Ze względu na zasięg oddziaływania zanieczyszczeń pochodzących z obiektów komunalnych stosunkowo niewielki wpływ na zmiany wartości stężeń mają opady meteorologiczne. Stałą szybkości wymywania zanieczyszczeń gazowych można oszacować jako nie większą niż  $10^{-4} + 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ .

Zanieczyszczenia mikrobiologiczne również mogą być wymywane przez opady. Gregory (1973) stwierdza, że latem po kilkogodzinnym opadzie deszczu stężenie mikroorganizmów w powietrzu może się obniżyć kilkanaście razy. Bywa jednak i tak,

że w czasie długotrwałej deszczowej pogody stężenie mikroorganizmów w powietrzu wzrasta. Częściowo jest to spowodowane faktem, że skuteczność wymywania mikroorganizmów jest największa w pierwszych kilkunastu minutach opadu. Dodatkowo opady meteorologiczne wiążą się z występowaniem określonych warunków meteorologicznych, które wpływają korzystnie na przeżywalność mikroorganizmów np. wzrost wilgotności powietrza. Wpływ opadu śniegu również nie jest jednoznacznie określony. Oddzielnym zagadnieniem jest możliwość wpływu opadów meteorologicznych na wartość emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych. W dalszej części pracy nie uwzględniono wymywania zanieczyszczeń przy obliczaniu emisji tych zanieczyszczeń, ponieważ pomiary były wykonywane w okresach bezopadowych. Pomiarów nie należy wykonywać w okresie krótkotrwałych, intensywnych opadów deszczu, ponieważ otrzymywane wyniki nie są reprezentatywne dla dłuższego okresu czasu /nie jest spełniony warunek stacjonarności układu/. Natomiast w innych przypadkach znaczenie procesu wymywania może być pominięte w obliczeniach. Również w przypadku obliczania długookresowych rozkładów stężeń wokół źródła emisji znaczenie wymywania zanieczyszczeń nie jest duże. Można go jednak uwzględnić poprzez zastosowanie wzoru analogicznego do wzoru /3.68/.

#### 3.4. Opis modelu matematycznego wykorzystanego do obliczania wartości emisji zanieczyszczeń do atmosfery

Z rozważań przeprowadzonych w rozdziałach 3.2 i 3.3 wynika, że do obliczania rozkładu stężeń zanieczyszczeń che-

micznych emitowanych z obiektów komunalnych można stosować wzór /3.7/ i /3.39/ z odpowiednio zmodyfikowanymi współczynnikami dyfuzji. Po przekształceniu tych wzorów otrzymano zależności na wartości emisji obliczone na podstawie serii pomiarów stężeń zanieczyszczeń zgodnie ze wzorem /3.6/.

Dla źródła punktowego ma ona postać:

$$\bar{E} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^{i=K} \frac{S(x_i, y=0, z) \cdot 2\pi \bar{u} \sigma_y \sigma_z}{\exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right]} \quad /3.71/$$

Natomiast dla źródła liniowego odpowiedni wzór ma postać:

$$\bar{E} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^{i=K} \frac{S(x_i, y=0, z) \cdot \sqrt{2\pi} \bar{u} \sigma_z}{2F_0\left(\frac{\Delta y}{2\sigma_y}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}} \quad /3.72/$$

W przypadku podziału powierzchni emitującej zanieczyszczenia na mniejsze powierzchnie i zastąpienie ich przez źródła punktowe wykonywano odpowiednie sumowanie emisji zastępczych otrzymanych ze wzoru /3.71/.

W stosunku do zanieczyszczeń mikrobiologicznych we wzorze /3.7/ wprowadzono parametry związane ze śmiertelnością mikroorganizmów w powietrzu, prędkością sedymentacji bioaerolu oraz stopniem odbicia zanieczyszczeń od powierzchni gruntu.

Po uzupełnieniu wzór ten przyjął następującą postać:



$$S(x, y, z) = \frac{E}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{\left(z + \frac{x}{\bar{u}} \cdot u_p - H\right)^2}{2\sigma_z^2}\right] + f(u) \exp\left[-\frac{\left(z + \frac{x}{\bar{u}} \cdot u_p + H\right)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \exp\left(-\frac{x}{\bar{u}} \lambda\right) \quad /3.73/$$

Analogicznym modyfikacjom poddano wzór /3.39/. Po przekształceniu tych wzorów otrzymano zależności na obliczanie emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych.

Dla źródła punktowego wzór ten ma postać:

$$\bar{E} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^{i=K} \frac{S(x_i, y=0, z) \cdot 2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z \exp\left(\frac{x}{\bar{u}} \cdot \lambda\right)}{\exp\left[-\frac{\left(z + \frac{x}{\bar{u}} \cdot u_p - H\right)^2}{2\sigma_z^2}\right] + f(u) \exp\left[-\frac{\left(z + \frac{x}{\bar{u}} \cdot u_p + H\right)^2}{2\sigma_z^2}\right]} \quad /3.74/$$

Dla źródła liniowego wzór ten jest następujący:

$$\bar{E} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^{i=K} \frac{S(x_i, y=0, z) \sqrt{2\pi} \bar{u}\sigma_z \exp\left(\frac{x}{\bar{u}} \cdot \lambda\right)}{2F_0\left(\frac{\Delta y}{2\sigma_y}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{\left(z + \frac{x}{\bar{u}} \cdot u_p - H\right)^2}{2\sigma_z^2}\right] + f(u) \exp\left[-\frac{\left(z + \frac{x}{\bar{u}} \cdot u_p + H\right)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}} \quad /3.75/$$

Znaczenie parametrów we wzorach /3.71/+/3.75/ jest takie jak we wzorach /3.1/, /3.7/, /3.39/ i /3.68/-/3.70/.

Przedstawione powyżej wzory na wartość średnią emisji zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych wykorzystano do obliczania emisji dla wybranych obiektów gospodarki komunalnej.

#### 4. METODY POMIARU WARTOŚCI STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ

##### W ATMOSFERZE WYKORZYSTANE DO OKREŚLANIA WARTOŚCI EMISJI

#### 4.1. Uwagi ogólne

Obiekt gospodarki komunalnej, który jest źródłem emisji zanieczyszczeń, powoduje zaburzenie ustalonego stanu jakości powietrza atmosferycznego w najbliższym jego otoczeniu.

Wprowadzając zmienną przyrostową stężenia określoną jako różnicę wartości stężeń na zawietrznej stronie obiektu i wartości tła na stronie nawietrznej można określić wpływ wybranego obiektu na jakość powietrza atmosferycznego.

W celu obliczenia wartości emisji zanieczyszczeń chemicznych lub mikrobiologicznych z obiektu gospodarki komunalnej należy wykonać odpowiedni cykl pomiarów stężeń tych zanieczyszczeń wokół badanego obiektu wraz z określeniem niezbędnych parametrów wejściowych do modelu matematycznego.

Zasady lokalizowania punktów pomiarowych w obszarze oddziaływania zanieczyszczeń pochodzących z badanego obiektu przedstawiono w rozdziale 3.3.1.

Poniżej przedstawiono uwagi dotyczące chemicznych i mikrobiologicznych metod pomiaru stężeń zanieczyszczeń.

#### 4.2. Zanieczyszczenia chemiczne

Pomiar stężeń zanieczyszczeń chemicznych nie przedstawia zasadniczo większych problemów metodycznych. Dla wielu substancji chemicznych opracowane są dokładne i precyzyjne me-

todyki oznaczeń. Najczęściej są to klasyczne metody manualne, a niekiedy metody instrumentalne. W praktyce pomiarowej istnieje często problem dopracowania lub modyfikacji metodyki do ściśle określonych warunków i możliwości analitycznych zespołu pomiarowego. Biorąc pod uwagę specyfikę pracy w terenie, należy zabezpieczyć właściwe zasilanie aparatury pomiarowej.

Pomiary stężeń zanieczyszczeń chemicznych, których wyniki wykorzystano do określenia emisji, wykonywano zgodnie z metodami opisanymi w pracy Kuliga i innych (1984) .

Dwutlenek węgla jako gaz o charakterze kwaśnym oznaczano drogą absorpcji w roztworze wodorotlenku barowego. Nadmiar zasady odmiareczkowano kwasem solnym w obecności fenoloftaleiny jako wskaźnika. Do badań używano płuczek Drechsla.

Amoniak absorbowano w roztworze kwasu siarkowego, a następnie oznaczano metodą kolorymetryczną z odczynnikiem Nesslera. Do badań używano małe płuczki Poleżajewa.

#### 4.3. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne

W przypadku obliczania emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych istotny problem stanowią metody pomiaru stężeń tych zanieczyszczeń w powietrzu. Istnieje możliwość stosowania wielu metod pomiarowych, brak jest jednak danych na temat ich dokładności (Cown i inni, 1957 ; Dart i Stretton, 1977; Gregory, 1973) .

Stężenia zanieczyszczeń mikrobiologicznych, badane różnymi metodami w tym samym miejscu i czasie, różnią się tak znacz-

nie, że ich interpretacja może być przeprowadzona tylko w stosunku do metody pomiarowej. Wszelkie bezpośrednie porównania mikrobiologicznej jakości powietrza mogą być wykonywane tylko w odniesieniu do tej samej metody pomiarowej.

W pracy Randalla i Ledbettera (1966) przedstawiono wyniki badań porównawczych prowadzonych na oczyszczalni ścieków składającej się z dwóch komór napowietrzania z osadem czynnym i jednego piaskownika. Próby powietrza pobierano na wysokości 0,6 m ponad powierzchnią cieczy. Przy zastosowaniu sześciostopniowego aparatu zderzeniowego Andersena (Andersen, 1958) otrzymano 30720 cząstek w  $m^3$  powietrza, impingerem Millipore /płuczka/ otrzymano 41320 cząstek w  $m^3$ , a na płytach Petriego pokrytych agarem oznaczono 7770 cząstek w  $m^3$ . Należy zaznaczyć, że stosowane metody pomiarowe podają ilość żywych cząsteczek bioaerozolu w jednostce objętości powietrza, a nie ilość pojedynczych mikroorganizmów, których może być znacznie więcej. Przykładowo Andersen (1958) ocenia, że przy pomiarach na sześciostopniowym aparacie zderzeniowym, zbierającym cząsteczki o różnej wielkości od największej do najmniejszej, cząsteczki zatrzymane na pierwszej płytce mogą zawierać powyżej 150 żywych komórek, na drugiej od 22 do 200, na trzeciej od 9 do 25, na czwartej od 3 do 10 i na piątej płytce od 1 do 4.

Cown i inni (1957) określili na podstawie badań laboratoryjnych dokładność metody aspiracyjnej z filtrem ciekłym /czyli skuteczność filtracyjną płuczki/. Według tych autorów wynosiła ona ponad 90%. Jednak różnorodność konstrukcji płu-

czek i metodyk pomiarowych nie zapewnia również i w tym przypadku porównywalności wyników.

Przedstawione powyżej przykłady wyjaśniają, dlaczego trudno jest porównywać wyniki badań otrzymane różnymi metodami. Wyjaśniają one również dlaczego wartości stężeń należy przyjmować jako wskaźniki mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza, a nie bezwzględne zawartości mikroorganizmów w powietrzu.

Do celów praktycznych zaleca się stosowanie tylko jednej, najlepszej i najprostszej z dostępnych, metody. Przykładowo badacze amerykańscy (Kenline i Scarpino, 1972; King, Mill i Lavrence, 1973; Randall i Ledbetter, 1966) stosują najczęściej aparat Andersena, który w kraju jest trudno dostępny.

Biorąc pod uwagę brak norm dopuszczalnego stężenia zanieczyszczeń mikrobiologicznych w powietrzu atmosferycznym, oceny jego jakości można dokonać w stosunku do jakości powietrza czystego i jakości powietrza na nawietrznej stronie badanego obiektu /tło zanieczyszczenia/.

Dane na temat wartości emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych, otrzymane na podstawie wartości stężeń, należy także odnosić do metody badania powietrza.

Pomiary stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych przedstawione w pracy, których wyniki wykorzystano do określenia emisji, wykonywano przy użyciu prostej i szybkiej metody sedymentacyjnej. Proby powietrza pobierano poprzez ekspozycję płytek Petriego pokrytych odpowiednim podłożem.

Z badań przeprowadzonych w otoczeniu oczyszczalni ścieków wynika, że precyzja określania stężeń ogólnej liczby mikroorga-

nizmów metodą sedymentacyjną wynosi około 20% (Skorupski i inni, 1982; 1983) . Jest ona wystarczająca do określania emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych. Wykonując trzykrotny równoległy pobór próby w punkcie pomiarowym oraz przyjmując współczynnik zmienności pojedynczego pomiaru równy 0,20, można określić z prawdopodobieństwem 0,9 przedział ufności średniej arytmetycznej w zakresie  $S = \bar{S} (1 \pm 0,35)$  . Zwiększając liczbę powtórzeń w jednym punkcie pomiarowym przedział ufności zmniejsza się nieznacznie, natomiast znacznie wzrastają koszty badań.

W przypadku każdego obiektu, który emituje zanieczyszczenia mikrobiologiczne, należy określić charakterystyczny dla niego rodzaj zanieczyszczenia. Dokonuje się tego na podstawie mikrobiologicznego badania materiału pobranego z urządzeń technologicznych będących źródłem emisji. Najczęstszym wskaźnikiem oddziaływania obiektu jest ogólna liczba mikroorganizmów /w pracy oznaczana jako OLM , odpowiednio w j. angielskim - total viable particles - TVP/ oraz bakterie specyficzne lub grzyby. Higgins (1964) stwierdza, że OLM może być wskaźnikiem zanieczyszczenia powietrza bardziej istotnym niż bakterie grupy coli, jednak wielu autorów (Adams i Spendlove, 1970; Teltsch i inni, 1980) przyznaje bakteriom grupy coli duże znaczenie ze względu na ich fekalne pochodzenie. Ossowska-Cypryk (1984) na podstawie danych literaturowych dokonała zestawienia rodzajów mikroorganizmów pochodzenia ściekowego izolowanych w powietrzu w otoczeniu biologicznych oczyszczalni ścieków. Uzupełnione zestawienie danych literaturowych przedstawiono w tabelicy 4.1.

TABLICA 4.1. MIKROORGANIZMY POCHODZENIA ŚCIEKOWEGO  
 WYKRYWANE W OTOCZENIU BIOLOGICZNYCH  
 OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW /opracowano na podstawie  
 (Ossowska-Cypryk, 1984) /

Lp	Rodzaj mikroorganizmów izolowanych z powietrza	Pozycje literatury *
1	Znacznie zwiększona OLM	a, c, d, e, f, g, h, i, k, l
2	Mikroorganizmy specyficzne:	
	Aerobacter sp.	c, f, g, l
	Bacillus subtilis	i
	Bakterie grupy coli	a, b, c, f, g, l
	Clostridium porfringens	d, j
	Enterobacter sp.	c, j
	Escherichia coli	c, d, f, g, j, k, l, n, p
	Klebsiella pneumoniae	c, f, g, l, p
	Mycobacterium sp.	d
	Proteus sp.	g, j, k, l
	Pseudomonas aeruginosa	g, l
	Pseudomonas fluorescens	k, m, n
	Salmonella sp.	l, p
	Serratia marcescens	g
	Shigella sp.	f, l
	Staphylococcus aureus	g
	Streptococcus faecalis	f, j, k, l
	Streptococcus lactis	m
	Wirusy	b, o
3	Proponowane mikroorganizmy wskaźnikowe	
	OLM	f, k
	Alcaligenes faecalis	g
	Escherichia coli	d, j, k, p
	Klebsiella pneumoniae	l, p

\* Pozycje literatury:

- a/ Adams i Spendlove, 1970
- b/ Cannon, 1983
- c/ Cronholm, 1980
- d/ Hickey i Reist, 1975
- e/ Higgins, 1964
- f/ Kenline i Scarpino, 1972
- g/ King i inni, 1973
- h/ Ledbetter i Randall, 1965
- i/ Neapolitano i Rowe, 1966
- j/ Ossowska-Cypryk, 1982
- k/ Ossowska-Cypryk, 1984
- l/ Randall i Ledbetter, 1966
- m/ Skorupski i inni, 1982
- n/ Skorupski i inni, 1983
- o/ Teltsch i Katzenelson, 1978
- p/ Teltsch i inni, 1980.

Na podstawie danych literaturowych zaproponowano także rodzaje mikroorganizmów wskaźnikowych dla oczyszczalni ścieków, wśród których jest OLM i bakterie *Escherichia coli*.

W pracy przedstawiono wyniki pomiaru stężeń oraz obliczeń emisji dla OLM, bakterii z rodzaju *Staphylococcus* /gronkowce/, bakterii z rodzaju *Streptococcus* i *Lactobacillus* /bakterie fermentacji mlekowej/, bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* /bakterie proteus/ oraz z rodzaju *Pseudomonas fluorescens*.



## 5. WYNIKI POMIARÓW STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ I OBLICZONE WARTOŚCI EMISJI

### 5.1. Stężenia zanieczyszczeń wokół wybranych obiektów komunalnych - dane do obliczeń

Pomiary stężeń zanieczyszczeń chemicznych oraz mikrobiologicznych w powietrzu atmosferycznym, obserwacje meteorologiczne i odpowiadające im obliczenia wartości emisji zanieczyszczeń wykonano dla pięciu obiektów związanych z gospodarką komunalną.

Analizowane obiekty oznaczono w pracy w następujący sposób:

- obiekt A - wysypisko odpadów stałych,
- obiekt B - oczyszczalnia ścieków komunalnych,
- obiekt C - oczyszczalnia ścieków mleczarskich,
- obiekt D - oczyszczalnia ścieków drożdżowniczych,
- obiekt E - laguny osadowe oczyszczalni ścieków komunalnych.

Badania terenowe przeprowadzono w b. Pracowni Chemii i Mikrobiologii Powietrza Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej przy udziale i pod kontrolą autora pracy.

Pomiary stężeń zanieczyszczeń powietrza wykonano za pomocą metod przedstawionych w rozdziale 4.

Dane pomiarowe i wyniki obserwacji przygotowano do obliczeń zgodnie z wymaganiami modelu matematycznego. Wartości stężeń opracowano według zasad podanych w rozdziale 3.3.1.

Wartości stężeń zanieczyszczeń chemicznych przyjęto bez zaokrągleń z dokładnością cyfr znaczących. Wartości stężeń OLM zaokrąglono do 10 mikroorg.m<sup>-3</sup>, a bakterii specjalnych do 5 bakterii m<sup>-3</sup>.

Tablice z danymi pomiarowymi /wartości parametrów meteorologicznych i stężeń zanieczyszczeń/ zamieszczono w załączniku nr I.

#### 5.1.1. Wysypisko odpadów stałych - obiekt A

Badania przeprowadzono w zasięgu oddziaływania wysypiska stałych odpadów komunalnych w Jawidzu odległym o 23 km od centrum Lublina. Wysypisko zostało założone zgodnie z dokumentacją techniczną. Odpady składowane są w zagłębieniu terenowym powstałym na skutek eksploatacji piasku. Zastosowano uszczelnienie dna i skarp wyrobiska folią polietylenową. Wysypisko jest eksploatowane od września 1975 roku. Od jesieni 1976 roku ze względu na brak materiału nie wykonywano warstw izolacyjnych (Bielski, 1979).

Z tego względu wzrastała powierzchnia wysypiska, z której następowała emisja zanieczyszczeń. Do obliczeń przyjęto następujące powierzchnie:

w roku 1976;  $P = 60 \times 60 = 3\ 600 \text{ m}^2$ ,

w roku 1978;  $P = 70 \times 70 = 4\ 900 \text{ m}^2$ ,

w roku 1979;  $P = 100 \times 100 = 10\ 000 \text{ m}^2$ .

Na wysypisku pracowała spycharko-zagęszczarka SZ-1.

Badania stężeń mikroorganizmów w atmosferze przeprowadzono w różnych porach roku w czasie różnych warunków meteorologicznych. Wartości parametrów meteorologicznych występujących

w czasie badań w Jawidzu dla 12 serii pomiarowych przedstawiono w tablicy I.1.

W czasie badań oznaczono liczbowe stężenia ogólnej liczby mikroorganizmów oraz bakterii z rodzaju *Staphylococcus*. Wartości stężeń wraz z odległościami punktów pomiarowych od źródła emisji przedstawiono w tablicy I.2.

Do obliczenia emisji zanieczyszczeń przyjęto następujące wartości parametrów:

$$h = 1 \text{ m,}$$

$$z = 0,6 \text{ m - wysokość punktu recepcyjnego,}$$

$$z_0 = 0,001 \text{ m - dla zimy - pola uprawne,}$$

$$z_0 = 0,070 \text{ m - dla lata - pola uprawne,}$$

$$u_p = 0,003 \text{ ms}^{-1}$$

$$\lambda = 0 \text{ s}^{-1} \text{ - dla ogólnej liczby mikroorganizmów,}$$

$$\lambda = 0,001 \text{ s}^{-1} \text{ - dla bakterii z rodzaju } Staphylococcus.$$

Wartości współczynnika śmiertelności określono na podstawie danych literaturowych oraz wstępnych obliczeń. Początkowo przyjęto wartości współczynnika śmiertelności mikroorganizmów równe 0., 0,001 oraz  $0,01 \text{ s}^{-1}$ . Następnie dla każdej serii pomiarowej wykonano obliczenia wartości emisji /wg pierwszej wersji modelu/ oraz wartości współczynnika zmienności emisji  $V_E$  i współczynnika korelacji, które przyjęto jako miary zgodności obliczeń z wartościami pomiarowymi. Wyniki wstępnych obliczeń przedstawiono w tablicy 5.1.

#### 5.1.2. Oczyszczalnia ścieków komunalnych - obiekt B

Pomiary i obserwacje przeprowadzono na oczyszczalni ścieków komunalnych "Bioblok" typ WS-800 w Rakoniewicach przy

TABLICA 5.1. WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEN, WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI ORAZ WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD WARTOŚCI EMISJI WSPÓŁCZYNNIKA ŚMIERTELNOŚCI MIKROORGANIZMÓW

Obiekt A/

Współczynnik śmiertelności mikroorganizmów	Elementarna powierzchnia emisji [m <sup>2</sup> ]	OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW		BAKTERIE Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS			
		Emisja [mikroorg. m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Emisja [mikroorg. m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
0,000 s <sup>-1</sup>	3600-10000	71 900	107	0,89	26 795	109	0,89
	900- 2500	65 020	108	0,90	24 150	108	0,89
	400- 1110	63 640	108	0,90	23 685	108	0,89
0,001 s <sup>-1</sup>	3600-10000	85 030	113	0,89	33 305	107	0,89
	900- 2500	77 270	113	0,89	30 290	106	0,89
	400- 1110	75 690	113	0,89	29 755	106	0,89
0,010 s <sup>-1</sup>	3600-10000	1018 120 000	152	0,88	84 346 215	144	0,88
	900- 2500	822 498 820	153	0,88	68 643 450	144	0,88
	400- 1110	779 162 300	153	0,88	65 168 005	144	0,88

pracującym jednym układzie oczyszczania o przepustowości 400 m<sup>3</sup> na dobę.

Biologiczna oczyszczalnia ścieków "Bioblok" typu WS-400 jest reprezentatywnym przedstawicielem małych oczyszczalni ścieków opartych na metodzie osadu czynnego i stosowanych do oczyszczania ścieków spływających z jednostek osadniczych o liczbie mieszkańców do 10 000 (Bernacka i Beym, 1976; Heidrich i inni, 1977). Ciąg technologiczny oczyszczania ścieków składa się z kraty, dwóch komór napowietrzania, czterech osadników wtórnych i komory tlenowej stabilizacji osadu.

Małe oczyszczalnie ścieków pracujące w oparciu o proces tlenowy nie są źródłem emisji zanieczyszczeń chemicznych w przypadku prawidłowej ich eksploatacji. W wyniku badań przeprowadzonych w otoczeniu oczyszczalni "Bioblok" stwierdzono jedynie wzrost stężenia dwutlenku węgla w atmosferze. W pobliżu komór napowietrzania wynosił on średnio około 120 mgm<sup>-3</sup> w stosunku do wartości tła. Wpływ emisji dwutlenku węgla na wartości jego stężenia w atmosferze zanikał w odległości 50-100 m. W wyniku badań nie stwierdzono w powietrzu atmosferycznym obecności siarkowodoru i amoniaku. Amoniak w ilościach śladowych, poniżej oznaczalności metody, występował w powietrzu pobranym z przykrytej komory napowietrzania, bezpośrednio nad powierzchnią ścieków (Kulig i Skorupski, 1984).

W stosunku do oczyszczalni ścieków "Bioblok" uwzględniono w dalszych obliczeniach jedynie zanieczyszczenia mikrobiologicz-

ne. Głównym źródłem emisji tych zanieczyszczeń są komory napowietrzania ścieków. Napowietrzanie prowadzone jest przy pomocy aeratorów typu AP o osi pionowej.

Badania stężeń mikroorganizmów w atmosferze przeprowadzono w cyklu rocznym. Wyniki obserwacji meteorologicznych przeprowadzonych w czasie badań w Rakoniewicach dla 11 serii pomiarowych przedstawiono w tabelicy I.3.

Wokół komór napowietrzania ścieków oznaczano liczbowe stężenie ogólnej liczby mikroorganizmów, bakterii z rodzaju *Staphylococcus*, bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* oraz bakterii z rodzaju *Pseudomonas*. Wartości tych stężeń wraz z odległościami punktów pomiarowych od źródła emisji przedstawiono w tabelicy I.4. Obliczenia wartości emisji wykonano dla następujących wartości parametrów:

$$h = 1 \text{ m,}$$

$$z = 0,5 \text{ m - wysokość punktu recepcyjnego,}$$

$$z_0 = 0,010 \text{ m - dla zimy - trawa krótka o wysokości 0,1 m,}$$

$$z_0 = 0,060 \text{ m - dla lata - trawa średnia o wysokości 0,5 m,}$$

$$u_p = 0,003 \text{ ms}^{-1}$$

$$\lambda = 0. \text{ s}^{-1} - \text{ dla ogólnej liczby mikroorganizmów,}$$

$$\lambda = 0,001 \text{ s}^{-1} - \text{ dla bakterii z rodzaju } \textit{Staphylococcus} \text{ i } \textit{Pseudomonas},$$

$$\lambda = 0,01 \text{ s}^{-1} - \text{ dla bakterii z rodziny } \textit{Enterobacteriaceae},$$

$$P = 12 \times 6 = 72 \text{ m}^2.$$

Wartości współczynników śmiertelności mikroorganizmów określono podobnie jak w przypadku wysypiska odpadów stałych /punkt 5.1.1/, lecz do obliczeń przyjęto wartości 0., 0,001, 0,005,

0,01 i 0,05 s<sup>-1</sup>. Wyniki wstępnych obliczeń przedstawiono w tabelicy 5.2.

TABLICA 5.2. WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ, WSPÓLCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI ORAZ WSPÓLCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD WARTOŚCI WSPÓLCZYNNIKA ŚMIERTELNOŚCI MIKROORGANIZMÓW /obiekt B/

Rodzaj zanieczyszczenia	Współczynnik śmiertelności mikroorganizmów [s <sup>-1</sup> ]	Emisja [mikroorg.s <sup>-1</sup> ]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
Ogólna liczba mikroorganizmów	0	4 250 900	120	0,85
	0,001	4 365 400	121	0,85
	0,005	4 899 000	122	0,85
	0,010	5 804 460	124	0,85
	0,050	175 398 880	154	0,84
Bakterie z rodzaju Staphylococcus	0	223 150	102	0,86
	0,001	231 165	102	0,86
	0,005	270 535	103	0,86
	0,010	343 375	105	0,86
	0,050	17 323 210	137	0,87
Bakterie z rodziny Enterobacteriaceae	0	769 460	134	0,96
	0,001	796 675	134	0,97
	0,005	910 100	131	0,97
	0,010	1 094 710	127	0,97
	0,050	8 962 435	141	0,98
Bakterie z rodzaju Pseudomonas	0	268 705	104	0,93
	0,001	281 810	104	0,93
	0,005	344 895	107	0,93
	0,010	455 905	110	0,93
	0,050	11 205 375	140	0,92

### 5.1.3. Oczyszczalnia ścieków mleczarskich - obiekt C

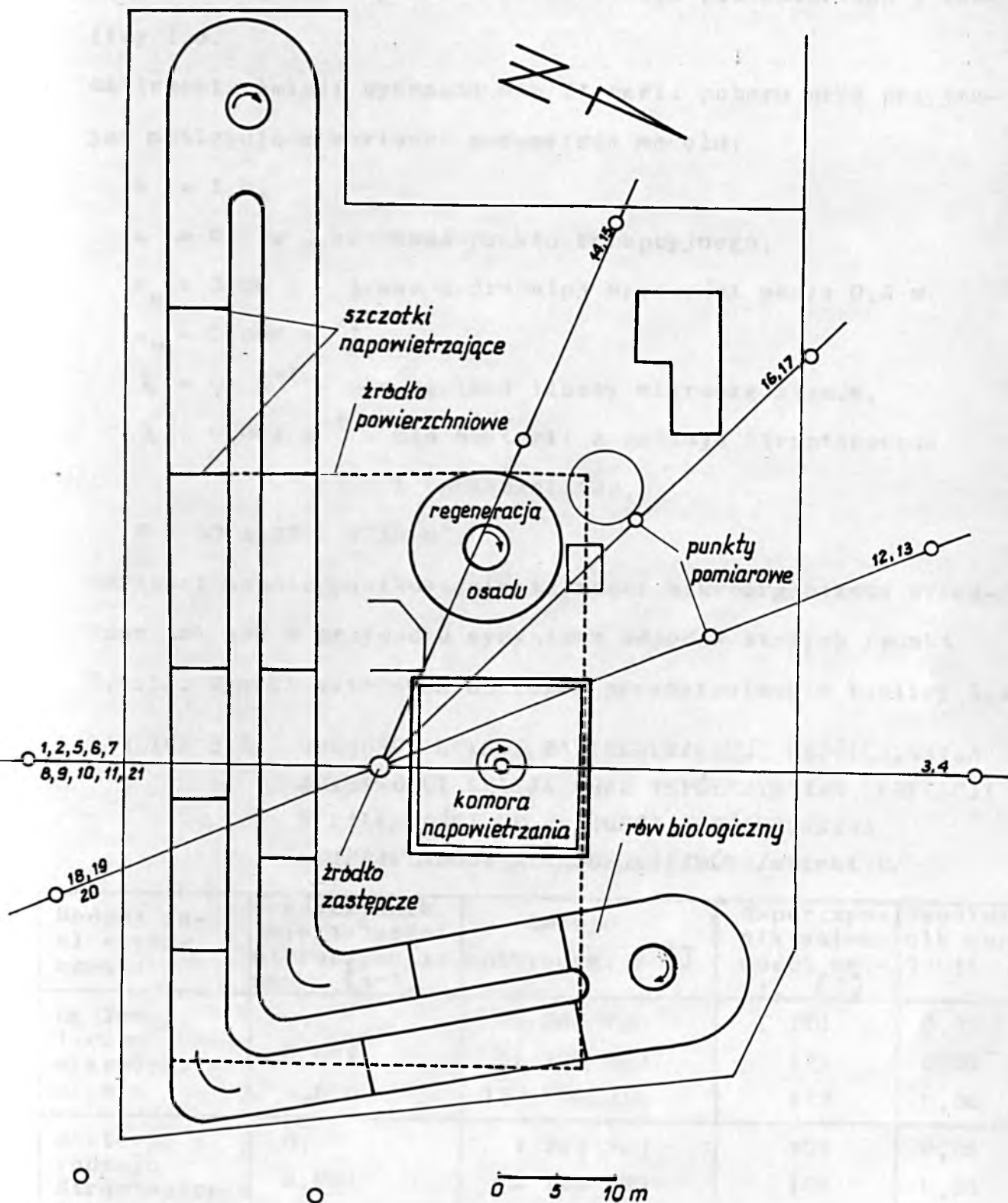
Pomiary stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych i obserwacje odpowiadających im parametrów meteorologicznych przeprowadzono na oczyszczalni ścieków mleczarskich w Garwolinie. Przepustowość oczyszczalni wynosiła w czasie badań około 800 m<sup>3</sup> ścieków na dobę. Głównymi źródłami emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych na tej oczyszczalni są: komora napowietrzania z aeratorem powierzchniowym, rów biologiczny z dwunastoma szczotkami napowietrzającymi oraz komora regeneracji osadu czynnego. Schemat oczyszczalni ścieków przedstawiono na rys. 5.1.

Aeratory powierzchniowe o osi pionowej zamontowane w komorach napowietrzania oraz szczotki typu "Promlecz" powodują intensywne mieszanie, napowietrzanie i rozpryskiwanie fazy ciekłej, w której znajdują się mikroorganizmy. Obszar oczyszczalni, z którego następuje intensywna emisja zanieczyszczeń, przyjęto jako źródło powierzchniowe. W geometrycznym środku tego źródła wyznaczono położenie zastępczego źródła punktowego. Na rys. 5.1. przedstawiono położenie źródła powierzchniowego i punktowego oraz kierunki, na których wykonywano badania wraz z numerami serii pomiarowych.

Wyniki obserwacji meteorologicznych prowadzonych w czasie badań w Garwolinie przedstawiono w tabelicy I.5.

Dla każdego dnia, w którym przeprowadzono badania, przyjęto średnie wartości parametrów meteorologicznych. Wartości liczbowych stężeń ogólnej liczby mikroorganizmów oraz bakterii





RYS.5.1. SCHEMAT OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW MLECZARSKICH

z rodzaju Streptococcus i Lactobacillus wraz z odległościami punktów pomiarowych od źródła emisji przedstawiono w tabelicy I.6.

Obliczenia emisji wykonano dla 21 serii poboru prób przyjmując następujące wartości parametrów modelu:

$$h = 1 \text{ m,}$$

$$z = 0,5 \text{ m - wysokość punktu recepcyjnego,}$$

$$z_0 = 0,06 \text{ m - trawa o średniej wysokości około 0,5 m,}$$

$$u_p = 0,003 \text{ ms}^{-1},$$

$$\lambda = 0. \text{ s}^{-1} \text{ - dla ogólnej liczby mikroorganizmów,}$$

$$\lambda = 0,001 \text{ s}^{-1} \text{ - dla bakterii z rodzaju Streptococcus i Lactobacillus,}$$

$$P = 50 \times 35 = 1750 \text{ m}^2.$$

Wartości współczynników śmiertelności mikroorganizmów określono tak jak w przypadku wysypiska odpadów stałych /punkt 5.1.1/. Wyniki wstępnych obliczeń przedstawiono w tabelicy 5.3.

TABLICA 5.3. WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ, WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI ORAZ WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ŚMIERTELNOŚCI MIKROORGANIZMÓW /obiekt C/

Rodzaj zanieczyszczenia	Współczynnik śmiertelności mikroorganizmów [s <sup>-1</sup> ]	Emisja [mikroorg. s <sup>-1</sup> ]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
Ogólna liczba mikroorganizmów	0.	27 003 700	126	0,36
	0,001	31 132 960	123	0,36
	0,010	150 976 910	149	0,36
Bakterie z rodzaju Streptococcus i Lactobacillus	0.	1 963 950	109	0,86
	0,001	2 121 290	108	0,86
	0,010	5 274 120	110	0,86

#### 5.1.4. Oczyszczalnia ścieków drożdżowniczych - obiekt D

Badania stężeń przeprowadzono na oczyszczalni ścieków Mazowieckich Zakładów Przemysłu Drożdżowniczego i Spirytusowego w Józefowie koło Błonia. Oczyszczalnia składa się z sześciu wydzielonych komór fermentacyjnych, czterech osadników wstępnych, czterech złóż zraszanych, rowu biologicznego napowietrzanego aeratorem BSK - Gigant o średnicy 2 m /produkcji szwajcarskiej/, a także z osadników wtórnych. Ścieki wysokoobciążone kierowane są bezpośrednio do komór fermentacyjnych, gdzie następuje redukcja 40-50% ładunku  $BZT_5$ . Ścieki z komór fermentacyjnych oraz ścieki niskoobciążone kierowane są do osadników wstępnych. Dalsze oczyszczanie ścieków prowadzone jest przy udziale procesów tlenowych.

Przeprowadzone badania dotyczą tylko rowu napowietrzającego, który traktowano jako wyizolowane źródło emisji. Rów posiada wymiary: 85 m długości i 8 m szerokości. Jednak ze względu na punktowy sposób napowietrzania ścieków emisja zanieczyszczeń szczególnie mikrobiologicznych, następuje z mniejszej powierzchni.

Do obliczeń emisji ogólnej liczby mikroorganizmów oraz dwutlenku węgla przyjęto następujące wartości parametrów:

$$h = 1,0 \text{ m,}$$

$$z = 1,5 \text{ m,}$$

$$z_0 = 0,040 \text{ m - łąki /dla całego okresu pomiarowego/,}$$

$$u_p = 0,003 \text{ ms}^{-1}$$

$$\lambda = 0. \text{ s}^{-1} \text{ - dla ogólnej liczby mikroorganizmów}$$

$$P = 40 \times 8 = 320 \text{ m}^2.$$

Wartości parametrów meteorologicznych odpowiadających warunkom panującym w czasie badań przedstawiono w tabelicy I.7. W tabelicy I.8. podano wartości stężeń ogólnej liczby mikroorganizmów i dwutlenku węgla wraz z odległościami punktów pomiarowych od źródła emisji. Wyniki wstępnych obliczeń w celu określenia wartości współczynnika śmiertelności mikroorganizmów przedstawiono w tabelicy 5.4. Jednak ze względu na brak różnic w wynikach wartość współczynnika  $\lambda$  określono w oparciu o analizę dotyczącą wskaźnika - ogólna liczba mikroorganizmów, przeprowadzoną w rozdziale 3.3.4 oraz 5.1.1 - 5.1.3 dla obiektu A, B i C.

TABLICA 5.4. WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ, WSPÓLCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI ORAZ WSPÓLCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD WARTOŚCI WSPÓLCZYNNIKA ŚMIERTELNOŚCI MIKROORGANIZMÓW /obiekt D/

Rodzaj zanieczyszczenia	Współczynnik śmiertelności mikroorganizmów [s <sup>-1</sup> ]	Emisja [mikroorg.s <sup>-1</sup> ]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
Ogólna liczba mikroorganizmów	0.	9 564 330	74	0,99
	0,001	9 878 010	74	0,99
	0,010	14 015 830	74	0,99

#### 5.1.5. Laguny osadowe oczyszczalni ścieków komunalnych

- obiekt E

Badania stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego przeprowadzono wokół lagun osadowych służących do odwadniania osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych, na które odprowadzono ścieki surowe z fabryki płyt spilśniowych. Laguny te

znajdują się w Przemysłu-Medycy i są położone w terenie równinnym wśród łąk i pól uprawnych. Badano oddziaływanie dwóch lagun napełnionych ściekami /spośród siedmiu przygotowanych do eksploatacji/ w zakresie zanieczyszczeń chemicznych.

Emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych była kontrolowana, lecz nie stwierdzono jej istotnego znaczenia.

Do obliczeń emisji zanieczyszczeń gazowych przyjęto następujące wartości parametrów:

$$h = 4,0 \text{ m,}$$

$$z = 1,5 \text{ m,}$$

$$z_0 = 0,040 \text{ m - łąki /badania prowadzono w okresie lata/,}$$

$$P = 250 \times 200 = 50\ 000 \text{ m}^2.$$

W tabelicy I.9. przedstawiono wartości parametrów meteorologicznych, a w tabelicy I.10 wartości stężeń dwutlenku węgla i amoniaku wraz z odległościami punktów pomiarowych od źródła emisji.

## 5.2. Emisja zanieczyszczeń z wybranych obiektów komunalnych - wyniki obliczeń

Obliczenia emisji zanieczyszczeń wykonano dla danych przedstawionych w rozdziale 5.1 oraz w załączniku nr I. Wykorzystano do tego celu model gaussowski przedstawiony w rozdziale 3. W modelu tym współczynniki dyfuzji atmosferycznej określono według różnych wzorów. Obliczenia wykonano dla 11 wariantów określania współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej. Jako dwunasty wariant przyjęto obliczenia dla zastępczego źródła liniowego. Wzory na obliczanie

wartości współczynników dyfuzji atmosferycznej w każdym z wariantów wraz z odpowiadającymi im numerami wzorów z rozdziału 3 przedstawiono w tabelicy 5.5. Dla wybranych wariantów /nr 1, 2, 3, 4 i 11/ wykonano dodatkowe obliczenia, w których średnią prędkość wiatru obliczono nie dla warunku  $H = 5 \text{ m}$  /a/, lecz dla wysokości pozornego punktu emisji  $H = h + h'_0$  /b/ lub  $H = h + h'$  /c/ /wzór 3.8 i 3.16/, gdzie  $h'_0$  jest wysokością środka masy zanieczyszczenia na granicy źródła powierzchniowego, a  $h'$  wysokością środka masy zanieczyszczenia w punkcie pomiarowo-obliczeniowym.

Obliczenia emisji wykonano dla serii pomiarowych, w których było od trzech do siedmiu punktów pomiarowych. Na podstawie wartości emisji  $E_i$  odpowiadających stężeniu w  $i$ -tym punkcie pomiarowym obliczono średnie wartości emisji  $\bar{E}$  odpowiadające poszczególnym seriom pomiarowym.

Jako kryteria oceny otrzymywanych wyników obliczeń emisji przyjęto współczynnik zmienności emisji oraz współczynnik korelacji stężeń zanieczyszczeń otrzymanych w wyniku pomiaru i obliczeń. Dodatkowo dla wariantu pierwszego /przypadek a/ określono średni kwadrat odchylenia stężeń otrzymanych z pomiarów i jako odpowiedź modelu, stosunek wielkości szumu do wielkości stężeń oraz wariancję stężeń wyjaśnioną przez model.

Współczynnik zmienności emisji /względne odchylenie standardowe/  $V_E$  obliczono dla każdej serii pomiarowej według

wzoru:

$$V_E = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{i=K} (E_i - \bar{E})^2}}{\sqrt{k-1} \cdot \bar{E}} \cdot 100\% \quad , \quad /5.1/$$

TABLICA 5.5. WARIANTY OKREŚLANIA WSPÓŁCZYNNIKÓW POZIOMEJ  
I PIONOWEJ DYFUZJI ATMOSFERYCZNEJ

Nr wariantu	Współczynnik poziomej dyfuzji atmosferycznej	Nr wzoru	Współczynnik pionowej dyfuzji atmosferycznej	Nr wzoru
1	$\sigma_y = A(x+x_y)^a$	3.26	$\sigma_z = Bx^b$	3.10
2	$\sigma_y = Ax^a$	3.9	$\sigma_z = Bx^b$	3.10
3	$\sigma_y = A(x+x_y)^a$	3.26	$\sigma_z = B(x+x_z)^b$	3.27
4	$\sigma_y = Ax^a$	3.9	$\sigma_z = B(x+x_z)^b$	3.27
5	$\sigma_y = 0.4651(x+x_y) \cdot \operatorname{tg} \theta$	3.60	$\sigma_z = g \left( \frac{x+x_z}{x_0} \right)^h$	3.61
6	$\sigma_y = 0.4651(x+x_y) \cdot \operatorname{tg} \theta$	3.60	$\sigma_z = g \left( \frac{x}{x_0} \right)^h, x_z=0$	3.61
7	$\sigma_y = A(x+x_y)^a$	3.26	$\sigma_z = g \left( \frac{x+x_z}{x_0} \right)^h$	3.61
8	$\sigma_y = Ax^a$	3.9	$\sigma_z = g \left( \frac{x+x_z}{x_0} \right)^h$	3.61
9	$\sigma_y = A(x+x_y)^a$	3.26	$\sigma_z = g \left( \frac{x}{x_0} \right)^h, x_z=0$	3.61
10	$\sigma_y = Ax^a$	3.9	$\sigma_z = g \left( \frac{x}{x_0} \right)^h, x_z=0$	3.61
11	$\sigma_y = 465.1 \cdot \operatorname{tg} \theta$	3.65	$\sigma_z = 0,1770x^{0,93198}$ $0,1469x^{0,92332}$ $0,1102x^{0,91465}$	3.66
12	źródło liniowe $\sigma_y = Ax^a, \sigma_z = Bx^b$ wzór 3.9 i 3.10			

Współczynnik ten jest względną miarą rozrzutu wartości emisji odpowiadających jednej serii pomiarowej wokół wartości średniej. Współczynnik zmienności emisji w stosunku do odchylenia standardowego ma tę zaletę, że pozwala porównywać precyzję otrzymywanych wyników o znacznie różniących się wartościach bezwzględnych. W idealnym przypadku, kiedy stężenia pomiarowe dokładnie odpowiadałyby obliczonemu rozkładowi stężeń wartości emisji określone dla każdego punktu pomiarowego powinny być stałe, a współczynnik zmienności emisji powinien przyjąć wartość zero. Wzrost wartości współczynnika zmienności emisji świadczy o wzrastającym rozrzucie wartości emisji otrzymywanych dla jednej serii pomiarowej.

Współczynnik korelacji obliczono pomiędzy wartościami stężeń zanieczyszczeń  $S$  otrzymanymi w wyniku pomiaru, a wartościami stężeń  $\hat{S}$  obliczonymi w tych samych punktach na podstawie średniej wartości emisji. Wyraża się on wzorem:

$$r_S = \frac{\overline{S\hat{S}} - \bar{S}\bar{\hat{S}}}{\sqrt{(\overline{S^2} - \bar{S}^2)(\overline{\hat{S}^2} - \bar{\hat{S}}^2)}} \quad /5.2/$$

W przypadku idealnej zgodności wartości stężeń współczynnik korelacji posiadałby wartość 1. Zmniejszanie się wartości współczynnika korelacji świadczy o zmniejszaniu się zgodności pomiędzy pomiarowym i obliczeniowym rozkładem stężeń zanieczyszczeń. Biorąc pod uwagę długość serii pomiarowych uznano za konieczne sprawdzenie istotności wartości współczynnika korelacji odpowiednio dla każdego badanego obiektu.



Średni kwadrat odchyień stężeń określony jest wzorem:

$$S_S = \sqrt{\frac{1}{K} \sum_{i=1}^{i=K} (S - \hat{S})^2} \quad /5.3/$$

Stosunek wielkości szumu do wielkości stężeń określony jest wzorem:

$$P_S = \frac{S_S}{\bar{S}} \quad /5.4/$$

Wariancję stężeń wyjaśnioną przez model wykorzystany do określenia wartości emisji obliczono według wzoru:

$$V_S = 1 - \frac{K / K-1 / S_S^2}{K \sum_{i=1}^{i=K} S^2 - \left( \sum_{i=1}^{i=K} S \right)^2} \quad /5.5/$$

W idealnym przypadku wartości powyższych kryteriów jakości modelu powinny wynosić:  $S_S = 0,0$ ,  $P_S = 0,0$  i  $V_S = 1,0$ .

Z wymienionych kryteriów jedynie średni kwadrat odchyień  $S_S$  nie jest miarą względną i przyjmuje wartości w jednostkach stężeń.

W tablicach wynikowych przedstawiono dla każdego badanego obiektu średnie wartości emisji zanieczyszczeń, średnie wartości współczynnika zmienności emisji oraz średnie wartości współczynnika korelacji stężeń w zależności od wariantu obliczeniowego. Wartości średnie każdego z parametrów dotyczą wszystkich serii pomiarowych wykonanych na danym obiekcie. Obliczono je na podstawie wzoru:

$$\bar{R} = \frac{1}{L} \sum_{j=1}^{j=L} R_j \quad /5.6/$$

gdzie:  $R_j$  - wartości  $\bar{E}$ ,  $V_E$  lub  $r_S$  dotyczące j-tej serii pomiarowej,

$L$  - liczba serii pomiarowych wykonanych na danym obiekcie.

Wartości emisji zanieczyszczeń chemicznych przyjęto bez zaokrągleń z dokładnością cyfr znaczących. Wartości emisji OLM zaokrąglono do 10 mikroorganizmów, a bakterii specjalnych do 5 bakterii. Tablice z wynikami obliczeń zamieszczono w załączniku nr II.

Na podstawie przeprowadzonych pomiarów i obliczeń dokonano oceny przedstawionych w rozdziale 3.4 metod określania wartości emisji, prawidłowości doboru wskaźników zanieczyszczenia powietrza i parametrów modelu przedstawionych w rozdziale 3.3. Po dokonania ostatecznego wyboru metody obliczeniowej w sposób bezpośredni otrzymano wstępne wartości wskaźników emisji zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych z omawianych typów obiektów komunalnych.

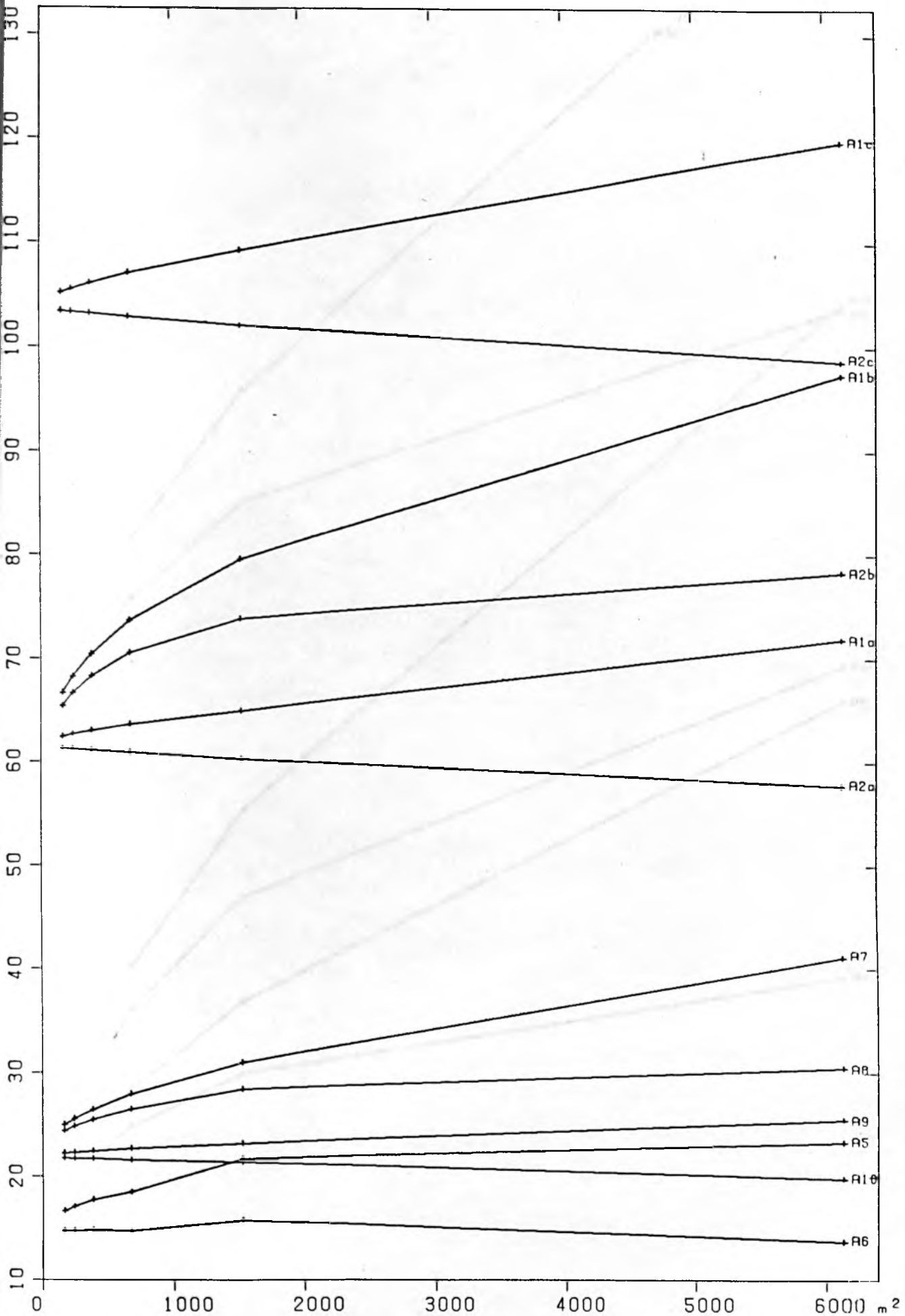
#### 5.2.1. Wysypisko odpadów stałych - obiekt A

Obliczenia emisji wykonano dla  $L = 12$  serii pomiarowych w jedenastu wariantach z podziałem źródła powierzchniowego na  $n^2$  części, gdzie  $n = 1, \dots, 6$ . Elementarne powierzchnie emisji przyjmują wartości z przedziału od  $\left(\frac{60}{n}\right)^2$  do  $\left(\frac{100}{n}\right)^2$  m<sup>2</sup>, ponieważ w czasie prowadzenia badań powierzchnia czynna wysypiska wzrastała. W celu ułatwienia interpretacji otrzymanych wyników do analizy przyjęto średnią ważoną powierzchnię wysypiska. Dla serii pomiarowych, które były analizo-

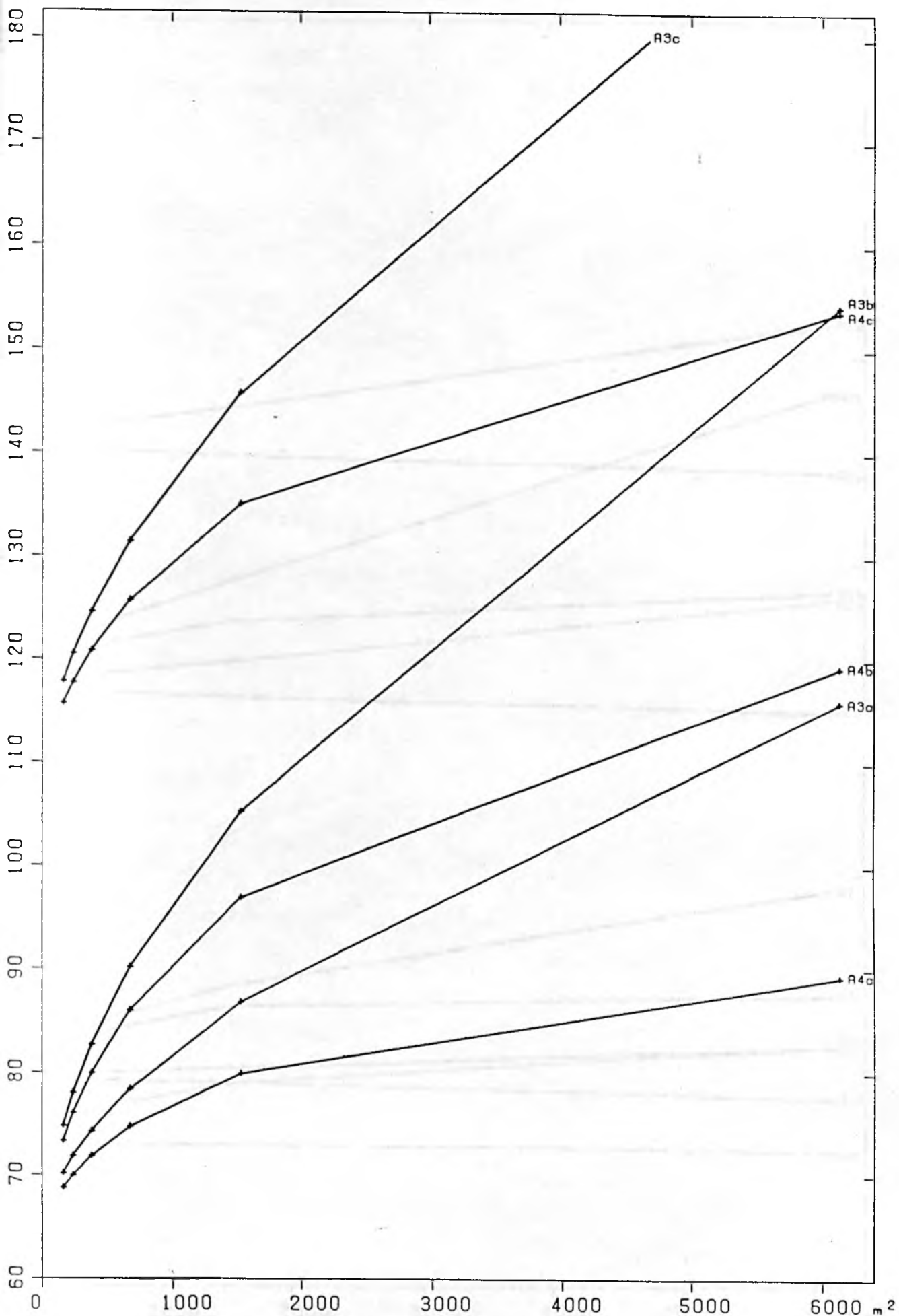
wane w pracy wynosi ona  $6100 \text{ m}^2$ . Wyniki obliczeń przedstawiono w tabelicy II.1.

Wartości emisji dla poszczególnych wariantów różnią się znacznie. Emisja ogólnej liczby mikroorganizmów przyjmuje wartości z przedziału od  $13750 \text{ mikroorg. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  dla wariantu A6 do  $115960 \text{ mikroorg. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  dla wariantu A3a. Odpowiednie granice podziału zmienności dla bakterii z rodzaju *Staphylococcus* wynoszą  $6550-53015 \text{ mikroorg. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Różnice te są więc bliskie jednego rzędu wielkości. Są one jednak wynikiem istotnych różnic w sposobie przeprowadzania obliczeń.

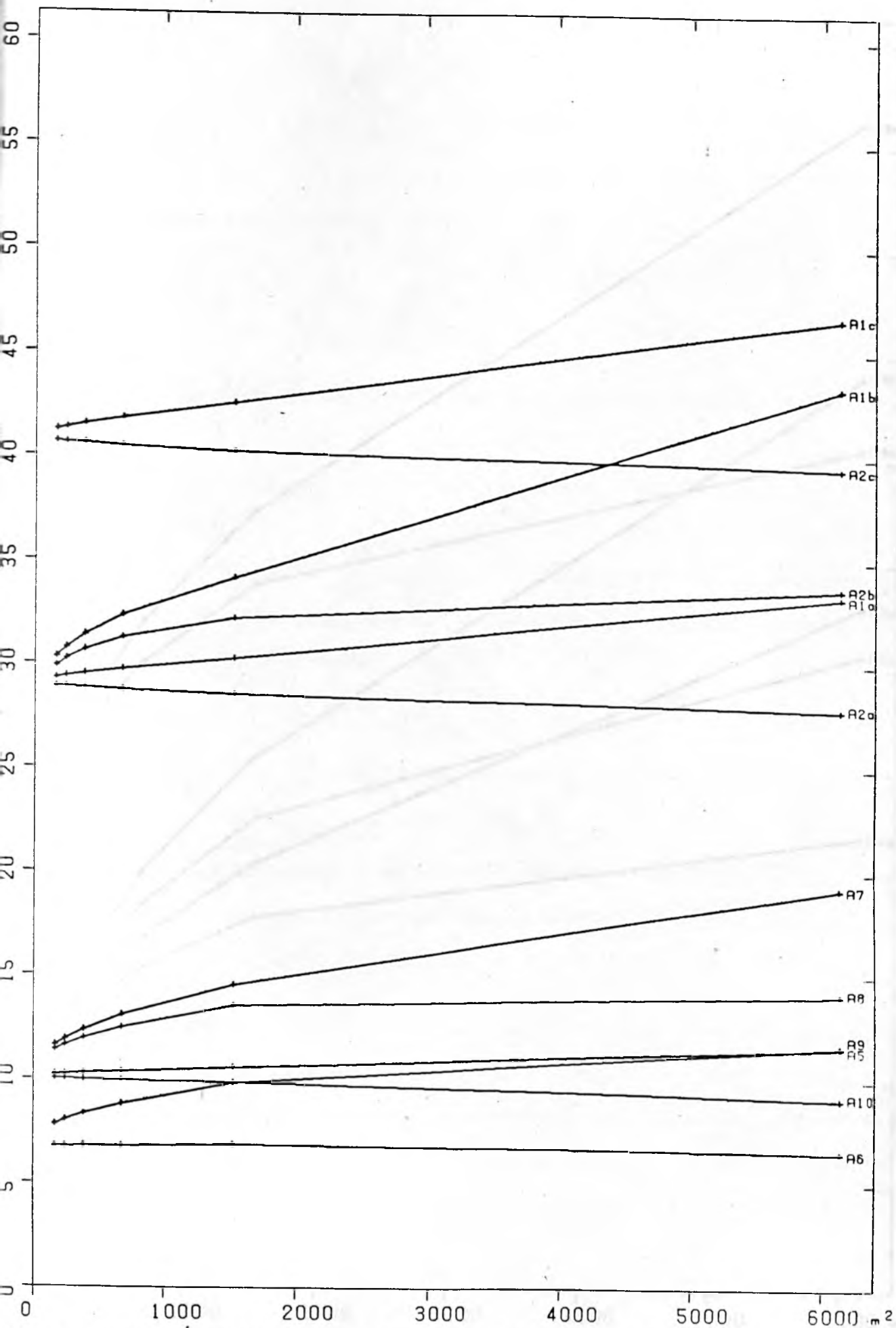
Podział źródła emisji na mniejsze emitory zastępcze powoduje zwykle zmniejszenie wartości emisji. Jedynie w przypadku wariantu A2a, A2c, i A10 następuje niewielki wzrost wartości emisji. W wyniku podziału powierzchniowego źródła emisji uzyskuje się wartości emisji jednostronnie zbieżne do wartości granicznych. Tylko w wariantcie A6 wartości emisji są zbieżne do wartości granicznej dwustronnie. Zmiany wartości emisji ogólnej liczby mikroorganizmów w zależności od elementarnej powierzchni emisji przedstawiono dla poszczególnych wariantów na rys. 5.2 i 5.3. Odpowiednie zmiany wartości emisji bakterii z rodzaju *Staphylococcus* przedstawiono na rys. 5.4 i 5.5. Na rysunkach tych widać, że w wyniku podziału źródła emisji, wartości emisji w wariantcie A1a i A1b oraz A3a i A3b są zbieżne do wartości w wariantcie A2a i A2b oraz A4a i A4b. Wartości graniczne emisji /dla  $n = 25$ / ogólnej liczby mikroorganizmów i bakterii z rodzaju *Staphylococcus* wynoszą odpowiednio:



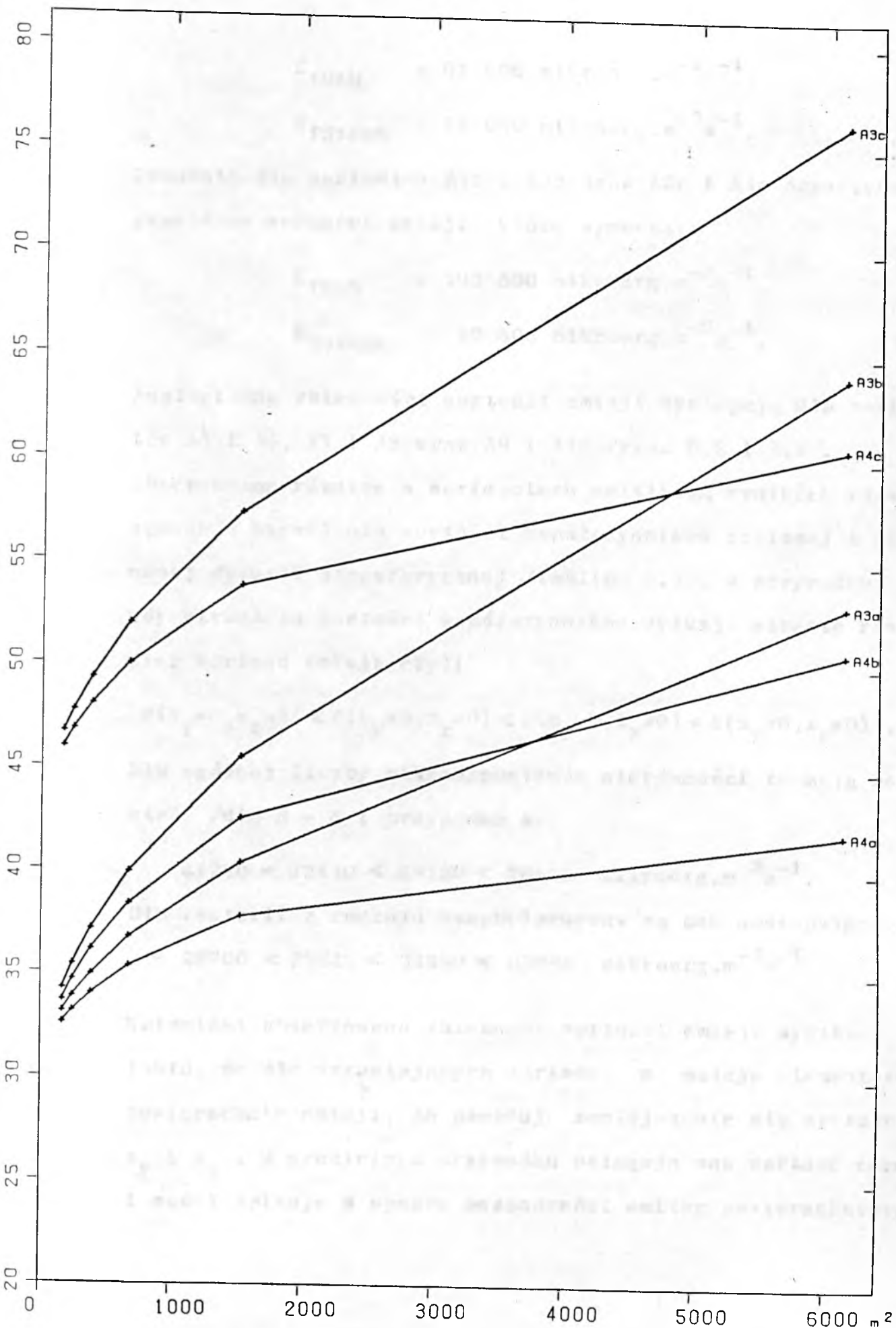
RYC. 5.2. WARTOŚĆ EMISJI OGÓLNEJ LICZBY MIKROORGANIZMÓW W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (variant A1a, A1b, A1c, A2a, A2b, A2c, A5, A6, A7, A8, A9, A10)



RYS. 5.3. WARTOŚĆ EMISJI OGÓLNEJ LICZBY MIKROORGANIZMÓW W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (variant A3a, A3b, A3c, A4a, A4b, A4c)



rys. 5.4. WARTOSC EMISJI BAKTERII Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS W ZALEZNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (variant A1a, A1b, A1c, A2a, A2b, A2c, A5, A6, A7, A8, A9, A10)



RYS. 5.5. WARTOSC EMISJI BAKTERII Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS W ZALEZNOSCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (variant A3a, A3b, A3c, A4a, A4b, A4c)

$$E_{fOLM} = 61\ 600 \text{ mikroorg.m}^{-2}\text{s}^{-1},$$

$$E_{fStaph.} = 29\ 000 \text{ mikroorg.m}^{-2}\text{s}^{-1}.$$

Podobnie dla wariantów A1c i A3c oraz A2c i A4c określono graniczne wartości emisji, które wynoszą:

$$E_{fOLM} = 103\ 500 \text{ mikroorg.m}^{-2}\text{s}^{-1},$$

$$E_{fStaph.} = 40\ 600 \text{ mikroorg.m}^{-2}\text{s}^{-1}.$$

Analogiczne zbieżności wartości emisji występują dla wariantów A5 i A6, A7 i A8 oraz A9 i A10 /rys. 5.2 i 5.4/.

Obserwowane różnice w wartościach emisji są wynikiem różnych sposobów określania wartości współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej /tablica 5.5/. W przypadku gdy wzrastają wartości współczynników dyfuzji wzrasta również wartość emisji czyli

$$E(x_y=0, x_z=0) < E(x_y \neq 0, x_z=0) < E(x_y=0, x_z \neq 0) < E(x_y \neq 0, x_z \neq 0).$$

Dla ogólnej liczby mikroorganizmów nierówności te mają postać /dla  $n = 6$  i przypadku a/

$$61280 < 62440 < 68750 < 70150 \text{ mikroorg.m}^{-2}\text{s}^{-1}.$$

Dla bakterii z rodzaju Staphylococcus są one następujące:

$$28900 < 29325 < 32550 < 33085 \text{ mikroorg.m}^{-2}\text{s}^{-1}.$$

Natomiast obserwowana zbieżność wartości emisji wynika z faktu, że dla wzrastających wartości  $n$  maleje elementarna powierzchnia emisji, co powoduje zmniejszenie się wartości  $x_y$  i  $x_z$ . W granicznym przypadku osiągają one wartość zero i model opisuje w sposób bezpośredni emitor powierzchniowy.



Zastępując źródło powierzchniowe, liniowym źródłem emisji /wariant A12/ otrzymano następujące wartości emisji:

$$E_{fCLM} = 64\ 160 \text{ mikroorg.} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1},$$

$$E_{fStaph.} = 30\ 420 \text{ mikroorg.} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}.$$

Wartości te są zbliżone do granicznych wartości emisji w wariantach A1a, A1b, A2a, A2b, A3a, A3b, A4a i A4b.

W wariantach A1, A2, A3, A4 i A11 obliczenia wykonano dla trzech przypadków:

a/ brak wyniesienia zanieczyszczeń;  $H = h$ ,

b/ wyniesienie zanieczyszczeń liczone jest na krawędzi źródła emisji;  $h = h + h'_0$ ,

c/ wyniesienie zanieczyszczeń liczone jest w stosunku do punktu pomiarowego  $H = h + h'$ .

Wartość efektywnej wysokości źródła emisji wzrasta w kolejnych przypadkach, co powoduje wzrost wartości średniej prędkości wiatru. W wyniku tego wzrasta również wartość emisji zanieczyszczeń. Wzrost ten jest szczególnie duży w przypadku c.

W celu oceny otrzymanych w wyniku obliczeń wartości emisji określono odpowiadające kolejnym seriom pomiarowym i wariantom obliczeniowym wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji stężeń. Wartości tych współczynników uśrednione dla wszystkich serii pomiarowych przedstawiono także w tabelicy II.1.

Współczynnik zmienności emisji ogólnej liczby mikroorganizmów przyjmuje wartości z przedziału 107-119%, a bakterii z rodzaju *Staphylococcus* 104-118%. Odpowiadające im prze-

działy zmienności współczynnika korelacji stężeń są następujące: 0,83 - 0,90 i 0,82 - 0,89. Ogólnie można stwierdzić, że zarówno wartości współczynnika zmienności emisji jak i współczynnika korelacji stężeń są wysokie. Biorąc jednak pod uwagę fakt, że w serii pomiarowej znajduje się średnio 5-6 punktów pomiarowych nie są to wartości zaskakujące. Wraz ze wzrostem liczby punktów pomiarowych maleje zwykle wartość współczynnika zmienności emisji.

Znaczenie współczynnika korelacji w przypadku powyższych badań nie należy przeceniać. Jak wiadomo właściwą miarą ścisłości związku korelacyjnego jest kowariancja, to znaczy wspólna wariancja obu korelowanych zmiennych. Wysoka wartość współczynnika korelacji wynika ze zgodności charakteru zmian wartości stężeń w przypadku pomiarów i obliczeń, tzn. zmniejszania się wartości stężeń w miarę wzrostu odległości od źródła emisji. Wynika z tego, że wartość kowariancji jest wysoka. Obliczając współczynnik determinacji  $r_S^2$  stwierdzono, że wyniki obliczeń objaśniają wyniki pomiarów w 75-ciu procentach, a tylko 25% zmienności wyników pomiaru pochodzi od czynników, których nie uwzględniono w obliczeniach.

Ze względu na niewielką długość serii pomiarowych sprawdzono hipotezę zerową  $H_0 : \rho = 0$ . W wyniku przeprowadzonej weryfikacji stwierdzono, że na poziomie istotności  $\alpha = 0,05$  brak jest podstaw do uznania niezależności korelowanych zmiennych. Oznacza to, że stwierdzona korelacja pomiędzy wartościami stężeń zanieczyszczeń otrzymanymi w wyniku pomiaru i obliczeń nie jest dziełem przypadku.

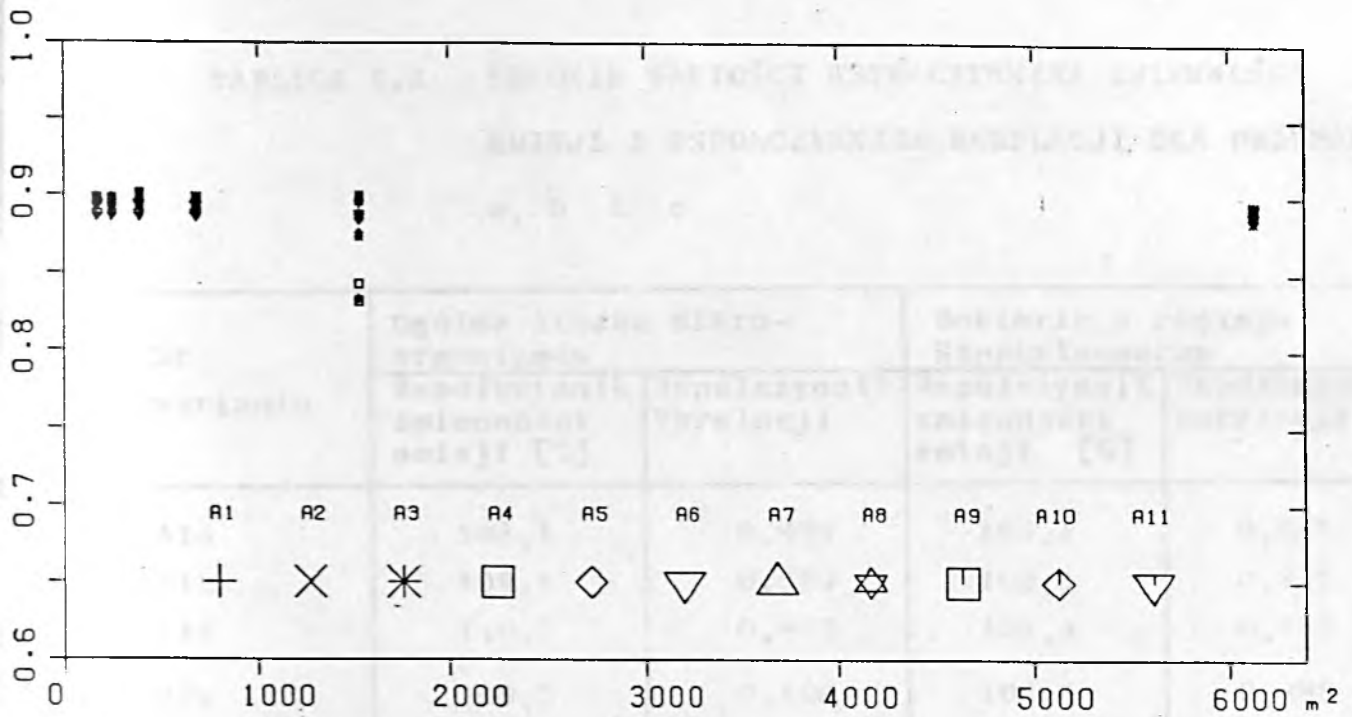
Po dokonaniu powyższych uwag bliżej przeanalizowano zmiany wartości współczynników.

W wyniku zmniejszania się elementarnej powierzchni emisji wartości współczynnika zmienności emisji zmieniają się nieznacznie. W zależności od wariantu obliczeniowego mogą one rosnąć, maleć lub też zmniejszać się po początkowym wzroście wartości. Jedynie dla  $n = 2$  wartości  $V_E$  są wyraźnie większe, co jest obserwowane szczególnie w wariantach, w których  $x_y = 0$ . Wynika to z faktu, że dla tych wariantów, przy podziale źródła na cztery źródła zastępcze, rozkład smug zanieczyszczeń, szczególnie dla małych odległości znacznie odbiega od jednostajnego rozkładu w kierunku osi Y.

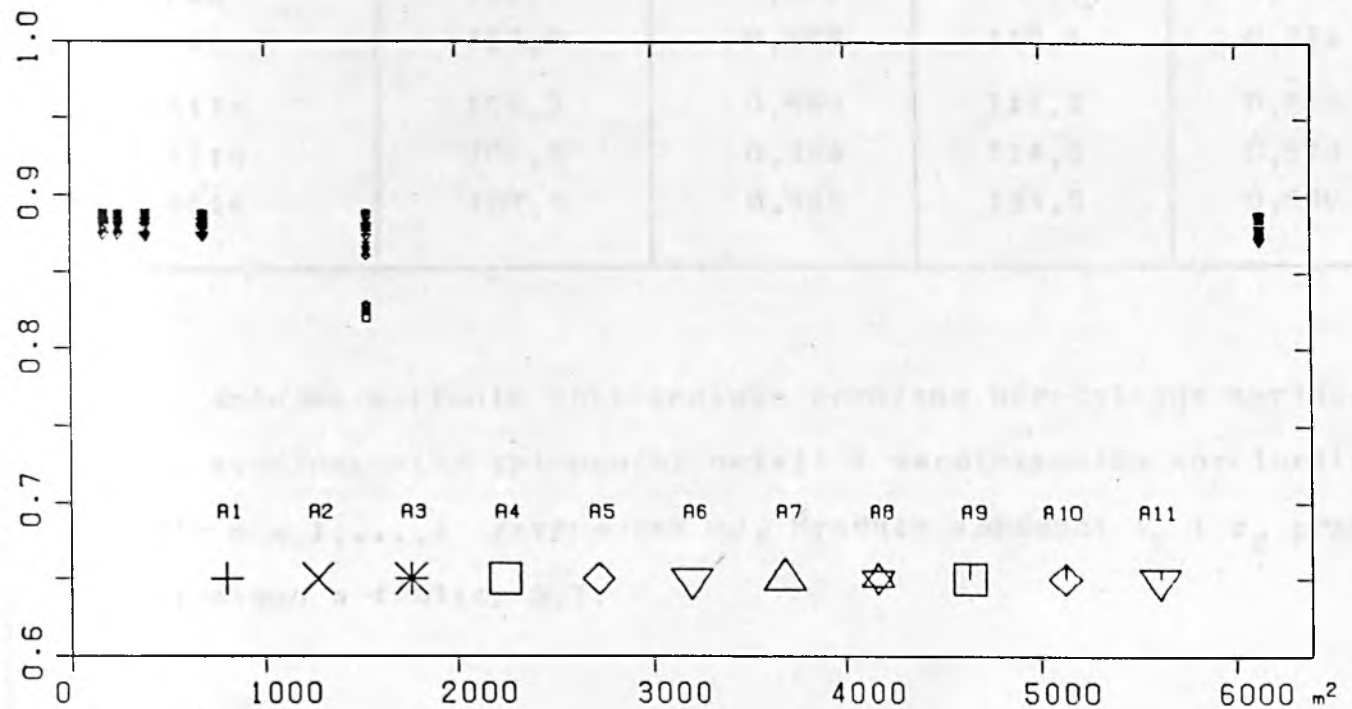
Podobne zmiany występują w przypadku współczynnika korelacji. Zmiany wartości tego współczynnika w zależności od elementarnej powierzchni emisji przedstawiono na rys. 5.6 - dla OLM i rys. 5.7 - dla bakterii z rodzaju *Staphylococcus*. Dla  $n = 2$  obserwuje się wyraźny spadek wartości współczynnika korelacji.

W celu oceny otrzymanych wyników obliczeń dla przypadków a, b i c uśredniono wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji dla wartości  $n = 1, \dots, 6$ . Średnie wartości  $V_E$  i  $r_S$  przedstawiono w tabelicy 5.6.

Z danych zawartych w tej tabelicy wynika, że różnice wartości współczynników dla przypadków a, b i c nie są istotne. Jedynie dla przypadku c stwierdzono nieznaczny wzrost wartości współczynnika zmienności emisji.



YS.5.6. WARTOSC WSPOLCZYNNIKA KORELACJI W ZALEZNOSCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (DLA OGOLNEJ LICZBY MIKROORGANIZMOW)



YS.5.7. WARTOSC WSPOLCZYNNIKA KORELACJI W ZALEZNOSCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (DLA BAKTERII Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS)

TABLICA 5.6 ŚREDNIE WARTOŚCI WSPÓLCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓLCZYNNIKA KORELACJI DLA PRZYPADKU a, b i c

Nr wariantu	Ogólna liczba mikro-organizmów		Bakterie z rodzaju Staphylococcus	
	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
A1a	108,1	0,896	106,4	0,887
A1b	108,1	0,896	106,4	0,887
A1c	110,2	0,893	106,4	0,888
A2a	109,2	0,890	106,5	0,883
A2b	109,2	0,890	106,6	0,882
A2c	111,1	0,890	106,5	0,884
A3a	110,1	0,897	109,0	0,881
A3b	110,1	0,897	109,1	0,881
A3c	111,7	0,898	109,7	0,884
A4a	111,4	0,886	109,6	0,874
A4b	111,4	0,886	109,8	0,873
A4c	113,0	0,888	110,5	0,874
A11a	108,3	0,886	114,2	0,874
A11b	108,3	0,886	114,3	0,873
A11c	107,3	0,888	114,5	0,880

Kolejne warianty obliczeniowe oceniono uśredniając wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji dla  $n = 1, \dots, 6$  /przypadek a/. Średnie wartości  $V_E$  i  $r_S$  przedstawiono w tabelicy 5.7.

TABLICA 5.7. ŚREDNIE WARTOŚCI WSPÓLCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓLCZYNNIKA KORELACJI DLA POSZCZEGÓLNYCH WARIANTÓW

Nr wariantu	OGÓLNA LICZBA MIKRO-ORGANIZMÓW		BAKTERIE Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS	
	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
A1a	108	0,90	106	0,89
A2a	109	0,89	103	0,88
A3a	110	0,90	109	0,88
A4a	111	0,89	110	0,87
A5	111	0,89	113	0,87
A6	110	0,89	111	0,88
A7	111	0,90	112	0,88
A8	112	0,89	113	0,87
A9	109	0,90	110	0,89
A10	110	0,89	110	0,88
A11a	108	0,89	114	0,87
A12	110	0,90	110	0,89
$x_y \neq 0$ ; A1, A3, A7, A9	110	0,90	110	0,88
$x_y = 0$ ; A2, A4, A8, A10	110	0,89	110	0,88
$x_z = 0$ ; A1, A2, A9, A10	109	0,89	108	0,88
$x_z \neq 0$ ; A3, A4, A7, A8	111	0,89	111	0,88
$x_y \neq 0$ , $x_z = 0$ ; A1, A9	109	0,90	108	0,89
$x_y \neq 0$ , $x_z \neq 0$ ; A3, A7	110	0,90	110	0,88
$x_y = 0$ , $x_z \neq 0$ ; A4, A8	112	0,89	112	0,87
$x_y = 0$ , $x_z = 0$ ; A2, A10	110	0,89	108	0,88

Należy stwierdzić, że różnice w wartościach średnich dla poszczególnych wariantów są niewielkie. Mimo to zaobserwowano pewne prawidłowości. W przypadku uwzględnienia w obliczeniach pozornej odległości źródła emisji  $/x_y \neq 0/$  we wzorze na współczynnik poziomej dyfuzji atmosferycznej, otrzymano mniejsze wartości współczynnika zmienności emisji, a większe wartości współczynnika korelacji. Natomiast w przypadku współczynnika pionowej dyfuzji atmosferycznej sytuacja jest odwrotna. Najkorzystniejsze wartości współczynników otrzymano w przypadku uwzględnienia wartości  $x_y$ , a pominięcia  $x_z$ . Najmniej korzystne wyniki otrzymano dla wariantu  $x_y = 0$ ,  $x_z \neq 0$ . Liczbowe uzasadnienie tych wniosków przedstawiono w tabelicy 5.7.

Dla wariantu A1a obliczono dodatkowe wskaźniki jakości określonych wartości emisji. Średni kwadrat odchyień stężeń OLM dla wszystkich serii pomiarowych zmienia się od 36 230 mikroorg. $m^{-3}$   $/n = 1/$  do 36 740 mikroorg. $m^{-3}$   $/n=6/$ . Przedział zmienności wskaźnika  $S_S$  dla bakterii z rodzaju Staphylococcus wynosi odpowiednio 13050  $/n=2/$  - 13310  $/n=1/$  mikroorg. $m^{-3}$ . Zmiany bezwzględne średniej wartości wskaźnika  $S_S$  nie są więc duże. Natomiast jego wartości są znaczne, co wynika z porównania ich do wartości średniej stężeń pomierzonych. Wskaźnik  $P_S$  przyjmuje wartości średnie z przedziału 1,37  $/n=1/$  - 1,42  $/n=6/$  dla OLM; 1,80  $/n=1/$  - 1,86  $/n=6/$  dla bakterii z rodzaju Staphylococcus. Te stosunkowo wysokie wartości wynikają z wysokich wartości współczynnika zmienności emisji. Należy jednak zaznaczyć, że wartości średnie tych wskaźników jakości dla wszystkich serii pomiarowych nie charakteryzują właściwie wyników obliczania emisji, ponieważ zmienność wartości wskaźników pomiędzy poszczególnymi

seriami pomiarowymi jest znaczna. Przykładowo dla  $n = 1$  średni kwadrat odchyłeń stężeń przyjmuje wartości z przedziału:

OLM 1350 /seria 8/-214680 /seria 10/,  
B. z rodzaju *Staphylococcus* 490 /seria 8/- 88965 /seria 10/  
mikroorg.  $m^{-3}$ .

Stosunek wielkości szumu do wielkości stężeń przyjmuje wartości z przedziału:

OLM 0,26 /seria 2/ - 3,76 /seria 7/,  
B. z rodzaju *Staphylococcus* 0,59 /seria 2/ - 5,67 /seria 8/.

Również zmienność wartości wariancji stężeń wyjaśnionej przez model jest znaczna dla poszczególnych serii pomiarowych. Dla ośmiu serii wartości średnie wynoszą:

0,67 - dla OLM i 0,48 - dla bakterii z rodzaju *Staphylococcus*. Jednak dla pozostałych czterech serii wariancja  $V_S$  przyjmuje wartości ujemne.

Na podstawie obliczeń i analizy wyników wykonanych dla obiektu A stwierdzono, że:

- modelowanie źródła emisji o powierzchni większej niż  $2000 m^2$  za pomocą jednego zastępczego źródła punktowego powoduje znaczne zawyżenie lub niekiedy заниżenie wartości emisji w stosunku do wartości granicznych,
- sposób określania wartości współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej ma istotny wpływ na wyniki obliczania wartości emisji,
- średnią prędkość transportu zanieczyszczeń można obliczać przy założeniu braku ich wyniesienia /przypadek a/ lub też na podstawie wyniesienia obliczonego na zawietrznej



- krawędzi emitora /przypadek b/, natomiast nie ma podstaw do określania wynisienia zanieczyszczeń w stosunku do punktu pomiarowego /przypadek c/,
- współczynnik zmienności emisji i współczynnik korelacji stężeń nie są miarami bardzo wrażliwymi na sposób obliczania emisji jednak pozwalają jednocześnie stwierdzić, że najwyższa zgodność wyników występuje w wariancie A1a,
  - kryteria jakości wyników obliczeń emisji takie jak średni kwadrat odchyień stężeń, stosunek wielkości szumu do wielkości stężeń oraz wariancja stężeń wyjaśniona przez model przyjmują wartości znacznie różniące się dla poszczególnych serii pomiarowych.

Większość serii charakteryzuje się korzystnymi wartościami tych wskaźników lecz dla kilku serii są one niezadowalające. Stąd też ich średnie wartości dla całego programu badań na obiekcie A nie są miarodajne dla oceny wartości emisji zanieczyszczeń.

#### 5.2.2. Oczyszczalnia ścieków komunalnych - obiekt B

Obliczenia emisji wykonano dla  $L = 11$  serii pomiarowych w jedenastu wariantach, przyjmując jako źródło emisji zanieczyszczeń zastępczy emitor punktowy. Ze względu na niewielką powierzchnię emisji nie dokonywano podziału emitora na mniejsze emitory elementarne.

Wyniki obliczeń dla OLM i bakterii z rodzaju *Staphylococcus* przedstawiono w tabelicy II.2, a dla bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i bakterii z rodzaju *Pseudomonas* w tabelicy II.3.

Wartości emisji dla poszczególnych wariantów różnią się mniej niż dla obiektu A. Jedyne wariant B11 stanowi wyjątek, w którym wartości emisji są kilka lub kilkanaście razy większe niż w pozostałych wariantach. Przedziały zmienności wartości emisji przedstawiają się następująco /z wyjątkiem wariantu B11/:

	/w mikroorg.s <sup>-1</sup> /
OLM	918200 /B6/-5672550 /B3/
B.z rodzaju Staphylococcus	51780 /B3/- 332935 /B3/
B.z rodziny Enterobacteriaceae	212575 /B6/-1447685 /B3/
B.z rodzaju Pseudomonas	59500 /B6/- 337405 /B3/

W przypadku obiektu B również najmniejsze wartości emisji otrzymano w wariancie 6, a największe w wariancie 3.

Obserwowane różnice w wartościach emisji są wynikiem różnych sposobów określania wartości współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej /tablica 5.5/. Dla wzrastających wartości współczynników dyfuzji wzrasta również wartość emisji czyli  $E /B2/ < E /B1/ < E /B4/ < E /B3/$ .

Dla poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia powietrza nierówności te mają następującą postać /przypadek a/:

OLM	3845770 < 4250900 < 5003900 < 5672550	$\frac{\text{mikroorg}}{\text{s}}$
Staphylococcus	191750 < 231165 < 274845 < 332935	"-"
Enterobacteriaceae	980310 < 1094710 < 1236215 < 1447685	"-"
Pseudomonas	241895 < 281810 < 293085 < 337405	"-"

W wariantach B1-B1 zmiany wartości emisji nie są zbyt duże  $\frac{E_{\max}}{E_{\min}} \approx 1,5/$ . Natomiast wyraźnie mniejsze wartości emisji otrzymano w wariantach B5-B10.

Obliczenia dla przypadku a, b i c wykonano dla wariantu B1 i B2, ponieważ wykazują one najwyższą zgodność wyników obliczeń z wynikami pomiarów. Wzrost efektywnej wysokości źródła emisji zaznacza się wzrostem wartości emisji zanieczyszczeń.

Ocenę otrzymanych wyników oparto częściowo na analizie miar statystycznych określonych dla poszczególnych wariantów obliczeniowych. Wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji stężeń przedstawiono w tablicach II.2 i II.3.

Dla kolejnych wskaźników mikrobiologicznego zanieczyszczenia atmosfery wartości współczynników znajdują się w przedziałach:

OLM	$117 < V_E < 130,$	$0,81 < r_S < 0,85,$
Staphylococcus	$100 < V_E < 143,$	$0,82 < r_S < 0,87,$
Enterobacteriaceae	$120 < V_E < 149,$	$0,91 < r_S < 0,97,$
Pseudomonas	$94 < V_E < 107,$	$0,90 < r_S < 0,93 .$

Na podstawie współczynnika determinacji stwierdzono, że wyniki obliczeń objaśniają w blisko 80-ciu procentach wyniki pomiarów, a około 20% zmienności wyników pomiaru jest spowodowane czynnikami, których nie uwzględniono w obliczeniach.

W wyniku przeprowadzonej weryfikacji stwierdzono, że na poziomie istotności  $L = 0,05$  brak jest podstaw do przyjęcia hipotezy zerowej  $H_0: \rho = 0$ . Oznacza to, że współczynnik korelacji pomiędzy wartościami stężeń zanieczyszczeń otrzymanymi w wyniku pomiaru i obliczeń jest istotny.

Z danych zawartych w tablicach II.2 i II.3 wynika, że różnice w wartościach współczynników dla przypadków a, b i c są wyraźne. W przypadku b stwierdzono wzrost wartości współczynnika zmienności emisji /z wyjątkiem bakterii z rodzaju Pseudomonas/ i spadek wartości współczynnika korelacji. Wartości dla przypadku a i c są zbliżone. Zmiany wartości współczynników w zależności od wariantu obliczeniowego nie są tak jednoznaczne jak w przypadku obiektu A. Ogólnie można stwierdzić, że po uwzględnieniu w obliczeniach pozornej odległości źródła emisji  $/x_y \neq 0 /$  we wzorze na współczynnik poziomej dyfuzji atmosferycznej, otrzymano większe wartości współczynnika zmienności emisji, a mniejsze wartości współczynnika korelacji. Uwzględnienie pozornej odległości źródła wirtualnego ze względu na  $\sigma_z$  powoduje niewielką poprawę zgodności wyników. Najkorzystniejsze wartości współczynników otrzymano w przypadku uwzględnienia wartości  $x_z$ , a pominięcia  $x_y$ . Liczbowe uzasadnienie tych wniosków przedstawiono w tablicy 5.8.

Dla wariantu B1 obliczono dodatkowe wskaźniki jakości modelu obliczania emisji. Zmienność wartości wskaźników pomiędzy poszczególnymi seriami pomiarowymi jest znaczna. Średni kwadrat odchyleń stężeń przyjmuje wartości z przedziałów:

		/w mikroorg. m <sup>-3</sup> /
OLM	680 /seria 7/-55510 /seria 4/ ,	
Staphylococcus	25 /seria 9/- 5385 /seria 1/ ,	
Enterobacteriaceae	420 /seria10/-43620 /seria 4/,	
Pseudomonas	15 /seria 8/- 8095 /seria 2/.	

TABLICA 5.8 ŚREDNIE WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI

W ZAJĘZNOŚCI OD SPOSOBU OBLICZANIA EMISJI

Nr wariantu	OIM		B. z rodzaju Staphylococcus		B. z rodziny Enterobacteriaceae		B. z rodzaju Pseudomonas	
	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji
	$x_y \neq 0$ ; B1, B3, B7, B9	123	0,84	107	0,85	133	0,36	99
$x_y = 0$ ; B2, B4, B8, B10	118	0,85	101	0,86	125	0,97	100	0,93
$x_z \neq 0$ ; B1, B2, B9, B10	120	0,84	103	0,86	127	0,96	103	0,93
$x_z \neq 0$ ; B3, B4, B7, B8	120	0,84	105	0,86	131	0,96	97	0,93
$x_y \neq 0, x_z = 0$ ; B1, B9	123	0,84	105	0,86	131	0,96	102	0,92
$x_y \neq 0, x_z \neq 0$ ; B3, B7	123	0,84	109	0,85	136	0,95	97	0,92
$x_y = 0, x_z \neq 0$ ; B4, B8	117	0,85	101	0,86	127	0,96	97	0,93
$x_y = 0, x_z = 0$ ; B2, B10	118	0,85	102	0,86	123	0,97	104	0,93

Wartości stosunku wielkości szumu do wielkości stężeń występują w przedziałach:

OLM	0,42 /seria 7/ - 8,43 /seria 9/,
Staphylococcus	0,57 /seria 7/ - 6,38 /seria 5/,
Enterobacteriaceae	0,42 /seria 6/ - 6,83 /seria 8/,
Pseudomonas	0,13 /seria 8/ - 9,53 /seria 11/.

Zmienność wartości wariancji stężeń wyjaśnionej przez model jest podobna jak w przypadku obiektu A.

Większość serii pomiarowych posiada korzystne wartości wskaźników jakości dopasowania modelu. Przykładowo w serii nr 6 otrzymano dla OLM następujące wartości wskaźników:

$$V_E = 69\%, r_S = 1,000, P_S = 0,58 \text{ i } V_S = 0,93.$$

Dla bakterii z rodziny Enterobacteriaceae odpowiednie wskaźniki wynoszą:  $V_E = 55\%$ ,  $r_S = 1,000$ ,  $P_S = 0,42$  i  $V_S = 0,97$ . Niemniej w wynikach badań przeprowadzonych na obiekcie B występują serie pomiarowe, dla których wartości wskaźników są znacznie gorsze.

Na podstawie analizy wyników obliczeń wykonanych dla obiektu B stwierdzono, że:

- średnia prędkość transportu zanieczyszczeń można obliczać przy założeniu braku ich wyniesienia /przypadek a/, tzn.  $h' = 0$ ,
- dla małego źródła powierzchniowego uwzględnienie pozornej odległości zastępczego źródła punktowego nie powoduje poprawy zgodności wyników obliczeń z wynikami pomiarów,
- najwyższą zgodność wyników obliczeń uzyskano w wariancie B2.

### 5.2.3. Oczyszczalnia ścieków mleczarskich - obiekt C

Obliczenia emisji wykonano dla  $L = 21$  serii pomiarowych, przyjmując jako źródło emisji zanieczyszczeń zastępczy emitator punktowy. W obliczeniach nie dokonywano podziału emitatora powierzchniowego na mniejsze emitatory elementarne. Wyniki obliczeń wykonawanych dla OLM i bakterii fermentacji mlekowej przedstawiono w tabelicy II.4.

Interpretacja wyników pomiaru i obliczeń jest częściowo utrudniona, ponieważ od południowej i wschodniej strony obiektu znajduje się pas zieleni izolacyjnej, który znacznie modyfikuje rozkład stężeń zanieczyszczeń. Zmiany wartości emisji zanieczyszczeń dla poszczególnych wariantów mają ten sam charakter jak w przypadku obiektu B. Niskie wartości emisji otrzymano dla wariantów C5 - C10, kilka razy wyższe dla wariantów C1 - C4 i najwyższe dla wariantu C11. Przedziały zmienności wartości emisji przedstawiają się następująco /z wyjątkiem wariantu C11/:

/ w mikroorg.  $s^{-1}$  /

OLM 4148110 /C6/ - 37131960 /C3/,

Bakterie fermentacji mlekowej 334025 /C6/ - 3539080 /C3/.

Wzrost wartości współczynników dyfuzji powoduje wzrost wartości emisji zanieczyszczeń zgodnie z nierównościami:

$E /C2/ < E /C1/ < E /C4/ < E /C3/.$

Dla poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia powietrza nierówności te mają postać /przypadek a/:

OLM 23348310 < 27003700 < 31096040 < 37131960 ,

Bakterie fermentacji mlekowej 1672730 < 2121290 < 2614380 < 3539080 ,

/w mikroorg.  $s^{-1}$  /.

W wariantach C1 - C4 stosunek  $E_{\max}$  do  $E_{\min}$  wynosi około 1,6 - 2,0.

Obliczenia dla przypadku a, b, c wykonano dla wariantu C1 i C2. Charakter zmian wartości emisji i współczynników jest podobny jak dla obiektu B.

Wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji stężeń przedstawiono w tabelicy II.4. W zależności od rodzaju mikrobiologicznego zanieczyszczenia atmosfery współczynniki przyjmują wartości w przedziałach:

OLM	$108 < V_E < 131,$	$0,35 < r_S < 0,36,$
B. fermentacji mlekowej	$108 < V_E < 111,$	$0,81 < r_S < 0,86.$

Wartości współczynników są zbliżone do tych, które otrzymano w obliczeniach dla obiektu A i B. Jedyne współczynnik korelacji dla OLM jest znacznie mniejszy. Biorąc pod uwagę także jego niewielką zmienność w zależności od metody obliczeniowej nie był on uwzględniany w dalszych analizach.

Z danych zawartych w tabelicy II.4 wynika, że brak jest jednoznacznych zmian wartości współczynników. Trudności w analizie wyników obliczeń wynikają z niewielkich różnic bezwzględnych wartości współczynników. Również tendencje obserwowane w przypadku OLM i bakterii fermentacji mlekowej nie są całkowicie zbieżne. Średnie wartości współczynników w zależności od sposobu obliczania emisji przedstawiono w tabelicy 5.9.

Na podstawie analizy wyników obliczeń wykonanych dla obiektu C stwierdzono, że:

- warunki wykonywania badań terenowych związanych z okreś-



TABLICA 5.9 ŚREDNIE WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD SPOSOBU OBLICZANIA EMISJI

Nr wariantu	OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW		BAKTERIE FERMENTACJI MIEKOWEJ	
	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji
$x_y \neq 0; C1, C3, C7, C9$	120	0,36	109	0,85
$x_y = 0; C2, C4, C8, C10$	125	0,36	109	0,86
$x_z = 0; C1, C2, C9, C10$	127	0,36	109	0,86
$x_z \neq 0; C3, C4, C7, C8$	119	0,36	109	0,85
$x_y \neq 0; x_z = 0; C1, C9$	124	0,36	108	0,86
$x_y \neq 0, x_z \neq 0; C3, C7$	116	0,36	109	0,84
$x_y = 0, x_z \neq 0; C4, C8$	121	0,36	108	0,85
$x_y = 0, x_z = 0; C2, C10$	129	0,36	109	0,86

- lanie rozkładu stężeń wokół źródła emisji mają istotny wpływ na precyzję wyników obliczeń emisji zanieczyszczeń,
- najwyższą zgodność wyników obliczeń uzyskano w wariantach C1 i C3, natomiast najniższa zgodność wystąpiła w wariacie C2,
  - kryteria jakości modelu oparte na badaniu zmienności stężeń  $/S_S, P_S$  i  $V_S/$  potwierdzają wnioski sformułowane na podstawie analizy wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji stężeń.

#### 5.2.4. Oczyszczalnia ścieków drożdżowniczych - obiekt D

Obliczenia emisji ogólnej liczby mikroorganizmów wykonano dla dziesięciu serii pomiarowych, a emisji dwutlenku węgla dla czterech serii pomiarowych. Obliczenia dotyczą tylko rowu napowietrzającego ścieki traktowanego jako izolowane, powierzchniowe źródło emisji. W obliczeniach wykorzystano zastępczy emitor punktowy, co jest uzasadnione sposobem napowietrzenia rowu /jeden aerator o osi pionowej/ i niewielką powierzchnią źródła. Wyniki obliczeń wykonanych dla OLM i  $CO_2$  przedstawiono w tabelicy II.5.

Zmiany wartości emisji zanieczyszczeń dla poszczególnych wariantów obliczeniowych zachodzą w sposób analogiczny jak w przypadku obiektów A, B i C. Najniższe wartości emisji otrzymano w wariacie D3. Wynoszą one odpowiednio  $1643930$  mikroorg. $s^{-1}$  dla OLM i  $12283$  mgs $^{-1}$  dla  $CO_2$ . Najwyższe wartości, odpowiadające wariantowi D3 wynoszą: OLM -  $12760360$  mikroorg. $s^{-1}$ ,  $CO_2$  -  $96558$  mgs $^{-1}$ . Jedynie w wariacie D11

wartości emisji są jeszcze o około pięć razy większe. Wzrost wartości emisji następuje w wyniku wzrostu wartości współczynników dyfuzji atmosferycznej.

Dla czterech pierwszych wariantów przedstawia się on następująco:  $E /D2/ < E /D1/ < E /D4/ < E /D3/$ .

W wartościach liczbowych nierówności te mają postać /przypadek a/:

GLM 3430010 < 9564330 < 10965530 < 12760360 mikroorg.s<sup>-1</sup>,  
CO<sub>2</sub> 64288 < 73253 < 83222 < 96558 mgs<sup>-1</sup>.

W wariantach D1 - D4 zmiany wartości emisji nie są duże, a stosunek E<sub>max.</sub> do E<sub>min.</sub> wynosi około 1,5,

W badaniu wpływu efektywnej wysokości źródła emisji na wartość emisji stwierdzono jednoznacznie, że wzrost średniej prędkości wiatru powoduje wzrost wartości emisji zanieczyszczeń. Różnice w zgodności wyników obliczeń z pomiarami w przypadkach a, b i c są nieistotne.

Wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji stężeń przedstawiono w tabelicy II.5.

Ogólnie stwierdzono znacznie korzystniejsze wartości współczynników w porównaniu z obiektami A, B i C. Wynika to z charakteru źródła emisji i warunków prowadzenia badań w terenie. Emitor posiada precyzyjne określone parametry, a jego oddziaływanie mierzono w obszarze, w którym nie występowały oddziaływania innych źródeł. W zależności od rodzaju zanieczyszczenia atmosfery, wartości współczynników zmieniają się w przedziałach:

OLM	$73 < V_E < 98$ ,	$0,97 < r_S < 0,99$ ,
CO <sub>2</sub>	$67 < V_E < 90$ ,	$0,81 < r_S < 0,88$ .

Zmiany wartości współczynników w zależności od wariantu obliczeniowego nie są jednoznaczne. W przypadku OLM dobrą zgodność wyników otrzymano w wariacie D1 i D10, natomiast w przypadku CO<sub>2</sub> korzystniejsza sytuacja jest w wariantach D5 - D9 i D11. Średnie wartości współczynników w zależności od sposobu obliczania emisji przedstawiono w tabeli 5.10.

Przedział zmienności wskaźnika S<sub>S</sub> wynosi dla OLM od 560 mikroorg.m<sup>-3</sup> /seria 7/ do 139530 mikroorg. m<sup>-3</sup> /seria 2/, a dla CO<sub>2</sub> od 92,7 mgm<sup>-3</sup> /seria 3/ do 310,7 mgm<sup>-3</sup> /seria 4/. Przedziały zmienności wskaźnika P<sub>S</sub> wynoszą odpowiednio 0,46 /seria 5/ - 3,33 /seria 2/ i 1,89 /seria 2/ - 4,05 /seria 4/. Wartości wariancji stężeń OLM objaśnionej przez model prawie dla wszystkich serii są bliskie jedności, natomiast w przypadku stężeń CO<sub>2</sub> przyjmują wartości ujemne.

Na podstawie analizy wyników obliczeń wykonanych dla obiektu D stwierdzono, że:

- dokładne określenie parametrów źródła emisji oraz rozkładów stężeń zanieczyszczeń pozwala w dużym stopniu podwyższyć precyzję wyników obliczeń emisji zanieczyszczeń,
- badania oczyszczalni można prowadzić w dwojaki sposób:
  - /i/ traktuje obiekt jako jedno źródło emisji, co wymaga wprowadzania założeń o jednorodności parametrów;
  - /ii/ traktuje obiekt jako zespół źródeł emisji o różnych parametrach. Wybór metody badań uwarunkowany jest

TABLICA 5.10. ŚREDNIE WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD SPOSOBU OBLICZANIA EMISJI

Nr wariantu	OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW		DWUTYENEK WĘGLA	
	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji	współczynnik zmienności emisji [%]	współczynnik korelacji
$x_y \neq 0; D1, D3, D7, D9$	77	0,99	77	0,83
$x_y = 0; D2, D4, D8, D10$	75	0,99	84	0,82
$x_z = 0; D1, D2, D9, D10$	74	0,99	84	0,82
$x_z \neq 0; D3, D4, D7, D8$	77	0,99	77	0,83
$x_y \neq 0, x_z = 0; D1, D9$	75	0,99	81	0,82
$x_y \neq 0, x_z \neq 0; D3, D7$	79	0,98	73	0,84
$x_y = 0, x_z \neq 0; D4, D8$	75	0,99	81	0,82
$x_y = 0, x_z = 0; D2, D10$	74	0,99	87	0,81

wielkością obiektu i wzajemnym rozmieszczeniem źródeł emisji,

- najwyższą zgodność wyników obliczeń uzyskano w wariancie D1 i D10 dla OLM oraz D7 i D11 dla CO<sub>2</sub>,
- precyzja określenia wartości emisji OLM jest wyraźnie większa niż w przypadku emisji dwutlenku węgla, mimo że warunki wykonywania badań były analogiczne.

#### 5.2.5. Laguny osadowe oczyszczalni ścieków komunalnych

- obiekt E

Obliczenia emisji wykonano dla L = 6 serii pomiarowych w jedenastu wariantach z podziałem źródła powierzchniowego na  $n^2$  części, gdzie  $n = 1, \dots, 6$ . W wariancie E12 wykonano obliczenia emisji zastępując źródło powierzchniowe, liniowym źródłem emisji. Wyniki obliczeń emisji zanieczyszczeń chemicznych: dwutlenku węgla i amoniaku przedstawiono w tabelicy II.6. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne w przypadku tego obiektu nie były istotne.

Różnice w wartościach emisji dla poszczególnych wariantów obliczeniowych są znaczne. Emisja dwutlenku węgla przyjmuje wartości z przedziału od  $11 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$  dla wariantu E10 do  $165 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$  dla wariantu E3a. Odpowiednie granice podziału zmienności dla amoniaku wynoszą  $0,09-1,15 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Podane wartości dotyczą przypadku, gdy  $n = 1$ , czyli wykorzystania do obliczeń jednego zastępczego źródła punktowego. W przypadku wprowadzenia do obliczeń 25 źródeł zastępczych  $/n=5/$  zmienność emisji w poszczególnych wariantach obliczeniowych maleje ponad trzykrotnie i wynosi dla

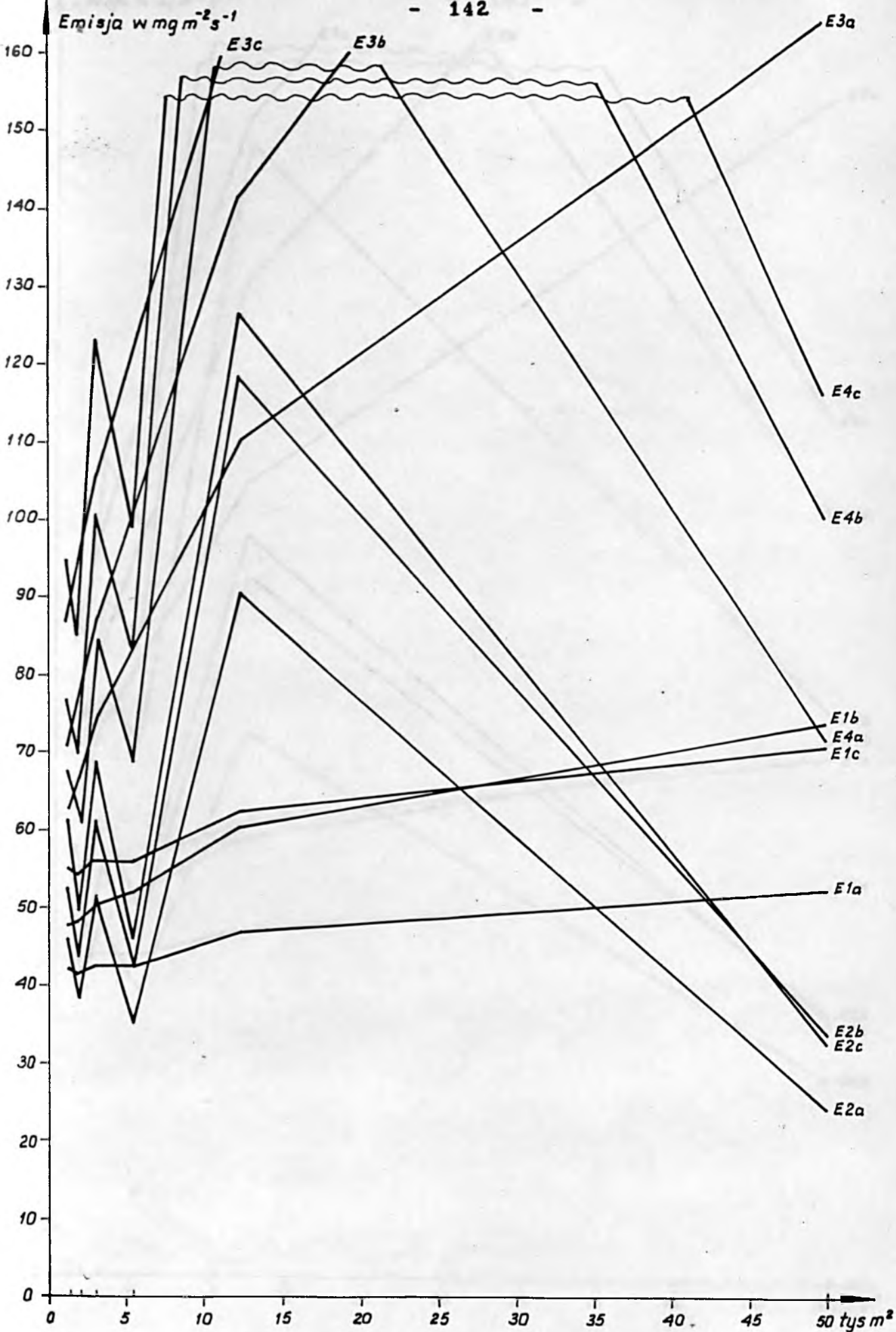
$\text{CO}_2$  od  $20 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$  /E6/ do  $66 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$  /E3a/ oraz dla  $\text{NH}_3$  od  $0,15 \text{ mgm}^{-2}\text{s}$  /E6/ do  $0,48 \text{ mgm}^{-2}\text{s}$  /E3a/. Zmiany te wynikają z faktu, że w wyniku podziału źródła powierzchniowego na mniejsze powierzchnie elementarne wartości emisji dążą do pewnych wartości granicznych.

Podział źródła emisji na mniejsze emitory zastępcze powoduje w większości przypadków niemonotoniczne zmiany wartości emisji. Jedynie w wariantach E1b, E3 i E7 wartości emisji maleją. Sytuacja ta wynika z faktu, że do obliczeń wzięto wartości stężeń /wyższe od oznaczalności metody/ z punktów położonych blisko zawietrznej krawędzi źródła emisji. Niekiedy odległość ta jest mniejsza od  $x_{\text{min}}$  określonego w rozdziale 3.3.1. W takim przypadku dla  $n = 1$  otrzymano заниżone wartości emisji, natomiast dla  $n = 2$  wartości emisji znacznie większe od wartości granicznej.

Podobnie jak w przypadku obiektu A zaobserwowano zbieżność wartości emisji w wariantach E1 i E2 oraz E3 i E4 odpowiednio dla przypadku a, b i c.

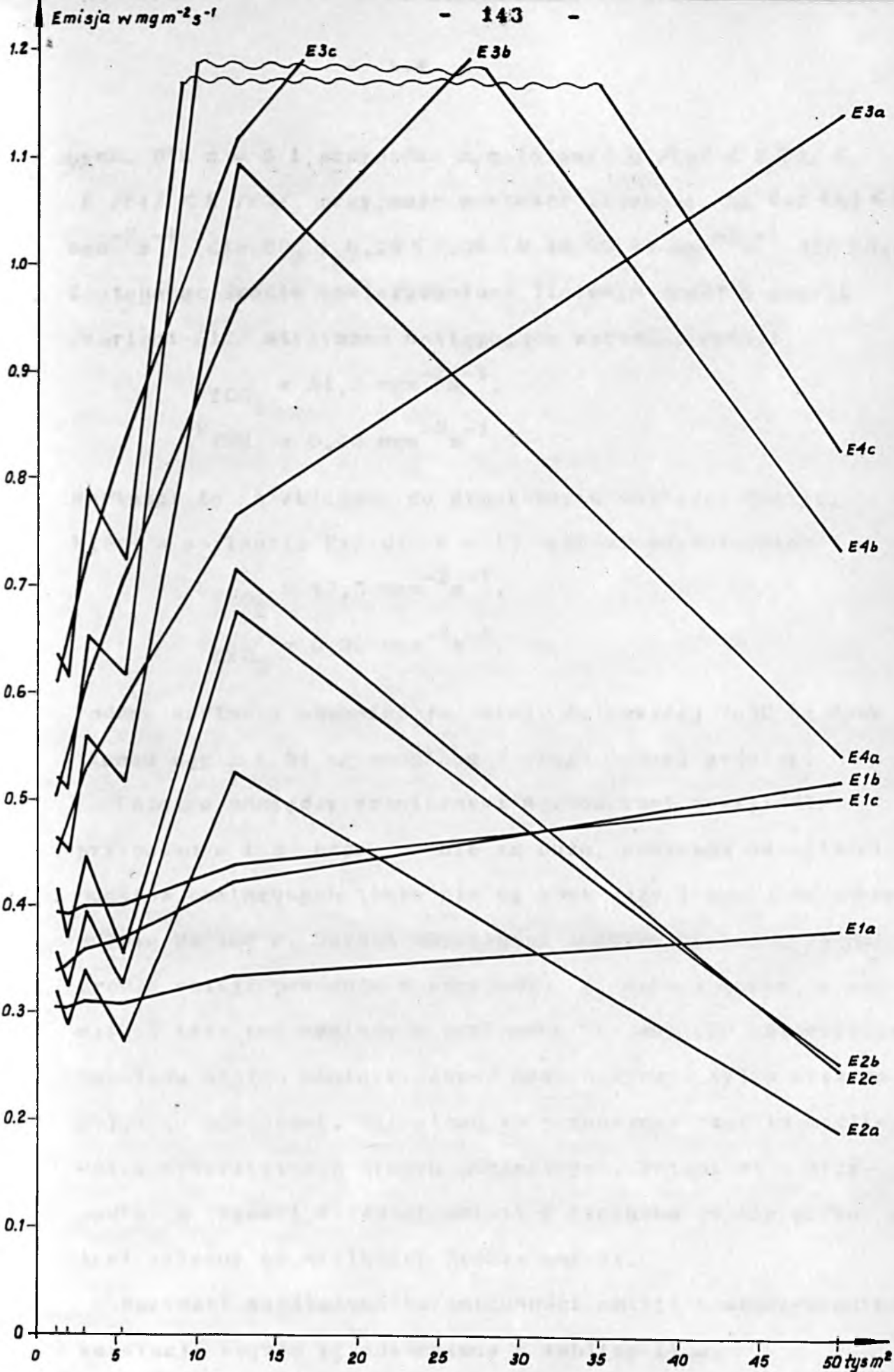
Zmiany wartości emisji dwutlenku węgla w zależności od elementarnej powierzchni emisji przedstawiono na rys. 5.8. Odpowiednie zmiany w stosunku do emisji amoniaku przedstawiono na rys. 5.9. W obliczeniach, w których przyjęto  $x_y = 0$  wartości emisji ulegają większym zmianom i oscylują wokół odpowiedniej krzywej dla  $x_y \neq 0$  oraz są zbieżne do tej krzywej.

Zmiany wartości emisji w zależności od wartości współczynników dyfuzji można rozpatrywać jedynie dla warunków granicznych



RYS. 5.8. WARTOŚĆ EMISJI DWUTLENKU WĘGLA W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (WARIANT E1a, E1b, E1c, E2a, E2b, E2c, E3a, E3b, E3c, E4a, E4b, E4c)





RYC. 5.9. WARTOŚĆ EMISJI AMONIAKU W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (WARIANT E1a, E1b, E1c, E2a, E2b, E2c, E3a, E3b, E3c, E4a, E4b, E4c)

nych. Dla  $n = 5$  i przypadku a, zależność  $E /E_2/ < E/E_1/ < E /E_4/ < E /E_3/$  przyjmuje wartości liczbowe  $38 < 42 < 61 < 66 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$  dla  $\text{CO}_2$  i  $0,29 < 0,30 < 0,45 < 0,48 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}$  dla  $\text{NH}_3$ . Zastępując źródło powierzchniowe liniowym źródłem emisji /wariant E12/ otrzymano następujące wartości emisji:

$$E_{f\text{CO}_2} = 51,3 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1},$$

$$E_{f\text{NH}_3} = 0,43 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}.$$

Wartości te są zbliżone do granicznych wartości emisji, które w wariancie E1a dla  $n = 15$  wynoszą odpowiednio:

$$E_{f\text{CO}_2} = 42,5 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1},$$

$$E_{f\text{NH}_3} = 0,30 \text{ mgm}^{-2}\text{s}^{-1}.$$

Podane wartości odpowiadają emisji całkowitej 7350 kg dwutlenku węgla i 54 kg amoniaku w ciągu jednej godziny.

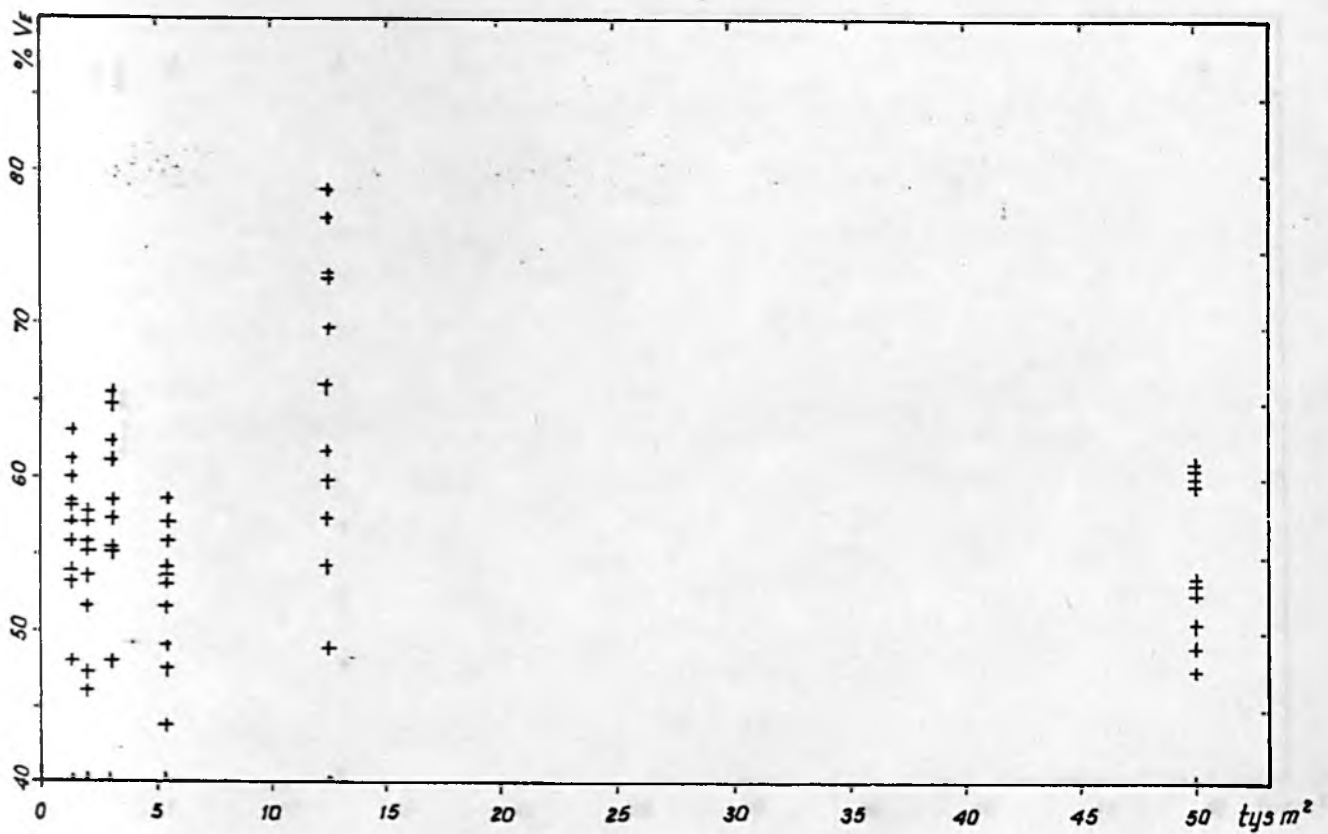
Różnice pomiędzy granicznymi wartościami emisji dla przypadku a i b oraz c nie są duże, ponieważ odległości punktów pomiarowych także nie są zbyt duże i dochodzą maksymalnie do 400 m. Wzrost odległości punktów pomiarowych od źródła emisji powoduje w przypadku c wzrost wartości emisji. Z tego też względu w przypadku c analiza obliczonego rozkładu stężeń zanieczyszczeń może dotyczyć tylko obszaru objętego pomiarami. Ogranicza to w znacznym stopniu możliwości wykorzystania danych pomiarowych. Natomiast w przypadku b wzrost wartości emisji w stosunku do przypadku a jest zależny od wielkości źródła emisji.

Wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji stężeń przedstawiono w tabelicy II.6.

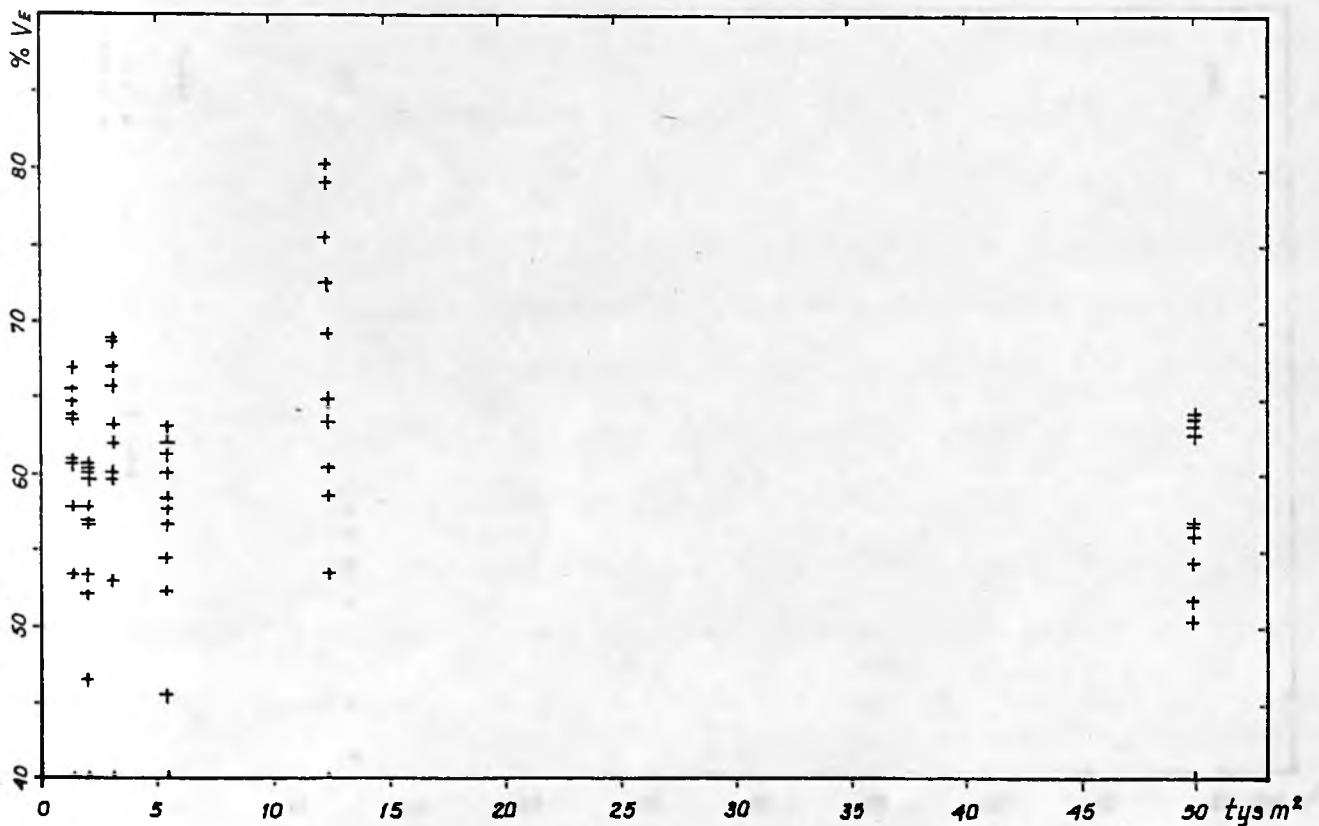
Współczynnik zmienności emisji dwutlenku węgla przyjmuje wartości z przedziału 44-79%, a amoniaku 46-80%. Odpowiadające im przedziały zmienności współczynnika korelacji stężeń są następujące 0,01-0,94 i 0,03-0,96. Wartości tych współczynników zależą od wielkości elementarnej powierzchni emisji. Zmiany wartości współczynnika zmienności emisji w zależności od elementarnej powierzchni emisji przedstawiono na rys. 5.10 - dla  $\text{CO}_2$  i 5.11 - dla  $\text{NH}_3$ . Odpowiednie zmiany wartości współczynnika korelacji stężeń przedstawiono na rys. 5.12 - dla  $\text{CO}_2$  i 5.13 - dla  $\text{NH}_3$ . Na rysunkach tych widać, że w przypadku parzystej liczby emitorów ( $n = 2, 4, 6$ ) wartości współczynników są mniej korzystne niż w przypadku nieparzystej liczby emitorów ( $n = 1, 3, 5$ ).

Uwzględniając przypadki właściwego rozmieszczenia zastępczych źródeł punktowych ( $n = 1, 3, 5$ ) współczynnik zmienności emisji dwutlenku węgla przyjmuje wartości z przedziału 44-61%, a amoniaku 46-64%. Odpowiadające im przedziały zmienności współczynnika korelacji stężeń są następujące: 0,91-0,94 i 0,86-0,96. W tych warunkach wartości współczynników są korzystniejsze niż w przypadku wyników z obiektu D.

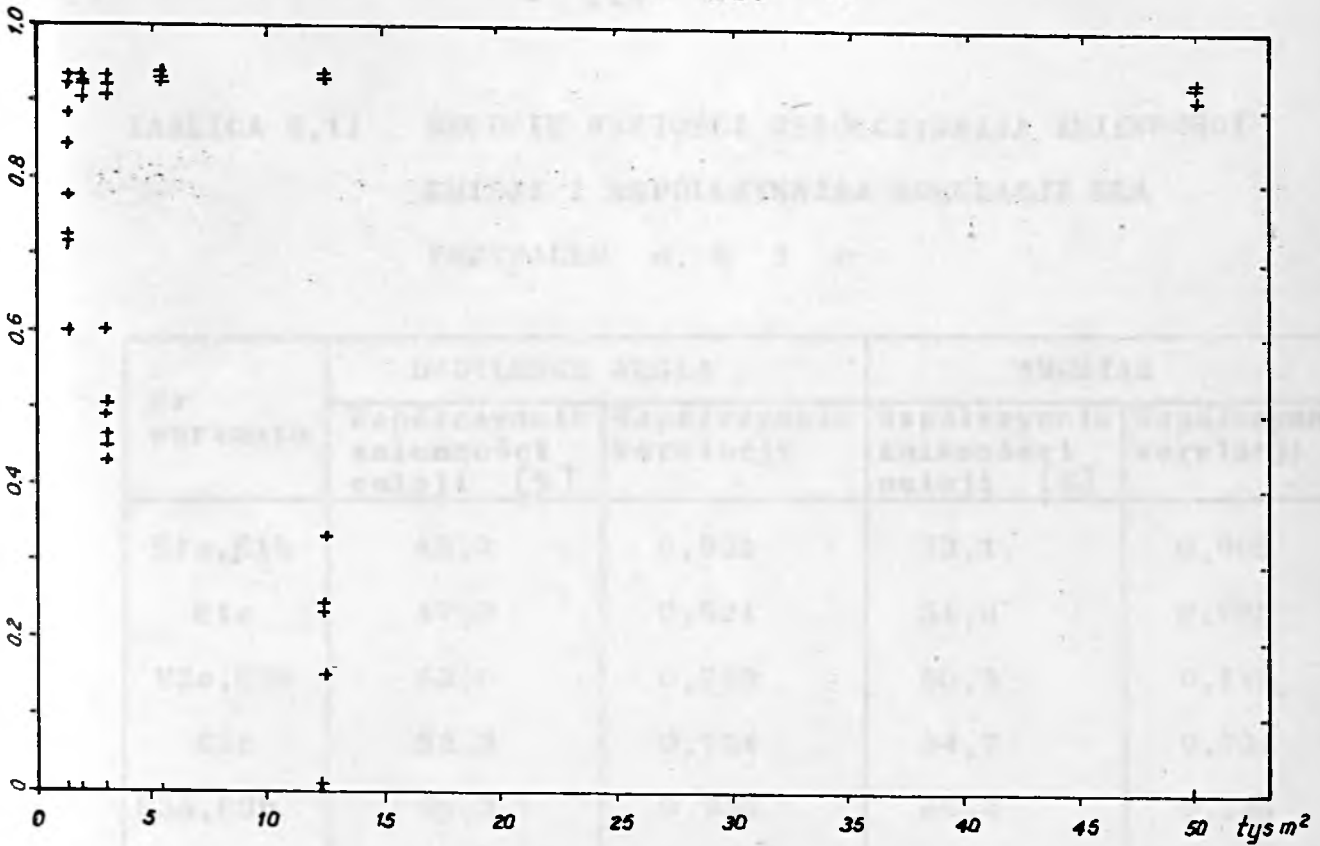
W celu oceny wyników obliczeń dla przypadków a, b i c uśredniono wartości współczynników otrzymane dla kolejnych krotności podziału źródła emisji. Średnie wartości  $V_T$  i  $r_S$  przedstawiono w tabelicy 5.11. Dla przypadku a i b są one sobie równe. Natomiast w przypadku c otrzymano nieznacznie lepsze wyniki tzn. wartości współczynnika  $V_E$  są niższe, a współczynnika  $r_S$  wyższe.



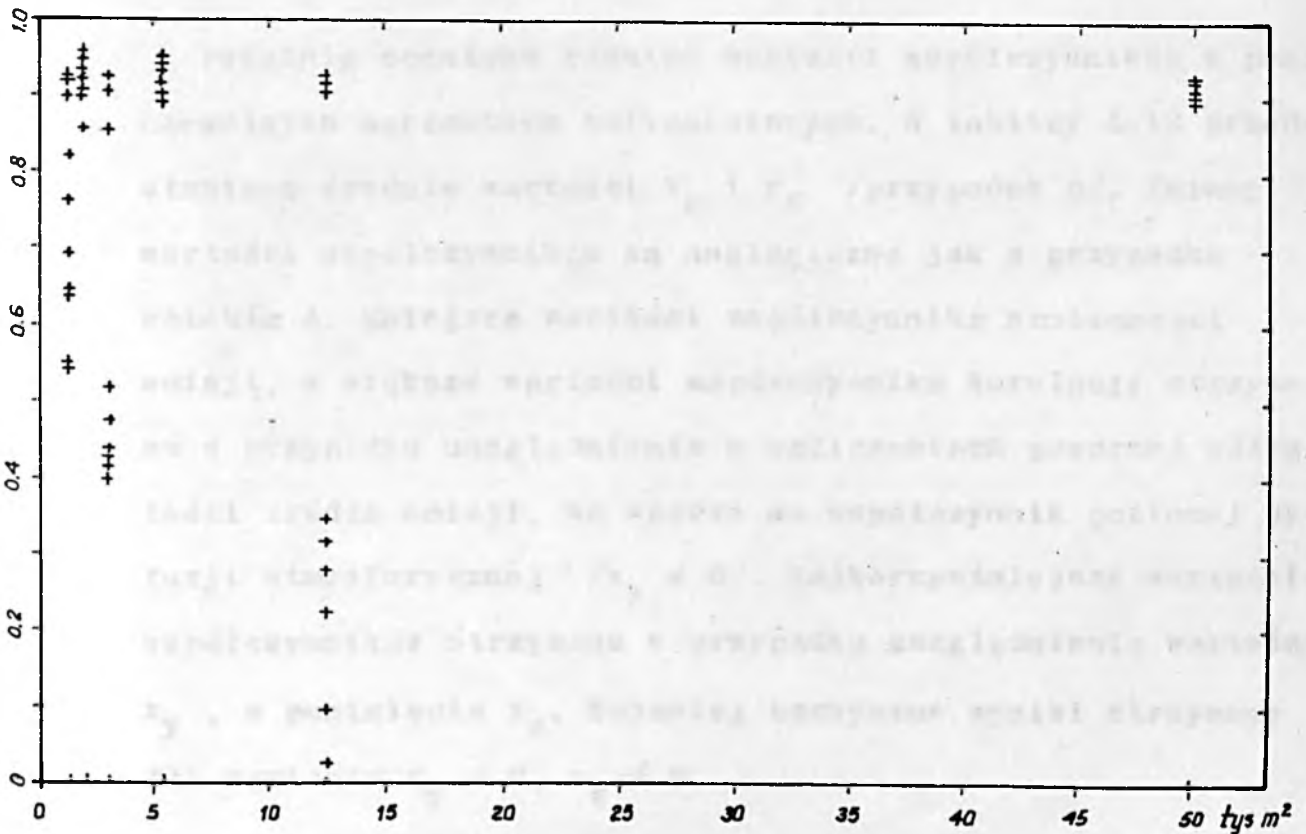
RYS. 5.10. WARTOŚĆ WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI ( DLA DWUTLENKU WĘGLA )



RYS. 5.11. WARTOŚĆ WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI ( DLA AMONIAKU )



RYS. 5.12. WARTOŚĆ WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (DLA DWUTLENKU WĘGLA)



RYS. 5.13. WARTOŚĆ WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHNI EMISJI (DLA AMONIAKU)

TABLICA 5.11 ŚREDNIE WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI DLA PRZYPADKU a, b i c

Nr wariantu	DWUTLENEK WĘGLA		AMONIAK	
	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
E1a,E1b	48,3	0,925	53,1	0,908
E1c	47,0	0,921	51,0	0,905
E2a,E2b	53,0	0,739	56,5	0,718
E2c	52,3	0,754	54,7	0,731
E3a,E3b	56,2	0,933	60,3	0,926
E3c	54,6	0,932	58,6	0,924
E4a,E4b	58,9	0,671	62,3	0,670
E4c	57,5	0,694	60,8	0,691

Podobnie oceniono różnice wartości współczynników w poszczególnych wariantach obliczeniowych. W tabelicy 5.12 przedstawiono średnie wartości  $V_E$  i  $r_S$  /przypadek a/. Zmiany wartości współczynników są analogiczne jak w przypadku obiektu A. Mniejsze wartości współczynnika zmienności emisji, a większe wartości współczynnika korelacji otrzymano w przypadku uwzględnienia w obliczeniach pozornej odległości źródła emisji, we wzorze na współczynnik poziomej dyfuzji atmosferycznej  $/x_y \neq 0/$ . Najkorzystniejsze wartości współczynników otrzymano w przypadku uwzględnienia wartości  $x_y$ , a pominięcia  $x_z$ . Najmniej korzystne wyniki otrzymano dla wariantu  $x_y = 0, x_z \neq 0$ .

TABLICA 5.12 ŚREDNIE WARTOŚCI WSPÓLCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓLCZYNNIKA KORELACJI DLA POSZCZEGÓLNYCH WYRIANTÓW

Nr wariantu	DWUTLENEK WĘGLA		AMONIAK	
	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
E1a	48	0,92	53	0,91
E2a	53	0,74	53	0,72
E3a	56	0,93	60	0,93
E4a	59	0,67	62	0,67
E5	63	0,68	66	0,69
E6	58	0,70	62	0,68
E7	59	0,93	62	0,93
E8	61	0,66	64	0,65
E9	55	0,91	59	0,87
E10	57	0,69	61	0,68
E11	58	0,92	61	0,92
E12	52	0,93	52	0,93
$x_y \neq 0$ ; E1, E3, E7, E9	54	0,92	58	0,91
$x_y = 0$ ; E2, E4, E8, E10	56	0,69	61	0,68
$x_z = 0$ ; E1, E2, E9, E10	53	0,82	57	0,80
$x_z \neq 0$ ; E3, E4, E7, E8	59	0,80	62	0,80
$x_y \neq 0, x_z = 0$ ; E1, E9	52	0,92	56	0,89
$x_y \neq 0, x_z \neq 0$ ; E3, E7	58	0,93	61	0,93
$x_y = 0, x_z \neq 0$ ; E4, E8	60	0,66	63	0,65
$x_y = 0, x_z = 0$ ; E2, E10	55	0,72	58	0,70

Dla wariantu E1a obliczono dodatkowe wskaźniki jakości modelu. Wyniki obliczeń przedstawiono w tabelicy 5.13.

TABLICA 5.13 ŚREDNIE WARTOŚCI WSKAŹNIKÓW JAKOŚCI MODELU DLA WARIANTU E1a W ZALEŻNOŚCI OD ELEMENTARNEJ POWIERZCHINI EMISJI

Elementarna powierzchnia emisji [m <sup>2</sup> ]	DWUTLENEK WĘGLA			AMONIAK		
	S <sub>S</sub> [mgm <sup>-3</sup> ]	P <sub>S</sub>	V <sub>S</sub>	S <sub>S</sub> [mgm <sup>-3</sup> ]	P <sub>S</sub>	V <sub>S</sub>
50 000	41,7	0,42	0,70	0,26	0,40	0,74
12 500	39,4	0,39	0,74	0,25	0,39	0,75
5 555	37,4	0,37	0,76	0,24	0,37	0,77
3 125	38,3	0,38	0,75	0,25	0,38	0,76
2 000	37,4	0,37	0,76	0,24	0,37	0,77
1 390	38,2	0,38	0,75	0,25	0,38	0,76

Na podstawie przedstawionych danych można stwierdzić, że największą zgodność wyników obliczeń z wynikami pomiarów uzyskano dla  $n = 3$  i  $n = 5$ . Jednak dla pozostałych wartości  $n$  wyniki obliczeń są podobne. Dodatkowo należy zaznaczyć, że wskaźniki jakości modelu dla wszystkich serii pomiarowych są zadowalające i nie różnią się znacznie od wartości średnich.

W przypadku obiektu E, ze względu na warunki emisji zanieczyszczeń i sposób wykonywania pomiarów terenowych, możliwe było wykonanie obliczeń emisji zanieczyszczeń metodą przedstawioną w rozdziale 2.1. Jest to również metoda pośred-



nia oparta na wykorzystaniu danych pomiarowych, lecz wywodząca się z innych założeń teoretycznych. Wyniki obliczeń za pomocą tej metody /wzory 2.7 i 2.14/ oraz ich porównanie z wynikami wariantu E1a przedstawiono w tabelicy 5.14.

Z danych zawartych w tej tabelicy wynika, że wartości emisji otrzymane różnymi metodami są zgodne nie tylko co do rzędu wielkości, ale ich różnice wynoszą od kilku do kilkudziesięciu procent. Szczególnie niewielkie różnice otrzymano w przypadku wartości średnich. Świadczy to o tym, że żadna z metod nie zawyża wyników względem drugiej, lecz różnice wyników mogą mieć znak dodatni lub ujemny.

Na podstawie analizy wyników obliczeń wykonanych dla obiektu E stwierdzono, że:

- podział źródła emisji na mniejsze powierzchnie elementarne wpływa na bardziej precyzyjne oszacowanie wartości emisji zanieczyszczeń, jednak rozmieszczenie zastępczych źródeł punktowych musi uwzględniać położenie punktów pomiarowych,
- wartości emisji otrzymywane przy użyciu modelu liniowego źródła emisji są zbliżone do granicznych wartości w wariantcie E1,
- w przypadku właściwego rozmieszczenia zastępczych źródeł punktowych, wartości współczynnika zmienności emisji otrzymano w przedziale 45-60%, a współczynnika korelacji w przedziale 0,90-0,95. Wartości te należy uznać za bardzo korzystne,
- optymalny stopień podziału źródła powierzchniowego na powierzchnie elementarne, dla którego kryteria jakości modelu mają najlepsze wartości, wynosi  $3^2$  lub  $5^2$ ,

TABLICA 5.14 PORÓWNIANIE WYNIKÓW OBLICZEN EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ CHEMICZNYCH  
 OTRZYMANÝCH ROŻNYMI METODAMI

Nr serii pomiarowej	DWUTLENEK WĘGLA			AMONIAK		
	Wariant E1a n=1 [ $\text{mgm}^{-2} \text{s}^{-1}$ ]	Wzór 2.7 i 2.14 [ $\text{mgm}^{-2} \text{s}^{-1}$ ]	Różnica względna [%]	Wariant E1a n=1 [ $\text{mgm}^{-2} \text{s}^{-1}$ ]	Wzór 2.7 i 2.14 [ $\text{mgm}^{-2} \text{s}^{-1}$ ]	Różnica względna [%]
1	69,4	68,2	1,7	0,340	0,364	- 6,8
2	48,7	30,4	46,3	0,412	0,320	25,1
3	49,9	90,0	-57,3	0,135	0,246	-29,1
4	65,8	74,4	-12,3	0,251	0,432	-53,0
5	30,6	30,2	1,3	0,567	0,428	27,9
6	50,3	81,2	-47,0	0,602	0,560	7,2
średnio	52,4	62,4	-17,4	0,385	0,392	- 1,8

- najwyższą zgodność wyników obliczeń z danymi pomiarowymi uzyskano w wariancie E1 i E12,
- porównanie wyników obliczeń emisji otrzymanych dwoma różnymi metodami wskazuje na ich dużą zbieżność, co świadczy o fizycznym znaczeniu tych wartości emisji.

## 6. PRÓBA OKREŚLENIA CZYNNIKÓW WPLYWAJĄCYCH NA WARTOŚĆ EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ

### 6.1. Wprowadzenie

Emisja zanieczyszczeń ze źródła punktowego posiada najczęściej charakter zorganizowany i jest w sposób bezpośredni uzależniona od przebiegu procesów technologicznych. Wartość emisji wpływa bezpośrednio na poziom stężeń zanieczyszczeń w powietrzu. Natomiast rozkład stężeń w atmosferze jest uzależniony od warunków meteorologicznych. W przypadku obiektów komunalnych, będących niezorganizowanymi źródłami emisji, wartość emisji zależy od procesów zachodzących na obiekcie, ale może także zależeć od warunków meteorologicznych lub jakości powietrza atmosferycznego.

Przykładowo prędkość wiatru może wpływać na emisję bioaerozolu, temperatura określa rozpuszczalność gazu w cieczach, a stężenie substancji w powietrzu wpływa na ustalenie się równowagowego stężenia w wodzie. Badanie wpływu różnych czynników na wartość emisji zanieczyszczeń z obiektów komunalnych jest ważne ze względu na konieczność skutecznego ograniczenia uciążliwości i szkodliwości tych obiektów.

Celowe i optymalne działanie w tym zakresie może być podjęte jedynie po stwierdzeniu jakie czynniki wpływają na wartość emisji, które z nich są istotne, a które można pominąć.

Badanie zmienności emisji zanieczyszczeń w układzie różnych

warunków technologicznych i meteorologicznych może być prowadzone przy użyciu metody określania wartości emisji przedstawionej w rozdziale 3.

Celem pracy jest opracowanie metody określania wartości emisji i pod tym kątem były wykonywane badania terenowe. Jednak po dokonaniu dokładniejszej analizy wyników badań i obliczeń przedstawionych w pracy istnieje możliwość wstępnego określenia wpływu niektórych parametrów technologicznych i meteorologicznych na wartość emisji. Oczywiście badania szczegółowe w tym zakresie wymagają kontroli szeregu parametrów, które są niezbędne do wykonania analizy końcowej, a nie są wykorzystywane do obliczenia emisji zanieczyszczeń. Jednoznaczne określenie charakteru zależności pomiędzy interesującym czynnikiem, a wartością emisji zanieczyszczeń wymaga wykonania wielu serii pomiarowych, w których badany czynnik zmienia się w dużym zakresie, a pozostałe czynniki nie zmieniają się lub ich wpływ można uśrednić.

Do analiz wykonanych w dalszej części rozdziału wykorzystano wyniki obliczeń otrzymane w wariancie 1a.

#### 6.2. Wpływ parametrów technologicznych obiektu

W przypadku wysypiska odpadów stałych - obiekt A stwierdzono, że w miarę wzrostu czasu eksploatacji wysypiska, wzrasta wartość całkowitej emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych. Zmiany te są spowodowane zwiększaniem się powierzchni wysypiska w wyniku niestosowania warstw izolacyjnych. Po-

dobne tendencje wzrostu charakteryzują średnie wartości stężeń mikroorganizmów określone jako tło zanieczyszczeń oraz maksymalne stężenia nad powierzchnią wysypiska (Kulig, 1983). Zmiany wartości całkowitej emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych i ich stężeń określonych jako tło w otoczeniu wysypiska przedstawiono w tablicy 6.1

Emisja bioaerozolu z oczyszczalni ścieków jest w dużym stopniu uzależniona od technologii oczyszczania ścieków. Wanner (1979) na podstawie badań przeprowadzonych w Szwajcarii stwierdził, że najmniejsza emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych występuje w przypadku drobno-pęcherzykowego napowietrzania ścieków sprężonym powietrzem, a największa w przypadku stosowania aeratorów powierzchniowych. Średniopęcherzykowe napowietrzanie ścieków i stosowanie szczotek napowietrzających powoduje podobny stopień zanieczyszczenia powietrza. Liczbowe uzasadnienie tych wniosków przedstawiono na rys. 6.1. Szczególnie niekorzystny wpływ oczyszczalni występuje w przypadku zraszania ścieków w celu zwalczania piany na powierzchni zbiornika.

Na podstawie analizy wartości emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych z oczyszczalni ścieków stwierdzono, że największa gęstość emisji występuje na oczyszczalni "Bioblok", a najmniejsza na oczyszczalni ścieków mleczarskich. Dla ogólnej liczby mikroorganizmów wartości gęstości emisji są następujące:

obiekt	B	59 000 mikroorg.m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	,
obiekt	D	29 000 mikroorg.m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	,
obiekt	C	15 400 mikroorg.m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> .	

TABLICA 6.1. ZMIANY EMISJI CAŁKOWITĄJ I TŁA ZANIECZYSZCZEN MIKROBIOLOGICZNYCH  
WOKÓŁ WYSTYPIKA ODPADÓW STAŁYCH W JAWIDZU

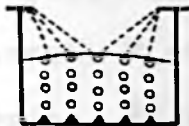
Rok	Powierzchnia [m <sup>2</sup> ]	Ogólna liczba mikroorganizmów		Bakterie z rodzaju Staphylococcus	
		Emisja [mikroorg.s <sup>-1</sup> ]	tłó [mikroorg.m <sup>-3</sup> ]	Emisja [mikroorg.s <sup>-1</sup> ]	Tłó [mikroorg.m <sup>-3</sup> ]
1976	3 600	0,568·10 <sup>8</sup>	1 000	0,151·10 <sup>8</sup>	150
1978	4 900	3,851·10 <sup>8</sup>	1 300	1,329·10 <sup>8</sup>	240
1979	10 000	8,991·10 <sup>8</sup>	2 000	5,714·10 <sup>8</sup>	250

SYSTEM NAPOWIETRZANIA

Liczba bakterii w m<sup>3</sup> powietrza

1 m powyżej      2 m obok  
zbiornika napowietrzania

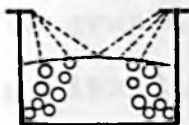
*Drobne pęcherzyki*



Zraszanie  
- wyłączone  
- włączone

1900	600
34000	9000

*Średnie pęcherzyki*



Zraszanie  
- wyłączone  
- włączone

15000	4000
151000	34000

*Szczotka*



47000	19000
-------	-------

*Areator*



Kierunek obrotu  
- powłoczny  
- uderzeniowy

56000	1700
184000	1500

RYS. 6.1. WPŁYW RÓŻNYCH SYSTEMÓW NAPOWIETRZANIA ŚCIEKÓW NA STOPIEŃ MIKROBIOLOGICZNEGO ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA



Przedstawione różnice gęstości emisji wynikają z różnic w sposobie napowietrzania ścieków oraz z definicji powierzchni emisji odpowiednio dla każdego obiektu.

Znajomość wartości emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych z oczyszczalni ścieków oraz odpowiadających jej stężeń mikrobiologicznych w ściekach pozwala określić ilość cieczy, która jest rozdeszczowywana na skutek pracy urządzeń napowietrzających. W przypadku oczyszczalni "Bioblok" typu WS-400 oszacowano, że w ciągu godziny rozdeszczowywane jest od 0,1 do 7,9 dm<sup>3</sup> ścieków. Średnia wartość otrzymana na podstawie różnych grup mikroorganizmów wynosi około 4 dm<sup>3</sup> na godzinę (Kulig, 1982) .

### 6.3. Wpływ warunków meteorologicznych

W przypadku wysokich punktowych źródeł emisji  $/h > 10 \text{ m}/$  wpływ wzrostu prędkości wiatru na wartość stężeń zanieczyszczeń przy powierzchni ziemi jest niemonotoniczny. Wniosek ten wynika z faktu, że wzrost prędkości powoduje nie tylko zmniejszenie stężenia zanieczyszczenia /wzór 3.7/ ale także zmniejszenie efektywnej wysokości źródła emisji.

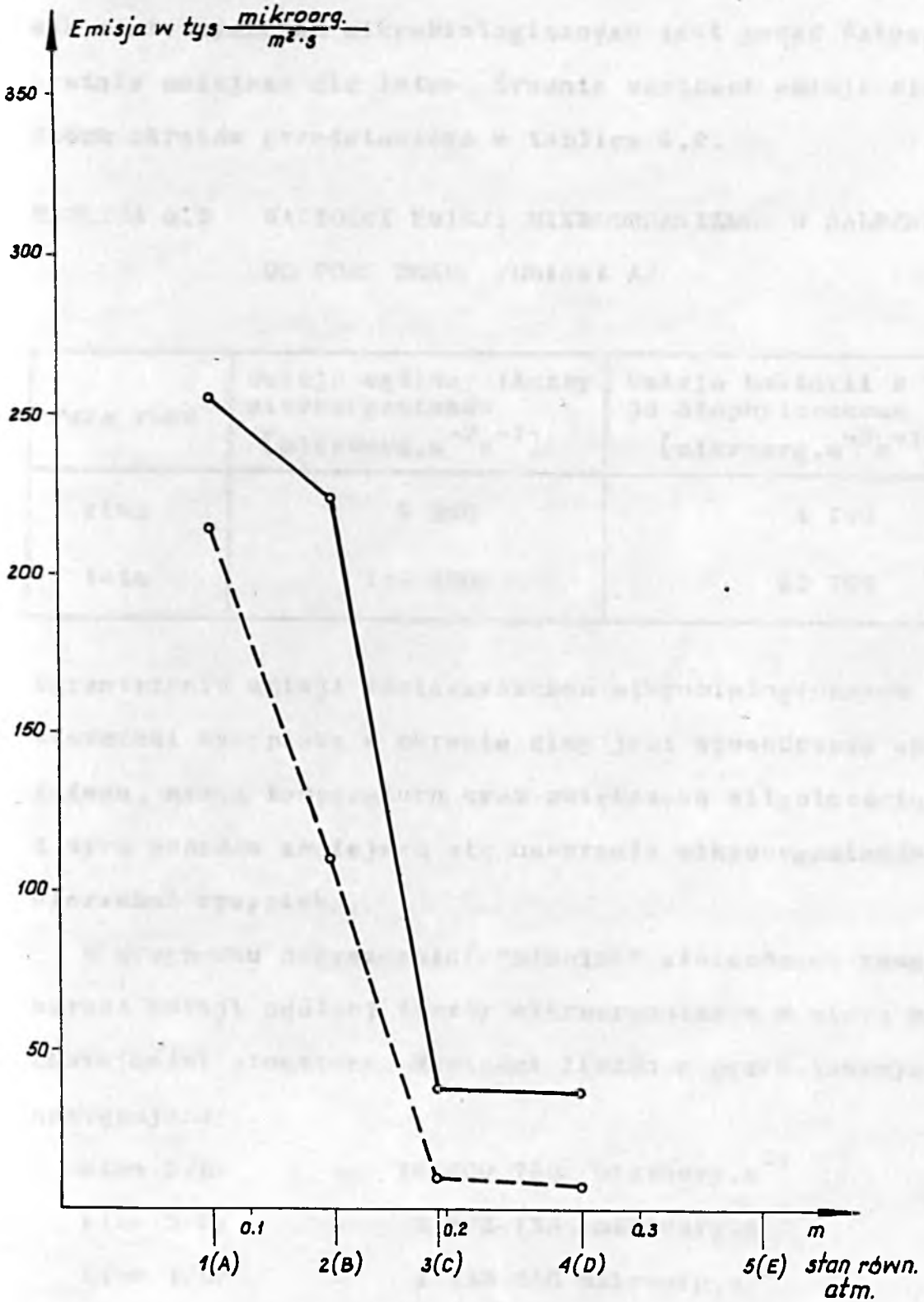
Maksymalna wartość stężenia występuje przy krytycznej prędkości wiatru. Natomiast stężenie jest funkcją malejącą w stosunku do prędkości wiatru w przypadku spełnienia warunku  $HK < \sigma_z^2 \cdot \bar{u}$  , gdzie K oznacza parametr komina charakteryzujący wyniesienie smugi zanieczyszczeń.

Pomijając znaczenie wyniesienia zanieczyszczeń z niskiego, powierzchniowego źródła emisji  $/K=0/$  otrzymujemy, że stężenie

zanieczyszczeń jest funkcją malejącą w całym przedziale prędkości wiatru. Jednak wyniki badań terenowych w pobliżu oczyszczalni ścieków (Ledbetter i Randall, 1965; Wanner, 1973) wskazują na wzrost wartości stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych w miarę wzrostu prędkości wiatru. Może to być jedynie wynik równoczesnego zwiększania się emisji bioaerozolu. Na podstawie badań Goffa i innych (1973) można stwierdzić, że niższe wartości stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych występują w czasie pogody słonecznej, niskiej wilgotności i słabego wiatru. W tych warunkach obserwowany jest więc efekt obniżonej wartości emisji bioaerozolu i mniejszej jego przeżywalności w atmosferze.

Analizując dane dotyczące obiektów przedstawionych w pracy nie stwierdzono istotnej zależności pomiędzy prędkością wiatru, a emisją zanieczyszczeń mikrobiologicznych. Wydaje się, że stan równowagi atmosfery jest czynnikiem bardziej wpływającym na wartość emisji tych zanieczyszczeń, przez co niemożliwe jest pominięcie go w analizie /uśrednienie/. Równocześnie liczba serii pomiarowych dla każdego obiektu jest zbyt mała aby uwzględnić równocześnie wpływ obu parametrów meteorologicznych.

Na podstawie analizy wyników dotyczących wysypiska odpadów stałych stwierdzono, że w miarę wzrostu chwiejności atmosfery wartość emisji mikroorganizmów z jednostkowej powierzchni również wzrasta. Wpływ ten przedstawiono na rys. 6.2 przyjmując jako zmienną niezależną wykładnik meteorologiczny  $m$ . Wartości emisji przedstawione na tym rysunku są wartościami średnimi, jednak podobny przebieg zmienności otrzymano oddzielnie dla okresu zimowego i letniego.



Rys. 6.2. EMISJA OGÓLNEJ LICZBY MIKROORGANIZMÓW (—) I BAKTERII Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS (---) Z WYSYPISKA ODPADÓW STAŁYCH W ZALEŻNOŚCI OD STANU TERMICZNO-DYNAMICZNEJ RÓWNOWAGI ATMOSFERY

Stwierdzono bowiem znaczne różnice w wartościach emisji mikroorganizmów w zależności od pory roku. W okresie zimy emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych jest ponad dziesięciokrotnie mniejsza niż latem. Średnie wartości emisji dla tych dwóch okresów przedstawiono w tabelicy 6.2.

TABLICA 6.2 WARTOŚCI EMISJI MIKROORGANIZMÓW W ZALEŻNOŚCI OD PORY ROKU /Obiekt A/

Pora roku	Emisja ogólnej liczby mikroorganizmów [mikroorg.m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	Emisja bakterii z rodzaju Staphylococcus [mikroorg.m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]
zima	9 890	4 740
lato	116 180	53 705

Ograniczenie emisji zanieczyszczeń mikrobiologicznych z powierzchni wysypiska w okresie zimy jest spowodowane opadami śniegu, niską temperaturą oraz zwiększoną wilgotnością złoża. Z tych powodów zmniejsza się unoszenie mikroorganizmów z powierzchni wysypiska.

W przypadku oczyszczalni "Bioblok" stwierdzono również wzrost emisji ogólnej liczby mikroorganizmów w miarę wzrostu chwiejności atmosfery. Wartości liczbowe przedstawiają się następująco:

stan 2/B/ - 10 400 780 mikroorg.s<sup>-1</sup>

stan 3/C/ - 2 505 155 mikroorg.s<sup>-1</sup>

stan 4/D/ - 1 183 550 mikroorg.s<sup>-1</sup>

W stosunku do innych grup mikroorganizmów nie stwierdzono powyższej zależności.

Emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych występująca w okresie zimy jest znacznie mniejsza niż w okresie lata. W tym przypadku jest to spowodowane działaniami technicznymi - w okresie niskich temperatur komory napowietrzania są zabezpieczane specjalnymi przykrywkami. Średnie wartości emisji dla okresu zimy i lata przedstawiono w tabelicy 6.3.

TABLICA 6.3 WARTOŚĆ EMISJI MIKROORGANIZMÓW W ZALEŻNOŚCI OD PORY ROKU /Obiekt B/

Rodzaj zanieczyszczenia	zima	lato
Ogólna liczba mikroorganizmów	1 425 050	7 641 910
Bakterie z rodzaju Staphylococcus	144 095	318 015
Bakterie z rodziny Enterobacteriaceae	518 055	1 786 695
Bakterie z rodzaju Pseudomonas	354 825	165 355

W czasie badań na obiekcie C /oczyszczalnia ścieków mleczarskich/ wystąpiła mała zmienność stanów równowagi atmosfery. Z tego też względu określono średnie wartości emisji jedynie dla stanu 2/B/ i 3/C/. Dla OLM wartości emisji wynoszą odpowiednio 35 360 890 mikroorg.s<sup>-1</sup> i 22 250 910 mikroorg.s<sup>-1</sup>, natomiast dla bakterii z rodzaju Streptococcus i Lactobacillus analogicznie 2 443 470 mikroorg.s<sup>-1</sup> i 2 007 255 mikroorg.s<sup>-1</sup>. Charakter zmienności jest zgodny z dotychczasowymi wnioskami.

Na oczyszczalni ścieków drożdżowniczych /obiekt D/ emisja ogólnej liczby mikroorganizmów także maleje w miarę zmniejsza-

nia się chwiejności atmosfery. W wyniku analizy danych pomiarowo-obliczeniowych stwierdzono następujące wartości emisji:

- stan 1/A/ - 6 342 830 mikroorg.s<sup>-1</sup>,
- stan 2/B/ - 4 343 410 mikroorg.s<sup>-1</sup>,
- stan 3/C/ - 2 087 320 mikroorg.s<sup>-1</sup>.

Przedstawiona powyżej próba określenia czynników wpływających na wartość emisji zanieczyszczeń z obiektów komunalnych nie wyczerpuje zagadnienia. Problem ten wymaga dalszych szczegółowych badań dla wszystkich stanów równowagi atmosfery i szerszego zakresu prędkości wiatru, przy równoczesnej kontroli parametrów technologicznych badanego obiektu. Do badań tego typu konieczna jest większa liczba serii pomiarowych.

## 7. WYTYCZNE DO OKREŚLANIA WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEN POWIETRZA Z WYBRANYCH OBIEKTÓW GOSPODARKI KOMUNALNEJ

Na podstawie badań przeprowadzonych w terenie oraz obliczeń wartości emisji wykonanych w różnych wariantach stwierdzono, że istnieją podstawy do zaproponowania toku postępowania metodycznego mającego na celu określenie wartości emisji zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych z obiektów gospodarki komunalnej. Sposób wykorzystania otrzymanych wartości emisji nie jest określony i pozostaje do sprecyzowania przez prowadzącego badania. Przykładowo może to być ocena uciążliwości obiektu, zasięgu jego oddziaływania lub niezbędnej szerokości strefy ochrony sanitarnej. Wykorzystanie wskaźników emisji może dotyczyć obiektu istniejącego lub nowo projektowanego. Schemat metody określania emisji przedstawiono na rys. 7.1.

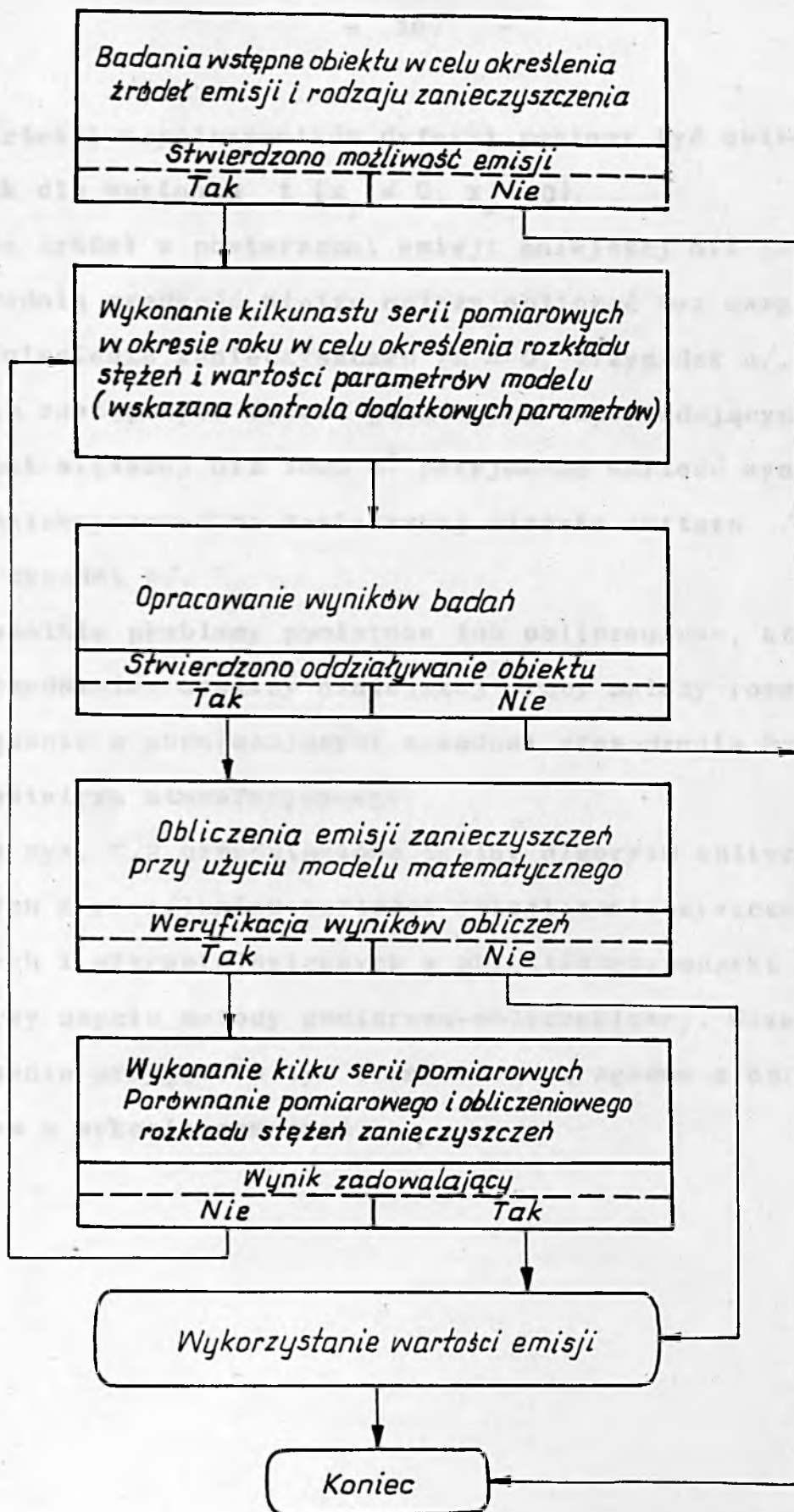
Wymagania dotyczące sposobu przeprowadzania badań terenowych przedstawiono w rozdziale 3.3 i 4.

Opis modelu matematycznego zalecanego do wykonywania obliczeń wartości emisji zanieczyszczeń przedstawiono w rozdziale 3.4.

Źródło emisji należy modelować za pomocą emitora punktowego /wzór 3.71/ w przypadku spełnienia warunku  $0,25 \leq \frac{\Delta x}{\Delta y} \leq 4$ .

W przeciwnym przypadku stosować model źródła liniowego lub zespół zastępczych źródeł punktowych.

Źródło o powierzchni emisji większej niż 2000-3000 m<sup>2</sup> należy zamienić na zespół kilku źródeł punktowych powstałych w wyniku podziału powierzchni emitującej na mniejsze jednostki. Krotność podziału źródła powierzchniowego na boku prostokątnym do kierunku wiatru powinna być liczbą nieparzystą /n = 3,5,7..../.



RYC. 7.1. SCHEMAT METODY POMIAROWO - OBLICZENIOWEJ OKREŚLANIA WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ Z OBIEKTÓW GOSPODARKI KOMUNALNEJ

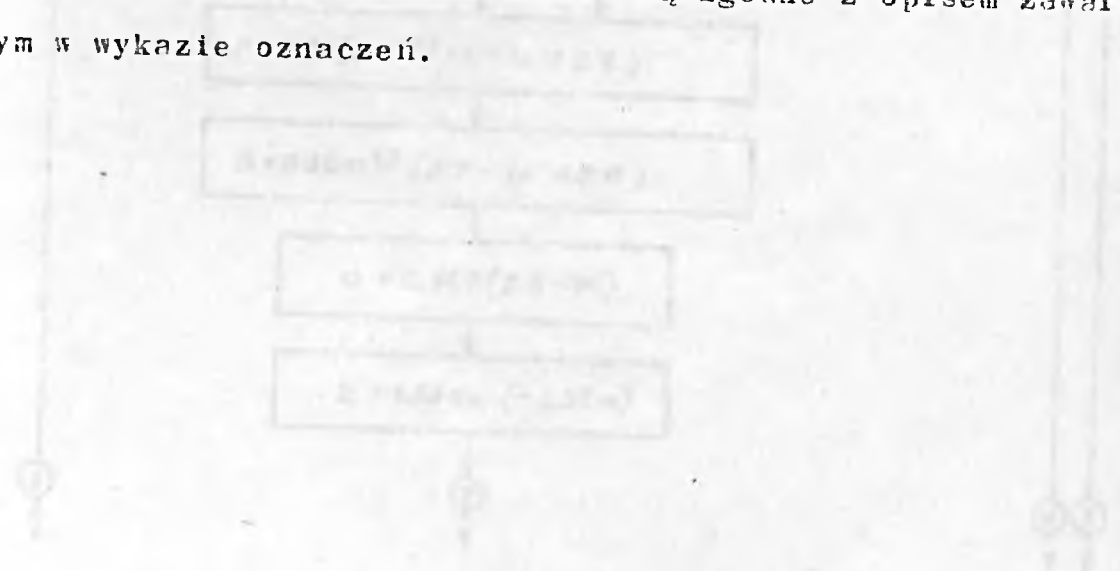


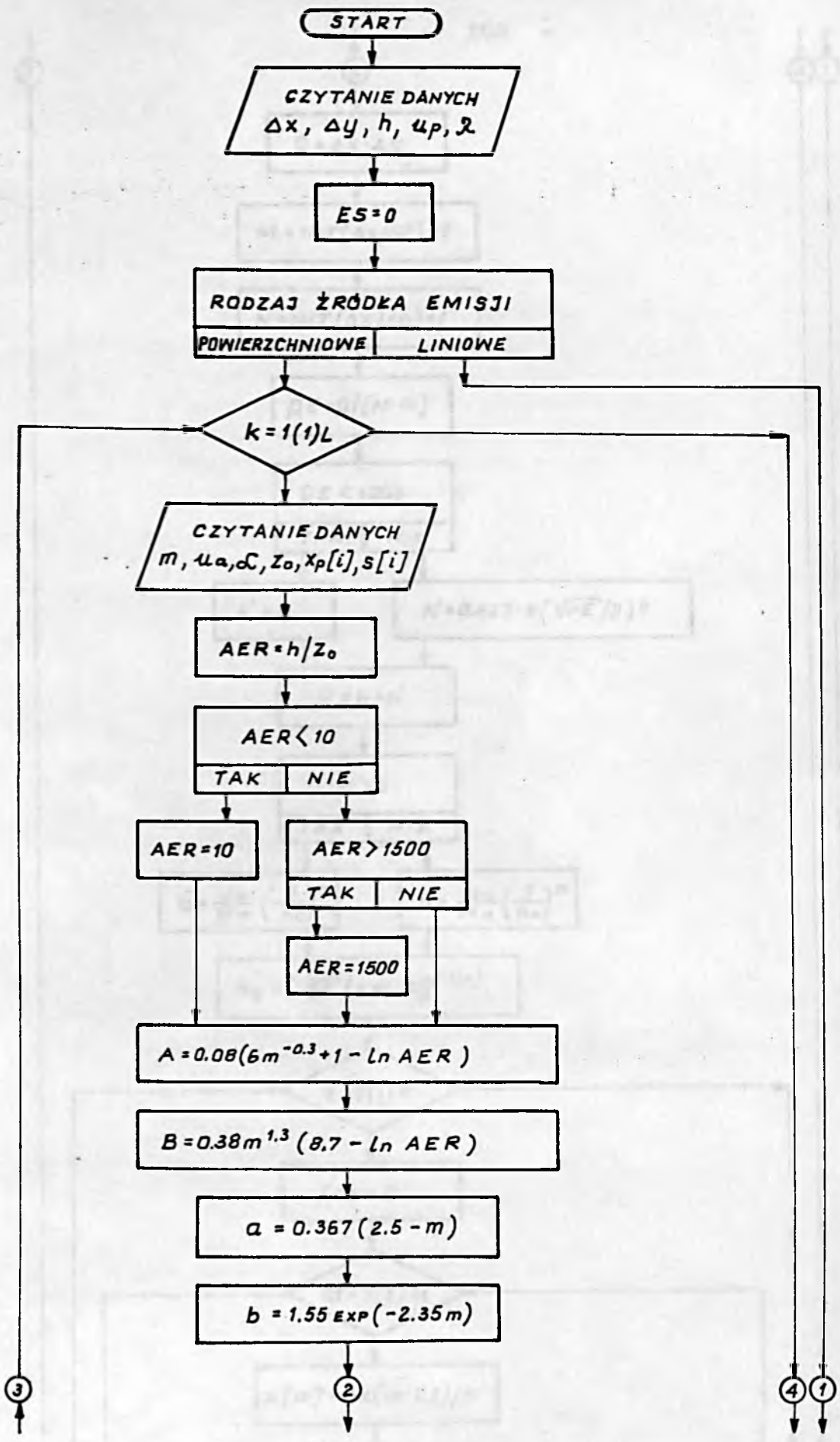
Wartości współczynników dyfuzji powinny być obliczone tak jak dla wariantu 1 ( $x_y \neq 0, x_z = 0$ ).

Dla źródeł o powierzchni emisji mniejszej niż  $1000 \text{ m}^2$ , średnią prędkość wiatru należy obliczać bez uwzględnienia wyniesienia zanieczyszczeń  $/h' = 0$ , przypadek a/. Natomiast dla zastępczych źródeł punktowych odpowiadających powierzchni większej niż  $1000 \text{ m}^2$  przyjmować wartość wyniesienia zanieczyszczeń na zawietrznej stronie emitora  $/h'_0 \neq 0$ , przypadek b/.

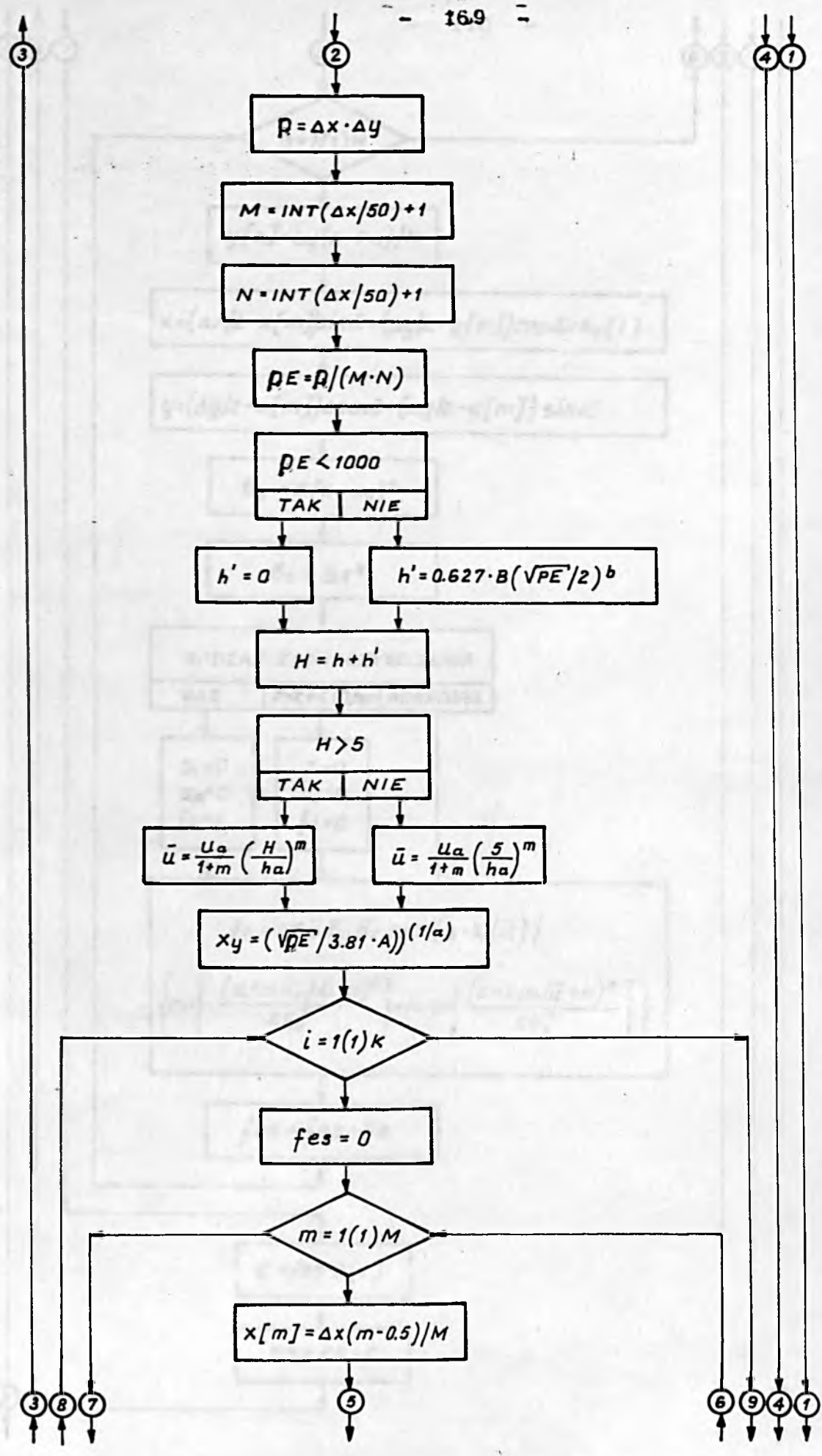
Wszelkie problemy pomiarowe lub obliczeniowe, które nie są przedmiotem analizy niniejszej pracy należy rozwiązywać zgodnie z obowiązującymi zasadami prowadzenia badań jakości powietrza atmosferycznego.

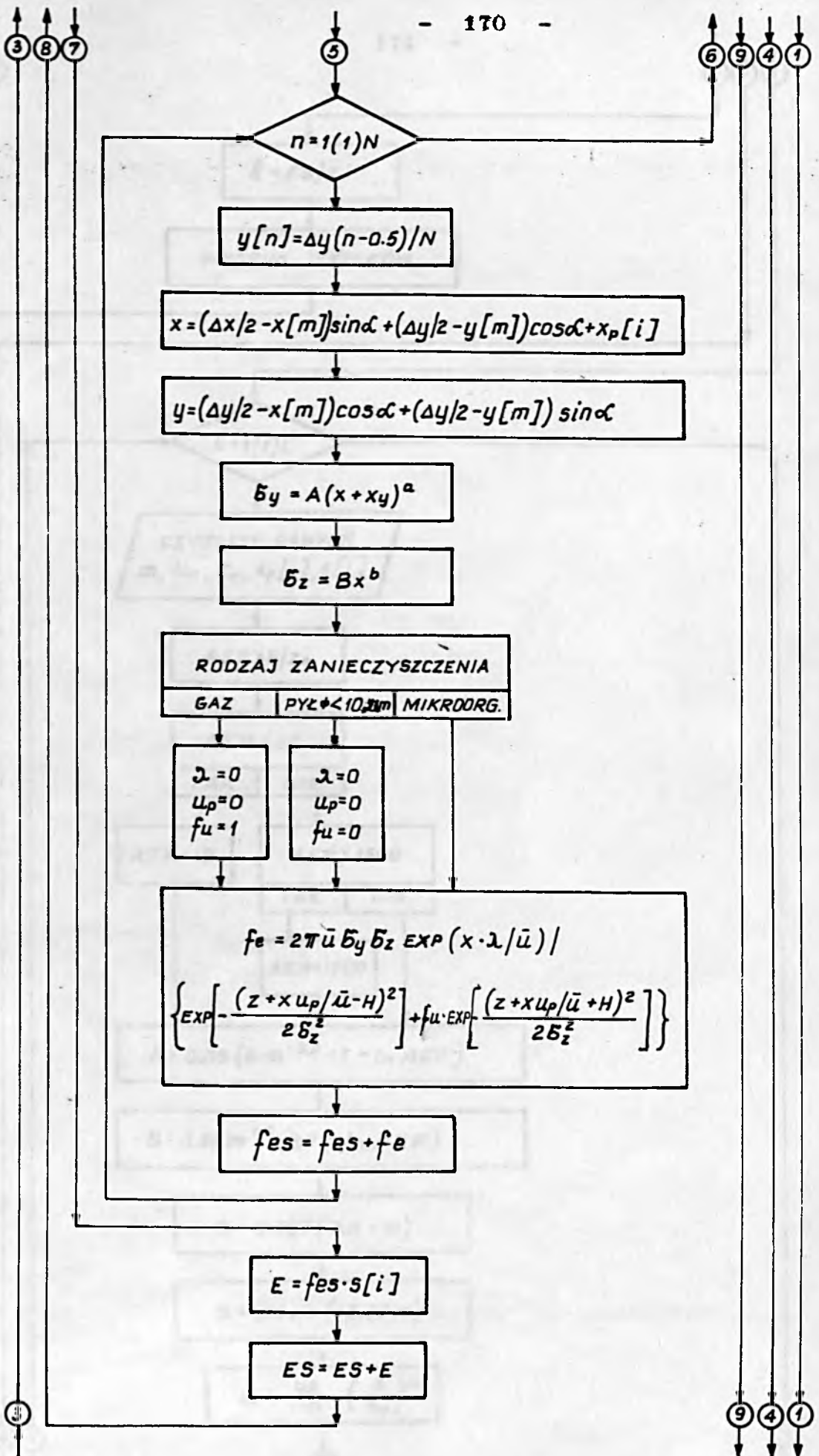
Na rys. 7.2 przedstawiono ogólny algorytm obliczeń związanych z określaniem wartości emisji zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych z obiektów gospodarki komunalnej przy użyciu metody pomiarowo-obliczeniowej. Wszelkie oznaczenia przyjęte w tym schemacie są zgodne z opisem zawartym w wykazie oznaczeń.



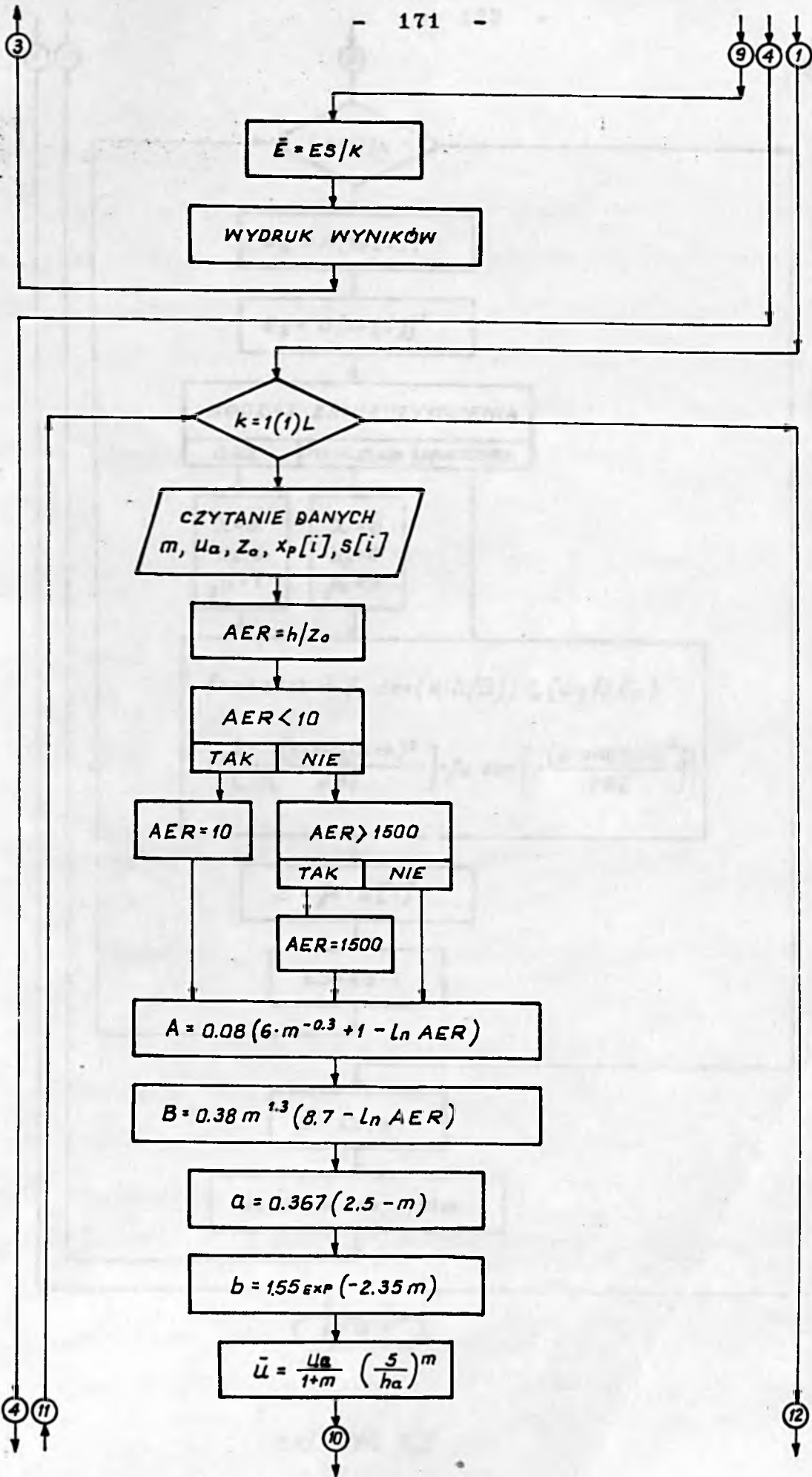


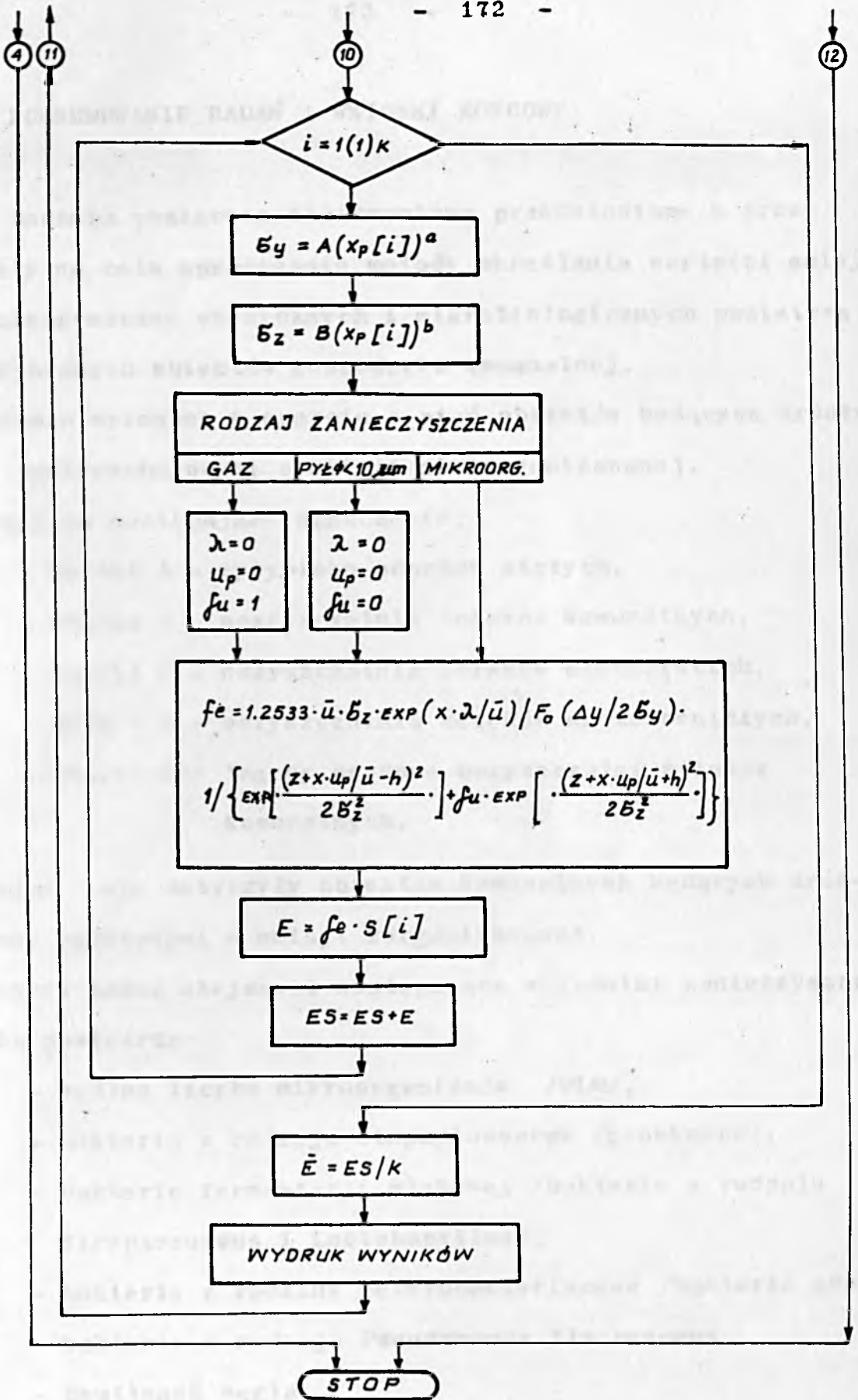
RYS. 7.2. SCHEMAT BLOKOWY OBLICZENIA EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ CHEMICZNYCH I MIKROBIOLOGICZNYCH METODĄ POMIAROWO - OBLICZENIOWĄ.





c.d. RYS. 7.2





c.d. RYS. 7.2

## 8. PODSUMOWANIE BADAŃ I WNIOSKI KOŃCOWE

Badania pomiarowo-obliczeniowe przedstawione w pracy miały na celu opracowanie metody określania wartości emisji zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych powietrza z wybranych obiektów gospodarki komunalnej.

Badania wykonano w oparciu o pięć obiektów będących źródłami powierzchniowymi o emisji niezorganizowanej.

Przyjęto następujące oznaczenia:

- obiekt A - wysypisko odpadów stałych,
- obiekt B - oczyszczalnia ścieków komunalnych,
- obiekt C - oczyszczalnia ścieków mleczarskich,
- obiekt D - oczyszczalnia ścieków drożdżowniczych,
- obiekt E - laguny osadowe oczyszczalni ścieków komunalnych.

Badania nie dotyczyły obiektów komunalnych będących źródłami punktowymi o emisji zorganizowanej.

Zakres badań obejmował następujące wskaźniki zanieczyszczenia powietrza:

- ogólna liczba mikroorganizmów /OLM/,
- bakterie z rodzaju *Staphylococcus* /gronkowce/,
- bakterie fermentacji mlekowej /bakterie z rodzaju *Streptococcus* i *Lactobacillus*/,
- bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* /bakterie proteus/,
- bakterie z rodzaju *Pseudomonas fluorescens*,
- dwutlenek węgla,
- amoniak.

Obliczenia emisji wykonywano przy użyciu modelu gaussowskiego. Źródła emisji zastępowano każdorazowo źródłem punktowym lub zespołem źródeł punktowych. Zespół zastępczych źródeł punktowych wykorzystywano w przypadku obiektów o powierzchni emisji większej niż  $3000 \text{ m}^2$  /Obiekt A i E/.

Obliczenia wykonywano dla 11 wariantów obliczania wartości współczynników dyfuzji atmosferycznej /tablica 5.5/.

W przypadku wariantu 1, 2, 3, 4 i 11 stosowano różne metody określania efektywnej wysokości źródeł emisji /przypadek a, b i c/. Obiekt A i E modelowano także przy użyciu źródła liniowego /wariant 12/.

Na podstawie przeprowadzonych badań pomiarowo-obliczeniowych oraz analizy otrzymanych wyników otrzymano następujące wnioski:

1. Zaproponowana metoda określania wartości emisji zanieczyszczeń jest stosunkowo prosta lecz uwzględnia wszystkie istotne czynniki wpływające na wielkość emisji i stan zanieczyszczenia atmosfery. Współczynnik indeterminacji /niezdeteminowania/ wartości emisji dla badanych obiektów wynosi mniej niż 0,3. Biorąc pod uwagę fakt, że dotyczy on procesów zachodzących w atmosferze, wartość tę należy uznać za zadowalającą.
2. Wartość emisji otrzymywana przy użyciu przedstawionej metody jest obliczoną ilością zanieczyszczeń unoszonych do atmosfery w jednostce czasu, która to ilość powoduje określony pomiarami stopień zanieczyszczenia powietrza



atmosferycznego. Wartość emisji otrzymywaną z obliczeń można przyjmować jako jej pierwsze przybliżenie.

3. Najlepsze wyniki obliczeń otrzymano dla modelu źródła punktowego lub zespołu źródeł punktowych w wariancie obliczeniowym nr 1. Były one zbliżone do wyników otrzymywanych przy użyciu zastępczego liniowego źródła emisji /wariant 12/.
4. Dla małych źródeł powierzchniowych nie stwierdzono konieczności uwzględniania wyniesienia zanieczyszczeń przy obliczaniu średniej prędkości wiatru. Dla źródła o powierzchni większej niż  $1000 \text{ m}^2$  można obliczać wyniesienie smugi zanieczyszczeń w punkcie na zawietrznej krawędzi powierzchni emisji. Średnią prędkość transportu zanieczyszczeń emitowanych z powierzchni ziemi należy przyjmować jako równą prędkości wiatru mierzonej na wysokości 2 m lub średniej prędkości wiatru w warstwie od  $z = 0$  do  $H = 5 \text{ m}$ .
5. W przypadku występowania na obiekcie różnorodnych źródeł emisji, należy dążyć do wydzielenia emitorów o jednorodnym rozkładzie emisji. Postępowanie takie daje lepsze wyniki niż stosowanie jednego zastępczego źródła emisji dla całego obiektu.
6. Powierzchnia emisji zanieczyszczeń odpowiadająca jednemu zastępczemu emitorowi punktowemu nie powinna być większa niż  $2000 - 3000 \text{ m}^2$ .
7. Zaproponowana metoda określania wartości emisji dotyczy

w równym stopniu zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych. Wszelkie obliczenia związane z emisją i rozprzestrzenianiem się mikroorganizmów wymagają uwzględnienia faktu, że powietrze atmosferyczne nie jest dla nich najkorzystniejszym środowiskiem i konieczne jest oszacowanie śmiertelności tych mikroorganizmów.



## 9. LITERATURA

- Adams A.P., Spendlove J.C. /1970/ Coliform aerosols emitted by sewage treatment plants. Science, vol. 169, s. 1218-1220
- Andersen A.A. /1958/ New sampler for the collection, sizing and enumeration of viable airborne particles. J. Bacteriol., vol. 76, nr 5, s. 471-484
- Banaś J. /1981/ Ograniczenie uciążliwości oczyszczalni ścieków /ref. w mat./ Seminarium szkoleniowe BPBK Katowice i Lublin, CTK, s. 43-72, Kazimierz Dolny 1981.11. 3-6
- Benson P.E. /1982/ Modifications to the Gaussian vertical dispersion parameter  $\sigma_z$ , near roadways. Atmospheric Environment, vol. 16, nr 6, s. 1399-1405
- Bernacka J., Beym M. /1976/ Małe oczyszczalnie ścieków typu Bioblok. Gosp.Wod., nr 8-9, s. 253-256
- Bielski L. /1979/ Doświadczenia z eksploatacji wysypiska dla miasta Lublina. Mat. seminaryjne PZITS nr 242. Unieszkodliwienie odpadów metodą wysypisk sanitarnych, t. I., s. 21-27, Lublin
- Blanchard D.C., Syzdek L. /1970/ Mechanism for the water-to-air transfer and concentration of bacteria. Science, vol. 170, s. 626-628
- Briggs G.A. /1969/ Plume Rise. U.S. Atomic Energy Commission/DTI, Oak Ridge
- Buraczewski G. /1961/ Przebieg fermentacji metanowej w osadach ściekowych. Praca doktorska ISiW PW, Warszawa

- Buswell A.M., Mueller H.F. /1952/ Mechanism of methane fermentation. Ind. Eng. Chem. vol.44, nr 3, s. 550-552
- Cadle S.H., Chock D.P., Monson P.R., Henss J.M. /1977/ General Motors sulfate dispersion experiment: experimental procedures and results. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 27, nr 1, s. 33-38
- Calder K.L. /1949/ Eddy diffusion and evaporative in flow over aerodynamically smooth and rough surfaces. Q. J. Mech. Appl. Math., vol. 2, s. 153-176
- Calder K.L. /1973/ On estimating air pollution concentrations from a highway in an oblique wind. Atmospheric Environment, vol. 7, nr 9, s. 863-868
- Cannon R.E. /1983/ Aerosol release of cyanophages and coliforms from activated sludge basins. J. Wat. Pollut. Control Fed., vol. 55, nr 8, s. 1070-1074
- Charnock H. /1955/ Wind stress on a water surface, Quart. J. Roy. Met. Soc., vol. 81, s. 639-640
- Chrgian A.Ch. /1978/ Fizika atmosfery. Gidrometeoizdat, Leningrad
- Chrósciel St. /1970/ Metodyka obliczeń oddziaływania osadników ściekowych i hałdowisk na stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Niepublikowane opracowanie dla "Biprowod" w Szczecinie, Warszawa
- Chrósciel St. /1981/ Metody obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego dla liniowych źródeł emisji. Materiały seminaryjne PZITS nr 421/IX, s. 3-20, Warszawa-Larnów
- Ciszeński A., Wojciechowski K. /1982/ Metody obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego powodowanego przez źródła powierzchniowe. Ochrona Powietrza, nr 6, s. 78-82

- Cown W.B., Kethley T.W., Fincher E.L. /1957/ The critical-orifice, liquid impinger as a sampler for bacterial aerosols. Appl. Microbiol., vol.5, s. 119-124
- Cronholm L.S. /1980/ Potential health hazards from microbial aerosols in densely populated urban region. Appl. Environ. Microbiol., vol. 39, nr 1, s. 6-12
- Dart R.K., Stretton R.J. /1977/ Microbiological aspects of pollution control. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam
- Dewling R.L. /1980/ Sewage - sludge incineration raises air pollution concerns. Water Sew. Works, vol. 127, nr 10, s. 26-29
- Egmond N.D. van, Tissing O., Kesseboom H. /1979/ Estimating contributions of source areas to the measured yearly average SO<sub>2</sub> - concentration field in the Netherlands by dispersion-model parameter-optimization. Atmospheric Environment, vol. 13, nr 11, s. 1551-1557
- Egmond N.D. van, Kesseboom H. /1983/ Mesoscale air pollution dispersion models-II. Lagrangian PUFF model and comparison with Eulerian GRID model. Atmospheric Environment, vol. 17, nr 2, s. 267-274
- Ebhalt D.H. /1967/ Methane in the atmosphere. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 17, nr 5, s. 518-519
- Eliassen R., Vath C.A. /1960/ Air pollution control in sewage treatment plants. J. Wat. Pollution Control Fed., vol. 32, nr 4, s. 424-427
- Fungaroli A., Steiner L. /1971/ Laboratory study of the behavior of sanitary landfill. J. Wat. Pollut. Control Fed., vol.43, nr 2, s. 252-267
- Gast M.K.H. /1979/ Odours and noise problems in the neighbourhood of the sewage treatment plant in Beemster. Prog. Water Technol., T. 11, nr 3, s. 223-235

- Gifford F.A. /1960/ Atmospheric dispersion calculations using the generalized Gaussian plume model. Nucl. Safety vol. 2, nr 2, s. 56-59
- Goff G.D., Spendlove J.E., Adams A.P., Nicholes P.S. /1973/ Emission of microbial aerosols from sewage treatment plants that use trickling filters. Health Service Reports, vol. 88, nr 7, s. 640-652
- Golder D. /1972/ Relations among stability parameters in the surface layer. Boundary-Layer Meteorol. vol. 3, s. 47-58
- Gregory P.E. /1973/ The microbiology of the atmosphere. John Wiley and Sons, New York
- Gryning S.E., Ulden A.P. van, Larsen S.E. /1983/ Dispersion from a continuous ground-level source investigated by a K model. Quart.J.Roy.Met.Soc., vol. 109, s.355-364
- Hagenguth H., Teichmann H., Zeman A. /1981/ Geruchsmessungen in kommunalen Kläranlagen. Massenspektrometrische identifizierung geruchsaktiver Verbindungen. GWF Gas Wasserfach, T. 122, nr 5, s. 263-269
- Hanbold K., Malyska G. /1978/ Emissionsmessungen an einer Müllverbrennungsanlage. Luft u Klimatech, nr 1, s. 22-25
- Hanna S.R. /1971/ A simple method of calculating dispersion from urban area source. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 21, nr 12, s. 774-777
- Harkort W. /1979/ Beurteilung von Geruchswahrnehmungen bei Kläranlagen. GWF Gas Wasserfach, T.120, nr 6, s. 274-276
- Heidrich Z., Popławski A., Tabernaeki J. /1977/ Charakterystyka ekonomiczna małych i bardzo małych oczyszczalni ścieków. Gosp. Wod., nr 10, s. 291-294
- Hickey J.L., Reist P.C. /1975/ Health significance of airborne microorganisms from waste-water treatment processes. J.Wat. Pollut.Control Fed., vol. 47, nr 12, s. 2741-2773

- Higgins F.B. /1964/ Bacterial aerosols from bursting bubbles.  
Ph.D. Thesis, Georgia Inst. of Technol., Atlanta
- Holtslag A.A.M., Ulden A.P. van /1983/ A simple scheme for  
daytime estimates of the surface fluxes from routine  
weather data. J. Appl. Meteorol., vol. 22, s. 517-529
- Holtslag A.A.M., Gryning S.E., Irwin J.S., Sivertsen B. /1985/  
Parametrization of the atmospheric boundary layer for  
air pollution dispersion models. 15 th International  
Technical Meeting on Air Pollution Modeling and its  
Applications. St. Louis
- Islitzer N.F., Slade D.H. /1968/ Diffusion and Transport  
Experiments. U.S. Atomic Energy Commission /DTI
- Jakubowska J. /1954/ Mikroflora powietrza jednym ze wskaźników  
stanu higienicznego zakładu produkcyjnego. Przemysł Rolny  
i Spożywczy, T. 8, s. 395-398
- Juda J., Chróściel St. /1974/ Ochrona powietrza atmosferycz-  
nego, WNT, Warszawa
- Kempa E.S. /1983/ Gospodarka odpadami miejskimi. Arkady, War-  
szawa
- Kenline P.A., Scarpino P.V. /1972/ Bacterial air pollution  
from sewage treatment plants. Amer. Ind. Hyd. Ass. J.,  
vol. 33, nr 5, s. 346-352
- King E.D., Mill R.A., Lavrence C.H. /1973/ Airborne bacteria  
from activated sludge plant. J. Env. Health., vol. 36,  
nr 1, s. 50-54
- Klug W. /1964/ Meteorologische Einflussgrößen in der  
Ausbreitungsrechnung. Staub, vol. 24, nr 10, s. 396-400
- Kopcewicz T. /1959/ Fizyka atmosfery, cz. III. Kinematyka i  
dynamika, PWN, Warszawa

- Kulig A. /1981/ Ocena efektywności procesów samooczyszczania atmosfery na obszarze miasta. Ochrona Powietrza, nr 3, s. 70-72
- Kulig A. /1982/ Matematyczne określenie emisji i rozkładu stężeń zanieczyszczeń mikrobiologicznych z oczyszczalni ścieków "BIOBLOK". Materiały seminaryjne PZIIS nr 361, t. III, s. 54-79, Warszawa - Nowy Targ
- Kulig A. /1983/ Emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych w obiektach gospodarki komunalnej. Seminaria IIS PW, s. 83-107, Warszawa
- Kulig A., Ossowska-Cypryk K., Skorupski W., Wieczorek B. /1984/ Proste metody badania zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego. Materiały PZIIS nr 412/7, Warszawa
- Kulig A., Skorupski W. /1984/ Zanieczyszczenia chemiczne powietrza wokół oczyszczalni ścieków. Materiały naukowe PZIIS nr 426 n.t. "Techniczne problemy ochrony atmosfery" s. 245-259, Warszawa
- Kulig A., Tabernacki J. /1985/ Uciążliwość oczyszczalni dla otoczenia a wielkość stref ochronnych. Materiały seminaryjne PZIIS "Eksploatacja oczyszczalni ścieków", s.30-50, Sielc
- Kupchik G.J., Franz G.J. /1976/ Solid waste, air pollution and health. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 26, nr 6, s. 116-118
- Ledbetter J.O., Randall C.W. /1965/ Bacterial emissions from activated sludge units. Ind. Med. Surg., vol. 34, nr 2, s. 130-133
- Ledbetter J.O. /1966/ Air pollution from waste/water treatment. Water Sew. Works, vol. 113, s. 43-45



- Lettau H.H. /1970/ Physical and meteorological basis for mathematical models of urban diffusion processes. Proc. of Symposium on Multiple Source Urban Diffusion Models, U.S. Environmental Protection Agency, Publication AP-86
- Lighthart B., Hiatt V.E., Rossano A.T. /1971/ The survival of airborne *Serratia marcescens* in urban concentrations of sulfur dioxide. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 21, nr 10, s. 639-642
- Lighthart B., Frisch A.S. /1976/ Estimation of viable airborne microbes downwind from a point source. Appl. Environ. Microbiol., vol. 31, nr 5, s. 700-704
- Litwin B., Pawłowska L. /1978/ Wpływ wysypisk na środowisko w świetle badań Instytutu Kształtowania Środowiska. Biuletyn IKŚ nr 5, s. 10-15
- Lue-Hing C., Zenz D.R., Sedita S.J. /1982/ Environmental impact of the microbial aerosol emissions from wastewater treatment plants. Water Sci. Technol., T. 14, nr 1/2, s. 289-309
- Luna R., Church H. /1972/ A comparison of turbulence intensity and stability ratio measurements to Pasquill stability classes. J. Appl. Met., vol. 11, nr 4, s. 663
- Martin D.O. /1971/ An urban diffusion model for estimating long term average values of air quality. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 21, nr 1, s. 16-19
- Matthews P.J. /1978/ Air pollution in sewerage and sewage treatment. Wat. Pollut. Control, vol. 75, nr 3, s. 377-389
- Matveev L.F. /1976/ Kurs obsej meteorologii. Fizika atmosfery. Gidrometeoizdat, Leningrad
- Mejbaum Zb., Zawadzki B. /1983/ Badania prototypowej zmodyfikowanej oczyszczalni ścieków typu "Bioblok". Wydawnictwo PZITS nr 413, s. 75-96

- Mitosek G. /1982/ Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w przyziemnej warstwie atmosfery w warunkach słabego wiatru dolnego. Stężenia zanieczyszczeń w terenie płaskim - model obliczeniowy. Pr. dokt., Politechnika Warszawska, Warszawa
- Neapolitano P.J., Rowe D.R. /1966/ Microbial content of air near sewage treatment plants. Water Sew. Works, vol. 113, nr 12, s. 480-483
- Nelson R.Y., Ledbetter J.O. /1964/ Atmospheric emissions from oxidation ponds. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 14, nr 2, s. 50
- Noll K.E., Miller T.L., Claggett M. /1978/ A comparison of three highway line source dispersion models. Atmospheric Environment, vol. 12, nr 6, s. 1323-1329
- Nowicki M. /1976/ Uniwersalne współczynniki dyfuzji atmosfery. Wyd. P.W., Warszawa
- Ochrona środowiska i gospodarka wodna 1982 /1982/. wyd. GUS, seria: Materiały statystyczne 12, Warszawa
- Ossowska-Cypryk K. /1982/ Wpływ oczyszczalni ścieków "Bioblok" na stopień mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza. Materiały seminaryjne PZUIS nr 361, t. III, s. 31-53, Warszawa-Nowy Targ
- Ossowska-Cypryk K. /1984/ Zastosowanie metod mikrobiologicznych do wyznaczania stref ochrony sanitarnej w otoczeniu obiektów komunalnych. Materiały naukowe PZUIS nr 426 n.t. "Techniczne problemy ochrony atmosfery", s. 261-287, Warszawa
- Pasquill F. /1961/ The estimation of the dispersion of windborne material. Meteorolog. Mag. vol. 90, nr 1063, s. 33-49
- Pasquill F., Smith F.B. /1983/ Atmospheric diffusion. 3 th edition, John Wiley and Sons, London

- Rains B.A., De Primo M.J., Groseclose I.L. /1973/ Odors emitted from raw and digested sewage sludge. U.S. Environmental Protection Agency - 670/2-73-098, Washington, D.C. 20460
- Randall C.W., Ledbetter J.O. /1966/ Bacterial air pollution from activated sludge units. Amer. Ind. Hyg. Ass. J. vol. 27, nr 6, s. 506-519
- Rao S.T., Keenan M.T. /1980/ Suggestions for improvement of the EPA-HIWAY Model. J. Air Pollut. Control Ass., vol. 30, nr 3, s. 247-256
- Raygor S.C., Mackey K.P. /1975/ Bacterial air pollution from activated sludge tank. Water Air Soil Poll. vol 5., nr 1, s. 47-52
- Regland K.W. /1973/ Multiple box model for dispersion of air pollutants from area sources. Atmospheric Environment, vol. 7, nr 11, s. 1017-1032
- Rijkoort P.J. /1968/ The increase of mean wind speed with height in the surface friction layer. Thesis, Wageningen
- Sharma V., Myrup L.O. /1975/ Diffusion from a line source in an urban atmosphere. Atmospheric Environment, vol. 9, nr 10, s. 907-922
- Shen T.T. /1979/ Air pollutants from sewage sludge incineration. J. Environ. Eng. Div., 1. 105, nr EE1, s. 61-71
- Shieh L.J., Halpern P.K. /1971/ Numerical comparison of various model representations for a continuous area source. Report G 320-3293. Data Processing Division, IBM Scientific Center, Palo Alto, Calif.
- Sheih C.M., Wesely M.L., Hick B.B. /1979/ Estimated dry deposition velocities of sulfur over the Eastern United States and surrounding regions. Atmospheric Environment, vol. 13, nr 10, s. 1361-1368

- Skorupski W., Ossowska-Cypryk K., Kulig A., Wieczorek B. /1982/  
Opracowanie metody aspiracyjnej oznaczania mikroorganizmów w powietrzu i sprawdzenie jej przydatności na oczyszczalni ścieków mleczarskich. PR-7, IIS Politechnika Warszawska, Warszawa
- Skorupski W., Ossowska-Cypryk K., Kulig A., Wieczorek B. /1983/  
Opracowanie metody aspiracyjnej oznaczania grzybów i niektórych bakterii oraz metody oznaczania siarkowodoru i amoniaku w powietrzu. Rozeznanie możliwości oznaczania metanu. PR-7, IIS Politechnika Warszawska, Warszawa
- Slade D.H. /1968/ Meteorology and atomic energy. U.S. Atomic Energy Commission /DTI
- Sorbjan Zb. /1983/ Turbulencja i dyfuzja w dolnej atmosferze. PWN, Warszawa
- Spurnyj K., Jech C., Sedlacek B., Sterch O. /1961/ Aerozoli. Atomizdat, Moskwa
- Sutton O.G. /1932/ A theory of eddy diffusion in the atmosphere. Proc. Roy. Soc., London. vol. A135, s. 143-165
- Teltsch B., Kedmi S., Bonnet L., Borenzstejn-Rotem Y., Katzenelson E. /1980/ Isolation and identification of pathogenic microorganisms at wastewater-irrigated fields: ratios in air and wastewater. Appl. Environ. Microbiol., vol. 39, nr 6, s. 1183-1190
- Teltsch B., Katzenelson E. /1973/ Airborne enteric bacteria and viruses from spray irrigation with wastewater. Appl. Environ. Microbiol., vol. 35, nr 2, s. 290-296
- Teltsch B., Schuval H.I., Tadmor J. /1980/ Die-away kinetics of aerosolized bacteria from sprinkler application of wastewater. Appl. Environ. Microbiol., vol. 39, nr 6, s. 1191-1197

- Tennekes H. /1982/ Similarity relations, scaling laws and spectral dynamics. In Atmospheric Turbulence and Air Pollution Modeling. F.T.M. Nieuwstadt, H. van Dop /eds./, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht
- Turner D.B. /1971/ Workbook of atmospheric dispersion estimates. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Programs, Publication Nr AP-26, North Carolina
- Wanner H.U. /1979/ Air pollution from treatment plants. Prog. Wat. Tech., vol. 11, nr 3, s. 217-222
- Wasilewska J., Darnikiewicz T., Pasoń A., Niżnik B. /1977/ Wpływ oczyszczalni ścieków na zanieczyszczenie atmosfery. Ochrona Powietrza, nr 4, s. 97-102
- Webb S.J. /1959/ Factors affecting the viability of airborne bacteria. Can. J. Microbiol., vol. 5, s. 649-669
- Wieringa J. /1980/ Representativeness of wind observations at airports. Bull. Amer. Meteorol. Soc. vol. 61, s. 962-971
- Woods D.R., Williams J.M., Croydon J. /1978/ Fly nuisance control in treatment systems. Wat. Pollut. Control, vol. 77, nr 2
- Wytyczne obliczenia stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego MAGTIOŚ /1981/ PZITS nr 359/II, Warszawa
- Zarządzenie Ministra Administracji Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska z dn. 1982.10.9 w sprawie szczegółowych zasad wyznaczania granic i obszarów stref ochronnych oraz orientacyjnych wskaźników ich szerokości. M.P. nr 27, poz. 241, 1982
- Zilitinkevič S.S. /1970/ Dynamika pogranicznego sloja atmosfery. Gidrometeoizdat, Leningrad
- Zimmerman J.R., Thompson R.S. /1975/ User's guide for HIWAY, a highway air pollution model. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C. 27711.

## SPIS RYSUNKÓW

- 2.1. Przykładowe obliczenie emisji metanu z wysypiska zawierającego 3,6 mln Mg odpadów miejskich. Składowano 326 000 Mg/a odpadów przez 11 lat, substancje łatwo rozkładalne  $t_{1/2} = 1,5$  roku, substancje średniorozkładalne  $t_{1/2} = 25$  lat, reakcja pierwszego rzędu (Kempa, 1983)
- 2.2. Modelowy rozkład stężeń zanieczyszczeń nad zbiornikiem otwartym
- 3.1. Sposób podziału źródła powierzchniowego
- 3.2. Model liniowego źródła emisji przy prostopadłym kierunku wiatru
- 3.3. Graficzna ilustracja wartości  $x_y$  oraz  $x_{min}$
- 3.4. Nomogram do obliczania wartości  $x_y$  i  $x_{min}$
- 3.5. Graficzna ilustracja wartości  $h'$
- 3.6. Nomogram do obliczania  $h'$
- 3.7. Stan równowagi atmosfery wg Pasquilla jako funkcja parametra  $1/L$  oraz  $z_0$
- 3.8. Zmiany stężenia mikroorganizmów w wyniku ich śmiertelności dla  $\lambda = 0,001s^{-1}$
- 3.9. Zmiany stężenia mikroorganizmów w wyniku ich śmiertelności dla  $\lambda = 0,01s^{-1}$
- 5.1. Schemat oczyszczalni ścieków mleczarskich
- 5.2. Wartość emisji ogólnej liczby mikroorganizmów w zależności od elementarnej powierzchni emisji /variant A1a, A1b, A1c, A2a, A2b, A2c, A5, A6, A7, A8, A9, A10/

- 5.3. Wartość emisji ogólnej liczby mikroorganizmów w zależności od elementarnej powierzchni emisji /variant A3a, A3b, A3c, A4a, A4b, A4c/
- 5.4. Wartość emisji bakterii z rodzaju Staphylococcus w zależności od elementarnej powierzchni emisji /variant A1a, A1b, A1c, A2a, A2b, A2c, A5, A6, A7, A8, A9, A10/
- 5.5. Wartość emisji bakterii z rodzaju Staphylococcus w zależności od elementarnej powierzchni emisji /variant A3a, A3b, A3c, A4a, A4b, A4c/
- 5.6. Wartość współczynnika korelacji w zależności od elementarnej powierzchni emisji /dla ogólnej liczby mikroorganizmów/
- 5.7. Wartość współczynnika korelacji w zależności od elementarnej powierzchni emisji /dla bakterii z rodzaju Staphylococcus/
- 5.8. Wartość emisji dwutlenku węgla w zależności od elementarnej powierzchni emisji /variant E1a, E1b, E1c, E2a, E2b, E2c, E3a, E3b, E3c, E4a, E4b, E4c/
- 5.9. Wartość emisji amoniaku w zależności od elementarnej powierzchni emisji /variant E1a, E1b, E1c, E2a, E2b, E2c, E3a, E3b, E3c, E4a, E4b, E4c/
- 5.10. Wartość współczynnika zmienności emisji w zależności od elementarnej powierzchni emisji /dla dwutlenku węgla/
- 5.11. Wartość współczynnika zmienności emisji w zależności od elementarnej powierzchni emisji /dla amoniaku/
- 5.12. Wartość współczynnika korelacji w zależności od elementarnej powierzchni emisji /dla dwutlenku węgla/

- 5.13. Wartość współczynnika korelacji w zależności od elementarnej powierzchni emisji /dla amoniaku/
- 6.1. Wpływ różnych systemów napowietrzania ścieków na stopień mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza
- 6.2. Emisja ogólnej liczby mikroorganizmów /-/ i bakterii z rodzaju Staphylococcus /--/ z wysypiska odpadów stałych w zależności od stanu termiczno-dynamicznej równowagi atmosfery
- 7.1. Schemat metody pomiarowo-obliczeniowej określania wartości emisji zanieczyszczeń z obiektów gospodarki komunalnej
- 7.2. Schemat blokowy obliczenia emisji zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych metodą pomiarowo-obliczeniową.



## SPIS TABLIC

- 2.1. Wpływ wysypisk odpadów stałych na wartości stężeń dwutlenku węgla i metanu [ $\text{mgm}^{-3}$ ]
- 2.2. Produkcja gazów w ściekach przy udziale bakterii beztlenowych (Matthews, 1976)
- 3.1. Wartości parametrów doświadczalnych zależnych od stanu równowagi atmosfery
- 3.2. Wartości odległości  $x_y = x_{\text{min}}$  w zależności od stanu równowagi atmosfery
- 3.3. Wysokość środka masy zanieczyszczeń w zależności od długości źródła emisji w kierunku wiatru i stanu równowagi atmosfery
- 3.4. Klasyfikacja rodzaju terenu w zależności od jego aerodynamicznej szorstkości
- 3.5. Wartość współczynnika aerodynamicznej szorstkości terenu
- 3.6. Klucz określania stanów równowagi atmosfery wg Pasquilla (1961)
- 3.7. Wartość parametrów doświadczalnych zależnych od stanu równowagi atmosfery (Klug, 1964)
- 3.8. Wartość współczynnika  $\varphi_y$  w zależności od odległości punktu pomiarowego
- 3.9. Wartość współczynnika  $\varphi_z$  w zależności od odległości punktu pomiarowego
- 3.10. Wartość stałych  $c$ ,  $d$ ,  $g$  i  $h$  w zależności od stanu równowagi atmosfery
- 3.11. Zmiany stężenia zanieczyszczeń mikrobiologicznych w wyniku ich śmiertelności i zanieczyszczeń gazowych w wyniku ich przemian chemicznych

- 4.1. Mikroorganizmy pochodzenia ściekowego wykrywane w otoczeniu biologicznych oczyszczalni ścieków /opracowano na podstawie (Ossowska-Cypryk, 1984) //
- 5.1. Wartości emisji zanieczyszczeń, współczynnika zmienności emisji oraz współczynnika korelacji w zależności od wartości współczynnika śmiertelności mikroorganizmów /obiekt A/
- 5.2. Wartości emisji zanieczyszczeń, współczynnika zmienności emisji oraz współczynnika korelacji w zależności od wartości współczynnika śmiertelności mikroorganizmów /obiekt B/
- 5.3. Wartości emisji zanieczyszczeń, współczynnika zmienności emisji oraz współczynnika korelacji w zależności od wartości współczynnika śmiertelności mikroorganizmów /obiekt C/
- 5.4. Wartości emisji zanieczyszczeń, współczynnika zmienności emisji oraz współczynnika korelacji w zależności od wartości współczynnika śmiertelności mikroorganizmów /obiekt D/
- 5.5. Warianty określania współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej
- 5.6. Średnie wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji dla przypadku a, b i c
- 5.7. Średnie wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji dla poszczególnych wariantów
- 5.8. Średnie wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji w zależności od sposobu obliczania emisji
- 5.9. Średnie wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji w zależności od sposobu obliczania emisji
- 5.10. Średnie wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji w zależności od sposobu obliczania emisji

- 5.11. Średnie wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji dla przypadku a, b i c
- 5.12. Średnie wartości współczynnika zmienności emisji i współczynnika korelacji dla poszczególnych wariantów
- 5.13. Średnie wartości wskaźników jakości modelu dla wariantu E1a w zależności od elementarnej powierzchni emisji
- 5.14. Porównanie wyników obliczeń emisji zanieczyszczeń chemicznych otrzymanych różnymi metodami
- 6.1. Zmiany emisji całkowitej i tła zanieczyszczeń mikrobiologicznych wokół wysypiska odpadów stałych w Jawidzu
- 6.2. Wartość emisji mikroorganizmów w zależności od pory roku /obiekt A/
- 6.3. Wartość emisji mikroorganizmów w zależności od pory roku /obiekt B/.

Wyniki pomiarów - parametry meteorologiczne i stężenia zanieczyszczeń

Przebieg pomiarów	Data	Temperatura powietrza (średnia)	Temperatura ziemi	Temperatura wody	Względna wilgotność (%)	Prędkość wiatru (m/s)	Prędkość wiatru (km/h)	Prędkość wiatru (m/s)	Prędkość wiatru (km/h)
1	1976.01.17	5,0	5,0	5,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
2	1976.02.11	4,0	4,0	4,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
3	1976.05.05	8,0	8,0	8,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
4	1976.07.10	12,0	12,0	12,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
5	1976.08.14	15,0	15,0	15,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
6	1976.09.17	17,0	17,0	17,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
7	1976.10.20	14,0	14,0	14,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
8	1976.11.04	10,0	10,0	10,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
9	1976.11.25	8,0	8,0	8,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
10	1976.12.05	5,0	5,0	5,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
11	1977.01.07	2,0	2,0	2,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4
12	1977.02.07	0,0	0,0	0,0	75	4,0	14,4	4,0	14,4

ZALACZNIK nr I

Wyniki pomiarów - parametry meteorologiczne i stężenia zanieczyszczeń

TABLICA I.1. WARUNKI METEOROLOGICZNE W CZASIE BADAŃ W JAWIDZU  
/wg stacji Lublin - Kadawiec/

Nr serii pomiarowej	Data	Kierunek wiatru [rumby]	Prędkość wiatru [m/s]	Zachmurzenie	Temperatura [°C]	Wilgotność względna [%]	Stan równowagi atmosfery
1	1976.01.7	W	3,0	6/8 Sc	-9,9	63	4 (D)
2	1976.02.12	SE	6,0	7/8 Sc	-8,6	66	4 (D)
3	1978.03.29	S	5,0	1/8	13,1	48	3 (C)
4	1978.05.10	W	5,0	8/8 Cb	8,2	79	4 (D)
5	1978.06.16	E	4,0	4/8 Cb, Cu	13,7	42	2 (B)
6	1978.09.12	SW	6,0	8/8 Cb	13,7	84	4 (D)
7	1978.10.20	NW	4,0	7/8 Sc, Cb	9,1	90	4 (D)
8	1978.11.24	SW	7,0	9/8 Sc	8,2	94	4 (D)
9	1979.03.23	E	1,0	8/8 Cb	2,8	80	4 (D)
10	1979.05.23	SE	2,0	6/8	24,6	75	1 (A)
11	1979.06.20	NW	7,0	2/8 Cu	19,6	59	3 (C)
12	1979.08.22	W	2,0	5/8 Cu	21,0	71	3 (C)

TABLICA NR. 1.2. STEZENIA ZANIECZYSZCZEN - DANE POMIAROWE

OBJEKT A: WYŚPISTKO ODPADÓW STAŁYCH

XP - ODLEGŁOŚĆ PUNKTÓW POMIAROWYCH (M)

SP0 - OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW

SP6 - LICZBA BAKTERII Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS

I	NP	I	1	I	2	I	3	I	4	I	5	I	6	I	7	I
I	XP	I	100.		300.		500.		700.							I
I	SP0	I	13580.		970.		650.		600.							I
I	SP6	I	1815.		30.		20.		10.							I
I	XP	I	100.		300.		500.		700.							I
I	SP0	I	99420.		19170.		18530.		1660.							I
I	SP6	I	35670.		9430.		1530.		130.							I
I	XP	I	100.		200.		400.		600.		1000.					I
I	SP0	I	83160.		7290.		3000.		1180.		160.					I
I	SP6	I	119020.		970.		100.		860.		10.					I
I	XP	I	100.		300.		500.		700.		900.					I
I	SP0	I	313950.		3890.		2740.		70.		70.					I
I	SP6	I	3410.		1310.		960.		420.		250.					I
I	XP	I	100.		200.		300.		600.		1000.					I
I	SP0	I	43700.		28990.		890.		6370.		10.					I
I	SP6	I	17840.		12740.		130.		2550.		70.					I
I	XP	I	100.		200.		300.		400.		500.		600.		700.	I
I	SP0	I	6020.		4420.		2260.		980.		3150.		1370.		5950.	I
I	SP6	I	190.		160.		70.		60.		10.		250.		240.	I
I	XP	I	100.		300.		500.		700.		900.					I
I	SP0	I	14940.		8330.		6920.		2070.		10620.					I
I	SP6	I	2230.		1180.		1020.		1020.		1340.					I
I	XP	I	100.		200.		400.		700.		1100.		1500.			I
I	SP0	I	2300.		1600.		510.		190.		570.		230.			I
I	SP6	I	1270.		450.		260.		190.		200.		20.			I
I	XP	I	100.		300.		500.		700.		900.					I
I	SP0	I	11070.		8700.		5250.		4670.		700.					I
I	SP6	I	1980.		840.		580.		10.		60.					I
I	XP	I	100.		200.		500.		700.		900.		1200.			I
I	SP0	I	1664510.		19070.		2430.		320.		130.		30.			I
I	SP6	I	326930.		9310.		1250.		860.		420.		380.			I
I	XP	I	100.		200.		300.		400.		600.		800.		1000.	I
I	SP0	I	44930.		35200.		29960.		700.		30.		20.		10.	I
I	SP6	I	8220.		7870.		1380.		10.		10.		30.		10.	I
I	XP	I	100.		150.		200.		300.		500.		800.		1000.	I
I	SP0	I	26000.		18220.		10050.		2350.		2140.		1270.		1490.	I
I	SP6	I	6600.		4390.		470.		270.		270.		30.		10.	I

TABLICA I.3. WYNIKI OBSERWACJI METEOROLOGICZNYCH W CZASIE BADAŃ W RAKONIEWICACH

Nr serii pomiarowej	Data	Kierunek wiatru [rumby]	Prędkość wiatru [m/s]	Stopień zamurzenia	Temperatura [°C]	Wilgotność względna [%]	Stan równowagi atmosfery
1	1980.08.4	W	3,9	2/8	25,5	89 ± 1	2 (B)
2	1980.11.24	SW	3,0	6/8	12,0	99 ± 0	4 (D)
3	1980.12.15	SW	5,0	6/8	9,7	86 ± 1	4 (D)
4	1981.01.30	SW	3,0	3/8	0,9	70 ± 3	3 (C)
5	1981.02.19	NE	4,0	7/8	-2,4	91 ± 1	4 (D)
6	1981.03.5	SW	3,6	3/8	2,5	79 ± 2	2 (B)
7	1981.03.25	S	3,0	6/8	13,4	86 ± 1	3 (C)
8	1981.04.22	NW	4,0	4/8	6,7	97 ± 0	3 (C)
9	1981.05.13	E	6,5	0/8	24,6	95 ± 0	2 (B)
10	1981.06.17	W	3,6	7/8	15,0	87 ± 1	3 (C)
11	1981.07.8	N	1,8	3/8	26,2	94 ± 0	1 (A)

TABLICA NR. 1.4. STEZENIA ZANIECZYSZCZEN - DANE POMIAROWE

OBIEKT P: OCZYSZCZALNIA SCIEKOW KOMUNALNYCH

XP - DOLEGLOSC PUNKTOW POMIAROWYCH (M)

SPO - OGOLNA LICZBA MIKROORGANIZMOW

SPK - LICZBA BAKTERII Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS

SPG - LICZBA BAKTERII Z RODZINY ENTEROBACTERIACEAE

SPP - LICZBA BAKTERII Z RODZAJU PSEUDOMONAS

NR	1	2	3	4	5	6	7
XP	10	30	40	70			
SPO	71200	37730	1200	1200			
SPG	16435	890	5	5			
SPK	9805	1675	5	5			
SPP	10	5	5	5			
XP	6	30	40	50	70	90	
SPO	62680	4940	960	1020	640	320	
SPG	6050	540	65	65	65	65	
SPK	17010	1340	415	65	5	5	
SPP	28665	3055	320	5	5	5	
XP	6	20	40	60	80	100	120
SPO	25300	540	160	260	30	190	160
SPG	5065	95	35	95	160	35	35
SPK	9005	5	5	5	5	5	5
SPP	4650	65	5	5	190	65	65
XP	6	20	50	80	110	140	170
SPO	102370	6750	450	220	130	190	190
SPG	3950	255	65	65	65	65	65
SPK	144980	3250	320	65	65	65	65
SPP	4470	1085	255	5	125	65	5
XP	20	40	100	160	220	280	
SPO	4300	1370	220	410	540	670	
SPG	255	65	65	190	65	65	
SPK	4075	125	65	65	5	5	
SPP	575	225	125	320	125	5	
XP	6	30	60	90	120	150	180
SPO	31660	3120	770	760	190	19	260
SPG	650	65	5	65	5	5	5
SPK	19110	2040	255	65	65	65	65
SPP	3310	285	285	65	65	65	5
XP	6	20	50	80	110	140	170
SPO	10320	380	130	130	510	10	10
SPG	1205	5	5	5	65	5	5
SPK	6305	65	5	5	5	5	5
SPP	2550	255	125	65	190	190	190
XP	20	30	60	140			
SPO	2870	3630	765	955			
SPG	5	65	5	5			
SPK	1275	700	380	765			
SPP	255	125	65	5			
XP	10	20	80				
SPO	4010	700	2930				
SPG	65	5	5				
SPK	1400	380	190				
SPP	320	125	65				
XP	20	40	70	130	200		
SPO	1200	510	3060	10	10		
SPG	380	5	100	125	5		
SPK	1785	125	125	190	5		
SPP	255	255	320	5	5		
XP	5	20	30	40	70		
SPO	9330	3440	3250	670	700		
SPG	210	40	5	5	5		
SPK	655	235	105	105	40		
SPP	85	20	40	5	20		



TABLICA I.5. WYNIKI OBSERWACJI METEOROLOGICZNYCH W CZASIE BADAŃ W GARDOLINIE

Nr serii pomiarowej	Data	Kierunek wiatru [rumby]	Prędkość wiatru [m/s]	Stopień zamurzenia	Temperatura [°C]	Wilgotność względna [%]	Stan równowagi atmosfery
1, 2	1982.05.21	NNW	3,5	5/8	16,4	79	3 (C)
3, 4	1982.06.4	SSE	2,5	2/8	32,0	39	2 (B)
5, 6	1982.06.18	NNW	2,5	3/8	16,4	75	2 (B)
7	1982.07.6	NNW	4,5	6/8	17,2	70	3 (C)
8, 9	1982.07.8	NNW	3,5	5/8	19,4	58	3 (C)
10, 11	1982.07.9	NNW	4,0	5/8	20,4	64	2 (B)
12, 13	1982.07.12	SE	2,0	7/8	21,4	77	3 (C)
14, 15	1982.07.14	E	1,5	3/8	26,2	69	2 (B)
16, 17	1982.07.16	ESE	1,5	2/8	26,0	76	3 (C)
18, 19	1982.07.20	NW	3,5	5/8	24,4	64	3 (C)
20	1982.09.16	NW	1,0	0/8	20,1	64	1 (A)
21	1982.09.28	NNW	2,5	3/8	18,6	72	2 (B)

TABLICA NR. I.6. STEZENIA ZANIECZYSZCZEN - DANE POMIAROWE

OBIEKT C: OCZYSZCZALNIA SCIEKOW MLECZARSKICH

XP - ODLEGLOSĆ PUNKTÓW POMIAROWYCH (M)

SPO - OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW

SPM - BAKTERIE Z RODZAJU STREPTOCOCCUS I LACTOBACILLUS

NR	1	2	3	4	5	6	7
XP	40	50	120				
SPO	110	1830	1030				
SPM	570	380	40				
XP	40	50	120	210			
SPO	2400	10	10	1100			
SPM	725	285	20	5			
XP	220	50	120	160	210	300	
SPO	7680	31310	3980	130	80	600	
SPM	6000	895	65	70	20	5	
XP	120	160	210	300			
SPO	3800	5600	10	2320			
SPM	40	45	5	5			
XP	30	70	120	230			
SPO	90	160	10	630			
SPM	85	160	20	270			
XP	30	70	120	230			
SPO	1640	160	50	2040			
SPM	1335	300	80	285			
XP	30	70	120				
SPO	300	190	4290				
SPM	850	445	720				
XP	30	120	150				
SPO	450	400	1300				
SPM	825	550	5				
XP	30	70	120	150			
SPO	10	820	10	10			
SPM	985	575	360	405			
XP	30	70	120				
SPO	700	1280	10				
SPM	1080	640	5				
XP	30	120	150	230			
SPO	790	700	10	1920			
SPM	1685	5	325	5			
XP	30	50	120	180	240	300	
SPO	10500	4140	1220	2060	1570	2780	
SPM	1750	160	125	20	5	5	
XP	30	50	120	240	300		
SPO	12800	9940	30	7330	6830		
SPM	3530	220	65	5	5		
XP	20	40	110	170	230		
SPO	57000	7610	7960	5450	3220		
SPM	23085	254	254	5	5		
XP	20	40	110	170	230		
SPO	23060	900	10	6120	10		
SPM	2285	305	255	5	65		
XP	20	40	110	170	230	290	
SPO	26050	8200	5900	960	2480	1150	
SPM	7000	1530	575	510	380	5	
XP	20	40	110	170	230	290	
SPO	300	8590	4560	4020	440	2160	
SPM	1530	890	255	190	5	5	
XP	30	60	90	120	150	190	240
SPO	4030	4050	10	10	10	2650	130
SPM	3055	635	510	5	5	5	205
XP	30	60	90	150	190		
SPO	25800	9330	1490	830	1270		
SPM	2930	125	5	5	5		
XP	30	70	120				
SPO	5630	1900	10				
SPM	570	80	5				
XP	30	70	120				
SPO	12210	1670	1960				
SPM	465	5	5				

TABLICA I.7. WYNIKI OBSERWACJI METEOROLOGICZNYCH W CZASIE. BADAN W JÓZEFOWIE

Nr serii pomiarowej	mikrobiol. chemia	Data		Kierunek wiatru [runby]	Prędkość wiatru [m/s]	Zachmurzenie	Temperatura [°C]	Wilgotność względna [%]	Stan równowagi atmosfery
1	1	1983.02.15		NW	3,0	0/8	-6,8	90	(D) 4
2	-	1983.03.8		WNW	4,5	8/8 Ac, Cu, Sc	5,3	85	(C) 3
3	-	1983.03.23		WNW	5,5	7/8 Sc	4,4	90	(B) 2
4	2	1983.04.12		WNW	5,5	7/8 Cu, Sc	13,2	83	(C) 3
5	-	1983.04.20		SW	3,5	7/8 Cu, Sc	16,7	69	(C) 3
6	3	1983.05.4		W	3,5	5/8 Cu, Sc	14,0	73	(C) 3
7	-	1983.05.24		SE	3,5	1/8 Cu	30,0	53	(B) 2
8	4	1983.06.1		SE	2,0	0/8	24,1	55	(B) 2
9	-	1983.06.8		S	2,0	2/8 Ci, Cu	21,3	52	(A) 1
10	-	1983.07.15		W	1,5	1/8 Ce, Cu	22,8	46	(C) 3

TABLICA NR. I.8. STEZENIA ZANIECZYSZCZEN - DANE POMIAROWE

OBIEKT D: OCZYSZCZALNIA SCIEKOW DROZDZOWNICZYCH

XP - ODLEGLOSC PUNKTOW POMIAROWYCH (M)

SPO - OGOLNA LICZBA MIKROORGANIZMOW

CO2 - STEZENIE DWUTLENKU WEGLA (MG/M3)

NR	1	2	3	4	5	6	7
XP	10.	60.	110.	160.	260.		
SPO	75250.	4400.	800.	650.	150.		
XP	10.	60.	110.				
SPO	82420.	34720.	8680.				
XP	10.	30.	50.				
SPO	12440.	5590.	5010.				
XP	10.	30.	50.	70.			
SPO	5760.	1770.	1360.	830.			
XP	10.	30.	60.				
SPO	6280.	1150.	70.				
XP	10.	40.	70.	110.			
SPO	11821.	900.	20.	10.			
XP	30.	70.	90.	110.	150.		
SPO	3220.	820.	340.	20.	10.		
XP	10.	50.	110.	160.	180.		
SPO	7190.	730.	30.	20.	10.		
XP	10.	20.	30.	60.			
SPO	32320.	3570.	2100.	1060.			
XP	10.	20.	60.	100.	200.		
SPO	53100.	11380.	6510.	2710.	10.		
XP	10.	60.	110.				
CO2	135.	100.	10.				
XP	10.	40.	110.				
CO2	160.	110.	10.				
XP	10.	40.	70.	110.			
CO2	110.	30.	20.	10.			
XP	10.	50.	110.				
CO2	125.	100.	5.				

TABLICA I.9. WYNIKI OBSERWACJI METEOROLOGICZNYCH W CZASIE BADAŃ W PRZEMYSŁU - MEDYCE

Nr serii pomiarowej	Data	Kierunek wiatru [runby]	Prędkość wiatru [m/s]	Zachmurzenie	Temperatura [°C]	Wilgotność względna [%]	Stan równowagi atmosfery
1	1983.06.28	WNW	3,0	8/8 Cb	19,6	95	(B) 2
2	1983.06.29	N	2,5	8/8 As, Cu	17,3	63	(C) 3
3	1983.09.6	WNW	5,5	6/8 Cc, Cu, Cb	18,3	62	(C) 3
4	1983.09.7	WNW	10,0	8/8 As, Sc	15,4	74	(D) 4
5	1983.09.21	NW	2,0	3/8 Sc, Cu	17,7	78	(A) 1
6	1983.09.22	SW	5,5	4/8 Cc, Ac, As	22,5	64	(B) 2

TABLJCA NR. I.10. STEZENIA ZANIECZYSZCZEN - DANE POMIAROWE

OBIEKT E: LAGUNY OSADOWE OCZYSZCZALNI SCIEKOW KOMUNALNYCH

XP - ODLEGLOSC PUNKTOW POMIAROWYCH (M)

CO2 - STEZENIE DWUTLENKU WEGLA (MG/M3)

NH3 - STEZENIE AMONIAKU (MG/M3)

I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
I	NP	1	2	3	4	5	6	7						
I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
I	XP	I	125.	175.	225.	305.								
I	CO2	I	258.	196.	77.	23.								
I	NH3	I	1.380	1.000	0.290	0.120								
I	XP	I	130.	200.	300.	380.								
I	CO2	I	190.	175.	107.	55.								
I	NH3	I	2.000	1.700	0.900	0.300								
I	XP	I	125.	135.	175.	225.								
I	CO2	I	256.	91.	80.	11.								
I	NH3	I	0.700	0.230	0.170	0.070								
I	XP	I	125.	135.	175.	225.								
I	CO2	I	188.	182.	120.	43.								
I	NH3	I	1.090	0.730	0.270	0.080								
I	XP	I	130.	160.	210.	260.								
I	CO2	I	136.	46.	28.	26.								
I	NH3	I	1.900	1.750	0.750	0.130								
I	XP	I	110.	150.	200.	230.	280.							
I	CO2	I	170.	108.	67.	7.	1.							
I	NH3	I	1.170	1.000	0.710	0.450	0.100							

ZALACZNIK nr II

Wyniki obliczeń - wartości emisji  
 oraz współczynnika zmienności emisji  
 i współczynnika korelacji

nr wartości	Wartość emisyjna (t/dobę)	Wartość emisyjna (t/dobę)	Wartość emisyjna (t/dobę)	Wartość emisyjna (t/dobę)	Wartość emisyjna (t/dobę)	Wartość emisyjna (t/dobę)	Wartość emisyjna (t/dobę)
414	500-520	51	52	53	54	55	56
	520-540	57	58	59	60	61	62
	540-560	63	64	65	66	67	68
	560-580	69	70	71	72	73	74
	580-600	75	76	77	78	79	80
415	600-620	81	82	83	84	85	86
	620-640	87	88	89	90	91	92
	640-660	93	94	95	96	97	98
	660-680	99	100	101	102	103	104
	680-700	105	106	107	108	109	110
416	700-720	111	112	113	114	115	116
	720-740	117	118	119	120	121	122
	740-760	123	124	125	126	127	128
	760-780	129	130	131	132	133	134
	780-800	135	136	137	138	139	140
417	800-820	141	142	143	144	145	146
	820-840	147	148	149	150	151	152
	840-860	153	154	155	156	157	158
	860-880	159	160	161	162	163	164
	880-900	165	166	167	168	169	170

TABLICA II.1. ŚREDNIE WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZENIA MIKROBIOLOGICZNEGO Z WYSYPISKA  
 ODPADÓW STAŁYCH ORAZ ODPOWIADAJĄCE IM WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI  
 EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI

Nr wariantu	Elementarna powierzchnia emisji [m <sup>2</sup> ]	CGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW			BAKTERIE Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS		
		Emisja [mikroorg./m <sup>2</sup> ·s]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Emisja [mikroorg./n <sup>2</sup> ·s]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
1	2	3	4	5	6	7	8
A1a	3600-10000 900-2500 400-1110 225-625 145-400 100-280	71 900 65 200 63 640 63 030 62 680 62 440	107,3 107,8 108,2 108,3 108,4 108,5	0,894 0,897 0,895 0,896 0,896 0,896	33 305 30 290 29 755 29 535 29 410 29 325	106,8 106,2 106,3 106,3 106,3 106,3	0,887 0,887 0,887 0,887 0,887 0,887
A1b	3600-10000 900-2500 400-1110 225-625 145-400 100-280	97 330 79 630 73 720 70 460 68 290 66 700	107,3 107,8 108,2 108,3 108,4 108,5	0,894 0,897 0,895 0,896 0,896 0,896	43 335 34 190 32 370 31 410 30 780 30 320	107,0 106,2 106,3 106,3 106,4 106,4	0,887 0,887 0,887 0,887 0,887 0,887
A1c	3600-10000 900-2500 400-1110 225-625 145-400 100-280	119 810 109 310 107 080 106 100 105 530 105 160	109,7 109,9 110,2 110,3 110,4 110,4	0,892 0,894 0,893 0,893 0,893 0,893	46 655 42 565 41 820 41 515 41 340 41 220	107,0 106,2 106,4 106,3 106,4 106,4	0,888 0,888 0,888 0,888 0,888 0,888



c.d. TABLE II.1.

1	2	3	4	5	6	7	8
A2a	3600-10000	57 730	108,0	0,888	27 870	104,7	0,887
	900- 2500	60 300	111,7	0,873	28 575	108,3	0,864
	400- 1110	60 910	109,3	0,892	28 760	106,8	0,885
	225- 625	61 150	108,6	0,899	28 850	106,1	0,887
	145- 400	61 240	108,9	0,895	28 885	106,5	0,886
	100- 280	61 280	108,8	0,896	28 900	106,4	0,887
A2b	3600-10000	78 380	108,0	0,888	33 700	104,8	0,887
	900- 2500	73 880	111,7	0,873	32 225	108,7	0,862
	400- 1110	70 580	109,3	0,892	31 285	106,9	0,885
	225- 625	68 360	108,6	0,899	30 675	106,1	0,887
	145- 400	66 720	108,9	0,895	30 225	106,6	0,886
	100- 280	65 460	108,8	0,896	29 890	106,4	0,887
A2c	3600-10000	58 690	111,7	0,884	39 500	104,4	0,886
	900- 2500	102 100	111,7	0,886	40 260	108,7	0,867
	400- 1100	102 890	111,1	0,890	40 485	106,9	0,886
	225- 625	103 200	110,5	0,895	40 595	106,2	0,888
	145- 400	103 320	110,8	0,892	40 630	106,6	0,887
	100- 280	103 380	110,7	0,893	40 650	106,4	0,888

c.d. TABLE II.1

1	2	3	4	5	6	7	8
A3a	3600-10000	115 960	110,5	0,893	53 015	111,0	0,875
	900- 2500	86 830	110,5	0,898	40 390	109,5	0,879
	400- 1110	78 400	110,2	0,898	36 735	108,9	0,882
	225- 625	74 270	109,9	0,898	34 925	108,4	0,883
	145- 400	71 800	109,8	0,898	33 830	108,1	0,884
	100- 280	70 150	109,7	0,898	33 085	107,9	0,884
A3b	3600-10000	154 260	110,5	0,893	64 090	111,3	0,875
	900- 2500	105 204	110,5	0,898	45 505	109,7	0,879
	400- 1110	90 230	110,2	0,898	39 910	109,0	0,881
	225- 625	82 670	109,9	0,898	37 105	108,5	0,883
	145- 400	77 990	109,8	0,898	35 380	108,2	0,884
	100- 280	74 770	109,7	0,898	34 195	108,0	0,884
A3c	3600-10000	196 180	111,8	0,895	76 295	112,1	0,878
	900- 2500	145 790	112,0	0,900	57 360	110,5	0,882
	400- 1110	131 490	111,8	0,899	51 955	109,6	0,884
	225- 625	124 630	111,6	0,899	49 320	109,0	0,885
	145- 400	120 580	111,6	0,898	47 735	108,6	0,886
	100- 280	117 900	111,5	0,897	46 675	108,4	0,886

c.d. TABLE II.1

1	2	3	4	5	6	7	8
A4a	3600-10000	89 340	108,5	0,894	41 970	109,2	0,885
	900- 2500	79 920	118,1	0,831	37 775	114,9	0,827
	400- 1110	74 700	111,2	0,893	35 310	109,3	0,880
	225- 625	71 840	110,3	0,900	34 000	108,3	0,883
	145- 400	70 010	110,3	0,897	33 145	108,3	0,883
	100- 280	68 750	110,0	0,898	32 550	107,9	0,884
A4b	3600-10000	119 340	108,5	0,894	50 730	103,4	0,885
	900- 2500	96 930	118,1	0,831	42 530	115,4	0,824
	400- 1110	86 000	111,2	0,893	38 350	109,4	0,880
	225- 625	79 970	110,3	0,900	36 110	108,4	0,883
	145- 400	76 050	110,3	0,897	34 660	108,3	0,883
	100- 280	73 280	110,0	0,898	33 640	108,0	0,884
A4c	3600-10000	153 760	110,4	0,894	60 670	109,9	0,886
	900- 2500	135 090	119,0	0,843	53 785	116,8	0,820
	400- 1110	125 760	112,9	0,894	50 010	109,9	0,883
	225- 625	120 880	111,9	0,901	48 055	109,0	0,885
	145- 400	117 820	112,1	0,897	46 810	108,8	0,886
	100- 280	115 750	111,8	0,898	45 950	108,4	0,886

c.d. TABLE II.1

1	2	3	4	5	6	7	8
A5	3600-10000	23 310	111,2	0,894	11 665	113,9	0,877
	900- 2500	21 710	113,6	0,873	9 850	114,7	0,860
	400- 1110	18 490	110,7	0,892	8 810	113,1	0,875
	225- 625	17 730	110,7	0,892	8 315	112,7	0,876
	145- 400	17 090	110,5	0,892	8 010	112,6	0,877
	100- 280	16 700	110,3	0,893	7 800	112,4	0,878
A6	3600-10000	13 750	109,2	0,894	6 550	111,0	0,887
	900- 2500	15 810	110,8	0,884	6 855	111,7	0,878
	400- 1110	14 740	109,2	0,893	6 780	111,5	0,883
	225- 625	14 860	109,4	0,893	6 760	111,3	0,883
	145- 400	14 780	109,4	0,892	6 740	111,4	0,883
	100- 280	14 760	109,4	0,893	6 730	111,4	0,883
A7	3600-10000	41 130	111,0	0,892	19 280	113,6	0,874
	900- 2500	30 980	110,9	0,898	14 560	112,7	0,879
	400- 1110	27 920	110,7	0,897	13 100	112,3	0,881
	225- 625	26 420	110,5	0,898	12 370	111,9	0,883
	145- 400	25 520	110,4	0,898	11 930	111,8	0,884
	100- 280	24 920	110,3	0,898	11 635	111,6	0,884

c.d. TABLE II.1

1	2	3	4	5	6	7	8
A8	3600-10000	30 460	108,9	0,894	14 105	112,0	0,885
	900- 2500	28 450	118,4	0,833	13 580	118,0	0,828
	400- 1100	26 470	117,7	0,893	12 490	112,7	0,880
	225- 625	25 470	110,8	0,900	11 975	111,8	0,883
	145- 400	24 820	110,9	0,897	11 640	111,9	0,883
	100- 280	24 370	110,6	0,898	11 410	111,6	0,884
A9	3600-10000	25 480	108,3	0,894	11 615	110,7	0,887
	900- 2500	23 160	109,0	0,896	10 580	110,2	0,887
	400- 1110	22 660	109,3	0,895	10 375	110,4	0,887
	225- 625	22 430	109,4	0,896	10 285	110,3	0,887
	145- 400	22 300	109,5	0,895	10 235	110,4	0,887
	100- 280	22 210	109,6	0,896	10 195	110,4	0,887
A10	3600-10000	19 820	109,3	0,888	9 115	108,4	0,887
	900- 2500	21 350	112,4	0,876	9 900	111,9	0,866
	400- 1100	21 570	110,4	0,892	9 940	110,8	0,885
	225- 625	21 680	109,7	0,898	9 985	110,1	0,887
	145- 400	21 720	110,0	0,895	10 005	110,5	0,886
	100- 280	21 740	109,9	0,896	10 010	110,4	0,887

c.d. TABLICY II.1

1	2	3	4	5	6	7	8
A11a	3600-10000	97 720	108,6	0,885	38 550	114,4	0,872
	900- 2500	96 390	108,3	0,886	37 810	114,2	0,873
	400- 1110	96 080	108,3	0,886	37 640	114,2	0,874
	225- 625	95 970	108,2	0,886	37 575	114,2	0,874
	145- 400	95 910	108,2	0,886	37 545	114,2	0,874
	100- 280	95 880	108,2	0,886	37 530	114,2	0,874
A11b	3600-10000	127 950	108,6	0,885	46 335	114,5	0,871
	900- 2500	113 760	108,3	0,886	41 795	114,3	0,873
	400- 1110	107 610	108,3	0,886	39 940	114,2	0,873
	225- 625	104 510	108,2	0,886	39 160	114,2	0,873
	145- 400	102 450	108,2	0,886	38 720	114,2	0,874
	100- 280	100 910	108,2	0,886	38 395	114,2	0,874
A11c	3600-10000	147 260	107,5	0,888	52 225	114,6	0,879
	900- 2500	145 130	107,3	0,888	51 125	114,6	0,880
	400- 1100	144 640	107,2	0,888	50 875	114,5	0,880
	225- 625	144 460	107,2	0,888	50 785	114,5	0,880
	145- 400	144 370	107,2	0,888	50 740	114,5	0,880
	100- 280	144 320	107,2	0,888	50 715	114,5	0,880
A12	źródło liniowe	64 160	109,7	0,896	30 420	109,7	0,886

TABLICA II.2 ŚREDNIE WARTOŚCI EMISJI ZANIĘCZYSZCZENIOWYCH MIKROBIOLOGICZNYCH Z OCZYSZCZALNI  
 ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH ORAZ ODPOWIADAJĄCE IM WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI  
 EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI

Nr wariantu	OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW			BAKTERIE Z RODZAJU STAPHYLOCOCCUS		
	Emisja [mikroorg.] s	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Emisja [mikroorg.] s	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
B1a	4 250 900	120,2	0,847	231 165	102,1	0,863
B1b	4 794 830	128,5	0,821	276 370	115,4	0,831
B1c	5 759 900	118,0	0,848	307 560	102,4	0,865
B2a	3 845 770	115,3	0,851	191 750	101,5	0,867
B2b	4 217 610	122,3	0,840	228 375	105,9	0,853
B2c	5 193 130	115,4	0,851	265 075	105,1	0,869
B3	5 672 550	123,0	0,840	332 935	107,2	0,854
B4	5 003 900	117,2	0,848	274 845	100,4	0,863
B5	1 160 500	122,5	0,837	70 695	108,7	0,851
B6	918 200	125,2	0,835	51 780	106,4	0,851
B7	2 445 000	123,7	0,835	152 925	111,4	0,848
B8	2 120 760	117,2	0,846	123 285	102,1	0,861
B9	1 931 130	126,2	0,833	112 380	108,5	0,848
B10	1 701 940	120,3	0,844	92 475	101,8	0,861
B11	39 239 770	129,8	0,814	3 276 285	142,7	0,821

TABLICA II.3 ŚREDNIE WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZENIA MIKROBIOLOGICZNYCH Z CZYSZCZALNI ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH ORAZ ODPOWIADAJĄCE IM WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI

Nr wariantu	BAKTERIE Z RODZINY ENTEROBACTERIACEAE		BAKTERIE Z RODZAJU ESCHERICHIA	
	Emisja [mikroorg./s]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Emisja [mikroorg./s]	Współczynnik korelacji
B1a	1 094 710	127,3	281 810	0,928
B1b	1 315 860	139,9	307 300	0,901
B1c	1 362 095	125,3	392 065	0,927
B2a	980 310	120,1	241 895	0,929
B2b	1 116 385	131,2	264 300	0,918
B2c	1 214 790	116,9	352 795	0,923
B3	1 447 685	155,1	337 405	0,924
B4	1 236 215	126,5	293 085	0,929
B5	271 440	133,3	69 780	0,921
B6	212 575	131,5	59 500	0,919
B7	597 395	136,0	144 405	0,920
B8	489 645	127,3	123 810	0,928
B9	470 110	134,1	122 810	0,918
B10	397 660	125,8	106 730	0,926
B11	12 471 870	149,1	2 736 315	0,905



TABLICA II.4. ŚREDNIE WARTOŚCI EMISJI ZANIĘCZYSCZEN MIKROBIOLOGICZNYCH Z CZYSZCZALNI  
 SCIEKÓW MIEZARSKICH ORAZ ODPOWIADAJĄCE IM WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI  
 EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI

Nr wariantu	OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW		WSPÓŁCZYNNIK KORELACJI		BAKTERIE FERMENTACJI MIENKOWEJ	
	Emisja [mikroorg. s]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Emisja [mikroorg. s]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
C1a	27 003 700	125,9	0,364	2 121 290	108,4	0,857
C1b	27 267 220	119,4	0,364	3 337 870	109,5	0,826
C1c	42 070 280	130,2	0,363	2 951 450	109,2	0,859
C2a	23 348 310	150,2	0,361	1 672 730	108,9	0,361
C2b	30 959 660	124,5	0,368	2 463 125	108,9	0,847
C2c	36 771 500	135,1	0,360	2 370 385	109,1	0,862
C3	37 131 960	117,1	0,363	3 539 080	108,6	0,842
C4	31 096 010	122,2	0,364	2 614 330	108,5	0,854
C5	5 541 780	116,7	0,362	531 195	108,9	0,841
C6	4 148 110	123,7	0,364	334 025	108,7	0,856
C7	11 685 480	115,6	0,361	1 164 255	109,0	0,839
C8	9 683 850	120,4	0,363	846 695	108,4	0,853
C9	8 701 860	122,5	0,364	726 725	108,4	0,855
C10	7 440 230	127,6	0,362	560 775	108,9	0,860
C11	45 323 080	108,3	0,354	5 925 880	111,0	0,840

TABLICA II.5. ŚREDNIE WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEN CHemiczNYCH I MIKROBIOLOGICZNYCH Z OCZYSZCZANI SIEKÓW DROZDŹOWNICZYCH ORAZ ODPOWIADAJACE IM WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI

Nr wariantu	OGÓLNA LICZBA MIKROORGANIZMÓW			DWUTLENEK WĘGLA		
	Emisja [ $\frac{\text{mikroorg.}}{\text{s}}$ ]	Współczynnik zmiennosci emisji [%]	Współczynnik korelacji	Emisja [ $\frac{\text{mikroorg.}}{\text{s}}$ ]	Współczynnik zmiennosci emisji [%]	Współczynnik korelacji
1	2	3	4	5	6	7
D1a	9 564 330	74,0	0,990	73 253	84,8	0,816
D1b	10 228 300	74,0	0,990	78 548	84,8	0,816
D1c	12 931 580	73,4	0,990	97 772	87,0	0,810
D2a	8 430 010	74,4	0,991	64 288	89,8	0,806
D2b	9 015 430	74,4	0,991	68 919	89,8	0,806
D2c	11 527 330	75,4	0,991	86 518	91,2	0,801
D3a	12 760 360	77,5	0,985	96 558	75,0	0,835
D3b	13 626 070	77,5	0,985	103 465	75,0	0,835
D3c	17 564 380	75,7	0,986	132 530	77,8	0,829
D4a	10 965 580	74,5	0,989	83 222	83,2	0,819
D4b	11 710 130	74,5	0,989	89 152	83,2	0,819
D4c	15 547 320	73,0	0,989	117 438	86,0	0,813

c.d. TABLE II.5.

1	2	3	4	5	6	7
D5	2 119 490	78,7	0,983	15 414	72,4	0,841
D6	1 643 960	74,3	0,988	12 283	78,5	0,829
D7	4 940 930	79,9	0,982	36 148	70,4	0,846
D8	4 176 700	76,2	0,988	30 850	79,4	0,828
D9	3 845 500	75,2	0,988	28 794	76,7	0,833
D10	3 312 110	73,0	0,990	24 882	84,0	0,818
D11	70 429 460	98,2	0,970	527 642	66,6	0,877

TABLICA II.6. ŚREDNIE WARTOŚCI EMISJI ZANIECZYSZCZEN CHemiczNYCH Z IAGUN OSADOWYCH ORAZ ODPOWIADAJACE IM WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA ZMIENNOŚCI EMISJI I WSPÓŁCZYNNIKA KORELACJI

Nr wariantu	Elementarna powierzchnia emisji [m <sup>2</sup> ]	DZWIĘTIENIEK WĘGLA			AMONIAK		
		Emisja [ $\frac{mg}{m^2 \cdot s}$ ]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji	Emisja [ $\frac{mg}{m^2 \cdot s}$ ]	Współczynnik zmienności emisji [%]	Współczynnik korelacji
1	2	3	4	5	6	7	8
E1a	50 000 12 500 5 555 3 125 2 000 1 390	52,4 47,2 42,4 42,7 41,7 42,0	50,5 48,8 47,4 48,0 47,3 48,0	0,924 0,931 0,922 0,925 0,925 0,922	0,385 0,338 0,309 0,309 0,303 0,303	54,4 53,5 52,2 53,0 52,2 53,3	0,912 0,916 0,908 0,905 0,909 0,900
E1b	50 000 12 500 5 555 3 125 2 000 1 390	74,1 60,6 51,8 50,5 48,2 47,7	50,5 48,8 47,4 48,0 47,3 48,0	0,924 0,931 0,922 0,925 0,925 0,922	0,525 0,425 0,370 0,359 0,344 0,339	54,4 53,5 52,2 53,0 52,2 53,3	0,912 0,916 0,908 0,905 0,909 0,900
E1c	50 000 12 500 5 555 3 125 2 000 1 390	71,1 62,4 55,8 56,0 54,6 55,0	49,4 47,3 46,2 46,5 45,9 46,6	0,921 0,928 0,918 0,921 0,920 0,918	0,509 0,441 0,401 0,400 0,392 0,392	52,9 51,3 50,0 50,7 49,8 51,0	0,909 0,913 0,903 0,902 0,905 0,896

c.d. TABLE II.6.

1	2	3	4	5	6	7	8
E2a	50 000	24,0	47,4	0,913	0,191	50,2	0,899
	12 500	90,9	69,8	0,233	0,528	72,7	0,279
	5 555	35,1	43,8	0,924	0,273	45,6	0,920
	3 125	51,5	57,2	0,602	0,339	63,4	0,518
	2 000	38,1	46,1	0,919	0,287	46,5	0,933
	1 390	46,1	53,8	0,843	0,317	60,5	0,761
E2b	50 000	33,6	47,4	0,913	0,258	50,2	0,899
	12 500	118,6	69,8	0,233	0,676	72,6	0,279
	5 555	42,7	43,8	0,924	0,326	45,6	0,920
	3 125	61,2	57,2	0,602	0,396	63,4	0,518
	2 000	43,9	46,1	0,919	0,325	46,5	0,933
	1 390	52,5	53,8	0,843	0,355	60,5	0,761
E2c	50 000	32,5	47,0	0,910	0,252	49,1	0,896
	12 500	126,7	68,6	0,257	0,719	71,1	0,295
	5 555	46,1	43,5	0,920	0,355	43,1	0,915
	3 125	69,1	56,4	0,663	0,447	62,3	0,571
	2 000	49,8	45,5	0,916	0,371	43,6	0,928
	1 390	61,1	52,8	0,857	0,414	59,0	0,780

c.d. TABLE II.6

1	2	3	4	5	6	7	8
E3a	50 000	164,7	59,7	0,933	1,150	63,1	0,929
	12 500	110,3	59,7	0,933	0,767	63,3	0,926
	5 555	83,2	55,8	0,934	0,591	60,0	0,930
	3 125	74,1	55,4	0,933	0,526	59,7	0,921
	2 000	66,5	53,6	0,934	0,477	57,9	0,929
	1 390	62,6	53,2	0,932	0,449	57,8	0,919
E3b	50 000	233,8	59,7	0,933	1,577	63,1	0,929
	12 500	141,9	59,7	0,933	0,962	63,3	0,926
	5 555	101,9	55,8	0,934	0,706	60,0	0,930
	3 125	87,5	55,4	0,933	0,610	59,7	0,921
	2 000	76,7	53,6	0,934	0,541	57,9	0,929
	1 390	71,1	53,2	0,932	0,502	57,8	0,919
E3c	50 000	272,0	58,6	0,933	1,788	62,1	0,928
	12 500	167,7	58,0	0,934	1,118	61,7	0,927
	5 555	121,3	54,1	0,933	0,832	58,3	0,928
	3 125	105,7	53,6	0,932	0,728	57,8	0,920
	2 000	93,3	51,8	0,932	0,652	55,9	0,927
	1 390	87,0	51,4	0,930	0,609	55,8	0,917

c.d. TABLE II.6

1	2	3	4	5	6	7	8
E4a	50 000	71,8	52,5	0,924	0,549	56,0	0,918
	12 500	187,6	77,0	0,007	1,099	79,1	0,096
	5 555	68,6	51,6	0,935	0,517	54,5	0,947
	3 125	84,9	62,3	0,462	0,560	67,0	0,414
	2 000	60,8	51,7	0,923	0,450	53,5	0,953
	1 390	67,4	58,0	0,776	0,463	63,6	0,693
E4b	50 000	101,0	52,5	0,924	0,743	56,0	0,918
	12 500	244,6	77,0	0,007	1,402	79,1	0,096
	5 555	83,3	51,6	0,935	0,616	54,5	0,947
	3 125	100,8	62,3	0,462	0,653	67,0	0,414
	2 000	70,0	51,7	0,923	0,510	53,5	0,953
	1 390	76,6	58,0	0,776	0,518	63,6	0,693
E4c	50 000	116,5	51,9	0,924	0,836	55,3	0,917
	12 500	298,0	75,9	0,056	1,676	78,0	0,142
	5 555	99,1	49,7	0,934	0,724	52,4	0,945
	3 125	123,4	61,0	0,506	0,788	65,8	0,450
	2 000	84,9	50,0	0,922	0,613	51,1	0,950
	1 390	94,7	56,5	0,819	0,633	62,1	0,741

c.d. TABLE II.6

1	2	3	4	5	6	7	8
E5	50 000	40,2	60,7	0,932	0,287	63,7	0,930
	12 500	71,9	73,4	0,248	0,428	75,4	0,314
	5 555	29,8	58,6	0,936	0,226	61,4	0,942
	3 125	37,9	65,5	0,450	0,249	68,9	0,428
	2 000	26,7	57,5	0,926	0,199	59,7	0,946
1 390	30,8	63,1	0,600	0,211	66,9	0,552	
E6	50 000	15,1	53,2	0,927	0,116	56,6	0,917
	12 500	37,3	66,2	0,333	0,227	69,1	0,348
	5 555	18,5	53,0	0,933	0,142	57,6	0,915
	3 125	26,2	61,2	0,508	0,172	65,8	0,473
	2 000	20,3	55,9	0,920	0,149	59,6	0,900
1 390	24,0	60,2	0,596	0,163	64,9	0,542	
E7	50 000	66,9	61,0	0,933	0,467	64,0	0,930
	12 500	47,0	61,9	0,931	0,332	64,9	0,927
	5 555	36,5	58,5	0,934	0,265	62,0	0,933
	3 125	33,2	58,5	0,932	0,242	62,0	0,933
	2 000	30,4	57,1	0,934	0,223	60,7	0,933
1 390	29,1	57,0	0,931	0,213	60,9	0,921	



c.d. TABLE II.6

1	2	3	4	5	6	7	8
E8	50 000	29,1	53,6	0,924	0,222	56,8	0,919
	12 500	78,7	78,7	0,006	0,468	80,4	0,028
	5 555	30,3	54,3	0,934	0,233	56,6	0,951
	3 125	37,5	64,9	0,431	0,254	68,8	0,391
	2 000	28,0	55,1	0,921	0,211	56,7	0,957
	1 390	30,8	61,1	0,727	0,217	65,7	0,648
E9	50 000	24,9	53,3	0,927	0,188	56,9	0,917
	12 500	24,2	54,4	0,931	0,176	58,6	0,904
	5 555	22,7	53,7	0,927	0,166	58,4	0,896
	3 125	23,2	55,2	0,904	0,167	59,8	0,853
	2 000	23,0	55,2	0,908	0,166	59,8	0,858
	1 390	23,2	55,8	0,883	0,166	60,6	0,821
E10	50 000	11,4	49,0	0,916	0,093	51,9	0,904
	12 500	42,3	73,3	0,155	0,254	75,6	0,224
	5 555	18,9	48,9	0,935	0,146	53,1	0,929
	3 125	25,8	60,9	0,493	0,174	65,9	0,439
	2 000	21,4	53,6	0,927	0,158	57,0	0,922
	1 390	23,9	58,3	0,719	0,167	63,6	0,659

c.d. TABLICY II.6

1	2	3	4	5	6	7	8
E11	50 000 12 500 5 555 3 125 2 000 1 390	70,6 66,6 66,0 66,5 66,8 67,1	60,0 57,3 57,0 57,3 57,8 58,4	0,926 0,924 0,927 0,929 0,924 0,919	0,455 0,433 0,431 0,435 0,436 0,438	62,6 60,3 59,9 60,1 60,5 60,9	0,925 0,919 0,923 0,927 0,924 0,920
E12	Źródło liniowe	51,3	51,6	0,934	0,430	51,6	0,927



B.

20175



(400)00000011234

Wypożyczalnia  
dla Pracowników